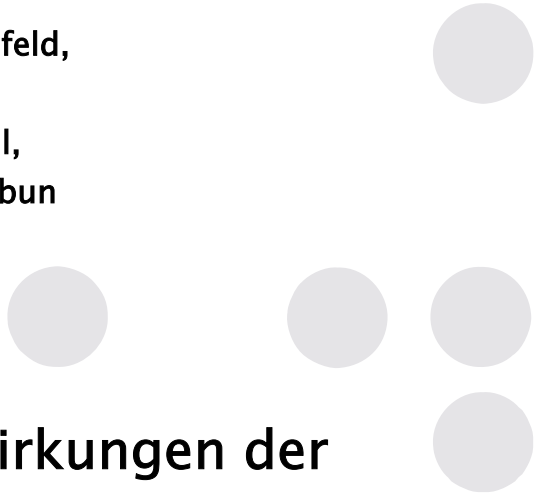


Jesko Hirschfeld,
Julika Weiß,
Marcin Preidl,
Thomas Korbun



Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland

Schriftenreihe des IÖW 186/08

Studie im Auftrag von
foodwatch e.V.

Gefördert durch
Deutsche Wildtier Stiftung
Karl-Ludwig Schweisfurth
klef – Karl Linder Education Foundation

Jesko Hirschfeld, Julika Weiß, Marcin Preidl, Thomas Korbun

Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland

Schriftenreihe des IÖW 186/08
Berlin, August 2008, ISBN 978-3-932092-89-3

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH (*gemeinnützig*)

IÖW-Geschäftsstelle
Potsdamer Str. 105
D-10785 Berlin
Tel.: +49-(0)30 - 884 59 4-0
Fax: +49-(0)30 - 882 54 39
<http://www.ioew.de>

Büro Heidelberg
Bergstraße 7
D-69120 Heidelberg
Tel.: +49-(0)6221 - 64 91 6-0
Fax: +49-(0)6221 - 27 06 0
mailbox@heidelberg.ioew.de

Danksagung

Wir bedanken uns für Ihre fachlichen Anregungen, Anmerkungen und Informationen sowie kritisches Gegenlesen bei:

Dr. Andreas Bramm, Dr. Zazie von Davier, Prof. Dr. Dr. Matthias Gauly, Dr.-Ing. Andreas Gensior, Prof. Dr. Bernhard Hörning, Dr. Niels Kohlschütter, Achim Schäfer, Michael Steinfeldt, Dr. Wendelin Wichtmann, Prof. Dr. Christoph Winckler

Der Deutschen Wildtier Stiftung, Karl Ludwig Schweisfurth und der Karl Linder Education Foundation danken wir für die finanzielle Förderung.

Impressum

Herausgeber: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) (*gemeinnützig*)
Potsdamer Str. 105

D-10785 Berlin

Tel. +49 (30) 884594-0, Fax +49 (30) 8825439

www.ioew.de

Ansprechpartner: Dr. Jesko Hirschfeld, jesko.hirschfeld@ioew.de

Zitierweise: Hirschfeld, Jesko, Julika Weiß, Marcin Preidl & Thomas Korbun (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08. Berlin, 187 S.

Auftraggeber: foodwatch e.V., Berlin, info@foodwatch.de, www.foodwatch.de

Förderung:

- Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, www.deutschewildtierstiftung.de, info@DeWiSt.de
- Karl Ludwig Schweisfurth, München
- klef - Karl Linder Education Foundation, Karlsruhe

Diese Publikation kann beim IÖW in gedruckter Fassung bezogen werden (Bestellung: vertrieb@ioew.de). Sie steht außerdem zum kostenlosen Download auf den Internetseiten des IÖW und von foodwatch e.V. bereit: www.ioew.de, www.foodwatch.de.

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft in Deutschland trägt in erheblichem Maße zur Emission von Treibhausgasen bei. In Klimaschutzstrategien, etwa dem Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung, wird der Beitrag der Landwirtschaft dennoch häufig vernachlässigt. Ziel dieser Studie ist es daher, die Klimawirkungen der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland im Bezug auf die wichtigsten Agrarprodukte - Weizen, Schweinefleisch, Rindfleisch und Milch - abzuschätzen. Dabei wird insbesondere untersucht, inwiefern sich die konventionelle und die ökologische Landwirtschaft in ihren Klimawirkungen unterscheiden und worin die Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren liegen. Die Ergebnisse der Klimabilanzen zeigen, dass die ökologische Landwirtschaft in der Regel klimafreundlicher ist als die konventionelle Landwirtschaft. Dies resultiert hauptsächlich aus dem Einsatz großer Mengen mineralischer Düngemittel in der konventionellen Landwirtschaft, die bei Produktion und Einsatz hohe Treibhausgasemissionen verursachen. Andererseits weisen ökologische Produktionsverfahren einen höheren Flächenbedarf auf als konventionelle Verfahren. Ein erhebliches Klimaschutzpotenzial liegt außerdem in der Wiedervernässung von trockengelegten Moorflächen, deren derzeitige landwirtschaftliche Nutzung zu beträchtlichen Treibhausgasemissionen führt. Insgesamt könnte die Landwirtschaft durch Veränderungen der Produktionsweise sowie durch eine Aufgabe oder Extensivierung der genutzten Moorflächen einen erheblichen Beitrag zur Erreichung der deutschen Klimaszutzziele leisten. In der Studie werden hierfür zentrale Ansatzpunkte identifiziert sowie potentielle Synergieeffekte und Konflikte mit Umwelt- und Tierschutzzieleen erörtert.

Abstract

The agriculture in Germany accounts for a significant degree of greenhouse gas emissions. In climate protection strategies (i.e. the energy and climate programme of the federal government), the contribution of the agriculture is usually still neglected. Therefore, the purpose of this study is the evaluation of climate impacts of the agricultural production in Germany, with respect to the most important agricultural products – wheat, pork, beef and milk. The research focuses on, to what extent conventional and organic farming are different in their climate impacts and which advantages and disadvantages can be found in different systems. The performances of the climate assessment show that organic farming normally is more climate friendly than conventional agriculture. That primarily results from large amounts of mineral fertilizer used in the conventional agriculture which causes high greenhouse gas emissions during production and application. On the other hand, the demand for space throughout ecological production processes is higher than in conventional systems. Furthermore, a significant potential for climate protection can be seen in the water logging of drained marsh areas whose current agricultural utilization leads to extensive greenhouse gas emissions. Altogether, the agriculture could contribute to the attainment of Germany's climate goals. This could be achieved through changes in production methods as well as abandoning or extensification of the used marsh areas. For this purpose, the study will identify central starting points as well as discuss potential synergy effects and conflicts with environmental and animal protection goals.

Die Autorinnen und Autoren

Dr. Jesko Hirschfeld ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im IÖW-Forschungsfeld „Umweltökonomie und Umweltpolitik“.

Dr. Julika Weiß ist wissenschaftliche Mitarbeiterin im IÖW-Forschungsfeld „Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz“.

Marcin Preidl, M. Sc. Agrarökonomik, war freier Mitarbeiter des IÖW.

Dipl.-Biol. Thomas Korbun ist Wissenschaftlicher Geschäftsführer des IÖW.

Inhaltsverzeichnis

1	Ziel der Studie	1
2	Klimawirkungen der deutschen Landwirtschaft	8
3	Literatur- und Metaanalyse zu einzelnen Verfahren der Tierhaltung und des Pflanzenbaus.....	16
3.1	Rinderhaltung	16
3.1.1	Milchviehhaltung	18
3.1.2	Rindfleischproduktion.....	23
3.1.3	Methodische Probleme bei der Bewertung direkter Emissionen aus der Rinderhaltung	27
3.2	Schweinehaltung	31
3.3	Geflügelhaltung	39
3.4	Treibhausgas-Emissionen aus der Pflanzenproduktion.....	43
3.4.1	Landwirtschaftlich genutzte Böden.....	43
3.4.2	Landnutzung und Landnutzungsänderung	50
4	Methode der Klimabilanzierung.....	53
5	Klimabilanz der Weizenproduktion	56
5.1	Untersuchungsrahmen	56
5.2	Modellbetriebe des konventionellen und des ökologischen Weizenanbaus	57
5.3	Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte des Weizenanbaus (Sachbilanz)	58
5.4	Abschätzung der Klimawirkung.....	61
6	Klimabilanz der Schweinefleischproduktion	63
6.1	Untersuchungsrahmen	63
6.2	Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Schweinemast	64
6.2.1	Konventionell wirtschaftender Schweinemastbetrieb.....	65
6.2.2	Ökologisch wirtschaftender Schweinemastbetrieb	70
6.3	Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Schweinemast (Sachbilanz).....	74
6.4	Abschätzung der Klimawirkung.....	82
7	Klimabilanz der Milchproduktion.....	86
7.1	Untersuchungsrahmen	86
7.2	Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Milchproduktion	88
7.2.1	Modellbetriebe für die konventionelle Milchviehhaltung.....	89
7.2.2	Modellbetriebe für die ökologische Milchviehhaltung	93
7.3	Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Milchproduktion (Sachbilanz).....	98
7.4	Abschätzung der Klimawirkung.....	104
8	Klimabilanz der Rindfleischproduktion	106
8.1	Untersuchungsrahmen	106
8.2	Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Rindfleischproduktion	108
8.2.1	Verfahren der Mutterkuhhaltung.....	108
8.2.2	Ochsenmast als extensives Mastverfahren.....	110
8.2.3	Bullenmast als intensives Rindermastverfahren	112
8.3	Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Rindermast (Sachbilanz)	113

II

8.4	Abschätzung der Klimawirkung.....	117
9	Bodenemissionen aufgrund der Entwässerung und Nutzung von Moorflächen sowie Humusabbau auf Ackerflächen	125
10	Schlussfolgerungen für eine klimafreundlichere Landwirtschaft	133
10.1	Zusammenfassung der Klimaschutzpotenziale (Landnutzung, Einzelverfahren und Gesamtbetrachtung)	133
10.2	Szenarien zu den Klimaschutzpotenzialen in der deutschen Landwirtschaft ...	142
10.3	Konflikte und Synergien mit anderen Zielen	152
10.4	Maßnahmen für mehr Klimaschutz in der Landwirtschaft	154
11	Anhang	160
	Anhang I: Produktbezogene Emissionen der Milchviehhaltung und Rindfleischproduktion in konventionellen, konventionell-extensiven und ökologischen Betrieben.....	161
	Anhang II: Berechnung der Einnahmen der Milchviehbetriebe und Betriebe mit Mutterkuhhaltung für die monetäre Allokation	163
	Anhang III: Verringerung des Treibhauspotenzials durch den Einsatz von Biogasanlagen..	164
12	Literatur.....	173

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Anteil der deutschen Landwirtschaft an den Gesamtemissionen von Treibhausgasen in Deutschland inklusive Vorleistungen anderer Wirtschaftsbereiche im Jahr 2006 [in % und Mio. t CO ₂ -Äquivalente].....	8
Abbildung 2.2: Anteil der landwirtschaftlichen Emissionen an den gesamten deutschen Emissionen von CO ₂ , N ₂ O und CH ₄ im Jahr 2004	10
Abbildung 2.3: Landwirtschaftliche Emissionen an Treibhausgasen im Jahr 2004 [jeweils in % und Mio. t CO ₂ -Äquivalenten].....	11
Abbildung 2.4: Anteile verschiedener direkter Treibhausgas-Emissionsquellen in der Landwirtschaft im Jahr 2004 [in % und Mio. t CO ₂ -Äquivalenten]	12
Abbildung 2.5: Anteile an den Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2006 [in % und Mio. t CO ₂ -Äquivalenten]	13
Abbildung 2.6: Flächeninanspruchnahme der Tierhaltung und des Pflanzenbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Deutschland im Jahr 2006 [in % und Mio. ha].....	14
Abbildung 2.7: Direkte Treibhausgas-Emissionen aus der Tierhaltung [in 1000 t CO ₂ -Äquivalente] – unter Vernachlässigung der Futtermittelerzeugung und sonstiger Vorleistungen	15
Abbildung 3.1: Direkte Treibhausgas-Emissionen aus der Rinderhaltung im Jahr 2004 [in %]	17
Abbildung 3.2: CH ₄ -Ausscheidung je kg produzierter Milch in Abhängigkeit von der täglichen Milchleistung der Kühe	21
Abbildung 3.3: THG Emissionen aus der Schweinehaltung im Jahr 2004 [in %].....	31
Abbildung 3.5: Emissionen aus der Landnutzung und Landnutzungsänderung in Deutschland im Jahr 2004 [in % und Mio. t CO ₂ - Äquivalenten]	52
Abbildung 5.1: Weizenproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung.....	56
Abbildung 5.2: Treibhausgasemissionen durch den Anbau von Winterweizen	62
Abbildung 6.1: Schweinefleischproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung.....	63
Abbildung 6.2: Mastschweinebestand in Deutschland nach Bestandsgrößenklassen 2005 [Mastschweine ab 50 kg Lebendgewicht in % des Gesamtbestandes]	67
Abbildung 6.3: Beispiel eines Außenklima-Schrägbodenstalls	72
Abbildung 6.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht; ab Hof).....	84
Abbildung 7.1: Milchproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung	86
Abbildung 7.2: Boxenlaufstall zur Haltung von Milchkühen, gemäß den Anforderungen der EG-Öko-Verordnung.....	95
Abbildung 7.3: Tieflaufstall, hier verwendet in der Haltung von Kälbern	95
Abbildung 7.4: Schema eines Tretmiststalls, hier verwendet in der Haltung von Färsen	95
Abbildung 7.5: Treibhausgasemissionen aufgrund der Erzeugung von 1 kg Milch (Rohmilch ab Hof).....	105
Abbildung 8.1: Produktion von Rindfleisch: Bilanzraum für die Klimabilanzierung	106
Abbildung 8.2: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung	119
Abbildung 8.3: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Absetzern aus der Mutterkuhhaltung.....	120
Abbildung 8.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Milchviehhaltung	121
Abbildung 8.5: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Mutterkuhhaltung	122

Abbildung 8.6: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch (Schlachtgewicht, ab Hof).....	123
Abbildung 9.1: Nutzung von Nieder- und Hochmoorflächen in Deutschland [in %].....	126
Abbildung 9.2: Anteile des Grünlands auf Moorböden (dunkle Balkenanteile und Prozentzahlen) am jeweiligen gesamten Dauergrünland in verschiedenen Bundesländern [in Tsd. ha, vgl. Gesamthöhe der hellen Balken]	129
Abbildung 9.3: Anteile des Ackerlands auf Moorböden (dunkle Balkenanteile und Prozentzahlen) am jeweiligen gesamten Ackerland in verschiedenen Bundesländern [in Tsd. ha, vgl. Gesamthöhe der hellen Balken]	130
Abbildung 10.1: Treibhausgasemissionen durch den Anbau von Winterweizen [in g CO ₂ -Äquivalent pro kg Weizen].....	134
Abbildung 10.2: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht; ab Hof).....	135
Abbildung 10.3: Treibhausgasemissionen aufgrund der Erzeugung von 1 kg Milch (Rohmilch ab Hof).....	136
Abbildung 10.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Milchviehhaltung	137
Abbildung 10.5: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung	138
Abbildung A III.1: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Schweinemast durch den Einsatz einer Biogasanlage.....	166
Abbildung A III.2: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Milchproduktion durch den Einsatz einer Biogasanlage.....	167
Abbildung A III.3: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Rindfleischproduktion durch den Einsatz einer Biogasanlage.....	168

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: THG-Emissionen in 18 ausgewählten Allgäuer Milchviehbetrieben nach Art des Haltungsverfahrens (konventionell-intensiv, konventionell-extensiv und ökologisch)...	18
Tabelle 3.2: Produktbezogene Emissionen der Milchviehhaltung in konventionellen, konventionell-extensiven und ökologischen Betrieben gemäß verschiedener wissenschaftlicher Studien	22
Tabelle 3.3: THG-Emissionen aus der Rindfleischproduktion in konventionellen und ökologischen Betrieben gemäß verschiedener wissenschaftlicher Quellen.....	25
Tabelle 3.4: Direkte CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus der Stallhaltung von Rindern [in kg CO ₂ - Äquivalenten pro Großvieheinheit und Jahr]	28
Tabelle 3.5: Vergleich der Methanumwandlungsfaktoren und der Lachgasemissionsfaktoren nach DÄMMGEN (2006a) bzw. IPCC (2006)	30
Tabelle 3.6: Emissionen aus Mastschweineställen [in kg CO ₂ -Äquivalente pro Tierplatz und Jahr].....	33
Tabelle 3.7: Zusammenfassende Übersicht zu direkte CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus der Stallhaltung von Schweinen aus verschiedenen Studien [in kg CO ₂ -Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr]	35
Tabelle 3.8: CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus einem Schrägbodenstall und die Standardwerte für die Vollspaltenbodenhaltung [in CO ₂ -Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr]	37
Tabelle 3.9: Direkte CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus der Haltung von Geflügel [in kg CO ₂ - Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr] – ohne Berücksichtigung von Futterherstellung und anderen Vorleistungen.....	41
Tabelle 3.10: Direkte und indirekte N ₂ O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Jahr 2004 [in Mio. t CO ₂ -Äquivalenten].....	43
Tabelle 3.11: Flächenbezogene direkte N ₂ O-Emissionen aus Acker- und Grünlandflächen in Deutschland.....	46
Tabelle 3.12: Summe der THG-Emissionen in der konventionellen (Konv), ressourcenschonenden (RS) und ökologischen Landwirtschaft (Öko) für verschiedene pflanzenbauliche Produktionsverfahren [in CO ₂ - Äquivalenten]	48
Tabelle 5.1: Emissionen für die Bereitstellung von mineralischem Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (inkl. Transport bis Feldrand)	59
Tabelle 5.2: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts	59
Tabelle 5.3: Klimarelevante Einsatzmengen an Betriebsmitteln sowie Ertragsmenge im Winterweizenanbau	60
Tabelle 5.4: Vergleich der Treibhausgasemissionen des Anbaus von Winterweizen im ökologischen und konventionellen Landbau.....	61
Tabelle 6.1: Übersicht der Modellbetriebe.....	65
Tabelle 6.2: Futterzusammensetzung in den konventionellen Betrieben (13 MJ ME je kg) ...	68
Tabelle 6.3: Futterzusammensetzung in der ökologischen Schweinemast	73
Tabelle 6.4: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts	75
Tabelle 6.5: Klimarelevante Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im Futtermittelanbau sowie die jeweiligen Ertragsmenge	76
Tabelle 6.6: Angenommene Treibhausgasemissionen durch den Anbau, Transport und die Aufbereitung von Soja bezogen auf Sojaschrot	77
Tabelle 6.7: Emissionen an Treibhausgasen durch die Aufzucht der Ferkel	78
Tabelle 6.8: Energieverbrauch in der Schweinemast	79
Tabelle 6.9: N ₂ O-Emissionsfaktoren (EF _{nit}) und CH ₄ -Konversionsfaktoren (MCF) für das Wirtschaftsdüngermanagement	79
Tabelle 6.10: Lachgas- und Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und der enterischen Fermentation	81

Tabelle 6.11: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch.....	82
Tabelle 7.2: Übersicht der Modellbetriebe, konventionelles System.....	88
Tabelle 7.3: Übersicht der Modellbetriebe, ökologisches System.....	89
Tabelle 7.4: Futterzusammensetzung in den konventionell wirtschaftenden Betrieben, Milchkühe.....	91
Tabelle 7.5: Futterzusammensetzung des Kälberkraftfutters (Eigenmischung)	92
Tabelle 7.6: Beispielsration für die Färsenaufzucht.....	93
Tabelle 7.7: Futterzusammensetzung in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben, Milchviehhaltung	97
Tabelle 7.8: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts	99
Tabelle 7.9: Klimarelevante Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im ökologischen Futtermittelanbau sowie die jeweilige Ertragsmenge	100
Tabelle 7.10: Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im konventionellen Futtermittelanbau sowie die jeweiligen Ertragsmenge.....	100
Tabelle 7.11: Spezifische Methan-Emissionen aus der Verdauung der Rinder (enterische Fermentation)	103
Tabelle 7.12: Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement	103
Tabelle 7.13: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Milch.....	104
Tabelle 8.1: Verfahren der Mutterkuhhaltung.....	109
Tabelle 8.2: Futterrationen für die Mutterkühe, Färsen zur Bestandesergänzung	110
Tabelle 8.3: Übersicht der Modellbetriebe, extensive Mastverfahren, Ochsenmast.....	111
Tabelle 8.4: Futterration in der Ochsenmast	111
Tabelle 8.5: Übersicht über Verfahren der Bullenmast.....	112
Tabelle 8.6: Futterzusammensetzung in der Bullenmast, nach der Tränkephase	113
Tabelle 8.7: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts	114
Tabelle 8.8: Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff beim Futtermittelanbau sowie die jeweilige Ertragsmenge	115
Tabelle 8.9: Direkte Emissionen aus der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement der Mutterkuhhaltung bezogen auf das Lebendgewicht des Absetzers.....	116
Tabelle 8.10: Direkte Emissionen der Bullen- bzw. Ochsenmast aus der Milchviehhaltung aufgrund der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement.....	117
Tabelle 8.11: Direkte Emissionen der Bullen- bzw. Ochsenmast aus der Mutterkuhhaltung aufgrund der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement.....	117
Tabelle 8.12: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast.....	118
Tabelle 8.13: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch von Altkühen der Milchvieh- oder Mutterkuhhaltung	121
Tabelle 9.3: Klimatische Wirksamkeit differenzierter Niedermoornutzung [in kg CO ₂ - Äquivalente pro ha und Jahr]*	130
Tabelle 10.1: Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche für die verschiedenen untersuchten Tierhaltungs- und Pflanzenbauverfahren	141
Tabelle 10.2: Theoretisch mögliche Treibhausgas-Reduktionspotenziale bezogen auf die landwirtschaftliche Gesamtproduktion in Deutschland: Jeweils „klimaschutzoptimales“ Verfahren im Vergleich zur durchschnittlichen gegenwärtigen Praxis	145
Tabelle 10.3: Theoretisch notwendige zusätzliche Flächen zur Umstellung auf das jeweils „klimaschutzoptimale“ Verfahren im Vergleich zur durchschnittlichen gegenwärtigen Praxis (im Inland oder Ausland)	146
Tabelle A III.1: Biogasausbeute aus Gülle und Festmist von Rindern und Schweinen.....	165
Tabelle A III.2: Reduktionspotenzial durch den Einsatz einer Biogasanlage in den Betrieben mit Schweinehaltung	166

Tabelle A III.3: Reduktionspotenzial durch den Einsatz einer Biogasanlage in den Betrieben mit Milchviehhaltung	167
Tabelle A III.4: Biogasausbeute und Energiegewinn bei der Rindermast je Masttier	168

1 Ziel der Studie

In der Diskussion um Klimaschutzstrategien richtet sich das Augenmerk von Politik und Öffentlichkeit in der Regel bislang hauptsächlich auf Energiewirtschaft, Industrie, Verkehrswesen und private Haushalte. Die Rolle der Landwirtschaft wird dabei häufig vernachlässigt, obwohl sie mit 133 Millionen Tonnen für über 13 Prozent der in Deutschland emittierten Treibhausgase verantwortlich ist.¹ Abgesehen von der Förderung des Energiepflanzenanbaus ignoriert die Agrarpolitik auf deutscher und europäischer Ebene bislang die Klimawirkungen der Landwirtschaft. Und auch das Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung vernachlässigt die Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft.²

Was bislang fehlt, ist ein systematischer Überblick, der zum einen klarstellt, welche Agrarprodukte aktuell mit welchen Klimawirkungen hergestellt werden, und zum anderen aufzeigt, wo Klimaschutz in der Landwirtschaft am wirkungsvollsten ansetzen könnte. Auch fehlt bisher eine systematische Gegenüberstellung der Klimaeffekte der konventionellen und der ökologischen Landwirtschaft. „Einen vollständigen, allgemein anerkannten und umfassenden Vergleich zum Unterschied der Treibhausgasemissionen zwischen dem konventionellen und dem ökologischen Landbau gibt es nach Kenntnis der Bundesregierung bis heute nicht. Bei der Erstellung der Treibhausgasinventare wird nicht zwischen konventionellem und ökologischem Anbau unterschieden“, schrieb die Bundesregierung im Mai 2007 in ihrer Antwort auf die Kleine Anfrage der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen zum Thema Landwirtschaft und Klimaschutz (DEUTSCHER BUNDESTAG 2006, S. 1).

Ziel dieser Studie ist es daher, die Klimawirkungen der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland im Bezug auf die wichtigsten Agrarprodukte abzuschätzen. Dabei wird insbesondere untersucht, inwiefern sich die konventionelle und die ökologische Landwirtschaft in ihren Klimawirkungen unterscheiden und worin die Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren liegen. Auf Grundlage dieser Analyse werden die Potenziale zur Verbesserung des Klimaschutzes in der Landwirtschaft ausgelotet.

Bei der Erzeugung von pflanzlichen und tierischen Produkten emittiert die Landwirtschaft große Mengen an Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Kohlendioxid (CO₂). Dies geschieht an verschiedenen Stellen im Produktionsprozess:

¹ Daten für das Jahr 2006, DEUTSCHER BUNDESTAG 2007, S. 2. Diese Daten beziehen auch diejenigen Vorleistungen mit ein, die die Landwirtschaft aus anderen Sektoren bezieht (beispielsweise Energieaufwand für die Düngemittelherstellung) sowie diejenigen Emissionen, die durch die Freisetzung von Treibhausgasen aus landwirtschaftlich genutzten Moorböden entstehen. Nicht einbezogen sind bei dem genannten Wert von 133 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten diejenigen Treibhausgasemissionen, die durch den Anbau von Importfuttermitteln im Ausland verursacht werden.

² Vgl. BUNDESREGIERUNG (2007): Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm

- Bei der Bodenbearbeitung werden Treibstoffe überwiegend fossilen Ursprungs verbraucht. Abhängig von der Häufigkeit der Überfahrten und der Intensität der Bodenbearbeitung differieren die Klimaeffekte.
- Die bei Herstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln entstehenden Treibhausgasemissionen sind der landwirtschaftlichen Produktion zuzurechnen, die diese Vorleistungen beim Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln einsetzt.
- In der Tierhaltung entstehen durch Verdauungsprozesse u.a. Methan und Lachgas, die je nach Ausgestaltung der Haltungsformen, Stallbau-, Lagerungs- und Ausbringungstechniken für Wirtschaftsdünger³ in unterschiedlichem Umfang in die Atmosphäre gelangen.
- Der Tierproduktion sind die Klimaeffekte des Anbaus der verwendeten Futtermittel zuzurechnen. Dabei müssen neben den Klimaeffekten der inländischen Erzeugung auch diejenigen Klimaeffekte berücksichtigt werden, die bei der Produktion importierter Futtermittel im Ausland und durch ihren Transport nach Deutschland verursacht werden (vgl. DEUTSCHER BUNDESTAG 2006).
- Je nach Ausgestaltung des Humusmanagements und der Steuerung des Wasserhaushalts können durch Abbauprozesse im Boden erhebliche Mengen CO₂ freigesetzt werden – insbesondere in Folge der Entwässerung von Mooren und Feuchtwiesen. Umgekehrt kann im Zuge z.B. einer Wiedervernässung ehemals trockengelegter Moore Kohlenstoff langfristig im Boden gespeichert und der Atmosphäre damit entzogen werden (SCHÄFER et al. 2005).⁴
- Inwieweit die Landwirtschaft die gesamtwirtschaftliche Klimabilanz im Zuge der Produktion nachwachsender Rohstoffe (z.B. Raps/Biodiesel, Mais- und Getreideanbau zur Energieerzeugung) tatsächlich verbessern kann, wird zunehmend kritisch betrachtet. Dabei spielt es eine Rolle, ob für den Anbau dieser Energiepflanzen Flächen intensiv in Nutzung genommen werden, die bislang brachlagen, wie sich die Klimabilanz des Anbaus dieser Rohstoffe insgesamt darstellt und in welchem Umfang und mit welchen Technologien damit fossile Brennstoffe substituiert werden, deren Verbrennung ansonsten zusätzliche Mengen CO₂ freigesetzt hätte (COLE 1997, UIHLEIN 2006). Vor dem Hintergrund der aktuellen Entwicklungen auf den Weltagrarmärkten zeichnen sich verschärfte Flächennutzungskonkurrenzen zwischen Nahrungsmittelproduktion, Energiepflanzenanbau und Naturschutzansprüchen ab (OECD/FAO 2007; OECD 2008).

³ Gülle, Mist, Jauche und Silagesäfte.

⁴ Vor diesem Hintergrund fordert beispielsweise der Deutsche Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem aktuellen Gutachten unter anderem, Feucht- und Mooregebiete zu erhalten und zu stärken (SRU 2008).

In der Tierhaltung ist der Umfang klimarelevanter Emissionen in erheblichem Maße abhängig von dem zur Erzeugung eines bestimmten Produktes eingesetzten Produktionsverfahren. Vor allem die Zusammensetzung der Futtermitteln, die Art der Aufstallung und Entmistung sowie die Ausgestaltung der Lagerstätten und Ausbringungstechnik für Wirtschaftsdünger entscheiden über das Ausmaß der Klimaeffekte. Ein Kilo Fleisch und ein Liter Milch kann zu sehr unterschiedlichen „Klimakosten“ erzeugt werden (siehe Kapitel 6, 7 und 8).

Im Pflanzenbau sind es in erster Linie der Einsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln sowie die Entwässerung von Feuchtgebieten, die über das Ausmaß der „Klimakosten“ entscheiden. Insbesondere aufgrund des höheren Mineraldüngereinsatzes weisen zahlreiche konventionelle Produktionsverfahren höhere Treibhausgasemissionen auf als diejenigen des ökologischen Landbaus. Bei solchen Systemvergleichen ist jedoch zu berücksichtigen, dass Flächenerträge, Mast- und Milchleistungen im ökologischen Landbau typischerweise geringer ausfallen als in der konventionellen Landwirtschaft. Die ökologischen Verfahren benötigen pro Produkteinheit also in der Regel mehr Fläche als die entsprechenden konventionellen Verfahren. Pro Liter Milch und pro Kilo Weizen fallen die Unterschiede in den Klimawirkungen des konventionellen und des ökologischen Landbaus daher häufig geringer aus als pro Milchkuh oder pro Hektar Anbaufläche gerechnet. Das bedeutet, dass der konventionelle Landbau einige seiner Klimanachteile aufgrund seiner höheren Produktivität auffangen kann. Im Bezug auf einzelne Verfahren weist der ökologische Landbau jedoch in einigen Fällen durchaus auch eine ungünstigere Klimabilanz auf als die konventionelle Wirtschaftsweise.

Systemvergleiche sollten jedoch nicht allein am gegenwärtigen Stand durchschnittlicher Betriebe festgemacht werden. Wenn es darum gehen soll, die Potenziale einer am Klimaschutz orientierten Umsteuerung der Landwirtschaft auszuloten, müssen auch dynamische Effekte einbezogen werden. Die heutige durchschnittliche Praxis ist geprägt von den gegenwärtigen Rahmenbedingungen. Werden diese Rahmenbedingungen in Richtung einer stärkeren Klimaschutzorientierung verändert, wird sich auch die durchschnittliche Praxis verändern. Daher werden in dieser Studie nicht nur Durchschnittsbetriebe verglichen, sondern sowohl bei den konventionellen, als auch bei den ökologischen Betrieben Spitzenbetriebe, die sich hinsichtlich ihrer Leistungen innerhalb der oberen 10 Prozent ihrer jeweiligen Betriebstypen befinden. Damit soll näherungsweise abgebildet werden, was die deutsche Landwirtschaft in den nächsten Jahren für den Klimaschutz zu leisten in der Lage wäre.

Sowohl bei den konventionellen, als auch bei den ökologischen Betrieben gibt es erhebliche Potenziale zur Verbesserung des Klimaschutzes, denn bisher werden die Betriebsprogramme meist ohne Rücksicht auf Klimaeffekte, sondern in erster Linie im Hinblick auf betriebswirtschaftliche Kennziffern optimiert.

Abgesehen von der Förderung des Energiepflanzenanbaus existieren gegenwärtig keine zielgerichteten agrarpolitischen Maßnahmen zur Verbesserung der Klimabilanz der deutschen und europäischen Landwirtschaft (OSTERBURG ET AL. 2008, S. XI). Einige agrarpolitische

Maßnahmen können positive Nebeneffekte für den Klimaschutz bewirken – wie beispielsweise die Düngeverordnung durch die Reduzierung der ausgebrachten Düngermengen (und damit der Lachgasemissionen) auf den Flächen und der Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Mineraldünger. Auch Agrarumweltprogramme, die Umwandlung von Acker- in Grünland, extensive Grünlandnutzung und Wiedervernässung von Feuchtgebieten fördern, können positive Klimawirkungen zeitigen (POVELLATO 2006, S. 20 ff.). Eine Reihe anderer Politikmaßnahmen wirkt jedoch noch immer in die entgegengesetzte Richtung – u.a. Exportsubventionen, die Milchquotenregelung sowie die Zuckermarktpolitik. Diese fördern die Aufrechterhaltung einer ressourcenintensiven Landwirtschaft und verschärfen damit negative Klimawirkungen insbesondere der konventionellen Landwirtschaft (ZDANOWICZ et al. 2005, S. 40).

Wenn Landwirtschaft einen größeren Beitrag zum Klimaschutz leisten soll, müssen in zunehmendem Umfang klimafreundliche Produktionsweisen eingesetzt werden. Dazu müssen zunächst die Klimawirkungen der gegenwärtig eingesetzten Produktionsverfahren ermittelt, zusammengestellt und miteinander verglichen werden. Daraus können dann Strategien für eine klimafreundlichere Betriebspraxis und Agrarpolitik abgeleitet werden. Hierzu soll diese Studie einen Beitrag leisten.

Die Vorgehensweise der Studie

Zu den Klimawirkungen der Landwirtschaft liegen eine Reihe von Einzelstudien über einzelne Produktionsverfahren, Betriebszweige und Klimaschadstoffe vor, ebenso hoch aggregierte Abschätzungen der Gesamtemissionen auf nationaler und globaler Ebene. Zur Ableitung relevanter Handlungsempfehlungen für einen klimafreundlichen Umbau der Landwirtschaft fehlt bislang jedoch eine integrative Sicht auf den landwirtschaftlichen Betrieb als Ganzes, mit all seinen Anpassungsmöglichkeiten und Handlungsoptionen.

Zur Untersuchung der Klimawirkungen der Landwirtschaft wird in der vorliegenden Studie daher folgendes Vorgehen gewählt:

Kapitel 2 und **3** geben zunächst einen Überblick zum internationalen Stand der Forschung und Erhebungen zu den Klimawirkungen der Landwirtschaft. Zur Vorbereitung der nachfolgenden Arbeitsschritte werden auf den Gesamtsektor bezogene Emissionsdaten erörtert und anschließend sowohl nationale als auch internationale, auf einzelne Betriebstypen sowie einzelne Produktionsverfahren bezogene Detailstudien vorgestellt. Dabei werden Haupteinflussfaktoren auf das Ausmaß der Klimaeffekte identifiziert, die Hauptverursacher benannt und Ansatzpunkte für Systemvergleiche zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft herausgearbeitet. Ziel dieser Metaanalyse ist außerdem die Zusammenstellung eines Datengerüsts für die im nachfolgenden Arbeitsschritt durchzuführende Klimabilanzierung.

Hierzu wurden die Ergebnisse der in der Literaturstudie identifizierten Einzelstudien zu einem differenzierten Gesamtbild der Klimawirkungen der Landwirtschaft zusammengeführt.

Die **Kapitel 4 bis 8** stellen die umfassende Klimabilanzierung vor, die in dieser Studie erarbeitet wird. Hierzu werden anhand von vier zentralen landwirtschaftlichen Produkten (Weizen, Schweinefleisch, Milch, Rindfleisch) im Rahmen einer detaillierten Analyse die Stell-schrauben zur Beeinflussung der Klimawirksamkeit der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren identifiziert. Eine solche detaillierte Analyse ist notwendig, um die Unterschiede zwischen alternativen Produktions- und Haltungsverfahren angemessen abzubilden.

Kapitel 4 stellt zunächst die eingesetzte Methode der Klimabilanzierung vor, die für diese Studie weiterentwickelt worden ist. Hierzu sind aus national und international verfügbaren Studien klimarelevante Daten zu den einzelnen Stufen der Produktion (einschließlich der Vorprodukte und Betriebsmittel) recherchiert und in ein einheitliches, speziell für diese Fragestellung weiterentwickeltes Bewertungsraster überführt worden. Dazu wird auf das ursprünglich vom Öko-Institut und der Gesamthochschule Kassel entwickelte **Globale Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)** als Computerprogramm zur Berechnung der Treibhausgasemissionen und als Datenbank zurückgegriffen (siehe auch Box 4.1 in Kapitel 4; vgl. FRITSCH, SCHMIDT 2007). Für die hier vorgenommenen Klimabilanzierungen sind Verfahren angepasst und zusätzliche Verfahren auf der Grundlage aktueller Forschungsergebnisse definiert worden.

Zur Klimabilanzierung der untersuchten Produkte Weizen, Schweinefleisch, Milch und Rindfleisch wird in den Abschnitten 5.1, 6.1, 7.1 und 8.1 jeweils zunächst der Bilanzraum abgesteckt, d.h. erläutert, welche Produktionsschritte und Vorleistungen in das jeweilige Verfahren einbezogen werden – so beispielsweise die Klimawirkungen der Produktion von Mineraldünger oder des Anbaus und Transports von Soja, das als Futtermittel importiert und in konventionellen Mastverfahren eingesetzt wird.

Die Klimabilanzierung wird auf Grundlage typischer Verfahren durchgeführt, die in den Abschnitten 5.2, 6.2, 7.2 und 8.2 jeweils detailliert dargestellt sind. Um nicht nur den derzeitigen Status quo abzubilden, wird neben Durchschnittsbetrieben des konventionellen und des ökologischen Landbaus auch jeweils ein Betrieb definiert, der sich in der Gruppe der leistungsmäßig führenden 10 Prozent der konventionellen und ökologischen Betriebe befindet. Damit kann die Analyse aufzeigen, wo weitere Potenziale zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen liegen, wenn in Zukunft verstärkte Anstrengungen zum Klimaschutz in der Landwirtschaft in Angriff genommen werden.

Nach ausführlicher Erläuterung der Ableitung der Klimaeffekte der einzelnen Produktionsschritte (Sachbilanzen) werden in den Abschnitten 5.4, 6.4, 7.4 und 8.4 die Klimawirkungen der verschiedenen konventionellen und ökologischen Produktionsverfahren jeweils abschließend in Übersichtstabellen und Grafiken gegenübergestellt. Dabei werden die Ergebnisse der

Klimabilanzierung jeweils pro Produkteinheit dargestellt (also beispielsweise pro kg Rindfleisch oder Milch).

Kapitel 9 beleuchtet die für die Klimabilanz der deutschen Landwirtschaft besonders relevanten Emissionen aus der Bodennutzung. Wie in der Literaturübersicht in Kapitel 3.4 herausgearbeitet, verursachen die Ackerbau- und Grünlandnutzung entwässerter Moorböden zusammen knapp ein Drittel der Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in Deutschland. Landwirtschaftliche Produktion auf entwässerten Moorflächen verursacht durch Abbau der im Boden vorhandenen Kohlenstoffvorräte ein Vielfaches der Treibhausgasemissionen, die bei der Bewirtschaftung „normaler“ (mineralischer) Acker- und Grünlandböden entstehen. In Ergänzung der in den Kapiteln 4 bis 8 dargestellten Ergebnisse der Klimabilanzierung werden in Kapitel 9 daher diejenigen Zuschläge vorgestellt und diskutiert, die sich aus besonders klimaschädlichen Formen der Bodennutzung ergeben. Diese Zuschläge betreffen alle Produktionsverfahren (z.B. Rindfleisch- und Milcherzeugung sowie Ackerbau), die auf Moorböden stattfinden – und zwar sowohl die konventionellen, wie auch die ökologischen Verfahren.

Kapitel 10 gibt abschließend noch einmal eine Übersicht zu den Einzelergebnissen der Klimabilanzierung. Darauf aufbauend werden in Abschnitt 10.2 zur Abschätzung der Effekte einer konsequenten Klimaschutzorientierung zwei hypothetische Extremszenarien formuliert, mit denen das Gesamtpotenzial zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen aus der deutschen Landwirtschaft überschlägig abgeschätzt wird. Klimafreundlichere Produktionsverfahren benötigen in der Regel deutlich mehr Fläche als die bisherige durchschnittliche Bewirtschaftungspraxis. Diese Restriktion ist für die in Kapitel 10 geführte Diskussion der Umsetzbarkeit der hier entworfenen Klimaschutzszenarien von entscheidender Bedeutung.

Szenario I hält dabei die Menge und Struktur der Nahrungsmittelversorgung konstant, was bei umfassender Umstellung auf klimafreundlichere Verfahren des ökologischen Landbaus zu einer erheblichen Ausweitung des Flächenbedarfs führen würde. Szenario II hält die verfügbare Fläche konstant und stellt die Frage, welche Struktur einer klimafreundlichen Agrarproduktion auf der begrenzten deutschen Agrarfläche möglich wäre. Es zeigt sich zum einen, dass durch eine entschiedene Klimaschutzorientierung in der Landwirtschaft über die Hälfte der derzeitigen landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen vermieden werden könnten. Zum anderen aber wird auch deutlich, dass eine durchgreifende Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft ohne eine Reduzierung der Fleisch- und Milchproduktion kaum möglich sein wird.

Neben den Klimawirkungen verursacht die Landwirtschaft eine ganze Reihe weiterer Umwelteffekte, darunter Gewässerbelastungen durch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel, sowie die Zerstörung von Biotopen. Intensive Landwirtschaft beeinträchtigt die Artenvielfalt, während einige extensive Landnutzungsformen Artenvielfalt fördern können. Gerade auch vor dem Hintergrund des Flächenbedarfs klimafreundlicher Produktionsweisen können sich Nutzungskonkurrenzen zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und naturschutzrelevanten

Brach- oder Waldflächen ergeben. Darüber hinaus sind in der Tierhaltung ethische Aspekte zu berücksichtigen, wenn die relative Vorteilhaftigkeit verschiedener Stallhaltungsformen zu bewerten ist.

Ziel der differenzierten und umfassenden Klimabilanzierung im Rahmen dieser Studie ist es, Ansatzpunkte zu einer klimafreundlicheren Umsteuerung sowohl der einzelbetrieblichen Bewirtschaftungsplanung als auch der agrarpolitischen Rahmensetzung zu identifizieren. Kapitel 10 schließt daher mit Maßnahmenempfehlungen für eine klimafreundlichere Landwirtschaft.

2 Klimawirkungen der deutschen Landwirtschaft

Über 13 Prozent aller Treibhausgasemissionen in Deutschland werden von der Landwirtschaft verursacht, das waren im Jahr 2006 ca. 133 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Diese Zahlen veröffentlichte die Bundesregierung in einer Antwort auf eine Kleine Anfrage der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen.⁵ In dieser Berechnung wurden neben den direkten Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion auch die in der Landwirtschaft verwendeten Vorleistungen - beispielsweise für die Bereitstellung von Mineraldüngemitteln durch die chemische Industrie oder die Bereitstellung von Strom durch die Energiewirtschaft - berücksichtigt (vgl. Abbildung 2.1).⁶ Zum Vergleich: Die Eisen- und Stahlindustrie verursachte im Jahr 2005 etwa 43 Mio. t CO₂-Äquivalente, der Brennstoffverbrauch der privaten Haushalte 113 Mio. t, der Straßenverkehr 152 Mio. t und die öffentliche Elektrizitäts- und Wärmeversorgung 325 Mio. t. (UMWELTBUNDESAMT 2007).⁷

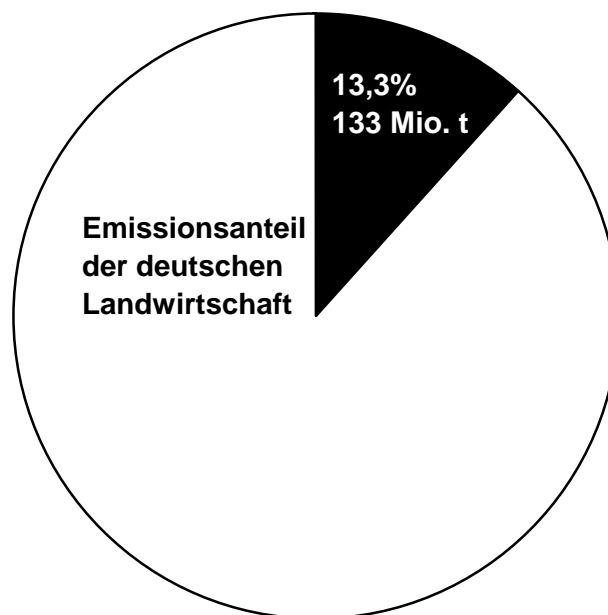


Abbildung 2.1: Anteil der deutschen Landwirtschaft an den Gesamtemissionen von Treibhausgasen in Deutschland inklusive Vorleistungen anderer Wirtschaftsbereiche im Jahr 2006 [in % und Mio. t CO₂-Äquivalente]

Quelle: DEUTSCHER BUNDESTAG (2006), Grafik: IÖW

In Abbildung 2.1 sind folgende Emissionsquellen berücksichtigt: tierische Verdauung, Wirtschaftsdünger, Emissionen aus der Bodennutzung, Kalkung, Energieemissionen, Emissionen

⁵ DEUTSCHER BUNDESTAG 2006

⁶ Zahlen für das Jahr 2005, UMWELTBUNDESAMT, 2007, S. 162.

⁷ In der Berechnung des Nationalen Inventarberichts - jeweils ohne Vorleistungen der jeweils anderen Wirtschaftsbereiche. UMWELTBUNDESAMT, 2007, S. 87ff.

aus der Mineraldüngerherstellung (zitiert nach: DEUTSCHER BUNDESTAG (2006)). Dies ist der bislang umfassendste Ansatz, der damit auch zu den vergleichsweise höchsten Verursachungsanteilen der Landwirtschaft führt.

Vernachlässigt wurden dabei allerdings noch die in den Einfuhren von Futtermitteln enthaltenen „Exporte“ von Treibhausgasen, die in erster Linie beim Anbau von Soja in Lateinamerika sowie durch die notwendigen Transporte nach Deutschland anfallen. Unter anderem werden jährlich gut 4 Millionen Tonnen Sojaschrot, 0,4 Million Tonnen pflanzliche Öle und Fette sowie etwa 1,2 Millionen Tonnen Getreide als Futtermittel importiert⁸, bei deren Produktion in Lateinamerika, den USA, Asien und Afrika Treibhausgasemissionen von mindestens 3 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten verursacht werden. Rechnet man neben den Emissionen aus dem Anbau dieser importierten Futtermittel auch noch die negativen Klimaeffekte hinzu, die durch den Transport bis nach Deutschland entstehen, liegt das Treibhauspotenzial der Futtermittelimporte bei mindestens 6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten, die den Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft hinzuzurechnen wären und diese um etwa 5 Prozent auf 139 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr erhöhen würden. Werden zusätzlich noch die durch Abholzung von Wald und die durch Nutzung ehemaliger Waldböden verursachten Treibhausgasemissionen berücksichtigt, erhöhen sich die dem Import von Futtermitteln zuzuschreibenden Emissionen weiter – je nach Schätzung möglicherweise auch auf ein Vielfaches dieser 6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente.

In bisherigen Studien und Berichten werden häufig unterschiedliche Systematiken zur Erfassung der klimarelevanten Emissionen aus der Landwirtschaft, bzw. die Abgrenzungen der jeweiligen Bilanzräume verwendet. Entsprechend unterschiedlich fallen auch die der Landwirtschaft zugeschriebenen Mengen an Treibhausgasemissionen aus:

In einer an die Systematik des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)⁹ angelehnten Berechnung wird der Anteil der Landwirtschaft an den deutschen Treibhausgasemissionen im Gegensatz zur oben zitierten Darstellung der Bundesregierung lediglich auf 6,2 Prozent beziffert (UMWELTBUNDESAMT 2007, S.44). In dieser Berechnung sind allerdings nur die Emissionen aus der tierischen Verdauung, aus der Behandlung von Wirtschaftsdüngern und nur ein Teil der Emissionen aus den landwirtschaftlichen Böden berücksichtigt (Quellgruppe 4. Landwirtschaft nach IPCC Systematik; UMWELTBUNDESAMT 2007, S. 340). Vernachlässigt werden dabei u.a. Emissionen aus der Herstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln.

⁸ Zahlen für 2005/2006; BMELV (2007), S. 117.

⁹ IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change - Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen) mit Sitz in Genf wurde 1988 vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) und der World Meteorological Organisation (WMO) gegründet. IPCC hat die Aufgabe, den Zustand des globalen Klimasystems und seine Auswirkungen auf die menschlichen Gesellschaftssysteme festzustellen und die Möglichkeiten der politischen Gegensteuerung zu benennen. IPCC veröffentlicht Klimaberichte und gibt Richtlinien zur Erstellung der nationalen Emissionsinventare vor. IPCC wird auch als Weltklimarat bezeichnet.

WEGENER, J., LÜCKE, W., und HEINZEMANN (2006), J. addieren zu der IPCC-Quellgruppe 4 „Landwirtschaft“ weitere dem Agrarsektor anrechenbare Treibhausgas- (THG-)Emissionen (Landnutzung und Landnutzungsänderung sowie Energieemissionen) hinzu und kommen auf dieser erweiterten Grundlage auf einen Anteil der Landwirtschaft von 11,1% der gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland. Während die Veränderungen bei den Methan- (CH₄)- und Lachgas- (N₂O)-Emissionen nur geringfügig sind, ist der höhere Anteil an den Gesamtemissionen in erster Linie auf die hinzukommenden CO₂-Emissionen zurückzuführen (WEGENER J. et al., 2006, S. 106). Die Autoren machen außerdem darauf aufmerksam, dass das Ergebnis entscheidend von den gewählten Systemgrenzen abhängt. Um die vollständigen Klimaeffekte der landwirtschaftlichen Produktion abzubilden, müsste jedoch zusätzlich auch die Herstellung von Inputfaktoren berücksichtigt werden, beispielsweise die Produktion von Mineraldünger, Kraftstoffen, Pflanzenschutzmitteln, Saatgutaufbereitung etc. (vgl. WEGENER, J. et al., 2006, S. 112). Wird all dies mit einbezogen, erhöht sich der landwirtschaftliche Anteil an THG-Emissionen auf die oben genannten 13,3 Prozent der gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland (DEUTSCHER BUNDESTAG 2006).

Abbildung 2.2 stellt die jeweiligen Anteile der landwirtschaftlichen Emissionen an den gesamten Emissionen von CH₄, N₂O und CO₂ in Deutschland dar. Diese Abbildung bezieht die von WEGENER et al. (2006) ermittelten Zahlen für die Landwirtschaft auf die vom UMWELTBUNDESAMT (2007) veröffentlichten Zahlen hinsichtlich der jeweiligen Gesamtemissionen.

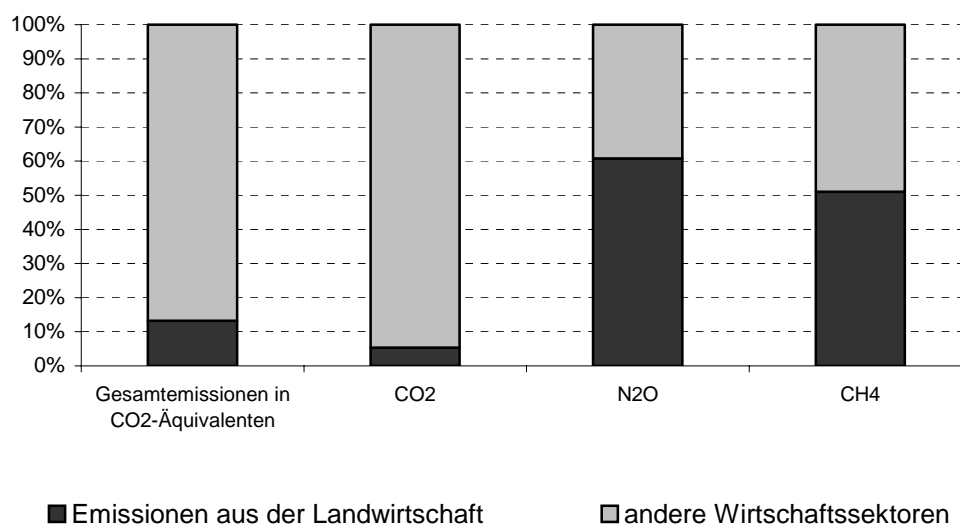


Abbildung 2.2: Anteil der landwirtschaftlichen Emissionen an den gesamten deutschen Emissionen von CO₂, N₂O und CH₄ im Jahr 2004

Quelle: eigene Darstellung nach UMWELTBUNDESAMT (2007) S. 44 und WEGENER, J. et al. (2006) S. 105, Grafik: IÖW

Abbildung 2.3 stellt die landwirtschaftlichen Emissionen aufgeschlüsselt nach den bedeutendsten Treibhausgasen Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Kohlendioxid (CO₂) dar.

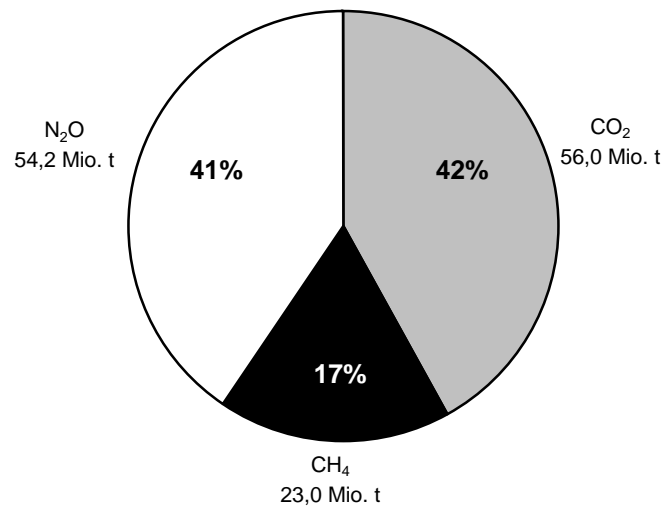


Abbildung 2.3: Landwirtschaftliche Emissionen an Treibhausgasen im Jahr 2004 [jeweils in % und Mio. t CO₂-Äquivalenten]

Quelle: DEUTSCHER BUNDESTAG (2006), Grafik: IÖW

Größter Anteil unter den Treibhausgasemissionen sind die CO₂-Emissionen (42 Prozent), dicht gefolgt von den Lachgasemissionen (41 Prozent der CO₂-Äquivalente) sowie Methan (17 Prozent).

Die Landwirtschaft verursacht neben den zentralen Treibhausgasen CH₄, N₂O und CO₂ außerdem die ebenfalls klimarelevanten Gase NMVOC, NH₃, NO und N₂, die überwiegend beim Wirtschaftsdüngermanagement entstehen (Lagerung von Wirtschaftsdüngern im Stall, auf befestigten Flächen außerhalb des Stalls, beim Weidegang, im Lager und bei der Ausbringung). Diese haben für die landwirtschaftlichen Gesamtemissionen eine quantitativ untergeordnete Bedeutung und werden hier im weiteren Verlauf der Analyse vernachlässigt. Über diese Gase wird ausführlicher im Nationalen Inventarbericht berichtet (UMWELTBUNDESAMT, 2007, S. 355-358).

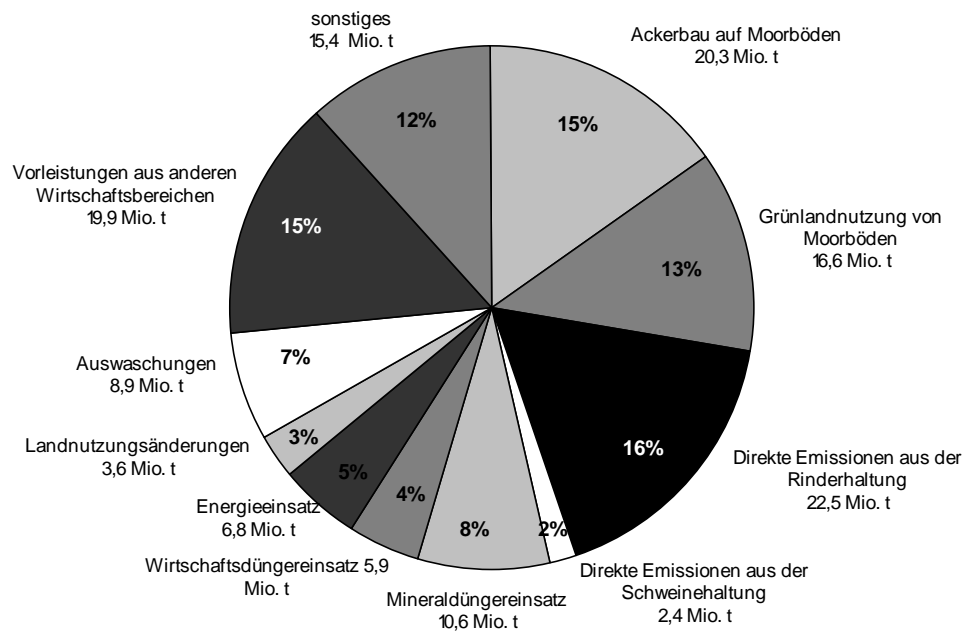


Abbildung 2.4: Anteile verschiedener direkter Treibhausgas-Emissionsquellen in der Landwirtschaft im Jahr 2004 [in % und Mio. t CO₂-Äquivalenten]

Quelle: zusammengefasst nach WEGENER, J. et al. (2006) S. 107-109 und DEUTSCHER BUNDESTAG (2006), Grafik: IÖW

Abbildung 2.4 fasst zentrale Bereiche landwirtschaftlicher Emissionsquellen zusammen. Es wird deutlich, dass die Nutzung entwässerter Moorböden für Ackerbau und Grünlandwirtschaft mit zusammen 28 Prozent den größten Beitrag zu den durch die Landwirtschaft emittierten Treibhausgasen leistet. Der nächste große Bereich sind die direkten Emissionen aus der Rinderhaltung, die allein über Verdauungsprozesse und Wirtschaftsdüngermanagement 16 Prozent des Treibhauspotenzials beisteuern. Dabei ist zu beachten, dass die hier ausgewiesenen direkten Emissionen nur ein Teil der gesamten der Rinderhaltung zuzuschreibenden Emissionen ausmachen. So sind der Rinderhaltung beispielsweise die Grünlandnutzung von Moorböden nahezu vollständig und von den übrigen Emissionsbereichen jeweils Anteile zuzurechnen, die in etwa den durch den Anbau von Futtermitteln beanspruchten Flächenanteilen entsprechen (vgl. auch Abbildungen 2.5 und 2.6). Die Schweinehaltung erzeugt demgegenüber direkte Emissionen von „nur“ 2 Prozent der landwirtschaftlichen Gesamtemissionen – doch wie auch bei der Rinderhaltung beinhalten diese Angaben zu den direkten Emissionen nicht diejenigen, die sich aus dem Anbau von Futtermitteln und dem Einsatz sonstiger Vorleistungen ergeben. Abbildung 2.6 gibt einen Eindruck von dem nicht unerheblichen Flächenanspruch der Schweinefleischerzeugung. Die Geflügelhaltung liegt mit ihren direkten Emissionen bei einem Beitrag von etwa 0,5 Prozent und wurde in Abbildung 2.4 unter „sonstiges“ eingeordnet. Für eine vollständige Klimabilanzierung der Geflügelhaltung müssten jedoch auch hierbei die mit dem Anbau und der Bereitstellung des Futters verbundenen Treibhaus-

gasemissionen berücksichtigt werden. Weitere relevante Anteile kommen durch die Ausbringung von Mineraldünger (8 Prozent) und Wirtschaftsdünger (4 Prozent) auf dem Feld zustande. Auswaschungen tragen mit 7 Prozent zu den klimarelevanten Emissionen bei.

Für eine umfassende Abbildung der Anteile der einzelnen Tierhaltungsverfahren an den Gesamtemissionen müssen jedoch zusätzlich u.a. die Emissionen aus dem Anbau von Futtermitteln einbezogen und den Tierhaltungsverfahren zugerechnet werden. Mit 10,6 Millionen Hektar werden auf immerhin etwa 62 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Deutschland (BMELV 2007a, S. 120) Futtermittel für die Tierproduktion angebaut.¹⁰ Außerdem werden im Ausland für den Anbau von Importfuttermitteln Flächen in der Größenordnung von 2,6 Millionen ha genutzt (ca. 25 Prozent der deutschen Futteranbaufläche; Quelle: DEUTSCHER BUNDESTAG, 2006, S. 11), die in die Grafiken hier jedoch nicht einbezogen werden. Insgesamt trägt die Tierhaltung mit knapp 95 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten etwa 71 Prozent zu den Klimateffekten der deutschen Landwirtschaft bei, wobei die Rinderhaltung davon deutlich mehr als die Hälfte ausmacht.

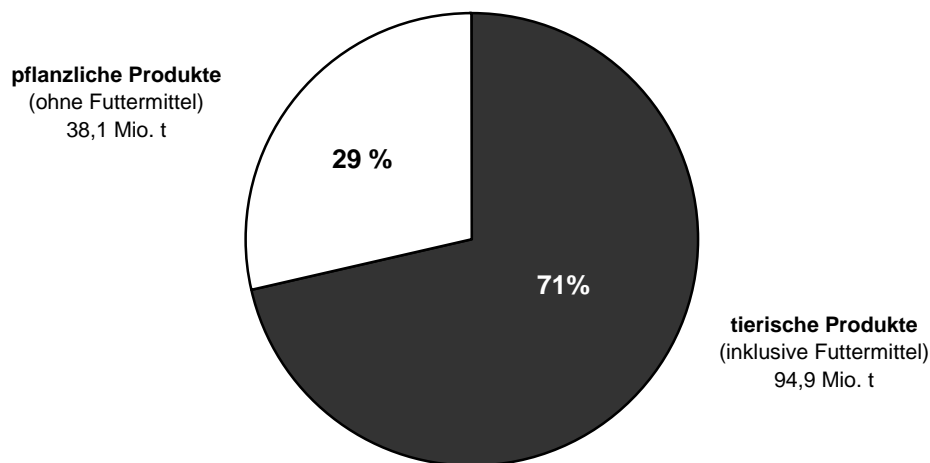


Abbildung 2.5: Anteile an den Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2006 [in % und Mio. t CO₂-Äquivalenten]

Quelle: Eigene Berechnung nach WEGENER, J. et al. (2006) und DEUTSCHER BUNDESTAG (2006), Grafik: IÖW

Die Flächeninanspruchnahme durch die Haltung von Rindern, Schweinen, Geflügel, Pferden und Schafen sowie durch den Pflanzenbau, der nicht der Erzeugung von Tierfutter dient, ist in Abbildung 2.6 wiedergegeben.

¹⁰ Einschließlich des Grünlandes.

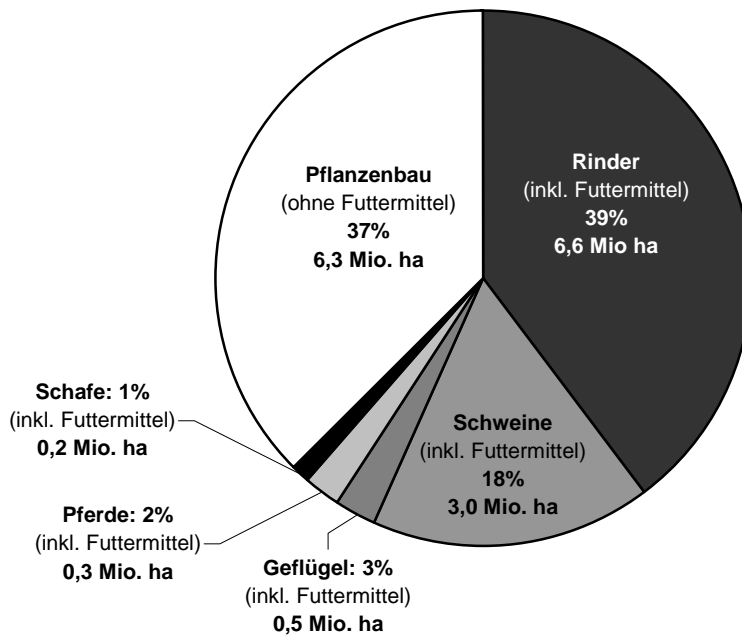


Abbildung 2.6: Flächeninanspruchnahme der Tierhaltung und des Pflanzenbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Deutschland im Jahr 2006 [in % und Mio. ha]

Quelle: eigene Berechnung nach BMELV (2007a), Grafik: IÖW

Knapp 40 Prozent der deutschen Landwirtschaftsfläche wird für die Rinderhaltung verwendet (Milch- und Rindfleischerzeugung), 17 Prozent für die Schweinehaltung. Demgegenüber beansprucht der Pflanzenbau zur Nahrungsmittelproduktion (ohne Tierfuttererzeugung) und Energiepflanzenerzeugung gut ein Drittel der landwirtschaftlichen Flächen. Geflügel-, Pferde- und Schafhaltung machen zusammen 6 Prozent der Flächeninanspruchnahme aus.

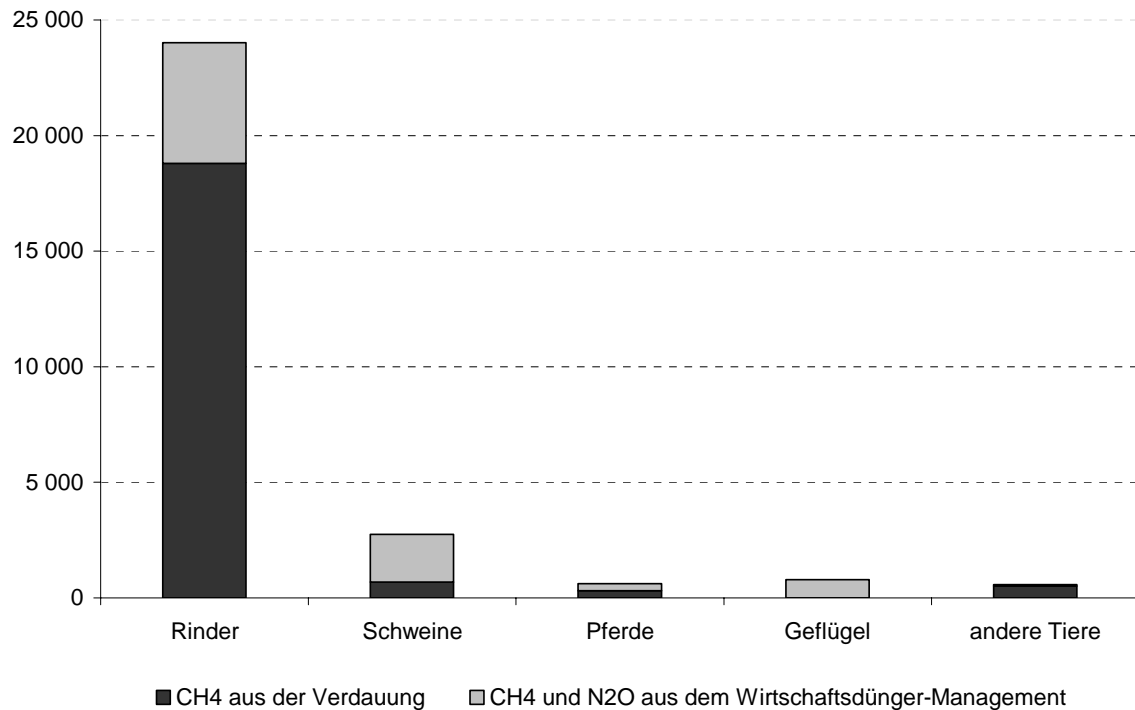


Abbildung 2.7: Direkte Treibhausgas-Emissionen aus der Tierhaltung [in 1000 t CO₂-Äquivalente] – unter Vernachlässigung der Futtermittelerzeugung und sonstiger Vorleistungen

Quelle: WEGENER, J. (2006) S. 12-14, Grafik: IÖW

Wie in Abbildung 2.7 dargestellt, stammen die direkten Emissionen aus der Tierhaltung hauptsächlich aus der Haltung von Wiederkäuern. Diese werden zum größten Teil durch die Emissionen aus der Verdauung von Rindern verursacht. In dieser Darstellung sind jedoch die Klimaeffekte der Erzeugung der Futtermittel und sonstigen Vorleistungen (wie z.B. die Herstellung von Mineraldünger) nicht einbezogen.

3 Literatur- und Metaanalyse zu einzelnen Verfahren der Tierhaltung und des Pflanzenbaus

Neben den in Kapitel 2 vorgestellten Gesamtübersichten zu den Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft gibt es eine Reihe von Einzelstudien aus Deutschland und dem europäischen Ausland, in denen die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren analysiert werden. Sie verwenden jeweils unterschiedliche Untersuchungsmethoden und betrachten jeweils einzelne Produktionsverfahren. Ihre Ergebnisse sind daher häufig nur schwer vergleichbar und ergeben nicht unmittelbar ein Gesamtbild der landwirtschaftlichen Klimaeffekte.

Kapitel 3 gibt einen Überblick über die Ergebnisse aktueller Studien zu Klimawirkungen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren aus dem In- und Ausland. Um den Grad der Vergleichbarkeit gegenüber den Originalveröffentlichungen zu erhöhen, wurden Bezugsgrößen der Klimabilanzierung vereinheitlicht (z.B. in der Tierhaltung jeweils auf ein Kilogramm Schlachtgewicht bezogen) und die verschiedenen Treibhausgasemissionen jeweils in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Die methodischen Unterschiede werden jeweils kurz erörtert.

Kapitel 3 liefert damit einerseits einen Eindruck von der z.T. großen Spannbreite der Klimawirkungen, die den einzelnen landwirtschaftlichen Verfahren zugeschrieben werden. Andererseits steckt es einen Vergleichsrahmen ab, mit dem die Ergebnisse der in den Kapiteln 4 ff. vorgenommenen Klimabilanzierung im Bezug auf typische Produktionsverfahren der deutschen Landwirtschaft abgeglichen werden können.

3.1 Rinderhaltung

Die Haltung von Milchkühen ist innerhalb der deutschen Rinderhaltung mit 57 Prozent der Treibhausgasemissionen der bedeutendste Verursacherbereich (vgl. Abb. 3.1). Rechnet man außerdem die weiblichen Rinder hinzu, die der Nachzucht von Milchkühen dienen, ergibt sich ein Anteil von zusammen 70 Prozent der Treibhausgasemissionen der Rinderhaltung, die unmittelbar der Milcherzeugung zuzurechnen sind. Die der Rindfleischerzeugung dienenden Mastbullen (15 Prozent), Mastfärsen¹¹ (7 Prozent) und Mutterkühe¹² (4 Prozent) tragen in der Summe 26 Prozent zu den Treibhausgasen der Rinderhaltung bei, wobei hinsichtlich der Be-

¹¹ Als Färsen bezeichnet man ein geschlechtsreifes weibliches Rind bis zur ersten Kalbung oder bis zur Schlachtung (bei Färsenmast).

¹² Eine Mutterkuh ist ein weibliches Rind, das nicht zur Produktion von Milch gehalten und somit auch nicht gemolken wird, sondern nur ihr Kalb aufzieht.

wertung der Rindfleischerzeugung zu beachten ist, dass auch Milchkühe nach einigen Laktationsperioden geschlachtet und zur Fleischerzeugung genutzt werden. Die bei der Futterproduktion auf Grünland und Ackerflächen entstehenden Klimaeffekte werden häufig vernachlässigt – insbesondere auch die gravierenden Effekte der Nutzung von entwässerten Moorflächen. Ferner werden in der Regel zahlreiche weitere indirekte Klimaeffekte vernachlässigt, die u.a. bei der Herstellung von Mineraldüngern sowie bei Produktion und Transport von importierten Futtermitteln anfallen.

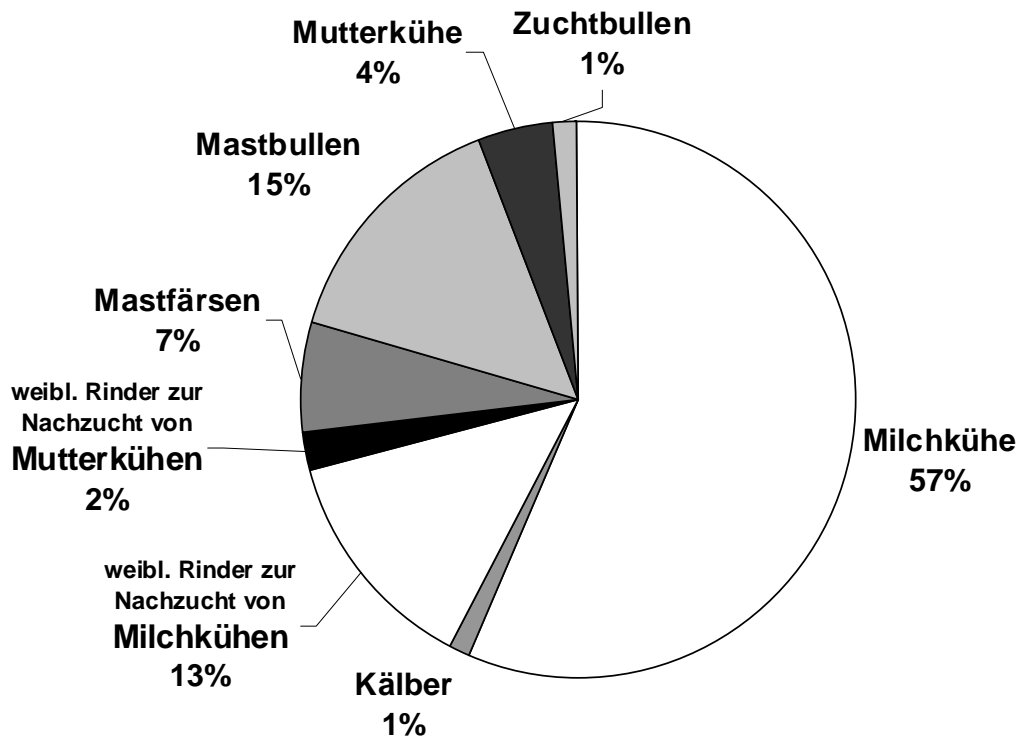


Abbildung 3.1: Direkte Treibhausgas-Emissionen aus der Rinderhaltung im Jahr 2004 [in %]

Quelle: WEGENER, J. (2006) S. 12-13), Grafik: IÖW

Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung werden durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Die Höhe der Methanproduktion hängt mit der Tierart und -rasse zusammen und wird durch ihre Körpergröße bestimmt. Außerdem spielen Futterverzehr, die Futterzusammensetzung, Umgang mit dem anfallenden Mist und der Gülle sowie Energieemissionen eine entscheidende Rolle. Diese Faktoren kommen je nach Art der Tierhaltung unterschiedlich zum Tragen.

3.1.1 Milchviehhaltung

Die Treibhausgas- (THG-) Emissionen aus der Milchviehhaltung werden je nach Studie auf zwischen 0,9 und 1,5 kg CO₂-Äquivalente pro kg Milch¹³ geschätzt. Eine vergleichende Analyse für die intensive, extensive sowie ökologische Art der Rinderhaltung in Deutschland liefert am Beispiel von 18 ausgewählten Allgäuer Grünlandbetrieben die Studie von HAAS et. al. (2001). Tabelle 3.1 stellt Kennzahlen zu den Betriebssystemen der untersuchten Betriebe sowie die damit verbundenen Emissionen von Treibhausgasen dar.

Tabelle 3.1: THG-Emissionen in 18 ausgewählten Allgäuer Milchviehbetrieben nach Art des Haltungsverfahrens (konventionell-intensiv, konventionell-extensiv und ökologisch)

	intensiv n = 6	extensiv n = 6	ökologisch n = 6
wichtigste Kennzahlen der Betriebe			
N-Düngung	ja	nein	nein
Kauf von Futtermitteln	ja	ja	limitiert
Bestandsdichte [GV pro ha]	2,2	1,9	1,9
Milchleistung [kg pro Kuh]	6.758	6.390	5.275
THG-Emissionen nach Ergebnissen der Studie von HAAS ET AL. 2001			
CO ₂ -Emissionen [kg] pro Kuh	1.280	666	428
CH ₄ -Emissionen [kg CO ₂ -Äq.] pro Kuh	5.102	4.535	4.114
N ₂ O-Emissionen [kg CO ₂ -Äq.] pro Kuh	3.017	1.808	1.776
THG-Emissionen bezogen auf 1 kg Milch [kg CO₂-Äq. pro kg Milch]	1,3	1,1	1,3

Quelle: nach HAAS et al., 2001 S. 44 und 48

Tabelle 3.1 zeigt, dass die von HAAS (2003) untersuchten ökologischen Milchviehbetriebe pro Kilogramm erzeugter Milch nicht weniger Treibhausgasemissionen verursachen als die konventionellen Vergleichsbetriebe – und sogar mehr als die untersuchten extensiv wirtschaftenden konventionellen Betriebe. Ein Blick auf die deutlich geringeren Treibhausgasemissionen pro Milchkuh zeigt, dass dies in erster Linie auf die relativ geringe Milchleistung der ökologischen Betriebe zurückzuführen ist (HAAS, 2003). Die höheren Milchleistungen der extensiven, aber nicht nach Bio-Richtlinien geführten Betriebe können durch den Einsatz energiereicher Zukaufsfuttermittel erzielt werden. Die Analyse von HAAS (2003) vernachlässigt allerdings einen Teil der indirekten Treibhausgasemissionen, z.B. die N₂O-Emissionen aus dem Anbau von Zukaufsfuttermitteln. In einer umfassenderen Klimabilanzierung würde sich die Klimabilanz insbesondere des intensiven Verfahrens, aber auch die des extensiven konventionellen Verfahrens in Relation zu dem ökologischen Verfahren verschlechtern. Ob sich daraus

¹³ Für die Umrechnung von 1 Liter in 1 kg Milch wurde der Faktor von 1,02 verwendet

insgesamt Klima-Vorteile für ökologische Verfahren ergeben, wird in der hier vorliegenden Studie im Rahmen der Klimabilanzierung zur Milcherzeugung erörtert (vgl. Kapitel 7).

CEDERBERG und FLYSJÖ (2004a) kommen in ihrer Studie über Klimaeffekte der konventionellen und ökologischen Milchproduktion in Schweden gegenüber der in der Studie von HAAS (2003) herausgearbeiteten Rangfolge der Klimawirksamkeit teilweise zu widersprüchlichen Ergebnissen. In dieser Analyse von 23 Betrieben (davon sechs ökologisch wirtschaftende) schneiden die extensiv wirtschaftenden Betriebe mit 1,0 kg CO₂-Äquivalenten pro 1 kg Milch am schlechtesten ab (wobei dieser Wert dem der extensiven Betriebe bei HAAS (2003) genau entspricht). Die Ökobetriebe schneiden aufgrund des Verzichts auf Mineraldünger etwas besser ab (0,94 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Milch). Die intensiven konventionell wirtschaftenden Betriebe verursachen in diesem Fall mit 0,9 kg CO₂-Äquivalenten jedoch die geringsten Klimaeffekte. Dies ist in erster Linie auf die deutlich höheren Milchleistungen zurückzuführen, die den klimaschädlichen Effekt des Einsatzes von Mineraldünger überkompensieren.

THOMASSEN et al. (2007) vergleichen konventionelle (n = 10) und ökologische (n = 11) Milchviehbetriebe in den Niederlanden. Sie kommen in ihrer Untersuchung für die ökologische Produktion auf 128 kg CH₄ pro Kuh und Jahr (2,7 Tonnen CO₂-Äquivalente) und 113 kg CH₄ pro Kuh und Jahr (2,4 Tonnen CO₂-Äquivalente) für die konventionelle Produktionsweise. Aufgrund der Futterzusammensetzung (größere Anteile an Raufutter in der ökologischen Milchkuhhaltung) und den um 23 Prozent niedrigeren Milchleistungen schneidet die ökologische Milchviehhaltung in dieser Studie bezüglich Treibhausgas-Emissionen etwas schlechter ab als die konventionelle Wirtschaftsweise: 1,4 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Milch fallen danach bei den konventionellen Betrieben und 1,5 kg CO₂-Äquivalente bei den ökologischen Milcherzeugern an. Während die Emissionen in ökologischen Betrieben vor allem aus den Aktivitäten innerhalb der weitgehend geschlossenen Produktionskette der Betriebe resultieren, entstehen die Treibhausgasemissionen in der konventionellen Milchviehhaltung in stärkerem Maße außerhalb der Betriebe, nämlich bei der Produktion von Düngemitteln und Kraftfuttermitteln (THOMASSEN et al., 2007).

CASEY und HOLDEN (2005) kommen im Bezug auf die konventionelle Milchproduktion in Irland zu ähnlichen Ergebnissen wie THOMASSEN et al. (2007). Der Treibhauseffekt der irischen Milchviehhaltung wird dabei auf durchschnittlich 1,3 kg CO₂-Äquivalente pro Liter Milch beziffert.¹⁴ Diese entstehen zu 49 Prozent aus der tierischen Verdauung, zu 21 Prozent aus der Vorproduktion und Anwendung von Düngemitteln, zu 13 Prozent aus den mit der Futtermittelproduktion verbundenen Emissionen, zu 11 Prozent aus dem Düngermanagement sowie zu 5 Prozent aus Elektrizität- und Dieserverbrauch (CASEY und HOLDEN, 2005). In ihrer Studie unterscheiden die Autoren nicht zwischen der ökologischen und der konventionellen Produktionsweise. Die von CASEY und HOLDEN betrachteten Betriebe haben allerdings im

¹⁴ Bei monetärer Allokation der THG-Emissionen nach Wertanteilen von Milch- und Fleischleistung in der Milchkuhhaltung.

Vergleich zu deutschen Durchschnittsbetrieben eine relativ niedrige Milchleistung von 4.822 Liter pro Kuh und Jahr. Daraus ergeben sich im Vergleich zu den deutschen Studien relative hohe THG-Emissionen pro kg Milch (vgl. dazu auch Abbildung 3.2).

Laut FORSTER et al. (2007) verursacht die Produktion von 1 kg Milch in Großbritannien durchschnittlich 1,16 kg CO₂-Äquivalente¹⁵. Ähnlich wie in den anderen Studien haben die Emissionen aus der Verdauung den größten Anteil (45 Prozent) an diesem Wert. Dem folgen die Emissionen aus der Futtermittelherstellung (einschließlich Düngung), aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sowie die Energieemissionen (Elektrizität, Diesel). Die mittleren Milchleistungen in der Studie von FORSTER et al. (2007) liegen bei 6.800 kg pro Jahr. Allerdings wird in der Studie keine Allokation der Emissionen auf die verschiedenen Produkte der Milchviehhaltung vorgenommen, d.h. es wird nicht berücksichtigt, dass neben der Milchleistung auch das Fleisch der Altkühe anfällt. Die Emissionen werden hier also ausschließlich der Milchleistung zurechnet.

Als signifikante Einflussfaktoren auf die produktbezogenen Emissionen definieren FORSTER et al. (2007) in erster Linie die Milchleistung. Erhöht sich die Leistung der Tiere von 6.800 auf 8.000 kg, sinken die Emissionen um etwa 11 Prozent auf 1,01 CO₂-Äquivalente pro kg Milch. Eine weitere Leistungssteigerung auf 10.000 kg würde eine Emissionsenkung um 7 Prozent pro kg Milch verursachen. Das weist auf abnehmende Grenznutzen der Leistungssteigerung hin (vgl. dazu auch die Abbildung 3.2 nach FLACHOWSKY 2007). Auch die Menge des auf Grünland ausgebrachten Düngers beeinflusst die Höhe der produktbezogenen Emissionen. Bei größeren Düngermengen sinkt zwar der Flächenbedarf, die Treibhausgasemissionen aus dem Boden dagegen steigen. Des Weiteren kann auch eine Umstellung auf ökologischen Landbau die Höhe der Emissionen beeinflussen. Laut FORSTER et al. (2006) würde sie die produktbezogenen THG-Emissionen leicht erhöhen.

Auch WILLIAMS et al. (2006) berechnen die Emissionen der Milchviehhaltung in Großbritannien. In dieser Studie liegen die Werte bei 1,06 kg CO₂-Äquivalente pro kg Milch für konventionelle und bei 1,23 kg CO₂-Äquivalente pro kg Milch für die ökologische Produktionsweise (siehe Tabelle 3.2)⁶. Ein Teil der Emissionen wird der Fleischproduktion zugerechnet, was zum Teil den Unterschied zu den Ergebnissen aus der Studie von FORSTER et al. (2007) erklärt.

Für einen Mix der verschiedenen Tierhaltungssysteme der konventionellen Landwirtschaft in Deutschland beziffert das ÖKO-INSTITUT (2005) die Emissionen pro 1 kg Milch auf 1,18 kg CO₂-Äquivalente. Für die ökologische Landwirtschaft liegt der Wert bei 1,21 CO₂-Äquivalente pro 1 kg Milch. Da das Kuhfleisch und die Kälber mengenmäßig nur 5 Prozent der gesamten Produktion ausmachen, wurden sie als Output vernachlässigt. Würde man diesen Anteil berücksichtigen, würden die auf die Milch bezogenen Emissionen leicht sinken.

¹⁵ Für die Umrechnung von 1 Liter ins 1 kg Milch wurde auch hier der Faktor 1,02 verwendet.

Auch die Ergebnisse der dänischen LCA-Datenbank, die mit 1,01 CO₂-Äquivalente pro kg Milch im unteren Bereich der zitierten Studien liegen, wurden in die Tabelle 3.2 aufgenommen.

FLACHOWSKY (2007) identifiziert einen systematischen Zusammenhang zwischen Methan- ausstoß je kg produzierter Milch in Abhängigkeit von der täglichen Milchleistung (vgl. Abbildung 3.2).

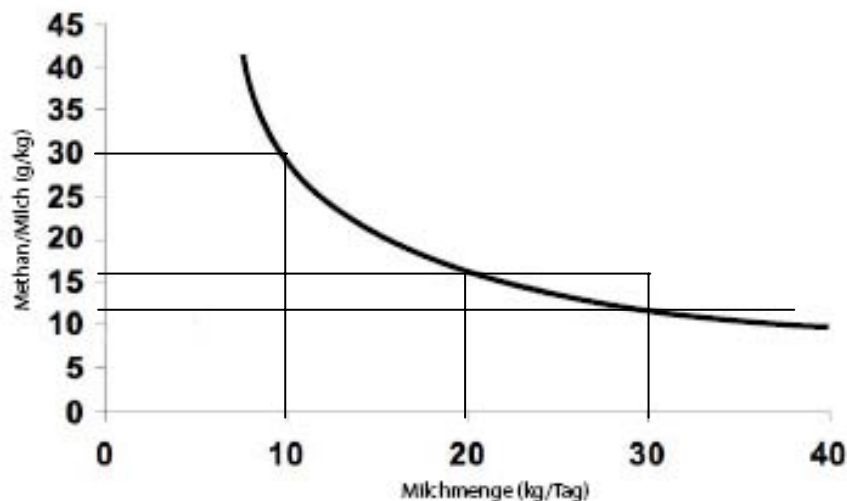


Abbildung 3.2: CH₄-Ausscheidung je kg produzierter Milch in Abhängigkeit von der täglichen Milchleistung der Kühe

Quelle: FLACHOWSKY, 2007, ergänzt um Bezugslinien (IÖW)

Aus Abbildung 3.2 wird außerdem deutlich, dass mit wachsender Leistung das Potenzial zur Reduzierung des Methanausstoßes pro Liter Milch geringer wird – dies gilt insbesondere ab einer Milchmenge von mehr als 20 kg pro Tag (ca. 6.400 kg pro Jahr bei 319 Melktagen, vgl. KTBL 2005, S. 730). Das zeigt, dass in Deutschland aus weiteren Steigerungen der Milchleistung nur noch begrenzte Potenziale zur Reduzierung von Treibhausgasen realisiert werden können. Weltweit betrachtet beinhalten Milchleistungssteigerungen insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern dagegen offenbar noch große Einsparpotenziale. In den der Abbildung 3.2 zugrunde liegenden Daten sind allerdings sowohl die N₂O-Emissionen, als auch insgesamt die indirekten Treibhausgasemissionen aus der Futterproduktion, Grünlandentwässerung etc. vernachlässigt. FLACHOWSKY (2007) mahnt in seinem Artikel daher auch den Einsatz komplexerer Ökobilanzen an, die die gesamte Produktionskette berücksichtigen. In solchen umfassenderen Betrachtungen würde sich ein Teil der treibhausgasbezogenen Effizienzgewinne relativieren, da gerade bei der Produktion von Leistungsfutter (im In- und Ausland) erhebliche Mengen von Treibhausgasen entstehen, die in Abbildung 3.2 noch nicht berücksichtigt sind.

Die Bewertung der direkten Emissionen, die in der Rinderhaltung aufgrund der Emissionen aus der Verdauung der Tiere und insbesondere dem Wirtschaftsdüngermanagement anfallen, wird ausführlich in Kapitel 3.1.3 thematisiert.

Eine vergleichende Übersicht der in den erwähnten Studien herausgearbeiteten produktbezogenen Emissionen der Milchviehhaltung liefert Tabelle 3.2.

Tabelle 3.2: Produktbezogene Emissionen der Milchviehhaltung in konventionellen, konventionell-extensiven und ökologischen Betrieben gemäß verschiedener wissenschaftlicher Studien

Emissionen pro 1kg Milch [in kg CO ₂ -Äquivalente]	Quelle
Konventionell intensiv	
0,9	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004a)
1,0	LCA FOOD DATABASE
1,06	WILLIAMS et al. (2006)
1,14	FORSTER et al. (2007)
1,18	ÖKO-INSTITUT (2005)
1,3 (1,1 – 1,7)	HAAS et al. (2001)
1,3	CASEY, HOLDEN (2005)
1,4	THOMASSEN et al. (2007)
Konventionell extensiv	
1,0 (0,9 – 1,2)	HAAS et al. (2001)
1,0	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004a)
Ökologisch	
0,9	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004a)
1,21	ÖKO-INSTITUT (2005)
1,23	WILLIAMS et al. (2006)
1,3 (1,2 – 1,4)	HAAS et al. (2001)
1,5	THOMASSEN et al. (2007)

Quellen: wie angegeben, Abbildung: IÖW

Fazit der Literaturübersicht zur Milchproduktion

Der überwiegende Teil der Studien bewertet die ökologische Milcherzeugung pro kg erzeugter Milch als etwas klimaschädlicher als die konventionelle Milchproduktion. Pro Milchkuh betrachtet liegen die Emissionswerte in der konventionellen Wirtschaftsweise jedoch deutlich

höher. Die Entscheidung darüber, welches Verfahren auch aus der Klimaschutzperspektive vorzüglich wäre, ist also stark abhängig von der Höhe der Milchleistung.

Die in der Übersichtstabelle 3.2 ausgewiesenen Werte gehen jedoch zusätzlich auch auf unterschiedliche Berechnungsmethoden zurück. So berücksichtigen einige Studien anteilig auch den Wert der als Koppelprodukte der Milchproduktion anfallenden Kälber und Altkühe.

Unklar bleibt in einigen der Studien, inwiefern die Färsen- und Kälberaufzucht sowie die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf Grünlandflächen in die Untersuchungen einbezogen wurden. Die Autoren treffen in ihren Artikeln dazu keine bzw. nur sehr allgemeine Aussagen. Ferner wurde die Maschinenherstellung sowie die Produktion und Bereitstellung der fossilen Brennstoffe meist nicht berücksichtigt. Die Emissionen aus der Produktion von Medikamenten für Tiere sowie aus dem Bau der Gebäude wurden in keiner der Studien berücksichtigt. Die in die jeweiligen Untersuchungen einbezogenen Parameter der Bilanzräume und die Ergebnisse pro Produkteinheit wurden im Anhang I zusammengestellt.

3.1.2 Rindfleischproduktion

CASEY und HOLDEN (2006) schätzen die Emissionen aus der konventionellen Rinderhaltung in Irland auf 13 kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht und Jahr sowie aus der ökologischen auf 11,1 kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht und Jahr. Ein 600 kg schweres Rind würde also entsprechend 7.800 kg CO₂-Äquivalente (konventionell) bzw. 6.660 kg CO₂-Äquivalente (ökologisch) im Jahr erzeugen.¹⁶ Wenn man annimmt, dass in Irland die Fleischleistung eines Rinds 55 Prozent des Lebendgewichtes beträgt¹⁷, ergeben sich aus den Ergebnissen der Studie in der konventionellen Produktion etwa 23,6 kg CO₂-Äquivalente und in der ökologischen 20,2 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Rindfleisch (Schlachtgewicht).¹⁸

CEDERBERG und STADIG (2003) geben für die ökologische Rinderhaltung in Schweden einen Wert von 22,3 kg CO₂-Äquivalenten für die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch an. Die ökologische Rinderhaltung zeichnet sich dabei durch den Verzicht auf Mineraldüngung und Kraftfut-

¹⁶ Eigene Berechnung unter Verwendung der in der Studie angegebenen Daten.

¹⁷ In Anlehnung an den von Williams (2006) für England verwendeten Ausschachtungsanteil.

¹⁸ OGINO et al. (2007, S. 430) berechnen unter Verwendung der Lebendgewicht-Daten von Casey und Holden (2006) in ihrem Artikel auf Grundlage der auf japanische Verhältnisse bezogenen Annahme einer Ausschachtung von nur 40 Prozent höhere THG-Emissionswerte pro kg Rindfleisch. Hier wurde jedoch für die Umrechnung der Werte aus Casey und Holden (2006) die von Williams (2006) für England angegebenen Ausschachtungsraten verwendet.

termittel und die damit verbundene Reduzierung von klimarelevanten Emissionen aus (zitiert nach OGINO et al. 2007, S. 430).

OGINO et al. (2007) beziffern die Gesamtemissionen aus der Erzeugung eines Rindes in Japan auf 10.500 kg CO₂-Äquivalente. Dieser Wert entsteht aus den mit Hilfe der Ökobilanz berechneten Emissionen für Mutterkuhhaltung und Kälberaufzucht (insgesamt 4.550 kg CO₂-Äquivalente pro Tier) sowie aus den in OGINO et al. (2004) berechneten Emissionen für Rindermast (5.950 kg CO₂-Äquivalente pro Tier). Bei einem 600 kg schweren Mastrind ergeben sich also etwa 17,5 kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht (eigene Berechnung). Die Autoren nehmen an, dass die Fleischleistung eines japanischen Rindes 40 Prozent beträgt. Daraus ergeben sich die in der Studie ausgewiesenen 36,4 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Rindfleisch (OGINO et al., 2007, S. 430). Dass dieser Wert im Verhältnis zu den übrigen Studien relativ hoch liegt, ist zum einen auf die von OGINO et al. (2007) angenommene niedrige Ausschachtungsrate (40 Prozent) zurückzuführen, zum anderen auf die Tatsache, dass die Futtermittel in Japan zu erheblichen Anteilen importiert werden (aus China und den USA) und daher mit höheren Treibhausgasemissionen für ihren Transport belastet sind.

WILLIAMS et al. (2006) berechnen für die konventionelle Rinderhaltung in Großbritannien etwa 15,8 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Rindfleisch. Dabei wird von einer Fleischleistung von 55 Prozent ausgegangen. Des Weiteren wird in der Studie ein Szenario entworfen, in dem die Aufzucht von Kälbern ein Produkt der Mutterkuhhaltung und nicht ein Nebenprodukt der Milchkhaltung ist. Man spricht in diesem Fall von „100% suckler“ und es ergeben sich die Emissionen von 25,5 kg CO₂-Äquivalenten pro 1 kg Rindfleisch. Dieser Wert ist vergleichbar mit den Werten von CASEY und HOLDEN (2006). Es ist anzunehmen, dass bei dieser Berechnung auch ein Teil der Emissionen der Mutterkuhhaltung in die Bilanz aufgenommen wurde. Leider fehlen die Aussagen darüber, ob in den 15,8 kg CO₂-Äquivalenten pro 1 kg Rindfleisch (Kälber aus Nebenprodukt der Milchproduktion) ebenfalls Anteile aufgenommen wurden, die sich aus der Haltung der Muttertiere ergeben.

Für die ökologische Produktionsweise kommen WILLIAMS et al. (2006) in ihrer Berechnung auf 18,2 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Rindfleisch. Trotz des viel geringeren Energieverbrauchs des ökologischen Betriebes (18,1 MJ pro Produktionseinheit) gegenüber dem konventionellen Betrieb (27,8 MJ pro Produktionseinheit) schneidet die Öko-Rinderhaltung bezüglich der THG-Emissionen schlechter ab. Gründe für diese Differenz werden in dem Artikel von WILLIAMS et al. (2006) nicht weiter erläutert.

Das ÖKO-INSTITUT (2005) berechnet für die konventionelle Bullenmast mit Futterbasis Grassilage 5,94 kg CO₂-Äquivalente pro Lebendgewicht und 6,49 CO₂-Äquivalente für die konventionelle Bullenmast mit Futterbasis Maissilage. Umgerechnet in Schlachtgewicht ergeben sich Emissionen von entsprechend 10,8 und 11,8 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch. Für ökologische Mastochsen von Milchkühen werden 4,94 kg CO₂-Äquivalente pro Lebendge-

wicht und für Mastochsen von Mutterkühen 6,57 kg CO₂-Äquivalente berechnet – 8,2 und 11,9 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch.

In der dänischen LCA-Datenbank werden die Emissionen aus der Erzeugung von 1 kg Rindfleisch auf 21,1 CO₂-Äquivalente pro kg Schlachtgewicht beziffert.

Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse liefert die Tabelle 3.3. Eine Darstellung den in die jeweiligen Untersuchungen einbezogenen Parametern befindet sich im Anhang I.

Tabelle 3.3: THG-Emissionen aus der Rindfleischproduktion in konventionellen und ökologischen Betrieben gemäß verschiedener wissenschaftlicher Quellen

Emissionen pro 1kg Rindfleisch [in kg CO ₂ -Äquivalente pro kg Schlachtgewicht]	Quelle
Konventionell	
10,8	berechnet nach ÖKO-INSTITUT (2005) – Mastbulle (Futterbasis: Grassilage)
11,8	berechnet nach ÖKO-INSTITUT (2005) – Mastbulle (Futterbasis: Maissilage)
15,8	WILLIAMS et al. (2006) – Ausmast von Milchviehkälbern
21,1	berechnet nach LCA FOOD DATABASE
23,6	berechnet nach CASEY und HOLDEN (2006)
25,5	WILLIAMS et al. (2006) – aus Mutterkuhhaltung
36,4	OGINO et al. (2007)
Ökologisch	
8,2	berechnet nach ÖKO-INSTITUT (2005) – Mastochse von Milchkuh
11,9	berechnet nach ÖKO-INSTITUT (2005) – Mastochse von Mutterkuh
18,2	WILLIAMS et al. (2006)
20,2	berechnet nach CASEY und HOLDEN (2006)
22,3	CEDERBERG und STADIG (2003)

Quellen: wie angegeben, Abbildung: IÖW

Fazit der Literaturübersicht zur Rindfleischproduktion

Das Bild hinsichtlich der Klimavor- und –nachteile ökologischer und konventioneller Verfahren der Rindfleischerzeugung ist uneinheitlich. Einige Studien sehen die ökologische Rinderhaltung im Vorteil, andere die konventionelle. Auch hier sind die Systemgrenzen der Betrachtung

tung (inwieweit beispielsweise die Aufzucht der Jungtiere oder die Bereitstellung von Düngemitteln zum Anbau von Futtermittel einbezogen wird) mitentscheidend für die Ergebnisse. Nur wenige Studien berücksichtigen den Wert der Altkühe aus der Mutterkuhhaltung. Uneinheitlich sind auch die angesetzten Ausschachtungsraten, die zu jeweils unterschiedlichen Werten bezogen auf das Kilogramm Schlachtgewicht führen. Hierbei ist zu beachten, dass Werte aus einem Land oder einer bestimmten Region international jeweils nur begrenzt vergleichbar sind. Was sich im Überblick über die verschiedenen Studien außerdem zeigt, ist nicht zuletzt auch die große Vielfalt der zur Mast eingesetzten Rinderrassen, sowie der unterschiedlichen Haltungs- und Fütterungsverfahren, die eine einheitliche Aussage zu „den“ Klimawirkungen „der“ Rindfleischerzeugung schwierig bis unmöglich macht.

3.1.3 Methodische Probleme bei der Bewertung direkter Emissionen aus der Rinderhaltung

Wie die Untersuchungen von CASEY und HOLDEN (2005) oder auch von FORSTER et al. (2006) zeigen, können die Emissionen aus der Verdauung und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement mit 50-60 Prozent einen großen Anteil an den Emissionen bei der Milcherzeugung haben. Aufgrund ihrer hohen Klimarelevanz werden die direkten Emissionen aus der Rinderhaltung, insbesondere auch aus dem Wirtschaftsdüngermanagement, in diesem Abschnitt gesondert erörtert.

Direkte Emissionen an Treibhausgasen entstehen in der Rinderhaltung durch die Verdauung der Rinder, die so genannte enterische Fermentation, sowie durch das Wirtschaftsdüngermanagement im Stall und bei der Lagerung von Gülle und Mist. Diese Emissionen werden in einigen Studien als direkte Emissionen im Stall bzw. bei der Lagerung erfasst. Daneben finden verschiedene Durchschnittswerte und Berechnungsverfahren zur Abschätzung dieser Emissionen Verwendung.

Als Werte für die direkten Emissionen aus der Verdauung werden für trockenstehende Kühe etwa 1.248 kg bis 1.631 kg CO₂-Äquivalente pro Tier im Jahr (HARTUNG, 2001) angegeben, für laktierende Milchkühe bewegen sich die Methanemissionen zwischen 2.589 kg und 2.850 kg CO₂-Äquivalente pro Kuh im Jahr (umgerechnet nach HARTUNG, 2001) und schwanken je nach Tiergewicht, Energieaufnahme und Milchleistung. Der von DÄMMGEN et al. (2006a) im Nationalen Emissionsinventar angegebene Durchschnittswert von 111,7 kg CH₄ (bzw. 2.570 kg CO₂-Äquivalente) pro Milchkuh im Jahr ist mit diesem Wertebereich gut vergleichbar.

Ergebnisse von Messungen zu den gesamten direkten Emissionen in Ställen werden differenziert nach Haltungssystemen in Tabelle 3.4 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Methanemissionen im Stall zum größten Teil aus dem Stoffwechsel der Tiere resultieren. So kommt die Untersuchung von KINSMANN et al. (1995) in einem Anbindestall zu dem Ergebnis, dass weniger als 10 Prozent der Methanemissionen aus den tierischen Exkrementen resultieren (zitiert nach HARTUNG, 2001).

Aufgrund der Komplexität der Messungen unter landwirtschaftlichen Praxisbedingungen ergibt sich die Frage nach der Relevanz der in der Tabelle 3.4 dargestellten Daten. JUNGBLUTH et al. (2001) formulieren Kriterien für die Messungen (wie z.B. Notwendigkeit der Dauermessung) und zeigen, dass etwa 80 Prozent der durchgeführten Experimente diese Bedingungen nicht erfüllen. Ausgehend von diesen Kriterien führen sie eigene Messungen durch (JUNGBLUTH et al. 2001) und beziehen in ihre Untersuchung die Werte von KINSMANN et al. (1995), AMON et al. (1998) sowie von SNEATH et al. (1997) und SEIPELT (1999) mit ein.

Tabelle 3.4: Direkte CH₄- und N₂O-Emissionen aus der Stallhaltung von Rindern [in kg CO₂-Äquivalenten pro Großvieheinheit und Jahr]

Haltungssystem	CH ₄	Quelle	N ₂ O	Quelle
Milchvieh in Anbindestall	1430-1949 1007 2744,6	AMON et al. (2001) GROOT KOERKAMP und UENK (1997) KINSMANN et al. (1995)	15,1-128,5	AMON et al. (2001)
Milchvieh in Boxenlaufstall	1679-2098 2686,5 2225,7 2241,4-3274 1679-2098,7	JUNGBLUTH et al. (2001) SNEATH et al. (1997) GROOT KOERKAMP und UENK (1997) SEIPELT (1999) BROSE (2000)	172,8 86,4 32,4-313,3	JUNGBLUTH et al. (2001) SNEATH et al. (1997) BROSE (2000)
Milchvieh in Tretmiststall	6564,8	SEIPELT (1999)	217,1	AMON et al. (1998)
Mastbullen auf Spaltenboden	1234	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)		
Mastkälber auf Spaltenboden	1015,7	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)		

Quelle: nach HARTUNG (2001), erweitert um JUNGBLUTH et al. (2001) und AMON et al. (2001). Umrechnung und Darstellung: IÖW

Der Vergleich der unterschiedlichen Haltungssysteme von Milchkühen zeigt, dass der Methanausstoß in den Tretmistställen wesentlich höher ist als in der Anbinde- und Boxenlaufstallhaltung. SEIPELT (1999) beziffert diese Emissionen auf etwa 6,5 Tonnen pro Großvieheinheit im Jahr. In einer Untersuchung von MOSQUERA et al. (2006) lag der Durchschnittswert für die Methanfreisetzung in einem Tretmiststall bei 1,3 kg pro Kuh am Tag. Bezieht man dieses Ergebnis auf das ganze Jahr (unter der Annahme, dass die Tiere das ganze Jahr im Stall verbringen), ergibt sich ein sehr hoher Wert von fast 11 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Kuh. Dieser resultiert vor allem aus dem Entmistungsverfahren, da das Tiefstreu aus dem Tretmiststall nur zweimal im Jahr (im Sommer und Herbst) entfernt wurde. Auch im „Nationalen Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren“ (KTBL, 2006a) wird großen Einstreumengen im Stall ein hohes Methan-Emissionspotenzial zugeordnet. Hinsichtlich der Lachgasemissionen im Stall lassen sich auf der Basis der in Tabelle 3.4 dargestellten Messwerte keine eindeutigen Aussagen zum Einfluss des Haltungssystems auf die Höhe der Emissionen treffen.

Die direkten THG-Emissionen aus den Tierhaltungssystemen entstehen nicht nur im Stall, sondern auch bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger. Diese Emissionen schwanken je nach Behandlungstechnik sehr stark. Außerdem hat die Temperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Emissionen. Da einige Autoren die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung als absolute Werte angeben, andere hingegen Emissionsfaktoren benennen, ist die

vergleichende Auswertung aufgrund von Unklarheiten bei den untersuchten Systemen problematisch.

AMON et al. (2001) beziffern die N₂O-Emissionen aus kompostiertem Festmist auf 0,3 Prozent bis 0,8 Prozent seines N-Gehalts und somit als niedriger als aus der anaeroben Behandlung von Festmist. Auch HÜTHER (1999, zitiert in AMON et al., 2001) stellte einen Zusammenhang zwischen wachsenden N₂O-Emissionen und einem sinkenden Sauerstoffgehalt fest. Die Werte für die N₂O-Emissionen lagen auf dem Niveau zwischen 0,3 und 1,5 Prozent des gesamten N-Gehalts. Die N₂O-Emissionen aus Flüssigmist bewegen sich in einem ähnlichen Bereich. SOMMER et al. (2001) berechnen einen Emissionsfaktor von etwa 0,5 Prozent, PETERSEN et al. (1996) liegen bei unter 1 Prozent.

Neben diesen Ergebnissen von Messungen gibt es Berechnungsverfahren, mit deren Hilfe die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement anhand des Haltungssystems und des Lagerungssystems des Wirtschaftsdüngers abgeschätzt werden können. International angewendet wird das Verfahren nach der Richtlinie der IPCC für die Erstellung nationaler Emissionsberichte (IPCC 2006 und 1996). Diese wurden von DÄMMGEN et al. (2006a) für die Situation in Deutschland angepasst und präzisiert.

Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement werden mittels eines Methan-Umwandlungsfaktors (engl. *Methan Conversion Factor, MCF*) berechnet. Der Faktor gibt an, wie viel Prozent der maximal möglichen Methanmenge unter praktischen Bedingungen gebildet werden, und ist eine wichtige Größe für das Erstellen der nationalen Emissionsinventur nach den IPCC-Richtlinien (AMON et al., 2004a).

Die Werte für den Methan-Umwandlungsfaktor für Festmist schwanken in der Literatur zwischen 1,6 und 5 Prozent (DUSTAN, 2002). Die IPCC (2006) gibt für Festmist 2 Prozent an (für die jährliche Durchschnittstemperatur in Deutschland, die bei 8-9 °C liegt).

Der Methan-Umwandlungsfaktor für Flüssigmist ist deutlich höher als der von Festmist und schwankt je nach Temperatur stark. SOMMER et al. (2001) stellte einen MCF von 11 Prozent und HUSTED (1994) von 8,1 Prozent bei Temperaturen um 10°C (zitiert in DUSTAN, 2002) fest. IPCC (2006) gibt für flüssige Verfahren (mit Bildung einer natürlichen Kruste) einen MCF von 10 Prozent an.

Bei Tiefstreu wird von einem deutlich höheren Methanbildungspotenzial ausgegangen, insbesondere bei unbehandeltem Tiefstreu, in dem anaerobe Bedingungen herrschen (vgl. MONTENY et al. 2001). Das IPCC (2006) gibt einen MCF von 3 Prozent an, wenn die Tiefstreu mindestens monatlich gewechselt wird, bei längerer Verwendungszeit liegt der Wert bei 17 Prozent.

Lachgasemissionen werden mittels eines Emissionsfaktors berechnet, der den Anteil des im Wirtschaftsdünger enthaltenen Stickstoffs, der als Lachgas emittiert wird (N₂O-N), angibt. Die IPCC (2006) gibt für Lachgasemissionen aus Fest- und Flüssigmist 0,5 Prozent kg N₂O-N

pro kg des ausgeschiedenen N an. Diese Werte stimmen mit den oben angegebenen, von anderen Autoren genannten Emissionswerten überein oder liegen geringfügig höher (VGL. AMON 2001, SOMMER et al. 2001, PETERSEN et al. 1996). Bei den Tiefstreuentmischungsverfahren fallen vergleichsweise hohe Lachgasemissionen an. Die Emissionsfaktoren von IPCC (2006) liegen bei 1 bis 7 Prozent kg N₂O-N pro kg des ausgeschiedenen N.

Die IPCC-Werte sind lediglich als Standardwerte für die Berechnung anzuwenden, wenn keine länderspezifischen Werte vorliegen. Ansonsten wird die Verwendung der länderspezifischen Werte als gute Praxis angesehen. Für die Erstellung des Inventarberichts für Deutschland wurde ein eigenständiges Verfahren entwickelt, das sich an der Vorgehensweise nach dem Tier2-Verfahren der IPCC orientiert. Es bildet die in Deutschland zentralen Verfahren ab und berücksichtigt die klimatischen Verhältnisse (DÄMMGEN 2006a). Dieses Verfahren verwendet als MCF 1 Prozent für Festmistverfahren und 10 Prozent für Flüssigmistverfahren. Als N₂O-Emissionsfaktoren werden 2 Prozent für Festmistverfahren und 0,1 Prozent für Flüssigmistverfahren angegeben. Diese Werte basieren noch auf den Angaben des IPCC von 1996 und unterscheiden sich teilweise von den Standardwerten, die der IPCC (2006) herausgegeben hat (vgl. Tabelle 3.5). Allerdings unterscheiden sich die Verfahren insgesamt, da beispielsweise in der deutschen Systematik zusätzlich die verwendete Strohmenge berücksichtigt wird. Der MCF für Festmistverfahren liegt nach IPCC (2006) bei 2 Prozent und damit doppelt so hoch wie nach DÄMMGEN (2006a), bei dem Flüssigverfahren hat sich der Wert nicht verändert, wenn eine Abdeckung der Gülle mit einer natürlichen Schwimmdecke angenommen wird. Die Lachgasemissionen werden nach IPCC (2006) sowohl für flüssige als auch feste Systeme mit 0,5 Prozent veranschlagt, nur die Tretmistverfahren liegen deutlich höher. Damit liegen die Werte nach DÄMMGEN (2006a) für die Festverfahren deutlich höher (außer für Tretmistverfahren), für die Flüssigverfahren deutlich niedriger.

Tabelle 3.5: Vergleich der Methanumwandlungsfaktoren und der Lachgasemissionsfaktoren nach DÄMMGEN (2006a) bzw. IPCC (2006)

	Quelle	CH ₄ -Umwandlungsfaktor	N ₂ O-Emissionsfaktor	
Festmistverfahren	Dämmgen (2006a)	1 %	2 %	
	IPCC (2006)	2 %	0,5 % (ohne Tiefstreu)	1-7 % (Tiefstreu)
Flüssigmistverfahren	Dämmgen (2006a)	10 %	0,1 %	
	IPCC (2006)	10 %	0,5 %	

Quellen: wie angegeben; Darstellung: IÖW

In der vorliegenden Studie wird für die Abschätzung der Methan- und Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement auf die Werte aus dem Verfahren nach DÄMMGEN (2006a) zurückgegriffen, da kein aktuelleres Verfahren für Deutschland existiert. Das Berechnungsverfahren wird im Rahmen der Klimabilanzierung in Kapitel 6 genauer erläutert.

3.2 Schweinehaltung

Nach der Rinderhaltung ist die Schweinehaltung bezüglich der Treibhausgas-Emissionen der zweitwichtigste Bereich der Tierhaltung. Wie die Abbildung 3.3 zeigt, sind hauptsächlich Mastschweine (77 Prozent) sowie Sauen (18 Prozent) für die CH₄- und N₂O- Emissionen verantwortlich – wobei in der Klimabilanz letztendlich alle Teilbereiche der Schweinehaltung der Erzeugung von Schweinefleisch zuzurechnen sind.

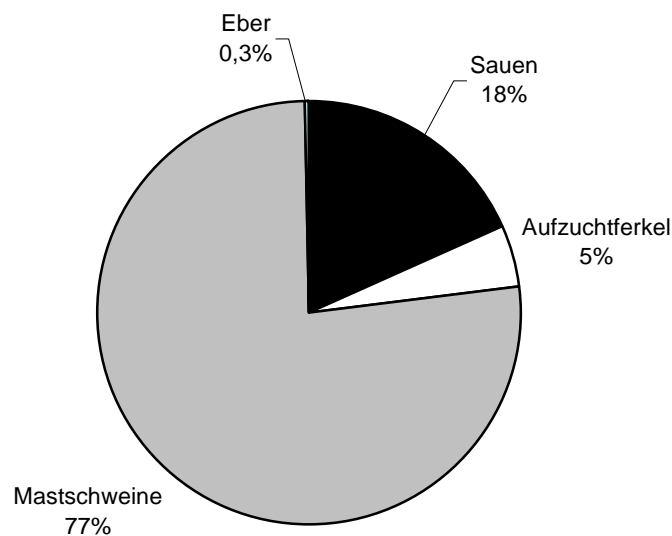


Abbildung 3.3: THG Emissionen aus der Schweinehaltung im Jahr 2004 [in %]

Quelle: WEGENER, J. (2006) S. 12-13

Ähnlich der Rinderhaltung berechnen mehrere Autoren mit Hilfe von Ökobilanzen produktbezogene Treibhausgasemissionen aus der Schweineprimärproduktion. WILLIAMS et al. (2006) kalkulieren die Emissionen aus der Schweinehaltung in einem konventionellen Betrieb in England auf 6.350 kg CO₂-Äquivalente pro 1 t Schlachtgewicht (also 6,35 kg pro 1 kg Schlachtgewicht). Die Studie liefert eine umfangreiche Betrachtung und berücksichtigt unter anderem auch die Emissionen aus der Produktion von landwirtschaftlichen Maschinen sowie von Importen der Futtermittel. Außerdem wird in der Ausarbeitung zwischen den verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionsweisen differenziert. Während die Emissionen aus der konventionellen Haltung bei dem oben genannten Wert liegen, werden bei 1 kg Öko-Schweinefleisch etwa 5,64 kg CO₂-Äquivalente emittiert, also etwa 700 g weniger pro kg Schweinefleisch. WILLIAMS et al. (2006) rechnen den im Pflanzenbau verwendeten Wirtschaftsdünger (Gülle und/oder Mist und Jauche) überwiegend der Schweinefleischerzeugung zu, gehen also von einer nur geringen Substitution von Mineraldünger aus.

Die LCA Food Datenbank (2008) gibt für die Schweineproduktion einen Wert von 2,25 kg CO₂-Äquivalente pro kg Fleisch an. Das Projekt *Ernährungswende*¹⁹ beziffert Klimawirkungen der Schweinemast – differenziert nach verschiedenen Haltungsverfahren – wie folgt (in kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht): konventionell 1,87 kg; ökologisch 1,77 kg; integriert 1,95 kg; mix (im Schnitt) 1,90 kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.).

In der Studie von CEDERBERG und FLYSJÖ (2004b) werden Umweltauswirkungen (darunter auch die Treibhausgasemissionen) der Schweinehaltung für drei typisierte Schweinehaltungssysteme in Schweden berechnet. Das erste Szenario fokussiert auf die artgerechte Tierhaltung. Die Tiere werden auf Stroh gehalten, zwischen April und Oktober haben Sauen und Ferkel Auslauf auf einer Grünlandfläche. In diesem Szenario werden im Vergleich zu den anderen relativ geringere Gewichtszuwächse erzielt. Die durchschnittlichen THG-Emissionen dieser artgerechten Schweinehaltung betragen etwa 4,08 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Fleisch. Das zweite Szenario hat den Umweltschutz im Fokus. Die Futtermittel werden zum größten Teil innerhalb des Betriebs produziert, die Bestandsdichte ist geringer. Die Emissionen aus diesem Szenario betragen 3,36 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Fleisch. Das dritte Szenario zielt auf die Erzeugung von Fleisch hoher Qualität zu möglichst niedrigen Kosten. Dazu werden Kraftfuttermittel zugekauft und Stroheinstreu nur in geringem Umfang verwendet. In diesem Szenario liegen die Emissionen am höchsten (4,43 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Fleisch). Szenario drei zeichnet sich außerdem durch den höchsten Energieverbrauch aus.

Einen Vergleich zwischen THG-Emissionen in der konventionellen und ökologischen Schweinehaltung in Deutschland stellt die Studie von KORBUN et al. (2004) als Teilbetrachtung im Rahmen einer umfassenden Ökobilanzierung der Schweinemast an. Auf Grundlage eines im Bezug auf Treibhausgasemissionen sehr eng gesteckten Bilanzraums ermittelte die Studie, dass pro Kilogramm erzeugten Schweinefleisches in einem konventionellen Betrieb rund 600 Gramm mehr CO₂-Äquivalente verursacht werden als in einem ökologischen Betrieb. Diese Emissionen resultieren überwiegend aus dem Verbrauch fossiler Energieträger für die Düngemittelherstellung sowie für den Transport von Importfuttermitteln. Unberücksichtigt blieben in der Studie jedoch die THG-Emissionen der tierischen Exkrememente sowie die Vorleistung der Ferkelerzeugung, wodurch die gesamten Treibhauswirkungen der Schweinemast deutlich unterschätzt wurden. Der Fokus der Studie lag damals auf der Monetarisierung aller relevanten Umwelteffekte der Schweinehaltung. Da aufgrund der im Verhältnis zu anderen Umwelteffekten relativ niedrig angesetzten monetären Kosten der CO₂-Emissionen diese in der monetären Gesamtbewertung kaum ins Gewicht fielen, wurde in der Studie damals auf

¹⁹ „Ernährungswende“ war ein gemeinsames Projekt von Öko-Institut e.V., Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE), Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), KATALYSE Institut und Österreichisches Ökologie-Institut für angewandte Umweltforschung. Ziel des Projektes war es, Strategien für eine nachhaltige Ernährung zu entwickeln. Gefördert wurde das Projekt vom Bundesministerium für Bildung und Forschung. (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.)

eine vertiefte Behandlung der durch Wirtschaftsdünger entstehenden Treibhausgasemissionen verzichtet.

Die tierischen Exkreme sind jedoch eine bedeutende Quelle der klimawirksamen Gase der Schweinehaltung. Mehrere Studien befassen sich mit der Bestimmung von Methan- und Lachgas-Emissionen in Schweineställen. Die Ergebnisse zeigen relativ große Spannen. Das UMWELTBUNDESAMT (2002) weist auf die Probleme der Normierung und der unterschiedlichen und komplexen Messmethoden hin. In seiner Studie gibt das UMWELTBUNDESAMT (2002) Orientierungswerte für Emissionen aus verschiedenen Schweinehaltungssystemen an. Diese Werte sind in Tabelle 3.6 dargestellt.

Tabelle 3.6: Emissionen aus Mastschweineställen [in kg CO₂-Äquivalente pro Tierplatz und Jahr]

Haltungssystem	CH ₄	N ₂ O
Flüssigmist		
Vollspaltenboden	92	29,6
Teilspaltenboden	92	14,8
Einstreu		
Tiefstreu inkl. Kompoststall	80,5	740
2-Flächen-Stall Dänische Aufstallung	57,5	29,6

Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2002) und eigene Berechnungen

Im Folgenden wird auf die Ergebnisse einzelner Studien zu den direkten Emissionen in der Schweinehaltung genauer eingegangen. Daneben können auch für die Schweinehaltung die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement nach den Richtlinien des IPCC (2006) abgeschätzt werden (siehe Kapitel 6).

HARTUNG und MONTENY (2000) sowie von HARTUNG (2001) zeigen, dass die Ergebnisse der durchgeführten Messungen von Treibhausgasen aus Schweineställen eine erhebliche Streuung aufweisen (Tabelle 3.7). Als Ursache dafür werden in erster Linie verschiedene Haltings- und Entmistungssysteme genannt. Auch die Tierart und die Ernährung der Tiere beeinflussen die Menge der emittierten Gase (HARTUNG, 2001).

Die Untersuchung von HAHNE et al. (1999) identifiziert zudem einen Anstieg der Methanemissionen von der Frühjahrs- zur Herbstmast. Dies ist auf die geringeren Luftwechselraten und auf die geringere Verfügbarkeit von Sauerstoff im Stall in den kälteren Monaten zurückzuführen. Auch RATHERMER (2001) konnte außerdem einen Einfluss des Zeitpunktes des Mastdurchgangs (Jahreszeit) auf die Emissionshöhe in Außenklimaställen feststellen.

2-Flächen-Ställe mit Schrägboden bestehen aus Mastbuchten mit jeweils zehn bis zwölf Tieren, wobei jedem Tier mit 1,0 – 1,3 m² etwa 40 Prozent mehr Bewegungsfläche zur Verfügung steht als in konventionellen Vollspaltenställen. Im vorderen Teil der Bucht befindet sich eine geneigte, eingestreute Liegefläche. Im hinteren Teil befindet sich ein Spaltenbodenbereich, in dem die Tiere abkoten können. Das angebotene Stroh wird von den Tieren über das

Gefälle des Bodens in einen Bodenschlitz in den Mistkanal unter dem Spaltenbodenbereich getreten und so kontinuierlich durch neues Stroh ersetzt. Die von den Tieren in der Regel gut angenommene Trennung von Liege- und Kotbereich gewährleistet relativ niedrige N₂O-Emissionen trotz Stroheinstreu, da das Stroh nur in geringem Maße mit Ausscheidungen in Kontakt kommt, bzw. im Mistkanal angelangt und zügig abgeführt wird (AMON 2005, S. 4 ff.).

Tabelle 3.7: Zusammenfassende Übersicht zu direkte CH₄- und N₂O-Emissionen aus der Stallhaltung von Schweinen aus verschiedenen Studien [in kg CO₂-Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr]

Tierart/Haltungssystem	CH ₄	Quelle	N ₂ O	Quelle
Mastschweine auf Vollspaltenboden	64,4-103,5	HAHNE et al. (1999)	5-39,9	HAHNE et al. (1999)
	102,8-152,5	PHILIPPE et al. (2007)	35,6-142,3	PHILIPPE et al. (2007)
	23-133,2	GALLMANN et al. (2000)	44,4 5,9-11,8	STEIN (1999) KAISER (1999)
Mastschweine auf Teilspaltenboden	96,6	SNEATH et al. (1997)	5,9	SNEATH et al. (1997)
	255,3	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)		
Mastschweine (strohlose Haltung)	50,6-78,2	BREHME (1997)	71-112,5	BREHME (1997)
	34,5-69	AHLGRIMM und BREFDORD (1998)	91,8	THELOSEN et al. (1993)
			44,4	HOY et al. (1997)
Mastschweine auf Tiefstreu/Kompost	116,7-146,8	PHILIPPE et al. (2007)	44,3-295	PHILIPPE et al. (2007)
	51,2-570,4	MÜLLER (1993)	62,2-160	MÜLLER (1993)
			562,4-710,4	DÖHLER (1993)
			734,1-1104,1	GROENESTEIN und VAN FAASSEN (1996)
			174,6-1018,1	HOY (1997)
			458,8-908,7	KAISER (1999)
			423,3-559,4 322,6	STEIN (1999) THELOSEN et al. (1993)
Mastschweine auf Schrägmist	15,8-36	AMON et al. (2006)	15,6-18,8	AMON et al. (2006)
	20,7-25,3	AHLGRIMM und BREFDORD (1998)	473,6-710,4	HESSE (1994)
Mastschweine, Außenklima, strohlos	15,9	NIEBAUM und VAN DEN WEGHE (2001)	53,3-65,1	NIEBAUM und VAN DEN WEGHE (2001)
	41,4	GALLMANN et al. (2000)		
	13,8-101,2	RATHMER et al. (2000)		
Mastschweine, Außenklima mit Stroh	11,5-82,8	RATHMER et al. (2000)	-*	
Sauen	485,3	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)	-*	
Ferkel	89,7	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)	-*	

Quelle: Darstellung nach HARTUNG (2001) und eigene Berechnungen; ergänzt um PHILIPPE et al. (2007), AMON et al. (2006)

* es liegen keine Daten vor

Insbesondere bei den Lachgasemissionen werden die Unterschiede zwischen den einzelnen Haltungstypen deutlich. Die Mastschweinehaltungssysteme mit Voll- oder Teilspaltenboden (Flüssigmistsysteme) emittieren nach den vorliegenden Messungen geringere N₂O-Mengen

als die Tiefstreu- oder Kompostsysteme (mit Ausnahme der 2-Flächen-Ställe mit strohbedecktem Liegebereich und gesondertem Abkotbereich). Das ist insofern interessant, als die Strohhaltung nach ethologischen Untersuchungen nicht nur zum besseren Wohlbefinden der Tiere beiträgt, sondern bei den Verbrauchern auch ein besseres Image genießt (PHILIPPE et al., 2007; AMON et al., 2006). Außerdem minimiert das Stroh die Geruchsbelastung in der Schweinehaltung. Im ökologischen Landbau sind die Strohhaltungssysteme weit verbreitet (KTBL, 2007). Die Haltung von Schweinen auf Vollspaltenböden ist im ökologischen Landbau nicht zugelassen.

HAHNE et al. (1999) untersuchten über ein Jahr fünf Mastschweineeställe mit Vollspaltenböden und stellten Lachgasemissionen auf dem Niveau von 17 bis 135 g pro Mastplatz und Jahr (5 - 40 kg CO₂-Äquivalente) fest. Auch STEIN (1999) sowie KAISER (2000) in seiner Dissertation, weisen auf relativ geringe (siehe Tabelle 3.7) Lachgasemissionen aus den Ställen mit Spaltenböden hin.

In strohbasierten Haltungssystemen sind die Lachgasemissionen deutlich höher (vgl. Tabelle 3.7). GROENESTEIN und VAN FAASSEN (1996) untersuchten die Lachgasproduktion in Schweineeställen, in denen eine Mischung aus Exkrementen und Einstreu (Kompostsystem) mit Additiven zur Immobilisierung von Ammonium durch Bakterienwachstum eingesetzt wurden. In diesen Untersuchungen konnte ein hohes Potenzial zur Lachgasbildung beobachtet werden (734,1-1104,1 CO₂-Äquivalente pro Tierplatz im Jahr, zitiert nach HARTUNG, 2001).

Auch die Untersuchung von HOY (1997) weist auf sehr hohe Lachgasemissionen aus der Kompoststallhaltung hin. Die große Spannweite der Studienergebnisse ist auf verschiedene Tiefstreuverfahren zurückzuführen. Die untersuchten Systeme unterschieden sich hinsichtlich folgender Variablen: Additive, Dicke der Einstreuschicht und Häufigkeit der Einstreubearbeitung. HOY (1997) untersuchte Tiefstreu aus groben Holzschnitzeln mit den Additiven: ENVIROZYME, ECOZYME, mit Bio-Aktiv-Pulver, mit UMS-A-Ferm sowie zwei Durchgänge ohne Additive (mit 20 cm und 70 cm dicker Schicht). Die Lachgasemissionen wurden mit drei Methoden gemessen: mittels Multigasmonitoring, nasschemischer Indophenolmethode und Prüfröhrchenmethode. Außerdem wurden die gasförmigen Stickstoff-Verluste aus Ammoniak und Lachgas berechnet. Die N₂O-Freisetzung je Tierplatz betrug 1,66 kg bei den Tiefstreuvarianten mit ENVIROZYME und 1,64 kg bei ECOZYME. Die N₂O Emissionen bei dem Bio-Aktiv-Pulver-System ergaben einen deutlich höheren Wert von 3,46 kg N₂O pro Mastplatz und Jahr. Die Anwendung von Zusatzstoffen führt nach den Ergebnissen von HOY (1997) also in der Regel zur erhöhten Lachgasemissionen.

Auch in der Studie von PHILIPPE et al. (2007) wurde ein Zusammenhang zwischen dem Stalltyp und der Höhe der Lachgasemissionen festgestellt. Die Autoren berechneten, dass die Emissionen aus einem strohbasierten System um etwa 20 Prozent höher liegen als die Emissionen aus dem Stall mit Spaltenböden. Die Messungen wurden in zwei dem Experiment angepassten Ställen bei der Mästung der Schweine in fünf 4-monatigen Perioden durchgeführt. Es

wurden keine zusätzlichen Hilfsstoffe verwendet. Auch diese Ergebnisse wurden in die Tabelle 3.7 aufgenommen.

Bei den Methanemissionen konnten PHILIPPE et al. (2007) im Gegensatz zu den Lachgasemissionen keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Typ des Fußbodens und den Methanemissionen feststellen.

AMON et al. (2005) schlagen als Lösung des Konfliktes zwischen den Interessen des Tier- und des Umweltschutzes die Anwendung von so genannten Schrägbodenställen vor. Im Gegensatz zum Tiefstreustall ist der Schrägbodenstall in einen Liegebereich mit Stroh und in einen kleineren Kotbereich mit Spaltenboden unterteilt, der auch mechanisch entmistet werden kann. Wegen dieser Trennung wird nur ein kleiner Teil der Bucht mit Exkrementen verschmutzt. Das Stroh auf der Liegefläche bleibt sauber und trocken, was zur Minderung der Emissionen beiträgt.

AMON et al. (2006) führten über acht Monate lang die Messungen der klimarelevanten Gase und des Geruchsemissions-Potenzials aus einem Schrägbodenstall in Österreich durch. Die Untersuchungsmethode wurde detaillierter in AMON et al. (2004a) dargestellt. Die Emissionen wurden mit einem FTIR-Spektrometer²⁰ und einem Gesamtkohlenwasserstoffanalysator bestimmt. Daraus wurden mit Hilfe eines speziellen Computerprogramms die Emissionsraten berechnet. Tabelle 3.8 stellt die Ergebnisse der Messungen aus den Schrägbodenställen den Standardwerten aus der Vollspaltenbodenhaltung gegenüber. Insbesondere bei täglicher Entmistung werden in den Schrägbodenställen deutlich weniger Treibhausgase emittiert – sogar weniger als bei Vollspaltenböden (AMON et al., 2006).

Tabelle 3.8: CH₄- und N₂O-Emissionen aus einem Schrägbodenstall und die Standardwerte für die Vollspaltenbodenhaltung [in CO₂-Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr]

	CH ₄	N ₂ O	Σ
Vollspaltenboden	92	29,6	121,6
Schrägbodenstall mit „Dungchanel“	36,1	18,3	54,4
Schrägbodenstall mit täglicher Entmistung	15,9	15,1	31

Quelle: AMON et al. (2006) und eigene Berechnungen

Außerdem wurde in AMON et al. (2004a) der Einfluss von „effektiven Mikroorganismen (EM)“ auf die Emissionshöhe überprüft. Diese werden in der Tierhaltung zur Reduzierung von Geruch, Ammoniak sowie klimarelevanten Gasen im Stall und/oder bei der Wirtschaftsdüngerlagerung eingesetzt. Wie die Untersuchungen zeigten, führte die Anwendung von EM zur Senkung der CH₄-Emissionen um rund 33 Prozent und der Emissionen von N₂O um rund 40 Prozent.

²⁰ FTIR: Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie

Nach RATHMER (2001) liegen die CH₄-Emissionsraten aus den Außenklimaställen mit Teilspaltenboden bzw. mit Einstreu deutlich unter denen aus den Warmställen. Vor allem im Winter werden die Unterschiede deutlich.

Fazit der Literaturübersicht zur Schweinefleischerzeugung

In den Studien zeigen sich systematische Unterschiede hinsichtlich der Treibhausgasemissionen aus verschiedenen Aufstallungsformen. Die Emissionswerte von Tiefstreuverfahren liegen am höchsten – zum Teil extrem hoch. Niedrigere Werte liefern Vollspaltenböden und Zwei-Flächen-Ställe mit Spaltenbereich zur Abfuhr der Exkremete. Entscheidend ist bei Einstreusystemen offenbar die Häufigkeit der Entmistung. Nach einigen Messstudien haben hier die Tiefstreusysteme gravierende Klimanachteile, die durch klimafreundliche Fütterung nicht wieder aufgeholt werden können.

Neben diesen Unterschieden in den Emissionen aus der Stallhaltung bestehen deutlich unterschiedliche Klimawirkungen des Futtermittelanbaus. Konventionelle Futtererzeugung weist pro Futtereinheit höhere Treibhausgasemissionen auf als ökologische Futtererzeugung. Das ist zum einen auf den Einsatz von Mineraldünger beim Futteranbau, zum anderen durch die Klimateffekte des Transports von Importfuttermitteln (insbesondere Soja aus Lateinamerika) zurückzuführen (vgl. auch die in den Kapiteln 5 bis 8 vorgenommenen Klimabilanzierungen).

Einen Teil dieser Klimanachteile kann die konventionelle Schweinemast jedoch über höhere Fleischzuwächse wieder wettmachen. Trotzdem schneidet die konventionelle Schweinemast hinsichtlich ihrer Klimawirkungen in der überwiegenden Zahl der Studien auch pro Kilogramm Schweinefleisch schlechter ab als die ökologische Haltung.

3.3 Geflügelhaltung

Die Geflügelfleischproduktion liegt mit etwa 1,2 Millionen Tonnen in Deutschland zwar deutlich hinter der Schweinefleischproduktion, die Verbrauchernachfrage steigt jedoch seit Jahren kontinuierlich (Verbrauch pro Kopf gut 10 kg im Jahr 2006) und hat inzwischen den Rindfleischkonsum überholt (nur noch gut 8 kg im Jahr 2006).

Nach der europäischen Öko-Verordnung (EG-Öko-Verordnung Nr. 2091/91) liegt die Besatzdichte für stationäre Ställe bei etwa sieben bis zehn Tieren, bzw. maximal 21 kg Lebendgewicht pro m² Stallfläche. In der konventionellen Produktion liegen die Werte bei ca. 20 Tieren mit einem Höchstgewicht von 35 kg pro m² Stallfläche. Außerdem haben die Biotiere Auslaufmöglichkeiten. Auch die Mastdauer unterscheidet sich stark. Während in der intensiven Hähnchenproduktion die Vögel ihr Endgewicht nach 27-35 Tagen erreichen, benötigen sie dafür in der ökologischen Mast die doppelte Zeit (BOELW, 2008). Die geringeren Gewichtszuwächse, die längere Mastdauer und der dementsprechend teilweise höhere Futter- und Energieverbrauch können die produktbezogene Klimabilanz der ökologischen Geflügelhaltung gegenüber der konventionellen verschlechtern.

In der dänischen LCA-Datenbank (2007) werden die Emissionen aus der konventionellen Geflügelmast auf 1,86 kg CO₂-Äquivalente pro 1 kg Lebendgewicht beziffert. Das *Projekt Ernährungswende* berechnet für 1 kg Geflügelfleisch (Lebendgewicht) von Masthähnchen aus der konventionellen Bodenhaltung 1,33 kg CO₂-Äquivalente, bei Masthähnchen aus der ökologischen Tierhaltung mit Auslauf liegt der Wert bei 1,14 kg CO₂-Äquivalente je Kilogramm Lebendgewicht (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.). Nach dieser Berechnung kann die ökologische Geflügelhaltung die höheren Futtermengen durch den klimafreundlicheren Anbau der Futtermittel sogar mehr als ausgleichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Klimawirkung überwiegend auf die Emission von CO₂ zurück zu führen ist, die zu einem großen Anteil (41 bzw. 47 Prozent) aus der Beheizung der Ställe resultieren. Bei der konventionellen Mast sind außerdem die Emissionen bei der Herstellung und Verwendung von Düngemitteln höher, so dass die Emissionen an Treibhausgasen insgesamt höher liegen.

Bei der Berechnung von WILLIAMS et al. (2006) liegen die THG-Emissionen hingegen in der konventionellen Produktion niedriger als in der ökologischen. Bei der Erzeugung von 1 kg Geflügelfleisch entstehen 4,6 kg CO₂-Äquivalente in der konventionellen und 6,7 kg CO₂-Äquivalente in der ökologischen Produktionsweise (WILLIAMS et al., 2006, S. 50). In der Bioproduktion wird hierbei mehr Energie verbraucht. Allerdings berücksichtigen die Werte von WILLIAMS et al. (2006) die spezifische Situation der Geflügelmast in Großbritannien. Außerdem wird lediglich ein Standardfutter für alle Tierarten und keine spezielle Futtermittelzusammenstellung von Geflügel analysiert. WILLIAMS et al. (2006) kommen anhand ihrer Berechnungen zu dem Ergebnis, dass die Anbaufläche zur Produktion des Futters im ökologi-

schen Landbau mit 1,40 ha Land zur Produktion von 1t Geflügelfleisch deutlich höher ist als in der konventionellen Produktion mit 0,64 ha.

FORSTER et al. (2006, S. 92) gehen auf die Unterschiede bei der Berechnung der produktbezogenen Emissionen in der Literatur ein und identifizieren die Emissionen bei der Herstellung von Futter als die bedeutendste Quelle der Klimagase in der Geflügelhaltung. Die Unterschiede ergeben sich in erster Linie aus den herangezogenen Parametern. So setzen WILLIAMS et al. (2006) voraus, dass ein Vogel 4,6 kg Futter braucht, um sein Schlachtgewicht von 2,35 kg zu erreichen. In der dänischen LCA - Datenbank (2007) wird von 3,5 kg Futter und 2 kg Endgewicht ausgegangen. Die Daten des Projekts *Ernährungswende* gehen von ähnlichen spezifischen Futtermengen aus, die sich zwischen der ökologischen Haltung (1,80 kg Futter je Kilogramm Lebendgewicht) und der konventionellen Haltung (1,66 kg Futter je Kilogramm Lebendgewicht) kaum unterscheiden. Außerdem gibt es Verschiedenheiten bei der Mastdauer – je nach Quelle wird von 10 Wochen bis 38-42 Tagen in der intensiven Produktion ausgegangen (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.).

WILLIAMS et al. (2006) berechnen außerdem mit Hilfe einer Ökobilanzierung die Emissionen aus der Eierproduktion. Die THG-Emissionen liegen bei 5,53 kg CO₂-Äquivalente in der konventionellen und 7 kg CO₂-Äquivalente in der ökologischen Produktion pro 20 Tsd. Eier, also 0,276 g und 0,350 g pro Ei. Analog wie bei der Geflügelfleischproduktion wird in der ökologischen Tierhaltung etwa 14 Prozent mehr Energie verbraucht als in der konventionellen Mast. Auch die benötigte Fläche liegt etwa doppelt so hoch. Außerdem wurden die Emissionen für zwei Szenarien – „100% Käfighaltung“ und „100% Freilandhaltung“ geschätzt. Für die erste Variante entstehen Emissionen auf dem Niveau von 0,262 g CO₂-Äquivalente pro Ei und für die zweite 0,309 g CO₂-Äquivalente pro Ei.

Nur wenige Quellen befassen sich mit den THG-Emissionen aus der Verdauung und den Exkrementen in den Geflügelhaltungssystemen. Sowohl MÜLLER (2004) als auch HARTUNG (2001) bemerken, dass aufgrund geringer Konzentrationen der Emissionen die gemessenen Werte sehr kritisch zu betrachten sind. Da die Gaskonzentration innerhalb der Haltungsperiode in der Regel mit der Lebendmasse der Tiere steigt, weist MÜLLER (2004), der sich in seinem Artikel hauptsächlich mit Ammoniak-Emissionen befasst, auf die Notwendigkeit der Durchführung von Langzeitmessungen hin.

Das UMWELTBUNDESAMT (2002) beziffert die direkte, stoffwechselbedingte Methanemissionen des Geflügels auf 0,1 kg CO₂-Äquivalente pro Tier im Jahr und Emissionen aus den Exkrementen auf 2,4 kg CO₂-Äquivalente pro Tier im Jahr.

Die gemessenen THG-Konzentrationen in den Geflügelställen erscheinen als absolute Werte zunächst sehr niedrig. Zu berücksichtigen sind dabei jedoch die mengen- bzw. gewichtsmäßig nach wie vor geringen Anteile der Geflügelerzeugnisse (Eier und Fleisch) an der landwirtschaftlichen Gesamtproduktion sowie das geringe Gewicht der Tiere (und damit der zu errei-

chenden Fleischmenge pro Tier). Eine Übersicht über verschiedene Geflügelhaltungssysteme gibt die Tabelle 3.9.

Tabelle 3.9: Direkte CH₄- und N₂O-Emissionen aus der Haltung von Geflügel [in kg CO₂-Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr] – ohne Berücksichtigung von Futterherstellung und anderen Vorleistungen

Tierart/Haltungssystem	CH ₄	N ₂ O	Σ CO ₂ - Äquivalente	Quelle
Legehennen, Bodenhaltung mit Stroh	1,7	5,1	6,8	MENNICKEN (1998)
Legehennen, Bodenhaltung mit Sägespänen	5,8-8,8	12,7-23,4	18,5-32,2	MENNICKEN (1998)
Legehennen, Bodenhaltung mit ¾ Stroh und ¼ Sägespänen	7,7	46	53,7	MENNICKEN (1998)
Legehennen in Käfighaltung/Volierenhaltung	- *	12,3	12,3 **	SNEATH et al. (1996)
Legehennen in Käfighaltung/Volierenhaltung	nicht messbar	0,3-1,9	0,3-1,9**	NESER et al. (1997)
Legehennen Käfighaltung	1,4	- *	1,4 **	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)
Legehennen Bodenhaltung	nicht messbar	0,7-4,6	0,7-4,6 **	NESER et al. (1997)
Legehennen Auslaufhaltung	13,8	- *	13,8 **	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)
Broiler Bodenhaltung	0,4	- *	0,4 **	GROOT KOERKAMP und UENK (1997)

Quelle: berechnet nach HARTUNG, 2000

* es liegen keine gesicherte Daten vor; ** mangelnde Vergleichbarkeit aufgrund fehlender Emissionskomponenten

Umgerechnet in CO₂-Äquivalente entstehen bei der Bodenhaltung von Legehennen zwischen 6,8 und 53,7 kg CO₂-Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr und 0,3 und 13,8 kg CO₂ pro Tierplatz und Jahr bei der Käfighaltung. Grundsätzlich verursachen die Bodenhaltungssysteme offenbar höhere Emissionen als die Käfig- oder Volierenhaltung, was durch die Einstreumaterialien bedingt ist (HARTUNG, 2001). Bei den von HARTUNG (2001) zitierten Studien bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten und Datenlücken. Bei der Broilerhaltung liegen die in der Studie von GROOT KOERKAMP und UENK (1997) ausgewiesenen THG-Emissionen bei 0,4 kg CO₂-Äquivalenten pro Tierplatz und Jahr.

Fazit der Literaturübersicht zur Geflügelfleischerzeugung

Durch die hohe Futtermittelerwertungsrate (in der konventionellen Hähnchenmast werden Raten von Fleischzuwachs zu Futtereinsatz von 1:1,7 erzielt)²¹ hätte die Geflügelmast das Potenzial zu einer relativ klimafreundlichen Form der Fleischerzeugung. Da jedoch in der konventionellen Geflügelmast Getreide und Ölsaaten aus konventionellem Anbau verwendet werden, der wiederum große Mengen von Mineraldünger einsetzt, fällt die Klimabilanz nicht so positiv aus, wie auf den ersten Blick zu erwarten wäre. Die ökologische Geflügelmast hat aus Klimaschutzperspektive mit einer geringeren Futtermittelerwertungsrate zu kämpfen: Bio-Geflügel hat in der Regel mehr Auslauf, was die Tiere dann auch zu mehr Bewegung nutzen, wobei sie mehr Energie verbrauchen als in der konventionellen Mast. Außerdem werden die Tiere in der ökologischen Geflügelhaltung über eine längere Dauer gemästet als in der konventionellen Kurzmast. Hier stehen Tierschutzgesichtspunkte in unmittelbarem Kontrast zu Klimaschutzzielen. Würde in der konventionellen Mast ähnlich viel Bewegungsfreiheit geboten wie in der ökologischen Haltung, würde auch hier die spezifische Futtermenge ansteigen und aufgrund der höheren Treibhausgasemissionen pro angebaute Einheit Futtermittel somit auch die Klimabilanz deutlich negativer ausfallen.

Daher zeigt sich in den gesichteten Studien ein uneinheitliches Bild. Die konventionelle Geflügelmast weist nach den Ergebnissen der oben genannten Studien Treibhausgasemissionen zwischen 1,66 und 4,6 kg CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht auf. Sie hat Klimanachteile im Bereich der Futtermittelerzeugung und -bereitstellung, da zur Produktion Mineraldünger eingesetzt und ein Teil der Futtermittel über große Entfernungen importiert wird. Für die ökologische Geflügelhaltung konstatieren die Studien Emissionswerte zwischen 1,14 und 6,7 CO₂-Äquivalente pro kg Lebendgewicht. Die ökologische Mast weist einen geringeren Umsatz von Futter in Fleischzuwachs auf, muss also pro kg Geflügelfleisch mehr Futtermittel einsetzen. Diese jeweiligen Vor- und Nachteile wiegen sich zu einem großen Teil gegenseitig auf, so dass keines der unterschiedlichen Haltungsverfahren in der Gesamtbetrachtung als eindeutig klimafreundlicher zu bezeichnen ist.

Insgesamt aber erweist sich nach vorhandener Datenlage die Geflügelhaltung gegenüber der Schweine- und Rindfleischproduktion als die klimafreundlichste Fleischproduktionsweise.

²¹ LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NRW (2004)

3.4 Treibhausgas-Emissionen aus der Pflanzenproduktion

3.4.1 Landwirtschaftlich genutzte Böden

Während Methan überwiegend bei der tierischen Produktion entsteht, sind die Emissionen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden hauptsächlich mit dem Ausstoß von Lachgas verbunden. Die Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden sind im Nationalen Inventarbericht nach IPCC Systematik unter der sog. Quellgruppe 4D zusammengefasst und beinhalten direkte und indirekte Emissionen von Stickstoff-Verbindungen (N_2O und NO) sowie die CH_4 -Konsumption von landwirtschaftlichen Böden (UMWELTBUNDESAMT, 2007). Bei dieser Betrachtung betrug im Jahr 2005 der Anteil der direkten Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden 2,27 Prozent und der Anteil der indirekten Bodenemissionen 1,19 Prozent an den gesamt THG-Emissionen in Deutschland. Im Zeitraum von 1990 bis 2005 haben die direkten Emissionen eine steigende Tendenz während die indirekten Emissionen stagnieren (UMWELTBUNDESAMT, 2007). Die N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden wurden in der Tabelle 3.10 differenziert nach direkten und indirekten Bodenemissionen dargestellt.

Tabelle 3.10: Direkte und indirekte N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Jahr 2004 [in Mio. t CO_2 -Äquivalenten]

	N_2O
direkte Bodenemissionen	
aus der Anwendung von Mineraldünger	10 626
aus der Anwendung von Wirtschaftsdünger	5 950
aus bewirtschafteten organischen Böden	5 269
aus der Ausbringung von Klärschlämmen	169
aus Leguminosenanbau	503
Tierexkremate bei der Weidehaltung	1 332
aus Ernterückständen	1 184
Summe	25 033
indirekte Bodenemissionen	
Deposition	2 427
Auswaschung	8 850
Summe	11 277
Gesamtsumme	36 310

Quelle: eigene Darstellung nach DÄMMGEN, 2006b,
Darstellung: IÖW

50 Prozent der direkten N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (18 Mio. t CO_2 -Äquivalente) werden durch Düngung verursacht, knapp 30 Prozent allein durch die Gabe von Mineraldünger (10,6 Mio. t CO_2 -Äquivalente). Auswaschungen tragen mit knapp einem Viertel zu den gesamten N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei (ca. 9 Mio. t CO_2 -Äquivalente) (DÄMMGEN, 2006b).

Die IPCC- sowie die deutsche Systematik der Berechnung der Treibhausgase aus den landwirtschaftlichen Böden setzt voraus, dass der Umsatz der Nitrifikation und Denitrifikation steigt, wenn mehr N in den Boden gelangt²². Die mikrobiellen Umsetzungen (Nitrifikation und Denitrifikation) von Stickstoff-Verbindungen führen wiederum zu Lachgas-Emissionen. Daher ist die Höhe des N-Eintrags aus landwirtschaftlichen Aktivitäten eine wichtige Größe bei der Ermittlung der Lachgasemissionen (UMWELTBUNDESAMT, 2007; DÄMMGEN, 2006).

Emissionsfaktoren

Nach IPCC-Systematik werden die Lachgasemissionen mit Hilfe des sog. „einfachen Verfahren“ berechnet. Der Emissionsfaktor für mineralischen Dünger sowie für Wirtschaftsdünger wird für alle Standorte auf 0,0125 kg N₂O-N pro kg des ausgebrachten N (also als 1,25 Prozent der ausgebrachten Stickstoffmenge) beziffert (UMWELTBUNDESAMT, 2007; DÄMMGEN, 2006). In der Literatur wird häufig darauf aufmerksam gemacht, dass eine solche Betrachtung eine Reihe von Bodenparametern vernachlässigt, die die Höhe des N-Austrags beeinflussen können (UMWELTBUNDESAMT, 2007, S.368). Das sind zum einen die physischen Parameter, z.B. Temperatur, Bodenfeuchtigkeit, pH-Wert des Bodens oder sein Kohlenstoffgehalt, und zum anderen die Bodenbewirtschaftungsweise, z.B. verschiedene Techniken der Düngerausbringung.

Zahlreiche internationale Studien befassen sich mit den Emissionsfaktoren aus gedüngten landwirtschaftlichen Böden. Die Ergebnisse stimmen mit dem IPCC-Wert nur zum Teil überein (z.B. DE KLEIN et al. 2001). KUIKMAN et al. (2006) schlagen vor, einen Emissionsfaktor von 1 Prozent für Düngemittel mit Nitrat zu verwenden, welcher somit unter dem IPCC Wert liegt. BOUWMAN et al. (2002) beziffern den mittleren Emissionsfaktor auf 0,9 Prozent. Auch bei den Messungen von HOFFMANN et al. (2001) auf gemähtem Dauergrünland lagen die jährlichen N₂O-Entgasungsmengen bei 0,06 bis 1,1 Prozent der jährlich applizierten N-Düngermengen und somit teilweise niedriger als die anderen Werte.

Im Gegensatz dazu ermittelten SMITH und DOBBIE (2002, zitiert nach LEICK 2003) zum Teil deutlich höhere Emissionsfaktoren. In ihrer Untersuchung lagen die N₂O-N-Austräge auf Grünland zwischen 0,3 und 7,1 Prozent des eingesetzten Stickstoffdüngers. Für Getreide berechnen sie Emissionsfaktoren zwischen 0,2 und 1,3 Prozent.

JUNGKUNST et al. (2006) errechneten in ihrer Studie über N₂O-Emissionen aus gedüngten landwirtschaftlichen Böden Deutschlands einen mittleren Emissionsfaktor von 3 Prozent (allerdings mit einer Spannweite von 0,18-15,54 Prozent bei einer Einzelbetrachtung der Daten; n=74). In dieser Untersuchung lag der Emissionsfaktor für Ackerland (3,61 Prozent) deutlich über dem Emissionsfaktor für Grünland (1,67 Prozent).

²² Diese Erkenntnisse basieren auf Studien von BOUWMANN (1996) „Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils“

ROELANDT et al. (2005) gehen in ihrem Artikel auf weitere internationale Studien zu Emissionsfaktoren ein und untersuchen den statistischen Zusammenhang zwischen dem Klima, den Düngermengen und N₂O-Emissionen. Die Untersuchung zeigt zum einen, dass Temperaturdifferenzen zu 35 Prozent die Varianz der jährlichen N₂O-Emissionen erklären – höhere Temperaturen führen zu höheren N₂O-Emissionen aus dem ausgebrachten Düngemittel.

Wie CLAYTON et al. (1997) zeigen, wird die Emissionshöhe auch durch die Art der chemischen Verbindung beeinflusst, in der der Stickstoff auf dem Feld ausgebracht wird (Nitrat, Ammonium). Laut ihrer Untersuchung lagen die N-Verluste nach der Düngung mit Ammoniumsulfat auf einem niedrigeren Niveau (0,4 Prozent) als bei der Verwendung von Gülle mit Zusatz von Ammoniumnitrat (2,2 Prozent) oder Harnstoff (1,4 Prozent). Auch LEICK (2003) stellte fest, dass die mineralische Düngung auf Ackerflächen mit geringeren N₂O-Emissionen verbunden war (<0,13 Prozent des ausgebrachten N), wenn Ammoniumdünger zusammen mit einem Nitrifikationshemmstoff ausgebracht wurde.

Des Weiteren können die verschiedenen Techniken der Düngerausbringung die Emissionshöhe beeinflussen. KUIKMAN et al. (2006) machen darauf aufmerksam, dass ein „trade off“ zwischen den Lachgas- und Ammoniak-Emissionen vorliegt. So führt beispielsweise die Gülleinjektion zwar zu geringeren Ammoniakemissionen als eine Ausbringung mit dem Prallteller, kann aber in der Folge zu höheren N₂O-Emissionen führen. Die Autoren beziffern den Emissionsfaktor für die Injektion von Wirtschaftsdünger auf 1,5 Prozent.

Dass die Wechselwirkungen sehr komplex sind, macht die Arbeit von LEICK (2003) deutlich, die sich mit den Messungen der Lachgas- und Ammoniakemissionen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen befasst. Die N₂O-Emissionen nach Flüssigmistdüngung auf Grünland variierten in dieser Untersuchung nach Versuchsstandort zwischen 0,16 und 2,3 Prozent des ausgebrachten NH₄-N. Auch hier führte die Gülleinjektion zu höheren N₂O-Emissionen als die Ausbringung mit dem Prallteller.

Die N₂O-Emissionen nach mineralischer N-Düngung waren deutlich geringer als nach Gülledüngung und betragen zwischen 0,3 und 0,8 Prozent des gedüngten N. Die höheren Emissionen aus Grünland nach Düngung von Flüssigmist im Vergleich zu mineralischen N-Düngern wurden dadurch erklärt, dass mit dem Flüssigmist neben N auch C-Verbindungen in den Boden gelangen, die sich fördernd auf die mikrobielle N₂O-Bindung auswirken (LEICK, 2003).

Die N₂O-Emissionen nach Flüssigmistdüngung auf Ackerflächen betragen zwischen 0,1 und 2,2 Prozent des ausgebrachten NH₄-N. Auch nach Ausbringung mit dem Schleppschlauch waren die Lachgasemissionen höher als nach Ausbringung mit dem Prallteller (LEICK, 2003).

Flächenbezogene Emissionen

Flächenbezogen schätzen JUNGKUNST et. al. (2006) die N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden in Deutschland für gedüngte Flächen auf 0,7 bis 17,1 kg N₂O pro ha und Jahr, also auf 0,2 bis zu 5 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr. Das N₂O-Emissionsniveau aus ungedüngten Böden liegt im Bereich von 0,04 bis 3,4 kg N₂O pro ha und Jahr, also zwischen 0,01 und 1 Tonnen CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr.

Auch in der Studie von ROELANDT ET AL. (2005) wurden flächenbezogene Emissionen aus Acker- und Grünlandflächen in Deutschland erfasst. Tabelle 3.11 fasst die Ergebnisse der zitierten deutschen Untersuchungen zusammen.

Tabelle 3.11: Flächenbezogene direkte N₂O-Emissionen aus Acker- und Grünlandflächen in Deutschland

Standort	Getreideart	n	N ₂ O [kg N ₂ O-N pro ha und Jahr]	kg CO ₂ -Äquivalente pro ha und Jahr	N [kg N pro ha und Jahr]	Quelle
Ackerflächen						
Braunschweig	Weizen	62	2,5	740	120-200	KAISER und HEINEMEYER (1996)
Gondelsheim	Weizen	2	5,8	1717	56-100	SCHMIDT (1998)
Göttingen	Weizen	8	0,9	266	145-165	FLESSA et al. (1998)
Scheyern	Weizen	18	4,5	1332	50-190	FLESSA et al. (1998)
Kiel	Mais	2	3,7	1095	0-132	MOGGE et al. (1999)
Potsdam	Triticale-Rogen	4	1	296	0-150	HELLEBRAND et al. (2003)
Grünland						
Braunschweig		14	2,1	622	0-350	KAISER und RUSER (2000)
Giessen		8	1,5	444	0-400	KAMMANN et al. (1998)
Göttingen		2	0,3	89	0-0	FLESSA et al. (1998)
Kassel		1	2,5	740	0-0	FLESSA et al. (1998)
Kiel		1	1,5	444	78	MOGGE et al. (1999)
Rengen		23	0,8	237	0-360	HOFFMANN et al. (2001)
Scheyern		2	2,2	651	0	RUSER (1999), FLESSA et al. (2002)

Quelle: nach ROELANDT et al. (2005)

Die Recherche zeigt, dass die Messwerte der Emissionen von Lachgas aus landwirtschaftlichen Böden eine große Streuung aufweisen. Vor allem für den Einfluss der physischen Parameter, der gewählten Stickstoffverbindung und der Ausbringungstechnik auf die Emissionshöhe sowie für die Wechselwirkungen zwischen den Lachgas- und Ammoniakemissionen besteht weiterer Forschungsbedarf.

Neben den Studien zu direkten Emissionen aus den landwirtschaftlichen Böden gibt es Untersuchungen, die die gesamten Emissionen - nicht nur die N_2O , sondern auch die CH_4 - und CO_2 -Emissionen - aus dem direkten und indirekten Energieverbrauch (also auch aus der Herstellung der Dünger- und Pflanzenschutzmittel) beim Getreideanbau berücksichtigen. Tabelle 3.12 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Studie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft²³ (FAL 2000). In der FAL-Studie wurde eine vergleichende Analyse von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft im Hinblick auf den Energieeinsatz und Schadgasemissionen durchgeführt. In die Betrachtung wurde außerdem auch eine dritte Produktionsweise – die so genannte ressourcenschonende Landwirtschaft – mit einbezogen. Sie ist nach Aussage der Autoren als eine theoretische, aber nicht real vorhandene Variante der konventionellen Wirtschaftsweise zu verstehen und dadurch gekennzeichnet, dass mineralischer N-Dünger weitestgehend durch organische N-Wirtschaftsdünger (Flüssigmist, Festmist) ersetzt wird. In reinen Ackerbaubetrieben sind solche die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern einbeziehende Systeme tatsächlich selten zu finden. Üblich sind solche Düngungspraktiken jedoch durchaus, beispielsweise in Tierhaltungsbetrieben, die ihre Gülle auf ihren Flächen ausbringen müssen und daher in die Düngplanung einbeziehen. Auch werden in viehstarken Regionen z.T. Verträge zur Ausbringung von Gülle zwischen Tierhaltungs- und Ackerbaubetrieben geschlossen, da die viehhaltenden Betriebe Nachweisflächen zur Ausbringung nach guter fachlicher Praxis benötigen, jedoch im eigenen Betrieb häufig dafür nicht ausreichende Flächen zur Verfügung haben.

Die FAL-Studie berücksichtigt auch CO_2 -Emissionen aus dem direkten und indirekten Energieverbrauch (also auch aus der Herstellung der Dünger- und Pflanzenschutzmitteln). Vernachlässigt werden allerdings insbesondere die N_2O -Emissionen aus dem Boden nach Ausbringung des Mineral- und/oder Wirtschaftsdüngers. Dadurch werden die Gesamtemissionen an Treibhausgasen insgesamt unterschätzt – insbesondere jedoch bei dem konventionellen und dem konventionell-integrierten (RS) Verfahren, da bei diesen Verfahren drei- bis fünfmal mehr Stickstoff ausgebracht werden als bei dem ökologischen Vergleichsverfahren.

²³ Die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) wurde inzwischen umbenannt in „von Thünen Institut“ (vTI).

Tabelle 3.12: Summe der THG-Emissionen in der konventionellen (Konv), ressourcenschonenden (RS) und ökologischen Landwirtschaft (Öko) für verschiedene pflanzenbauliche Produktionsverfahren [in CO₂- Äquivalenten]

	kg CO ₂ -Äq. pro Tonne Erntegut			RS % des konv.	Öko % des konv.	Öko % des konv- integr.	Quelle
	Konv.	RS bzw. integriert	Öko.				
Getreideanbau							
Winterweizen	321	-	258	-	80		KÜSTERMANN et al. (2007)
Winterweizen	710	-	280	-	39		LCA Food Database
Winterweizen	404	402	273	99	67	68	ÖKO-INSTITUT (2005)
Winterweizen	314	200	193	64	61	97	FAL (2000)
Wintergerste	321	234	211	73	66	90	FAL (2000)
Winterroggen	332	178	232	54	70	130	FAL (2000)
Hackfruchtanbau							
Kartoffeln	64	41	58	64	91	141	FAL (2000)
Zuckerrüben	45	32	24	71	53	75	FAL (2000)
Rapsanbau							
Raps	810	488	354	60	44	73	FAL (2000)
Futterpflanzenbau							
Maissilage	147	87	87	59	59	100	FAL (2000)
Grassilage	243	119	91	49	37	76	FAL (2000)
Heu	255	131	102	51	40	78	FAL (2000)
Weidegras	221	98	70	44	32	71	FAL (2000)
Leguminoseanbau							
Ackerbohnen	209	-	123	-	59		FAL (2000)
Futtererbsen	206	-	145	-	70		FAL (2000)
Lupinen	210	-	160	-	76		FAL (2000)

Quelle: wie angegeben; Umrechnung, ergänzende Berechnungen und Darstellung: IÖW

Wie Tabelle 3.12 zeigt, war bei allen Produkten die Menge der emittierten CO₂-Äquivalente pro Fläche in der ökologischen Anbauvariante wesentlich geringer als bei den entsprechenden konventionellen Verfahren. Dies resultiert hauptsächlich aus dem Verzicht auf mineralischen N-Dünger, dessen Produktion und Bereitstellung mit erheblichen Treibhausgas-Emissionen verbunden ist (FAL, 2000). Beim konventionellen Anbau von Winterweizen entfallen beispielsweise von den gesamten 2,2 Tonnen CO₂-Äquivalente pro ha alleine 1,3 Tonnen auf Stickstoffdünger.

Die Studie von FAL (2000) zeigt, dass (mit Ausnahme des Winterroggen- sowie des Kartoffelanbaus²⁴) trotz niedrigerer Erträge die Menge der Emissionen von Treibhausgasen im ökologischen Landbau nicht nur flächen-, sondern auch produktmengenbezogen deutlich geringer

²⁴ Der ökologische Kartoffelanbau ist ein interessanter Fall. Auch die schweizerische Forschungsanstalt AGROSCOPE berichtet, dass bei einer produktbezogenen Betrachtung Bio-Kartoffeln die Umwelt stärker belasten können als Kartoffeln aus integriertem Anbau. Diese Ergebnisse werden jedoch durch geringere Umweltbelastungen anderer Kulturen im Rahmen der Fruchtfolge meist wieder mehr als ausgeglichen (AGROSCOPE, 2006).

liegt als bei den konventionell wirtschaftenden Betrieben. Die zum Teil geringen Unterschiede in den Treibhausgasemissionen des ökologischen und des konventionell-integrierten (RS) Anbaus sind zum einen auf die angenommenen deutlichen Ertragsunterschiede zurückzuführen (die ökologischen Erträge wurden teilweise bei nur 50 Prozent der konventionell-integrierten Erträge angesetzt). Zum anderen wurden – wie oben bereits angesprochen – die Bodenemissionen aus der Stickstoffdüngung vernachlässigt. Eine Berücksichtigung dieser Emissionen würde den Abstand zwischen ökologischem und konventionell-integrierten Pflanzenbau deutlich erhöhen (vgl. Kapitel 6 zur Klimabilanzierung des Weizenanbaus).

Wie die Tabelle 3.12 zeigt, entstehen beim konventionellen Anbau von Winterweizen 314 g und beim ökologischen Anbau 193 g CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Erntegut. Die Ergebnisse von KÜSTERMANN et al. (2007) liegen bei 321 g CO₂-Äquivalente pro kg konventionellen, 258 g CO₂-Äquivalente pro kg ökologischen Weizen und damit insgesamt etwas höher und dichter beieinander. Die LCA Food Database gibt 710 g CO₂-Äquivalente pro kg konventionellen und 280 g CO₂-Äquivalente pro kg ökologischen Weizen an, arbeitet aber mit anderer Methodik. Das Projekt *Ernährungswende* gibt für die Weizenproduktion folgende Werte an (in g CO₂-Äquivalente pro kg Endproduktes): konventionell 404 g, integriert 402 g und ökologisch 273 g CO₂-Äquivalente pro kg Weizen (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.). Diese Ergebnisse resultieren zum Teil aus größeren Düngermengen. Bei den ökologischen Pflanzen wird davon ausgegangen, dass die Zwischenfrüchte nur wegen der Düngewirkung angebaut werden und nicht selber anderweitig verwendet werden können.

Einen weiteren Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft liefert das so genannte DOK-Experiment, das seit dem Jahr 1978 vom schweizerischem FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BIOLOGISCHEN LANDBAU (FiBL) durchgeführt wird. Es zeigt sich dabei, dass in ökologischen Anbausystemen der Energieaufwand zur Erzeugung einer Ertrags-einheit um 20 bis 56 Prozent und je Flächeneinheit um 36 bis 53 Prozent geringer liegt als in konventionellen Bewirtschaftungsweisen (MÄDER et. al. 2002).

Fazit der Literaturübersicht zur Pflanzenproduktion

Nach den vorliegenden Studien weist der ökologische Pflanzenbau in der Regel deutlich geringere Treibhausgasemissionen auf als der konventionelle Pflanzenbau. Dies ist in erster Linie auf den geringeren Einsatz von Mineraldüngemitteln zurückzuführen. Mit dieser geringeren Düngung gehen jedoch auch niedrigere Erträge einher, sodass bei einigen Kulturen die Klimavorteile des ökologischen Pflanzenbaus gering ausfallen. In einigen Fällen (Kartoffel- und Winterroggenanbau in der Studie FAL 2000) weisen konventionell-integrierte Verfahren günstigere Klimawirkungen auf als die ertragsschwachen ökologischen Verfahren. Diese Berechnungswerte vernachlässigen jedoch einige Emissionen aus der Düngung. Die Betrachtung

konventionell-integrierter Verfahren lässt gleichwohl vermuten, dass auch im konventionellen Landbau erhebliche Potenziale zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen liegen.

3.4.2 Landnutzung und Landnutzungsänderung

Die landwirtschaftliche Nutzung entwässerter Moorflächen und andere Landnutzungsänderungen (z.B. Grünlandumbruch zur Ausweitung der Ackernutzung) sind zusammen genommen verantwortlich für über 30 Prozent der Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in Deutschland. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen fordert vor diesem Hintergrund den strikten Schutz noch vorhandener Moorflächen sowie die Erhaltung und Stärkung von Kohlenstoffsinken, darunter auch Moore und Feuchtgebiete (SRU 2008, S. 203 f.).

Da die Emissionen aus der Bodennutzung von den örtlichen Gegebenheiten bzw. auch der Vornutzungsgeschichte der jeweiligen Flächen abhängig sind, ist es methodisch schwierig, sie einzelnen Pflanzenbau- oder Tierhaltungsverfahren zuzuordnen. In ihrer Gesamtheit werden sie natürlich durch die Landwirtschaft verursacht und müssen daher in die landwirtschaftliche Klimabilanz einbezogen werden. Dies kann in Form eines pauschalen durchschnittlichen Zuschlages zu allen Ackerbau- und Grünlandnutzungen vorgenommen werden oder als individueller Zuschlag pro Hektar Fläche, die tatsächlich unmittelbar solche Emissionen verursacht. Im ersten Fall (pauschaler durchschnittlicher Zuschlag) würden zahlreichen Flächen „zu Unrecht“ zusätzliche THG-Emissionen zugerechnet (wenn dort die Landwirtschaft eben nicht auf entwässerten Moorböden betrieben wird), während gleichzeitig die verursachenden Flächen durch die Durchschnittbildung über alle Flächen in Deutschland „zu gut weg kämen“. Werden die Emissionen individuell bestimmt, lassen sich wiederum keine flächendeckenden Aussagen beispielsweise dazu treffen, welche Klimaeffekte die Grünlandbewirtschaftung in Deutschland insgesamt verursacht. Dieses Dilemma ist nicht aufzulösen. In der in Kapitel 5-8 vorgenommenen Klimabilanzierung werden die THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen daher nicht im Rahmen der Einzelverfahren (wie z.B. der Milcherzeugung) ausgewiesen, sondern in Kapitel 9 einer gesonderten Betrachtung unterzogen.

Grundsätzliches zur Definition von Speichern und Senken

Bei Aussagen zu klimarelevanten Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden ist es entscheidend, Bestands- und Fließgrößen auseinander zu halten. Speicher sind Bestandsgrößen (stocks), Senken dagegen Fließgrößen (flows). Wenn der Atmosphäre netto Kohlenstoff entzogen wird, dann ist eine Senkenfunktion gerade wirksam. Ein bestehender Urwald ist z.B. keine Senke, sondern ein Speicher, weil dort der Kohlenstoffhaushalt ausgeglichen ist: Es wird soviel Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden, wie freigesetzt wird. Wird dieser Speicher durch Abholzen „entleert“, entstehen CO₂-Emissionen. Das gleiche geschieht bei der

Trockenlegung von Mooren, sowie beim Torf- und Humusabbau. Werden trockengelegte Moore dagegen wiedervernässt oder Humusgehalte im Ackerboden gesteigert, wirken sie als CO₂-Senken, der Kohlenstoffspeicher im Boden wächst.

Bei der Wiedervernässung von Mooren gibt es typischerweise zunächst ein Phase, in der durch Abbau von Pflanzenteilen Methan emittiert wird – die Klimabilanz einer Wiedervernässung ist daher in der Regel zunächst negativ. Diese Phase kann je nach den örtlichen Bedingungen und der Gestaltung des Wiedervernässungsmanagements zwischen 5 und 50 Jahren andauern. Bei gutem Management kann diese Phase mit 5 bis 10 Jahren kurz gehalten werden. Wenn die Wiedervernässung nicht gezielt gesteuert wird, können längere Netto-Emissionsphasen von 20 bis 50 Jahren zustande kommen (SCHÄFER 2008).

Nach dieser Übergangsphase ist der Emissionseffekt jedoch durch die Kohlenstofffestlegung beim Torfaufbau ausgeglichen, und es beginnt die Phase, in der das wiedervernässte Moor als CO₂-Senke wirkt. Diese Senkenphase kann je nach örtlichen Gegebenheiten über sehr lange Zeit anhalten (Jahrhunderte bis Jahrtausende), bis ein neues Gleichgewicht erreicht ist, und das Moor „nur noch“ als Speicher, nicht jedoch mehr als Senke wirkt (vgl. AUGUSTIN 2001, SCHÄFER 2008).

Die CO₂-Emissionsphase nach Trockenlegung kann – je nach Stärke der dann genutzten Torfschichten – viele Jahrzehnte dauern.

Die Einbeziehung der Emissionen aus Moorböden in die Klimabilanzierung ist methodisch schwierig: Auf wie viele Jahre des nachfolgenden Ackerbaus soll die CO₂-Freisetzung durch den Torfabbau bezogen werden? Wie ist mit den aktuellen Emissionen aus entwässerten Torfböden umzugehen? Das gleiche gilt in umgekehrter Richtung für anzurechnende Senkeneffekte beispielsweise des Humusaufbaus in Ackerböden.

In der vorliegenden Studie werden diese Probleme transparent dargestellt. Zur Einbeziehung der Emissions- und Senkeneffekte von landwirtschaftlich genutzten Böden werden die Klimaeffekte landwirtschaftlicher Bodennutzungen im Kapitel 9 gesondert als zusätzliche Emissionen diskutiert und in Kapitel 10 in die Betrachtung des Gesamteffektes der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen integriert.

Die im Folgenden aufgeführten Werte sind jährliche Emissionen, die überwiegend aus der Auflösung von Kohlenstoffspeichern resultieren, sie geben also Fließgrößen (flows) wieder.

Obwohl die Landnutzung und Landnutzungsänderung nach IPCC-Systematik eine separate Quellgruppe darstellt, sind sie im Allgemeinen auch der Landwirtschaft zuzurechnen (WEGENER et. al., 2006). Da keine vollständigen und aktualisierten Daten zu der Gruppe vorliegen, wird im Nationalen Inventarbericht 2007 nicht über Landnutzung und Landnutzungsänderung berichtet (UMWELTBUNDESAMT, 2007). Die Informationen sind den früheren Publikationen des Umweltbundesamt zu entnehmen.

Im Nationalen Inventarbericht 2005 wird innerhalb der Quellgruppe „Landnutzung und Landnutzungsänderungen“ zwischen Acker- und Grünlandbewirtschaftung unterschieden. Obwohl der Anteil entwässerter Moorflächen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland nur 8 Prozent beträgt, stellen sie die wichtigste Emissionsquelle innerhalb der Landnutzungen bzw. Landnutzungsänderungen dar (UMWELTBUNDESAMT 2005, S.287; HÖPER 2007; GENSIOR 2008). Abbildung 3.5 zeigt die wichtigsten Quellen von Emissionen innerhalb der Gruppe.

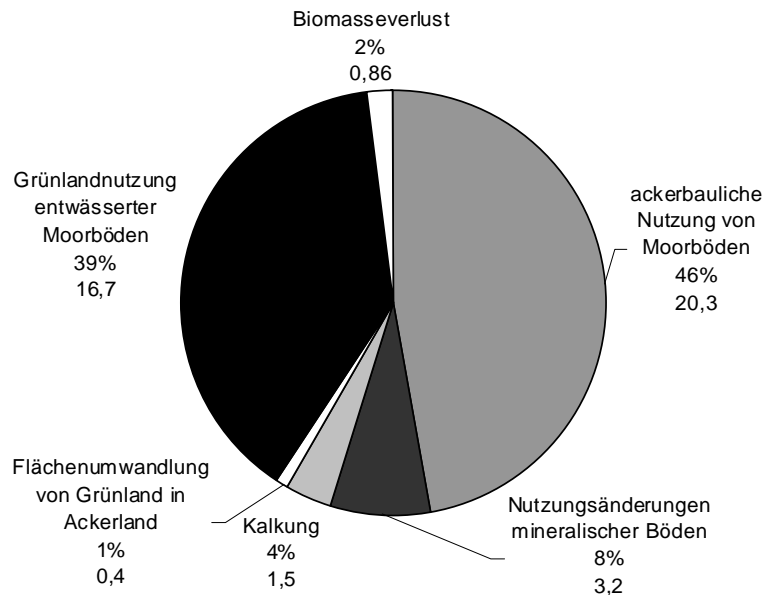


Abbildung 3.5: Emissionen aus der Landnutzung und Landnutzungsänderung in Deutschland im Jahr 2004 [in % und Mio. t CO₂-Äquivalenten]

Quelle: WEGENER, J. et al. (2006) S. 107-109, Grafik: IÖW

Fazit zur Einbeziehung der Bodenemissionen

Die CO₂-Quellen- und Senken-Funktionen landwirtschaftlich genutzter Böden werden in der hier vorgenommenen Klimabilanzierung nicht den Einzelverfahren zugerechnet, sondern gesondert erörtert (vgl. Kapitel 9) und in die Szenarien zur Gesamtbilanzierung in Kapitel 10 aufgenommen. Die Effekte der unterschiedlichen Humusbilanzen im konventionellen und ökologischen Landbau (FLIEBBACH et al. 2007) werden ebenfalls in die in Kapitel 10 abschließend vorgenommene Abschätzung des Gesamtpotenzials zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft einbezogen.

4 Methode der Klimabilanzierung

Die Bilanzierung der Klimawirkung verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsverfahren beruht auf der Methodik der Ökobilanzierung. Die Ökobilanz ist eine normierte Methode zur Erfassung und Bewertung der mit einem Produkt verbundenen Umweltwirkungen. In die Bilanzierung gehen alle Umweltwirkungen des Produktionsprozesses sowie der vorgelagerten Produktionsschritte (z. B. Energieerzeugung, Produktion von Hilfs- und Betriebsstoffen) mit ein. Ökobilanzen eignen sich für eine vergleichende Betrachtung der Umweltwirkungen unterschiedlicher Produkte, die denselben Zweck oder dieselbe Funktion erfüllen (vergleichende Produktökobilanz). Neuere Ansätze zur Bewertung der Klimawirkung von Produkten wie der Carbon Footprint, beruhen ebenfalls auf der Methodik der Ökobilanz (vgl. EPLCA 2007). Nach EN ISO 14040 besteht eine Ökobilanz aus der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Auswertung.

Im ersten Schritt wird das **Ziel und der Untersuchungsrahmen** der Bilanzierung festgelegt. Ziel der Klimabilanzierung ist der Vergleich der Klimawirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. Von den zahlreichen, in einer Ökobilanz relevanten Wirkungskategorien, wird dabei lediglich der Treibhauseffekt berücksichtigt. Mit dem Treibhauseffekt wird eine Vielzahl von Wirkungen umschrieben, die aus der Erwärmung der Atmosphäre resultieren. Dazu gehören neben einem steigenden Meeresspiegel auch die Zunahme extremer klimatischer Ereignisse wie Orkane, Sturmfluten, Dürrekatastrophen etc. Auch Änderungen in der Zusammensetzung und dem Verbreitungsgebiet von Flora und Fauna sind bereits zu beobachten. Diese Effekte werden unter dem Begriff des Klimawandels zusammengefasst.

Ursache des Treibhauseffekts sind Treibhausgase, die in der Troposphäre dafür sorgen, dass die von der Erdoberfläche abgegebene Infrarotstrahlung reflektiert und an die Erdoberfläche zurückgegeben wird. Dadurch kommt es zu einer Erwärmung der Erdoberfläche. Durch die anthropogen verursachte Emission von Treibhausgasen verstärkt sich der natürliche Treibhauseffekt, was zu einer globalen Erwärmung führt. Die relevantesten Treibhausgase sind neben Wasserdampf Kohlendioxid, Methan, Ozon und Distickstoffoxid (Lachgas). Im Rahmen dieser Studie werden die wichtigsten Treibhausgase aus dem Sektor Landwirtschaft (Kohlendioxid, Methan und Lachgas) untersucht.²⁵

Die untersuchten Bilanzräume werden in den folgenden Kapiteln jeweils für die einzelnen Verfahren dargestellt. In den hier durchgeführten Klimabilanzierungen wurden die Wirkungen der Landnutzungsänderungen (z. B. landwirtschaftliche Nutzung von Mooren oder Ro-

²⁵ Emissionen weiterer Treibhausgase werden nur dann berücksichtigt, wenn sie im Rahmen der Vorketten von Vorprodukten in der GEMIS-Datenbank bereits enthalten sind.

derung von Regenwaldflächen) sowie die potenzielle Senkenwirkung durch den Humusaufbau nicht berücksichtigt. Diese sind weniger von den unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren, als vielmehr von Fragen der Nutzungskonkurrenzen sowie der jeweiligen Bodenbeschaffenheit an den Standorten beeinflusst und werden deshalb in Kapitel 9 übergreifend thematisiert.

Im Rahmen der **Sachbilanz** erfolgt die Erhebung der für die Klimawirkung der Produkte relevanten Größen sowie die Zusammenstellung und ggf. Berechnung der Daten. Um die Klimawirkungen der Produktionsverfahren zu ermitteln, werden zu den einzelnen Stufen der Produktion (einschließlich der Vorprodukte und Betriebsmittel) aus aktuellen Studien und der Literatur die klimarelevanten Daten recherchiert. Für die Berechnung der Klimawirkungen wird auf GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme), Version 4.4, zurückgegriffen (vgl. FRITSCHKE UND SCHMIDT 2007). GEMIS wird sowohl als Datenbank als auch als Berechnungsinstrument verwendet. Die Vorgehensweise bei der Bilanzierung der Klimawirkung, insbesondere bei der Schweinefleischproduktion, beruht außerdem teilweise auf der Ökobilanz der Studie von KORBUN ET AL. (2004).

Was ist GEMIS?

Das Computerprogramm **GEMIS** ist ein Instrument zur vergleichenden Analyse von Umwelteffekten, das vom Öko-Institut e.V. und der Gesamthochschule Kassel (GhK) in den Jahren 1987-1989 entwickelt wurde und seitdem kontinuierlich fortentwickelt und aktualisiert wird. Diese Arbeiten werden durch mehrere Geber, vor allem die Hessische Landesregierung und das Umweltbundesamt, gefördert und in Kooperation mit zahlreichen Partnern im In- und Ausland, darunter das Institut für Agrartechnik Bornim (ATB), das Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu) und das Österreichische Ökologie-Institut, durchgeführt.

Mit Hilfe von GEMIS können für Produkte und Prozesse unter anderem die Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus berechnet werden. GEMIS beinhaltet zahlreiche Datensätze zur Bereitstellung von Energieträgern, Wärme und Strom, Stoffen und Transportprozessen, die laufend aktualisiert und überprüft werden. Zur Analyse von Umwelteffekten von Produkten und Verfahren können darüber hinaus weitere Prozesse und Produkte von Anwendern zur eigenen Nutzung hinzugefügt werden. Weitere Informationen unter www.gemis.de.

Viele Produktionsprozesse sind Multi-Output-Prozesse und haben somit neben dem betrachteten Produkt weitere Produkte, die als Koppelprodukte bezeichnet werden. In der vorliegenden Analyse stellen beispielsweise das Fleisch der Altkühe bei der Milchproduktion oder Sojaschrot bei der Herstellung von Sojaöl wichtige Koppelprodukte dar. Im Rahmen einer Produktökobilanz müssen die ermittelten Stoff- und Energieströme des Produktionsprozesses und

die damit verbundenen Umweltwirkungen entsprechend auf diese unterschiedlichen Produkte verteilt werden. Diese Aufteilung wird als **Allokation** der Stoff- und Energieströme bzw. der Umweltwirkungen bezeichnet. Es gibt unterschiedliche Methoden der Allokation. Gebräuchlich sind die Massentallokation, bei der die Aufteilung entsprechend des Gewichts der unterschiedlichen Produkte erfolgt, und die monetäre Allokation, bei der die Aufteilung entsprechend der Produktpreise erfolgt (vgl. HOCHFELD UND JENSEIT 1998). In der vorliegenden Studie wird eine monetäre Allokation durchgeführt, da davon ausgegangen wird, dass die Produktion durch die Nachfrage und den mit den Produkten erzielbaren Gewinnen getrieben wird. Insofern also neben den betrachteten Produkten weitere relevante Koppelprodukte anfallen (beispielsweise im Rahmen der Milchproduktion Kälber für die Rindermast und Fleisch der Altkuh), werden die Treibhausgase den Koppelprodukten mittels monetärer Allokation entsprechend ihres Anteils am Erzeugerpreis angerechnet. Ebenso findet eine Allokation der Klimawirkungen des Futtermittelanbaus statt, wenn relevante Koppelprodukte anfallen (z.B. beim Anbau von Sojabohnen Sojaöl und Sojaschrot).

In der **Wirkungsabschätzung** erfolgt die Strukturierung der Daten aus der Sachbilanz hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz (Klassifizierung) und die Zusammenfassung zu Wirkungskategorien (Charakterisierung). Da nicht alle Emissionen an Treibhausgasen im selben Ausmaß zum Treibhauseffekt beitragen, werden die Emissionen gemäß ihrem Anteil an dieser Wirkung gewichtet. Das Treibhauspotenzial wird mit Hilfe des Global Warming Potential (GWP), das als Bezugsgröße die Wirkung von Kohlendioxid hat, dargestellt. Die Wirkung der Treibhausgase wird in Form von CO₂-Äquivalenten angegeben. Das IPCC (2001) gibt für einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren als Äquivalenzfaktor für Methan 23 an, d.h. Methan ist bezüglich des Treibhauseffektes 23-Mal wirksamer als CO₂, und nennt für Distickstoffoxid eine Äquivalenzfaktor von 296.

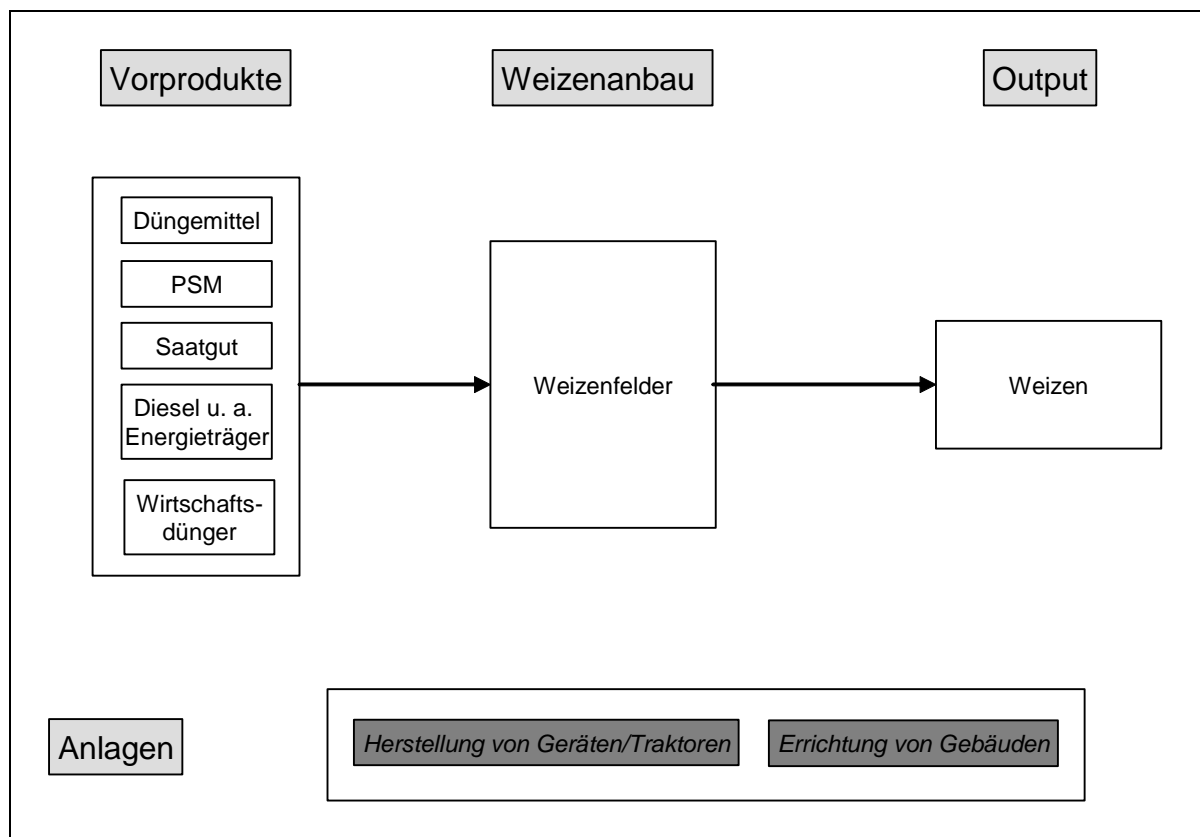
Der letzte Schritt einer Ökobilanz ist die **Auswertung**. Darin gilt es, die Schlussfolgerungen aus der Ökobilanz zu ziehen und konkrete Handlungen abzuleiten.

Im Folgenden werden die Klimabilanzierungen für unterschiedliche Verfahren zur Produktion von Weizen, Schweinefleisch, Milch und Rindfleisch dargestellt.

5 Klimabilanz der Weizenproduktion

Der Getreideanteil auf Ackerflächen liegt in der konventionellen Landwirtschaft bei 56 Prozent, im ökologischen Landbau bei 49 Prozent. Im konventionellen Bereich hat der Weizenanbau dabei eine dominierende Stellung (44 Prozent der Getreidefläche), bei den Öko-Betrieben liegt Weizen mit 27 Prozent der Getreidefläche dagegen hinter dem Roggenanbau (32 Prozent der Getreidefläche).²⁶ Die hohe Bedeutung des Weizenanbaus ist der Grund für die Auswahl dieses Verfahrens für die hier vorzunehmende Klimabilanzierung.

5.1 Untersuchungsrahmen



Dunkelgraue Felder: in der vorliegenden Sachbilanz nicht weiter berücksichtigt

Abbildung 5.1: Weizenproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung

Der untersuchte Bilanzraum bei der Weizenproduktion²⁷ umfasst neben dem eigentlichen Anbau auch die Vorkette mit den Vorprodukten Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel (PSM) sowie den Energieträgern. Keine weitere Berücksichtigung finden die Flächen und Anlagen, insofern sie nicht bei den GEMIS-Daten bereits enthalten sind. Stroh, das als Kop-

²⁶ UNTIEDT (2004), S. 65.

²⁷ Es handelt sich um Winterweizen.

pelprodukt beim Weizenanbau entsteht, wird in der Bilanzierung nicht weiter berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass das Stroh zur Erhaltung der Bodenqualität notwendig ist und somit nicht für eine stoffliche oder thermische Nutzung zur Verfügung steht²⁸.

5.2 Modellbetriebe des konventionellen und des ökologischen Weizenanbaus

Die Verfahren wurden entsprechend der Verfahrensbeschreibungen für konventionellen, konventionell-integrierten und ökologischen Anbau aus einer Studie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL 2000) im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft formuliert. Für die ökologischen Verfahren wurden ergänzend Angaben aus REDELBERGER 2002 und 2004 verwendet.

Der konventionelle Modellbetrieb

Die Feldbestellung wird im Herbst durch Pflügen (1 Überfahrt) und zwei Überfahrten zur Saatbettbereitung vorbereitet. Die Aussaat erfolgt im Drillsaatverfahren. Zur Düngerausbringung sind insgesamt vier Überfahrten notwendig: eine zur Grunddüngung, eine zur Ausbringung von Flüssigmist sowie zwei zur Stickstoffdüngung. Bei dem Verfahren konv_plus (entsprechend des „ressourcenschonenden“ konventionell (RS) Verfahrens aus der Studie der FAL 2000) wird angenommen, dass zur Düngung neben Mineraldünger auch Wirtschaftsdünger (in Form von Gülle) eingesetzt wird. Im „normalen“ konventionellen Verfahren wird kein Wirtschaftsdünger ausgebracht, sondern allein mineralisch gedüngt. Alle vier Jahre wird der Boden einmal gekalkt. Insgesamt vier Überfahrten werden außerdem zur Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln eingesetzt.²⁹

Zur Ernte sind insgesamt vier Arbeitsgänge bzw. Fahrzeugeinsätze nötig: Mähdrusch, Stroh häckseln, Korn abfahren und Stoppelbearbeitung. Die damit verbundenen Einsatzmengen an Betriebsmitteln sind in Tabelle 5.3 im Einzelnen aufgeführt.

Der konventionelle Betrieb erzielt einen Weizenantrag von 74 dt (7.400 kg) pro Hektar.

Der ökologische Modellbetrieb

Die Bestellung erfolgt mit den gleichen Arbeitsgängen wie im konventionellen Modellbetrieb (Pflügen, Saatbettbereitung, Drillsaat). Im Unterschied zum konventionellen Betrieb werden

²⁸ Das Stroh wird also entweder direkt durch Unterpflügen oder nach der Nutzung als Einstreu im Stall als Festmist – ggf. vorbehandelt in einer Biogasanlage - dem Boden wieder zugeführt.

²⁹ Die jeweilige Zahl der Überfahrten für die Ausbringung von u.a. Insektiziden, Fungiziden und/oder Halmverkürzungsmitteln ist natürlich u.a. abhängig vom bestehenden Krankheitsdruck und den Witterungsverhältnissen. Es kann daher in unterschiedlichen Betrieben und auch im selben Betrieb von Jahr zu Jahr zu einer unterschiedlichen Zahl von Überfahrten zur Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln kommen. Die hier angegebenen, aus der Studie der FAL (2000) übernommenen Zahlen sind als Mittelwerte zu verstehen.

in den betrachteten ökologischen Anbauverfahren keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht, dafür jedoch einmal mechanisch gewalzt und zweimal zur Unkrautbekämpfung gestriegelt. Auch diese Annahmen wurden aus der Studie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL 2000) übernommen.

Die Düngung erfolgt über Wirtschaftsdünger, außer Kalk (alle vier Jahre) wird kein Handelsdünger zugekauft. Der Wirtschaftsdünger wird in Form von Stallmist und in einer Menge von ca. 10 Tonnen pro Hektar ausgebracht.

Die Ernte erfolgt analog zum konventionellen Betrieb, jedoch mit dem Unterschied, dass das Stroh nicht gehäckselt wird und auf dem Feld verbleibt, sondern geborgen und anschließend in der Tierhaltung verwendet wird. Die Strohbergung wird daher in der Klimabilanzierung den ökologischen Tierhaltungsverfahren zugerechnet.

Der ökologische Spitzenbetrieb erzielt einen Weizenantrag von 45 dt (4.500 kg) pro Hektar und damit einen um etwa 40 Prozent geringeren Ertrag als der konventionelle Marktfruchtbetrieb.³⁰ Der ökologische Durchschnittsbetrieb erzielt den Durchschnittsertrag für Winterweizen im ökologischen Landbau von 35 dt pro Hektar.³¹

5.3 Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte des Weizenanbaus (Sachbilanz)

In der Sachbilanzerstellung werden die Stoff- und Energiebilanzen und die daraus resultierenden sowie die direkten Emissionen an Treibhausgasen zunächst für die einzelnen Vorprodukte sowie den Weizenanbau selbst erfasst.

Vorproduktion

Die Emissionen für die Produktion der mineralischen Düngemittel und der Pflanzenschutzmittel inklusive deren Transport bis zum Feldrand sind in Tabelle 5.1 dargestellt. Die Daten wurden aus der GEMIS-Datenbank übernommen.

³⁰ Annahme auf Grundlage der Hektarerträge in UNTIEDT (2004), S. 87 und MÄDER ET AL. (2002), S. 13, Trockensubstanz umgerechnet auf Kornertrag unter der Annahme eines Trockensubstanzgehaltes von 86 Prozent. Im langjährigen FiBL-Anbauversuch lagen die Hektarerträge der ökologisch (bio-organisch und bio-dynamisch) bewirtschafteten Flächen im mehrjährigen Mittel sogar nur um 20 Prozent unter denen der konventionellen Vergleichsflächen (vgl. MÄDER ET AL. (2002), S. 12). Ähnliche Erträge finden sich auch in REDELBERGER 2004.

³¹ BMELV (2007b), Tabellarischer Anhang, S. 92.

Tabelle 5.1: Emissionen für die Bereitstellung von mineralischem Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (inkl. Transport bis Feldrand)³²

	Ca-Dünger	K-Dünger	N-Dünger	P-Dünger	PSM
	<i>g CO₂-äq/kg Ca</i>	<i>g CO₂-äq/kg K</i>	<i>g CO₂-äq/kg N</i>	<i>g CO₂-äq/kg P</i>	<i>g CO₂-äq/kg PSM</i>
CO₂	284	1.085	2.876	1.149	11.027
CH₄	4	57	143	34	544
N₂O	6	18	4.474	17	511
Summe CO₂-äq.	294	1.160	7.493	1.200	12.082

Quelle: GEMIS 4.4³³

Die verwendeten Energie- und Emissionsdaten für die Produktion des Saatguts sind der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Aufgrund fehlender Daten aus dem ökologischen Landbau werden in der vorliegenden Studie für beide Anbausysteme gleiche Emissionswerte für die Bereitstellung von Saatgut zugrunde gelegt.

Tabelle 5.2: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts

	Winterweizen
Emissionen	g CO₂-äq / kg Saatgut
CO₂	130,0
CH₄	0,0
N₂O	118,4
Summe CO₂-äq.	248,4

Quelle: FAL (2000), auf Basis von KALTSCHMITT und REINHARDT (1997)

Der Wirtschaftsdünger wird als Restprodukt der Tierhaltung betrachtet. Die Daten zu den Emissionen durch die Bereitstellung und Nutzung des Energieträgers (Diesel) werden für die jeweiligen Prozesse aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4) übernommen und dort dargestellt.

Weizenanbau

Im Rahmen der Bilanzierung des Anbaus werden die eingesetzten Betriebsmittel für den konventionellen und ökologischen Landbau verglichen. Die verwendeten Daten der Betriebsmitteleinsatzmengen (Dieselverbrauch für Feldarbeiten, Menge an Saatgut, Düngemittel, Pflan-

³² Daneben entstehen noch die Treibhausgase Perfluormethan und Perfluoraethan, die allerdings aufgrund ihrer geringen Bedeutung (> 0,1 % des Treibhauspotenzials der Weizenproduktion) in der vorliegenden Studie vernachlässigt werden.

³³ Referenzen, die in GEMIS für die Datenblätter genannt werden: Düngemittel: PATYK UND REINHARDT (1997), FRITSCHKE et al.(2004) sowie Berechnungen und Abschätzungen des IFEU aus dem Jahr 2002; Pflanzenschutzmittel: FRITSCHKE (2004), KALTSCHMITT UND REINHARDT (1997)

zenschutzmittel und Kalk) sind den ausführlichen Darstellungen zu pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Rahmen der Studie der FAL (2000) entnommen. Die Annahmen zu den durchschnittlichen Erträgen für den konventionellen Anbau wurden ebenfalls aus der FAL-Studie (2000) übernommen, für den ökologischen Anbau wurden außerdem ergänzende Daten aus REDELBERGER (2002 und 2004) verwendet.

Tabelle 5.3: Klimarelevante Einsatzmengen an Betriebsmitteln sowie Ertragsmenge im Winterweizenanbau

Verfahren Winterweizenanbau	Einsatzmengen								Ertrag
	Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger	Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel	
konv	175	80	160	175	0	350	5,6	85,8	7400
konv_plus	175	24	48	95	160	350	5,6	84,5	7400
öko	175	0	0	0	50	350	0	69,6	3500
öko_plus	175	0	0	0	50	350	0	69,6	4500

Quellen: FAL (2000), REDELBERGER (2002), REDELBERGER (2004)

Im Rahmen des Weizenanbaus wird für die Emissionen durch den Dieserverbrauch angenommen, dass dieser in einem durchschnittlichen landwirtschaftlichen Dieselmotor eingesetzt wird. Dafür wurden die Daten aus dem Datenblatt „Dieselmotor-DE-Landwirtschaft-2005 (Endenergie)“ der GEMIS-Datenbank verwendet (der Bau des Traktors selber wird dabei nicht berücksichtigt)³⁴.

Neben den Emissionen durch die Produktion der Vorprodukte und Betriebsmittel entstehen im Rahmen des Pflanzenanbaus auch direkte Emissionen an Lachgas, insbesondere durch die Düngung der Felder. In der vorliegenden Studie wird für diese direkten Lachgasemissionen eine Berechnung entsprechend der Vorgehensweise des IPCC, also eine Emission von 1,25 Prozent des im Dünger (anorganischer Stickstoffdünger oder Wirtschaftsdünger) enthaltenen Stickstoffs als Lachgas, zu Grunde gelegt (s. Kapitel 3.4.1). Wie Tabelle 5.3 zeigt, werden im konventionellen Weizenanbau 95 kg anorganischen Stickstoff sowie 160 kg Stickstoff aus dem Wirtschaftsdünger je Hektar ausgebracht, im ökologischen Anbau 50 kg Stickstoff je Hektar. Dies entspricht direkten Emissionen von 3188 g N₂O-N / ha (bzw. 5004 g N₂O / ha) im konventionellen Landbau und 625 g N₂O-N / ha (bzw. 981 g N₂O / ha) im ökologischen Landbau. Diese Werte liegen für Weizen aus konventionellem Anbau im mittleren Bereich der von ROELANDT ET AL. (2005) diskutierten Ergebnisse unterschiedlicher Studien zum Weizenanbau in Deutschland (siehe Tabelle 3.11).

³⁴ Referenzen, die in GEMIS für die Datenblätter genannt werden: H.BOSSEL et al. (1995), FRITSCHKE et al. (1995) und GEMIS-Stammdaten

5.4 Abschätzung der Klimawirkung

Die betrachtete funktionelle Einheit in der Klimabilanzierung ist 1 kg Winterweizen. Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung ist in Tabelle 5.4 dargestellt. Der konventionelle Anbau von Winterweizen trägt danach mit Emissionen von 365 g CO₂-Äq. / kg Weizen bei ressourcenschonendem Anbau (konv_plus) und 403 g CO₂-Äq. / kg Weizen bei durchschnittlicher konventionellem Anbau (konv) mehr als doppelt so stark zum Treibhauseffekt bei wie der ökologische Anbau mit 180 g CO₂-Äq. / kg Weizen bzw. bei hohen Erträgen sogar nur 141 g CO₂-Äq. / kg Weizen. Im Vergleich zu anderen Studien sind die Ergebnisse für die Gesamtemissionen des Weizenanbaus in der vorliegenden Studie eher gering, wobei sich teilweise die Methodik stark unterscheidet (siehe Kapitel 3.4.1). Mit anderen Studien übereinstimmend kommt die vorliegende Studie zu dem Ergebnis, dass der ökologische Pflanzenanbau deutlich geringere Treibhausgasemissionen verursacht als der konventionelle Anbau.

Tabelle 5.4: Vergleich der Treibhausgasemissionen des Anbaus von Winterweizen im ökologischen und konventionellen Landbau³⁵

	konv	konv_plus	öko	öko_plus
	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg
CO₂	151	102	89	69
CH₄	5,6	3,2	0,9	0,7
N₂O	246	260	90	71
Summe CO₂-äq.	403	365	180	141

Die Emissionen an Kohlendioxid verursachen beim ökologischen Anbau die Hälfte, beim konventionellen Anbau knapp ein Drittel der Emissionen an Treibhausgasen bezogen auf die Wirkungskategorie. Diese Emissionen stammen vor allem aus der Herstellung der Mineraldüngemittel (für den konventionellen Landbau) sowie aus dem Dieserverbrauch für die Feldbearbeitung. Beim konv_plus-Verfahren liegen aufgrund des geringeren Mineraleinsatzes die CO₂-Emissionen unter denen des durchschnittlichen konventionellen Verfahrens (konv). Die übrige Klimawirkung ist vor allem auf die Lachgasemissionen zurückzuführen. So verursachen allein die Lachgasemissionen beim durchschnittlichen ökologischen Anbau (öko) 90 g CO₂-Äquivalente pro kg Weizen bzw. 71 g CO₂-Äq./kg Weizen bei hohen Erträgen (öko_plus). Der durchschnittliche konventionelle Anbau (konv) verursacht direkte N₂O-Emissionen von 246 g CO₂-Äq./kg Weizen bzw. 260 g CO₂-Äq./kg Weizen beim ressourcenschonenden konventionellen Anbau, dem Verfahren konv_plus.

³⁵ Daneben entstehen noch die Treibhausgase Perfluormethan und Perfluoraethan, die allerdings aufgrund ihrer geringen Bedeutung (< 0,1 % des Treibhauspotenzials der Weizenproduktion) in der vorliegenden Studie vernachlässigt werden.

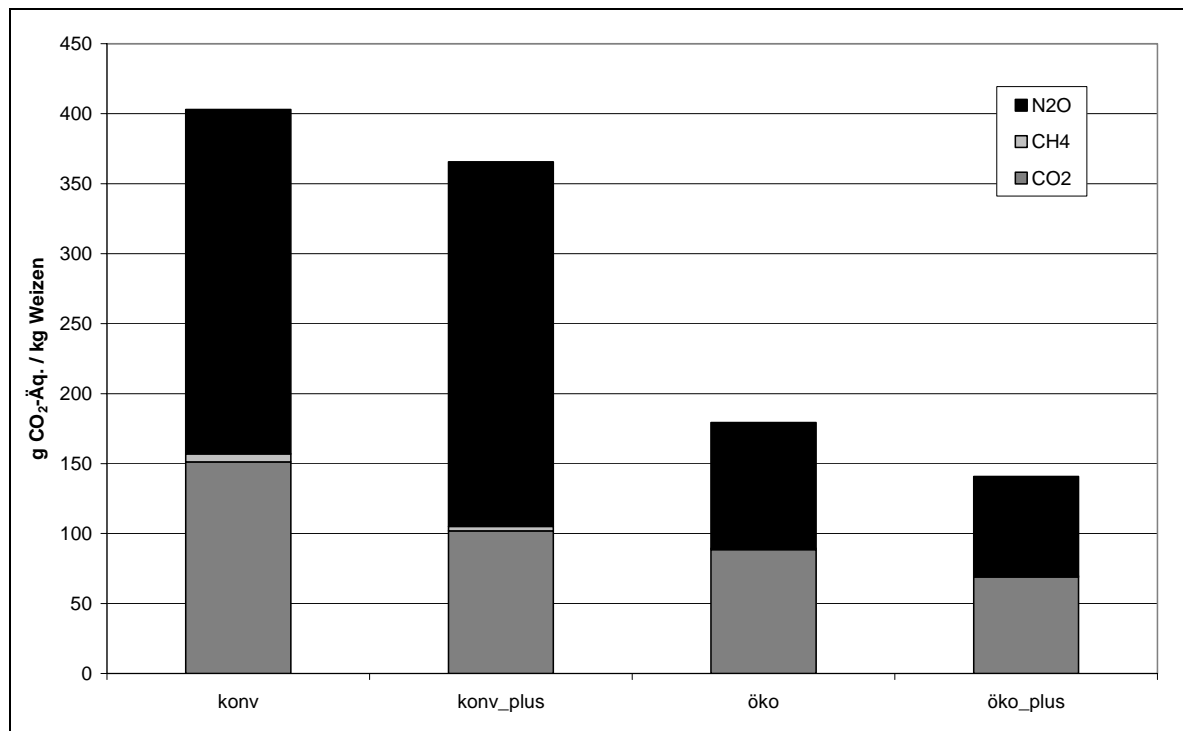


Abbildung 5.2: Treibhausgasemissionen durch den Anbau von Winterweizen

6 Klimabilanz der Schweinefleischproduktion

6.1 Untersuchungsrahmen

Die nachfolgende Abbildung stellt das zu bilanzierende System für die Schweinefleischproduktion dar. Der Bilanzraum lässt sich in folgende wichtige Elemente unterteilen:

- Vorproduktion
- Futtermittelanbau (inkl. Anbau im Ausland)
- Aufbereitung der Futtermittel (inkl. Transport)
- Schweinehaltung: Ferkelaufzucht und Mast
- Gülle-/Mist: Lagerung, ggf. Aufbereitung (Biogasanlage) und Ausbringung
- Anlagen und Flächen

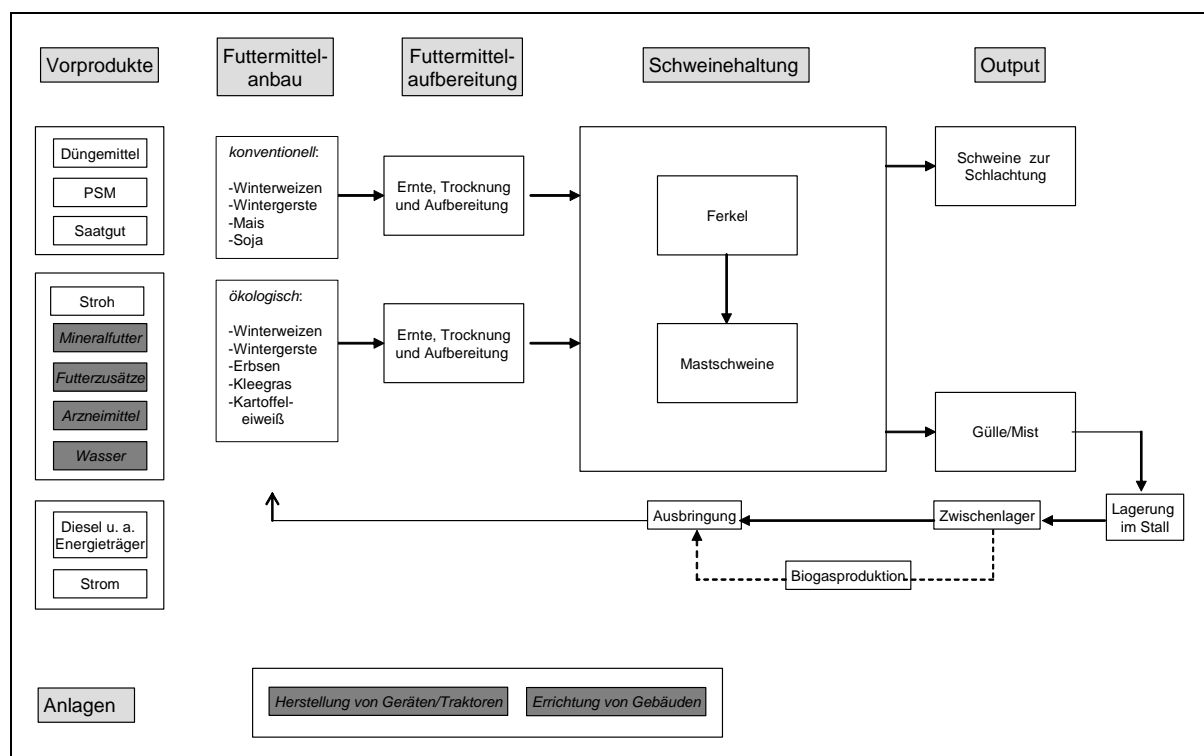


Abbildung 6.1: Schweinefleischproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung

Die Vorprodukte sind aufgeteilt in Vorprodukte für den Futtermittelanbau (Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Saatgut), Vorprodukte für die Tierhaltung (Arzneimittel und weitere Futterergänzungsmittel, Mineralfutter, Wasser, Stroh) und Energieträger, die für mehrere Prozesse (Futtermittelanbau, -aufbereitung und -transport sowie die Tierhaltung) notwendig sind.

Die Vorprodukte Mineralfutter, Arzneimittel und weitere Futterzusätze sowie Wasser wurden aufgrund fehlender Daten nicht weiter berücksichtigt. Da es sich nur um geringe Mengen an Futterzusatzstoffen handelt, wird bei diesen Vorprodukten angenommen, dass ihre Klimawirkung insgesamt gering ist.

Der Anbau der Futtermittel umfasst neben den eingesetzten Vorprodukten auch den Energiebedarf für den Anbau sowie die direkten Emissionen beim Anbau. Berücksichtigt werden im Rahmen der Klimabilanz auch die aus dem Ausland importierten Futtermittel und deren Anbau. Für die Schweinehaltung relevante Futtermittel sind Winterweizen, Wintergerste, Mais, Erbsen und Klee gras sowie Sojaschrot und Kartoffeleiweiß, wobei sich die jeweiligen Futtermittel in der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft systematisch unterscheiden.

Die Tierhaltung umfasst zum einen die Aufzucht der Ferkel, zum anderen die Mast der Schweine. Für beide Produktionsschritte werden der Bedarf an Futtermitteln und Stroh, der Energiebedarf im Stall sowie die direkten Emissionen während der Schweinehaltung (durch die enterische Fermentation³⁶) berücksichtigt. Genauere Ausführungen zu den untersuchten Produktionsverfahren sind bei der Beschreibung zu den Modellbetrieben zu finden. Nicht berücksichtigt wurden in der vorliegenden Studie Tierverluste aufgrund von Krankheiten und Verletzungen. Diese sind in einer Bilanzierung schwierig aufzunehmen, da nicht klar ist, zu welchem Zeitpunkt sie auftreten und inwiefern in diesem Zusammenhang die Klimawirkungen berücksichtigt werden müssen. Die Ausfälle in der Tierhaltung liegen insgesamt bei bis zu 10 Prozent (häufig auch deutlich darunter), so dass eine Berücksichtigung dieser Ausfälle zu einer Erhöhung der Emissionen um maximal 10 Prozent führen könnte.

In der Sachbilanz für die Schweinehaltung werden außerdem die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Gülle und Mist) berücksichtigt. Die Nutzung des Wirtschaftsdüngers im Pflanzenanbau und die damit verbundenen direkten Emissionen werden als Teil des Pflanzenanbaus betrachtet und entsprechend dort hinsichtlich ihrer Klimawirkung untersucht.

Zur Infrastruktur (Anlagen) und den Flächen wurden keine eigenen Datenrecherchen durchgeführt. Da deren unterschiedliche Umweltauswirkungen über die ganze Lebensdauer hinweg zu verteilen sind, fallen diese wohl vergleichsweise gering aus. Daher wird dieser Einflussparameter in dieser Studie für die Modellbetriebe vernachlässigt.

6.2 Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Schweinemast

Im Folgenden werden die ausgewählten Produktionsverfahren der Schweinemast ausführlich beschrieben. Die folgenden Angaben sind weitgehend der Studie von KORBUN et al. (2004) entnommen. Für jedes System wurde ein Modellbetrieb definiert, der in Bezug auf seine Umweltleistung eher dem allgemein verbreiteten Standard entspricht – benannt als [konv] und

³⁶ Gärungsprozesse in der Verdauung.

[öko] – und ein zweiter, der einen fortschrittlichen Standard darstellt und eine überdurchschnittliche Umweltleistung zeigt – benannt als [konv_plus] und [öko_plus]. Um nicht nur den derzeitigen Status quo abzubilden, wird neben Durchschnittsbetrieben des konventionellen und des ökologischen Landbaus auch jeweils ein Betrieb definiert, der sich in der Gruppe der leistungsmäßig führenden 10 Prozent der konventionellen und ökologischen Betriebe befindet. Damit kann die Analyse aufzeigen, wo weitere Potenziale zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen liegen, wenn in Zukunft verstärkte Anstrengungen zum Klimaschutz in der Landwirtschaft unternommen werden. Tabelle 6.1 gibt einen Überblick über die strukturellen Charakteristika der Modellbetriebe.

Tabelle 6.1: Übersicht der Modellbetriebe

Konventionelles Produktionssystem	Herkömmlicher Betrieb [konv]	„best-practice“-Betrieb [konv_plus]
Bestandsgröße	1.000 Mastschweine	1.000 Mastschweine
Haltungssystem	Vollspaltenboden	Vollspaltenboden
Stallklima	Wärmegeämmter, zwangsbelüfteter Stall	Wärmegeämmter, zwangsbelüfteter Stall
Fütterung	Zwei-Phasenfütterung / Trockenfutter	Multiphasenfütterung / Flüssigfütterung
Mastperiode	25 kg bis 115 kg	25 kg bis 115 kg
Tägliche Zunahmen	700 g	800 g
Futterverwertung	3,0 kg Futter / kg Zuwachs	2,90 kg Futter / kg Zuwachs

Ökologisches Produktionssystem	Herkömmlicher Betrieb [öko]	Spezialisierter Betrieb [öko_plus]
Bestandsgröße	50 Mastschweine	400 Mastschweine
Haltungssystem	Tiefstreu	2-Flächen-Schrägbodenstall
Stallklima	Außenklima	Außenklima
Fütterung	Universalfutter / Trockenfütterung	Multiphasenmast / Flüssigfütterung
Mastperiode	25 kg bis 110 kg	25 kg bis 110 kg
Tägliche Zunahmen	620 g	660 g
Futterverwertung	3,4 kg Futter / kg Zuwachs	3,16 kg Futter / kg Zuwachs

Die Anteile, mit denen einzelne Haltungssysteme im konventionellen oder ökologischen Landbau vertreten sind, werden nicht von amtlichen Statistiken erfasst (RÖVER 2000). Die Annahmen und Beschreibungen für typische Haltungssysteme der verschiedenen Landbauformen werden deshalb aus verschiedenen Quellen abgeleitet und belegt (s.u.).

6.2.1 Konventionell wirtschaftender Schweinemastbetrieb

Grundsätzlich wird im Rahmen dieser Studie zwischen zwei Typen konventioneller Betriebe unterschieden. Zum einen wird ein durchschnittlicher konventioneller Schweinemastbetrieb

[konv] betrachtet, zum anderen ein Betrieb [konv_plus], der nach ‚best-practice‘-Merkmale produziert. Im Folgenden wird zuerst die Ausprägung der beiden Betriebsformen dargestellt und anschließend ausführlich die Festlegung der typischen Merkmale erörtert.

Der für den konventionellen Bereich zu Grunde gelegte durchschnittliche Modellbetrieb [konv] hat 1.000 Mastplätze, die Tiere werden in einem wärme gedämmten Stall auf Vollspalten gehalten. Die Mastperiode beginnt bei 25 kg und endet bei 115 kg Lebendgewicht bei täglichen Zunahmen von 700 g. Die Fütterung beruht auf zugekauftem Alleinfutter (Zwei-Phasenfütterung) und erfolgt als Trockenfutter. Die Gülle wird in einem offenen Behälter gelagert und mit einem Güllefass mit Breitverteiler ausgebracht.

Zusätzlich zum herkömmlichen konventionellen Betrieb [konv] wird ein fortschrittlicher konventioneller Schweinemastbetrieb [konv_plus] betrachtet, der die beste verfügbare Technik einsetzt. Durch ein sehr gutes Management werden tägliche Zuwachsraten von 800 g bei einer Mastdauer von 122 Tagen erreicht. Auf diesem Betrieb wird die Gülle in einem abgedeckten Behälter gelagert. Die Ausbringung der Gülle erfolgt mit einem Schleppschlauchsystem.

Bestandsgröße

Die Bestände an Mastschweinen in Deutschland variieren von unter neun bis zu über 5.000 Tieren pro Betrieb. Im Rahmen dieser Studie wird für die konventionelle Produktion von Schweinefleisch ein Betrieb mit 1.000 Mastplätzen zu Grunde gelegt. Mit einem Modellbetrieb, der auf 1.000 Mastplätze ausgelegt ist, werden neben dem größten Anteil der Betriebe in Westdeutschland, von denen die meisten Mastschweine stammen, auch die typischen Betriebe in Ostdeutschland abgedeckt.

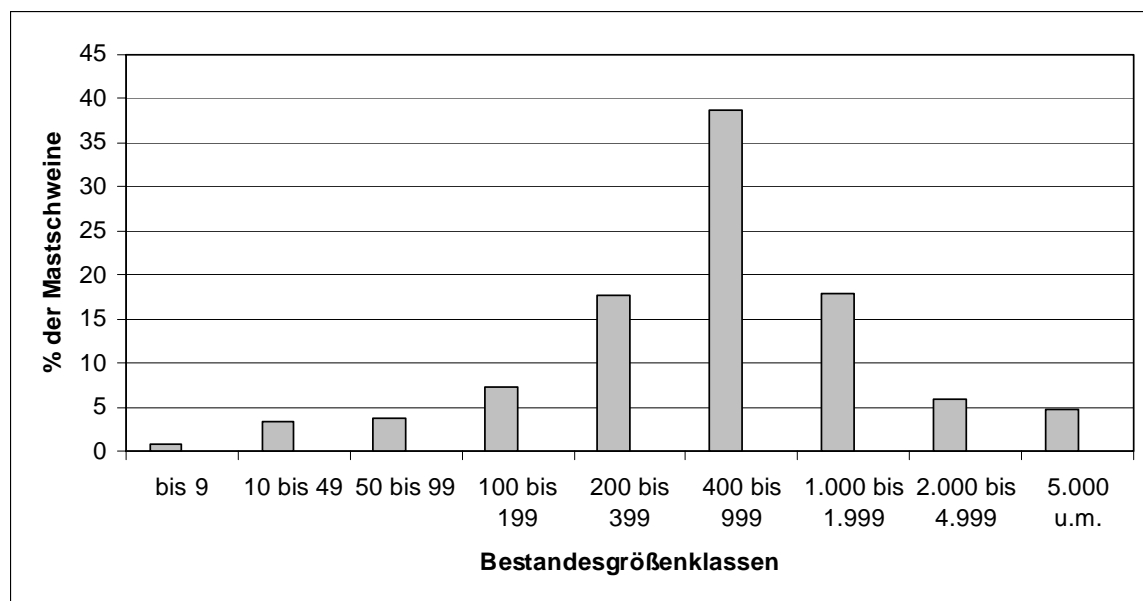


Abbildung 6.2: Mastschweinebestand in Deutschland nach Bestandsgrößenklassen 2005 [Mastschweine ab 50 kg Lebendgewicht in % des Gesamtbestandes]

Quelle: BMELV (2007a), Betriebe mit Mastschweinehaltung nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland, Abbildung: IÖW

Haltungssystem

Bei der Produktion von konventionellem Schweinefleisch kommen verschiedene Haltungssysteme zum Einsatz. Die Mehrzahl der Großbestände wird fast ausschließlich in wärmegeprägten und zwangsgelüfteten Ställen auf Vollspaltenböden³⁷ gehalten (GRIMM et al.³⁸ 2002: 7, 66).

Aus der Studie ‚Beste verfügbare Technik in der Intensivtierhaltung‘ des Umweltbundesamtes geht hervor, dass von 884 untersuchten Mastställen (über 700.000 Mastplätze) 79 Prozent der Tiere auf Vollspaltenböden gehalten werden. Aus der Studie geht außerdem hervor, dass von den befragten 884 Mastschweineställen 97 Prozent zwangsbelüftet sind und die Abluft zu meist über das Dach abgeführt wird. Bei keiner dieser Anlagen wurde die Abluft einer Abluftreinigungsanlage zugeführt (z.B.: Biofilter, (Bio-)Wäscher) (GRIMM et al. 2002: 65, 67, 68).

Aus diesen Zahlen lässt sich schließen, dass ein auf Vollspalten beruhendes, zwangsbelüftetes Haltungssystem die Mehrzahl der in Deutschland produzierten Mastschweine abdeckt und somit für den Zweck dieser Studie gut geeignet ist und sowohl für den herkömmlichen konventionellen [konv], als auch für den fortschrittlichen Betrieb [konv_plus] angenommen werden kann.

³⁷ „Die Tiere stehen hierbei auf Spaltenböden, durch die Kot und Harn in darunter liegende Kanäle gelangt und als Flüssigmist (Gülle) in regelmäßigen Abständen abgelassen wird.“ (Röver 2000)

³⁸ Die Werte, die im Rahmen der Studie des UBA auf Grundlage der untersuchten Betriebe erzielt wurden, basieren auf Betrieben, die der Richtlinie 96/91/EG des Rates über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung vom 24. September 1996 (IVU- Richtlinie) entsprechen. D.h. der Stand der eingesetzten Technik ist überdurchschnittlich hoch.

Fütterung

Aus den vom Zentralverband der deutschen Schweineproduktion (ZDS) veröffentlichten Zahlen für die Jahre von 1996 bis 2001 geht hervor, dass von 5.154 beobachteten Betrieben 81 Prozent die Tiere zweiphasig füttern. Auch KIRCHGEBNER (1997: 275) geht davon aus, dass die Mast mit zweiphasigem Alleinfutter das Standardverfahren ist.

Das bisher nur wenig eingesetzte, aber in der Tendenz zunehmende System der Multiphasenmast bedeutet, dass der Rohproteinbedarf in engen Abständen dem Bedarf der Tiere angepasst wird, indem zum Beispiel entsprechende Futtermischungen miteinander verschnitten werden. Das heißt, dass das Futter kontinuierlich aus beispielsweise zwei Grundmischungen dem Bedarf der Tiere angepasst und automatisch zusammengestellt wird und nicht, wie bei der Zwei-Phasenmast üblich, zu einem bestimmten Zeitpunkt von der ersten auf die zweite Mischung umgestellt wird. Durch die Multiphasenmast besteht die Möglichkeit zur deutlichen Senkung der N-Menge in der Gülle und der Reduzierung der Ammoniakemissionen (FRITZSCHE 1998: 118).

Aus diesen Gründen wird für den herkömmlichen Betrieb [konv] eine Zwei-Phasenmast und für den fortschrittlichen Betrieb [konv_plus] eine Multiphasenmast angenommen. Die in der Tabelle 6.2 angegebenen Futterzusammensetzungen beziehen sich jeweils auf die gesamte Mastperiode (25-115 kg). Die Änderung der Zusammensetzung in den einzelnen Phasen ist dabei überschlüssig berücksichtigt.

Tabelle 6.2: Futterzusammensetzung in den konventionellen Betrieben (13 MJ ME je kg)

Futterkomponente	Anteil am Futter	Benötigte Menge pro Mastschwein ¹⁾
[konv]²⁾		
Wintergerste	40 %	108 kg
Winterweizen	35 %	94 kg
Sojaextraktionsschrot	22,5 %	61 kg
Mineralfutter	2,5 %	7 kg
<i>Summe</i>	<i>100 %</i>	<i>270 kg</i>
[konv_plus]³⁾		
Wintergerste	35 %	91 kg
Corn-Cob-Mix	40 %	104 kg
Sojaextraktionsschrot	22,5 %	59 kg
Mineralfutter	2,5 %	7 kg
<i>Summe</i>	<i>100 %</i>	<i>261 kg</i>

1) Bei lufttrockener Substanz

2) Bei einer Futterverwertung von 3,0 kg Futter pro kg Zuwachs und einer Mastperiode von 25 bis 115 kg

3) Bei einer Futterverwertung von 2,90 kg Futter pro kg Zuwachs und einer Mastperiode von 25 bis 115 kg

Die Futterzusammensetzung kann von Region zu Region und von Betrieb zu Betrieb stark variieren. Bei den meisten Rationen wird ein Verhältnis von 75 Prozent Getreide (inkl. Mais) zu 25 Prozent Eiweißträgern (z.B.: Sojaextraktionsschrot plus Mineralfutter) berücksichtigt (OSTERMANN 2003).

Der ZDS konnte bei 42 Prozent von über 6.000 untersuchten Betrieben den Einsatz von Trockenfutter feststellen (GATZKA et al. 2001). 32 Prozent der beobachteten Betriebe setzten Flüssigfütterung und 26 Prozent Breifütterung ein. Die Auffassung, dass die Trockenfütterung das häufigste Verfahren ist, wird auch von JEROCH ET AL. (1999: 333) vertreten. Die verdauungsphysiologischen Unterschiede zwischen Trocken- und Flüssigfütterung werden als gering eingeschätzt (JEROCH et al. 1999: 333; BURGSTALLER 1991: 107).

Für den herkömmlichen Betrieb [konv] wird von einer Trockenfütterung ausgegangen. Der fortschrittliche Betrieb [konv_plus] mit Multiphasenfütterung ist auf das System einer Flüssigfütterung angewiesen.

Stallklima

Knapp 50 Prozent der 2.359 vom Arbeitskreis Betriebszweigauswertung Schwein in Niedersachsen (ABSN) untersuchten Betriebe heizen sowohl in der Vor- als auch in der Endmast (Berichte aus Verden; zitiert nach: RÖVER 2000). Für die Vormast wird im BauBrief Landwirtschaft (1993) (zit. nach RÖVER 2000) eine Temperatur von 22° C und zu Beginn der Endmast eine Temperatur von 20° C empfohlen. Vor allem zu Beginn einer Mastperiode werden die meisten Mastschweine ställe geheizt, bzw. die Zuluft bei Bedarf angewärmt (VAN DEN WEGHE, mdl. Mitt. 2003; MARKS, mdl. Mitt. 2003). Diese Informationen werden für die Berechnung der Ökobilanz in dieser Untersuchung sowohl für den durchschnittlichen Betrieb [konv] als auch für den ‚best-practice‘-Betrieb [konv_plus] verwendet.

Mastgewicht und Zuwachsraten

Laut der Viehzählung 2002 (STATISTISCHES BUNDESAMT 2003) befinden sich in Nordrhein-Westfalen mit 23,5 Prozent nach Niedersachsen (30,1 Prozent) und vor Bayern (13,3 Prozent) die meisten Schweine. Der ZDS (GATZKA et al. 2001) geht für den Zeitraum 1996 bis 2001 bei einer Zwei-Phasenfütterung von durchschnittlichen Zunahmen von 697,6 g aus (4.173 beobachtete Betriebe). Aus dem Jahresbericht 2002 des Erzeugerrings Westfalen geht hervor, dass die durchschnittlichen Zuwachsraten in dem Zeitraum von 1992 bis 2002 (500 bis 600 erfasste Betriebe) bei 692 g/Tag liegen. In Bayern lagen die durchschnittlichen Zuwachsraten in dem Wirtschaftsjahr 2002/03 bei 699 g/Tag, wobei 2.138 Betriebe ausgewertet wurden (LKV 2002). Auf Grund dieser Datenlage wird für den herkömmlichen Betrieb [konv.] eine Zuwachsrate von 700 g pro Tag angenommen.

Für den fortschrittlichen Betrieb [konv_plus] werden hingegen die Zuwachsraten von den oberen 25 Prozent der Schweinemastbetriebe bezüglich der täglichen Zunahmen zu Grunde gelegt. Im Jahr 2003 wurde bei diesen Betrieben eine durchschnittliche Zunahme von 783 g pro Tag erreicht (THOLEN, mdl. Mitt. 2004).

Die erreichten Zuwachsraten sind vor allem von dem jeweiligen Management der einzelnen Betriebe abhängig und können nicht speziellen Faktoren zugeordnet werden, wie zum Beispiel dem Haltungssystem. Sie sind auch nicht direkt abhängig von dem Haltungssystem (VAN DEN WEGHE, mdl. Mitt. 2003; WILKING, mdl. Mitt. 2003). Für den fortschrittlichen konventionellen Betrieb [konv_plus] wird von einem sehr guten Management ausgegangen, durch das durchschnittlich Zuwachsraten von 800 g pro Tag erreicht werden.

In dieser Studie wird sowohl beim herkömmlichen Betrieb [konv] als auch beim fortschrittlichen Betrieb [konv_plus] von einem Mastendgewicht von 115 kg ausgegangen, da die LBA feststellt, dass das optimale Mastendgewicht aus ökonomischen Gründen (höchster Deckungsbeitrag pro Mastplatz) bei 115 kg liegt (LBA 2000). In der herkömmlichen Mast [konv] wird eine Mastdauer von 129 Tagen, in der fortschrittlichen Mast [konv_plus] von 112 Tagen angenommen.

Die Werte für die Futtermittelverwertung je Kilogramm Zuwachs bewegen sich überwiegend in einem Bereich von 2,95 kg bis 3,0 kg (LKV 2002; OSTERMANN 2003). Für den herkömmlichen Betrieb [konv] wird ein Wert von 3,0 kg Futter pro kg Zuwachs und für den fortschrittlichen Betrieb ein Wert von 2,90 kg Futter pro kg Zuwachs angenommen.

6.2.2 Ökologisch wirtschaftender Schweinemastbetrieb

Der für den ökologischen Bereich zu Grunde gelegte herkömmliche Modellbetrieb [öko] hat 50 Schweinemastplätze, bei dem die Tiere in einem Außenklima-Tiefstreustall mit Auslauf gehalten werden. Die Mastperiode beginnt bei 25 kg und endet bei 110 kg Lebendgewicht bei täglichen Zunahmen von 620 g. Die Fütterung beruht auf einer Universalfuttermischung. Zur wirtschaftlichen Lebensfähigkeit des Betriebes sind neben der Schweinemast weitere Betriebszweige nötig.

Zusätzlich zu dem herkömmlichen ökologischen Betrieb [öko] wird ein auf die Schweinemast spezialisierter Betrieb [öko_plus] betrachtet, der die beste verfügbare Technik und als artgerecht beurteilte Haltungssysteme einsetzt. Dieser Betrieb [öko_plus] mästet die Schweine in einem Außenklima-Schrägbodenstall mit Auslauf. Die Mastperiode beginnt bei 25 kg und endet bei 110 kg Lebendgewicht. Im Vergleich zum herkömmlichen Betrieb [öko] erreicht der spezialisierte Schweinemastbetrieb [öko_plus] höhere tägliche Zunahmen von 660 g. Die Fütterung orientiert sich an der Multiphasenmast und erfolgt als Flüssigfütterung.

Bestandsgröße

Im Rahmen dieser Studie gehen wir im Bereich des ökologischen Landbaus von Familienbetrieben als typischer Betriebsform aus. 50 Prozent der ökologisch wirtschaftenden Betriebe sind Nebenerwerbsbetriebe (STATISTISCHES JAHRBUCH 2002). Schweinemastbetriebe, die nach den Richtlinien von Naturland produzieren, haben zwischen 50 und 600 Mastplätze (PIERINGER, mdl. Mitt. 2003). Bei einer Bestandsgröße von 400 Mastschweinen ist die Kapazität eines Familienmischbetriebes ausgelastet (BUSSEMAS, schriftl. Mitt. 2003).

Für den herkömmlichen ökologischen Schweinemastbetrieb [öko] orientiert sich diese Untersuchung an kleinen Betrieben mit 50 Mastplätzen. Für einen spezialisierten Mastbetrieb [öko_plus] geht die Studie hingegen von der oben benannten Kapazitätsgrenze mit 400 Mastplätzen aus.

Haltungssystem

Das Ministerium für Umweltschutz, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz in Nordrhein-Westfalen nimmt an, dass in der ökologischen Mast die Schweine in der Regel in Stallhaltung in Verbindung mit einem Auslauf gehalten werden (MUNLV 2003: 50). In der ökologischen Schweinemast sind Vollspaltenböden im Gegensatz zur konventionellen Mast verboten (AGÖL 1996; zit. nach RÖVER 2000: 98). Nach Aussagen von SCHUMACHER (mdl. Mitt. 2003) und INGENSAND (mdl. Mitt. 2003) werden bevorzugt Neubauten für die Schweinemast häufig als Außenklimastall errichtet, wohingegen bei Umbauten Haltungssysteme mit Tiefstreu bevorzugt würden.

Für den herkömmlichen ökologischen Betrieb [öko] mit 50 Mastplätzen wird in dieser Studie von einem Tiefstreu-Stallsystem mit Auslauf ausgegangen. Für den spezialisierten Schweinemastbetrieb [öko_plus] wird im Folgenden hingegen ein 2-Flächen-Schrägbodenstall mit separatem Abkotbereich zu Grunde gelegt.



Abbildung 6.3: Beispiel eines Außenklima-Schrägbodenstalls

(Quelle: http://www.lfl.bayern.de/ith/schwein/12983/linkurl_0_1.pdf; 09.07.2008)

Fütterung

Die Fütterung der Mastschweine im ökologischen Landbau gestaltet sich anspruchsvoll, da die Tiere auf sehr hochwertige Eiweißverbindungen angewiesen sind. Weil entsprechende Mengen an Eiweißfuttermitteln aus ökologischer Erzeugung bisher nicht zur Verfügung stehen, war es erlaubt, z.B. konventionelles Kartoffeleiweiß zu verfüttern, um so bedarfsgerechte Futtermischungen herzustellen (MUNLV 2003: 41). Der Einsatz von konventionellem Kartoffeleiweiß, das als Abfallprodukt bei der Stärkeherstellung anfällt, ist seit 2005 (EU-Bio-Verordnung), bei Bioland seit 2004, verboten (@grar.de Aktuell 2003a). Hierbei gibt es jedoch noch immer Ausnahme- und Übergangsregelungen. Die Betriebe greifen teilweise auf Bio-Soja zurück, das aber ebenso wie das Kartoffeleiweiß nicht in ausreichender Menge zur Verfügung steht und deshalb überwiegend importiert wird (MUNLV 2003: 41). Nach den Bioland-Verbandsrichtlinien müssen die Futtermittel zu mindestens 85 Prozent aus eigener Produktion stammen (BIOLAND 2002: 16).

Bei dem im Rahmen dieser Studie betrachteten herkömmlichen Öko-Mastbetrieb [öko] wird von einer einphasigen Mast (Universalfuttermischung) ausgegangen. Hingegen wird für den spezialisierten Betrieb [öko_plus] eine Multiphasenfütterung zu Grunde gelegt. Für die Fütterung auf den ökologischen Betrieben gelten die Richtwerte für die Futterzusammensetzung von 70 Prozent Getreide und 30 Prozent Eiweißträgern (siehe Tabelle 6.3). Bei beiden Modellbetrieben wird der Raufutterbedarf über das eingestreute Stroh und Kleegrassilage gedeckt.

Tabelle 6.3: Futterzusammensetzung in der ökologischen Schweinemast

Futterkomponente	Anteil am Futter	Benötigte Menge pro Mastschwein ¹⁾
[öko]²⁾		
Futtergerste ⁷⁾	35 %	101 kg
Winterweizen ⁷⁾	35 %	101 kg
Erbsen ⁸⁾	22,5 %	65 kg
Kartoffeleiweiß konv.	5 %	14 kg
Mineralfutter	2,5 %	7 kg
Summe	100 %	288 kg
<i>Zusätzlich als Raufutter:</i>		
Stroh ³⁾ (inkl. Einstreu)	1 kg pro Tag	137 kg
Kleegrassilage ⁴⁾	700 g pro Tag	96 kg
[öko_plus]⁵⁾		
Futtergerste	35 %	94 kg
Winterweizen	35 %	94 kg
Erbsen	22,5 %	60 kg
Kartoffeleiweiß konv.	5 %	13 kg
Mineralfutter	2,5 %	7 kg
Summe	100 %	268 kg
<i>Zusätzlich als Raufutter:</i>		
Stroh ⁶⁾ (inkl. Einstreu)	250 g pro Tag	32 kg
Kleegrassilage ⁴⁾	700 g pro Tag	90 kg

1) Bei lufttrockener Substanz

2) Bei einer Futterverwertung von 3,4 kg Futter pro kg Zuwachs und einer Mastdauer von 137 Tagen; 85 kg Zuwachs

3) Im Tiefstreuall liegt der Bedarf bei 1 kg pro Tag (Pieringer, mdl. Mitt. 2003)

4) Der durchschnittliche Bedarf liegt bei 500 bis 1000 g am Tag (Pieringer, mdl. Mitt. 2003)

5) Bei einer Futterverwertung von 3,16 kg Futter pro kg Zuwachs und einer Mastdauer von 128 Tagen; 85 kg Zuwachs

6) Bei Kistenställen liegt der tägliche Bedarf an Stroh pro Mastschwein bei 200 bis 300 g (Pieringer, mdl. Mitt. 2003). Dies wurde hier auf die angenommenen Außenklima-Schrägbodenställe übertragen.

Mastgewicht und Zuwachsraten

Die übliche Mastperiode im ökologischen Landbau beginnt bei 25 kg und endet bei 110 kg Lebendgewicht (SCHUMACHER, mdl. Mitt. 2003). Die täglichen Zuwachsraten in der ökologischen Schweinemast liegen in einem Bereich von 600 bis teils über 700 g (INGENSAND, schriftl. Mitt. 2003; PIERINGER, mdl. Mitt. 2003). Für den herkömmlichen ökologischen Betrieb werden eher geringere Zuwachsraten von 620 g pro Tag angenommen. Bei einer Zuwachsrate von 620 g lassen sich an Hand der Kalkulationsdaten für den ökologischen Landbau des KTBL (2002: 197) eine Mastdauer von 137 Tagen und ein Futterverbrauch in Summe von 289 kg (12,7 MJ ME/kg) bei einer Futterverwertung von 3,4 kg pro kg Zuwachs ableiten.

Auf ökologisch wirtschaftenden Schweinemastbetrieben mit einem guten Management können unter dem Zusammenspiel verschiedener Faktoren, die nicht im einzelnen identifiziert werden können, Zuwachsraten von 650 bis über 700 g erzielt werden (TOBER, schriftl. Mitt. 2003). Das Haus Düsse erreichte in dem Wirtschaftsjahr 2001/02 in der ökologischen Schweinemast durchschnittliche Zuwachsraten von 664 g (STALLJOHANN 2002). Ausgehend von einem spezialisiertem Schweinemastbetrieb mit sehr gutem Management werden für den Betrieb [öko_plus] Zuwachsraten von 660 g angenommen.

An Hand der Kalkulationsdaten für den ökologischen Landbau der KTBL (2002b: 197) ergeben sich bei einer Zuwachsrate von 660 g eine Mastdauer von 128 Tagen bei einem Futterverbrauch in Summe von 269 kg, bei einer Futterverwertung von 3,16 kg pro kg Zuwachs.

6.3 Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Schweinemast (Sachbilanz)

In der folgenden Sachbilanzerstellung werden Stoff- und Energiebilanzen und die daraus resultierenden Emissionen sowie die direkten Emissionen an Treibhausgasen bei der Schweinefleischproduktion erfasst, einschließlich der Vorproduktion, wie u.a. die Herstellung von Minereraldünger und der Anbau von Importfuttermitteln im Ausland.

Vorproduktion

Als relevante Vorprodukte werden Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und die unterschiedlichen Energieträger betrachtet.

Die Angaben zu den Treibhausgasemissionen bei der Produktion von Minereraldünger und Pflanzenschutzmitteln wurden aus der GEMIS-Datenbank übernommen und bereits bei der Sachbilanz zum Weizenanbau genauer dargestellt (siehe Kapitel 5.3). Der Wirtschaftsdünger wird beim Pflanzenanbau als Restprodukt der Tierhaltung betrachtet und lediglich die Energie für dessen Ausbringung sowie die Lachgas-Emissionen, die daraus resultieren, berücksichtigt.

Die in der Studie verwendeten Energie- und Emissionsdaten für die Produktion der je nach Anbauart im Futtermittelanbau eingesetzten Saatgüter (s. Tabelle 6.4) sind ebenfalls wie für den Weizenanbau der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Da für den ökologischen Landbau keine Energie- und Emissionswerte für das verwendete Saatgut vorliegen, werden in der Studie gleiche Werte für beide Futtermittelanbausysteme zugrunde gelegt.

Tabelle 6.4: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts

Feldfrucht	Winterweizen	Wintergerste	Mais	Erbsen	Klee gras
Emissionen	g CO₂-äq. / kg Saatgut				
CO₂	130	151	151	188	900
CH₄	0	0	0	2,3	0
N₂O	118	118	118	118	829
Summe CO₂-äq.	248	269	269	308	1729

Quelle: FAL (2000), auf Basis von KALTSCHMITT und REINHARDT (1997)

Für die Bereitstellung der Energieträger werden die Emissionsdaten aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4) übernommen. Für Strom werden die durchschnittlichen Werte des deutschen Stromnetzes angenommen. Bei den anderen Energieträgern wird soweit möglich die jeweils eingesetzte Maschine oder Anlage berücksichtigt. Dies wird bei den jeweiligen Prozessen dargestellt.

Futtermittelanbau

Die in der Studie verwendeten Daten der Betriebsmitteleinsatzmengen (siehe Tabelle 6.5) sind für den Anbau von Winterweizen, Wintergerste, Mais, Erbsen und Klee gras sowie für Stroh den ausführlichen Darstellungen zu pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Rahmen der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Bei Stroh wird angenommen, dass dieses als Restprodukt der Getreideproduktion anfällt und somit nur die notwendige Dieselmenge für die Ernte und den Transport des Strohs zum Stall der Nutzung anzurechnen ist. Die angesetzten durchschnittlichen Erträge sind für den konventionellen Landbau aus der FAL-Studie (FAL 2000) entnommen, für den ökologischen Landbau wurde als Quelle REDELBERGER (2002 und 2004) verwendet. Für den Corn-Cob-Mix, ein Mais-Spindel-Gemisch, wurden für den Einsatz der Betriebsmittel die flächenspezifischen Daten des Anbaus von Silomais übernommen, die entsprechend der Ertragsmengen angepasst wurden.

Die Daten für den Anbau des importierten Sojas sind der Studie zur Schweinefleischproduktion von KORBUN et al. (2004) entnommen, deren Daten im Wesentlichen auf einer Ökobilanzierung für Sojaöl von REUSSER (1994) beruhen. Die Umweltauswirkungen des Sojaanbaus werden dabei in der vorliegenden Studie dem Sojaschrot entsprechend seinem Anteils am monetären Gewinn mit dem Verkauf der Sojabohnen zugerechnet³⁹, da Sojaschrot als sehr wichtiges Futtermittel nicht als Restprodukt der Ölproduktion betrachtet werden soll. Die Emissionen beim Anbau bezogen auf Sojaschrot sowie die Emissionen durch Transport und Aufbereitung sind in Tabelle 6.6 dargestellt.

³⁹ Aus eine Tonne Sojabohnen können 180 kg Sojaöl und 820 kg Sojaschrot gewonnen werden. Die aktuellen Großhandelspreise in Deutschland betragen nach Angaben der ZMP (www.zmp.de/agrarmarkt/oelsaaten.asp) im Januar 2008 für eine Tonne Sojaöl 880 € und für eine Tonne Sojaschrot 329,50 €. Damit können für die aus einer Tonne Sojabohnen gewonnen Substrate 158 € für das Sojaöl (entspricht 37 %) und 270 € für den Sojaschrot (entspricht 63 %) erzielt werden.

Tabelle 6.5: Klimarelevante Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im Futtermittelanbau sowie die jeweiligen Ertragsmenge

		Einsatzmengen								Ertrag
		Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger (N)	Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel	
		kg/ha							l/ha	
Winterweizen	konv.	175	24	48	95	160	350	5,6	84,5	7400
Wintergerste	konv.	145	14	28	95	160	350	3	80,0	6460
Mais (Corn-Cob-Mix)	konv.	15	74	120	60	160	350	4,3	91,4	8.820
Winterweizen	öko	175	0	0	0	50	350	0	69,6	4500
Wintergerste	öko	145	0	0	0	50	350	0	75,4	2910
Erbsen	öko	120	0	0	0	0	350	0	70,9	3800
Kleegras	öko	35	0	0	0	50	350	0	55,3	20.600
Stroh	öko	0	0	0	0	0	0	0	5,0	4000

Quelle: FAL (2000), REDELBERGER (2002, 2004), BMELV (2007a)

Nicht berücksichtigt wurden dabei Emissionen, die gegebenenfalls aus der Rodung von Wald zur Bereitstellung zusätzlicher Anbauflächen und aus der Bodendegradation von ackerbaulich genutzten Urwaldböden entstehen. Eine verlässliche Abschätzung dieser Emissionen aus der Auflösung von Kohlenstoffspeichern (Böden und Holzaufwuchs) ist im Bezug auf den Sojaanbau bisher nicht durchgeführt worden. Darüber hinaus bestehen die in den Kapiteln 3.4.2 und 9 angesprochenen methodischen Probleme, dass solche Emissionen - auch wenn sie empirisch ermittelt würden - stets nur für die jeweiligen konkreten Flächen Gültigkeit besitzen, auf denen sie ermittelt wurden. Eine Verallgemeinerung auf beispielsweise den gesamten Sojaanbau in Lateinamerika ist angesichts der geringen Datenverfügbarkeit gegenwärtig methodisch nicht abgesichert zu leisten.

Tabelle 6.6: Angenommene Treibhausgasemissionen durch den Anbau, Transport und die Aufbereitung von Soja bezogen auf Sojaschrot⁴⁰

	Anbau	Transport und Aufbereitung	Summe (Anbau, Transport und Aufbereitung)
	kg CO ₂ -äq. / kg Sojaschrot		
CO₂	0,161	0,516	0,677
CH₄	0,004	0,011	0,015
N₂O	0,294	0,008	0,302
Summe CO₂-Äquivalent	0,459	0,535	0,994

Futtermittelaufbereitung

Die Futtermittel, Soja und Kartoffeleiweiß, werden im Anschluss an den Anbau teilweise weiter aufbereitet (z. B. getrocknet und gemahlen) und zum Schweinemastbetrieb transportiert.

Der notwendige Energiebedarf für die Trocknung und Aufbereitung wurde aus der Studie der FAL (2000) übernommen, die als Energiebedarf für die Trocknung von 3,9 kWh Strom und 7,5 l Heizöl pro t Futterkomponente ausgeht und für die Aufbereitung in der Mühle von 6,6 kWh pro t Futterkomponente und im Mischer von 2,4 kWh Strom pro t Futterkomponente.

Für Kartoffeleiweiß, welches als Nasskoppelprodukt anfällt, werden als Energiebedarf für Trocknung und Transport 20 kWh Strom und 30 l Diesel pro Tonne Kartoffeleiweiß angegeben. Der Anbau der Kartoffeln wird in der Klimabilanz nicht weiter berücksichtigt, da davon ausgegangen wird, dass es sich bei dem Kartoffeleiweiß um ein Restprodukt der Stärkeproduktion handelt.

Die Daten für die Sojaaufbereitung sowie die Transportaufwendungen für Soja aus Südamerika⁴¹ sind ebenfalls der Studie von KORBUN et al. (2004) entnommen, deren Daten auf der Ökobilanzierung von REUSSER (1994) beruhen.⁴²

⁴⁰ Die Daten unterschiedlicher Studien zu den Treibhausgasemissionen von Sojaschrot weisen eine hohe Schwankungsbreite auf, wobei sich auch die betrachteten Anbauggebiete und Transportwege stark unterscheiden. In der vorliegenden Studie liegen die Emissionen an Treibhausgasen inklusive des Transports und der Aufbereitung des Sojaschrots bei 994 g CO₂-Äquivalente je kg Sojaschrot. Ähnliche Werte nennen Williams et al. (2006) mit 940 g CO₂-äq./kg Sojaschrot inkl. des Transports nach England. Die in anderen Studien angegebenen Werte, in denen häufig nur ein Teil der Transportstrecke enthalten ist, liegen mit 726 g CO₂-äq./kg Sojaschrot (inkl. Lieferung nach Rotterdam) bei monetärer Allokation nach Daalgard et al. (2007) oder 620 g CO₂-äq./kg Sojabohne (dies entspricht bei monetärer Allokation 477 g CO₂-äq./kg Sojaschrot – Sojaanbau in Argentinien inkl. Transport nach Dänemark) deutlich niedriger (Nielsen et al. 2003). Nur für den Anbau (in der Schweiz) gibt die Ecoinvent-Datenbank mit 507 g CO₂-äq./kg Sojaschrot einen ähnlichen Wert an, wie in der vorliegenden Studie für den Anbau allein angenommen wird (Ecoinvent Center 2004; zitiert nach Dalgaard et al. 2007).

⁴¹ Im Jahr 2003 stammten die deutschen Sojaschrotimporte zu 94% ursprünglich aus Argentinien (43%) und Brasilien (51%). Insgesamt kamen 32 % der Sojaschrotimporte direkt aus Brasilien, 16 % direkt aus Argentinien und 48 % aus den Niederlanden, die jedoch ebenfalls vor allem aus Argentinien (56%) und Brasilien (40%) importiert wurden. (eigene Berechnungen auf der Grundlage von Daten von Eurostat (2004); Annahme: die niederländischen Importanteile werden beim Export an Deutschland im gleichen Verhältnis weitergegeben).

⁴² Dabei wird von einer Transportdistanz von 7.129 km per Hochseeschiff, 476 km per Rheinschiff, 207 km mit der Eisenbahn und 862 km mit dem LKW ausgegangen. Für diese Transporte wurden Daten zu den Emissionen von Transportfahrzeugen aus der GEMIS-Datenbank übernommen, wobei die Datenblätter Schiff-Güter-See

Schweinehaltung

Die Haltung der Schweine lässt sich aufteilen in die Aufzucht der Ferkel und die eigentliche Mast. Für die Ferkel wurden Datensätze aus der GEMIS-Datenbank übernommen, die als Referenzen STAUCH (2002) und WIEGMANN et al. (2005) angeben. Die dortigen Daten umfassen die Umweltwirkungen der Aufzucht der Ferkel, sowohl bei der Sau (mit anteiliger Berücksichtigung der Haltung der Sau) als auch die weitere Aufzucht der Ferkel alleine. Dabei wird auf die Datensätze für Ferkel aus der ökologischen Landwirtschaft sowie aus der konventionellen bzw. integrierten Landwirtschaft zurückgegriffen. Es wird von einem Gewicht von 25 kg zum Ende der Ferkelaufzucht ausgegangen.

Tabelle 6.7: Emissionen an Treibhausgasen durch die Aufzucht der Ferkel

	Konventionelle / integrierte Landwirtschaft	Ökologische Landwirtschaft
	Emissionen in kg CO ₂ -äq. / kg Lebendgewicht Ferkel	
CO ₂	2,40	1,40
CH ₄	0,09	0,05
N ₂ O	0,53	0,41
Summe CO₂-äq.	3,02	1,86

Quelle: GEMIS 4.4

Die Schweinemast umfasst die jeweilige Mastdauer. Die Daten zu Mastdauer, Zuwachsraten, Futtermittelnutzung, Futtermenge, Futterzusammensetzung werden im Rahmen der Definition der Modellbetriebe beschrieben. Darüber hinaus wird der jeweilige Energieverbrauch in der Schweinemast berücksichtigt, der sich insbesondere aufgrund der unterschiedlichen Stallbelüftung (zwangsbelüfteter Stall vs. Außenklimastall) zwischen den konventionellen und ökologischen Betrieben unterscheidet (siehe Tabelle 6.8). Da die Entmistung der ökologischen Mastbetriebe in der FAL-Studie nicht erfasst wurde, wird hierfür auf die Angaben des KTBL zurückgegriffen, die von einem Stromverbrauch von 0,12 kWh je Tierplatz und Jahr ausgehen (KTBL 2006).

Tabelle 6.8: Energieverbrauch in der Schweinemast

Mastschweinehaltungsverfahren	Verbrauchsmenge
<i>Konventionelle Schweinemast</i>	
Stromverbrauch für Beleuchtung, Fütterung, Entmistung, Reinigung, Stallklima	13,7 kWh/Mastschwein
<i>Ökologische Schweinemast</i>	
Stromverbrauch für Beleuchtung, Fütterung, Reinigung,	5,8 kWh/Mastschwein
Stromverbrauch für Entmistung	0,04 kWh/Mastschwein

Quelle: FAL (2000); KTBL (2006b)

Treibhausgasemissionen entstehen, wie bereits in der Literaturlauswertung ausführlich dargestellt wurde, ebenfalls direkt im Stall durch die Verdauung der Tiere sowie aus deren Exkrementen. Die Werte zu den Emissionen sind den Anleitungen zur Berechnung von Treibhausgasen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (inkl. Stall) sowie der enterischen Fermentation – d. h. der Vergärung im Verdauungstrakt der Tiere - für den nationalen Emissionsbericht von Deutschland übernommen (DÄMMGEN 2006a), der das Verfahren auf der Grundlage der Anforderungen der IPCC durchführt. Inzwischen gibt die IPCC (2006) teilweise neue Emissionsfaktoren an. Diese Werte dienen jedoch lediglich als Standardwerte für die Berechnung, wenn keine länderspezifischen Werte vorliegen; sonst wird die Verwendung der länderspezifischen Werte als gute Praxis angesehen. Deshalb wird in der vorliegenden Studie das Verfahren von Dämmgen, das die in Deutschland zentralen Verfahren abbildet und die klimatischen Verhältnisse berücksichtigt, verwendet (DÄMMGEN 2006a) (näheres zur Begründung der Auswahl dieser Methodik findet sich in Kapitel 3.1.3).

Die Berechnung erfolgt auf der Grundlage von Emissions- bzw. Umwandlungsfaktoren sowie der Menge an Stickstoff und Kohlenstoff im Wirtschaftsdünger. Der Emissionsfaktor von Stickstoff und der Umwandlungsfaktor von Methan unterscheiden sich je nach Art der Haltung bzw. des Wirtschaftsdüngermanagements, wobei feste und flüssige Verfahren unterschieden werden (siehe Tabelle 6.9).

Tabelle 6.9: N₂O-Emissionsfaktoren (EF_{nit}) und CH₄-Konversionsfaktoren (MCF) für das Wirtschaftsdüngermanagement

	EF _{nit}	MCF
	kg N ₂ O-N / kg N	kg CH ₄ / kg C (VS)
Fest	0,02	0,01
Flüssig	0,001	0,1

Quelle: DÄMMGEN (2006a)

In die Berechnung fließen außerdem die jährlichen Ausscheidungen an Kohlenstoff als volatile solids (VS = die leicht umwandelbaren Kohlenstoff-Anteile in den Exkrementen) bzw. Stickstoff je Tierplatz ein. Die durchschnittliche jährlichen Ausscheidung an Stickstoff beträgt für Mastschweine 14 kg N / Tierplatz und Jahr, die Kohlenstoffausscheidung liegt durchschnittlich bei 128,2 kg C (VS) / Tierplatz und Jahr (DÄMMGEN 2006a; DÄMMGEN 2006b). Zusätzlich werden die Einträge von N und C durch das Stroh berücksichtigt. Bei der

Berechnung des emittierten Methans wird außerdem das Methanbildungspotenzial einbezogen, das für Schweine bei 0,45 m³/kg, für Stroh bei 0,24 m³/kg liegt (Dämmgen 2006a). Die Emissionswerte für Lachgas und Methan aus dem Wirtschaftsdünger lassen sich aus diesen Werten berechnen: Die Methanemission ist das Produkt aus dem Methankonversionsfaktor (MCF), dem emittierten Kohlenstoff (VS), dem Methanbildungspotenzial sowie der Dichte von Methan (0,67 kg/m³). Die Lachgasemissionen werden durch Multiplikation der emittierten Menge an Stickstoff mit dem Emissionsfaktor berechnet. Zusätzlich fallen auch bei Schweinen direkte Emissionen aus der enterischen Fermentation an. Diese betragen durchschnittlich 1,4 kg Methan je Tierplatz und Jahr (DÄMMGEN 2006b). Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 6.10 dargestellt.

Tabelle 6.10: Lachgas- und Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und der enterischen Fermentation

	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
	kg CO ₂ -äq / kg Schlachtgewicht			
Wirtschaftsdüngermanagement				
Emissionen Lachgas	0,03	0,02	0,64	0,04
Emissionen Methan	0,35	0,30	0,09	0,37
Enterische Fermentation				
Emissionen Methan	0,13	0,11	0,14	0,13
Summe Direkte Emissionen				
Emissionen Lachgas + Methan	0,51	0,43	0,87	0,54
	kg CO ₂ -äq. / Tierplatz und Jahr			
Emissionen Methan	121,1	121,1	52,7	124,0
Emissionen Lachgas	6,5	6,5	147,1	10,7
Emissionen Lachgas + Methan	127,6	127,6	199,8	134,7

Die Emissionswerte für die Verfahren mit *Vollspaltenböden* (konventionell und konve_plus) wurden in der vorliegenden Studie auf der Grundlage des Verfahrens nach Dämmgen mit den Emissionsfaktoren für Flüssigmist berechnet (DÄMMGEN 2006b). Im Vergleich zu Messwerten aus diversen Studien (vgl. Tabelle 3.7) liegen die errechneten Werte bei Methan am oberen Ende der Messwerte, die Lachgasemissionen dagegen sind im Vergleich zu diesen Messwerten eher im unteren Bereich. Aufsummiert als CO₂-Äquivalente liegen die direkten Emissionen im Mittelfeld der Messwerte, die zwischen rund 30 und 300 kg CO₂-äq. je Tierplatz und Jahr betragen. Eine Berechnung mit den Emissionsfaktoren und der Methode nach IPCC (2006) (+ 20 Prozent) oder den Angaben des UMWELTBUNDESAMTS (2002) (fast identisch) würde ebenfalls zu ähnlichen Werten führen.

Für den *Tiefstreustall* (öko) wurden die Emissionswerte in der vorliegenden Studie nach der Methodik von Dämmgen unter Verwendung der Emissionsfaktoren für Festmistverfahren berechnet (DÄMMGEN 2006b). Diese berechneten Werte liegen sowohl für Methan als auch Lachgas im unteren Bereich der Messwerte diverser Studien (vgl. Tabelle 3.7). Insgesamt ist die Schwankungsbreite der Ergebnisse unterschiedlicher Studien mit insgesamt rund 160 bis 1600 kg CO₂-äq. an direkten Emissionen je Tierplatz und Jahr bei den Tiefstreuställen besonders hoch. Die IPCC hat im Jahr 2006 zusätzlich zu den Emissionsfaktoren für Festmistverfahren zur Berechnung der Emissionen von Tiefstreuställen höhere Emissionsfaktoren eingeführt, die sich unter anderem je nach Häufigkeit der Entmistung unterscheiden. Diese Faktoren haben noch nicht in das nationale Verfahren für Deutschland Eingang gefunden, weswegen sie bei der Berechnung in der vorliegenden Studie keine Berücksichtigung finden, da entsprechend der Empfehlung des IPCC nationale Werte und Verfahren bevorzugt wurden. Bei einer Berechnung mit den neuen Werten des IPCC (2006) lägen die Emissionswerte rund dreimal so hoch wie die nach DÄMMGEN berechneten Werte; die vom UMWELTBUNDESAMT (2002) angegebenen Werte sind sogar rund viermal so hoch. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass Tiefstreuställe aufgrund ihrer hohen THG-Emissionen besonders problematisch sind,

bezüglich der tatsächlichen Emissionen besteht angesichts der hohen Schwankungsbreite der Messwerte weiterhin Forschungsbedarf.

Bei der Berechnung der Emissionswerte in dem *Zwei-Flächen-Stall* (öko_plus) wurden entsprechend der jeweiligen Gewichtsanteile die Emissionsfaktoren von Fest- und Flüssigmist verwendet (DÄMMGEN 2006b), da in dem Zwei-Flächen-Stall beides anfällt. In ersten Messungen wurden für die direkten Emissionen in Zwei-Flächen-Ställen mit 54 kg CO₂-Äquivalente je Tierplatz und Jahr sogar noch deutlich niedrigere Werte gefunden (vgl. Tabelle 3.8). Im Vergleich zu den Angaben des UMWELTBUNDESAMTS (2002) zu den Emissionen in Zwei-Flächen-Ställen sind die berechneten Methanemissionen etwas geringer, die berechneten Lachgasemissionen dagegen deutlich höher, so dass nach den Angaben des Umweltbundesamts die Gesamtemissionen um rund 40 Prozent geringer ausfallen. Eine Berechnung mit den neuen Werten des IPCC (2006) würde dagegen zu rund 20 Prozent höheren Werten führen.

Die Nutzung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage wird gesondert im Anhang III beschrieben. Die Emissionen, die nach der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf dem Feld oder Grünland entstehen, werden wie oben dargestellt, dem Bereich des Pflanzenanbaus zugeordnet und damit beim Futtermittelanbau berücksichtigt.

6.4 Abschätzung der Klimawirkung

Als funktionelle Einheit für den Vergleich der Treibhausgasemissionen wird die Produktion von 1 kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht) definiert⁴³. Die Ergebnisse der Klimabilanzierung sind in der folgenden Tabelle für die unterschiedlichen Modellbetriebe dargestellt.

Tabelle 6.11: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch⁴⁴

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Summe CO ₂ -Äquivalent
	kg CO ₂ -äq. / kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht)			
Schweinemast konventionell	1,55	0,52	1,00	3,07
Schweinemast konv_plus	1,46	0,46	0,87	2,79
Schweinemast öko	0,83	0,25	0,99	2,07
Schweinemast öko plus	0,80	0,52	0,38	1,70

Die Emissionen an Treibhausgasen liegen zwischen 1,70 und 3,07 kg CO₂-Äquivalent je Kilogramm Schweinefleisch. Diese Werte liegen aufgrund des umfassender abgesteckten Bilanz-

⁴³ Bei der Umrechnung von Lebendgewicht auf Schlachtgewicht wird von einer Ausschachtung von 79 % ausgegangen, ein sowohl in der konventionellen (vgl. KTBL 2006) als auch ökologischen Schweinemast (vgl. LÖSER UND BUSSEMAS 2006) üblicher Wert.

⁴⁴ In sehr geringem Umfang werden außerdem Perfluoraethan und Perfluormethan emittiert. Diese machen jedoch zusammen weniger als 0,1 % des Treibhauspotenzials aus und werden deshalb vernachlässigt.

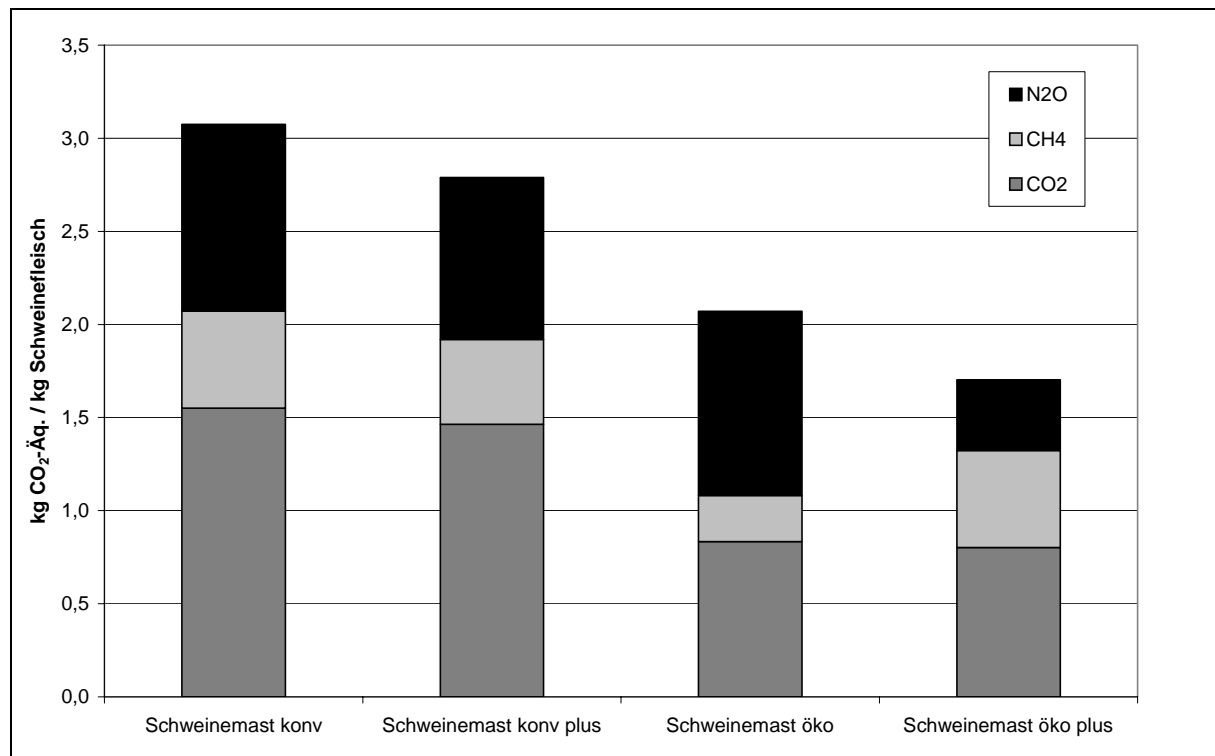
raums im Bezug auf die konventionelle Schweinemast höher als die in der deutschen Ernährungswende-Studie genannten und als die Werte der dänischen LCA Food Database (2008).

Im Vergleich zu der britischen Studie von WILLIAMS ET AL. (2006), die sowohl für konventionelle, als auch für ökologische Schweinemastverfahren z.T. mehr als doppelt so hohe Emissionswerte ansetzt, liegen die hier ausgewiesenen Werte jedoch deutlich niedriger. Dies ist im Bezug auf die britische Studie in erster Linie durch eine unterschiedliche Methode der Berücksichtigung der Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger zu erklären. Während WILLIAMS ET AL. (2006) die Emissionen aus der Gülle- und Mistausbringung auf dem Feld allein der Schweinemast zurechnen, wird die Wirtschaftsdüngerausbringung in der hier vorgenommenen Klimabilanzierung als Teil der pflanzenbaulichen Düngestrategie betrachtet. Insofern wird nur der Teil der Emissionen der Tierhaltung zugerechnet, der beim Anbau von Futtermitteln anfällt. Der Teil des Wirtschaftsdüngers, der für den Anbau von Pflanzenprodukten zum menschlichen Verzehr (wie z.B. Brotgetreide) eingesetzt wird, ist in dieser Studie im Rahmen der Bilanzierung des Pflanzenbaus berücksichtigt.

Übereinstimmend mit der hier vorgenommenen Klimabilanzierung konstatierten alle gesichteten Studien, dass die Klimabilanz der ökologischen Schweinemast günstiger ausfällt als bei den konventionellen Verfahren.

Wie Abbildung 6.4 zeigt, geht die schlechtere Klimabilanz der konventionellen Schweinemast insbesondere auf die hohen Emissionen von CO₂ zurück, die bei der Bereitstellung und Nutzung fossiler Energieträger sowie der Herstellung von Mineraldünger emittiert werden. Dabei spielt auch der Transport des importierten Sojaschrots eine Rolle. Die Fütterung mit Sojaschrot aus Südamerika verursacht bei den konventionellen Schweinemastverfahren mit jeweils rund 650 g CO₂-Äquivalenten pro kg Schweinefleisch (SG) einen Anteil von mehr als einem Fünftel der Treibhausgasemissionen. Dies trägt dazu bei, dass die CO₂-Emissionen der Ökobetriebe, die kein importiertes Soja verfüttern, deutlich geringer liegen als die Emissionen der konventionellen Modellbetriebe.

Die Lachgasemissionen resultieren vor allem aus dem Futtermittelanbau (direkte Emissionen), aus der Herstellung des anorganischen Stickstoffdüngers (vor allem konventionelle Landwirtschaft) sowie als direkte Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement. Die im Vergleich zu den anderen Modellbetrieben besonders hohen Lachgasemissionen des Betriebs [öko] werden insbesondere durch die aufgrund des Haltungssystems (Tiefstreu) hohen direkten Emissionen an Lachgas verursacht. So stammen bei diesem Betrieb fast zwei Drittel der Lachgasemissionen als direkte Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement.



Treibhauspotenzial inkl. der Vorprodukte für Schweinefleisch von vier Modellbetrieben der Schweinemast: ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv), ein technologisch führender konventioneller Betrieb (konv_plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko_plus)

Abbildung 6.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht; ab Hof)

Das Methan, das insgesamt den geringsten Anteil an dem Treibhauspotenzial der Schweinefleischproduktion hat, stammt in allen vier Modellbetrieben mit Anteilen von mindestens 90 Prozent überwiegend aus den direkten Emissionen durch die enterische Fermentation und das Wirtschaftsdüngermanagement. Besonders gering sind die Methan-Emissionen in dem Betrieb [öko], da hier aufgrund des Festmistsystems weniger Methan im Rahmen des Wirtschaftsdüngermanagements gebildet wird.

Die direkten Emissionen aufgrund des Wirtschaftsdüngermanagements und der enterischen Fermentation unterliegen, wie oben dargestellt wurde, je nach Studie und Berechnungsmethode deutlichen Schwankungen. Während sich diese bei der konventionellen Schweinemast (Vollspaltenboden) und dem Betrieb [öko_plus] (2-Flächen-Stall) mit maximal rund 10-20 Prozent mehr oder weniger Emissionen (als CO₂-Äquivalente) auswirkt, sind die Schwankungsbreiten bei dem durchschnittlichen Ökobetrieb erheblich. Hier liegen die Ergebnisse bei der Verwendung der minimalen und maximalen Werte zwischen rund 2 kg und rund 8 kg CO₂-Äquivalente je kg Schweinefleisch. Eine Berechnung mit anderen Emissionsfaktoren oder Messwerten (IPCC 2006, UMWELTBUNDESAMT 2002) führt hier zu Emissionen von rund 4 bis 4,5 kg CO₂-Äquivalente je kg Schweinefleisch. Die Ergebnisse dieses Verfahrens sind also hinsichtlich der Vorgehensweise zur Berechnung der direkten Emissionen besonders sensitiv. Hier besteht Forschungsbedarf zur weiteren Absicherung der Ergebnisse.

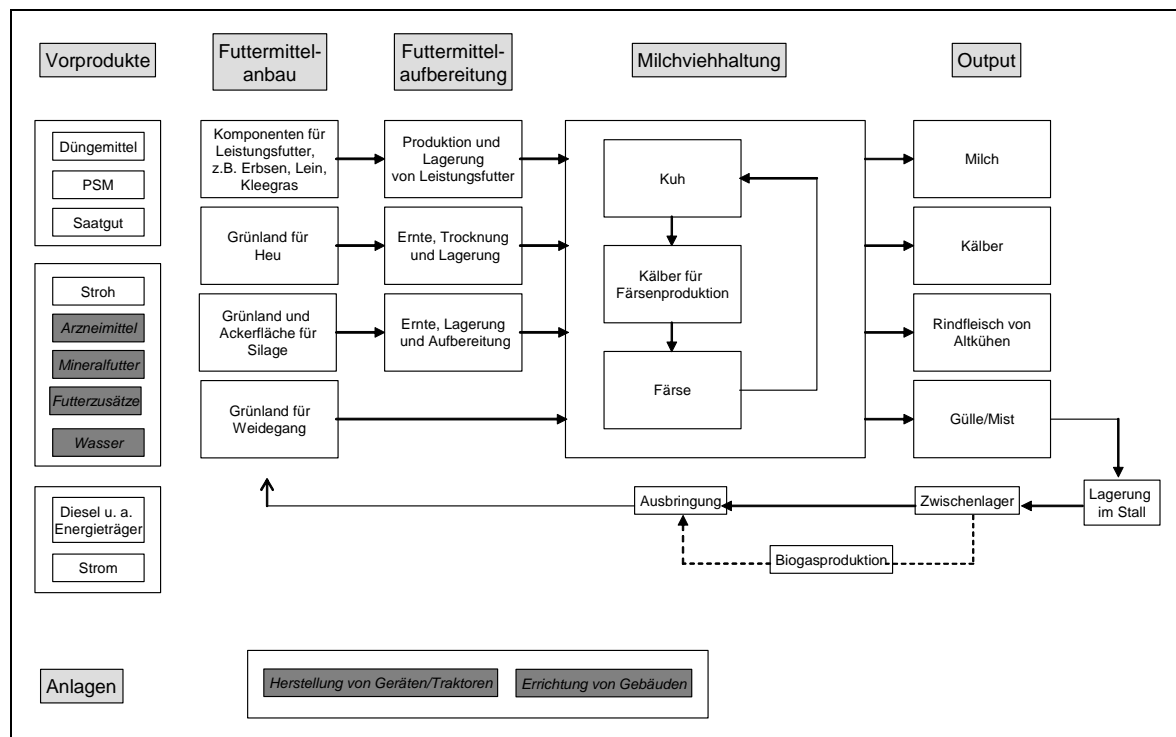
Als die zentrale Stellschraube zur Verringerung der Treibhausgasemissionen kann für die konventionellen Betriebe eine Veränderung des Anbaus der Futtermittel hin zu einer Reduktion des Einsatzes von Düngemitteln benannt werden. Außerdem weisen insbesondere Ställe, die ein Wirtschaftsdüngermanagement auf Tiefstreubasis hohe Klimaeffekte auf, für die der Zweiflächenstall eine klimafreundliche und tiergerechte Alternative darstellt.

7 Klimabilanz der Milchproduktion

7.1 Untersuchungsrahmen

Die nachfolgende Abbildung stellt das zu bilanzierende System für die Milchproduktion dar. Der Bilanzraum lässt sich in folgende wichtige Elemente unterteilen:

- Vorproduktion
- Futtermittelanbau (inkl. des Anbaus der importierten Futtermittel)
- Aufbereitung der Futtermittel (inkl. Transport)
- Tierhaltung: Aufzucht von Kälbern und Färsen und Haltung der Milchkühe
- Gülle-/Mist: Lagerung, ggf. Aufbereitung (Biogasanlage) und Ausbringung
- Anlagen und Flächen



Dunkelgraue Felder: in der vorliegenden Studie nicht weiter berücksichtigt

Abbildung 7.1: Milchproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung

Die Vorprodukte lassen sich aufteilen in Vorprodukte für den Futtermittelanbau (Düngemittel, PSM und Saatgut), Vorprodukte für die Tierhaltung (Arzneimittel und weitere Futterergänzungsmittel, Mineralfutter, Wasser, Stroh) und Energieträger, die für mehrere Prozesse (Futtermittelanbau, -aufbereitung und -transport sowie die Tierhaltung) notwendig sind. Die

Vorprodukte für die Tierhaltung werden aufgrund fehlender Daten sowie geringer Mengen - bis auf den Energieeinsatz für die Strohbereitstellung - vernachlässigt.

Die Futtermittel lassen sich bei den Rindern unterteilen in Futtermittel, die von Ackerflächen stammen (neben Leistungsfutterkomponenten auch Maissilage), und Heu, Grassilage oder Weidegras, das aus der Grünlandwirtschaft kommt. Der Anbau der Futtermittel umfasst neben den eingesetzten Vorprodukten auch den Energiebedarf für den Anbau sowie direkte Emissionen. Bei den Futtermitteln wurden auch die im Ausland angebauten Futtermittel (Soja) berücksichtigt. Das Futtermittel wird nach dem Anbau teilweise weiter aufbereitet und getrocknet.

Die Tierhaltung umfasst die Aufzucht der Kälber, der Färsen und die Haltung der Milchkühe, für die jeweils der Bedarf an Futtermitteln und Stroh, der Energiebedarf im Stall sowie die direkten Emissionen während der Tierhaltung berücksichtigt werden. Genauere Ausführungen zu den untersuchten Produktionsverfahren sind bei der Beschreibung zu den Modellbetrieben zu finden.⁴⁵

In der Sachbilanz für die Milchproduktion werden außerdem die Emissionen bei der Lagerung von Gülle und Mist sowie ggf. deren Aufbereitung in einer Biogasanlage und die damit verbundene Energieerzeugung (siehe Anhang III) berücksichtigt. Die Nutzung von Gülle und Mist als Wirtschaftsdünger und die damit verbundenen direkten Emissionen werden als Teil des Pflanzenanbaus betrachtet und entsprechend dort hinsichtlich seiner Klimawirkung untersucht.

Zur Infrastruktur (Anlagen) und den Flächen wurden keine eigenen Datenrecherchen durchgeführt. Da deren unterschiedliche Umweltauswirkungen über die ganze Lebensdauer hinweg zu verteilen sind, fallen diese wohl vergleichsweise gering aus. Daher wird dieser Einflussparameter in dieser Studie als weniger relevant angesehen und bei der Milchviehhaltung vernachlässigt.

Monetäre Allokation der Koppelprodukte

Die Klimawirkungen der Milchviehbetriebe werden mittels monetärer Allokation auf die unterschiedlichen Produkte verteilt. Dazu wurden die jeweiligen Anteile der unterschiedlichen Produkte an den Einnahmen eines Milchviehbetriebes (bezogen auf eine Milchkuh) berechnet (siehe Tabelle und weitere Angaben zur Berechnung im Anhang II). Koppelprodukte der Milchproduktion sind Gülle und Mist, Kälber und das Fleisch der Altkuh. Bei Gülle und Mist wird davon ausgegangen, dass sie zu keinen zusätzlichen Einnahmen führen, sondern auf dem

⁴⁵ Nicht berücksichtigt wurden in der vorliegenden Studie Ausfälle im Rahmen der Tierhaltung. Diese sind in einer Bilanzierung schwierig aufzunehmen, da nicht klar ist, zu welchem Zeitpunkt sie vorkommen und bis wohin damit die Klimawirkungen berücksichtigt werden müssen. Die Ausfälle in der Tierhaltung liegen insgesamt bei bis zu 10 %- häufig auch deutlich darunter, so dass eine Berücksichtigung dieser Ausfälle zu einer Erhöhung der Emissionen um maximal 10 % führen könnte.

eigenen Hof verwendet werden. Die Kälber werden entweder als zukünftige Milchkühe im Rahmen der Milchviehhaltung aufgezogen und der Milchproduktion zugerechnet oder sie dienen der Rindfleischproduktion, so dass ihre anteilige Klimawirkung dort berücksichtigt wird.

In Deutschland findet sich eine Vielzahl verschiedener Produktionsverfahren der Rinderhaltung mit unterschiedlichsten Bestands- und Betriebsgrößenstrukturen. Da in der hier vorgenommenen Abschätzung der Klimawirkungen der Rinderhaltung aus Kapazitätsgründen nur eine begrenzte Zahl von Verfahren betrachtet werden kann, muss daher eine Reduktion der Vielfalt an Produktionssystemen auf einige wenige, aber häufige Verfahren erfolgen. Die vorliegende Studie kann folglich nicht die Umweltwirkung aller in Deutschland vorkommenden Rinderhaltungsverfahren darstellen, sie beschränkt sich in ihrer Aussage explizit auf die hier definierten Systeme.

7.2 Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Milchproduktion

Zunächst werden vier Verfahren der Milchviehhaltung dargestellt. Analog zu KORBUN et al. (2004: 14) werden ein konventionelles System und ein ökologisches System jeweils als durchschnittlich (konv bzw. öko) hinsichtlich der Umsetzung von Umweltstandards und Stand der Produktionstechnik und als optimal (konv_plus bzw. öko_plus) definiert. Die Systeme enthalten die Aufzucht von Färsen (weibliche zukünftige Milchkühe) zur Ergänzung der aus der Produktion ausscheidenden Milchkühe (zu schlachtende Altkühe). Tabellen 7.2 und 7.3 geben einen kurzen Überblick über die verglichenen Verfahren der Milchviehhaltung.

Tabelle 7.2: Übersicht der Modellbetriebe, konventionelles System

Konventionelles Produktionssystem	Herkömmlicher Betrieb [konv]	„best-practice“-Betrieb [konv_plus]
Anzahl Milchkühe	50	180
Haltungssystem	Herkömmlicher Boxenlaufstall, Tiefboxen	Boxenlaufstall als Außenklimastall, Hochboxen mit Komfortmatten
Fütterung	Grassilage, Maissilage, Milchleistungsfutter Energiestufe III, ganzjährige Stallhaltung	Totale Mischration aus Gras-, Maissilage, Milchleistungsfutter, ganzjährige Stallhaltung
Milchleistung	7.500 kg	9.000 kg
Kälberaufzucht		
Haltungssystem	Kälberboxen im Stall auf Stroh, Gruppenboxen im Tiefstreustall	Kälberiglus mit kleinem Auslauf (Stroheinstreu) draußen, Gruppenboxen im Tiefstreustall
Fütterung	25 kg Milchaustauscherfuttermittel pro Kalb, 155 kg Kraftfutter pro Kalb, 100 kg Heu	25 kg Milchaustauscherfuttermittel pro Kalb, 155 kg Kraftfutter pro Kalb, 100 kg Heu
Färsenaufzucht		
Haltungssystem	Gruppenhaltung im Tiefstreulaufstall	Boxenlaufstall auf Gülle, Weidegang
Fütterung	Weidegang, Grassilage, Kraftfutter, Stroh	Weidegang, Grassilage, Maissilage, Kraftfutter, Stroh

Tabelle 7.3: Übersicht der Modellbetriebe, ökologisches System

Ökologisches Produktionssystem	Herkömmlicher Betrieb [öko]	,best-practice'-Betrieb [öko_plus]
Anzahl Milchkühe	40	180
Haltungssystem	Herkömmlicher Boxenlaufstall, Tiefboxen	Boxenlaufstall als Außenklimastall, Hochboxen mit Einstreu
Fütterung	165 Tage Ganztagsweide, 200 Tage Winterfütterung mit Grassilage, 7 dt Kraftfutter als Bio-Eigenmischung aus Transponder, Futtevorlage von Hand	165 Tage Halbtagsweide im Sommer, Totale Mischration aus Gras-, Klee gras, Maissilage und Heu, Kraftfutter als Bio-Eigenmischung aus Kraftfutterautomat
Milchleistung	5.500 kg	7.500 kg
<i>Kälberaufzucht</i>		
Haltungssystem	Tieflaufstall	Tieflaufstall
Fütterung	440 kg Kälbermilch, 1 dt Grassilage als Grobfutter, 1,35 dt je Kalb Kraftfutter als Bioeigenmischung	440 kg Kälbermilch, 1 dt Grassilage als Grobfutter, 1,35 dt je Kalb Kraftfutter als Bioeigenmischung
<i>Färsenaufzucht</i>		
Haltungssystem	Tretmiststall	Tretmiststall
Fütterung	0,9 ha Futterfläche davon 50 % für Silage, 10 % für Heu, 40 % für Weide; 4,37 dt Kraftfutter/produzierte Färse	0,9 ha Futterfläche davon 50 % für Silage, 10 % für Heu, 40 % für Weide 5,6 dt Kraftfutter/produzierte Färse

7.2.1 Modellbetriebe für die konventionelle Milchviehhaltung

Bestandesgröße

Im Durchschnitt wurden im Jahr 2006 in Deutschland pro Betrieb durchschnittlich 38,6 Milchkühe gehalten (ZMP 2007, S. 21). Es bestehen jedoch erhebliche betriebsstrukturelle Unterschiede zwischen den Regionen. Bayern hat mit 26,8 Prozent den größten Anteil an der deutschen Milcherzeugung, gefolgt von Niedersachsen (ZMP 2007, S. 24). Deshalb wird der konventionelle Durchschnittsbetrieb in Bayern angesiedelt, um ein Produktionssystem in der wichtigsten Milcherzeugungsregion abzubilden. Der ausgewählte konventionelle Durchschnittsbetrieb für die Milchviehhaltung [konv] orientiert sich in der Bestandesgröße, der Milchleistung und den produktionstechnischen Kennzahlen an Betriebszweigsbewertungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Die durchschnittliche Bestandesgröße der ausgewerteten Betriebe im WJ 2004/2005 betrug 54 Milchkühe pro Halter bei einer Milchleistung von 7.524 kg (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2006: 19). Deutlich größere Bestände an Milchkühen finden sich in den neuen Bundesländern. In den neuen Bundesländern betrug im Jahr 2006 die durchschnittliche Bestandesgröße 180,8 Milchkühe pro Halter (ZMP 2007, S. 21). Der Best-Practice-Betrieb [konv_plus] ist hinsichtlich seiner Bestandesgröße als ostdeutscher Betrieb anzusehen, Milchviehbetriebe mit 180 Kühen findet man aber auch in den alten Bundesländern.

Haltungssystem

Die durch die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft ausgewerteten Milchviehbetriebe halten die Milchkühe überwiegend in Laufställen (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LAND-

WIRTSCHAFT 2006, S. 8). Die Liegeboxen sind als Tiefboxen gestaltet, d.h. die Milchkühe liegen auf einer Strohmatratze, die mit frischem Stroh nachgestreut wird. Der Boxenlaufstall ist ungeheizt. Aufgrund der inneren Verkehrslage der Betriebe dominiert die ganzjährige Stallhaltung für Milchkühe in Bayern (OSTERBURG und LIEBERSBACH 2007, S. 27). Auch die Auswertungen der BZA-Milch ergeben, dass nur 15 Prozent der Betriebe Weidehaltung anbieten und dies zum Teil auf nur kleinen Teilflächen (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2006, S. 8). Kälber werden im konventionellen Durchschnittsbetrieb in den ersten Wochen in Einzelboxen im Stall auf Stroh gehalten. Im Alter von 2 bis 3 Wochen werden sie im Tiefstreustall in Gruppenbuchten aufgezogen. Die Remontierungsfärsen werden im Winter in Gruppenbuchten im Tiefstreustall gehalten. Im Sommer haben sie Weidegang.

Der konventionelle Spitzenbetrieb [konv_plus] unterscheidet sich vom Durchschnittsbetrieb bezüglich des Haltungssystems in einigen Punkten. Auch hier werden die Milchkühe im Boxenlaufstall gehalten, es handelt sich um einen Außenklimastall, wie er auch im ökologischen Spitzenbetrieb im Kapitel 7.2.2 beschrieben ist. Die Liegeboxen sind als Hochboxen gestaltet. Anstatt einer Strohmatratze werden Gummimatten verlegt, die den Kühen einen gewissen Liegekomfort bieten sollen, es wird nur eine geringe Menge Stroh oder Sägespäne auf die Matten gestreut, um sie trocken zu halten. In den ersten Lebenswochen werden die Saugkälber in so genannten Kälberglus gehalten. Diese befinden sich außerhalb des Stalles, sind mit Stroh eingestreut und verfügen in der Regel über einen kleinen Auslauf. Die Außenhaltung hat im Vergleich zu den Kälberboxen im Stall den Vorteil, dass die Kälber einem geringeren Keimdruck ausgesetzt sind. Im Anschluss werden sie bis zum Ende der 16-wöchigen Aufzuchtphase in Gruppenbuchten auf Tiefstreu gehalten. Als Remontierungsfärsen erhalten sie im Sommer Weidegang und im Winter werden sie im Boxenlaufstall auf Gülle gehalten, um sie auf das Haltungssystem der Milchkühe vorzubereiten.

Fütterung

Das vorherrschende Fütterungssystem des konventionellen Durchschnittsbetriebs in Bayern ist eine aufgewertete Mischration (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2006, S. 8). Bei der aufgewerteten Mischration wird ein Teils des Kraftfutters in die Grundfütteration eingemischt und der Rest des Kraftfutters kann individuell in Abhängigkeit von der Milchleistung mit Hilfe einer Abrufstation oder durch Zufütterung im Melkstand zugeteilt werden (SPANN 2003, S. 3). Während der Laktation erhalten die Milchkühe eine Mischration aus Grassilage, Maissilage, Heu, CCM, Sojaschrot, Getreide und Mineralfutter. 14 Tage vor der Kalbung wird die Grundfütteration ebenfalls mit Kraftfutter aufgewertet. Die Rationsberechnung für beide konventionelle Betriebe wurde mit der Excel-Anwendung des BADEN-WÜRTTEMBERGISCHEN MINISTERIUMS FÜR LANDWIRTSCHAFT (www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1113935_11/UNI_RAT_07_XLT) durchgeführt. Die Futtersation während der Laktation (vgl. Tabelle 7.4) deckt den Bedarf von 650 kg

schweren Fleckviehkühen, bei einer durchschnittlichen Milchleistung von 24,5 kg pro Tag mit 4,1 Prozent Fett und 3,5 Prozent Eiweiß ab.

Tabelle 7.4: Futterzusammensetzung in den konventionell wirtschaftenden Betrieben, Milchkühe

Futterkomponente	kg Trockensubstanz (TS) je Kuh/Tag
[konv]	
Grassilage, 365 Tage	8
Maissilage, 365 Tage	4
Heu, 365 Tage	1,1
CCM, 365 Tage	1
Winterweizen, 305 Tage plus 14 Tage Vorbereitungs­fütterung vor der Kalbung	1,5
Sojaschrot, 305 Tage	1
Wintergerste, 305 Tage plus 14 Tage Vorbereitungs­fütterung vor der Kalbung	1,5
Mineralfutter	0,1
[konv_plus]	
Grassilage, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	5,3
Grassilage, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	8
Maissilage, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	5,3
Maissilage, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	3,2
Biertreber, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	1,1
Biertreber, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,7
Heu; Hochleistungsgruppe, 155 Tage	0,9
Heu, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,5
CCM, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	2,4
CCM, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	1,4
Wintergerste, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	1,8
Wintergerste, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	1,1
Winterweizen, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	0,9
Winterweizen, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,5
Sojaschrot, HP, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	1,9
Sojaschrot, HP, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	1,1
Erbsen, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	0,4
Erbsen, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,2
Mineralfutter, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	0,1
Mineralfutter, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,06
Sojaöl, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	0,135
Sojaöl, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	0,135
Rapsextraktionsschrot (geschützt), Raproplus, Hochleistungsgruppe, 155 Tage	2,5
Rapsextraktionsschrot (geschützt), Raproplus, Niederleistungsgruppe, 150 Tage	1,5
Grassilage, Trockensteher, 60 Tage	5,3
Maissilage, Trockensteher, 60 Tage	5,3
Heu, Trockensteher, 60 Tage	0,5
Weizen, Trockensteher, 14 Tage vor Geburt	1
Gerste, Trockensteher, 14 Tage vor Geburt	1

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnung an eine Beispielsration für Hochleistungskühe, www.veredlungsproduktion.de/pages/de/rinder/cpd/1019.html [konv_plus]. Vereinfacht bezüglich der Futterkomponenten für den konventionellen Durchschnittsbetrieb [konv]

Im konventionellen Spitzenbetrieb [konv_plus] wird den Milchkühen in verschiedenen Leistungsgruppen eine Totale Mischration (TMR) angeboten. Die Rationszuteilung erfolgt nach

der Milchleistung der Kühe. Die Futterzusammensetzung orientiert sich an einer Beispielsration für Hochleistungskühe der Rasse Holstein-Friesian mit 9.000 kg Milchleistung. Im Vergleich zum Durchschnittsbetrieb wird für den Best-practice-Betrieb eine aufwendigere Futtermischung mit zahlreichen Futterkomponenten benötigt, die u.a. auch pansenstabiles Rapsextraktionsschrot enthält. Die TMR der niedrigleistenden Kühe wird im Verhältnis von 60:40 mit Grassilage gestreckt. Die TMR deckt den Bedarf von Holstein-Friesian-Kühen mit 26 kg (Niedrigleister) bzw. 33 kg (Hochleister) durchschnittlicher Milchleistung, bei 4,1 Prozent Fett und 3,2 Prozent Eiweiß ab.

Tabelle 7.5: Futterzusammensetzung des Kälberkraftfutters (Eigenmischung)

Futterkomponente	Mischung in %
[konv] und [konv_plus]	
Sojaextraktionsschrot	12
Leinextraktionsschrot	-
Ackerbohnschrot	25
Haferschrot	35
Gerstenschrot	25
Weizenschrot	-
Weizenkleie	-
Trockenschnitzel	-
Mineralfutter, vitamiert, 8,2 %Ca, 5 % P	3

Quelle: SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2002, S. 66

In den ersten zwei Lebenswochen werden die Kälber mit Biestmilch getränkt. Im Anschluss erhalten sie bis zur 8. Lebenswoche Milchaustauschertränke.

Während der gesamten 16-wöchigen Aufzuchtphase erhalten die Kälber Kraftfutter als Eigenmischung (vgl. Tabelle 7.6). Es wird angenommen, dass die Eigenmischung in beiden Modellbetrieben die gleiche ist. Die Futtermischung der Remontierungsfärsen orientiert sich an Empfehlungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Aus Vereinfachungsgründen wird angenommen, dass die Ration in beiden konventionellen Milchviehbetrieben die gleiche ist. Der Best-Practice-Betrieb unterscheidet sich vom Durchschnittsbetrieb bezüglich der Färsenaufzucht durch eine verkürzte Aufzuchtdauer, die durch ein besseres Management hervorgerufen wird.

Milchleistung

Die durchschnittliche Milchleistung in Deutschland lag im Jahr 2006 nach Angaben der ZMP (2007, S. 24) bei 6849 kg. Der konventionelle Durchschnittsbetrieb orientiert sich in der durchschnittlichen Milchleistung an den Auswertungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2006: 19), die mit 7.542 kg über dem bayerischen Landesdurchschnitt liegt. Die höchste durchschnittliche Milchleistung hat das Land Sachsen mit 8107 kg im Jahr 2006 (ZMP 2007, S. 24). Aus den Daten der ZMP lässt sich insgesamt ableiten, dass die durchschnittliche Milchleistung in den neuen Bundesländern höher als im früheren Bundesgebiet ist. Als überdurchschnittliche

Milchleistung werden 9.000 kg angenommen [konv_plus]. Dies übersteigt die durchschnittliche Milchleistung in den neuen Bundesländern – dort ist der Modellbetrieb aufgrund seiner Bestandesgröße anzusiedeln – um rund 1.000 kg.⁴⁶

Tabelle 7.6: Beispielsration für die Färsenaufzucht

Lebensmonat	Futterkomponente	kg/TS je Färse/Tag bzw. Bedarf an Futterfläche
[konv]		
5. und 6. Lebensmonat	Weidegang Kraftfutter	0,02 ha 1,5 kg Kraftfutter
7.-13. Lebensmonat	Grassilage Stroh	4,2 kg 1 kg
14.-20. Lebensmonat	Weidegang	0,15 ha
21.-27. Lebensmonat	Grassilage Stroh	7,5 kg 1 kg Stroh
27.-29. Lebensmonat	Weidegang	0,10 ha
[konv_plus]		
5. und 6. Lebensmonat	Weidegang Kraftfutter	0,02 ha 1,5 kg Kraftfutter
7.-13. Lebensmonat	Grassilage (Beginn der Blüte, 30 % TS) Maissilage (27 % TS) Wiesenheu (Beginn der Blüte) Mineralfutter	2,1 kg 1,9 kg 1 kg Heu 0,1
14.-20. Lebensmonat	Weidegang	0,15 ha
21.-25. Lebensmonat	Grassilage (Beginn der Blüte, 30 % TS) Maissilage (27 % TS) Wiesenheu (Beginn der Blüte) Mineralfutter	3 kg 3 kg 1 kg 0,07 kg
26. und 27. Lebensmonat	Grassilage (Beginn der Blüte, 30 % TS) Maissilage (27 % TS) Wiesenheu (Beginn der Blüte) Getreide Mineralfutter	3 3,8 kg 2 kg 1,5 kg 0,1

Quelle: SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2002, S. 56-58

7.2.2 Modellbetriebe für die ökologische Milchviehhaltung

Bestandesgröße

In der ökologische Milchviehhaltung gibt es große Spannweiten in der Bestandesgröße und in der Professionalisierung der Managementpraktiken (TRÜTKEN 2007: 10, WINCKLER 2008, schriftl. Mitteilung).

⁴⁶ Mögliche Konflikte zwischen Leistungssteigerung und Tiergesundheit werden in Abschnitt 10.3 angesprochen.

Die ausgewählten Modellbetriebe wurden in Anlehnung an REDELBERGER (2004: 219 ff.) konzipiert. REDELBERGER (2004: 222) unterscheidet drei verschiedene typische Produktionsverfahren der ökologischen Milchviehhaltung, die nach der Art der Kraftfutterzuteilung definiert werden. Das erste Produktionsverfahren wendet eine restriktive Kraftfutterzuteilung an. Es handelt sich hierbei in der Regel um Grünlandbetriebe, die häufig in Süddeutschland zu finden sind und Fleckviehkühe halten. Dieser Betriebstyp hält typischerweise 40 bzw. 60 Milchkühe. Er wird mit einigen Ergänzungen und Abweichungen⁴⁷ in dieser Studie mit 40 Milchkühen als ökologischer Durchschnittsbetrieb [öko] ausgewählt.

Das zweite ausgewählte Produktionsverfahren ist ein 180-Kuh-Betrieb mit leistungsorientierter Kraftfutterzuteilung, wie er im nord- und westdeutschen Raum zu finden ist (REDELBERGER, 2004: 220). Dieses Produktionsverfahren kommt typischerweise auch als 60 Milchkuhbetrieb vor, es wird aber auf die größere Bestandesgröße zurückgegriffen, um die große Spannbreite ökologischer Milchviehhaltung besser abzubilden.

Haltungssystem

Beide ökologisch wirtschaftenden Modellbetriebe halten ihre Milchkühe im Boxenlaufstall. Die Haltung im Anbindestall wird vor allem in kleineren ökologischen Milchviehbetrieben noch praktiziert. Sie ist aber bis zum Jahr 2010 nur noch in Ausnahmefällen gestattet (REDELBERGER, 2004: 223). Verschiedene Erhebungen in ökologischen Milchviehbetrieben zeigen, dass der Boxenlaufstall das dominierende Laufstallsystem ist (TRÜTKEN 2007: 11, BRINKMANN und WINCKLER 2005: 345, HÖRNING et al. 2005: 247). Der typische Aufbau eines Boxenlaufstalls ist in Abbildung 7.2 und 7.3 dargestellt. Die Milchkühe verfügen über Liege-, Fress- und Laufbereiche. Der Boxenlaufstall ist mit Liegeboxen für die Milchkühe – in der Abbildung als wand- und gegenständige Boxen dargestellt – ausgestattet, in denen die Kühe ihrem Schlaf- und Ruhebedürfnis nachkommen können. Im Milchviehbetrieb [öko] bestehen die Liegeboxen aus so genannten Tiefboxen. Sie bestehen aus einem Stroh-Mist-Gemisch, das den Tieren ein weiches Liegen ermöglicht. Kranke oder abkalbende Tiere werden in separaten Einzelboxen auf Stroh gehalten.

Der ökologische Durchschnittsbetrieb mit 40 Kühen verfügt über einen Warmstall, d.h. das Stallgebäude ist weitestgehend geschlossen und zur Gebäudedecke isoliert. Es wird aber nicht beheizt. Der 180-Kuh-Betrieb [öko_plus] ist ein Außenklimastall. Der Futtertisch ist überdacht und mit einem Windschutznetz ausgestattet. An den wandständigen Boxen sind Verschaltungen angebracht (1,2 bis 2 m Höhe). Über den Schalungen werden Jalousien oder Windschutznetze angebracht.

⁴⁷ Zum Beispiel bei der Rationsgestaltung.

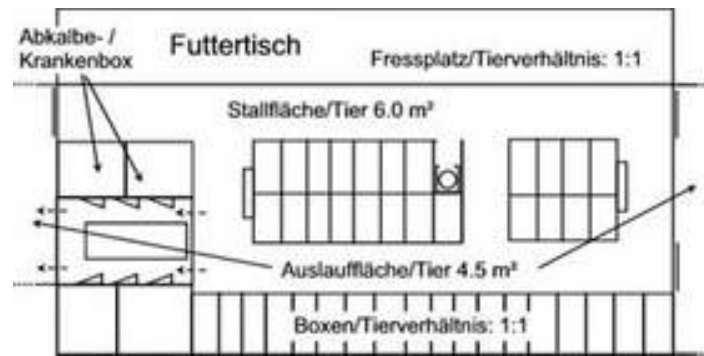


Abbildung 7.2: Boxenlaufstall zur Haltung von Milchkühen, gemäß den Anforderungen der EG-Öko-Verordnung

Quelle: <http://www.oekolandbau.de/erzeuger/tierische-erzeugung/artgerechte-haltungssysteme-fuer-rinder/haltungssysteme/milchkuehe-laufstall/boxenlaufstall/>, Download vom 14.01.2008



Abbildung 7.3: Tieflaufstall, hier verwendet in der Haltung von Kälbern

Die weiblichen Aufzucht-kälber, die für die Bestandesergänzung benötigt werden, werden nach REDELBERGER (2004: 242) typischerweise im Tieflaufstall gehalten.

REDELBERGER (2004: 243) sieht in der Beschreibung typischer Produktionsverfahren der Färsenaufzucht den Tretmiststall als gängiges Haltungssystem für Aufzuchtfärsen an. Der Aufbau eines Tretmiststalls ist in Abbildung 7.4 dargestellt.

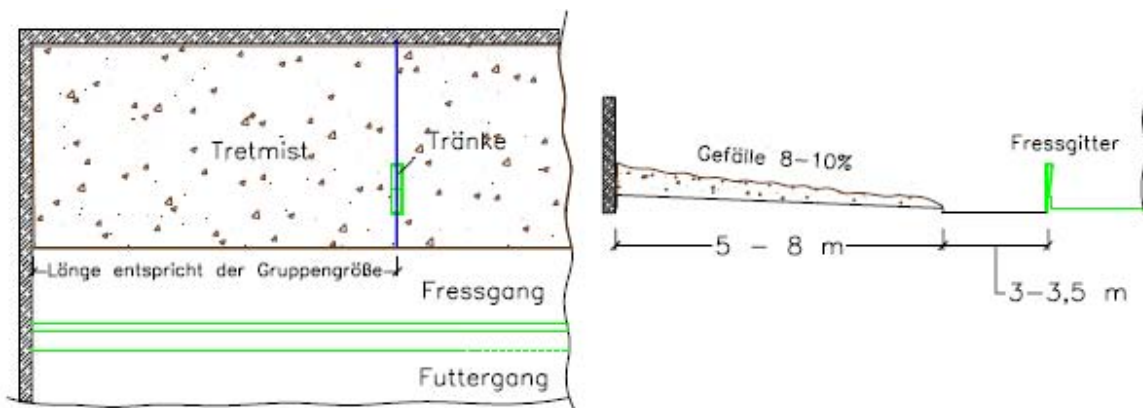


Abbildung 7.4: Schema eines Tretmiststalls, hier verwendet in der Haltung von Färsen

Quelle: SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005: 10)

Auch HÖRNING et al. (2005: 247) bestätigen, dass Kälber- und Jungrinder überwiegend in einstreuintensiven Systemen aufgestellt sind. Nach der Erhebung von HÖRNING et al. (2005) werden Kälber häufiger im Tieflaufstall und Färsen häufiger im Tretmiststall gehalten, dies bestätigt die Annahmen von REDELBERGER (2004).

Fütterung

Nach der EU-Verordnung Nr. 2092/91 zum ökologischen Landbau⁴⁸ ist eine Zufütterung von konventionellen Futterkomponenten seit dem 1.1.2008 verboten. Bisher konnten in geringem Umfang konventionelle Futtermittel, wie z.B. Sojaschrot aus konventioneller Erzeugung zugefüttert werden. Dies erleichterte die Rationsgestaltung bei Milchkühen erheblich. In den folgenden Tabellen werden die Futterrationen für die definierten ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetriebe mit 100 Prozent Biofütterung beschrieben.

Die Rationsgestaltung für den durchschnittlichen Ökobetrieb [öko] orientiert sich an dem von REDELBERGER (2004) beschriebenen Milchviehbetrieb mit restriktiver Kraftfutterfütterung. Die Rationsberechnung für die Laktationsperiode beruht auf einer Excel-Anwendung des BADEN-WÜRTTEMBERGISCHEM MINISTERIUMS FÜR LANDWIRTSCHAFT (www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1113935_11/UNI_RAT_07_.XLT). Die Ration deckt den Bedarf von Fleckviehkühen mit 650 kg Lebendgewicht und circa 18-19 kg Milchleistung bei 4,1 Prozent Fett und 3,4 Prozent Eiweiß ab.

Die Rationsgestaltung für den Best-practice-Betrieb [öko_plus] orientiert sich an den Empfehlungen zur 100-prozentigen Biofütterung (www.oekolandbau.de/erzeuger/tierische-erzeugung/milchviehhaltung/fuetterung/milchviehrationen-aus-100-prozent-bio-futter) nach SIXT (2003). In der von REDELBERGER (2004) definierten Ration mit leistungsorientierter Kraftfutterzuteilung wird Biertreber eingesetzt, aufgrund der Schwierigkeit, diesen aus ökologischer Erzeugung zu beziehen, wird daher auf die Beispielsration 3 (Gemischt-Betrieb) aus der oben genannten Homepage zurückgegriffen. Sie wird ergänzt um Mineralfutter, dass in der Beispielsration nicht explizit aufgeführt ist und berücksichtigt die von REDELBERGER (2004) vorgeschlagene Halbtagsweide. Sie deckt den Bedarf von Holstein-Friesian Kühen mit 650 kg Lebendgewicht bei einer Tagesleistung von 25 kg Milch mit 4,1 Prozent Fett und 3,2 Prozent Eiweiß ab.

⁴⁸ sowie ihre Fortschreibungen und Ergänzungen, sowie die ergänzende Verordnung (EG) Nr. 1804/1999

Tabelle 7.7: Futterzusammensetzung in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben, Milchviehhaltung

Futterkomponente	Qualität	kg/TS je Kuh/Tag
[Öko]		
Grassilage, 200 Tage Winterfütterung	1. Schnitt, gute Qualität, 35 % TS, 6,2 MJ NEL	12,6
Heu, 200 Tage Winterfütterung	1. Schnitt, sehr gute Qualität, 88 % TS; 5,6 MJ NEL	1,8
Grünland, 165 Tage Ganztagsweide	gute Qualität, 18 % TS; 6,6 MJ NEL	13,0
Weizen, während der Laktation (305 Tage) + 14 Tage Vorbereitungs-fütterung	88 % TS, 8,5 MJ NEL	0,7
Ackerbohnen (305 Tage)	88 % TS, 8,6 MJ NEL	0,4
Erbsen (305 Tage)	88 % TS, 8,5 MJ NEL	0,4
Leinkuchen (305 Tage)	90 % TS; 7,5 MJ NEL	0,2
Mineralfutter (305 Tage)	94 % TS	0,05
[Öko_plus]		
Grassilage, 200 Tage Winterfütterung	1. Schnitt, gute Qualität, 35 % TS, 6,2 MJ NEL	6,8
Heu, 200 Tage Winterfütterung	1. Schnitt, sehr gute Qualität, 88 % TS; 5,6 MJ NEL	1,05
Grassilage, 165 Tage Sommerfütterung	1. Schnitt, gute Qualität, 35 % TS, 6,2 MJ NEL	4
Maissilage, 200 Tage Winterfütterung	Mittlere Qualität, 33 % TS, 6,6 MJ NEL	3,9
Maissilage, 165 Tage Sommerfütterung	Mittlere Qualität, 33 % TS, 6,6 MJ NEL	3
Grünland, 165 Tage Halbtagsweide	gute Qualität, 18 % TS; 6,6 MJ NEL	4,8
Kleegras, 165 Tage, Sommerfütterung	1. Aufwuchs, 35 % TS, 6,5 MJ NEL	1,6
Kleegras, 200 Tage, Winterfütterung	1. Aufwuchs, 35 % TS, 6,5 MJ NEL	1,5
Triticale, während der Laktation (305 Tage) + 14 Tage Vorbereitungs-fütterung	88 % TS; 8,3 MJ NEL	1,9
Ackerbohnen (305 Tage)	88 % TS, 8,6 MJ NEL	2,3
Mineralfutter (305 Tage)	94 % TS	0,05

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnungen an REDELBERGER 2004, S. xx [öko] und www.oekolandbau.de/erzeuger/tierische-erzeugung/milchviehhaltung/fuetterung/milchviehrationen-aus-100-prozent-bio-futter [öko plus]

Milchleistung

Die ökologisch wirtschaftenden Modellbetriebe weisen eine Milchleistung von 5500 kg [öko] bzw. 7500 kg [öko_plus]-Betrieb auf. TRÜTKEN (2007: 11) hat im Rahmen eines „Berater-Praxis-Netzwerkes“ der Stiftung Ökologie & Landbau 48 ökologisch wirtschaftende Milchviehbetriebe mit Betriebszweigabrechnungen ausgewertet. Die durchschnittliche Milchleistung im WJ 2005/2006 betrug dabei 6110 kg pro Kuh und Jahr mit Spannbreiten von 4042 kg bis 8672 kg. Im Wirtschaftsjahr 2004/2005 erzielte ein nach den Produktionskosten als durch-

schnittlich klassifizierter Betrieb eine Milchleistung von 5516 kg (TRÜTKEN, 2006: 44). Die hier zur Definition der Verfahren zugrunde gelegte Datenerhebung des „Berater-Praxis-Netzwerkes“ weist jedoch eine geographische Verzerrung auf, da besonders viele Betriebe in Süddeutschland liegen und nur eine geringe Anzahl in Nord-Ostdeutschland. Dort wäre aber der [öko_plus] Betrieb zu lokalisieren. Die oben aufgeführten großen Streuungen in der Milchleistung finden sich auch in einer Erhebung von BRINKMANN und WINCKLER (2005: 344). 235 ökologisch wirtschaftende Milchviehbetriebe wurden zum Gesundheitsstatus der Milchkühe befragt. Die Milchleistung lag bei BRINKMANN und WINCKLER (2005) bei durchschnittlich 5956 kg mit einer Streuung von 3000 kg bis 9653 kg.

Um 5.500 kg Milchleistung pro Jahr werden von REDELBERGER (2004: 219ff.) und MARCH (2004: 89-99) als durchschnittliche Leistungen im ökologischen Landbau angegeben. Die 25 Prozent besten Betriebe erreichten nach TRÜTKEN (2007: 11) eine durchschnittliche Milchleistung von 6440 kg. MARCH ermittelte in einer 218 ökologische Milchviehbetriebe einbeziehenden Studie, dass 9 Prozent der Betriebe im Bereich über 7.000 kg pro Jahr lagen, einige davon auch über 8.000 kg (2004: 89-99). REDELBERGER (2004: 220) geht davon aus, dass bei leistungsorientierter Krafffutterzuteilung Milchleistungen von 7.000 bis 9.000 kg pro Jahr möglich sind. Damit wird hier davon ausgegangen, dass der in dieser Studie definierte „Best practice“ Betrieb sich hinsichtlich der Milchleistung etwa im Mittel der oberen 10 Prozent der ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetriebe befindet.⁴⁹

7.3 Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Milchproduktion (Sachbilanz)

In der folgenden Sachbilanzerstellung der Milchproduktion werden Stoff- und Energiebilanzen und die daraus resultierenden Emissionen sowie die direkten Emissionen an Treibhausgasen erfasst.

Vorproduktion

Als relevante Vorprodukte werden Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und die unterschiedlichen Energieträger betrachtet.

Die Angaben zu den Treibhausgasemissionen bei der Produktion von anorganischen Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln wurden aus der GEMIS-Datenbank übernommen; Wirtschaftsdünger wird als Restprodukt der Tierhaltung betrachtet (siehe Kapitel 3.2).

Die in der Studie verwendeten Energie- und Emissionsdaten für die Produktion der je nach Anbauart im Futtermittelanbau eingesetzten Saatgüter sind der Studie der FAL (2000) zur

⁴⁹ Mögliche Konflikte zwischen Leistungssteigerung und Tiergesundheit werden in Abschnitt 10.3 angesprochen.

Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen (siehe Tabelle 7.8). Aufgrund fehlender Energie- und Emissionswerte für den ökologischen Anbau werden in der Studie gleiche Werte für beide Futtermittelanbausysteme angenommen. Keine entsprechenden Daten lagen für das Saatgut von Hafer vor, so dass hier die Saatgutbereitstellung vernachlässigt wurde. Für Gras sind in der FAL-Studie zwar keine Daten zur Emission je Saatgutmenge angegeben, es liegen aber Daten zu den Emissionen je Hektar Grünland vor, die beim Futtermittelanbau anteilig berücksichtigt wurden. Zum ökologischen Anbau von Triticale liegen insgesamt keine ausführlichen Daten für die Sach- und Energiebilanz vor, so dass hierfür auf die Daten für den Roggenanbau zurückgegriffen wird, der die größte Ähnlichkeit aufweist. Der Leinkuchen wurde – ebenfalls aufgrund der mangelhaften Datengrundlage – durch Rapskuchen ersetzt.

Tabelle 7.8: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts

Feldfrucht	Winterweizen	Ackerbohne	Mais	Erbsen	Klee gras	Raps	Wintergerste	Roggen
Emissionen	g CO₂-äq. / kg Saatgut							
CO ₂	130	118	151	188	900	316	151	154
CH ₄	0,0	2,3	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0
N ₂ O	118	30	118	118	829	296	118	118
Summe CO₂-äq.	248	150	269	308	1729	612	269	272

Quelle: FAL (2000), auf Basis von KALTSCHMITT und REINHARDT (1997)

Für die Bereitstellung der Energieträger werden die Emissionsdaten aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4) übernommen. Für Strom werden die durchschnittlichen Werte des deutschen Stromnetzes angenommen. Bei den anderen Energieträgern wird soweit möglich die jeweils eingesetzte Maschine oder Anlage berücksichtigt. Dies wird bei den jeweiligen Prozessen dargestellt.

Futtermittelanbau

Die in der Studie verwendeten Daten der Betriebsmitteleinsatzmengen (siehe Tabelle 7.9) sind für den Anbau von Winterweizen, Ackerbohne, Mais, Erbsen, Klee gras, Raps, Wintergerste und Roggen sowie für Stroh, Grassilage, Heu und Weide gras den ausführlichen Darstellungen zu pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Rahmen der Studie der FAL zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Da für Hafer in dieser Studie keine Daten vorliegen, wurde hier stattdessen auf die Daten für den ökologischen und konventionellen Anbau von Hafer in der GEMIS-Datenbank zurückgegriffen. Bei Stroh wird angenommen, dass dieses als Restprodukt der Getreideproduktion anfällt und somit nur die notwendige Dieselmenge für die Ernte und den Transport des Strohs zum Stall der Nutzung anzurechnen ist. Die angesetzten durchschnittlichen Erträge sind für die Feldfrüchte aus konventionellem Anbau aus der FAL-Studie (FAL 2000) entnommen, für den ökologischen Anbau wurde als Quelle REDELBERGER (2002 und

2004) verwendet. Die Daten zum Ertrag des Grünlands sowie dem Wirtschaftdüngereinsatz auf Grünland sind mittlere Werte nach KTBL (2006).

Tabelle 7.9: Klimarelevante Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im ökologischen Futtermittelanbau sowie die jeweilige Ertragsmenge

	Einsatzmengen								Ertrag
	Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger (N)	Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel	
	kg/ha							l/ha	
Winterweizen	175	0	0	0	50	350	0	69,6	4.500
Ackerbohne	175	0	0	0	0	350	0	89,5	2.975
Silomais	15	76	47	0	150	350	0	87	31.500
Erbsen	120	0	0	0	0	350	0	70,9	3.800
Kleegrass	35	0	0	0	50	350	0	55,3	20.600
Raps	4	0	0	0	150	350	0	67,1	1.800
Roggen	175	0	0	0	50	350	0	72,2	4.000
Stroh	0	0	0	0	0	0	0	5,0	4.000
Grassilage		75	92	0	80	341	0	57	16.000
Heu		75	92	0	80	341	0	85	6.000
Weidegras		75	92	0	80	341	0	3	30.000

Quelle: FAL (2000), REDELBERGER (2002 und 2004); Wirtschaftsdünger und Ertrag Grünland: KTBL (2006)

Tabelle 7.10: Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im konventionellen Futtermittelanbau sowie die jeweiligen Ertragsmenge

	Einsatzmengen								Ertrag
	Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger (N)	Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel	
	kg/ha							l/ha	
Winterweizen	175	24	48	95	160	350	5,6	84,5	7.400
Ackerbohne	175	75	110	0	0	350	3,8	71,1	3.500
Silomais	15	74	120	60	160	350	4,3	91,4	45.000
Erbsen	120	75	110	0	0	350	2,3	69,2	3.500
Wintergerste	145	14	28	95	160	350	3	80,0	6.460
Raps	4	34	120	130	160	350	0,9	74,6	3.000
Stroh	0	0	0	0	0	0	0	5,0	4.000
Grassilage		100	160	185	80	341	0	76	26.000
Heu		100	160	185	80	341	0	115	8.000
Weidegras		100	160	185	80	341	0	7	40.000

Quelle: FAL (2000); Wirtschaftsdünger und Ertrag Grünland: KTBL (2006)

Die Umweltauswirkungen des Rapsanbaus wurden dem Rapskuchen und dem Rapsextraktionsschrot entsprechend seines Anteils am monetären Gewinn mit dem Verkauf von Raps zugerechnet⁵⁰, da Rapskuchen und –schrot als wichtiges Futtermittel nicht lediglich als Restpro-

⁵⁰ Aus einer Tonne Raps können bei kalter Pressung 340 kg Rapsöl und 660 kg Rapskuchen bzw. bei zusätzlicher Extraktion 370 kg Rapsöl und 630 kg Rapsextraktionsschrot gewonnen werden. Die aktuellen Großhan-

dukt der Ölproduktion betrachtet werden. Ebenso wurden die Umweltauswirkungen des Sojaanbaus nur partiell dem Sojaschrot zugerechnet (vgl. Kapitel 6.3). Beim Corn-Cob-Mix wurden für den Einsatz der Betriebsmittel die flächenspezifischen Daten für Silomais übernommen, nur die Ertragsmengen wurden entsprechend angepasst (vgl. Kapitel 6.3).

Futtermittelaufbereitung

Die eingesetzten Futtermittel werden teilweise aufbereitet (Trocknung, mechanische Aufbereitung) und zum Milchviehbetrieb transportiert (Rapskuchen, Rapsextraktionsschrot, Sojaschrot, Sojaöl und Biertreber).

Für den Rapskuchen und Rapsextraktionsschrot wird eine Transportentfernung von 240 km zum Hof angenommen. Dies entspricht der Distanz vom Rapsfeld zur Ölmühle in GEMIS⁵¹ (vgl. Kapitel 6.3). Als Transportmittel wird ein durchschnittlicher LKW angenommen⁵². Die Daten für die Sojaaufbereitung sowie die Transportaufwendungen für Soja aus Südamerika sind ebenfalls den Berechnungen der Studie von KORBUN et al. (2004), deren Daten auf der Ökobilanzierung von REUSSER (1994) beruhen, entnommen.

Der notwendige Energiebedarf für die Aufbereitung wurde aus der Studie der FAL (2000) übernommen, die als Energiebedarf für die Aufbereitung in der Mühle von 6,6 kWh pro t Futterkomponente und im Mischer von 2,4 kWh Strom pro t Futterkomponente. Es wird davon ausgegangen, dass in allen Höfen das Leistungsfutter gemahlen wird, jedoch nur die größeren Höfe [öko_plus] und [konv_plus] einen elektrischen Mischer einsetzen. Außerdem wird angenommen, dass aufgrund der klimatischen Bedingungen in Süddeutschland eine elektrische Heutrocknung von den kleineren Betrieben [öko] und [konventionell] verwendet wird. Diese verbraucht 120 kWh Strom je Tonne Heu (BAUMGARTNER 1991).

Für Biertreber werden als Energiebedarf für Trocknung und Transport die Werte, die in der FAL-Studie (2000) für die Trocknung anderer Nasskoppelprodukte (Bierhefe, Kartoffeleiweiß) angegeben sind, übernommen (vgl. Kapitel 6.3). Der Anbau der Gerste wird in der Klimabilanz nicht weiter berücksichtigt, da davon ausgegangen wird, dass es sich bei Biertreber um ein Restprodukt der Bierherstellung handelt.

Milchaustauschfutter, das die Kälber in den konventionellen Betrieben bekommen, gibt es in unterschiedlicher Zusammensetzung. Milchaustauscher aus dem mittleren und oberen Preis-

delspreise in Deutschland betragen im Januar 2008 nach Angaben der ZMP (www.zmp.de/agrarmarkt/oelsaaten.asp) 918 € für eine Tonne Rapsöl und 219 € für eine Tonne Rapsextraktionsschrot. Für den Rapskuchen wurde derselbe Preis wie für den Rapsextraktionsschrot angenommen (vgl. <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/tier/nav/227/article/7081.html>). Damit können für die aus einer Tonne Raps gewonnenen Substrate 315 € für das Rapsöl (entspricht 69 %) und 144 € für den Rapskuchen (entspricht 31 %) erzielt werden bzw. 340 € für das Rapsöl (71 %) und 138 € für den Rapsextraktionsschrot (29 %).

⁵¹ Datenblatt „Fabrik/Rapsöl-DE-2010/brutto“ aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4)

⁵² Datenblatt „LKW-DE-2010“ aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4)

segment bestehen vor allem aus unterschiedlichen Molkereiprodukten, insbesondere Magermilchpulver (das bei hochwertigen Milchaustauschern mind. 50 Prozent des Futtermittels ausmacht) und Molke, die in der Regel als Nebenprodukte im Rahmen der Herstellung von Sahne, Butter, Käse etc. anfallen. Häufig enthalten die Produkte darüber hinaus in unterschiedlicher Zusammensetzung pflanzliche Zutaten, insbesondere pflanzliche Fett- und Eiweißlieferanten⁵³. Da keine Angaben zur genauen Zusammensetzung der Milchaustauschfutter vorliegen, wird für die Berechnung der Klimawirkung angenommen, dass das Milchaustauschfutter zu 50 Prozent aus Magermilchpulver besteht. Dem Milchaustauschfutter wird die Klimawirkung der zur Produktion des Magermilchpulvers verwendeten Milch vollständig angerechnet, d.h. Koppelprodukte (Rahm) werden nicht berücksichtigt. Dafür werden die Klimaeffekte der weiteren Inhaltsstoffe sowie die zur Herstellung notwendige Energie und der Transport vernachlässigt. Da der Milchaustauscher insgesamt für die Klimawirkung der Milch nur eine geringe Bedeutung hat, wird diese grobe Abschätzung als ausreichend für die Berechnung angesehen.

Tierhaltung

Die Tierhaltung lässt sich aufteilen in die Aufzucht der Kälber und Färsen sowie die Haltung der Milchkühe. Die Emissionen an Treibhausgasen, die aufgrund der Kälber- und Färsenaufzucht der zukünftigen Milchkühe entstehen, werden anteilig der Milchproduktion angerechnet. Die in der Studie verwendeten Daten zu Tierhaltung - inklusive der Futtermenge und Futterzusammensetzung - werden im Rahmen der Definition der Modellbetriebe ausführlich beschrieben.

Neben dem Futter wird als weiterer Input der Energieverbrauch bei der Tierhaltung berücksichtigt, der durchschnittlich je Tierplatz und Jahr 50 kWh Strom für Milchkühe, 20 kWh Strom für die Kälberaufzucht und 10 kWh Strom in der Färsenaufzucht beträgt (KTBL 2006).

Treibhausgasemissionen entstehen, wie bereits in der Literaturlauswertung dargestellt, außerdem direkt im Stall durch die enterischen Fermentation, also der Verdauung der Tiere (Methan), sowie aus deren Exkrementen (Methan und Lachgas). Die durchschnittlichen Emissionen aus der Verdauung der Tiere liegen je Tierplatz und Jahr bei 87 kg CO₂-äq. für Kälber, 771 kg CO₂-äq. für Färsen und 2569 kg CO₂-äq. für Milchkühe. (DÄMMGEN 2006a).

Mit Hilfe dieser Werte wurden die spezifischen Emissionen berechnet (siehe Tabelle 7.11). Da unabhängig von der Leistung und der Futtermenge von jährlichen Emissionsraten ausgegangen wurde, sind die spezifischen Emissionen in den ökologischen Betrieben eher höher als

⁵³ Bis zum Verbot in Folge des Auftretens von BSE wurden Milchaustauschern häufig unterschiedliche tierische Fette und andere tierische Produkte wie Fischmehl zugesetzt. Seit April 2008 hat die EU nun wieder erlaubt, dass Fischmehl an Kälber verfüttert werden darf, was wohl eine Veränderung der Zusammensetzung vieler Milchaustauscher zur Folge haben wird.

in den konventionellen. Es bestehen allerdings Hinweise darauf, dass die Emissionen von diesen Größen abhängen (vgl. Literaturlauswertung).

Tabelle 7.11: Spezifische Methan-Emissionen aus der Verdauung der Rinder (enterische Fermentation)

	konventionell	konv_plus	öko	öko plus
	kg CO ₂ -äq. / kg Lebendgewicht			
Kalb	0,23		0,23	
Färse	2,92	2,69	3,08	2,66
	kg CO ₂ -äq. / kg Milch			
Milchkuh	0,34	0,29	0,47	0,34

Die Emissionen, die durch das Wirtschaftsdüngermanagement im Stall sowie während der Lagerung entstehen, wurden analog zu der Darstellung bei der Schweinefleischproduktion berechnet. Die durchschnittlichen Ausscheidung von Kohlenstoff als volatile solids (VS) betragen bei Milchkühen 1.537,5 kg C, die ausgeschiedenen Stickstoffmengen 103,4 kg N je Tierplatz und Jahr (DÄMMGEN 2006b; DÄMMGEN 2006a). Für die Kälber gibt DÄMMGEN (2006a) als Werte 185,8 kg C (volatile solids) und 14 kg N je Tierplatz und Jahr an. Färsen scheiden durchschnittlich 443 kg C (volatile solids) und 40 kg N je Tierplatz und Jahr aus (DÄMMGEN 2006b). Auch hier werden die Einträge von N und C durch das Stroh berücksichtigt. Das Methanbildungspotenzial für Rinder und Stroh beträgt 0,24 m³/kg (DÄMMGEN 2006a). Anhand dieser Daten wurden die Emissionen an Lachgas und Methan, die im Rahmen des Wirtschaftsdüngermanagements entstehen, berechnet. Auffällig sind vor allem die Unterschiede zwischen den Haltungssysteme bei den Milchkühen und Färsen hinsichtlich der Lachgasemissionen, die bei den auf Festmist (v.a. der Betrieb [konventionell]) bzw. Weidegang (v.a. die Ökobetriebe) basierten Systemen vergleichsweise hoch liegen. Ansonsten zeigen sich nur geringe Differenzen zwischen den Haltungssystemen.

Tabelle 7.12: Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

	konventionell	konv_plus	öko	öko plus
Kalb	kg CO ₂ -äq. / kg Lebendgewicht			
Emissionen Lachgas	0,40	0,40	0,41	0,41
Emissionen Methan	0,07	0,07	0,06	0,06
Färse	kg CO ₂ -äq. / kg Lebendgewicht			
Emissionen Lachgas	1,66	0,09	1,57	1,37
Emissionen Methan	0,24	0,38	0,12	0,12
Milchkuh	kg CO ₂ -äq. / kg Milch			
Emissionen Lachgas	0,0452	0,0063	0,0113	0,0090
Emissionen Methan	0,07	0,06	0,06	0,06

Die Nutzung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage wird gesondert in Anhang III dargestellt. Die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers wird wie oben dargestellt dem Bereich des Pflanzenanbaus zugerechnet.

7.4 Abschätzung der Klimawirkung

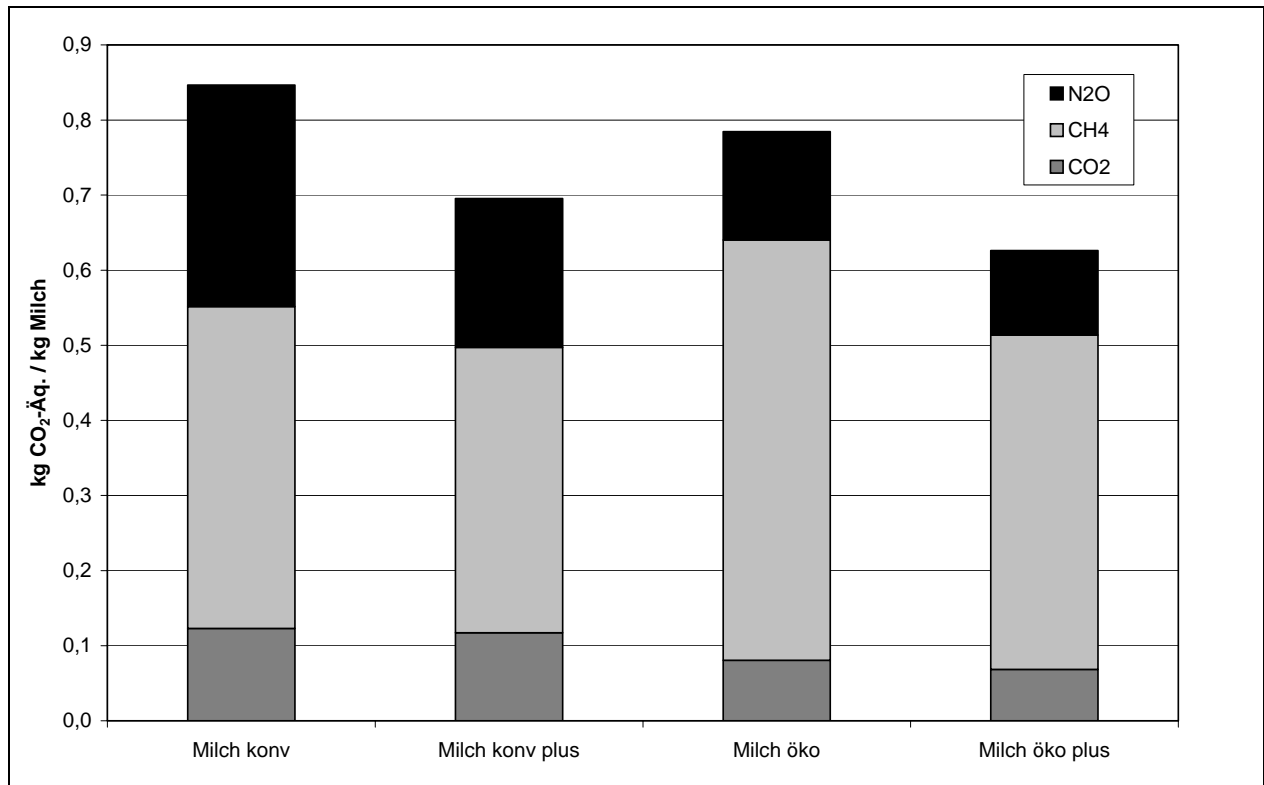
Als funktionelle Einheit für den Vergleich der Treibhausgasemissionen wird die Produktion von 1 kg Milch (Rohmilch, ab Hof) definiert. Die Ergebnisse der Klimabilanzierung sind in der folgenden Tabelle für die unterschiedlichen Modellbetriebe dargestellt. Entsprechend der monetären Allokation wird ein Teil der Klimawirkungen nicht der Milch sondern den Kopfelprodukten zugerechnet.

Tabelle 7.13: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Milch⁵⁴

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Summe CO ₂ -äq.
	kg CO ₂ -äq. /kg Milch			
konventionell	0,12	0,43	0,30	0,85
konv_plus	0,12	0,38	0,20	0,70
öko	0,08	0,56	0,14	0,78
öko_plus	0,07	0,45	0,11	0,63

Die Ergebnisse in Tabelle 7.13 zeigen, dass die spezifischen Emissionen an Treibhausgasen für die Modellbetriebe bei 640 bis 850 g je kg Milch liegen. Am größten ist der Beitrag der Methanemissionen zu der Klimawirkung der Milch. Diese resultieren vor allem aus der enterischen Fermentation der Rinder, insbesondere der Milchkühe (siehe auch Tabelle 7.11). Neben den Methanemissionen tragen insbesondere die Lachgasemissionen zu dem Treibhauspotenzial der Milch bei. Bei den konventionellen Betrieben, die hier insgesamt höhere spezifische Emissionen aufweisen, tragen vor allem die Produktion des mineralischen Stickstoffdüngers sowie die direkten Emissionen aus dem Futtermittelanbau (vor allem Grassilage) zu den Lachgasemissionen bei. Die direkten Emissionen aus der Tierhaltung sind bei dem Betrieb [konventionell] dabei mit einem Anteil von rund 25 Prozent deutlich wichtiger als bei dem Betrieb [konv_plus] mit nur rund 5 Prozent, was an den unterschiedlichen Wirtschaftsdüngersystemen liegt (vgl. Tabelle 7.12). Bei den Ökobetrieben entfallen die Lachgasemissionen vor allem auf direkte Emissionen aus dem Grünland (Weide, Grassilage und Heu), bei dem Betrieb [öko_plus] auch noch auf den Maisanbau. Die direkten Emissionen aus der Tierhaltung sind hier für knapp ein Drittel der Lachgasemissionen verantwortlich. Die anteilig eher weniger bedeutenden Kohlendioxidemissionen stammen vor allem aus der Verwendung von fossilen Energieträgern (insbesondere Diesel in Traktoren) und der Herstellung der mineralischen Düngemittel, weshalb sie bei den konventionellen Betrieben höher sind.

⁵⁴ In sehr geringem Umfang werden außerdem Perfluoraethan und Perfluormethan emittiert. Diese machen jedoch zusammen weniger als 0,1 % des Treibhauspotenzials aus und werden deshalb vernachlässigt.



Treibhauspotenzial inkl. der Vorprodukte für Milch aus vier Modellbetrieben der Milchviehhaltung: ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv), ein technologisch führender, konventioneller Betrieb (konv_plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko_plus)

Abbildung 7.5: Treibhausgasemissionen aufgrund der Erzeugung von 1 kg Milch (Rohmilch ab Hof)

Die Werte sind im Vergleich zu Literaturwerten, die bei 0,9 kg bis 1,5 kg CO₂-äq. je kg Milch liegen, eher gering (siehe Kapitel 3.1.1). Ein Grund hierfür ist die monetäre Allokation, die zu einer Verteilung der Klimawirkung auf Milch, Kälber und Fleisch der Altkuh führt. Außerdem sind die Studien teilweise in anderen Ländern durchgeführt worden, wo eventuell andere Produktionsverfahren und Emissionen zu berücksichtigen sind.

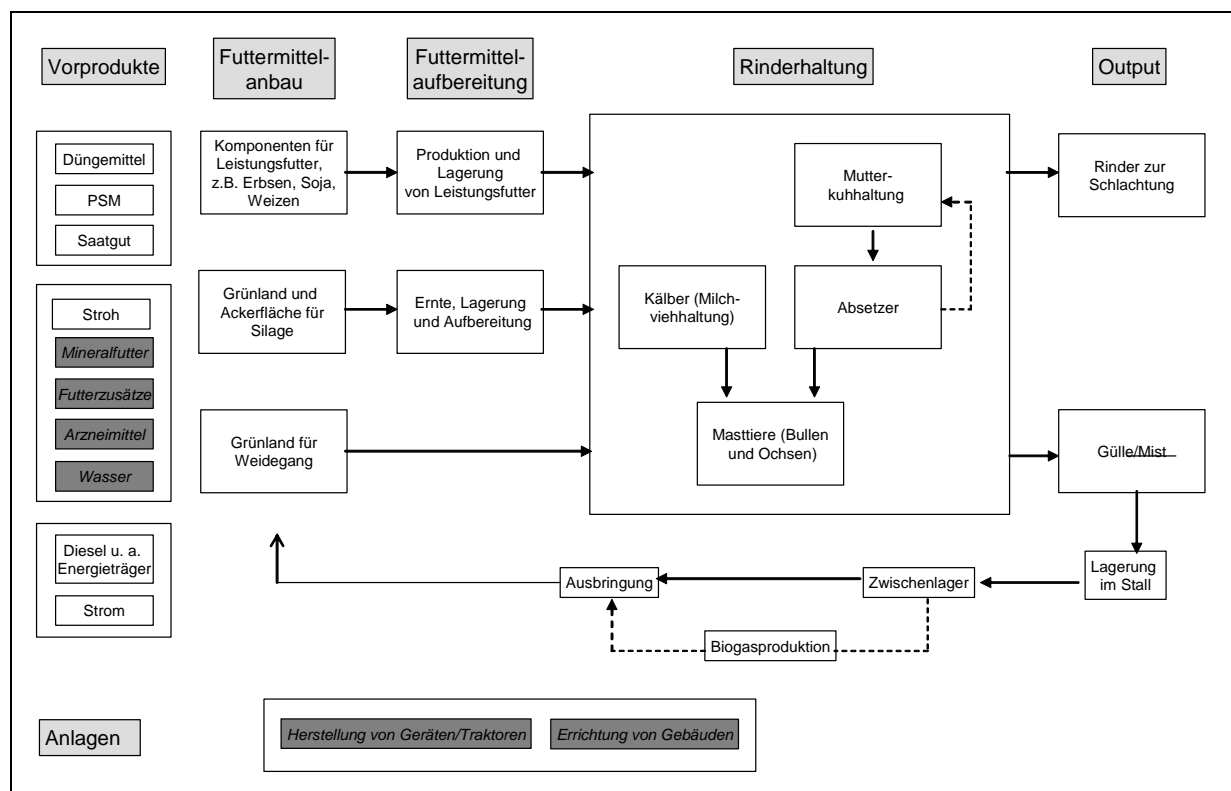
Die geringsten spezifischen Treibhausgasemissionen weisen insgesamt die technologisch fortschrittlichen Betriebe [öko_plus] und [konv_plus] aufgrund der hohen Milchleistungen und der damit verbundenen geringen spezifischen Methanemissionen auf (siehe Abbildung 7.5). Die ökologischen Betriebe schneiden jeweils aufgrund der geringeren CO₂- und N₂O-Emissionen besser ab als die konventionellen Betriebe, deren höhere Emissionen vorwiegend aus dem Einsatz von mineralischen Düngemitteln resultieren.

8 Klimabilanz der Rindfleischproduktion

8.1 Untersuchungsrahmen

Die nachfolgende Abbildung stellt das zu bilanzierende System für die Rindermast dar. Der Bilanzraum lässt sich in folgende wichtige Elemente unterteilen:

- Vorproduktion
- Futtermittelanbau (auch im Ausland)
- Aufbereitung der Futtermittel (inkl. Transport)
- Tierhaltung: Aufzucht der Kälber bzw. Mutterkuhhaltung sowie Mast von Bullen und Ochsen
- Gülle-/Mist: Lagerung, ggf. Aufbereitung (Biogasanlage) und Ausbringung
- Anlagen und Flächen



Dunkelgraue Felder: diese Daten werden in der vorliegenden Studie nicht weiter betrachtet

Abbildung 8.1: Produktion von Rindfleisch: Bilanzraum für die Klimabilanzierung

Zusätzlich zu Rindfleisch aus der Bullen- und Ochsenmast wird außerdem noch das Fleisch der Altkühe aus der Mutterkuh- und Milchkuehhaltung berücksichtigt, das nicht unerheblich zur Rindfleischversorgung beiträgt. Deren Klimawirkung wird anhand der monetären Alloka-

tion anteilig aus den Daten für der Milchproduktion bzw. der Bullen- und Ochsenmast mit Absetzern aus der Mutterkuhhaltung abgeleitet, so dass dafür keine eigene Klimabilanz notwendig ist.

Die Vorprodukte lassen sich aufteilen in Vorprodukte für den Futtermittelanbau (Düngemittel, PSM und Saatgut), Vorprodukte für die Tierhaltung (Arzneimittel und weitere Futterergänzungsmittel, Mineralfutter, Wasser, Stroh) und Energieträger, die für mehrere Prozesse (Futtermittelanbau, -aufbereitung und -transport sowie die Tierhaltung) notwendig sind. Die Vorprodukte für die Tierhaltung werden aufgrund fehlender Daten sowie geringer Mengen bis auf den Energieeinsatz für die Strohbereitstellung vernachlässigt.

Die Futtermittel lassen sich bei den Tieren unterteilen in Leistungsfutter und Grundfutter (inkl. Weidegang). Der Anbau der Futtermittel umfasst neben den eingesetzten Vorprodukten auch den Energiebedarf für den Anbau sowie direkte Bodenemissionen beim Anbau. Es wird auch das im Ausland angebaute Futtermittel (Soja) im Rahmen der Klimabilanz berücksichtigt. Das Futtermittel wird nach dem Anbau teilweise weiter aufbereitet und getrocknet.

Die Tierhaltung umfasst die eigentlich Mast der Bullen und Ochsen sowie die vorherige Aufzucht der Kälber aus der Milchviehhaltung oder der Absetzer aus der Mutterkuhhaltung. Für die unterschiedlichen Verfahren der Tieraufzucht und –mast werden jeweils der Bedarf an Futtermitteln und Stroh, der Energiebedarf im Stall sowie die direkten Emissionen während der Tierhaltung (durch die Tiere selber und deren Exkreme) berücksichtigt. Genauere Ausführungen zu den untersuchten Produktionsverfahren sind bei der Beschreibung zu den Modellbetrieben zu finden.⁵⁵

In der Sachbilanz für die Rindfleischproduktion werden außerdem die Emissionen bei der Lagerung von Gülle und Mist sowie ggf. die Aufbereitung in einer Biogasanlage und die damit verbundene Energieerzeugung berücksichtigt. Die Nutzung von Gülle und Mist als Wirtschaftsdünger und die damit verbundenen direkten Emissionen werden als Teil des Pflanzenanbaus betrachtet und entsprechend dort hinsichtlich seiner Klimawirkung untersucht.

Zur Infrastruktur (Anlagen) und den Flächen wurden keine eigenen Datenrecherchen durchgeführt. Da deren unterschiedliche Umweltauswirkungen über die ganze Lebensdauer hinweg zu verteilen sind, fallen diese wohl vergleichsweise gering aus. Daher wird dieser Einflussparameter in dieser Studie als weniger relevant angesehen und für die Rindermast vernachlässigt.

⁵⁵ Nicht berücksichtigt wurden in der vorliegenden Studie Ausfälle im Rahmen der Tierhaltung. Diese sind in einer Bilanzierung schwierig aufzunehmen, da nicht klar ist, zu welchem Zeitpunkt sie auftreten und bis wohin damit die Klimawirkungen berücksichtigt werden müssen. Die Ausfälle in der Tierhaltung liegen insgesamt bei bis zu 10 %- häufig auch deutlich darunter - so dass eine Berücksichtigung dieser Ausfälle zu einer Erhöhung der Emissionen um maximal 10 % führen könnte.

Monetäre Allokation

In der Rindermast werden entweder Kälber gemästet, die als Koppelprodukt der Milchproduktion anfallen, oder Absetzer aus der Mutterkuhhaltung. Die Klimawirkung der Tierhaltung wird deshalb jeweils mittels monetärer Allokation auf die unterschiedlichen Produkte aufgeteilt. Bei den Kälbern aus der Milchviehhaltung bedeutet dies, dass die Klimawirkung der Milchviehhaltung entsprechend ihres Anteils an den Einnahmen den Kälbern angerechnet wird (weitere Angaben zur Berechnung im Anhang I). Bei der Mutterkuhhaltung wird neben dem Hauptprodukt, den Ochsen und Bullen, zusätzlich das Fleisch der Mutterkuh produziert. Die gesamten Klimawirkungen von Mutterkuhhaltung (inkl. der Aufzucht von Kälbern und Färsen zum Ersatz der Mutterkuh sowie der Aufzucht der Absetzers) und Ochsen- bzw. Bullenmast werden aufsummiert und anschließend gemäß ihres jeweiligen Anteils an den Einnahmen dem Ochsen- bzw. Bullenfleisch sowie dem Koppelprodukt „Altfleisch der Mutterkuh“ zugerechnet.

8.2 Modellbetriebe der konventionellen und ökologischen Rindfleischproduktion

8.2.1 Verfahren der Mutterkuhhaltung

Neben der Verwendung von Altkühen aus der Milchviehhaltung, die nicht mehr für die Milchproduktion eingesetzt werden, gibt es in Deutschland weitere Verfahren der Rindfleischproduktion. Diese können zunächst nach der Herkunft der Jungtiere zur Rindfleischproduktion aus den Systemen Milchvieh- oder Mutterkuhhaltung unterschieden werden. Das nicht zur Zucht verwendete „Endprodukt“ aus der Mutterkuhhaltung ist in der Regel der Absetzer - ein Kalb, das circa 8 Monate an der Mutter getrunken hat und danach das Verfahren der Mutterkuhhaltung verlässt. Die Mutterkuhhaltung ist aus Rentabilitäts Gesichtspunkten auf die Verwendung möglichst wirtschaftseigener Futtermittel angewiesen. Futtergrundlage ist in der Regel Dauergrünland, zum Großteil an extensiven Standorten, die für die Milchviehhaltung keine Verwendung finden. Da sich im Haltung- und Fütterungssystem ökologische von konventionell wirtschaftenden Mutterkuhbetrieben kaum unterscheiden, werden in der Tabelle 8.1 zwei Verfahren der Mutterkuhhaltung mit Absetzerproduktion auf unterschiedlichen Produktivitätsniveaus beschrieben, die sich im Haltungssystem, der Futterzusammensetzung und in der Bestandesgröße an REDELBERGER (2004: 256 ff.) orientieren. Die Systeme sind als ökologisches System definiert, sie sind aber auch im konventionellen Landbau zu finden.

Tabelle 8.1: Verfahren der Mutterkuhhaltung

Mutterkuhhaltung	Produktion von Absetzern zur Weitermast [mukuh]	Produktion von Absetzern zur Weitermast [mukuh_plus]
Anzahl Mutterkühe	20	300
Haltungssystem	210 Tage ganztägiger Weidegang 155 Stallhaltungstage im Winterhalbjahr, Altbau, Tieflaufstall (Einraumlaufstall)	210 Tage ganztägiger Weidegang 155 Stallhaltungstage im Winterhalbjahr, Zweiraumlaufstall mit Kälberschlupf
Fütterung	Winterfütterung: Grassilage, Getreide und Erbsen (wirtschaftseigene Futtermittel), Fütterung der Rundballensilage und des Kraftfutters von Hand	Winterfütterung: Grassilage, Getreide und Erbsen (wirtschaftseigene Futtermittel), Futtervorlage mit dem Futterverteilwagen, Kraftfutter für die Kälber aus dem Kraftfutterautomaten
Absetzgewicht	250 kg (wbl.)/280 kg (mnl.)	260 kg (wbl.)/290 kg (mnl.)
Absetzalter	250 Tage	250 Tage
Tägliche Zunahmen des Absetzers	900 g	1000 g
Aufgezoene Kälber pro Kuh und Jahr	0,93	0,95
Kraftfuttermenge	2,3 dt/Kuh/Jahr	2,5 dt/Kuh/Jahr
Remontierungsrate in %	20 %	20 %
Strohbedarf	20,1 dt/Kuh mit Kalb	20,1 dt/Kuh mit Kalb
Festmistanfall	20,1 dt/Kuh mit Kalb	20,1 dt/Kuh mit Kalb

Quelle: eigene Berechnungen in Anlehnung an REDELBERGER 2004, S. 256 ff.

Haltungssystem und Fütterung

Es handelt sich bei beiden Verfahren um Mutterkuhhaltung mit Winterstallhaltung. 205 Tage haben die Tiere ganztägigen Weidegang. Im Winter werden die Tiere im Stall gehalten. Es handelt sich dabei um einen Tieflaufstall als Einraumlaufstall [mukuh] und um einen Zweiraumlaufstall mit Kälberschlupf [mukuh_plus]. Die Kühe und Färsen erhalten während der Stallperiode wirtschaftseigene Futtermittel in Form von Grassilage. Zur Besserung Entwicklung der Kälber wird von REDELBERGER (2004, S. 263) eine Zufütterung von 1 kg bis 2,5 kg Kraftfutter als Getreide- und Erbsengemisch empfohlen, was hier in der Rationsgestaltung berücksichtigt wurde.

Tabelle 8.2: Futterrationen für die Mutterkühe, Färsen zur Bestandesergänzung

Futterkomponente	kg/TS je Kuh/Tag
[Mukuh]	
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, Mutterkühe	9
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, 4 Färsen, 1. Lebensjahr	5
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, 4 Färsen, 2. Lebensjahr	8
Kraftfutter für Kälber (50 % Erbsen, 50 % Getreide), 230 Tage	1 kg
[Mukuh_plus]	
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, Mutterkühe	9
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, 60 Färsen, 1. Lebensjahr	5
Grassilage, 155 Tage Winterfütterung, 60 Färsen, 2. Lebensjahr	8
Kraftfutter für Kälber (50 % Erbsen, 50 % Getreide), 250 Tage	1 kg

Quelle: eigene Berechnungen in Anlehnung an REDELBERGER 2004, S. 260

Wirtschaftsdüngeranfall

Typischerweise erfolgt Mutterkuhhaltung aus Kostengründen in Ställen mit möglichst günstiger Bauweise und im Festmistverfahren. D.h. es fällt Festmist an, der auf unterschiedliche Weise gelagert werden kann. Die dominierende Rolle der Laufstallhaltung auf Einstreu bei Winterstallhaltung der Mutterkühe bestätigen auch OSTERBURG und LIEBERSBACH in einer Befragung zum Wirtschaftsdüngeranfall in schweine- und rinderhaltenden Betrieben (2007, S. 25).

8.2.2 Ochsenmast als extensives Mastverfahren

Im folgenden Abschnitt wird ein extensives Mastverfahren für männliche Rinder auf zwei unterschiedlichen Intensitätsstufen beschrieben. Die Ochsenmast als extensives Rindermastverfahren hat sowohl im ökologischen Landbau als auch in Markenfleischprogrammen wie z.B. NEULAND eine gewisse Bedeutung. Exemplarisch wird in dieser Studie die Ochsenmast als ökologisches Verfahren vorgestellt. In der ökologischen Rindfleischproduktion werden sowohl männliche Kälber aus der ökologischen Milchviehhaltung als auch aus der ökologischen Mutterkuhhaltung als Mastochsen ausgemästet. Die überwiegende Zahl der Mastochsen entstammt jedoch der ökologischen Mutterkuhhaltung (DEBLITZ et al., 2004, S. 32), deshalb beziehen auch die hier beschriebenen Modellbetriebe ihre männlichen Kälber aus Mutterkuhbetrieben, bzw. mästen ihre eigenen männlichen Kälber aus.

Tabelle 8.3: Übersicht der Modellbetriebe, extensive Mastverfahren, Ochsenmast

Extensive Mastverfahren	Ochsenmast [ochse]	Ochsenmast [ochse_plus]
Anzahl Tiere	20	20
Haltungssystem	288 Stallhaltungstage, Tretmiststall, 150 Tage Weidegang	340 Stallhaltungstage, Tretmiststall
Fütterung	Grassilage, Getreide, Weide	Grassilage, Getreide
Gewicht am Mastanfang	280	290
Gewicht am Mastende	630	630
Mastdauer in Tagen	438	340
Schlachtgewicht in kg	340	352
Tägliche Zunahmen	800	1000
Ausschlachtung in %	54	56
Kraftfuttermenge dt/Tier	3	5
Einstreu/dt/produziertes Tier	15,9	15,9
Festmist dt/Einheit	94	94

Quelle: eigene Berechnungen in Anlehnung an REDELBERGER 2004, S. 274

Haltungssystem und Fütterung

Die Mastochsen werden in einem mittelintensiven und einem intensiven Mastverfahren gehalten. Das mittelintensive [ochse] Verfahren mit Tageszunahmen von 800 g sieht neben einer Stallhaltung von 288 Tagen, 150 Tage Weidegang für die Ochsen vor. Während der Stallperiode werden die Ochsen typischerweise im Tretmiststall gehalten (REDELBERGER 2004, S. 274). Beide Betriebe erzeugen 20 Ochsen der Rasse Fleckvieh. Die Bestandesgröße orientiert sich an REDELBERGER (2004, S: 274) für intensive Mastverfahren von Fleckviehochsen. Dies trifft auch für die den intensiven Ochsenmastbetrieb [ochse plus] zu. Die Fütterung während der Stallhaltungstage erfolgt mit Grassilage und Getreide. Die Futtermenge und TS-Aufnahme der Ochsen orientiert sich an den Empfehlungen von Naturland Süd-Ost (o.V., 2008b), die Futtertage wurden REDELBERGER (2004) entnommen. Im Tretmiststall fällt Festmist an.

Tabelle 8.4: Futtermenge in der Ochsenmast

Futterkomponente	kg/TS je Ochse/Tag
[Ochse]	
Grassilage, 288 Tage Stallhaltung	7
Weizen, 288 Tage Stallhaltung	1
Weidegang, 150 Tage	7,4
[Ochse_plus]	
Kleegrassilage, 340 Tage Stallhaltung	7
Weizen, 340 Tage Stallhaltung	1,5

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnung an REDELBERGER und Naturland Süd-Ost (zitiert in <http://www.oekolandbau.de/erzeuger/tierhaltung/mutterkuhhaltung/haltungsverfahren-und-fuetterung/beispiele-fuer-kombinierte-fuetterungsverfahren-in-der-ochsen-und-faersenmast/?0>)

8.2.3 Bullenmast als intensives Rindermastverfahren

Die Mast von Jungbullen ist im konventionellen und ökologischen Landbau zu finden. Aufgrund der höheren Ansprüche an die Futtergrundlage ist die Ausmast von Jungbullen im ökologischen Landbau jedoch schwieriger. Auch fehlt es zum Teil an Vermarktungswegen für ökologisch erzeugtes Bullenfleisch. Jungbullen können aus der Milchvieh- und Mutterkuhhaltung stammen. In Deutschland wurden im Jahr 2007 4.071 Mio. Milchkühe, aber nur 668 Tsd. Ammen- und Mutterkühe gehalten (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2007). Daraus resultiert ein deutlich größeres Aufkommen männlicher Rinder aus der Milchviehhaltung. Deshalb wird hier exemplarisch die Ausmast von konventionell erzeugten Bullen aus der Milchviehhaltung vorgestellt. Wieder werden zwei unterschiedliche Produktivitätsniveaus gegenübergestellt, die sich durch die Höhe der täglichen Zunahmen, die Ausschachtung, die Tierverluste und das Wirtschaftsdüngermanagement unterscheiden.

Tabelle 8.5: Übersicht über Verfahren der Bullenmast

Intensive Bullenmast	[bulle]	[bulle plus]
Anzahl Tiere	200	200
Haltungssystem	Gruppenbucht mit Vollspaltenboden	Gruppenbucht mit Vollspaltenboden
Fütterung	Maissilage, Getreide, Soja	Maissilage, Getreide, Soja
Gewicht am Mastanfang	81	81
Gewicht am Mastende	690	690
Mastdauer in Tagen	507	481
Tägliche Zunahmen	1200	1265
Ausschlachtung in %	57 %	58 %
Schlachtgewicht	394	400

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnung an Arbeitsgruppe Auswertung BZA-Bullenmast 2008: XVII, DEBLITZ et al. 2007, S. 15

Haltungssystem und Fütterung

In den beiden Modellbetrieben werden die Bullen ab dem 113. Tag in Gruppenbuchten auf Vollspaltenboden gehalten. Die Gruppenbuchten sind für die Güllelagerung unterkellert. Die Fütterung erfolgt auf der Basis von Maissilage mit Weizen, Soja und Mineralfutter als Kraftfutterkomponente. Bis zum 112. Tag entspricht die Aufzucht der Rinder dem bereits bei der Milchviehhaltung dargestellten Verfahren der konventionellen Kälberaufzucht, d. h. sie erhalten Kälberkraftfutter (Eigenmischung) und Heu und werden in Gruppenboxen auf Tiefstreu gehalten (siehe Kapitel 7.2.1- Modellbetriebe für die konventionelle Milchviehhaltung).

Tabelle 8.6: Futterzusammensetzung in der Bullenmast, nach der Tränkephase

Futterkomponente	kg/TS je Bulle/Tag
[bulle] und [bulle plus]	
Maissilage	5
Weizen	0,5
Sojaschrot	0,9
Mineralfutter	0,1

Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung

Die Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung für den Festmist aus der Tränkeperiode erfolgt analog zu den konventionellen Durchschnitts- und Best-Practice-Betrieben der Milchviehhaltung. Nach der Tränkeperiode fällt nur noch Gülle als Wirtschaftsdünger an. Dieser wird im Durchschnittsbetrieb mit einem Güllefass mit Breitverteiler und im Best-Practice-Betrieb im Schleppschlauchverfahren ausgebracht.

8.3 Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte der Rindermast (Sachbilanz)

In der folgenden Sachbilanzerstellung werden Stoff- und Energiebilanzen und die daraus resultierenden Emissionen sowie die direkten Emissionen an Treibhausgasen im Rahmen der Rindfleischproduktion erfasst.

Vorproduktion

Als relevante Vorprodukte werden Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und die unterschiedlichen Energieträger betrachtet.

Die Angaben zu den Treibhausgasemissionen bei der Produktion von anorganischen Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln wurden aus der GEMIS-Datenbank übernommen und bereits bei der Sachbilanz zum Weizenanbau genauer dargestellt (siehe Kapitel 5.3)

Die in der Studie verwendeten Energie- und Emissionsdaten für die Produktion der je nach Anbauart im Futtermittelanbau eingesetzten Saatgüter (s. Tabelle 8.7) sind der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Da für den ökologischen Landbau keine Energie- und Emissionswerte für das verwendete Saatgut vorliegen, werden in der Studie gleiche Werte für beide Futtermittelanbausysteme zugrunde gelegt. Für Gras sind in der FAL-Studie keine Daten zur Emission je Saatgutmenge angegeben, es liegen aber Daten zu den Emissionen durch Saatgut je Hektar Grünland vor (vgl. FAL 2000), die anteilig berücksichtigt wurden.

Tabelle 8.7: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts

Feldfrucht	Winterweizen	Mais	Erbsen	Klee gras
Emissionen	g CO₂-äq. / kg Saatgut			
CO ₂	130	151	188	900
CH ₄	0,0	0,0	2,3	0,0
N ₂ O	118	118	118	829
Summe CO₂-äq.	248	269	308	1729

Quelle: FAL (2000), auf Basis von KALTSCHMITT und REINHARDT (1997)

Für die Bereitstellung der Energieträger werden die Emissionsdaten aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4) übernommen. Für Strom werden die durchschnittlichen Werte des deutschen Stromnetzes angenommen. Bei den anderen Energieträgern wird soweit möglich die jeweils eingesetzte Maschine oder Anlage berücksichtigt. Dies wird bei den jeweiligen Prozessen dargestellt.

Futtermittelanbau

Die in der Studie verwendeten Daten der Betriebsmitteleinsatzmengen (siehe Tabelle 8.8) sind für den Anbau von Winterweizen, Mais, Erbsen und Klee gras sowie für Stroh, Grassilage und Weide gras den ausführlichen Darstellungen zu pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Rahmen der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen.

Bei Stroh wird angenommen, dass dieses als Restprodukt der Getreideproduktion anfällt und somit nur die notwendige Dieselmenge für die Ernte und den Transport des Strohs zum Stall der Nutzung anzurechnen ist. Die angesetzten durchschnittlichen Erträge sind für den konventionellen Landbau aus der FAL-Studie (FAL 2000) entnommen, für den ökologischen Landbau wurde als Quelle REDELBERGER (2002 und 2004) verwendet.

Futtermittelaufbereitung

Das eingesetzte Futtermittel wird zum Teil weiter aufbereitet (Trocknung, mechanische Aufbereitung) und zu den Höfen transportiert (insbesondere Sojaschrot). Die Daten für die Sojaaufbereitung wurden analog zu der Vorgehensweise in Kapitel 6.3 der Studie von KORBUN et al. (2004), deren Daten auf der Ökobilanzierung von REUSSER (1994) beruhen, entnommen. Der notwendige Energiebedarf für die Aufbereitung wurde aus der Studie der FAL (BAUMGARTNER 1991) übernommen, die als Energiebedarf für die Aufbereitung in der Mühle von 6,6 kWh pro t Futterkomponente und im Mischer von 2,4 kWh Strom pro t Futterkomponente. Es wird davon ausgegangen, dass in allen Höfen das Leistungsfutter gemahlen wird, jedoch nur die größeren Höfe - [Mukuh_plus] und die Betriebe mit Mastbullen - einen elektrischen Mischer einsetzen.

Tabelle 8.8: Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff beim Futtermittelanbau sowie die jeweilige Ertragsmenge

		Einsatzmengen								Ertrag
		Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger (N)	Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel	
		kg/ha								
Winterweizen	konv	175	24	48	95	160	350	5,6	84,5	7.400
Silomais	konv	15	74	120	60	160	350	4,3	91,4	45.000
Winterweizen	öko	175	0	0	0	50	350	0	69,6	4.500
Erbsen	öko	120	0	0	0	0	350	0	70,9	3.800
Kleegras	öko	35	0	0	0	50	350	0	55,3	20.600
Stroh	öko	0	0	0	0	0	0	0	5,0	4.000
Grassilage	öko		75	92	0	80	341	0	57	16.000
Weidegras	öko		75	92	0	80	341	0	3	30.000

Quelle: FAL (2000), REDELBERGER (2002 und 2004)

Tierhaltung

Die Tierhaltung lässt sich bei der Mutterkuhhaltung aufteilen in die Aufzucht der Färsen als Ersatz für die Mutterkühe, die Haltung der Mutterkühe zusammen mit den Kälbern sowie die Mast der Ochsen oder Bullen. Bei der Mast von Kälbern aus der Milchviehhaltung kann die Kälberaufzucht und die Mast der Bullen oder Ochsen unterschieden werden. Die Emissionen an Treibhausgasen, die bei der Mutterkuhhaltung aufgrund der Färsenaufzucht sowie durch die Mutterkühe und Absetzer entstehen, werden anteilig den Absetzern angerechnet. Bei der Bullenmast werden die Emissionen durch die Kälberaufzucht sowie anteilig der Milchviehhaltung berücksichtigt.

Die in der Studie verwendeten Daten zu Tierhaltung inklusive der Futtermenge und Futterzusammensetzung werden im Rahmen der Definition der Modellbetriebe genauer beschrieben. Zusätzlich wird der Energieverbrauch bei der Tierhaltung berücksichtigt, der für die Mutterkuhhaltung bei 8 kWh Strom je Tierplatz und Jahr und für die Mastrinder bei 10 kWh Strom / Tierplatz und Jahr liegt (KTBL 2006b). In der Mutterkuhhaltung wird außerdem anteilig der Strombedarf für die Färsen, der ebenfalls bei 10 kWh Strom je Tierplatz und Jahr liegt (KTBL 2006), miteinbezogen.

Treibhausgasemissionen entstehen, wie bereits in der Literaturlauswertung ausführlich dargestellt, ebenfalls durch die Verdauung der Tiere (Methan) sowie aus deren Exkrementen (Methan und Lachgas). Die verwendeten Werte zu den Emissionen aus der Verdauung der Tiere je Tierplatz und Jahr liegen bei 1304,1 kg CO₂-äq. für die Mutterkuh, 87,4 kg CO₂-äq. für die Kälber und 1237,4 kg CO₂-äq. für die Mastbullen und -ochsen (DÄMMGEN 2006a). Daraus wurden die spezifischen Emissionen berechnet.

Die Emissionen, die durch das Wirtschaftsdüngermanagement im Stall sowie während der Lagerung entstehen, sind analog zu der Darstellung bei den Schweinen berechnet. Die jährliche Ausscheidung von Kohlenstoff als volatile solids (VS) betragen je Tierplatz für die Mutterkühe 819 kg C, bei den Kälbern liegen sie bei 185,8 kg C, bei den Färsen bei 443 kg C und bei den Bullen und Ochsen bei 688 kg C. Die ausgeschiedenen jährlichen Stickstoffmengen je Tierplatz betragen 103,4 kg N für Mutterkühe, 14 kg für Kälber, 40 kg N für Färsen und 44 kg N für Ochsen bzw. Bullen (DÄMMGEN 2006a; DÄMMGEN 2006b). Zusätzlich werden die Einträge von N und C durch das Stroh berücksichtigt. Das Methanbildungspotenzial für Rinder und Stroh beträgt jeweils 0,24 m³/kg (DÄMMGEN 2006a). Anhand dieser Daten wurden die Emissionen an Lachgas und Methan, die aufgrund des Wirtschaftsdüngers entstehen, berechnet.

Tabelle 8.9: Direkte Emissionen aus der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement der Mutterkuhhaltung bezogen auf das Lebendgewicht des Absetzers

	Mukuh	Mukuh_plus
	kg CO ₂ -äq. / kg LG Absetzer	
Mutterkuh (inkl. Stroh)		
Emissionen Methan	5,37	5,08
Emissionen Lachgas	3,79	3,58
Absetzer (ohne Stroh)		
Emissionen Methan	0,25	0,25
Emissionen Lachgas	0,32	0,31
Färsen anteilig		
Emissionen Methan	1,35	1,11
Emissionen Lachgas	0,66	0,55
Summe		
Emissionen Methan	6,97	6,43
Emissionen Lachgas	4,77	4,43

In Tabelle 8.10 sind zunächst die direkten Emissionen aus der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement, die im Rahmen der Mutterkuhhaltung entstehen, dargestellt. Diese umfassen anteilig auch die Aufzucht der Färsen sowie die Emissionen durch das Kalb. Die Methangasemissionen resultieren vor allem aus der enterischen Emission, insbesondere der Mutterkuhhaltung. Die hohen Lachgasemissionen entstehen aufgrund des Festmistverfahrens. Die Emissionen sind für die ökologische und konventionelle Landwirtschaft identisch.

Tabelle 8.10: Direkte Emissionen der Bullen- bzw. Ochsenmast aus der Milchviehhaltung aufgrund der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement

	Bulle	Bulle_plus	Ochse	Ochse_plus
	konventionell		ökologisch	
	kg CO ₂ -äq / kg Schlachtgewicht Bulle bzw. Ochse			
Emissionen Lachgas	0,06	0,06	2,27	1,92
Emissionen Methan	4,39	4,06	5,78	4,67
Summe CO₂-äq.-Emissionen	4,45	4,12	8,05	6,59

Die Methanemissionen aus der Bullen- und Ochsenmast resultieren ebenfalls vorwiegend aus der enterischen Fermentation (siehe Tabelle 8.10 und 8.11). Die Lachgasemissionen resultieren aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und sind bei der ökologischen Ochsenmast deutlich höher, da hier ein Festmistssystem verwendet wird.

Tabelle 8.11: Direkte Emissionen der Bullen- bzw. Ochsenmast aus der Mutterkuhhaltung aufgrund der enterischen Fermentation und dem Wirtschaftsdüngermanagement

	Bulle	Bulle_plus	Ochse	Ochse_plus
	konventionell		ökologisch	
	kg CO ₂ -äq / kg Schlachtgewicht Bulle bzw. Ochse			
Emissionen Lachgas	0,05	0,04	1,66	1,29
Emissionen Methan	3,28	2,99	4,22	3,19
Summe CO₂-äq.-Emissionen	3,33	3,03	5,88	4,48

Die Nutzung von Gülle und Mist in einer Biogasanlage wird gesondert in Anhang III dargestellt. Die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers wird, wie oben dargestellt, dem Bereich des Pflanzenanbaus zugerechnet.

8.4 Abschätzung der Klimawirkung

Als funktionelle Einheit für den Vergleich der Treibhausgasemissionen wird die Produktion von 1 kg Rindfleisch (Schlachtgewicht, ab Hof) definiert. Die Ergebnisse der Klimabilanzierung sind in der folgenden Tabelle für die unterschiedlichen Modellbetriebe dargestellt. Anteilig berücksichtigt wurden für die Mast von Tieren aus Milchviehbetrieben die Klimawirkungen der Milchproduktion für die Kälber und die Altkühe. Die Treibhausgasemissionen der Altkühe aus der Mutterkuhhaltung wurden anhand ihres Anteils an den Einnahmen aus dem Verfahren der Ochsen- bzw. Bullenmast von Absetzern aus Mutterkuhhaltung berechnet.

Tabelle 8.12: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast⁵⁶

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ -Äquivalent
	kg CO ₂ -äq. /kg Schlachtgewicht Rinder			
Bullen- bzw. Ochsenmast von Kälbern aus Milchviehhaltung				
konventionell	1,49	5,15	1,76	8,40
konv_plus	1,40	4,80	1,66	7,86
öko	1,30	8,01	4,19	13,50
öko_plus	0,96	6,80	3,24	11,00
Bullen- bzw. Ochsenmast von Absetzern aus Mutterkuhhaltung				
konventionell	2,29	7,08	7,39	16,76
konv_plus	2,20	6,64	7,08	15,92
öko	1,21	8,44	6,63	16,28
öko_plus	1,08	7,28	5,73	14,09

Die Ergebnisse in Tabelle 8.12 zeigen, dass die spezifischen Emissionen an Treibhausgasen für die Modellbetriebe bei rund 7,9 bis 16,8 kg CO₂-Äquivalent je kg Rindfleisch aus Rindermast liegen. Wichtigstes Treibhausgas bei der Rindermast ist dabei Methan. Dieses entsteht vorwiegend durch die enterische Fermentation der Rinder. Neben den Methanemissionen tragen insbesondere die Lachgasemissionen zu dem Treibhauspotenzial des Rindfleischs bei. In den Ökobetrieben sowie in den Betrieben mit Mutterkuhhaltung entfallen die Lachgasemissionen vor allem auf die direkten Emissionen aus der Tierhaltung, die durch das Festmistsystem verursacht werden. Diese Emissionen tragen unter anderem erheblich dazu bei, dass bei der Mast von Kälbern aus Milchviehbetrieben die ökologische Ochsenmast deutlich mehr Treibhausgase emittiert als die konventionelle Bullenmast. Daneben sind auch bei den ökologischen Betrieben die direkten Lachgas-Emissionen aus dem Grünland (Weide, Grassilage) relevant. In den konventionellen Mastbetrieben tragen vor allem die direkten Emissionen aus dem Futtermittelanbau sowie die Produktion des mineralischen Stickstoffdüngers zu den Lachgasemissionen bei. Die direkten Emissionen aus der Tierhaltung sind hingegen gering, was an den flüssigen Wirtschaftsdüngersystemen liegt. Die anteilig eher geringen Kohlendioxidemissionen entstehen insbesondere aufgrund der Verwendung von fossilen Energieträgern (insbesondere Diesel in Traktoren) sowie bei der Herstellung der mineralischen Düngemittel.

⁵⁶ In sehr geringem Umfang werden außerdem Perfluoraethan und Perfluormethan emittiert. Diese machen jedoch zusammen weniger als 0,1 % des Treibhauspotenzials aus und werden deshalb vernachlässigt.

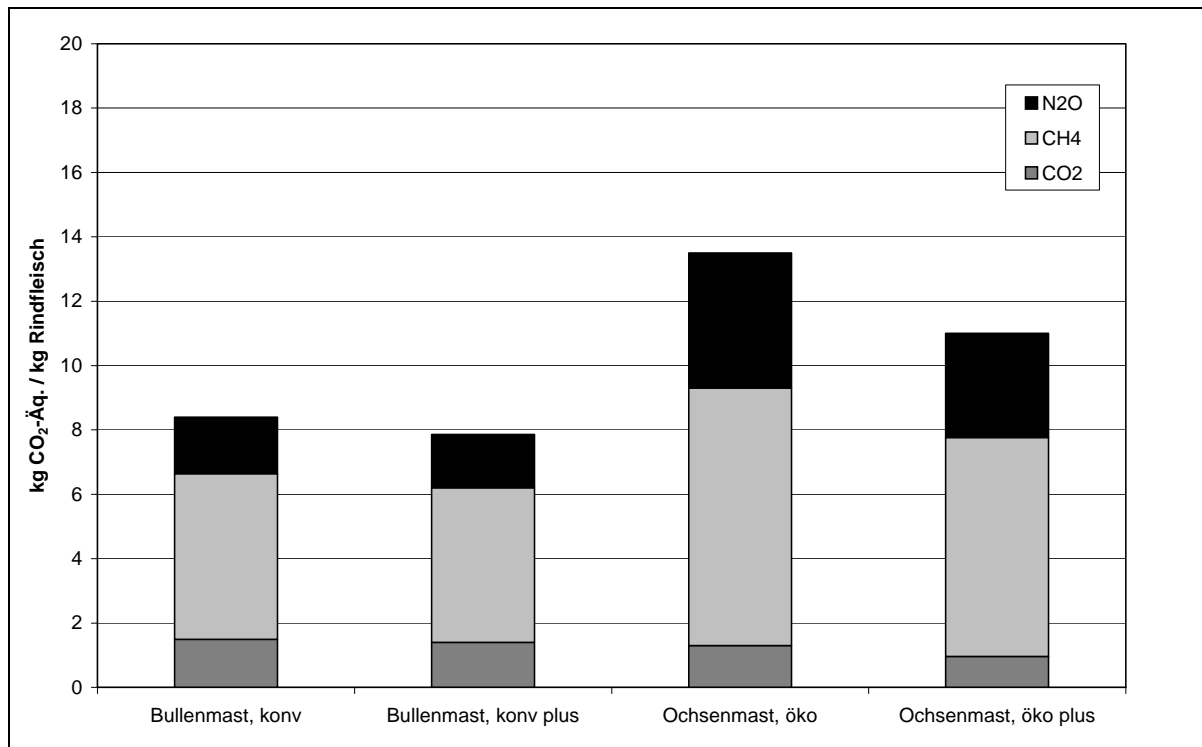


Abbildung 8.2: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung

Bei der Mast von Tieren aus den Milchviehbetrieben macht die Allokation der Milchproduktion einen Anteil von 12-13 Prozent bei den konventionellen Betrieben und um die 7 Prozent bei den ökologischen Betrieben an den Treibhausgasemissionen aus. Die höheren Emissionen der ökologischen Ochsenmast (siehe Abbildung 8.2) resultieren zum einen aus den hohen Lachgasemissionen aufgrund der Festmistsysteme, zum anderen aus der langen Mastdauer aufgrund des im Vergleich zum konventionellen Verfahren geringen Zuwachses.

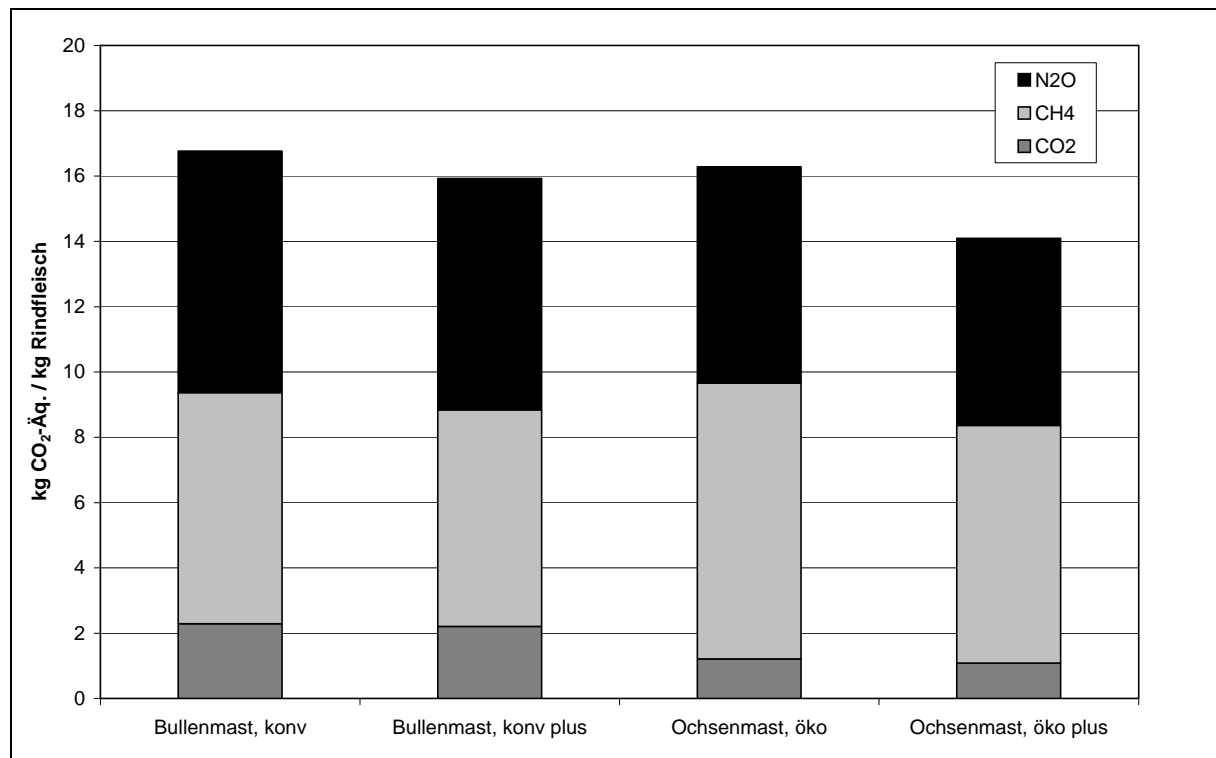


Abbildung 8.3: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Absetzern aus der Mutterkuhhaltung

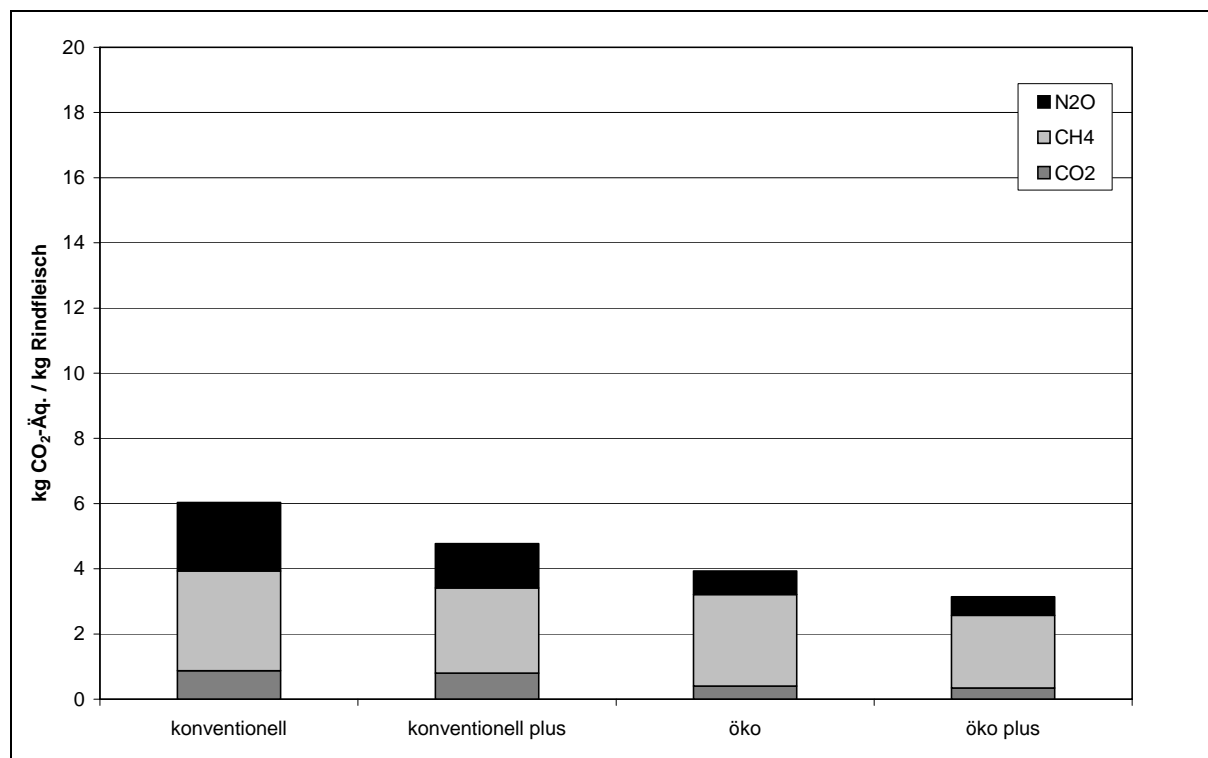
Bei der Mast von Tieren aus Mutterkuhhaltung schneiden sowohl die konventionellen als auch die ökologischen Betriebe schlecht ab (siehe Abbildung 8.3). Der zentrale Grund hierfür ist die geringe Intensität der Mutterkuhhaltung. Außerdem müssen große Teile der Emissionen der Mutterkühe und der Färsen, die zu deren Remontierung aufgezogen werden, dem Rindfleisch angerechnet werden. Im Gegensatz dazu werden diese Klimawirkungen bei der Mast von Kälbern aus der Milchviehhaltung weitgehend der Milchproduktion angerechnet. Beim Vergleich zwischen den Verfahren zeigen sich etwas geringere Emissionen bei den ökologischen Betrieben, insbesondere bei dem ‚öko_plus‘-Verfahren. Dies liegt an dem hohen Einsatz von (mineralischem) Düngemittel im konventionellen Landbau und den damit verbundenen direkten und indirekten Emissionen an Treibhausgasen.

Die Emissionen, die aus einer monetären Allokation der Emissionen der Rindermast aus Mutterkuhhaltung bzw. der Milchproduktion auf die jeweiligen Altkühe resultieren, liegen deutlich unter den Werten der jeweiligen Rindermastverfahren (siehe Tabelle 8.13).

Tabelle 8.13: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch von Altkühen der Milchvieh- oder Mutterkuhhaltung⁵⁷

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ -Äquivalent
	kg CO ₂ -äq. /kg Schlachtgewicht Rinder			
Kuhfleisch von Altkühen aus der Milchviehhaltung				
konventionell	0,88	3,06	2,10	6,04
konv_plus	0,80	2,61	1,36	4,77
öko	0,40	2,81	0,72	3,93
öko_plus	0,34	2,23	0,57	3,14
Kuhfleisch von Altkühen aus der Mutterkuhhaltung				
konventionell	1,99	6,14	6,41	14,54
konv_plus	1,92	5,77	6,16	13,85
öko	0,91	6,35	4,99	12,25
öko_plus	1,02	5,48	4,62	11,12

Der Grund dafür liegt in der Methodik der monetären Allokation, die dazu führt, dass auf das finanziell weniger bedeutsame Kuhfleisch, das jeweils ein Koppelprodukt der Rindermast bzw. der Milchproduktion darstellt, entsprechend wenig Klimawirkungen entfällt.

**Abbildung 8.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Milchviehhaltung**

Bei der Milchviehhaltung entfällt aufgrund der im Vergleich zu den Einnahmen aus dem Fleischverkauf hohen Einnahmen durch den Milchverkauf bei der monetären Allokation nur ein – im Vergleich zur Mutterkuhhaltung – relativ kleiner Anteil der Klimawirkungen auf das

⁵⁷ In sehr geringem Umfang werden außerdem Perfluoraethan und Perfluormethan emittiert. Diese machen jedoch zusammen weniger als 0,1 % des Treibhauspotenzials aus und werden deshalb vernachlässigt.

Kuhfleisch. Dies gilt insbesondere für die Ökomilchbetriebe, da für die Ökomilch und die Kälber deutlich höhere Erzeugerpreise erreicht werden als in den konventionellen Betrieben, wohingegen sich die Erzeugerpreise bei Kuhfleisch selbst wenig unterscheiden (vgl. Anhang II). Hinzu kommt, dass die ökologischen Milchviehbetriebe auch hinsichtlich des Hauptprodukts, der Milch, weniger Treibhausgase emittieren.

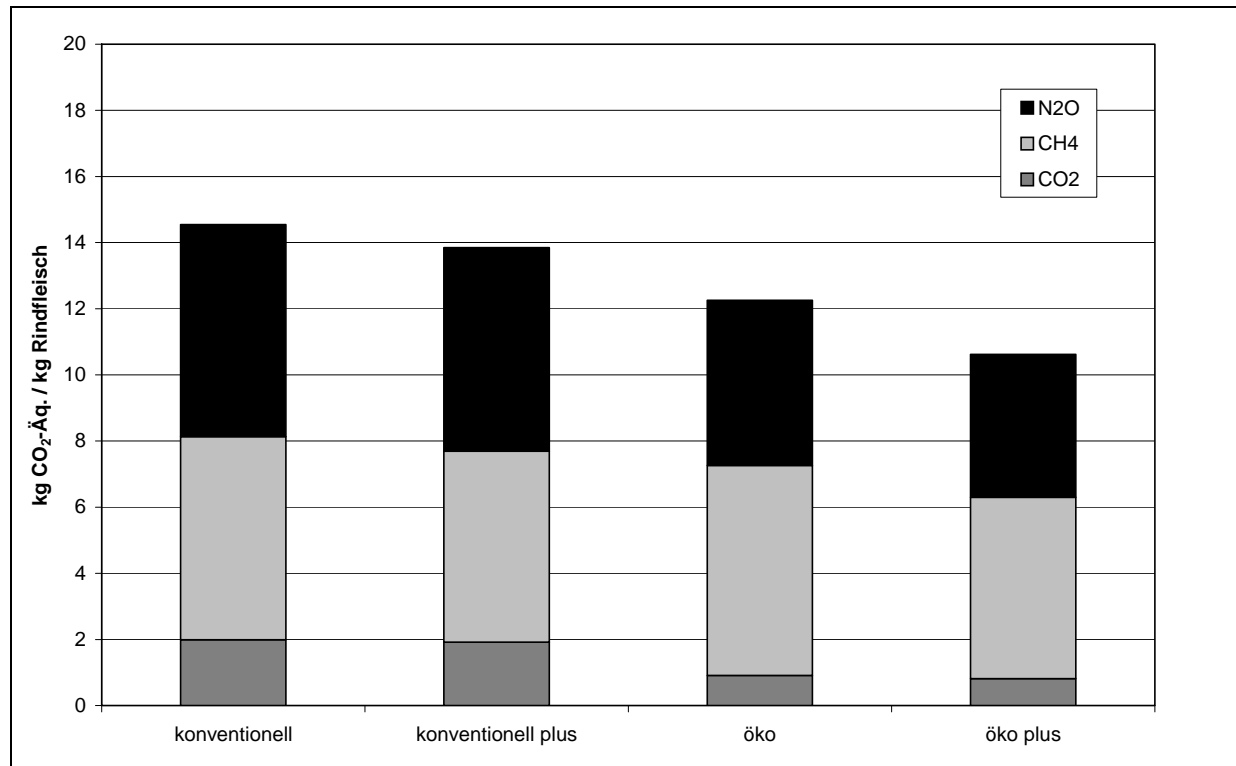
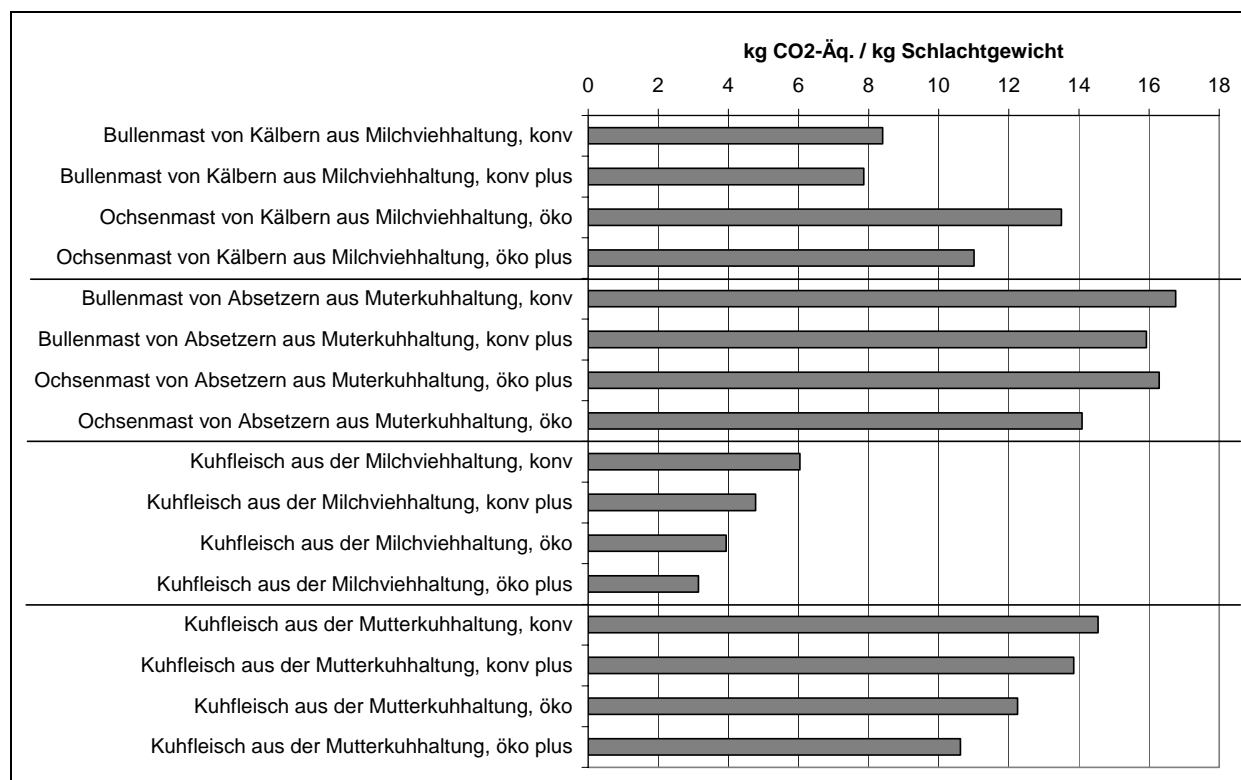


Abbildung 8.5: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Mutterkuhhaltung

Insgesamt liegen die spezifischen Emissionen an Treibhausgasen bei den Betrieben mit extensiver Rinderaufzucht deutlich höher als bei der Mast von Kälbern und insbesondere als bei den Altkühen aus Milchviehbetrieben (siehe Abbildung 8.5). Die Mutterkuhhaltung verursacht unter anderem eine hohe negative Klimawirkung aufgrund der enterischen Fermentation der Färsen und Mutterkühe und den hohen Lachgasemissionen des Festmistsystems.



Treibhausgasemissionen inkl. der Vorprodukte für Rindfleisch aus acht Modellbetrieben der Rindermast (jeweils ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv), ein technologisch führender, konventioneller Betrieb (konv_plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko_plus))

Abbildung 8.6: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch (Schlachtgewicht, ab Hof)

Im Vergleich zu anderen Studien (siehe Kapitel 3.1.2), deren Werte zwischen rund 15 und 35 kg CO₂-äq. je kg Rindfleisch (Schlachtgewicht) liegen, liegen die Treibhausgasemissionen in der vorliegenden Studie für die meisten Verfahren z.T. relativ niedrig. Allerdings wird in diesen anderen Studien die Rindermast von Tieren aus Mutterkuhverfahren betrachtet, die auch in der vorliegenden Studie Werte von mindestens 15 kg CO₂-Äq./kg Rindfleisch erreicht. Ebenfalls deutlich geringere Werte errechnete das Projekt *Ernährungswende*, das daneben auch Verfahren der Mast von Kälbern aus Milchviehhaltung berücksichtigt und Emissionen zwischen 4,94 und 6,57 kg CO₂-Äquivalente je kg Lebendgewicht (entspricht bei einer mittleren Ausschlagungsrate von 56 Prozent 8,82 bis 11,73 kg CO₂-Äquivalente je kg Schlachtgewicht) angibt (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.). Auch hier schneidet das ökologische Mastverfahren von Ochsen aus Milchviehhaltung am besten ab, am schlechtesten dagegen die Mast von Tieren aus Mutterkuhhaltung.

Bei der Rindfleischproduktion zeigt sich, dass die extensiven Verfahren der Mutterkuhhaltung, aber auch der extensiven Ochsenmast, im Vergleich zur intensiven Mast von Tieren aus der Milchviehhaltung hohe Klimaeffekte aufweisen. Besonders vorteilhaft stellt sich die Ver-

wendung des Fleisches der Altkühe aus den Milchviehbetrieben dar, da diese gleichzeitig Milch produzieren. Weitere wichtige Stellschrauben sind auch bei der Produktion von Rindfleisch der hohe Einsatz von Düngemitteln im konventionellen Landbau sowie Festmistssysteme (insbesondere Tretmistställe), die hohe Treibhausgasemissionen verursachen.

9 Bodenemissionen aufgrund der Entwässerung und Nutzung von Moorflächen sowie Humusabbau auf Ackerflächen

Agrarproduktion auf Moorböden verursacht knapp 30 Prozent der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft. Die negativen Klimaeffekte, die sich pro Hektar genutzter Moorfläche aus dem Abbau von im Boden gespeichertem Kohlenstoff ergeben, betragen jeweils ein Vielfaches der negativen Klimawirkungen, die sich bei gleicher Bewirtschaftung auf „normalen“ (mineralischen) Böden ergeben würden. Pro Hektar genutzter Moorfläche werden laut Nationalem Inventarbericht bei Grünlandnutzung jährlich gut 18 Tonnen CO₂-Äquivalente, bei Ackernutzung sogar 40 Tonnen CO₂-Äquivalente freigesetzt – und dies allein aus dem Abbau organischer Substanz, die sich über viele Jahre im Boden angesammelt hatte (UMWELTBUNDESAMT 2005, 2006).

Sowohl aus Klimaschutz Gesichtspunkten, als auch aus der Perspektive des Naturschutzes fordert der Sachverständigenrat für Umweltfragen daher einen strikten Schutz bestehender Feuchtgebiete, die Wiedervernässung entwässerter Moorflächen und generell eine Stärkung der heutigen Kohlenstoffspeicher und –senken (SRU 2008, S. 194, 200). Zu den Kohlenstoffspeichern ist auch der auf landwirtschaftlich genutzten Flächen vorhandene Humusboden zu zählen, da in der Humusschicht Kohlenstoff festgelegt ist. In der Phase des Humusaufbaus, der Jahrzehnte bis Jahrhunderte andauern kann, können entsprechend bewirtschaftete Landwirtschaftsflächen daher als Kohlenstoffsinken dienen und damit dem Treibhauseffekt entgegenwirken.

Moornutzung

Laut Nationalem Inventarbericht finden etwa 4 Prozent der Ackernutzung auf entwässerten Moorböden statt, was auf diesen Flächen (ca. 500.000 ha) zu Treibhausgasemissionen von etwa 40 Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Hektar führt. Etwa 900.000 ha Moorflächen werden als Grünland genutzt (ca. 18 Prozent des gesamten in Deutschland genutzten Grünlandes). Dabei entstehen pro Hektar Treibhausgasemissionen von etwa 18 Tonnen CO₂-Äquivalenten.⁵⁸ Zusammen werden also in Deutschland auf etwa 8 Prozent aller landwirtschaftlichen Flächen entwässerte Moorböden genutzt, was jährliche Treibhausgasemissionen in einer Größenordnung von 36,9 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten verursacht. Die Berücksichtigung von Moorflächen im Nationalen Inventarbericht wird für den Bericht im Jahr 2009 zurzeit auf Grundlage einer weiter verfeinerten Datenbasis überarbeitet. Es zeichnen sich dabei gegenüber den Zahlen von 2005 jedoch keine signifikanten Änderungen der Größenordnungen ab (GENSIOR 2008).

⁵⁸ Berechnungen auf Grundlage der Angaben aus (Umweltbundesamt 2005, Kapitel 7.2 ff.).

Auf Grundlage einer Literaturübersicht konstatiert HÖPER (2007), dass nur 5 Prozent der Moorflächen in Deutschland sich in einem naturnahen Zustand befinden. 68 Prozent der Moorflächen werden landwirtschaftlich genutzt, 13 Prozent forstwirtschaftlich. Abbildung 9.1 zeigt die Anteile verschiedener Nutzungen bezogen auf die gesamte Moorfläche (Nieder- und Hochmoore) in Deutschland nach HÖPER (2007).

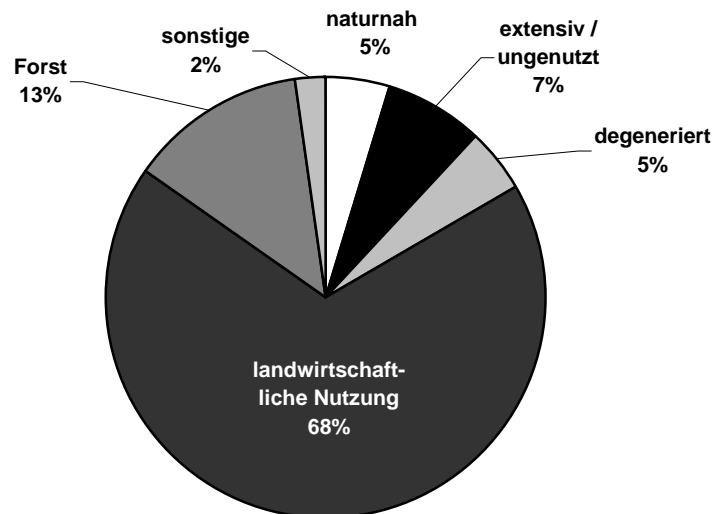


Abbildung 9.1: Nutzung von Nieder- und Hochmoorflächen in Deutschland [in %]

Quelle: HÖPER (2007), Grafik: IÖW

Die Tabellen 9.1 und 9.2 geben die von HÖPER (2007) erarbeitete detaillierte Übersicht zu den verschiedenen Nutzungen der vorhandenen Nieder- und Hochmoorflächen in den einzelnen Bundesländern wieder. Hierbei ergeben sich hinsichtlich der Gesamtsumme der Moorflächen Abweichungen zu den Angaben aus dem nationalen Inventarbericht, die in erster Linie damit zu erklären sind, dass HÖPER (2007) die Angaben aus zahlreichen regionalen Einzelstudien zusammengetragen hat (vgl. Literaturangaben unter Tab. 9.1 und 9.2), während der Nationale Inventarbericht auf einer bundesweit flächendeckenden Datengrundlage arbeitet (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2005, Kapitel 14.5.2.1.3,).

Die Tabellen von HÖPER (2007) zeigen, dass die norddeutschen Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg die größten Moorflächenanteile aufweisen. Unter den übrigen Bundesländern hat nur Bayern Moorflächen in einem Umfang von mehr als 100.000 Hektar (vgl. Tab. 9.1 und 9.2).

Tabelle 9.1: Niedermoorfläche [in ha] in den Bundesländern und Aufteilung nach Nutzung

Bundesland	naturnah	extensiv/ ungenutzt	Landwirt- schaft	davon: Grünland	davon: Acker	Forst	Sonstige	Gesamt- fläche
Schl.-Holst./Hambg. ^{1,2}	3.700		121.200	94.500	26.700			124.900
Nieders./Bremen ³	8.000	19.000	136.100	106.100	30.000	22.000		185.100
Mecklenb.-Vorp. ^{4,5}	8.000	35.400	183.800	151.600	32.200	59.400	3.300	289.900
Sachsen-Anhalt ^{1,6,7}		8.400	35.700	29.400	6.300	14.100		58.200
Brandenb./Berlin ^{1,6,7,8}	6.100	20.800	157.900	130.300	27.600	35.000		219.800
Nordrhein-Westfalen ^{1,9}	1.600	3.700	26.400	20.600	5.800	4.300		36.000
Hessen ^{1,9}	100	300	1.900	1.500	400	300		2.600
Thüringen ^{1,10}	0	100	500	400	100	200	0	800
Sachsen ^{1,10}	200	900	4.500	3.700	800	1.400	100	7.100
Rheinland-Pfalz ^{1,9}	0	100	800	600	200	100		1.000
Saarland ^{1,9}	0	100	600	500	100	100		800
Baden-Württemberg ^{1,9}	1.600	3.800	27.200	21.200	6.000	4.400		37.000
Bayern ^{11,12}	10.100	5.800	52.600	41.000	11.600	11.500		80.000
Deutschland	39.400	98.400	749.200	601.400	147.800	152.800	3.400	1.043.200

Quelle: HÖPER (2007), Einzelquellen wie dort zitiert:

¹ GROSSE-BRAUCKMANN (1997)

² Aufteilung zwischen „Grünland“ und „Acker“ analog zu Niedersachsen/Bremen

³ BLANKENBURG et al. (2000)

⁴ SUCCOW UND JOOSTEN (2001)

⁵ Landnutzung nach LENSCHOW (2001)

⁶ Aufteilung zwischen „Grünland“ und „Acker“ analog zu Mecklenburg-Vorpommern

⁷ Aufteilung zwischen „extensiv“ und „Forst“ nach LENSCHOW (2001)

⁸ Anteil „naturnah“ analog zu Mecklenburg-Vorpommern, Flächensumme von „extensiv“ und „Forst“ von 600 auf 558 km² verringert

⁹ Nutzung analog zu Niedersachsen/Bremen

¹⁰ Nutzung analog zu Mecklenburg-Vorpommern

¹¹ Niedermoorfläche nach SCHUCH et al. (1986)

¹² Landnutzung für 239,17km² (alpennaher südbayrischer Raum) nach SCHUCH et al. (1986), Rest (560,83km²) analog zu Niedersachsen/Bremen

Tabelle 9.2: Hochmoorfläche [in ha] in den Bundesländern und Aufteilung nach Nutzung

Bundesland	naturnah/ Schwing- asen	Degene- riert	Landwirt- schaft	davon: Grünland	davon: Ackerland	Forst	Ab- torfung	Gesamt- fläche
Schl.-Holst./Hambg. ¹	1.200	2.800	19.900	19.500	400	1.000	0	25.000
Nieders./Bremen ²	12.200	41.700	142.900	136.700	6.200	12.000	26.000	234.800
Meckl.-Vorp. ^{1,3}	50	400	2.600	2.600			0	3.000
Sachsen-Anhalt								
Brandenburg/Berlin ^{1,4}	50	300	2.100	2.100				2.500
Nordrhein-Westf. ^{1,5}	200	800	2.700	2.600	100	200	0	4.000
Hessen ¹	50							50
Thüringen								
Sachsen ^{1,4}		100	900	900				1.000
Rheinland-Pfalz ^{1,5}	100	200	700	700	0	100	0	1.000
Saarland								
Baden-Württemberg ^{1,5}	300	1.000	3.400	3.300	100	300	0	5.000
Bayern ^{1,6}	11.800	15.200	4.900	4.900		12.300	900	45.000
Deutschland	25.950	62.500	180.100	173.300	6.800	25.900	26.900	321.350

Quelle: HÖPER (2007), Einzelquellen wie dort zitiert:

¹ GROSSE-BRAUCKMANN (1997)

² NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1997) zitiert nach RHEIN (1997), Aufteilung zwischen „Forst“ und „Acker“ nach HÖPER & BLANKENBURG (2000)

³ LENSCHOW (2001)

⁴ analog zu Mecklenburg-Vorpommern

⁵ analog zu Niedersachsen/Bremen, ohne „Abtorfung“. SCHUCH et al. (1986), Mittelwerte der angegebenen Schwankungsbereiche, „naturnah“ nach GROSSE-BRAUCKMANN (1997)

⁶ Werte für die einzelnen Nutzungen mit 0,98 gewichtet, um Gesamtsumme (450km²) zu erreichen

Interessant ist die Frage, welche Anteile die Moorböden an den landwirtschaftlich genutzten Flächen ausmachen – insbesondere in den Bundesländern mit größeren Moorflächenanteilen. In Abbildung 9.2 sind daher für die verschiedenen Bundesländer die Anteile der Moorböden an den jeweiligen gesamten Grünlandflächen aufbereitet. Es zeigt sich, dass gerade in den nördlichen Bundesländern Moorflächen einen erheblichen Teil des genutzten Grünlandes ausmachen (vgl. Abb. 9.2).

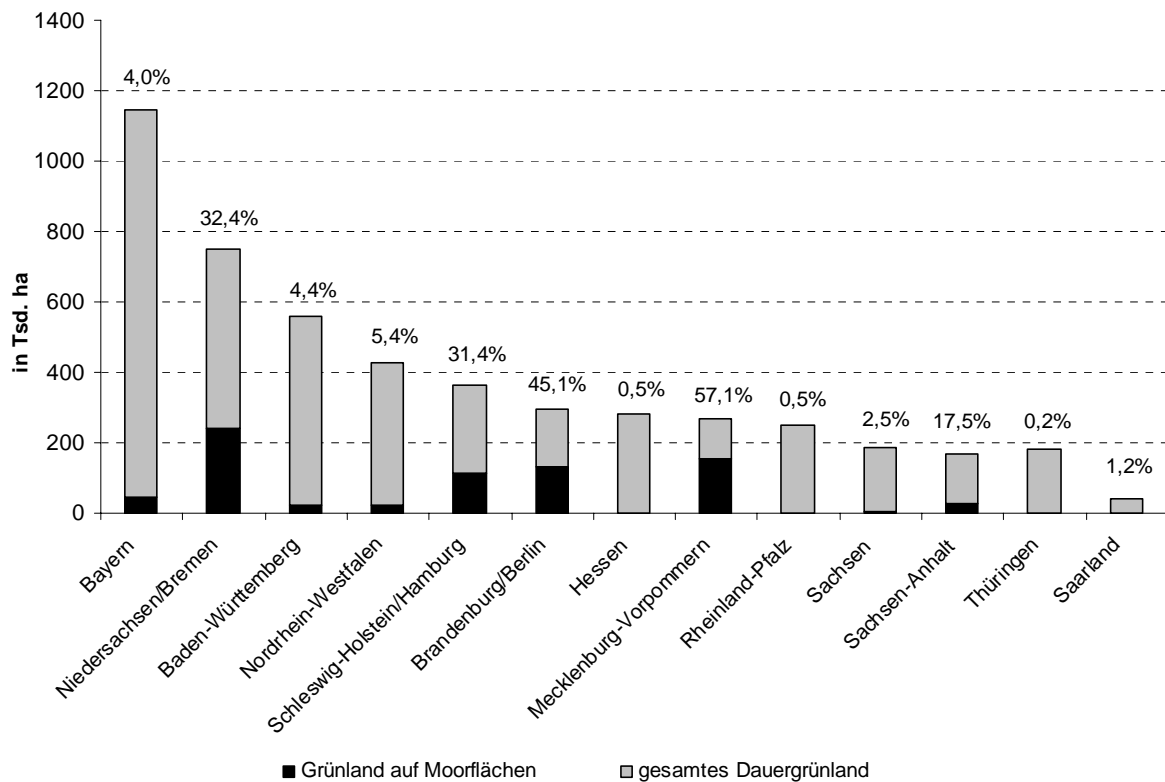


Abbildung 9.2: Anteile des Grünlands auf Moorböden (dunkle Balkenanteile und Prozentzahlen) am jeweiligen gesamten Dauergrünland in verschiedenen Bundesländern [in Tsd. ha, vgl. Gesamthöhe der hellen Balken]

Quelle: HÖPER (2007), Grafik: IÖW

In Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und in Brandenburg liegen die Anteile der Moorflächen an den jeweiligen gesamten als Grünland genutzten Flächen zwischen 31 und 57 Prozent.

In deutlich geringerem Ausmaß wird auf Moorflächen Ackerbau betrieben. Absolut bewegen sich die Zahlen nach Angaben aus HÖPER (2007) in den norddeutschen Bundesländern zwischen 27.100 ha (Schleswig-Holstein) und 36.200 ha (Niedersachsen). In Prozent der jeweiligen Ackerflächen macht das in diesen Bundesländern zwischen 2 und 4 Prozent aus. Gegenüber den Angaben aus dem Nationalen Inventarbericht (UMWELTBUNDESAMT 2005) werden gerade die Ackerflächen bei HÖPER (2007) jedoch insgesamt deutlich unterschätzt. Der Nationale Inventarbericht geht, wie weiter oben dargestellt, von insgesamt etwa 500.000 ha Ackernutzung von Moorflächen aus, was 4 Prozent der gesamten Ackerfläche in Deutschland ausmacht. Bei den weiteren in dieser Studie vorgenommenen Berechnungen werden die Zahlen des Nationalen Inventarberichts zugrundegelegt.

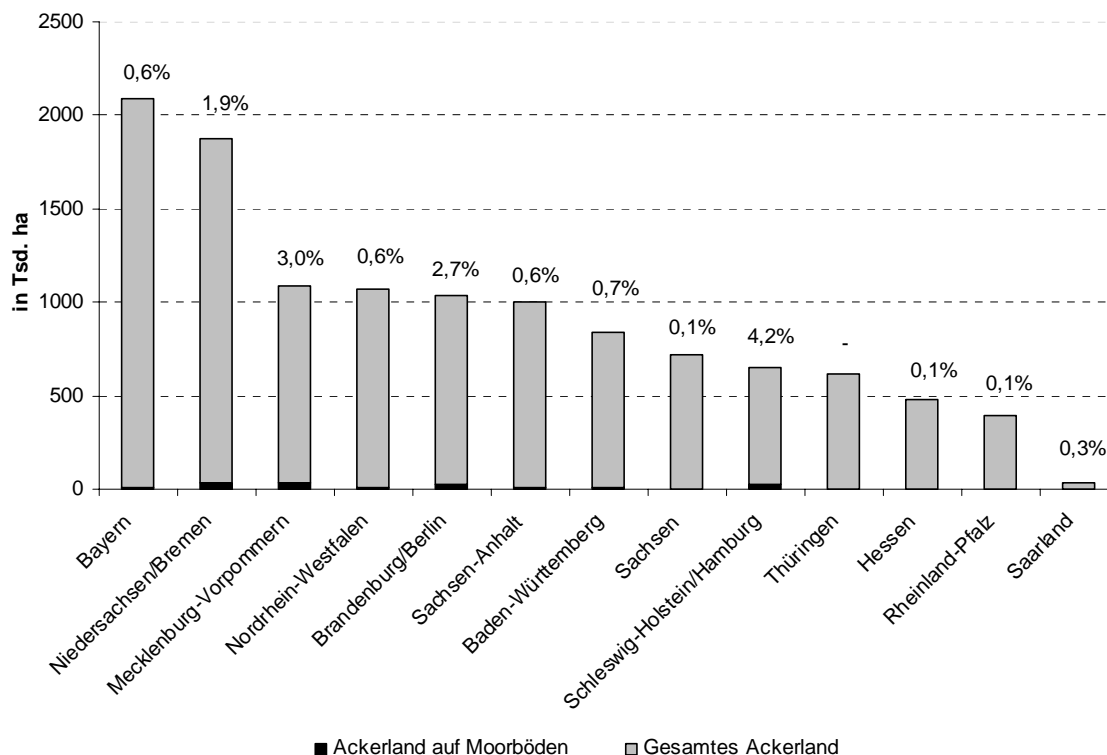


Abbildung 9.3: Anteile des Ackerlands auf Moorböden (dunkle Balkenanteile und Prozentzahlen) am jeweiligen gesamten Ackerland in verschiedenen Bundesländern [in Tsd. ha, vgl. Gesamthöhe der hellen Balken]

Quelle: HÖPER (2007), Grafik: IÖW

In der Klimadiskussion sind Moore von doppelter Bedeutung. Während wachsende (torfakkumulierende) Moore Kohlenstoff binden und somit klimaschonend als Senke wirken können, werden aus den entwässerten Mooren durch Mineralisierung des Torfes CO₂ und N₂O freigesetzt.

Die Abhängigkeit zwischen THG-Emissionen und dem Grundwasserstand wird im Artikel von AUGUSTIN, J. (2001) am Beispiel von nordostdeutschen Niedermooren dargestellt. Die klimatische Wirksamkeit differenzierter Niedermoornutzung zeigt die Tabelle 9.3.

Tabelle 9.3: Klimatische Wirksamkeit differenzierter Niedermoornutzung [in kg CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr]*

Treibhausgas	entwässerte Niedermoore	vernässte/überstaute Niedermoore
CO ₂	2 900 bis 6 700	-140 bis -2 250
CH ₄	-12 bis 29	24 bis 4 585
N ₂ O	40 bis 3 605	0 bis 107
Summarische Klimawirkung	2 928 bis 10 334	-2 226 bis 4 552

Quelle: nach AUGUSTIN, J. (2001), Umrechnung und Darstellung: IÖW

* negative Zahlenwerte bedeuten Beitrag zur Verminderung des Treibhauseffektes

Wie die Tabelle 9.3 zeigt, wirken entwässerte Standorte als starke N₂O- und CO₂-Quelle, während naturnahe und vernässte Standorte einen Beitrag zur CO₂-Minderung leisten, in der Anfangsphase der Wiedervernässung aber auch starke Methanquellen darstellen können.

Der Nationale Inventarbericht (UMWELTBUNDESAMT 2006, S. 343) nimmt für die Emissionen aus ackerbaulich genutzten Moorböden 40,3 Tonnen CO₂ pro Hektar an. Für die Nutzung entwässerter Moorböden als Grünland liegen die Emissionen deutlich geringer, bei 18,3 Tonnen CO₂ pro Hektar.⁵⁹ Grundlage der Angaben des Nationalen Inventarberichts war eine Literaturübersicht, aus der sich für Ackernutzungen auf Moorböden Werte zwischen 39 und 60 Tonnen CO₂ pro Hektar und für Grünlandnutzungen zwischen 9 und 60 Tonnen CO₂ pro Hektar ergeben hatten.⁶⁰ Die im Weiteren verwendeten Werte können also als eine eher konservative Schätzung angesehen werden.

Humusbilanz landwirtschaftlich genutzter Böden

Ein weiterer bedeutender Faktor hinsichtlich der Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden ist die Humusbildung. Beim Humusaufbau wird Kohlenstoff im Boden gespeichert, beim Humusabbau wieder freigesetzt.

Ökologischer Landbau erhöht den Humusgehalt der Böden, was die Rückbindung von CO₂ in die Biomasse des Bodens fördert – zu diesem Schluss kommt das schweizerische DOK-Experiment, das in einem Systemvergleich bio-dynamische, bio-organische und konventionelle Anbauweisen gegenüberstellt (FiBL 2007). Im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungsmethoden wird im ökologischen Landbau 12 bis 15 Prozent mehr Kohlenstoff im Boden angereichert. Pro Hektar und Jahr wird in den untersuchten Biobetrieben auf diese Weise eine Kohlenstoffmenge von 575 bis 700 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar zusätzlich in den Böden gespeichert (FiBL 2007).

Die jüngste vom Schweizer Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) erstellte Studie, die auch Klimaeffekte des ökologischen Landbaus berührt (FLIEßBACH ET AL. 2007), legt ihr Augenmerk in erster Linie auf den Pflanzenbau und konzentriert sich dabei vor allem auf die im Boden ablaufenden Prozesse. Sie gründet sich auf langjährige Ackerbauversuche im Rahmen des DOK-Systemvergleichs. Es werden in der Studie ökologische und konventionelle Bewirtschaftungsweisen im Pflanzenbau gegenübergestellt, jedoch keine umfassenden Klimabilanzen der Produktionsverfahren erstellt. Für die hier vorzunehmende Klimabilanzierung sind insbesondere die FiBL-Daten zur Humusbilanz interessant, die auf Grundlage langjähriger Anbauexperimente abgeleitet wurden.

⁵⁹ Die in UMWELTBUNDESAMT (2006, S. 343) genannten Werte von 11 Tonnen Kohlenstoff (C) pro Hektar für Ackernutzung von Moorböden und 5 t C / ha für Grünlandnutzung von Moorböden wurden für die hier im Text genannten Zahlen anhand der betreffenden Atomgewichte mit dem Faktor 3,66 in Werte für Kohlendioxid umgerechnet (CO₂)

⁶⁰ Hier ebenfalls umgerechnet von Werten für C auf CO₂ mit dem Faktor 3,66.

Bodenemissionen aus der Nutzung von Moorflächen und Klimabilanzierung

Bezieht man die Treibhausgasemissionen, die aus der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung von Moorflächen auf die darauf produzierten Agrargüter, ergeben sich starke Erhöhungen der CO₂-Äquivalente pro Produkteinheit. Da die Verfahren des ökologischen Landbaus in der Regel deutlich mehr Fläche pro Produkteinheit benötigen (vgl. auch Kapitel 10), schneiden sie – wenn sie auf entwässerten Moorflächen erzeugt werden – hinsichtlich der Klimabilanz pro Produkteinheit auf entwässerten Moorböden generell deutlich schlechter ab als die konventionellen Verfahren.

Wiedervernässte Moore müssen allerdings nicht vollständig aus der Nutzung herausfallen. So sind in beschränktem Umfang extensive Grünlandnutzungen weiterhin möglich – allerdings mit Einschränkungen hinsichtlich der Futterqualität und der saisonalen Nutzbarkeit der Böden. Zum anderen ist eine Reihe von Verfahren zur Erzeugung von Biomasse bereits erprobt. So verspricht die Pflanzung von Schwarzerlen neben einer positiven Klimabilanz auch betriebswirtschaftliche Gewinnmöglichkeiten. Und auch der Anbau von Biomasse wie beispielsweise Schilfrohr zur energetischen Nutzung könnte langfristig betriebswirtschaftlich rentabel betrieben werden, wenn Erntetechnik und verfahrensspezifisches Know-how weiter entwickelt werden (WICHTMANN UND SCHÄFER 2007, WICHTMANN 2008).

10 Schlussfolgerungen für eine klimafreundlichere Landwirtschaft

Im Rahmen dieser Studie wurden die Klimawirkungen der deutschen Landwirtschaft durch eine detaillierte Klimabilanzierung maßgeblicher und typischer landwirtschaftlicher Produktionsverfahren analysiert. Dieses Kapitel gibt eine zusammenfassende Übersicht zu den Ergebnissen der hier vorgenommenen Klimabilanzierung. Ergänzt wird diese Zusammenfassung um eine überschlägige Berechnung der Gesamteffekte, die durch eine klimafreundlichere Ausrichtung der Landwirtschaft für den Klimaschutz erreicht werden könnten. Diese Betrachtungen führen unmittelbar zu einerseits möglichen Konfliktfeldern zwischen Klimaschutz, konkurrierenden Landnutzungsansprüchen und Tierschutzfragen – andererseits weisen sie auf Synergieeffekte hin – beispielsweise mit dem Gewässerschutz und der Erhaltung von Biodiversität. Aus dieser Analyse werden abschließend Ansatzpunkte für die Umsteuerung zu einer klimafreundlicheren Landwirtschaft abgeleitet.

10.1 Zusammenfassung der Klimaschutzpotenziale (Landnutzung, Einzelverfahren und Gesamtbetrachtung)

a) Klimaschutz durch Wiedervernässung und Schutz von Mooren und Feuchtgebieten

Bisher noch wenig ins Licht der Öffentlichkeit gerückt ist die Rolle der Bodennutzung für die Klimabilanz der Landwirtschaft. Auf fünf bis acht Prozent der landwirtschaftlichen Flächen entstehen knapp 30 Prozent der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft, weil Moore entwässert werden und die kohlenstoffreichen Torfböden als Grünland und zum Ackerbau genutzt werden. Die Nutzung entwässerter Moorböden ist verantwortlich für etwa 3,7 Prozent der gesamtwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in Deutschland.

Ackerbau auf entwässerten Moorböden ist die klimaschädlichste Form der landwirtschaftlichen Landnutzung. Die negativen Klimaeffekte, die sich pro Hektar genutzter Moorfläche aus dem Abbau von im Boden gespeichertem Kohlenstoff ergeben, betragen jeweils ein Vielfaches der negativen Klimawirkungen, die sich bei Einsatz ähnlicher Verfahren auf Nicht-Moorböden ergeben würden. Pro Hektar genutzter Moorfläche werden laut Nationalem Inventarbericht bei Grünlandnutzung jährlich etwa 18 Tonnen CO₂-Äquivalente, bei Ackernutzung sogar 40 Tonnen CO₂-Äquivalente freigesetzt – und dies allein aus dem Abbau organischer Substanz, die sich über viele Jahre im Boden angesammelt hatte (UMWELTBUNDESAMT 2006).

Der größere Teil der entwässerten Moorflächen wird als Dauergrünland genutzt (vgl. Kapitel 9). Dieses wird entweder beweidet oder zur Produktion von Grundfutter für die Rindfleischproduktion genutzt. Regionale Schwerpunkte der Moornutzung sind die nördlichen Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Dort liegen die Anteile der Moorflächen an den jeweiligen gesamten als Grünland genutzten Flächen zwischen 31 und 57 Prozent.

b) Klimaschutz durch Umstellung von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren

Durch den geringen Nährstoffeinsatz zeigt der ökologische Landbau in den Pflanzenanbauverfahren überwiegend klare Klimaschutzvorteile gegenüber dem konventionellen Landbau. Pro Kilogramm **Weizen** verursacht der ökologische Landbau weniger als halb so viel Treibhausgasemissionen wie der konventionelle Weizenanbau (141 g CO₂-Äquivalente pro kg Weizen gegenüber 365 g im konventionellen Anbau, Verfahren konv_plus).

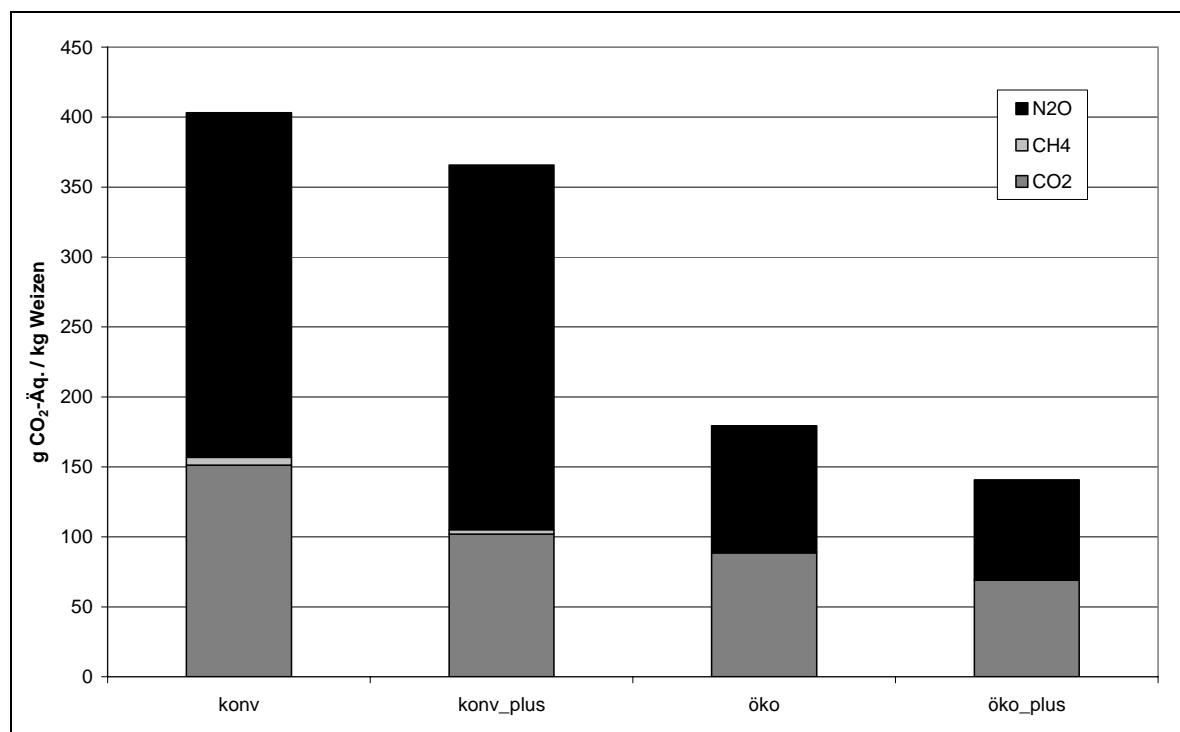
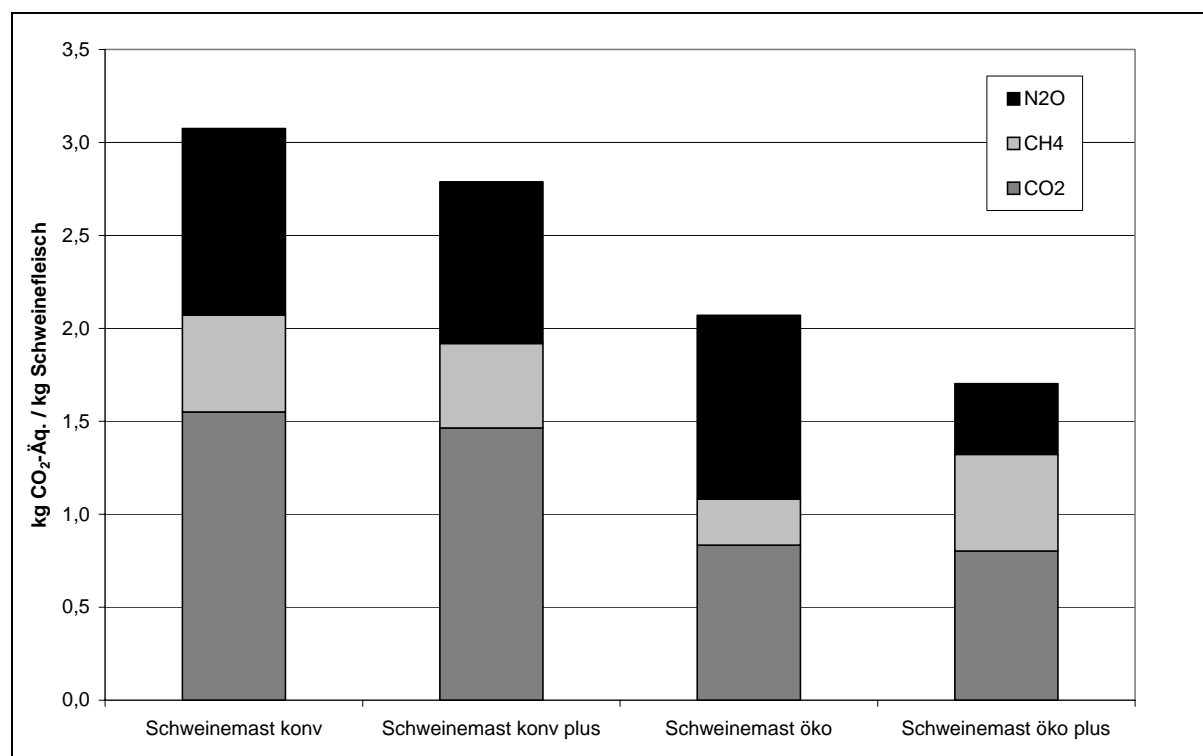


Abbildung 10.1: Treibhausgasemissionen durch den Anbau von Winterweizen [in g CO₂-Äquivalent pro kg Weizen]

Ähnliche Unterschiede bestehen im gesamten Pflanzenbau. Vor allem der Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger im konventionellen Landbau erweist sich als besonders klimaschädlich: Die Herstellung von Mineraldünger ist energieintensiv und daher mit hohen CO₂-Emissionen verbunden. Im konventionellen Landbau entstehen außerdem durch die intensivere Düngung auf den Ackerflächen höhere Stickstoffüberschüsse, was zu mehr als dreimal höheren Lachgasemissionen als im ökologischen Landbau führt.

Die Tierhaltung ist für über 71 Prozent der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft verantwortlich, darunter die Rinderhaltung (zur Milch- und Fleischerzeugung) mit Abstand am stärksten.

Pro Kilogramm **Schweinefleisch** entstehen in der ökologischen Schweinemast knapp 40 Prozent weniger THG-Emissionen (1,70 kg CO₂-Äquivalente pro kg Schweinefleisch gegenüber 2,79 kg in der konventionellen Schweinemast).

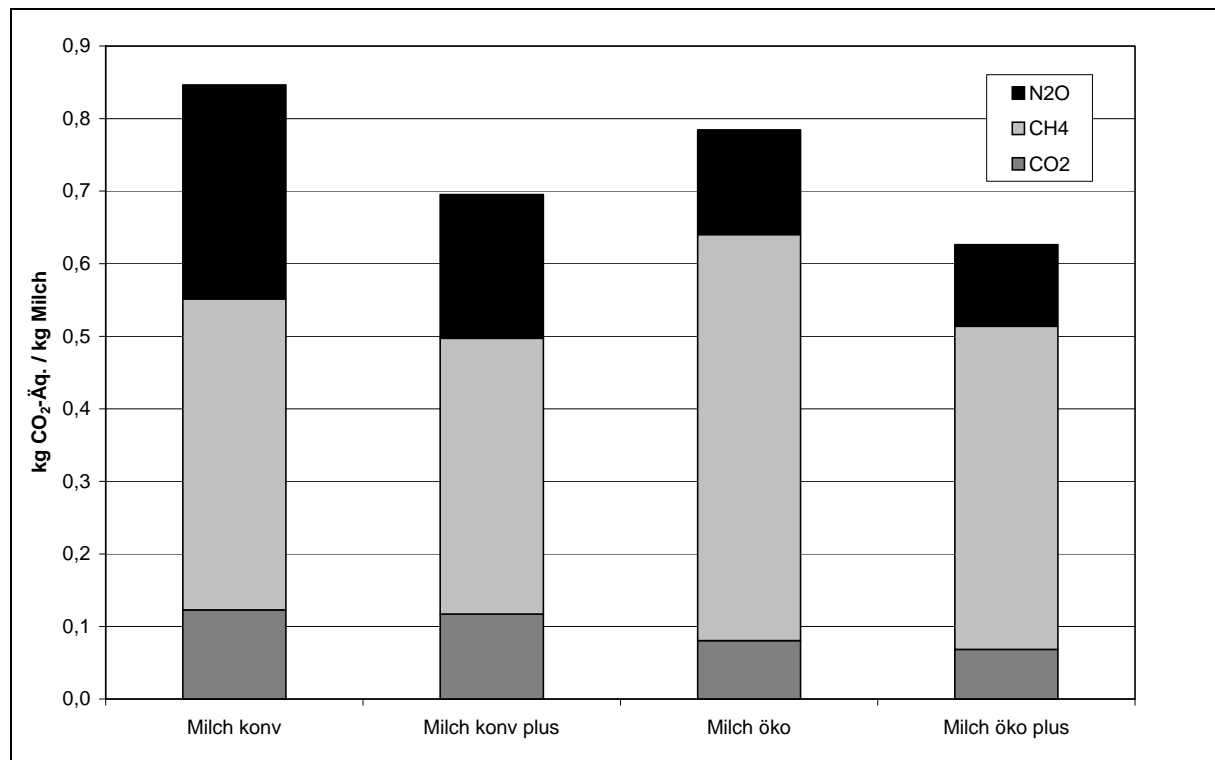


Treibhauspotenzial inkl. der Vorprodukte für Schweinefleisch von vier Modellbetrieben der Schweinemast: ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv), ein technologisch führender, konventioneller Betrieb (konv_plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko_plus)

Abbildung 10.2: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Schweinefleisch (Schlachtgewicht; ab Hof)

Pro kg **Milch** können in der ökologischen Milchviehhaltung 9 Prozent an THG-Emissionen eingespart werden (630 g CO₂-Äquivalente pro kg Milch gegenüber 700 g in der konventionellen Milcherzeugung). Dieser nur relativ geringe Vorsprung ist u.a. auf die deutlich geringeren Milchleistungen der Milchkühe bei ökologischer Haltung und Fütterung zurückzuführen. Die Kuh aus ökologischer Haltung verursacht mit ca. 5.000 kg pro Jahr zwar deutlich weniger CO₂-Äquivalente als eine konventionelle Milchkuh (ca. 7.000 kg CO₂-Äquivalente). Dieser Klimavorteil der ökologischen Milcherzeugung wird jedoch durch die geringere Milchleistung zum Teil wieder aufgezehrt, denn es macht einen erheblichen Unterschied, ob

diese Menge sich beispielsweise auf 7.500 kg Milch pro Jahr (wie in führenden Biobetrieben) oder auf 9.500 kg Milch (wie in führenden konventionellen Betriebe) verteilt.



Treibhauspotenzial inkl. der Vorprodukte für Milch aus vier Modellbetrieben der Milchviehhaltung: ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv), ein technologisch führender, konventioneller Betrieb (konv_plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko_plus)

Abbildung 10.3: Treibhausgasemissionen aufgrund der Erzeugung von 1 kg Milch (Rohmilch ab Hof)

Uneinheitlich stellt sich das Bild in der Rindfleischerzeugung dar. Hier gibt es eine ganze Reihe verschiedener Verfahren der konventionellen und ökologischen Rinderhaltung: Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung oder aus Mutterkuhhaltung, Ochsenmast oder auch die Schlachtung von Altkühen, einerseits von Milchkühen, andererseits von Mutterkühen. Die bedeutendsten Verfahren der konventionellen Rindfleischerzeugung sind die Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung, die Schlachtung von alten Milchkühen und an dritter Stelle die Bullenmast von Tieren aus der Mutterkuhhaltung. Die vom Umfang her wichtigsten Verfahren in der ökologischen Rindfleischerzeugung sind die Ochsenmast von Kälbern aus der Mutterkuhhaltung und die Schlachtung von Altkühen aus der Milcherzeugung.

In einigen Verfahren der Rindfleischerzeugung liegt die konventionelle Rinderhaltung hinsichtlich der Klimaeffekte vorn, in anderen die ökologische. Die klimafreundlichste Art der

Rindfleischerzeugung liegt in der Schlachtung von Altkühen aus der Milcherzeugung⁶¹. Dies ist darauf zurückzuführen, dass dieses Fleisch als Koppelprodukt der Milcherzeugung anfällt und der größte Teil der Treibhausgasemissionen der Milcherzeugung zuzuschreiben sind. Hier liegt das Fleisch von ökologisch gehaltenen Milchkühen mit 3,1 kg CO₂-Äquivalenten pro kg Rindfleisch vor dem der konventionellen Milchkühe (4,8 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch).

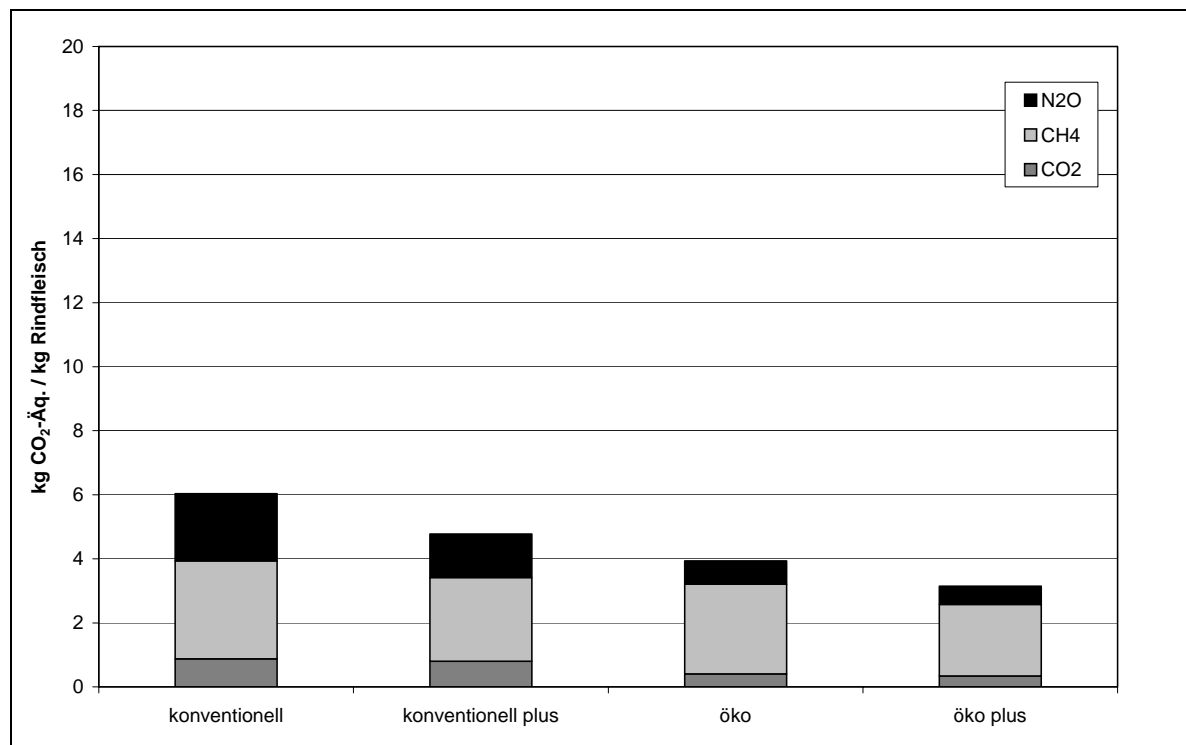


Abbildung 10.4: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Kuhfleisch aus der Milchviehhaltung

Das nächst-klimafreundliche Verfahren ist das Standardverfahren der konventionellen Rindfleischerzeugung: Die Mast von Bullenkälbern aus der Milchviehhaltung (7,9 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch). Hierbei kommt einerseits zum Tragen, dass (ähnlich den Altkühen) auch die männlichen Kälber als Koppelprodukt der Milcherzeugung zu betrachten sind. Der deutliche Klimavorteil der konventionellen Bullenmast gegenüber der ökologischen Mast (11,0 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch) ergibt sich bei diesen Verfahren in erster Linie durch die Haltung auf Vollspaltenböden, die gegenüber den ökologischen Systemen mit Einstreu systematisch geringere Emissionswerte aufweisen. Hier sind Konflikte zwischen Tiergerechtigkeit und dem Ziel des Klimaschutzes möglich (vgl. auch Abschnitt 10.2).

⁶¹ Qualitätsmäßig reicht das Altkuhfleisch jedoch nicht an das Fleisch aus der Bullen- oder Ochsenmast heran. Es wird überwiegend zu Hackfleisch oder Wurstwaren verarbeitet.

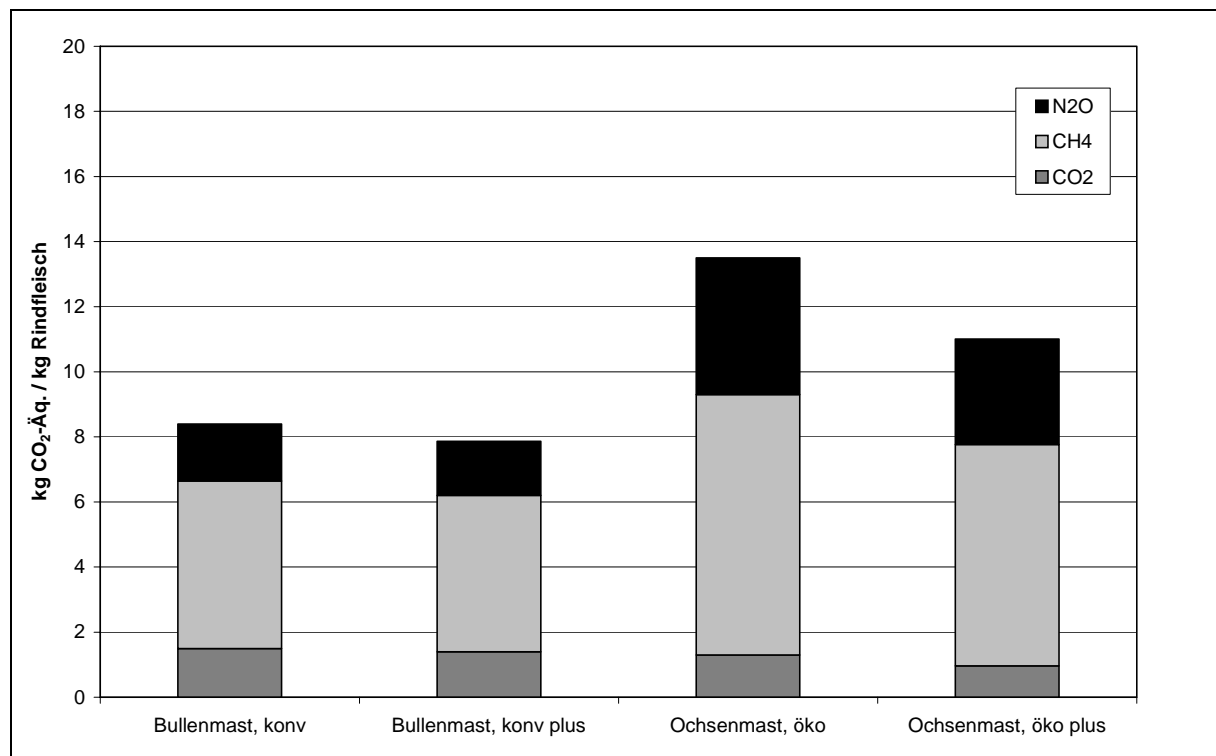


Abbildung 10.5: Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Rindfleisch aus Ochsen- oder Bullenmast von Kälbern aus der Milchviehhaltung

Mit einer generell ungünstigeren Klimabilanz schneiden die Verfahren der Mutterkuhhaltung ab (14,1 bis 16,8 kg CO₂-Äquivalente pro kg Rindfleisch). Hier macht sich bemerkbar, dass die Klimawirkungen der Fleischerzeugung nicht durch die zusätzliche Milcherzeugung (wie in der Milchviehhaltung) teilweise aufgefangen werden. Das heißt, alle Emissionen werden hier allein der Fleischerzeugung zugeschrieben. Vergleicht man innerhalb der Mutterkuhhaltungsverfahren die konventionellen und die ökologischen Betriebe, weisen die ökologischen Betriebe Klimabilanzvorteile von rund 10 bis 30 Prozent auf. Dies ist in erster Linie auf den Anbau des Futters zurückzuführen, bei dem in der konventionellen Wirtschaftsweise teilweise Mineraldünger eingesetzt wird.

Generell lässt die Analyse den Schluss zu, dass die Schlachtung von Altkühen aus der Milchproduktion das klimafreundlichste Verfahren zur Rindfleischerzeugung darstellt. Die günstige Klimabilanz ergibt sich vor allem daraus, dass hier das Kuhfleisch als Koppelprodukt der Milchproduktion anfällt. Da die Milchproduktion den größten Teil der Erlöse der Milchkuhhaltung erbringt, werden die Klimateffekte der Milchkuhhaltung überwiegend der Milch zugerechnet.

Für die Erzeugung von **Geflügelfleisch** wurde in dieser Studie keine eigene Klimabilanzierung durchgeführt. Einige der existierenden Studien zur Klimabilanzierung sehen die ökologi-

sche Geflügelmast im Vorteil, andere die konventionelle Mast – insgesamt ein Kopf-an-Kopf-Rennen der verschiedenen Verfahren, das durch die Definition des Bilanzraums, die Auswahl der Futtermittel und die Futtermittelverwertungsraten entschieden wird. Aufgrund der im Vergleich zu Rind- und Schweinefleisch geringeren Klimarelevanz der Geflügelfleischproduktion sowie der widersprüchlichen Datenlage wurde die Klimaoptimierung der Geflügelhaltung bei der überschlägigen Berechnung des hypothetischen Gesamtpotenzials zur Reduktion von Treibhausgasemissionen (vgl. Tabelle 10.2) nicht berücksichtigt.

Nach Ergebnissen des Forschungsprojektes *Ernährungswende* verursacht die Produktion von Geflügelfleisch in der ökologischen Hähnchenmast (mit Auslauf) 1,14 kg CO₂-Äquivalente und in der konventionellen Hähnchenmast (Bodenhaltung) 1,66 kg CO₂-Äquivalente je Kilogramm Lebendgewicht (WIEGMANN et al. 2005; UMWELTBUNDESAMT o.J.). Die um rund 15 Prozent geringeren Emissionen der ökologischen Geflügelhaltung beruhen vor allem auf dem klimafreundlicheren Anbau der Futtermittel. Dieser Vorteil kann allerdings in der konventionellen Geflügelmast durch eine höhere Futtermittelverwertungsrate (u.a. bedingt durch die geringeren Bewegungsmöglichkeiten der Tiere) teilweise ausgeglichen werden. So kommt eine andere Studie (WILLIAMS et al. 2006) auf Grundlage einer anderen methodischen Vorgehensweise zu dem Ergebnis, dass die ökologische Geflügelmast im Vergleich zur intensiven konventionellen Mast höhere Emissionen an Treibhausgasen verursacht.

c) Klimaschutz durch die energetische Verwertung von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen

Durch den Einsatz von Biogasanlagen lassen sich die Klimawirkungen der Tierhaltung deutlich reduzieren. Die Gewinnung von Strom und Wärme aus Biogas ermöglicht den Ersatz von Strom aus dem deutschen Stromnetz bzw. der alternativen Wärmeerzeugung und den damit aufgrund des Einsatzes von fossilen Energieträgern verbundenen Treibhausgasemissionen. Besonders interessant ist die Nutzung von tierischen Exkrementen in Biogasanlagen, da durch die Vergärung des Wirtschaftsdüngers dieser auch besser einsetzbar wird und zusätzlich Treibhausgasemissionen bei der Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers reduziert werden (vgl. KEHRES 2007; AMON UND DÖHLER 2006). In der vorliegenden Studie wurde ermittelt, ob sich die Klimabilanzen der tierischen Produkte durch den Einsatz der Exkremente in Biogasanlagen und den entsprechend substituierten Emissionen bei der Stromerzeugung verändern (zur Vorgehensweise siehe Anhang III).

Die Klimabilanz der Milch- und Fleischproduktion verbessert sich, wenn der anfallende Wirtschaftsdünger in einer Biogasanlage verwendet wird. Diese Reduktion von Treibhausgasen beträgt allein durch die substituierte Strommenge bei den betrachteten Verfahren der Schweinehaltung und Milchproduktion bereits bis zu 10 bzw. 13 Prozent der Emissionen (die Ergebnisse im Detail sind in Anhang III dargestellt). Besonders hoch sind die Reduktionspotenziale bei der Rindermast, wo die Treibhausgasemissionen durch den Einsatz einer Biogasanlage um bis zu 25 Prozent der Emissionen sinken, insbesondere bei den extensiven Verfahren mit Mut-

terkuhhaltung. Hinzu kommen die vermiedenen direkten Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger durch die Vorbehandlung. Damit stellen Biogasanlagen - insbesondere bei den extensiven Rindermastverfahren - eine sehr relevante Klimaschutzmaßnahme dar.

Der zusätzliche Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen in Biogasanlagen wurde in der vorliegenden Studie nicht untersucht. Durch den Anbau von Pflanzen extra für den Einsatz in der Biogasanlage, insbesondere bei klima- und gewässerschädlich angebaute Intensivkulturen wie Silomais, kann sich die Klima- und insbesondere Ökobilanz der Nutzung der Biogasanlagen verschlechtern. Negativ für die Klimabilanz wirkt sich in erster Linie der mit dem Anbau verbundene hohe Düngemiteinsatz aus. Die Ökobilanz verschlechtert sich durch die damit einhergehende Gewässerbelastung, die durch die Erosionsanfälligkeit des Ackerbodens unter Maiskulturen noch verschärft wird. Besonders vorteilhaft ist deshalb die Nutzung von Gülle und Mist in Kombination mit pflanzlichen Reststoffen, die anschließend mit ausgebracht werden und zu einer Verbesserung der Humusbilanz der landwirtschaftlich genutzten Böden beitragen können.

d) Flächenbedarf als begrenzender Faktor bei der Umstellung von Verfahren

Der ökologische Pflanzenbau muss gemäß seinen Richtlinien ohne die Ausbringung von Mineraldünger zurechtkommen. Dadurch liegen in der Regel die Ernteerträge pro Hektar um 10 bis 40 Prozent niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft. Das heißt im Umkehrschluss, dass die ökologische Landwirtschaft zur Erzeugung einer Tonne Weizen mehr Ackerfläche benötigt als der konventionelle Pflanzenbau. Da über die Hälfte der pflanzlichen Produktion in Deutschland als Futtermittel in der Tierhaltung eingesetzt wird, haben diese Ertragsdifferenzen auch Auswirkungen auf den Flächenbedarf der verschiedenen Tierhaltungsverfahren. Zusätzlich kommen in der Tierhaltung unterschiedliche Leistungsniveaus in der Futtermittelverwertung hinzu, die den Flächenbedarf weiter differenzieren.

Hinsichtlich der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen hat Weizen aus durchschnittlichen ökologischen Betrieben mit 2,8 m² je Kilogramm Weizen einen doppelt so hohen Flächenbedarf wie der Weizen aus durchschnittlichen konventionellen Betrieben (mit 1,3 m² je Kilogramm Weizen). Bei den ertragsmäßig führenden Betrieben ist der Abstand zwischen ökologischem und konventionellem Pflanzenbau etwas geringer (vgl. Tabelle 10.1). Ähnliches gilt ebenso für den Anbau anderer Feldfrüchte.

Tabelle 10.1: Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche für die verschiedenen untersuchten Tierhaltungs- und Pflanzenbauverfahren

	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
	m ² / kg*			
Schweinefleisch	7,0	6,4	11,8	11,0
Milch	1,2	1,2	2,3	2,2
Bullen/Ochsenmast** aus Milchviehhaltung	11,1	10,4	36,6	29,4
Ochsen/Bullenmast** aus Mutterkuhhaltung	21,0	20,2	41,7	35,8
Altkuhfleisch aus Milchviehhaltung	8,4	8,0	11,7	11,2
Altkuhfleisch aus Mutterkuhhaltung	18,2	17,5	31,4	27,0
Winterweizen	1,3	1,3	2,8	2,2

Quelle: eigene Berechnungen und FAL (2000)

* kg Schlachtgewicht, Milch bzw. Getreide

**hierbei sind jeweils die konventionellen Verfahren als Bullenmast, die ökologischen Verfahren dagegen als Ochsenmast formuliert (vgl. Kapitel 8)

Während in der ökologischen Schweinemast deutlich weniger Treibhausgase pro Kilogramm Schweinefleisch anfallen als in der konventionellen Landwirtschaft, erfordert die ökologische Produktion zugleich den Einsatz von deutlich mehr landwirtschaftlicher Fläche. So liegt der Flächenbedarf für den Anbau der Futtermittel in den beiden Modellbetrieben der ökologischen Landwirtschaft um rund 70 Prozent höher als in den Betrieben der konventionellen Landwirtschaft (vgl. Tabelle 10.1).

Auch für die Erzeugung von Milch haben Ökobetriebe einen höheren Flächenbedarf. So benötigen die Ökobetriebe aufgrund der geringeren Erträge und der niedrigeren Milchleistung zur Produktion von 1 kg Milch knapp doppelt soviel landwirtschaftliche Fläche wie die konventionellen Betriebe, was auf den deutlich höheren Einsatz von Grün- und Raufutter zurückzuführen ist.

Die extremsten Unterschiede im Flächenbedarf zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben zeigen sich bei der Mast von Bullen und Ochsen, die als Kälber von Milchkühen in die Mast überführt wurden. Hier liegt der Flächenbedarf der Ökobetriebe um z.T. bis zu dreimal höher als der in der konventionellen Mast – auch hierfür ist in erster Linie der extensiv erzeugte Grün- und Raufutteranteil verantwortlich.

Für die Produktion von 1 kg Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung ist der Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche in der ökologischen Ochsenmast etwa zwei Drittel höher als in den konventionellen Bullenmastbetrieben.

Die Mutterkuhhaltung mit der Aufzucht der Absetzer ist für einen bedeutenden Anteil des Flächenbedarfs verantwortlich. Auch bei der Bullenmast hat der Flächenbedarf für die Käl-

beraufzucht (einschließlich der anteiligen Berücksichtigung der Milchviehhaltung) einen hohen Anteil. Zu beachten ist hierbei jedoch, dass diese flächenextensiven Mastverfahren auf marginalen Böden häufig die einzige noch lohnende Form der Landbewirtschaftung darstellen. Extensive Weidehaltung kann außerdem landschaftspflegerische Funktionen haben. Lediglich bei der Produktion von Kuhfleisch liegt der Flächenbedarf der ökologischen Betriebe im Vergleich zu den konventionellen Betrieben „nur“ um etwa 40 Prozent höher (vgl. Tabelle 10.1).

Bei einem auf die deutsche landwirtschaftliche Fläche bezogenen Vergleich der Flächenbedarfe der konventionellen und der ökologischen Tierhaltung ist zu beachten, dass in der gegenwärtigen Praxis die konventionelle Tierhaltung einen nicht unerheblichen Teil ihrer Flächenbedarfe ins Ausland verlagert – und zwar in Höhe von 25 Prozent der in Deutschland für den Anbau von Futtermitteln genutzten landwirtschaftlichen Flächen (ca. 2,6 Millionen Hektar). Die unmittelbar beim Anbau und Transport dieser Futtermittel anfallenden Klimaeffekte wurden in die hier vorgenommene Klimabilanzierung einbezogen.

Durch Landnutzungsänderungen oder Waldflächenrodungen können dabei jedoch zusätzliche negative Klimaeffekte entstehen. Da die vorhandene Datenlage zur Abschätzung der verfahrensspezifischen Anteile an diesen durch Landnutzungsänderungen im Ausland verursachten Klimaeffekten bisher keine gesicherten Aussagen zur Dimension dieser Effekte zulässt, wurden diese nach den hier definierten Rahmen der Bilanzräume der deutschen Tierhaltung nicht zugerechnet. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf.

10.2 Szenarien zu den Klimaschutzpotenzialen in der deutschen Landwirtschaft

Der Schwerpunkt dieser Studie liegt auf der Klimabilanzierung einzelner zentraler Verfahren des Pflanzenbaus und der Tierhaltung in Deutschland. Aus dieser Analyse ergibt sich jedoch nicht unmittelbar das Gesamtpotenzial des Klimaschutzes in der deutschen Landwirtschaft. Im Folgenden werden daher zwei hypothetische Extremszenarien konstruiert, um dieses Gesamtpotenzial auszuloten. Es sei hierbei vorab darauf hingewiesen, dass es sich um theoretisch realisierbare Klimaschutzpotenziale handelt, die in der Praxis einer tatsächlichen Umsetzung voraussichtlich mit erheblichen Realisierungsschwierigkeiten zu kämpfen hätten.

Die Szenarien untersuchen die Klimawirkungen einer Umstellung der gegenwärtigen durchschnittlichen landwirtschaftlichen Praxis auf klimafreundlichere Produktionsweisen. Dabei wird der Status quo, der durch die jeweiligen durchschnittlichen Verfahren „konv“ und „öko“⁶² in den statistisch vorliegenden Produktionsanteilen in Deutschland (über alle Verfahren

⁶² Vgl. Verfahrensdefinitionen in den Kapiteln 5 bis 8.

wechselnde relative Anteile um etwa 95 Prozent „konv“ und 5 Prozent „öko“) beschrieben ist, den jeweils klimafreundlicheren Umstellungsverfahren gegenübergestellt. Diese Szenarien beziehen sich auf die in Tabelle 10.2 ausgewiesenen zentralen Pflanzenbau- und Tierhaltungsverfahren.⁶³

Szenario I geht davon aus, dass die Menge an Agrargütern, die in Deutschland zurzeit (Basisjahr 2006) produziert wird, auf klimafreundlichere Weise hergestellt werden soll, woraus sich ein zusätzlicher Flächenbedarf ergibt.

Szenario II geht von der Restriktion aus, dass die landwirtschaftlichen Flächen nicht ausgedehnt werden (da sonst negative Klimaeffekte bei begrenzten Flächen in Deutschland über Importe von Agrargütern lediglich außer Landes verschoben würden). Da die klimafreundlicheren Verfahren des ökologischen Landbaus einen höheren Flächenbedarf aufweisen als die konventionellen Verfahren, ergeben sich bei Umstellung der Verfahren Einschränkungen der Produktionsmengen. In Szenario II werden im ersten Schritt zunächst alle Pflanzenbauverfahren umgestellt, die unmittelbar der menschlichen Ernährung dienen (also ohne Futterflächen für die Tierproduktion). Im zweiten Schritt wird berechnet, welche Mengen an tierischen Produkten auf Grundlage der verbleibenden Flächen noch hergestellt werden können. Dies führt zu Rückgängen der Produktion von Fleisch und Milch bei gleich bleibendem Angebot von pflanzlichen Nahrungsmitteln.

⁶³ Nicht einbezogen ist die Geflügelmast, da aufgrund der bestehenden Datenlage kein eindeutiger Klimavorteil einzelner Verfahren abgeleitet werden konnte. Ebenso nicht aufgenommen wurden Pflanzenbau- und Tierhaltungsverfahren, die hinsichtlich ihrer Produktionsanteile jeweils weniger als 2 Prozent der Flächennutzung bzw. Gesamtproduktionsmenge ausmachen (z.B. Gemüseanbau und Schafhaltung).

Szenario I: Konstante Produktion bei wachsendem Flächenbedarf durch vollständige Umstellung auf klimaoptimierte Verfahren

Szenario I geht davon aus, dass die heutige Menge der in Deutschland erzeugten landwirtschaftlichen Produkte auch in Zukunft in gleichem Umfang und gleicher Zusammensetzung bereitgestellt werden sollen – dies jedoch mit klimafreundlicheren Verfahren. Alle zurzeit entwässerten Moorböden werden wiedervernässt.

Klimafreundliche landwirtschaftliche Produktionsverfahren setzen weniger Düngemittel ein als in der bisherigen konventionellen Praxis üblich. Daraus ergibt sich gegenüber der gegenwärtigen Praxis zum einen die Reduktion der gesamten Treibhausgasemissionen, zugleich aber – aufgrund der geringeren Erträge und Produktionsleistungen der klimafreundlicheren Verfahren – in der Regel ein höherer Flächenbedarf.

Bei dieser hypothetischen Berechnung wird bis auf eine Ausnahme jeweils das durchschnittliche konventionelle Verfahren (als näherungsweise Abbildung der gegenwärtig vorherrschenden Praxis) klimafreundlicheren Verfahren gegenübergestellt. Die klimafreundlichsten Verfahren sind in der Regel jeweils die ‚öko_plus‘-Verfahren. Ausnahme ist das Verfahren zur Bullen- bzw. Ochsenmast aus Milchviehkälbern, bei dem die konventionellen Verfahren gegenüber der ökologischen Mast Klimavorteile aufweisen. Im Bezug auf dieses Verfahren wird die Umstellung von ökologischer auf konventionelle Mast berücksichtigt (was allerdings angesichts des geringen Gesamtumfangs der ökologischen Rindermast weniger als 0,1 Prozent des gesamten Reduktionspotenzials ausmacht).

Szenario Ia: Status quo versus klimaoptimale Produktionsverfahren

In der ersten Variante des Szenarios I werden alle Verfahren hypothetisch vollständig auf die jeweils klimaschutztechnisch optimalen Verfahren umgestellt. Das sind (bis auf das angesprochene Rindermastverfahren) jeweils die „öko_plus“-Verfahren, wie sie in Kapiteln 5 bis 8 definiert wurden. Durch eine solche klimaoptimierte Umstellung könnten die Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft theoretisch insgesamt um 20 Prozent (27 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente) reduziert werden. Diese Zahlen ergeben sich, wenn man die Klimawirkungen des jeweiligen optimalen Verfahrens denjenigen der durchschnittlichen Praxis in konventionellen Betrieben gegenüberstellt und sie über die jeweiligen jährlichen Produktionsmengen auf die landwirtschaftliche Gesamtproduktion hochrechnet (vgl. Tabelle 10.2). Hinzu kommt die vollständige Wiedervernässung von bisher landwirtschaftlich genutzten Moorböden sowie der Ausbau der Nutzung von Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen.

Tabelle 10.2: Theoretisch mögliche Treibhausgas-Reduktionspotenziale bezogen auf die landwirtschaftliche Gesamtproduktion in Deutschland: Jeweils „klimaschutzoptimales“ Verfahren im Vergleich zur durchschnittlichen gegenwärtigen Praxis

Produkt bzw. Verfahren*	Gesamtproduktionsmenge in Deutschland 2006 in Tonnen	THG-Emissionen 2006 in t CO ₂ -Äquivalente	Reduktionspotenzial in Prozent der produktbezogenen Emissionen	Reduktionspotenzial in t CO ₂ -Äquivalente	Reduktionspotenzial in Prozent der Gesamtemissionen der deutschen Landwirtschaft
Getreide ohne Futtergetreide	23.380.000	9.200.000	-65%	-5.800.000	-4,4%
Kartoffeln	11.624.000	700.000	-9%	-100.000	< -0,1%
Zuckerrüben	25.285.000	1.100.000	-47%	-500.000	-0,4%
Raps	5.052.000	4.100.000	-56%	-2.200.000	-1,6%
Schweinefleisch	4.213.000	13.000.000	-43%	-5.800.000	-4,3%
Milch	27.995.000	23.800.000	-25%	-6.000.000	-4,5%
Rindfleisch	1.284.000	9.600.000	-13%	-1.300.000	-1,0%
Humusaufbau auf Ackerland			-500 kg/ha/Jahr	-5.400.000	-4,1%
Biogasanlagen			-10% der THG Tierproduktion	-4.600.000	-3,5%
Wiedervernässung von Moorflächen		36.900.000	-100%	-36.900.000	-27,7%
Gesamtpotenzial zur Reduktion von Treibhausgasen				-68.600.000	- 51,6 %

*Bis auf das Verfahren „Bullen-/Ochsenmast aus Milchviehkälbern“ sind die Reduktionspotenziale definiert als Umstellung von durchschnittlicher konventioneller [konv] auf ökologische ‚best-practice‘-Wirtschaftsweise [öko_plus-Verfahren]. Im Fall des Verfahrens „Bullen-/Ochsenmast aus Milchviehkälbern“ besteht das THG-Reduktionspotenzial in der Umstellung ökologischer Ochsenmast aus Milchviehkälbern auf konventionelle Bullenmast, da dieses das klimafreundlichere Verfahren ist. Die Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen bezieht sich auf alle dort durchgeführten Bewirtschaftungsformen.

Quelle: IÖW, eigene Berechnungen auf Grundlage der Klimabilanzierung, sowie Daten der FAL (2000) für Kartoffeln, Zuckerrüben und Raps, des FiBL (2007) zum Humusaufbau, sowie Angaben aus dem Nationalen Inventarbericht (UMWELTBUNDESAMT 2005) zu dem Treibhausgasemissionen aus der Moornutzung. Zahlen der Spalten 2 und 4 gerundet auf 100.000.

Durch die Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen wäre eine langfristige Reduktion der Treibhausgasemissionen von jährlich etwa 37 Millionen Tonnen bzw. rund 28 Prozent der derzeitigen landwirtschaftlichen THG-Emissionen zu erreichen. Diese Abschätzung beruht auf vereinfachenden Annahmen: einerseits, dass nahezu alle entwässerten Moorflächen wiedervernässt werden könnten, und andererseits, dass die bisherige CO₂-Emission aus entwässerten Moorböden auf null sinkt und zunächst keine zusätzliche CO₂-Speicherung stattfindet. Das ist zugleich eine Über- als auch eine Unterschätzung der real möglichen Effekte. Eine Überschätzung ist dies insofern, als nicht alle Moorflächen tatsächlich wiedervernässbar sind – beispielsweise weil sich der Wasserhaushalt in einigen Regionen so verändert hat, dass für die Wiedervernässung nicht mehr ausreichend Wasser zur Verfügung steht. Der Anteil der Moorflächen, bei denen eine Wiedervernässung vollständig unmöglich wäre, ist bisher nicht bekannt. Andererseits ist die Annahme einer Null-Emission von CO₂ eine Unter-

schätzung der langfristigen Klimaschutzpotenziale der Wiedervernässung, denn wachsende (torfakkumulierende) Moore speichern Kohlenstoff, entziehen also der Atmosphäre CO₂. Dieser potenzielle zusätzliche Klimaschutzeffekt ist in der ausgewiesenen Zahl nicht berücksichtigt.

Zusammen mit einer nahezu vollständigen Umstellung auf ökologischen Landbau und einem Ausbau von Biogasanlagen ließe sich hypothetisch eine Reduktion um bis zu 68,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente bzw. um mehr als die Hälfte der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen erreichen. Dies entspräche gut einem Viertel der 270 Millionen Tonnen Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äquivalenten), die die Bundesregierung entsprechend ihres aktuellen Klimaschutzziels bis zum Jahr 2020 zusätzlich zu den bisher erreichten Reduktionen vermeiden will.

Aus der hypothetischen Umstellung der betrachteten Verfahren von der gegenwärtigen Praxis auf die jeweils klimafreundlichsten Verfahren ergäbe sich jedoch ein Mehrbedarf an landwirtschaftlichen Flächen von ca. 11,5 Mio. ha (siehe Tabelle 10.3). Das entspricht etwa 68 Prozent der in Deutschland gegenwärtig genutzten landwirtschaftlichen Fläche. Da die landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland bei einer solchen Umstellung zur Aufrechterhaltung der gegenwärtigen Produktionsmengen also nicht ausreichen würden, müssten – bei gleichbleibenden Nachfrage- und Konsummustern – die Fehlmengen durch Importe von nach gleichen Kriterien klimafreundlich hergestellten Produkten aus dem Ausland aufgefüllt werden – was im globalen Maßstab ebenfalls Grenzen finden könnte.

Tabelle 10.3: Theoretisch notwendige zusätzliche Flächen zur Umstellung auf das jeweils „klimaschutzoptimale“ Verfahren im Vergleich zur durchschnittlichen gegenwärtigen Praxis (im Inland oder Ausland)

Produkt*	zusätzlicher Flächenbedarf in Hektar
Pflanzenbau (ohne Futtermittel)	4.100.000
Schweinefleisch (inkl. Futtermittel)	1.700.000
Milch und Rindfleisch (inkl. Futtermittel)	4.300.000
Wiedervernässung von Moorflächen	1.400.000
Mehrbedarf an landwirtschaftlicher Fläche insgesamt	11.500.000

Quelle: IÖW, eigene Berechnungen auf Grundlage der Klimabilanzierung, sowie Daten zu landwirtschaftlich genutzten Moorflächen aus dem Nationalen Inventarbericht (UMWELTBUNDESAMT 2005)

Dieses Szenario wäre also nur mit zusätzlichen Importen realisierbar, wenn die Versorgungslage der Verbraucher in gleicher Weise aufrechterhalten werden soll. Da zusätzliche landwirtschaftliche Flächen auch im Ausland nicht ohne Nutzungskonkurrenzen bereitgestellt werden können, ist es fraglich, ob die Nettobilanz der globalen Klimawirkungen dieses Szenarios

tatsächlich positiv ausfällt. Wird im Ausland beispielsweise Wald gerodet, um zusätzliche Ackerflächen bereitzustellen, kann die Gesamtbilanz einer solchen Strategie klimaschädlicher ausfallen als die ursprüngliche Lösung.

Innerhalb dieses Szenarios wurden noch weitere Vergleiche analysiert:

Szenario Ib: Status Quo versus Umstellung auf ökologischen Durchschnitt [öko]

Stellt man die gegenwärtige durchschnittliche konventionelle Praxis [konv] hypothetisch auf gegenwärtige ökologische Durchschnittsverfahren [öko] um, die geringere Leistungen und Erträge aufweisen als die leistungsmäßig führenden Öko-Betriebe [öko_plus], reduziert sich das Treibhausgaseinsparpotenzial nicht um 20 Prozentpunkte (27 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente), sondern lediglich um 15 Prozentpunkte (20 Mio. t CO₂-Äquivalente). Das Gesamtpotenzial der THG-Vermeidung würde sich damit um 7 Mio. Tonnen reduzieren und zusammen mit dem Humusaufbau und der Biogasnutzung auf insgesamt 61,7 Mio. t CO₂-Äquivalente beschränken.⁶⁴ Der zusätzliche Flächenbedarf dagegen würde sich aufgrund der geringeren Flächenerträge und Leistungen um 3,3 Mio. ha auf 14,8 Mio. ha erhöhen, das wären 87 Prozent der in Deutschland derzeit genutzten landwirtschaftlichen Fläche.

Szenario Ic: Status Quo versus Umstellung auf konv_plus-Betriebe

Als weiteres Szenario wurde eine Umstellung auf die jeweiligen führenden konventionellen Betriebe [kon_plus] berechnet. Dabei ergibt sich eine deutliche Verringerung der Einsparpotenziale der Umstellung der Verfahren auf nur noch 7 Prozentpunkte (9,8 Mio. t CO₂-Äquivalente) gegenüber dem in Tabelle 10.2 dargestellten Szenario. Das Gesamtvermeidungspotenzial ist gegenüber dem öko_plus-Szenario um 17,3 Mio. t geringer und kommt insgesamt noch auf 51 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalente. Auch hier ist für den Großteil der Gesamtreduzierungen die für alle Verfahren geltende Wiedervernässung von Mooren verantwortlich. Aufgrund der höheren Flächenerträge und Leistungen würde sich in diesem Fall jedoch der zusätzliche Flächenbedarf verringern, und zwar auf nur 1 Mio. ha – gegenüber 11,5 Mio. ha in dem Szenario mit der maximal klimafreundlichen öko_plus-Variante.

Ein Vergleich der drei Varianten von Szenario I zeigt, dass bei einer Umstellung auf ökologischen Landbau gegenüber der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Praxis die deutlichsten Klimavorteile realisiert werden können. Die Vorteile vermindern sich jedoch, wenn in diesen

⁶⁴ Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Großteil der Treibhausgasvermeidung durch die Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorflächen zu erreichen ist – unabhängig davon, welche Produktionsverfahren aktuell dort stattfinden und auf welche Verfahren die übrigen landwirtschaftlichen Flächen umgestellt werden.

Ökobetrieben nicht zugleich auch eine Effizienzsteigerung im Vergleich zu den gegenwärtigen ökologischen Durchschnittsbetrieben stattfindet.

Der Vergleich zeigt außerdem, dass Effizienzsteigerungen im konventionellen Landbau allein auch einen positiven Klimaeffekt hätten, allerdings einen um gut 17 Mio. t CO₂-Äquivalente geringeren, als er mit einer durchgreifenderen Umstellung in Richtung des ökologischen Landbaus zu erzielen wäre. Dies ist in erster Linie auf die höheren Düngemengen zurückzuführen, die im konventionellen Landbau eingesetzt werden. Würden die Düngemengen in der konventionellen Praxis stärker reduziert, könnten sich die Treibhausgasreduzierungspotenziale im konventionellen Bereich denen einer Umstellung auf Ökolandbau weiter annähern.

Der konventionelle Landbau weist durch die höheren Erträge und Leistungen pro Flächeneinheit eine höhere Flächeneffizienz auf als der ökologische Landbau. Dies gilt auch für die hier untersuchten konv_plus-Verfahren, bei denen der Einsatz von Mineraldünger reduziert und durch Ausbringung von Wirtschaftsdünger substituiert wurde.

Der Großteil der landwirtschaftlichen Klimaschutzeffekte lässt sich durch eine Wiedervernäsung von Moorböden erzielen (36,9 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente). Zusätzlich können durch den Einsatz von Gülle und Mist in Biogasanlagen 4,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente vermieden werden. Dieses Basispaket für den landwirtschaftlichen Klimaschutz, das zusammen 41,5 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente ausmacht, ist unabhängig davon durchführbar, inwieweit durch eine Umstellung von Bewirtschaftungsverfahren in der Landwirtschaft zusätzliche Klimaschutzeffekte erzielt werden.

Durch eine Umstellung auf klimafreundlichere Verfahren des konventionellen Landbaus [konv_plus] wären zusätzlich knapp 10 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente zu vermeiden, durch komplette Umstellung auf durchschnittliche ökologische Verfahren [öko] könnten zusätzlich zum Basispaket gut 20 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente eingespart werden, also doppelt so viele wie mit einer Umstellung auf klimaschonendere konventionelle Verfahren [konv_plus]. Durch eine Umstellung auf klimaoptimale ökologische Verfahren [öko_plus] wären zusätzlich zum Basispaket 27,1 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente zu vermeiden.

Szenario II: Vollständige Umstellung auf klimaoptimierte Verfahren auf der deutschen landwirtschaftlichen Fläche

Das Szenario II geht aus von der Frage: Wenn die Menge pflanzlicher Produktion zum menschlichen Verzehr konstant gehalten wird, wie viel tierische Produkte können dann auf der bisher genutzten landwirtschaftlichen Fläche noch erzeugt werden? Die pflanzliche Produktion wird hinsichtlich der erzeugten Mengen konstant gehalten und vollständig auf klimafreundliche Produktion umgestellt. Alle Moorböden werden wiedervernässt und aus der Nahrungsmittelproduktion herausgenommen. Die Tierhaltung wird auf Grundlage der verbleibenden Flächen betrieben, und zwar ebenfalls nach klimaoptimierten Verfahren.

Szenario IIa: Status quo versus klimaoptimale Produktionsverfahren [öko_plus] bei konstanter Gesamtfläche

Um die Menge der gegenwärtigen Pflanzenproduktion zum menschlichen Verzehr und zur Energieerzeugung (vereinfacht angenommen als die Menge der gesamten Pflanzenproduktion abzüglich der Futtermittelerzeugung) mit klimafreundlichen Anbauverfahren auf einer konstanten Größenordnung zu halten, wären im Fall einer Umstellung auf die klimafreundlichsten ökologischen Verfahren [öko_plus] und eine Wiedervernässung sämtlicher entwässerter Moorflächen etwa 5,5 Millionen ha mehr Anbaufläche notwendig als heute.

Geht man davon aus, dass keine zusätzlichen Flächen im Ausland genutzt werden sollen, dann müsste die Produktion von Fleisch und Milch entsprechend reduziert werden. Der Futtererzeugung für die Tierhaltung stünden also 5,5 Millionen ha weniger zur Verfügung. Würde die Struktur der tierischen Produktion beibehalten (also eine konstante Aufteilung der Flächennutzung beispielsweise zwischen Mastschweine- und Milchkuhfütterung aufrechterhalten), müsste die gesamte tierische Produktion um 69 Prozent reduziert werden. Das heißt, auf den verbleibenden 5,1 Millionen Hektar Futterfläche könnten nur noch 31 Prozent, also knapp ein Drittel der aktuell erzeugten tierischen Produkte bereitgestellt werden.

Diese Berechnung bezieht mit ein, dass auch die Tierhaltungsverfahren auf klimafreundliche Verfahren umgestellt werden, sie also selbst jeweils zur Erzeugung beispielsweise eines Liters Milch oder eines Kilos Schweinefleisch mehr Fläche beanspruchen – und dies auf einer durch den Mehrbedarf des Pflanzenbaus bereits deutlich reduzierten verfügbaren Fläche in Deutschland.

Eine solche radikale Reduzierung der tierischen Produktion hätte natürlich zusätzliche Klimaschutzeffekte. Aus einem solchen Szenario ergäbe sich eine zusätzliche Reduktion um 23 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Damit ließe sich insgesamt eine Verminderung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft um 92 Mio. t CO₂-Äquivalente bzw. 69 Prozent der derzeit durch die deutsche Landwirtschaft emittierten Treibhausgase erzielen – bei

gleichbleibender Versorgung mit pflanzlichen Lebensmitteln und einer Reduzierung des Fleisch- und Milchangebots auf knapp ein Drittel der gegenwärtigen Mengen.⁶⁵

Szenario IIb: Status Quo versus Umstellung auf ökologische Durchschnittsverfahren [öko] bei konstanter Gesamtfläche

Durch den höheren zusätzlichen Flächenbedarf müsste im Fall einer Umstellung auf ökologische Durchschnittsverfahren [öko] die tierische Produktion noch stärker verringert werden, was in diesem Fall den Klimaschutzeffekt gegenüber dem öko_plus-Umstellungsszenario noch einmal leicht verstärkt. Dafür müsste bei der Verwendung ineffizienterer ökologischer Verfahren bei konstantem Flächeneinsatz auf bis zu 86 Prozent der bisherigen tierischen Produktion verzichtet werden. Die zusätzlichen Einsparungen von 3,9 Mio. t CO₂-Äquivalente gegenüber der öko_plus-Variante des Szenarios II würden durch eine zusätzliche Einschränkung der tierischen Produktion um weitere 17 Prozentpunkte erkaufte.

Szenario IIc: Status Quo versus Umstellung auf konv_plus-Betriebe

Eine Umstellung der gegenwärtigen durchschnittlichen konventionellen Praxis [konv] auf klimafreundlichere konventionelle Verfahren [konv_plus] würde ähnlich wie in Szenario I auch in Szenario II den positiven THG-Vermeidungseffekt gegenüber dem öko_plus-Verfahren zwar deutlich reduzieren, allerdings im Vergleich zu den anderen Szenarien die Aufrechterhaltung der Fleisch- und Milchproduktion auf einem höheren Niveau ermöglichen als in den ersten beiden Varianten des Szenario II. Hierbei müsste die tierische Produktion nur um 11 Prozent reduziert werden – in diesem Fall allein aufgrund der nicht mehr verfügbaren, wiedervernässten Moorflächen. Da diese wiederum einen bedeutenden Teil der Gesamtreduktion ausmachen, würden trotzdem insgesamt noch 42 Prozent der THG-Emissionen reduziert (56 Mio. t CO₂-Äquivalente).

Die hier vorgestellten Szenarien sind hypothetischer Natur. Näher an der Realität dürften Szenarien liegen, die ein schrittweises weiteres Wachstum des Ökolandbaus sowie eine durch politische Rahmensetzungen angestoßene Reduzierung des Düngemiteleinsatzes in den konventionellen Wirtschaftweisen vorsehen. Dabei sind zum einen mittelfristig Effizienzsteigerungen des Ökolandbaus und zum anderen eine Reduzierung des Mineräldüngereinsatzes im konventionellen Landbau denkbar. Dies wäre nicht nur im Sinne des Klimaschutzes, sondern

⁶⁵ Nicht berücksichtigt ist in der Szenarioberechnung die zusätzliche Produktion von speziellen pflanzlichen Substituten der Fleischproduktion, wie Gemüse, Eiweiß- oder Ölpflanzen. Hierzu wäre eine genauere Untersuchung der dann zu erwartenden Konsummuster notwendig. Daraus ergäbe sich eine leichte weitere Reduzierung der tierischen Produktion.

u.a. auch im Sinne des Umwelt- und Gewässerschutzes gesamtwirtschaftlich sinnvoll (vgl. den folgenden Abschnitt 10.3).

Die Klimaeffekte und Flächenbedarfe der untersuchten Tierhaltungs- und Pflanzenbauverfahren sind hier auf Grundlage typischer Verfahren konventioneller und ökologischer Durchschnittsbetriebe sowie der jeweils leistungsmäßig führenden Betriebe beider Bewirtschaftungsformen abgeleitet worden [konv, konv_plus, öko, öko_plus]. Mit dieser Vorgehensweise sind systematische Unterschiede in den produktbezogenen Klimabilanzen der untersuchten Verfahren herausgearbeitet worden, aus denen Potenziale zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft abgeleitet werden können. Aufgrund der großen Vielfalt der in der Praxis vorhandenen Bewirtschaftungsformen können die vorgenommenen Berechnungen auf der Basis der Definition typischer Betriebe jedoch kein vollständig repräsentatives Bild der deutschen Landwirtschaft zeichnen.

Die hier zur Ableitung der Szenarien im Bezug auf den Gesamtsektor vorgenommenen Hochrechnungen geben daher in erster Linie Auskunft über die *Richtung und relative Dimension der Änderungen* von Treibhausgasemissionen und Flächenbedarfen, die mit einer durchgreifenden Umorientierung auf klimafreundlichere Wirtschaftsweisen verbunden wären. Hieraus können wirksame Ansatzpunkte für eine die Potenziale der Landwirtschaft nutzende Klimapolitik entwickelt werden (vgl. Abschnitt 10.4 "Maßnahmen für mehr Klimaschutz in der Landwirtschaft").

Aussagen zur *absoluten Höhe der aggregierten Effekte* sind aufgrund des methodischen Vorgehens anhand typischer Betriebe und der in verschiedenen Bereichen von großen Schwankungsbreiten gekennzeichneten Datenlage mit unterschiedlich großen Unsicherheiten verbunden. Da die Klimaeffekte der verschiedenen Verfahren eng mit bestimmten, besonders klimarelevanten Inputfaktoren (wie dem Mineräldüngereinsatz oder der Verfütterung von importiertem Soja) verknüpft sind, deren gesamte Einsatzmengen im deutschen Agrarsektor statistisch bekannt sind, ist es relativ gut abzuschätzen, wie viel Treibhausgasemissionen durch eine diesbezügliche Umstellung der Verfahren insgesamt zu erreichen wären. Hinsichtlich der mit einer Umstellung verbundenen Flächenbedarfe und auch hinsichtlich der Emissionswirkungen einzelner Verfahrensaspekte (wie beispielsweise dem Wirtschaftsdüngermanagement im Stall) führt die geringe Einheitlichkeit der Verfahren in der Praxis zu einer größeren Streuung der Bilanzierungsergebnisse.

Die getroffenen Aussagen beruhen auf dem Stand des Wissens, gleichwohl besteht diesbezüglich weiterer Forschungsbedarf, der die hier vorgelegten Ergebnisse verfeinern und weiter konkretisieren kann – beispielsweise im Hinblick auf die Emissionen aus verschiedenen Stallhaltungsformen oder auch hinsichtlich der Effekte der Entwässerung bzw. Wiedervernäsung von Mooren und Feuchtgebieten.

Um zu weiter abgesicherten Ergebnissen hinsichtlich des Gesamtpotenzials der THG-Vermeidung und des zusätzlichen Flächenbedarfes zu kommen, wäre u.a. eine flächende-

ckende, repräsentative Erfassung der verschiedenen klimarelevanten Bewirtschaftungsparameter erforderlich, im Verein mit der Auswertung detaillierter Bodenkarten und regionaler Klimabedingungen.

10.3 Konflikte und Synergien mit anderen Zielen

Die Untersuchung der Klimaeffekte der landwirtschaftlichen Produktion darf nicht den Blick auf die weiteren Umweltwirkungen der Landwirtschaft verstellen. Eine einseitige Optimierung hinsichtlich der Klimawirkungen kann ansonsten wichtige andere Ziele des Umwelt- und Tierschutzes gefährden.

a) Klimaschutz versus Tierschutz?

Die Analyse ergibt eine Reihe von Trade-Offs zwischen Klimaschutz und Tierschutzzielen: „Klimafreundliche“ Tierhaltungsverfahren sind nicht unbedingt tierfreundlich. Klimaschutz und Tierschutz laufen dabei z.T. in unterschiedliche Richtungen: Einstreu und insbesondere Tiefstreuverfahren verursachen im Vergleich zu einstreulosen Vollspaltenböden hohe Klimagasemissionen. Messergebnisse aus Schrägbodenställen in der Schweinemast zeigen jedoch, dass auch Einstreusysteme klimafreundlich betrieben werden können, wenn die Abfuhr von Gülle und Mist optimiert wird – beispielsweise durch eine häufigere Entmistung und eine möglichst wirkungsvolle Trennung von Kot-, Harn- und Einstreubereichen.

Die Klimaeffekte pro Liter Milch oder pro Kilogramm Geflügelfleisch lassen sich verbessern, indem die entsprechenden Leistungen der Tiere gesteigert werden – beispielsweise in Form einer Steigerung der Milchleistung pro Kuh oder eines höheren Umsatzes von Futtermitteln in Fleischzuwachs. Dabei können jedoch auch Tierschutzaspekte berührt werden. Es bedarf eingehender ethologischer Untersuchungen, um beispielsweise die Bewegungsansprüche der Tiere, ihren Bedarf an Beschäftigungsmaterial und die tiergerechte Ausgestaltung der Stallanlagen zu ermitteln.

Masthähnchen setzen das Futter schneller und zu einem höheren Anteil in Gewichtszunahmen um, wenn sie sich aufgrund dichter Haltung weniger bewegen können. Aus Klimaschutzsichtspunkten wäre dies zu begrüßen – nicht jedoch aus der Perspektive des Tierschutzes.

Ähnlich verhält es sich mit der Steigerung der Milchleistung bei Kühen – auf inzwischen über 10.000 kg Milch pro Jahr bei Hochleistungskühen. Auch die Milchleistung kann u.a. durch weniger Auslauf gesteigert werden – wenn die Kuh längere Zeit im Stall liegend auf einer speziellen Komfortmatratze verbringt, steht mehr Energie zur Milchproduktion zur Verfügung, als wenn sie Auslauf hat oder Weidegänge unternehmen kann.

In einem Gutachten für das Bundeslandwirtschaftsministerium stellt der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik, nachhaltige Landbewirtschaftung und Entwicklung ländlicher Räume fest, dass innerhalb gewisser Leistungsgrenzen Tiergesundheit und Leistung Hand in Hand gehen. Im Bereich von Höchstleistungen träten jedoch vermehrt Antagonismen zwischen Leistung und Gesundheit auf (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT 2005, S. 37,38). Der Beirat fordert vor diesem Hintergrund, die Zucht nicht allein auf Höchstleistung, sondern auch auf Fruchtbarkeit, Nutzungsdauer und Erkrankungsraten zu orientieren und mit Monitoringprogrammen die Tiergesundheit in der Praxis besser zu überwachen.

SUNDRUM UND LÖSER (2008) weisen darauf hin, dass Tierhaltung nach Vorgaben des Ökolandbaus nicht automatisch bessere Tiergesundheit als in der konventionellen Haltung bedeutet. Sie sehen in der Qualität des betrieblichen Managements die Hauptursache für die Variation des Gesundheitsstatus und der Tierverluste zwischen den verschiedenen Betrieben.

Objektive Grenzen einer tiergerechten Leistungssteigerung, wie sie aus eindimensionaler Klimaschutzperspektive in vielen Fällen wünschenswert wäre, werden in der tierethologischen Literatur nicht definiert. Es existiert aber durchaus ein Indikatorenset, mit dem die Tiergerechtheit verschiedener Haltungsverfahren beurteilt werden kann. Dabei sind zum einen durchaus systematische Unterschiede hinsichtlich der Tiergerechtheit bestimmter Haltungsverfahren auszumachen. Zum anderen ergeben sich in der Praxis Unterschiede aufgrund des unterschiedlichen Managements individueller Betriebe innerhalb des gleichen Haltungsverfahrens (KTBL 2006a; KEMPKENS 2008).

b) Klima- und Gewässerschutz

Ein Feld, auf dem Klimaschutz mit der Erreichung anderer positiver Umweltziele nicht konfliktiert, sondern Hand in Hand geht, ist der Gewässerschutz. Die Reduzierung des Einsatzes von Mineraldünger dient nicht allein dem Klima-, sondern zugleich auch dem Gewässerschutz. Durch eine Reduzierung der Einsatzmengen wird Energie für die Herstellung von Mineraldünger eingespart, nach der Ausbringung auf dem Feld wird weniger N₂O emittiert und es wird weniger Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässer ausgewaschen. Somit werden neben den Kosten des Klimawandels auch weitere externe Kosten des Düngemiteleinsatzes reduziert – ein echter Synergieeffekt.

c) Klimaschutz und Schutz von Biodiversität

Ähnliche Synergieeffekte können sich im Hinblick auf den Schutz von Biodiversität ergeben. Mit der Wiedervernässung von Feuchtgebieten und einer Reduzierung der Düngung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden Biotop wiederhergestellt bzw. von Nutzungsdruck entlastet. Damit wird Raum zur Wiederansiedlung verdrängter und teilweise in ihrem Bestand bedrohter Arten geschaffen.

Die extensive Beweidung wiedervernässter Feuchtwiesen auf Moorböden durch Rinder in Mutterkuhhaltung ist eine der Optionen, wiedervernässte Moorstandorte weiterhin in landwirtschaftlicher Nutzung zu halten.

Diese positiven Wirkungen sind allerdings auch mit denen alternativer Landschaftsschutzmaßnahmen und klimafreundlicher Nutzungsmöglichkeiten abzuwägen – beispielsweise die Wiederanlage und Nutzung von Auwäldern in Flussniederungen oder die extensive Biomasseerzeugung beispielsweise durch Schilfanbau in wiedervernässten Feuchtgebieten.

10.4 Maßnahmen für mehr Klimaschutz in der Landwirtschaft

Von Seiten der Bundesregierung gibt es – abgesehen von der Förderung des Anbaus von Biomasse zur energetischen Verwertung – bisher keine erkennbaren Ansätze zur Verbesserung des Klimaschutzes in der Landwirtschaft. Angesichts des bedeutenden Beitrags der Landwirtschaft zu den deutschen Treibhausgasemissionen (133 Millionen Tonnen oder 13,3 Prozent der Gesamtemissionen – plus der durch Importfuttermittel im Ausland verursachten Emissionen) wäre dies jedoch dringend geboten. Wie die vorliegende Studie zeigt, könnte die Landwirtschaft einen erheblichen Teil zum Erreichen des deutschen Klimaszutzzieles beitragen. Im Fall einer extrem konsequenten Klimaschutzpolitik könnte die Landwirtschaft über die Hälfte ihrer laufenden Treibhausgasemissionen vermeiden – das wären bis zu 6,7 Prozent der Emissionen der deutschen Gesamtwirtschaft.

Dazu muss nicht nur der Landwirtschaftsbereich in der Klimapolitik Berücksichtigung finden, sondern auch die Agrarpolitik muss hinsichtlich ihrer Klimawirkungen untersucht werden. Agrarpolitische Fördermaßnahmen und Rahmensetzungen, die zu einer Aufrechterhaltung eines klimaschädlichen Intensitätsniveaus und Produktionsumfangs führen, müssen auf den Prüfstand gestellt werden, wenn die Landwirtschaft einen substantiellen Beitrag zum Klimaschutz leisten soll. Dazu zählen u.a. Exportsubventionen, die Zuckermarktordnung, Flächenprämien ohne strengere als die bisher bestehenden Auflagen zur Düngepraxis sowie Förderprogramme, die die Nutzung von marginalen Flächen weiterhin lohnend erhalten, die aus Klimaschutzsicht besser wiedervernässt werden sollten.

Aus der hier vorgelegten exemplarischen Analyse der Klimawirkungen einzelner zentraler Verfahren des Pflanzenbaus und der Tierhaltung ergeben sich folgende konkrete Ansatzpunkte zu einer klimafreundlicheren Gestaltung der landwirtschaftlichen Produktion:

1. Wiedervernässung von entwässerten Moorflächen

Die Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen verursacht knapp 30 Prozent der Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft. Eine Wiedervernässung

könnte diese Emissionen mittel- bis langfristig stoppen und mittelfristig sogar als Senke wirken, d.h. der Atmosphäre netto Kohlenstoff entziehen. Hiermit ließen sich Treibhausgasemissionen in einer Größenordnung von bis zu 37 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente vermeiden.

Die Synergien zwischen Naturschutz und Klimaschutz durch den Schutz von Mooren und Feuchtgebieten hebt auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem aktuellen Gutachten hervor. Er fordert einen strikten Schutz bestehender Feuchtgebiete, die Wiedervernässung entwässerter Moorflächen und fordert generell, die heutigen Kohlenstoffspeicher und –senken zu stärken (SRU 2008, S. 194, 200)

Eine Wiedervernässung muss nicht notwendigerweise eine völlige Nutzungsaufgabe dieser Gebiete bedeuten. So sind spezielle forstwirtschaftliche Nutzungen, wie die Pflanzung von Schwarzerlen, oder beispielsweise der extensive Anbau von Schilf oder Rohrglanzgras zur Erzeugung von energetisch nutzbarer Biomasse möglich (WICHTMANN UND SCHÄFER 2007).

2. Umstellung auf ökologischen Landbau

Die Umstellung auf Verfahren des ökologischen Landbaus bringt an mehreren Ansatzpunkten positive Klimaeffekte: durch die Einsparung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln, den weitestgehenden Verzicht auf Importfuttermittel sowie eine positive Humusbilanz auf den bewirtschafteten Böden.

Die Reduzierung des Einsatzes von Mineraldüngern macht einen Großteil der in der Klimabilanzierung identifizierten Differenzen zwischen dem konventionellen und dem ökologischen Pflanzenbau aus. Über die Fütterung wirkt sich dies auch auf die Klimabilanz der Tierhaltungsverfahren aus. Das heißt, der in dieser Studie in vielen Pflanzenbau- und Tierhaltungsverfahren ausgewiesene Klimavorteil der ökologischen Landwirtschaft ist zu einem Großteil auf die sparsamere und nicht auf Mineraldünger basierende Düngung im ökologischen Landbau zurückzuführen.

Da im ökologischen Landbau bislang jedoch systematisch niedrigere Erträge erwirtschaftet werden, müssen bei einem Ausbau dieses Verfahrens die Konsequenzen hinsichtlich des erweiterten Flächenbedarfs berücksichtigt werden. Steht nur eine begrenzte Menge an Flächen zur Verfügung, ergibt sich die Konsequenz, dass bei einer Umstellung auf Ökolandbau zugleich die Struktur der Flächennutzung bzw. der landwirtschaftlichen Produktion verändert werden muss. Um die Versorgung mit pflanzlichen Lebensmitteln sicherzustellen, müsste bei konstanter Flächenverfügbarkeit die Erzeugung tierischer Produkte (Fleisch und Milch) reduziert werden (vgl. Szenario II in Abschnitt 10.2).

3. Optimierung des Düngemanagements insbesondere im konventionellen Landbau

Nicht nur in der vollständigen Umstellung auf ökologischen Landbau liegen Klimaschutzpotenziale, sondern auch in der Reduzierung der Düngung im konventionellen Landbau. Eine Verminderung des Mineraldüngereinsatzes und eine gezielte Berücksichtigung von Gülle und Mist in der Düngeplanung, bzw. auch eine Vermittlung von Wirtschaftsdünger an viehlose Ackerbaubetriebe könnte zu einer deutlichen Verminderung der Treibhausgasemissionen sowohl pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche, als auch pro Kilogramm Erntegut führen.

Die Gabe von mineralischem Stickstoffdünger wirkt gleich zweifach klimaschädigend: Bei der energieintensiven Produktion dieser Düngemittel werden große Mengen CO₂ und Lachgas freigesetzt – und dann später noch einmal Lachgas nach der Ausbringung auf die landwirtschaftlichen Flächen. Eine Reduzierung von Nährstoffüberschüssen durch eine Optimierung der Düngestrategien hat also einen zweifach positiven Klimaeffekt.

4. Klimaschutzoptimierte Stallhaltung unter Beachtung von Tierschutzaspekten

Die Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung sind stark abhängig von der Art der Aufstallung und vom Wirtschaftsdüngermanagement. Eine schnelle Abführung der Fäkalien über Güllekanäle und eine häufigere Entmistung kann die Emissionen in der Schweinemast und in der Rinderhaltung erheblich vermindern.

Vollspaltenböden schneiden in mehreren Studien klimaschutztechnisch besser ab als Tiefstreuensysteme. Ein aus ethologischer Sicht guter Kompromiss zwischen Tier- und Klimaschutzaspekten könnte der Zweiflächenstall mit Einstreu, täglicher Entmistung und Spaltenbereich zur Abfuhr von Fäkalien darstellen. Diese Aufstallungsart erreicht in Messstudien ebenso günstige oder sogar bessere Emissionswerte als Vollspaltenböden. Gerade die Bio-Betriebe müssen hier jedoch in Sachen Klimaschutz aktiv werden, denn zahlreiche bestehende Systeme, wie Tiefstreuverfahren oder die Mistmatratze, werden bei Treibhausgasmessungen insbesondere aufgrund der Lachgasemissionen z.T. als hochgradig klimaschädigend bewertet. Hierdurch könnten mehrere Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente vermieden werden.

5. Erträge und Leistungen steigern – unter gleichzeitiger Berücksichtigung von Umwelt-, Klima- und Tierschutzaspekten

Die Treibhausgasemissionen pro Liter Milch variieren stark mit der Milchleistung der Kuh – denn pro Kuh fällt ein hoher Grundstock an Emissionen an, der bei hoher Milchleistung auf mehr Liter Milch verteilt werden kann. Ähnliche Effekte haben die Steigerung der Futtermittelverwertung bei Schweinen und Geflügel, wie auch eine Steigerung der Hektarerträge im Pflanzenbau. Bei den Leistungen und Erträgen liegt der ökologische Landbau gegenwärtig zwischen 10 bis 50 Prozent unter denen des konventionellen Landbaus. Dies belastet die Klima-

bilanz pro Kilogramm ökologisch erzeugter Lebensmittel, bzw. verbessert die Klimabilanz der konventionellen Landwirtschaft. Würde der Ökolandbau seine Erträge und Leistungen steigern, könnte sich der in vielen Verfahren bestehende Klimaschutzvorteil gegenüber der konventionellen Landwirtschaft weiter vergrößern.

Damit jedoch durch mehr Klimaschutz in der Landwirtschaft nicht Probleme an anderer Stelle geschaffen oder verschärft werden, müssen bei Strategien zur Steigerung tierischer Leistungen und pflanzlicher Erträge auch Umwelt- und Tierschutzaspekte berücksichtigt werden.

6. Nutzung von Gülle und Mist in Biogasanlagen ausbauen

Die Produktion von Biogas durch den Einsatz einer Biogasanlage ermöglicht den Ersatz von Strom aus dem deutschen Stromnetz und kann damit die Klimawirkung der Tierhaltung verbessern. Die mögliche Reduktion von Treibhausgasemissionen beträgt bei den betrachteten Verfahren der Schweinehaltung und Milchproduktion bis zu 10 bzw. 13 Prozent. Deutlich höher sind die Reduktionspotenziale bei der Rindermast, wo durch den Einsatz einer Biogasanlage bis zu 24 Prozent der Emissionen reduziert werden können (vgl. hierzu auch den Exkurs zu Biogasanlagen in Anhang III).

7. Rinderhaltung klimatechnisch optimieren

Die Rinderhaltung zur Milch- und Fleischerzeugung verursacht insgesamt etwa die Hälfte der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in Deutschland. Deshalb muss hier ein besonderes Augenmerk auf eine Verbesserung des Klimaschutzes gelegt werden. Neben den oben genannten Verbesserungen in der Aufstallung und (tierschutzgerechten) Leistungssteigerungen, ist auf eine klimaeffizientere Fleischerzeugung innerhalb des „Systems Rinderhaltung“ zu achten. Wie die Klimabilanzierung in dieser Studie ergab, ist die kombinierte Produktion von Milch und Fleisch aus Klimaschutzperspektive am vorteilhaftesten. Die geringsten Treibhausgasemissionen sind dem Fleisch von Altkühen aus der Milchkuhhaltung zuzuschreiben. In der Rindermast sind diejenigen Verfahren, die „überschüssige“ männliche Kälber aus der Milchviehhaltung ausmästen, am klimafreundlichsten. Aus Klimaschutzperspektive sollte also möglichst wenig Rindfleisch außerhalb des Milcherzeugungssystems produziert werden. Das würde eine Reduzierung der Mutterkuhhaltung bedeuten.

Derzeit laufen Experimente zu einer Optimierung der Futterzusammensetzung zur Reduzierung insbesondere der Methanemissionen. Auch hier sind Aspekte des Klimaschutzes, der Tiergesundheit und des erreichbaren Leistungsniveaus gegeneinander abzuwägen.

Die Grünlandnutzung durch Rinderhaltungsbetriebe sollte aus Klimaschutzperspektive keinesfalls auf entwässerten Moorstandorten stattfinden, da ansonsten eine Vervielfachung der negativen Klimawirkungen der Produktion zustande kommt. Insbesondere in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg findet Rinderhaltung je-

doch noch immer zu 30 bis über 50 Prozent auf entwässerten Moorböden statt. Auf wiedervernässten Flächen wären extensive Rinderhaltungsverfahren möglich, bei denen jedoch Leistungsabschläge in Kauf genommen werden müssen.

In einer ökologischen Gesamtbewertung der verschiedenen Verfahren sind neben dem Klimaschutzaspekt auch andere Bewertungsdimensionen zu berücksichtigen. So gelten die im Bezug auf den Klimaschutz besonders nachteiligen Mutterkuhhaltungsverfahren als besonders tierfreundlich. Auch können sie wichtige Funktionen im Bezug auf den Landschaftsschutz übernehmen – wie das Offenhalten extensiv genutzter Weideflächen oder Hutelandschaften, oder auch die Nutzung wiedervernässten Grünlands.

8. Import von besonders klimaschädlich produzierten Futtermitteln reduzieren

Die deutsche Fleischproduktion verlagert gegenwärtig einen Teil ihrer Treibhausgasemissionen ins Ausland – nämlich dorthin, wo Futtermittel angebaut werden, die nach Deutschland importiert und hier verfüttert werden. Insbesondere der Sojaanbau in Lateinamerika verursacht durch die Erhöhung des Nutzungsdrucks auf noch bestehende Waldflächen und die daraus folgende Abholzung und Nutzung ehemaliger Waldflächen erhebliche negative Klimawirkungen in der Größenordnung von mindestens 10 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten - je nach Berechnungsweise möglicherweise auch ein Vielfaches dieses Wertes. Geht man von einer begrenzten landwirtschaftlichen Nutzfläche aus (und dies ist der Fall, wenn weitere Waldrodungen aus Klima- und Artenschutzgründen verhindert werden sollen), steht die Produktion von Futtermitteln außerdem in unmittelbarer Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln.

Neben den negativen Klimawirkungen des Anbaus sind zusätzlich auch die Treibhausgasemissionen zu berücksichtigen, die durch den Transport von Importfuttermitteln entstehen. Die Klimabilanz insbesondere der konventionellen Schweine- und Geflügelhaltung wird durch die der Erzeugung und dem Transport von Importfuttermitteln zuzuschreibenden Klimaeffekte in Relation zu den entsprechenden ökologischen Tierhaltungsverfahren deutlich verschlechtert.

9. Forschungsbedarf für eine klimafreundlichere Landwirtschaft und Ernährung

Klimafreundlichere Landnutzungsoptionen erforschen

Um die Landwirtschaft klimafreundlicher zu gestalten, müssen außerdem die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Prozesse noch besser erforscht und klimafreundliche Formen der Tierhaltung und des Pflanzenbaus weiterentwickelt werden. So bestehen im Bereich der Tierhaltung noch erheblich Unsicherheiten hinsichtlich der Klimawirkungen verschiedener Haltungsformen. Hier bedarf es weiterer eingehender Messstudien, die unterschiedliche Emissionen aus verschiedenen Stallhaltungsformen methodisch einwandfrei belegen. Außerdem müs-

sen tierethologische und –medizinische Studien klären, welche Stallhaltungsformen und Leistungsniveaus (beispielsweise in der Milchviehhaltung) aus Tierschutzperspektive angebracht oder vertretbar sind. Nur so können in den Bereichen, in denen ein Spannungsverhältnis zwischen Tierschutz und Klimaschutz zu erwarten ist, verantwortliche Entscheidungen getroffen werden. Ferner gilt es, klimafreundliche Landnutzungssysteme zu finden, die globale und nationale Ernährungssicherheit, Produktion von Biomasse zur Substitution fossiler Energieträger, soziale Fragen der regionalen Entwicklung sowie Anforderungen des Umwelt- und Naturschutzes miteinander in Einklang bringen. Dies ist auch und gerade Aufgabe sozialökologischer Forschung.

Forschungsbedarf hinsichtlich klimafreundlicherer Konsummuster

Diese Studie fokussiert bewusst auf die produktionsseitigen Aspekte des Agrarsektors, um Schwierigkeiten und Potenziale des Klimaschutzes in der landwirtschaftlichen Produktion herauszuarbeiten. Wie die Gesamtszenarien zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen jedoch gezeigt haben, würde sich bei einer konsequenten Klimapolitik auch die Struktur der landwirtschaftlichen Produktion ändern müssen. Ohne eine entsprechende Veränderung der Konsummuster der Verbraucher würden Nahrungsmittel, die wegen konsequenten Klimaschutzes auf deutschem Boden nicht mehr in ausreichender Menge produzierbar wären, aus dem Ausland importiert. Damit würden die Treibhausgasemissionen exportiert und global betrachtet würden keine Klimaschutzeffekte erzielt.

Daher gilt es, Klimawirkungen der unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produkte und Produktionsverfahren transparent zu machen – wie es auch die Absicht dieser Studie ist. Nur auf Grundlage transparenter Information können Produktions- und Konsummuster in Richtung zunehmender Nachhaltigkeitsorientierung verändert werden.

11 Anhang

Anhang I: Produktbezogene Emissionen der Milchviehhaltung und Rindfleischproduktion in konventionellen, konventionell-extensiven und ökologischen Betrieben

Emissionen pro 1kg Milch [in kg CO ₂ -Äquivalente]	Einbezogene Klimabilanzelemente															Quelle
	Vorproduktion*	Futtermittel		Synthetische Düngemittel			PSM für Grünlandbewirtschaftung	Tierische Verdauung	Wirtschaftsdüngermanagement			Fossile Brennstoffe		Elektrizität	Maschinenherstellung	
		Produktion**	Transport	Produktion	Transport	Anwendung			Lagerung im Stall	Lagerung	Ausbringung	Bereitstellung	Verbrennung			
Konventionell intensiv																
0,9		X	X			X		X	X	X	X		X	X	-	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004)
1,3 (1,1 – 1,7)			X	X		X		X		X	X	X	X	X		HAAS et al. (2001)
1,4		X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	-	THOMASSON et al. (2007)
1,5		X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	-	CASEY, HOLDEN (2005)
Konventionell extensiv																
1,0 (0,9 – 1,2)			X	X		X		X		X	X	X	X	X		HAAS et al. (2001)
1,04		X	X			X		X	X	X	X		X	X	-	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004)
Ökologisch																
0,94		X	X			X		X	X	X	X		X	X	-	CEDERBERG, FLYSJÖ (2004)
1,3 (1,2 – 1,4)			X	X		X		X		X	X	X	X	X		HAAS et al. (2001)
1,5		X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	-	THOMASSON et al. (2007)

Quellen: wie angegeben, Abbildung: IÖW; * insbesondere Kälber- und Färsenaufzucht, ** detaillierte Emissionen der Futtermittelproduktion werden separat erfasst, Importfuttermittel meist vernachlässigt
 Legende: X einbezogen, □ keine Angaben, - nicht einbezogen

Emissionen pro 1kg Rindfleisch [in kg CO ₂ -Äquivalente]	Einbezogene Klimabilanzelemente														Quelle	
	Vorproduktion*	Futtermittel		Synthetische Düngemittel			PSM für Grünlandbewirtschaftung	Tierische Verdauung	Wirtschaftsdüngermanagement			Fossile Brennstoffe		Elektrizität		Maschinenherstellung
		Produktion**	Transport	Produktion	Transport	Anwendung			Lagerung im Stall	Lagerung	Ausbringung	Bereitstellung	Verbrennung			
Konventionell																
32,5		X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	-	berechnet nach CASEY und HOLDEN (2006)
36,4	X	X	X	X				X				X	X	X	-	OGINO et al. (2007)
Ökologisch																
22,3																CADERBERG und STADIG (2003)
27,7		X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	-	berechnet nach CASEY und HOLDEN (2006)

Quellen: wie angegeben, Abbildung: IÖW

* Kälber- und Jungrinderaufzucht, Mutterkuhhaltung

** detaillierte Emissionen der Futtermittelproduktion werden separat erfasst, Importfuttermittel meist vernachlässigt

Legende: X einbezogen, □ keine Angaben, - nicht einbezogen

Anhang II: Berechnung der Einnahmen der Milchviehbetriebe und Betriebe mit Mutterkuhhaltung für die monetäre Allokation

Tabelle: Einnahmen der Milchviehbetriebe bezogen auf die jeweiligen Produkte

	Einnahmen			
	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
	Fleckvieh	Holstein-Friesian	Fleckvieh	Holstein-Friesian
1 kg Milch	0,37 € ¹	0,37 € ¹	0,50 € ²	0,50 € ²
1 Kalb („ab Geburt“)	178,92 € ³	41,23 € ⁴	203,23 €	63,23 €
1 Altkuh (Milchkuh)	950,95 € ⁵	832,00 € ⁵	896,73 € ⁶	815,21 € ⁶

1) Erzeugerpreise Milch Deutschland Februar 2008 nach Schätzung der ZMP (www.zmp.de)

2) Erzeugerpreise Ökomilch Deutschland März 2008 nach Preistrend auf der Basis von 30 Bio-Molkereien (www.biomilchpreise.de)

3) Erzeugerpreis 3,83 €/je Kilogramm Lebendgewicht für Fleckvieh-Kälber (Land und Forst vom 20. März 2008, S. 91); Gewicht beim Verkauf nach 50 Tagen 81 kg; abzüglich der Haltungskosten bis zum Verkauf, für die durchschnittliche Haltungskosten von 2,63 €/je Tag angesetzt wurden (KTBL 2006)

4) Erzeugerpreis 78 € je Kalb Holstein-Friesian (Land und Forst vom 20. März 2008, S. 91); Verkauf nach 14 Tagen; abzüglich der Haltungskosten von 2,63 €/je Tag (KTBL 2006)

5) Erzeugerpreis von Kuhfleisch 2,66 €/bzw. 2,56 €/je kg Schlachtgewicht für Fleckvieh bzw. Friesian-Holstein (Land und Forst vom 20. März 2008, S. 91); Schlachtgewicht 357,5 kg bzw. 325 kg

6) Erzeugerpreis Öko-Kuhfleisch 2,51 €/je kg Schlachtgewicht (ZMP 2007b); Schlachtgewicht 357,5 kg bzw. 325 kg

Tabelle: Einnahmen der Betriebe mit Mutterkuhhaltung bezogen auf die jeweiligen Produkte

	Einnahmen			
	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
	Fleckvieh	Fleckvieh	Fleckvieh	Fleckvieh
1 Bulle / Ochse	1.205,64 € ¹	1.224,00 € ¹	1.203,03 € ²	1.245,49 € ²
1 Altkuh (Mutterkuh)	986,86 € ³	986,86 € ³	986,86 € ³	986,86 € ³

1) Erzeugerpreise Jungbullen 3,06 €/kg Schlachtgewicht in Deutschland April 2008 nach Schätzung der ZMP (www.zmp.de); Schlachtgewicht 394 bzw. 400 kg

2) Erzeugerpreise Ochsen aus ökologischer Landwirtschaft 3,54 €/je kg Schlachtgewicht (zmp 2007b); Schlachtgewicht 340 kg bzw. 352 kg

3) Erzeugerpreis von Kuhfleisch 2,66 €/je kg Schlachtgewicht für Fleckvieh (Land und Forst vom 20. März 2008, S. 91); Schlachtgewicht 371 kg

Anhang III: Verringerung des Treibhauspotenzials durch den Einsatz von Biogasanlagen

Biogasanlagen stellen eine Möglichkeit dar, die in der Tierhaltung anfallende Gülle bzw. den Festmist zur Energieerzeugung zu nutzen. Gleichzeitig kann dies als Vorbehandlung betrachtet werden, da der Wirtschaftsdünger dadurch pflanzenverträglicher wird und insbesondere die Methanemissionen bei der Lagerung sowie auf dem Feld oder Grünland verringert werden können. So konnten in Versuchen die Emissionen von Lachgas von 450 g N₂O-N/ha auf 370 g N₂O-N/ha reduziert werden (KEHRES 2007). In anderen Versuchen blieben die Lachgasemissionen hingegen weitgehend konstant oder stiegen sogar leicht an, dennoch konnte insgesamt ein Rückgang der Treibhauswirkung des Wirtschaftsdüngers durch die hohen vermiedenen Methanemissionen erreicht werden, die allein bei der Lagerung der Gülle bei 20 Prozent bei Schweinegülle und sogar bei 60 Prozent bei Rindergülle lagen (AMON UND DÖHLER 2006). Im Folgenden wird von diesen positiven Folgewirkungen der Vergärung von Gülle und Mist in Biogasanlagen lediglich die Erzeugung von Energie und die entsprechend durch die Vermeidung anderweitiger Energieerzeugung erzielte Reduktion des Treibhauspotenzials berücksichtigt. Nicht berücksichtigt bleibt in dieser Studie also die Reduktion der CH₄- und N₂O-Emissionen beim Lagern und Ausbringen des fermentierten Wirtschaftsdüngers, die zu einer weiteren Senkung des Treibhauspotenzials der Tierhaltung durch den Einsatz einer Biogasanlage führen kann.

Die folgenden Berechnungen gehen davon aus, dass die in den jeweiligen Tierhaltungsbetrieben anfallende Gülle bzw. der Festmist in einem Fermenter vergoren und das dabei entstehende Biogas in einem BHKW verbrannt wird, wodurch Strom und Wärme erzeugt werden. Die spezifische Biogasausbeute aus Gülle und Festmist von Rindern und Schweinen weist dabei große Differenzen auf, wie Tabelle A III.1 darstellt. Auf der Grundlage der Angaben zur Biogasausbeute von Gülle und Mist wurde aus den in den Betrieben anfallenden Mengen an Wirtschaftsdünger die erzielbare Biogasmenge berechnet. Dabei fand keine weitere monetäre Allokation der Reduktionspotenziale statt, sondern es wird in der vorliegenden Studie lediglich beispielhaft für die Hauptprodukte aufgezeigt, welche Reduktion maximal durch eine Biogasanlagen zu realisieren wäre.

Tabelle A III.1: Biogasausbeute aus Gülle und Festmist von Rindern und Schweinen

		m ³ Biogas pro t Gülle	m ³ Biogas pro t Festmist
Rind	Milchkühe	14,1	42,5
	Kälber bis 6 Monate	9,3	
	Sonstige Rinder	34,4	
Schwein		23,8	55,0

Quelle: WILFERT UND SCHATTAUER 2002 zitiert nach FRITSCHKE et al. (2004)

Da die Wärme in der Praxis häufig nur zu einem geringen Anteil genutzt werden kann, wird hinsichtlich der Verringerung des Treibhauspotenzials lediglich die Wirkung der Substitution von Strom aus dem deutschen Kraftwerkpark durch Strom aus der Biogasanlage berücksichtigt. Vernachlässigt werden außerdem die Emissionen, die im Rahmen der Herstellung der Biogasanlage entstehen.

Aus der Menge an anfallendem Biogas wurde, beruhend auf den Angaben des Biogasrechners der KTBL⁶⁶, der von einem Gewinn von 7 kWh Bruttoenergie aus 1 m³ Biogas ausgeht, die erzeugte Energie (Bruttoenergiegewinn) berechnet, wobei von einer jährlichen Stromerzeugung in Höhe von 35 Prozent der Bruttoenergie und einem Hilfsenergiebedarf von 3 Prozent des Stroms ausgegangen wird⁶⁷. Zur Berechnung der vermiedenen Emissionen an Treibhausgasen wurde unterstellt, dass durch die Stromerzeugung dieselbe Menge an Strom nicht aus dem Netz bezogen werden musste. Als eingesparte Emissionen werden entsprechend die durchschnittlichen Emissionen der Stromerzeugung im deutschen Kraftwerkspark angenommen, die bei 0,604 kg CO₂-Äquivalenten je kWh Strom liegen⁶⁸. Diese eingesparten Emissionen wurden auf die funktionelle Einheit Schweinefleisch, Milch und Rindfleisch umgerechnet.

Die Berechnungen für die Modellbetriebe der Schweinemast ergeben, dass je Kilogramm Schweinefleisch durch die Verwendung der Gülle und des Mistes in einer Biogasanlage zwischen 96 und 208 g CO₂-Äquivalente eingespart werden können (siehe Tabelle A III.2). Die höheren Werte bei den ökologischen Betrieben resultieren hier aus den Haltungssystemen, die durch den Einsatz von Stroh zu höheren Festmistmengen und damit höheren Biogaserträgen führen.

⁶⁶ <http://www.ktbl.de/index.php?id=350>

⁶⁷ Die jährliche Stromerzeugung beträgt nach Angaben (Datenblättern zur Fermentation von Gülle (Datenblatt „Fermenter/Biogas-aus-Gülle (nur R + S)“) und der Verbrennung des entstandenen Biogases (Datenblatt „Biogas-Gülle-BHKW-GM-500-OxKat-2000/brutto“) in GEMIS (Version 4.4) rund 35 % der Bruttoenergie, wovon 0,0288 kWh Strom je produzierter Kilowattstunde Strom als Hilfsenergie benötigt wird. Die Berechnung geht entsprechend von einem Eigenbedarf von 3 % des produzierten Stroms aus. Außerdem wird für den Fermenter Wärme benötigt, die jedoch im BHKW produziert werden kann, so dass kein weiterer Energiebedarf für die Beheizung angerechnet wird.

⁶⁸ GEMIS-Datenblatt „El-KW-Park-DE-2005 (UBA)“, GEMIS Version 4.4

Tabelle A III.2: Reduktionspotenzial durch den Einsatz einer Biogasanlage in den Betrieben mit Schweinehaltung

	Modellbetriebe Schweinemast			
	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
Vermiedene Treibhausgasemissionen je prod. Menge Fleisch (kg CO ₂ -äq./ kg Schlachtgewicht)	0,110	0,096	0,208	0,154

Im Vergleich zu den gesamten Treibhausgasemissionen bei der Schweinemast sind die Reduktionspotenziale mit einem Anteil von bis zu 10 Prozent eher gering (siehe Abbildung A III.1).

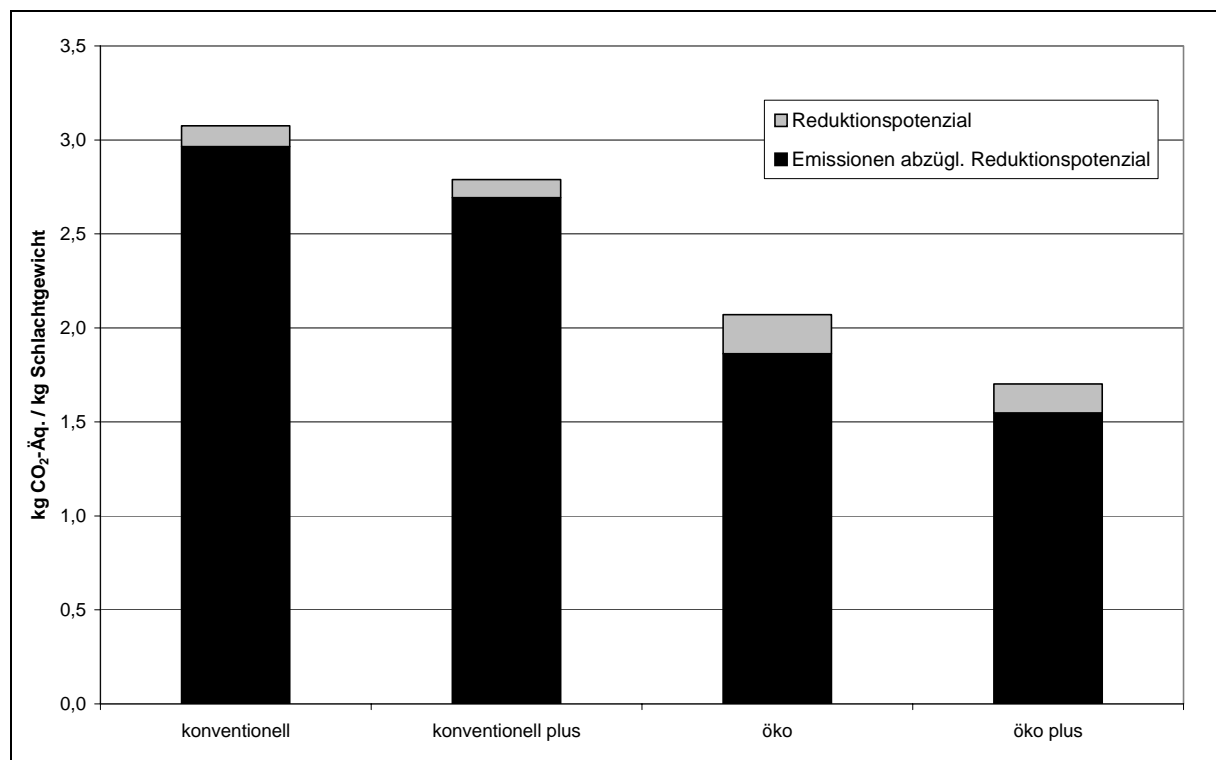


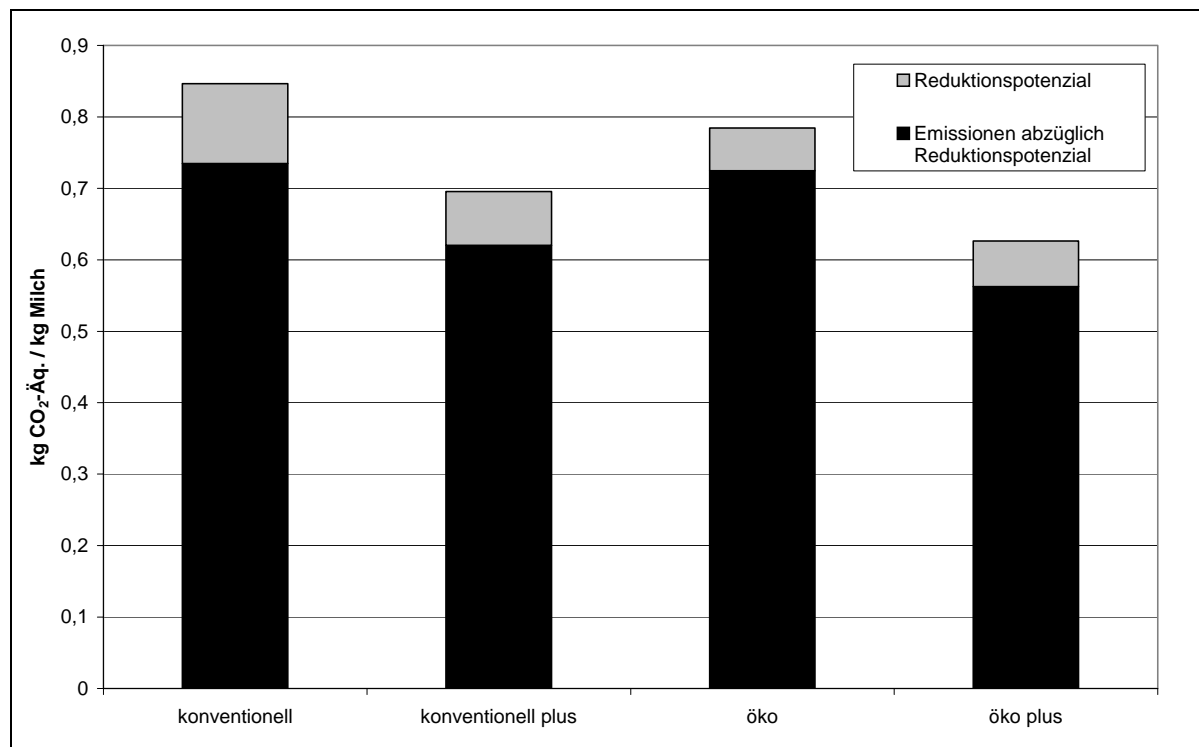
Abbildung A III.1: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Schweinemast durch den Einsatz einer Biogasanlage

Die in den Modellbetrieben der Milchviehhaltung durch den Einsatz einer Biogasanlage erzielbaren Emissionsreduktionen liegen bei 57-121 g CO₂-Äquivalenten je kg produzierter Milch (siehe Tabelle A III.3). Hier sind die erzielbaren Reduktionen bei den konventionellen Betrieben deutlich höher, da diese Tiere keinen bzw. weniger Weidegang haben. Die Tiere in den ökologischen Betrieben stehen dagegen im Sommer halb- bzw. ganztags auf der Weide, so dass nur ein Teil ihrer Exkremente in der Biogasanlage verwendet werden kann.

Tabelle A III.3: Reduktionspotenzial durch den Einsatz einer Biogasanlage in den Betrieben mit Milchviehhaltung

	Modellbetriebe Milchviehhaltung			
	konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
Vermiedene Treibhausgasemissionen je prod. Menge Milch [(CO ₂ -äq. Kg /kg]	0,112	0,075	0,060	0,064

In allen Betrieben können Biogasanlagen nur zu einer geringen Reduktion der Klimawirkung von Milch bis zu 13 Prozent beitragen (siehe Abbildung A III.2).

**Abbildung A III.2: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Milchproduktion durch den Einsatz einer Biogasanlage**

Für die Rindfleischproduktion wurde das Reduktionspotenzial der Rindermastbetriebe nur beispielhaft für die konventionellen Betriebe, die Kälber aus der Milchviehhaltung mästen, sowie für die ökologischen Betriebe, die Absetzer aus der Mutterkuhhaltung mästen, betrachtet. Es zeigen sich deutliche Unterschiede hinsichtlich des spezifischen Potenzials zur Biogasgewinnung. Während in den konventionellen Bullenmastbetrieben nur um die 1,4 kg CO₂-Äquivalente je Kilogramm Rind durch den Betrieb einer Biogasanlage eingespart werden

können, sind es bei den ökologischen Ochsenmast und Mutterkuhhaltungen gut 3,5 kg CO₂-Äquivalente je Kilogramm Rindfleisch.

Tabelle A III.4: Biogasausbeute und Energiegewinn bei der Rindermast je Masttier⁶⁹

	Modellbetriebe der Rindermast			
	konv. / Bulle Mikuh	konv_plus / Bulle Mikuh	öko / Ochse Mukuh	öko plus / Ochse Mukuh
Vermiedene Treibhausgasemissionen je prod. Menge Rindfleisch (kg CO ₂ -Äq./ kg Schlachtgewicht)	1,38	1,36	3,47	3,53

Im Vergleich zu den anderen Modellbetrieben, bei denen die Reduktionspotenziale durch den Einsatz einer Biogasanlage eher gering waren, kann die Emission von Treibhausgasen bei der Rindermast von Ochsen aus der Mutterkuhhaltung zu einer Reduktion der spezifischen Treibhauswirkung um bis zu 25 Prozent beitragen (siehe Abbildung A III.3).

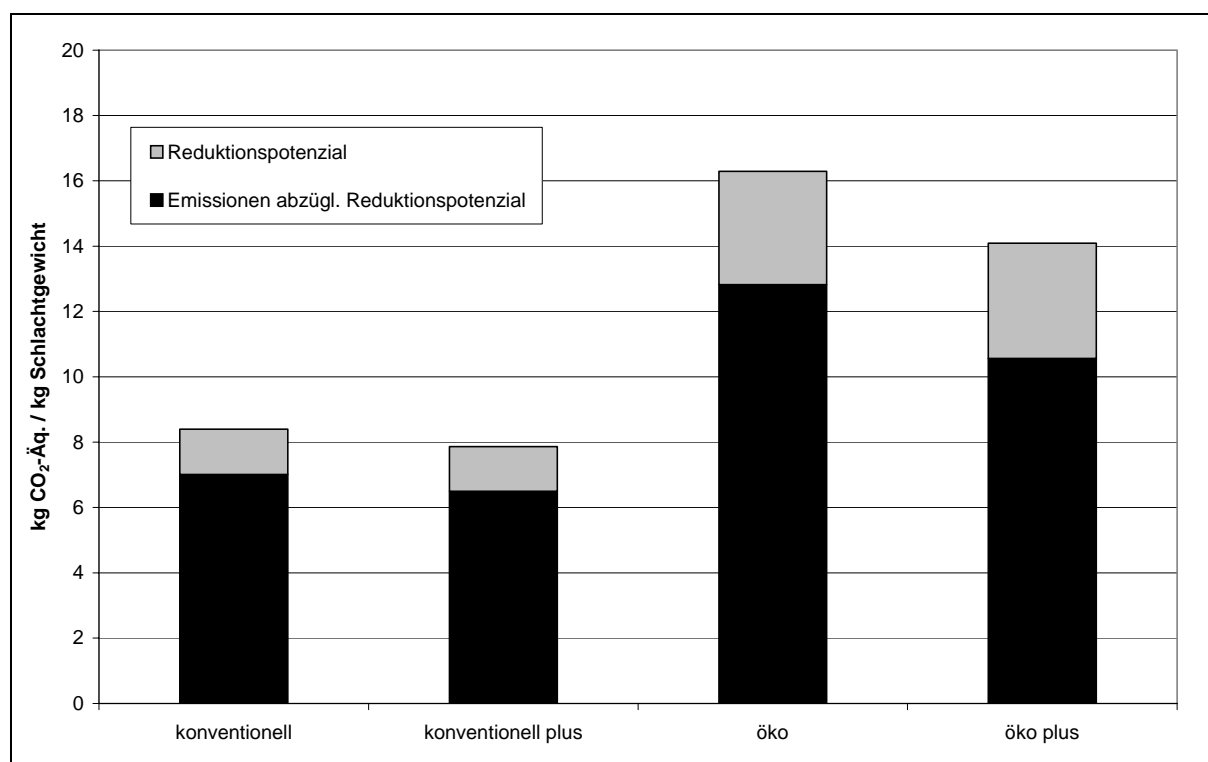


Abbildung A III.3: Reduktionspotenzial der Treibhausgasemissionen bei der Rindfleischproduktion durch den Einsatz einer Biogasanlage

In Bezug auf die untersuchten Modellbetriebe ist zu berücksichtigen, dass der Betrieb einer Biogasanlage sich wirtschaftlich für die kleineren Höfe vermutlich selbst unter der Annahme,

⁶⁹ Bei der Berechnung der Biogasausbeute wurde die Milchviehhaltung nicht anteilig berücksichtigt.

dass Energiepflanzen zugefügt werden, nicht lohnt. Diese können jedoch gemeinsam mit benachbarten Höfen Biogasanlagen betreiben oder Gülle und Mist in anderen Biogasanlagen mit vergären, wobei sich aufgrund der geringen Energiedichte von Gülle und Mist keine Transporte von mehr als 5-10 km lohnen (RAMESOHL et al. 2005). Aufgrund dieser räumlichen Beschränkung haben die kleineren Ökohöfe Schwierigkeiten, da sie Gärreste aus Biogasanlagen mit Substrat aus der konventionellen Landwirtschaft teilweise nur begrenzt nutzen können⁷⁰.

Fazit

Die Produktion von Biogas durch den Einsatz einer Biogasanlage ermöglicht den Ersatz von Strom aus dem deutschen Stromnetz und kann damit die Klimawirkung der Tierhaltung verbessern. Diese Reduktion beträgt bei den betrachteten Verfahren der Schweinehaltung und Milchproduktion bereits bis zu 10 bzw. 13 Prozent der Emissionen. Deutlich höher sind die Reduktionspotenziale bei der Rindermast, wo bis zu 25 Prozent der Emissionen durch den Einsatz einer Biogasanlage reduziert werden können. Damit müssen Biogasanlage insbesondere bei den extensiven Rindermastverfahren als sehr relevante Klimaschutzmaßnahme betrachtet werden.

⁷⁰ Während die EU-Öko-Verordnung hierzu keine Vorschriften macht, ist die Verwendung von Gärresten aus gemischten Biogasanlagen nach den Richtlinien von Bioland stark eingeschränkt (BIOLAND 2007).

Tabelle A III.5: Biogasausbeute und Energiegewinn in den Modellbetrieben mit Schweinehaltung

		Modellbetriebe Schweinemast			
		konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
Viehzahl		1000	1000	50	400
Gülleanfall	t/a	830	830		166
Mistanfall	t/a			30,5	122
Biogasausbeute	m ³ /a	19.754	19.754	1.678	10.661
Bruttoenergiegewinn	kWh/a	138.278	138.278	11.743	74.626
Stromerzeugung	kWh/a	48.397	48.397	4.110	26.119
Netto-Stromerzeugung	kWh/a	45.977	45.977	3.904	24.813
Verm. Treibhausgasemission (in CO₂-äq.) des Betriebs	kg/a	28.366	28.366	2.409	15.308
Produziertes Schweinefleisch (Schlachtgewicht)	kg/a	257.056	296.074	11.576	99.120
Verm. Treibhausgasemissionen je produzierter Menge Fleisch (CO₂-äq./Schlachtgewicht)	kg/kg	<i>0,110</i>	<i>0,096</i>	<i>0,208</i>	<i>0,154</i>

Tabelle A III.6: Biogasausbeute und Energiegewinn in den Modellbetrieben mit Milchviehhaltung

		Modellbetriebe Milchviehhaltung			
		konventionell	konv_plus	öko	öko_plus
Viehzahl je Betrieb	Milchkühe	1	1	1	1
	Färsen	0,69	0,58	0,55	0,54
	Kälber	0,10	0,09	0,08	0,09
Gülleanfall (t/a)	Milchkühe	14,168	25,3	10,4236	15,2812
	Färsen	5,83775573	1,06551351		
Mistanfall (t/a)	Milchkühe	4,15		0	
	Färsen	2,09469867	2,62166863	2,35	3,02857143
	Kälber	0,12734247	0,11472294	0,275	0,31428571
Biogasausbeute (m³/a)		31.660	671	510	259
Bruttoenergiegewinn (kWh/a)		221.619	4.700	3.568	1.810
Stromerzeugung /kWh/a)		77.567	1.645	1.249	633
Netto-Stromerzeugung (kWh/a)		75.240	1.596	1.211	614
Vermiedene Treibhausgasemissionen (CO₂-äq. kg/a)		45.462	964	732	371
Anteil der Milch gemäß monetärer Allokation		86,99%	92,45%	88,53%	93,24%
Menge produzierte Milch (kg/a)		7.500	9.000	5.500	7.500
Vermiedene Treibhausgasemissionen (CO₂-äq.) je produzierter Menge Milch (kg/kg)		0,112	0,075	0,060	0,064

Tabelle A III.7: Biogasausbeute und Energiegewinn bei der Rindermast je Masttier⁷¹

		Konventionell / Bulle	konv_plus / Bul- le_plus	Ochse	Ochse_plus
Viehzahl	Bullen	1	1		
	Ochsen			1	1
	Mutterkühe			0,90	1,13
	Färsen			0,36	0,45
	Kalb	0,25	0,27		
Gülleanfall (t/a)	Bullen	11	11		
Mistanfall (t/a)	Mutterkühe (inkl. Absetzer)			10	13
	Färsen			2	3
	Mastrinder			11	9
	Kälber	0,31	0,33		
Biogasausbeute (m³/a)		379	379	966	1.011
Bruttoenergiegewinn (kWh/a)		2.652	2.654	6.762	7.077
Stromerzeugung (kWh/a)		928	929	2.367	2.477
Netto-Stromerzeugung (kWh/a)		900	901	2.296	2.403
Vermiedene Treibhausgasemissionen (CO₂-äq. kg/a)		544	544	1.387	1.452
Menge produziertes Rindfleisch (Schlachtgewicht in kg im Jahr)		393	400	340	353
Anteil des Rindfleischs gemäß monetärer Allokation		100,0%	100,0%	85,0%	85,7%
Vermiedene Treibhausgasemissionen (CO₂-äq.) bezogen auf die produzierte Menge Rindfleisch (kg je kg Schlachtgewicht)		1,38	1,36	3,47	3,53

⁷¹ Bei der Berechnung der Biogasausbeute wurde die Milchviehhaltung nicht anteilig berücksichtigt.

12 Literatur

@grar.de Aktuell (Hrsg.) (2003): Ökologische Schweinehaltung: Quo Vadis? Online: <http://news.agrar.de/archiv/20030314-00020> (abgerufen am 15.09.2003)

AGROSCOPE [FORSCHUNGSANSTALT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND LANDBAU] (2006): Ökologisches Potenzial im Acker- und Futterbau. Medienmitteilung vom 14 Februar. Zürich

AHLGRIMM, H.J., BREFDORF, J. (1998): Methan-Emissionen aus der Schweinemast. Landbau-forschung Völkenrode 1. S. 26-34.

AMON, B. (2005): Tier- und umweltgerechte Mastschweinehaltung im Schrägbodenstall. In: FORSCHUNG NEWSLETTER April 2005 / Jahrgang 10 / Ausgabe 2. S. 4-6.

AMON, B., AMON, T., BOXENBERGER, J. (1999): Emissionen von NH₃, N₂O und CH₄ aus der Festmistverfahrenskette Milchviehanbindehaltung (Stall-Lagerung-Ausbringung)

AMON, B., AMON, T., BOXENBERGER, J., ALT, CH. (2001): Emissions NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). In: Nutrient Cycling in Agroecosystems 60. S. 103-113

AMON, B., FRÖHLICH, M., KRYVORUCHKO, V., AMON, T. (2004)a: Einfluss von „Effektiven Mikro-Organismen (EM)“ auf Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen und auf das Geruchsemissionspotential aus einem Schrägbodenstall für Mastschweine. Endbericht. Universität für Bodenkultur Wien. Studie im Auftrag von Multikraft GmbH

AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T., MOITZI, G. (2004)b: Wirkung des Zusatzstoffes „Effektive Mikroorganismen (EM)“ auf den Umfang von Ammoniak-, Methan- und Lachgasemissionen und auf das Geruchsemissionspotential während der Lagerung von Rinder- und Schweineflüssigmist

AMON, B., FRÖHLICH, M., KRYVORUCHKO, V., AMON, TH., BOXENBERGER, J., PÖLLINGER, A., HAUSLEITNER, A., MÖSENBACHER, I. (2005): NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen aus einem Schrägbodenstall für Mastschweine

AMON, B., PÖLLINGER, A., KRYVORUCHKO V., MÖSENBACHER, I., HAUSLEITNER, A., FRÖHLICH, M., AMON, TH. (2006): Ammonia and greenhouse gas emissions from a straw flow system for fattening pigs. International Congress Series 1293. S. 287-290

AMON T., DÖHLER H. (2006): Qualität und Verwertung des Gärrestes. In: FNR (Hrsg.): Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung; Gülzow; S. 153-165.

ARBEITSGRUPPE AUSWERTUNG BZA-BULLENMAST (2008): Mit Bullen kaum noch Geld zu verdienen. In: Land und Forst, Nr. 5, 31. Januar 2008, agrarforum, S. IV-IX.

ARBEITSGRUPPE BZA-MILCHVIEH (2008): Große einzelbetriebliche Differenzen. In: Land und Forst, Nr. 5, 31. Januar 2008, agrarforum, S. XV-XIX.

- AUGUSTIN, J. (2001): Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emissionen von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. In: Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie des Landes Mecklenburg-Vorpommern. S. 38-54
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2006): Milchreport Bayern 2005 – kompakt. Methodik und Ergebnisse der Betriebszweigabrechnung Milchproduktion 2004/2005.
- BAUMGARTNER, J. (1991): Die Heubelüftung von A bis Z.; Landtechnik, Eidgenössische Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und FAT-Berichte 406, Tänikon.
- BIOLAND [BIOLAND E.V. VERBAND FÜR ORGANISCH-BIOLOGISCHEN LANDBAU] (Hrsg.) (2002): Bioland-Richtlinien, Mainz. Online unter:
<http://www.bioland.de/bioland/richtlinien/erzeuger-richtlinien.pdf>
- BIOLAND [BIOLAND E.V. VERBAND FÜR ORGANISCH-BIOLOGISCHEN LANDBAU] (2007): Bioland-Richtlinien. Pflanzenbau - Tierhaltung -Verarbeitung (27. November 2007); www.bioland.de (4.3.2008).
- BLANKENBURG, J., CASPERS, G., SCHMATZLER, E. (2000): Moore in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore – Verbreitung, Zustand und Bedeutung. Telma 30. S. 221-240
- BMELV [BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ] (2007a): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2007; Münster-Hiltrup.
- BMELV [BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ] (2007b): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2007. Bonn.
- BMELF [BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN] (2000): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2000; Münster-Hiltrup.
- BOELW (2008): Wie werden Tiere auf Biobetrieben gehalten? Online unter:
http://boelw.de/biofrage_11.html (Zugriff: 30.01.2008)
- BORKEN, J., PATYK, A. et al. (1999): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau; IFEU: Braunschweig/Wiesbaden.
- BOSSEL, H., MEIER-PLOEGER, A. et al. (1995): Landwirtschaft und Ernährung. Quantitative Analysen und Fallstudien (Teilbericht A) und ihre klimatische Relevanz (Teilbericht B). Veränderungstendenzen im Ernährungssystem. In: Bundestags, Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Dt. (Hrsg.): Landwirtschaft Studienprogramm, Teilband II; Bonn; S. 5-189.
- BOUWMAN, A.F., BOUMANS, L.J.M., BATJES, N.H. (2002): Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. In: Global Biogeochemical Cycles Vol. 16, No. 4.

BREHME, G. (1997): Modellierung des Ausbreitungsverhaltens und Quantifizierung der gasförmigen Emissionen in einem einstreulosen Mastschweinegestall mit freier Lüftung. Diplomarbeit. Göttingen

BRINKMANN, J., WINCKLER, C. (2005): Status Quo der Tiergesundheitssituation in der ökologischen Milchviehhaltung – Mastitis, Lahmheiten, Stoffwechselstörungen. In: Heß, J. und Rahmann, G. (Hrsg.): Ende der Nische, Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, S. 343-346.

BROSE, G. (2000): Emission von klimarelevanten Gasen, Ammoniak und Geruch aus einem Milchviehgestall mit Schwerkraftlüftung. Dissertation. VDI-MEG Schrift 326. Hohenheim

BUNDESREGIERUNG (2007): Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm. Berlin. <http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/eckpunkt-fuer-ein-integriertes-energie-und-klimaprogramm,property=pdf,bereich=bmwi,sprache=de,rwb=true.pdf>

BURGSTALLER, G. (1991): Schweinefütterung, Stuttgart.

BUSSEMAS, R. (2003): Beratung Artgerechte Tierhaltung, schriftliche Mitteilung, September 2003.

CASEY, J. W., HOLDEN, N. M. (2005): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. In: Agricultural Systems 86, S. 97-114

CASEY, J. W., HOLDEN, N. M. (2006): Greenhouse Gas Emissions from Conventional, Agri-Environmental Scheme and Organic Irish Suckler-Beef Units In: Journal of Environmental Quality, Vol. 35, S. 231-239

CEDERBERG C., FLYSJÖ, A. (2004a): Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. Swedish Institute for Food and Biotechnology. SIK Rapport No. 728

CEDERBERG, C., FLYSJÖ, A. (2004b): Environmental Assessment of Future Pig Farming Systems – Quantifications of Three Scenarios from the FOOD 21 Synthesis Work. SIK-Rapport. Nr. 732

CEDERBERG C., STADIG, M. (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. Int J Life Cycle Assess. 2003;8:350–356

CLAYTON, H., MCTAGGART, I.P., PARKER, J., SWAN, L., SMITH, K.A. (1997): Nitrous oxide emissions from fertilised grassland : a 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions. In: Biology and Fertility of Soils 25. S. 252-260.

CLEMENS, J., TRIMBORN, M., WEILAND, P., AMON, B. (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 112. S. 171-177

COLE, C.V. et al. (1997). Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. In Nutrient Cycling in Agroecosystems 49: 221–228.

DALGAARD, R., SCHMIDT, J. et al. (2007): LCA of Soybean Meal. In: Int. J LCA, Nr. S.

- DÄMMGEN, U. (Hrsg.) (2006)a: Nationaler Inventarbericht 2006 – Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 291
- DÄMMGEN, U. (2006)b: Berechnungen der Emissionen aus der Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2006 für 2004. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 291A
- DBV (DEUTSCHER BAUERNVERBAND) (2007): Klimabilanz der Landwirtschaft ist sehr positiv - Fortschritt im Klimaschutz mit Bioenergie und Produktivitätssteigerungen. Pressemitteilung vom 5.6.2007. Berlin.
- DEBLITZ ET AL. (2007): Beef Report 2007 – Benchmarking Farming Systems Worldwide.
- DEBLITZ ET AL. (2004): Internationale Wettbewerbsfähigkeit der ökologischen Rindfleischproduktion in Deutschland. Bericht, Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn.
- DEGRYZE, S., SIX, J., PAUSTIAN, K, MORRIS, S.J., PAUL, E.A., MERCKX, R. (2004): Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. In *Global Change Biology* 2004, 10 pp. 1120-1132.
- DE KLEIN, C.A.M., SHERLOCK, R.R., CAMERON, K.C., VAN DER WEERDEN, T.J. (2001): Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand – a review of current knowledge and directions for future research. In: *Journal of the Royal Society of New Zealand*. Vol. 31, No. 3. S. 543-574.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2006): 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, Drucksache 16/5346
- DOSCH, T., GERBER, A. (2007): Die Ökologische Lebensmittelwirtschaft in Deutschland 2006: Zahlen, Daten, Fakten. Bilanzpressekonferenz des BÖLW, Präsentation auf der Biofach Messe 14.02.2007.
- DÖHLER, H. (1993): Der Kompoststall – ein umweltverträgliches und artgerechtes Tierhaltungsverfahren? In: *Landtechnik* 48. S. 138-139
- DUSTAN, A. (2002): Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates. JTI-rapport 299.
- ECOINVENT CENTRE (2004): Ecoinvent data 1.1. Final reports ecoinvent 2000 (1-15). CD-ROM; [Swiss Centre for Life Cycle Inventories]: Dübendorf.
- EG-ÖKO-VERORDNUNG: Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (ABl. Nr. L 198 vom 22.07.1991, S. 1)
- ENQUETE-KOMMISSION „Schutz der Erdatmosphäre“ des DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.) (1995): Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Bonn.

EPLCA (European Platform on Life Cycle Assessment) (2007): CARBON FOOTPRINT – what it is and how to measure it. <http://lca.jrc.ec.europa.eu>

ERIKSSON, I.S., STERN, S. et al. (2004): Environmental System Analysis of Pig Production - The Impact of Feed Choice. In: Int. J LCA, Nr. 10 (2), S. 143-154.

FAL [BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT] (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen; Braunschweig.

FIBL [FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BIOLOGISCHEN LANDBAU] (2007): Presse-/Medienmitteilung zur BioFachmesse vom 15. Februar 2007. Biolandbau schont Ressourcen und Klima – Bioförderung ist Klimaschutz!

FLACHOWSKY, G. (2007): Hysterie um die „Methanbombe Milchkuh“. In: NOVO Magazin Nr. 89.

FLESSA, H., BEESE, F., BRUMME, R. et al. (1998): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Initiative zum Umweltschutz 11. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Osnabrück.

FLESSA, H., RUSER, R., SCHILLING, R. et al. (2002): N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. In: Geoderma 105. S. 307-325.

FORSTER, C., GREEN, K., BLEDA, M., DEWICK, P., EVANS, B., FLYNN, A., MYLAN, J. (2006): Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London.

FRITSCHKE, U., LEUCHTNER, J. ET AL. (1995): Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen: Gesamt-Emissions-Modell integrierter Systeme (GEMIS) Version 2.1 - erweiterter und aktualisierter Endbericht im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten; Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten (HMUEB) [Öko-Institut]: Wiesbaden.

FRITSCHKE, U. R., DEHOUST, G. ET AL. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse, Endbericht; BMU Verbundprojekt gefördert vom BMU im Rahmen des ZIP, Darmstadt, Berlin, Oberhausen, Leipzig, Heidelberg, Saarbrücken, Braunschweig, München.

FRITSCHKE, U. R., SCHMIDT, K. (2007): Handbuch zu Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) 4.4; Darmstadt.

FRITZSCHE, S. (1998): Umweltverträgliche Mastschweineeställe. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

GALLMANN, E., HARTUNG, E., JUNGBLUTH, T. (2000): Assessment of two pig housing and ventilation systems regarding indoor air quality and gas emissions – diurnal and seasonal effects. Paper 00-FB-002. Proceedings: AgEng2000. Warwick. S. 140-141

GATZKA, E., SCHULZ, K., INGWERSEN, J. (2001): In: Zentralverband der deutschen Schweineproduktion e.V. (ZDS) (Hrsg., 2002): Schweineproduktion 2001 in Deutschland, Bonn.

GÄRTNER, S., REINHARDT, G. (2003): Erweiterung der Ökobilanz für RME. Gutachten; [ifeu]: Heidelberg.

GAULY, M. (2008): schriftliche Mitteilung, 19.6.2008

GEIST, H. J., LAMBIN, E. F. (2001): What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. LUCC Report Series No. 4. Louvain-la-Neuve.

GENSIOR, A. (2008), mündliche Mitteilungen, 14.7.2008 und 30.7.2008

GRIMM, E., DÖHLER, H., FRITZSCHE, S., SCHWAB, S., JÄGER, P., SIEGEL, F., WITZEL, F., DE-BAEY-ERNSTEN, H., EICHLER (2002): Beste verfügbare Technik in der Intensivtierhaltung (Schweine und Geflügelhaltung). Umweltbundesamt Berlin.

GROENESTEIN, C.M., VAN FAASSEN, H.G. (1996): Volatilization of Ammonia, Nitrous Oxide and Nitric Oxide in Deep-litter Systems for Fattening Pigs. In: J. Agric. Research 65. S. 269-274

GROOT KOERKAMP, P.W.G., UENK, G.H. (1997): Climatic Conditions and Areal Pollutants in Emissions from Commercial Animal Production Systems in the Netherlands. In: Proc. International Symposium Ammonia and Odour Control from Animal Facilities. S. 139-144

GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1997): Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. Telma 27. S. 183-215

HARTUNG, E., MONTENY, G.-J. (2000): Emission von Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) aus der Tierhaltung. In: Agrartechnische Forschung 6, Heft 4, S. 62-69

HARTUNG, E. (2001): Methan- und Lachgas-Emissionen der Rinder-, Schweine- und Geflügelhaltung. In: Emissionen der Tierhaltung – Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA Symposium. KTBL-Schrift 406.

HAAS, G., WETTERICH, F., KÖPKE, U. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 83, S. 43-53

HAAS, G. (2003): Ökobilanz: Wie ökologische ist der ökologische Landbau? In: Der Kritische Agrarbericht 2003. S. 128-134

HAHNE, J., HESSE, D., VORLOP, K.-D. (1999): Spurengasemissionen aus der Mastschweinehaltung. In: Landtechnik 54. S. 180-181

HELLEBRAND, H.J., KERN, J., SCHOLZ, V. (2003): Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. In: Atmospheric Environment 37. S. 1635-1644.

HESSE, D. (1994): Comparison of different old and new fattening pig husbandries with focus on environment and animal welfare. In: Proc. XII World Congress on Agricultural Engineering. S. 559-566

HOCHFELD, C., JENSEIT, W. (1998): Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA). Arbeitspapier im Rahmen des UBA-F&E-Vorhabens Nr. 104 01 123: Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung von energieintensiven Produkten und Dienstleistungen für Ökobilanzen und Öko-Audits. Darmstadt. www.oeko.de

HOFFMANN, CH., ANGER, M., KÜHBAUCH, W. (2001): N₂O-Freisetzung auf gemähtem Dauergrünland in Abhängigkeit von Standort und N-Düngung. In: Journal of Agronomy and Crop Science 187. S. 153-159.

HOY, S. (1997): Die Kompoststallhaltung von Mastschweinen – Schlussfolgerungen aus dem Vergleich von sieben Systemen. Institut für Tierzucht und Haustiergenetik. Justus-Liebig-Universität Gießen

HOY, S., MÜLLER, K., WILLIG, R. (1997): Ammoniak- und Lachgas-Emissionen - Auswirkungen verschiedener Tierhaltungssysteme für Mastschweine. In: Landtechnik 52. S. 40-41

HÖRNING, B. (2008): schriftliche Mitteilung, 8.7.2008

HÖRNING, B. et al. (2005): Befragung zum Status-Quo der Tierhaltung bei 287 süddeutschen Bio-Betrieben (Demeter und Bioland). In: Heß, J. und Rahmann, G. (Hrsg.): Ende der Nische, Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, S. 245-248.

HÖPER, H. (2008): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. TELMA Band 37, S. 85-116, November 2007

HUSTED, S. (1994): Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures. In: Journal of Environmental Quality 23. S. 585-592

HÜTHER, L. (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflussfaktoren auf Ammoniak-, Methan und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 200

IPCC [INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE] (2001): Climate Change - The Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge.

IPCC [INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE] (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management

INGENSAND, T. (2003): Bioland NRW, schriftliche und mündliche Mitteilungen, Oktober 2003.

JEROCH, H., DROCHNER, W., ORTWIN, S. (1999): Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere. Stuttgart.

- JUNGBLUTH, T., HARTUNG, E., BROSE, G. (2001): Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. In: Nutrient Cycling in Agroecosystems 60. S. 133-145
- JUNGKUNST, H.F., FREIBAUER, A., NEUFELDT, H., BARETH, G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science Volume 169. S. 341-351
- KAISER, S. (1999): Analyse und Bewertung eines Zweiraumkompoststalls für Mastschweine unter besonderer Berücksichtigung der gasförmigen Stoffströme. Dissertation. VDI-MEG Schrift 334. Göttingen
- KAISER, E.A., HEINEMEYER, O. (1996): Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. In: Plant and Soil 181. S. 57-63
- KAISER, E.A., RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – an evaluation of six long-term field experiments. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 163. S. 249-259.
- KALTSCHMITT, M., REINHARDT, G. A. (1997): Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung; Braunschweig/Wiesbaden.
- KAMMANN, C., GRUNHAGE, L., MULLER, C. et al. (1998): Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. In: Environmental Pollution 102. S. 179-186.
- KÄGI, T., KNUCHEL, R., F. ET AL. (o. J.): Ökobilanz von Energieprodukten: Bewertung der landwirtschaftlichen Biomasse-Produktion; [Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART)]: www.bfe.admin.ch (28.01.2007).
- KEHRES, B. (2007): Landwirtschaft und Klimaschutz. In: Humuswirtschaft und Kompost aktuell, Nr. 08/2007, S. 6.
- KEMPKENS, K. (2008): Haltungsverfahren im Vergleich: tiergerecht & ökologisch? In: Ökologie & Landbau 145, 1/2008
- KIESE, R., BUTTERBACH-BAHL, K. (2006) Biosphäre-Atmosphäre – Austausch klimarelevanter Spurengase (N₂O, CH₄, CO₂) in agrarisch und forstlich genutzten Ökosystemen. In: Emissionen der Tierhaltung, S.37-48, KTBL-Schrift 449, Darmstadt
- KINSMAN, R., SAUER, F.D., JACKSON, H.A. (1995): Methane and Carbon Dioxide Emissions from Dairy Cows in Full Lactation Monitored over a Six-Month Period. In: Journal of Dairy Cows 78. S. 2760-2766
- KIRCHGEBNER, M. (1997): Tierernährung, Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis, Frankfurt am Main.
- KORBUN, T., STEINFELDT, M., KOHLSCHÜTTER, N., NEUMANN, S., NISCHWITZ, G., HIRSCHFELD, J., WALTER, S. (2004): Was kostet ein Schnitzel wirklich ? Ökologisch-ökonomischer Vergleich der konventionellen und der ökologischen Produktion von Schweinefleisch in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 171/04. Berlin

- KTBL [KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.] (2002): Ökologischer Landbau, Kalkulationsdaten zu Ackerfrüchten, Feldgemüse, Rindern, Schafen und Legehennen, Darmstadt.
- KTBL [KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.] (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft, 13. Auflage. Münster-Hiltrup, Darmstadt.
- KTBL [KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.] (2006a): Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren. KTBL-Schrift 446. Darmstadt.
- KTBL [KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.] (2006b): Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft; Darmstadt.
- KUIKMAN, P.J., VAN DER HOEK, K.W., SMIT, A., ZWART, K. (2006): Update of emission factors for nitrous oxide from agricultural soils on the basis of measurements in the Netherlands. Alterra-rapport 1217. Wageningen.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NRW (2004): Verfahrenstechnik in der Broilermast. Online: <http://www.landwirtschaftskammer.de/fachangebot/tierproduktion/gefluegelhaltung/management/broilermast.htm>, Zugriff 17.5.2008.
- LBA [BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFT UND AGRARSTRUKTUR] (Hrsg.) (2000): Jahresbericht 1999, München
- LCA Food Database. Online unter: www.lcafood.dk (Zugriff: 30.01.2008)
- LEICK, B. (2003): Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation. Institut für Pflanzenernährung der Universität Hohenheim. Fachgebiet: Rhizosphäre und Düngung.
- LENSCHOW, U. (2001): Das Beispiel Mecklenburg-Vorpommern. In: SUCCOW und JOOSTEN (2001). S. 411-415
- LKV [LANDESKURATORIUM DER ERZEUGERRINGE FÜR TIERISCHE VEREDELUNG IN BAYERN E.V.] (2002): LKV-Jahresbericht 2002: Schweinemast. Online: http://www.lkv.bayern.de/media/FLP_02_SM.pdf (abgerufen am 02.02.2004)
- LÖSER, R., BUSSEMAS, R. (2006): Nur die Guten haben eine Chance. In: dlz, Nr. 3/2006, S. 2-5.
- LÖWENSTEIN, FELIX PRINZ ZU (2007): Forschungsförderung im Agrarbereich: An der Zukunft vorbei. Pressemitteilung des BÖLW vom 15. Mai 2007.
- MÄDER, P., FLIEßBACH, A., DUBOIS, D., GUNST, L., FRIED, P., NIGGLI, U. (2002) Bodenfruchtbarkeit und biologische Vielfalt im ökologischen Landbau. In: Ökologie & Landbau 124. S. 12-16

- MARCH, S. (2004): Tierhaltung. In: RAHMANN, G., NIEBERG, H. ET AL. (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. *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 276*. Braunschweig. S. 87-154.
- MARKS, M. (2003): Experte für Stallbau und Stallklima der Raiffeisen Central Genossenschaft (RCG) in Nordrhein Westfalen, mündliche Mitteilung vom 24.09.03.
- MENNICKEN, L. (1998): Biobett für Legehennen – ein Beitrag zum Umweltschutz? *DGS 13*. S. 12-20
- MOGGE, B., KAISER, E.A., MUNCH, J.C. (1999): Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhoved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. In: *Soil Biology and Biochemistry 31*. S. 1245-1252.
- MONTENY, G.J., GROENSTEIN, G.M., HILHORST, M.A. (2001): Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems 60*. S. 123-132
- MONTENY, G.-J., BANNIK, A., CHADWICK, D. (2005): Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment 112* (2006) 163–170.
- MOSQUERA, J., HOL, J.M.G., MONTENY, G.J. (2006): Gaseous emissions from a deep litter farming system for dairy cattle. In: *International Congress Series 1293*. S. 291-294.
- MUNLV - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2003): *EG-Verordnung: Ökologischer Landbau*, Düsseldorf.
- MURPHY, D.P.L., RÖVER, M., SOHLER, S., FLACHOWSKY, G., BOCKISCH, F.-J., HEINEMEYER, O. (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen, *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 211*, FAL, Braunschweig
- MÜLLER, H.J. (1993): Messung von Geruchsstoff- und Schadgasemissionen aus Tierhaltungen. In: *Technik und Verfahren in der Tierhaltung*. S. 122-147
- MÜLLER, H.J. (2004): Gasemissionen aus Geflügelhaltungen. In: *Landtechnik Nr. 59*. S. 222-223.
- NESER, S., DEPTA, G., STEGBAUER, B., GRONAUER, A., SCHÖN, H. (1997): Mass balance of the compounds nitrogen and carbon in housing systems for laying hens. In: *Proc. International Symposium Ammonia and Odour Control from Animal Facilities*. S. 129-137
- NEUFELDT, H. (2005). Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *Journal of plant and nutrient soil Sciences 168*, 202-211.

NIEBAUM, A., VAN DEN WEGHE, H. (2001): Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus quer gelüfteten Außenklimaställen für Mastschweine mit Hilfe der Tracergas-Technik – Ergebnisse. In: Internationale Tagung Bau, Technik und Umwelt in der Landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. S. 122-127

NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.) (1997): Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore – Auswertung von Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm. Hannover.

NIELSEN, P.H., NIELSEN, A.M. et al. (2003): LCA Food Database Denmark. www.lcafood.dk/ (25.4.2008).

OECD / FAO (2007): OECD-FAO Agricultural Outlook 2007-2016. Paris/Rom.

OECD (2008): Economic Assessment of Biofuel Support Policies. Paris.

OGINO, A., KAKU, K., OSADA, T., SHIMADA, K. (2004): Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. In: Animal Science Journal 82. S. 2115-2122

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. In: Animal Science Journal 78 (4). S. 424-432

ÖKO-INSTITUT (2005):

OSTERBURG, B., LIEBERSBACH, H. (2007): Entwicklung und Erprobung von Erhebungsmethoden zum Wirtschaftsdüngermanagement sowie zur Weidehaltung bei Rindern in landwirtschaftlichen Betrieben, Arbeitsbericht des Bereichs Agrarökonomie 03/2007 aus dem Institut für ländliche Räume, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.

OSTERBURG, B., NITSCH, H., LAGGNER, A., WAGNER S. (2008): Analysis of policy measures for greenhouse gas abatement and compliance with the Convention on Biodiversity. Document number: MEACAP WP6 D16a. Braunschweig.

OSTERMANN, L. (2003): Experte für Mastschweine-Futtermittel bei der Raiffeisen Central-Genossenschaft e. G. (RCG), schriftliche und mündliche Mitteilungen.

O.V. (2008a): Betriebsreportage: Moderne Milchviehhaltung am Rand des Naturparks Schönbuch/Baden-Württemberg.

<http://www.veredlungsproduktion.de/pages/de/rinder/cpd/1019.html>, Download vom 16.03.2008

O.V. (2008b): Beispiele für kombinierte Fütterungsverfahren in der Ochsen- und Färsenmast. <http://www.oekolandbau.de/erzeuger/tierhaltung/mutterkuhhaltung/haltungsverfahren-und-fuetterung/beispiele-fuer-kombinierte-fuetterungsverfahren-in-der-ochsen-und-faersenmast/?0> = Download vom 17.01.2008.

PATYK, A., REINHARDT, G. A. (1997): Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen; Braunschweig/Wiesbaden.

- PETERSEN, S.O., SOMMER, S.G., LIND, A.M. (1996): Kvaelstofftab fra godningslagre. Delprojekt Baer-sp4, Afd for Plantevaekstfaktorer (In Danish). Foulum.
- PHILIPPE, F.-X., LAITAT, M., CANART, B., VANDENHEEDE, M., NICKS, B. (2007): Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. In: *Livestock Science* 111. S. 144-152
- PIERINGER, E. (2003): Naturland-Erzeugnisberater, mündliche Mitteilungen.
- POVELLATO, A., BUCHNER, B. (2006): MEACAP: FEEM Addendum to 'The Kyoto Protocol and the Effect of Existing and Planned Measures in the Agricultural and Forestry Sector in the EU25'. London.
- RAHMANN, G., NIEBERG, H., DRENGEMANN, S., FENNEKER, A., MARCH, S., ZURECK, 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. *Landbauforschung Völknerode Sonderheft 276*. Braunschweig.
- RAMESOHL, S., ARNOLD, K. et al. (2005): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Endbericht: Band 1: Gesamtergebnisse und Schlußfolgerungen (2005); [Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie]: Wuppertal, <http://www.biogas.org>.
- RATHMER, B., GRONAUER, A., SCHÖN, H. (2000): Long-Term Comparison of the Emission Rates of Ammonia, Methane and Nitrous Oxide from three different Housing Systems for Fattening Pigs. Paper 00-AP-00.1. *AgEng2000*, Warwick
- RATHMER, B. (2001): Vergleich klima- und umweltrelevanter Emissionen aus Haltungssystemen für Mastschweine. Dissertation. Lehrstuhl für Landtechnik der Technischen Universität München.
- REDELBERGER, H. (2002): Betriebsplanung im ökologischen Landbau, Handbuch für Beratung und Praxis; Mainz.
- REDELBERGER, H. (2004): Management-Handbuch für die ökologische Landwirtschaft – Verfahren- Kostenrechnungen – Baulösungen. *KTBL-Schrift 426*.
- REES, R.M., BINGHAM, I.J., BADDELEY, J.A., WATSON, C.A. (2004): The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. In *Geoderma* 128 (2005) pp. 130-154.
- REUSSER, L. (1994): Ökobilanz des Sojaöls. Diplomarbeit, ETH Lausanne, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, St. Gallen.
- RHEIN, U. (1997): Der Einsatz von Satellitenfernerkundung zur Analyse des ökologischen Zustandes der Hochmoore in Niedersachsen. *Telma* 27, S. 217-230
- ROELANDT, C., VAN WESEMAEL, B., ROUNSEVELL, M. (2005): Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climates. In: *Global Change Biology* 11. S. 1701-1711.

RÖVER, M. (2000): Produktionsverhalten in der Nutztierhaltung. In: Landbauforschung Völkentrotte, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (Hrsg.): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. Braunschweig.

RUSER, R. (1999): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ eines landwirtschaftlich genutzten Bodens in Abhängigkeit von Kultur und N-Düngung, unter besonderer Berücksichtigung des Kartoffelbaus. Hieronymus Verlag. München.

SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005a): Immissionsschutzrechtliche Regelungen – Rinderanlagen.

SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005b): Milch- und Färsenproduktion, Managementunterlage. http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/images_pdf/73_inh.pdf

SCHÄFER, A. (2008): Mündliche Mitteilung, 7.8.2008.

SCHÄFER, A. et al. (2005): Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren (ALNUS–Leitfaden). Greifswald.

SCHMIDT, U. (1998): Agricultural measures and environmental factors affecting nitrous oxide (N₂O)-emissions from loess-derived soils. Institut für Bodenkunde und Standortslehre 154. Hohenheim Universität, Stuttgart, Germany

SCHUCH, M., LAFORCE, W., MEINDL, W. (1986): Die Moorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand. Telma 16. S. 11-21

SCHUMACHER, U. (2003): Bioland-Büro Nordrhein-Westfalen, mündliche Mitteilung im September 2003.

SEIPELT, F. (1999): Quantifizierung und Bewertung gasförmiger Emissionen aus frei gelüfteten Milchviehställen mit Trauf-Fist-Lüftung. Dissertation. VDI-MEG Schrift 336. Göttingen

SIX, J. et al. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. In *Global Change Biology* 10, 155–160.

SMITH, K.A., DOBBIE, K.E. (2002): Another look at N₂O emission factors for agricultural soils and implication for inventory calculation. In: *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control options and policy aspects*. Van Ham J, Baede APM, Guicherit R and Williams-Jacobse JGFM [eds.]

SNEATH, R.W., HOLDEN, M.R., PHILLIPS, V.R., WHITE, R.P., WATHES, C.M. (1996): An inventory of emissions of aerial pollutants from poultry buildings in the UK. International Conference on air pollution from agricultural operations. Kansas City

SNEATH, R.W., PHILLIPS, V.R., DEMMERS, T.G.M., BURGESS, L.R., SHORT, J.L., WELCH, S.K. (1997): Long Term Measurements of Greenhouse Gas Emissions from UK Livestock Buildings. In: *Livestock Environment - Proceedings of the Fifth International Symposium*. Bloomington. S. 146-153

- SOMMER, S.G., PETERSEN, S.O., SOGAARD, H.T. (2001) Greenhouse Gas Emission from Stored Livestock Slurry. In: Journal of Environmental Quality 29. S. 744-751.
- SOMMER, S.G., MOLLER, H.B., PETERSEN, S.O. (2001): The reduction of greenhouse gas emissions from manure slurry and organic waste by anaerobic digestion. Danish Institute of Agricultural Sciences, DJF rapport Husdyrbrug 31.
- SPANN, B. (2003): Empfehlungen zum Einsatz von Mischrationen bei Milchvieh. Bericht zur 30. Viehwirtschaftlichen Fachtagung der BAL Gumpenstein, 24.-25.4.2003.
- SRU [SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN] (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Hausdruck, Juni 2008, <http://www.umweltrat.de> (10.7.2008).
- SRU [SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN] (2007): Klimaschutz durch Biomasse; Sondergutachten, Hausdruck, Juli 2007, <http://www.umweltrat.de> (10.3.2008).
- STALLJOHANN, G. (2002): Schweinehaltung - Berichte und Versuchsergebnisse 2002, Landwirtschaftszentrum Haus Düsse, Bad Sassendorf.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) (2004): Landwirtschaft in Zahlen 2003. Wiesbaden.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2007): Viehbestand. Online unter: <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/LandForstwirtschaft/Viehbestand/Tabellen/Content50/BetriebeRinderBestand,templateId=renderPrint.psml> (11.04.2008)
- STATISTISCHES JAHRBUCH ÜBER ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN DER BRD (2002): CD-Rom & Buch, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster Hiltrup.
- STAUCH, V. (2002): Analyse der Umweltwirkungen in der Nutztierhaltung - Vergleich verschiedener Haltungssysteme in der Schweine- und Geflügelmast hinsichtlich Energieverbrauch und resultierender Schadgasemissionen. Studienarbeit, Technischen Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie - in Kooperation mit ÖKo.Institut e.V., Braunschweig/Darmstadt.
- STEIN, M. (1999): Sind Bio-Schweine Umweltschweine?
- STERN, N. (2007): The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. Stuttgart.
- SUNDRUM, A. & LÖSER, R. (2008): Zielvorgaben für die Tiergesundheit. In: Ökologie & Landbau 145, 1/2008, S. 39-41.
- THELOSEN, J.G.M., HEITLAGER, B.P., VOERMANS, J.A.M. (1993): Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs. In: Proceedings of the First International Symposium on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences. S. 318-323

THOLEN, E. (2004): Mündliche Mitteilung 04.03.04; Institut für Tierzuchtwissenschaft der Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn.

THOMASSEN, M.A., VAN CALKER, K.J., SMITS, M.C.J., IEPEMA, G.L., DE BOER, I.J.M. (2007): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. In: Agricultural Systems.

TOBER, O. (2003): Institut für Tierproduktion der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, schriftliche Mitteilung im September 2003.

TRÜTKEN, C. (2006): Was macht Bio-Milchviehbetriebe erfolgreich? In: Ökologie & Landbau, 3/2006, S. 44-46.

TRÜTKEN, C. (2007): Arbeitskreis Milchproduktion. Ergebnisse des Wirtschaftsjahres 2004/2005 und 2005/2006 der identischen Milcherzeuger und Abschlußbericht. Download unter http://www.soel.de/inhalte/projekte/bpn1_schlussbericht_milchvieh.pdf

UIHLEIN, A., POGANIETZ, W-R., SCHEBEK, L. (2006). Carbon flows and carbon use in the German anthroposphere: An inventory. In Resources, Conservation and Recycling 46, 410–429.

UMWELTBUNDESAMT (2002): Beste verfügbare Technik in der Intensivtierhaltung (Schweine- und Geflügelhaltung). Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (2005): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2003

UMWELTBUNDESAMT (2006): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2004

UMWELTBUNDESAMT (2007): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2005

UMWELTBUNDESAMT (o.J.): Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas). Daten aus dem Projekt „bmbf-Ernährungswende 2005“ www.probas.umweltbundesamt.de (12.1.2008)

UNTIEDT, H. (2004) : Betriebszweig Getreideanbau. In: REDELBERGER, H. (2004): Management-Handbuch für die ökologische Landwirtschaft – Verfahren- Kostenrechnungen – Baulösungen. KTBL-Schrift 426. S. 65-88.

WEGENER, J. (2006): Treibhausgas-Emissionen in der deutschen Landwirtschaft – Herkunft und technische Minderungspotenziale unter besonderer Berücksichtigung von Biogas. Göttingen

WEGENER, J., LÜCKE, W., HEINZEMANN, J. (2006): Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. In: Agricultural Engineering Research 12. S. 103-114

WEGHE, H. VAN DEN (2003): Forschungs- und Studienzentrum für Veredelungswirtschaft Weser-Ems, mündliche Mitteilung im Oktober 2003.

WICHTMANN, W. (2008): Mündliche Mitteilung, August 2008.

WICHTMANN, W., SCHÄFER, A. (2007): Alternative management options for degraded fens – Utilization of biomass from rewetted peatlands. In: OKRUSZKO, T. ET AL. (EDS.) (2007): Wetlands: Monitoring, Modeling and Management. London.

WIEGMANN, K., EBERLE, U. et al. (2005): Umweltauswirkungen von Ernährung - Stoffstromanalysen und Szenarien. Ernährungswende-Diskussionspapier Nr. 7 (inkl. der Datendokumentation); Darmstadt/Hamburg, www.ernaehrungswende.de (12.1.2008).

WILKING, J. (2003): Universität Göttingen, Institut für Agrarökonomie, mündl. Mitteilung im Oktober 2003.

WILLIAMS, A.G., AUDSLEY, E., SANDERS, D.L. (2006): Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra.

WINCKLER, C. (2008): Schriftliche Mitteilungen vom 1.2.2008 und 5.7.2008

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung - Empfehlungen an die Politik; www.bmelv.de (4.3.2008).

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2005): Zukunft der Nutztierhaltung. Gutachten, abgeschlossen im Januar 2005. Bonn, Berlin

ZAH, R., BÖNI, H. et al. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht; [Empa. Abteilung Technologie und Gesellschaft]: St. Gallen, www.bfe.admin.ch (28.01.2008).

ZDANOWICZ, A., BALDOCK, D., GAY, S. H., OSTERBURG, B. (2005): MEACAP: Recent Evolution of the EU Common Agricultural Policy (CAP) - State of Play and Environmental Potential. London.

ZMP (2007a): ZMP-Marktbilanz Milch 2007.

ZMP (2007b): Ökomarkt-Jahrbuch 2007.

Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH (gemeinnützig)

Internet: www.ioew.de