

5.5 Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland

Helmut Frank, Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Die Arbeit umfasst die Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung. Es werden alle relevanten Energieflüsse und die damit verbundenen prozessbedingten Treibhausgasemissionen erfasst. Darüber hinaus werden die Emissionen aus dem Futterbau in Form von N_2O und CO_2 aus der Humusdynamik, die Emissionen aus der Verdauung und die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung berechnet.

Das Modell kommt in 12 ökologischen und 12 konventionellen Pilotbetrieben in den Untersuchungsregionen Süd und West zur Anwendung. Im Mittel weisen die ökologischen Betriebe einen fossilen Energieeinsatz von $2,26 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $1006 \text{ g CO}_2\text{eq (kg ECM)}^{-1}$ auf, die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von $2,36 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $1067 \text{ g CO}_2\text{eq (kg ECM)}^{-1}$. Die größten Energieinputs sind die Futtererzeugung und Futterlagerung, wobei der Futterzukauf insbesondere in den konventionellen Betrieben einen hohen Anteil hat; es folgen die Milchgewinnung und die Nachzucht. Die prozessbedingten Treibhausgasemissionen haben einen Anteil von 17 % an den Gesamtemissionen. Weitere große Emissionsquellen sind die Methanemissionen aus der Verdauung und die Lachgasemissionen aus dem Futterbau.

Ausgehend von diesen Berechnungen können Schlüsse auf die Effizienz der verschiedenen Produktionssysteme gezogen werden. Dabei zeigt sich, dass einzelbetriebliche Einflüsse systembedingte Einflüsse überlagern können. Zudem ermöglicht das Modell eine Identifikation von Schwachstellen und Optimierungspotenzialen. Ausgehend vom aktuellen Stand des Milchviehmodells und den vorliegenden Ergebnissen ist die Sensitivität des Energiebilanzmodells auf die Änderung verschiedener Eingangsparameter weiter zu prüfen. Auch die Methoden der Treibhausgasbilanzierung sind weiter zu entwickeln, um die betrieblichen Prozesse noch besser abbilden zu können.

Schlüsselwörter: Energieeinsatz, Treibhausgasemissionen, Milchvieh, Effizienz, REPRO

Abstract

The article describes a model that allows the calculation of the fossil energy balance and the greenhouse-gas (GHG) emissions from dairy farming. It contains all relevant energy fluxes and the connected energy-based GHG-emissions. Furthermore the model includes the emissions from the fodder production (N_2O , CO_2 from soil organic matter), the methane-emissions and the emissions from the storage of manure.

The model was used in 12 organic and 12 conventional dairy farms in the South and the West of Germany. The average fossil energy input per kg energy-corrected milk (ECM) is $2.27 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ in the organic and $2.47 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ in the conventional farms. The biggest energy input originates from the

fodder production where the purchase of fodder has a high proportion. There is also a big energy input from the milking process and the breeding of heifers. The GHG-emissions are in the organic farms $933 \text{ g CO}_2_{\text{eq}} (\text{kg ECM})^{-1}$ GHG, in the conventional farms $1076 \text{ g CO}_2_{\text{eq}} (\text{kg ECM})^{-1}$. The energy based GHG-emissions have a share of 17 % of the total emissions. Other big sources of GHG-emissions are the methane emissions and the N_2O -emissions from the fodder production.

The calculations enable to draw conclusion on the efficiency of different production systems. The results show a big influence of farm-specific factors that can exceed system-based impacts. Furthermore the model allows the identification of weak points and potential points of optimizing the farms according to the efficient use of fossil energy and the reduction of GHG-emissions. Further research has to check the sensitivity of the model to different conditions. The algorithms for the calculation of the GHG-balance have to be improved, too; the purpose is a better diversification of different farm types.

Keywords: energy input, greenhouse gas emissions, dairy, efficiency, REPRO

5.5.1 Einleitung

Die Verknappung der fossilen Energieträger zeichnet sich immer deutlicher ab (Chow et al., 2003). Es ist davon auszugehen, dass der zu erwartende Rückgang fossiler Energieressourcen nicht vollständig durch erneuerbare Energieträger ausgeglichen werden kann (de Vries et al., 2007; IEA, 2010); eine Steigerung der Energieeffizienz ist in allen Wirtschaftsbereichen dringend notwendig. Dies betrifft auch die Landwirtschaft, die in den Industrieländern maßgeblich auf dem Einsatz fossiler Energie beruht (FAO, 2010). Neben der begrenzten Verfügbarkeit ist zu beachten, dass die Nutzung fossiler Energiequellen zur Emission klimarelevanter Gase führt (Cole et al., 1997). Die Treibhausgas-(THG)-Emissionen stammen aus der Energiebereitstellung und der Energienutzung.

Weltweit verursacht die Landwirtschaft 10 bis 12 % der anthropogenen Treibhausgasemissionen bzw. 58 % der N_2O - und 47 % der CH_4 -Emissionen (Burney et al., 2010). Daran hat die Milchviehhaltung einen bedeutenden Anteil (FAO, 2010). Der Beitrag des Agrar- und Ernährungssektors zu den Treibhausgasemissionen hängt entscheidend von den gewählten Systemgrenzen ab. So steigt der Anteil der Nahrungserzeugung an den Treibhausgasemissionen deutlich, wenn die Betrachtungsebene erweitert und Landnutzungsänderungen einbezogen werden (The Government Office for Science, 2011). Den stärksten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft haben in der Europäischen Union die Stickstoffdüngerproduktion und die Tierhaltung, letztere vor allem durch die Methanemissionen (European Commission, 2006). Bei der pflanzlichen Produktion sind neben den CO_2 -Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie die Böden als Quellen und Senken von Treibhausgasen bedeutsam. Die Ableitung wirksamer Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen setzt die Kenntnis der Quellen und Emissionsprozesse sowie der Einflussfaktoren auf die Höhe der Treibhausgasemissionen voraus.

Die wesentlichen Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung stammen aus der Verdauung, der Wirtschaftsdüngerlagerung, den Lachgasemissionen im Futterbau sowie den prozessbedingten Treibhausgasemissionen durch den Einsatz fossiler Energieträger. Dabei ist die Methanbildung im Verdauungstrakt von Wiederkäuern vielfach beschrieben und quantifiziert (Moe et al., 1979, Kirchgessner et al., 1991; Moss et al., 2000; Mills et al., 2001, 2003; Ellis et al., 2007); auch zur Methan- und Lachgas-

bildung bei der Wirtschaftsdüngerlagerung existieren umfassende Untersuchungen (Velthoff und O-nema, 1997; Amon et al., 2001, 2006; Berg et al., 2006). Die Lachgasbildung in landwirtschaftlichen Böden wird ebenfalls intensiv erforscht (Flessa et al., 2002; Forster et al., 2007). Dagegen liegen keine auf Betriebsebene anwendbaren Modelle für die Berechnung der durch den Energieeinsatz verursachten THG-Emissionen der Milchviehhaltung vor. Für die Ermittlung dieser Emissionen ist ein Energiebilanzmodell erforderlich, das alle relevanten Energieflüsse einbezieht und ausreichend sensitiv ist, um differenzierte betriebliche Produktionsprozesse abzubilden. Bisher beschriebene Methoden zur Energiebilanzierung in der Milchviehhaltung (Refsgaard et al., 1998; Cederberg und Mattson, 2000; Haas et al., 2001; Dalgaard et al., 2001; Thomassen et al., 2008) erfüllen diese Anforderungen nicht. Sie wurden für andere Einsatzgebiete erarbeitet, beispielsweise für die Klimaberichterstattung auf nationaler Ebene (Dalgaard et al., 2001), oder sind auf spezielle, regionsspezifische Bewirtschaftungsbedingungen ausgerichtet.

Die aus dem Energieeinsatz resultierenden Treibhausgasemissionen sind daher nur wenig untersucht (z.B. Küstermann et al., 2008) und in Klimabilanzen der Milchviehhaltung kaum oder unvollständig berücksichtigt (Haas et al., 2001; Phetteplace et al., 2001; Olesen et al., 2006; Rahmann et al., 2008; FAO, 2010). Die energiebedingten Emissionen können jedoch einen wesentlichen Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen (Frank et al., 2011). Es ist daher davon auszugehen, dass bisherige Treibhausgasbilanzen der Milchviehhaltung die tatsächlichen Emissionen klimarelevanter Gase unterschätzen, weil die energie- und prozessbedingten Treibhausgasemissionen nicht einbezogen sind; die Energie- und Treibhausgasbilanzen sind somit unvollständig. Dies kann zu Fehlbewertungen beim Vergleich von Produktionssystemen führen, weil bedeutsame, verfahrens- und intensitätsabhängige Treibhausgasflüsse in den Bilanzen fehlen.

Um diese Defizite bei der Modellierung der Milchviehhaltung zu überwinden, wurde im Rahmen des Projektes „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme“ ein detailliertes Energiebilanzmodell der Milchviehhaltung entwickelt und mit einem vorhandenen Modell zur Stoff- und Energiebilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme gekoppelt. Ein übergeordnetes Ziel der Modellentwicklung war es, alle wesentlichen Energieflüsse und Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung zu bilanzieren. Um vollständige und aussagekräftige Bilanzen zu erstellen, müssen im Modell auch die der betrieblichen Milchviehhaltung vorgelagerten Prozesse einbezogen werden, beispielsweise die Erzeugung von Färsen und Zukauffuttermitteln, einschließlich der Sojaproduktion und der damit verbundenen Landnutzungsänderungen. Da in der Milchviehhaltung mehrere Produkte (Milch, Fleisch, Kälber, Wirtschaftsdünger) entstehen, war es zudem erforderlich, Allokationsverfahren zu definieren, die die Energieinputs und Treibhausgasflüsse einzelnen Produkten zuordnen. Das neue Modell soll den Einfluss der Betriebsstruktur, der Produktionsintensität, des Herdenmanagements und der Produktionstechnik abbilden. Darüber hinaus war zu gewährleisten, dass das Modell deutschlandweit einsetzbar ist und praxisverfügbare Betriebsdaten verwendet.

Nachfolgend wird das Energie- und Treibhausgasbilanzmodell der Milchviehhaltung hinsichtlich der Systemgrenzen, der einbezogenen Stoff- und Energieflüsse, der berücksichtigten Verfahrensabschnitte und Prozesse sowie der verwendeten Algorithmen und Bilanzparameter beschrieben. Am Beispiel von 12 ökologischen und 12 konventionellen milchviehhaltenden Pilotbetrieben der Untersuchungsregionen in Süd- und Westdeutschland erfolgt die Modellerprobung. Auf dieser Datenbasis wird untersucht, welchen Anteil einzelne Produktionsprozesse und Verfahrensabschnitte am Energieeinsatz und den Treibhausgasemissionen haben. Dies wird durch die Analyse von Modellbetrieben unterstützt, wodurch ein-

zelbetriebliche Einflussfaktoren ausgeblendet werden können und allgemeinere Aussagen getroffen werden können. Es wird analysiert, ob systembedingte Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung bestehen oder betriebsindividuelle Gegebenheiten stärkeren Einfluss auf die Emissionen haben. Abschließend werden Möglichkeiten zur Energieeinsparung und Treibhausgas-minderung diskutiert.

5.5.2 Material und Methoden

Die Energiebilanzierung erfolgt auf der Grundlage einer Prozessanalyse (Jones, 1989). Dies bedeutet, dass sich die Energieinputs und Teilsysteme der Bilanz an den Produktionsschritten und den Stoffflüssen orientieren. In der Energiebilanz wird der Einsatz fossiler Energie möglichst vollständig erfasst; die Sonnenenergie und die menschliche Arbeit bleiben als Energieinput unberücksichtigt. Die Systemgrenze ist der landwirtschaftliche Betrieb. Alle Stoff- und Energieflüsse, die in das System eingehen, werden als Inputs behandelt, das System verlassende Ströme als Outputs.

Der Einsatz fossiler Energie wird in den direkten und indirekten Energieeinsatz unterteilt. Der direkte Energieeinsatz entspricht der Nutzung von Energieträgern (Kraft- und Brennstoffen, Strom) zur Verrichtung von Arbeit innerhalb des landwirtschaftlichen Betriebssystems. Der indirekte Energieeinsatz umfasst den Energieeinsatz, der für die Produktion, die Erhaltung und Entsorgung stofflicher Inputs und Investitionsgüter (VDI, 1997) erforderlich ist. Die Bewertung der Inputs erfolgt über Energie- und Treibhausgasäquivalente (Kalk und Hülsbergen, 1996; Hülsbergen et al., 2001), die durch eine umfassende Literaturanalyse erweitert und aktualisiert wurden. Ausgewählte Energie- und Treibhausgasäquivalente sind in Tabelle 5.5-1 aufgeführt.

Tabelle 5.5-1: Energie- und Treibhausgasäquivalente für ausgewählte Inputs

Input	Einheit	Energie MJ Einheit ⁻¹	THG kg CO ₂ eq Einheit ⁻¹	Quelle
Direkte Inputs				
Diesel	l	39,60	3,44*	Hülsbergen (2003) Öko-Institut (2007)
Biodiesel (RME)	l	14,10	0,78	nach Kaltschmitt und Reinhardt (1997)
Rapsöl	l	7,00	0,15	nach Kaltschmitt und Reinhardt (1997)
Strom	kWh	11,45	0,72	FfE (1999)
Indirekte Inputs				
Maschinen	kg	108,00	7,76	Kalk und Hülsbergen (1999) berechnet nach Gaillard et al. (1997)
Saatgut Winterweizen	kg TM	5,59	0,35	
Saatgut Klee gras	kg TM	12,90	0,80	berechnet mit REPRO, THG berechnet nach Gaillard et al. (1997)
Saatgut Silomais	kg TM	14,62	0,91	
N-Dünger	kg N	35,30	6,95	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
P-Dünger	kg P	36,20	0,70	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
K-Dünger	kg K	11,20	0,49	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Kalkdünger	kg Ca	4,20	0,20	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Herbizide	kg	259,00	8,33	Salig und Kölsch (2008)
Fungizide	kg	177,00	5,34	Salig und Kölsch (2008)
Insektizide	kg	237,00	10,05	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Trinkwasser	l	5,36	0,30	GEMIS (2010)

* Bereitstellung und Nutzung

Die wichtigsten direkten Energieinputs milchviehhaltender landwirtschaftlicher Betriebe sind Kraftstoff und Strom, die wichtigsten indirekten Inputs sind Maschinen und Geräte, bauliche Anlagen und Betriebsmittel wie Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie der Zukauf von Tieren und Futtermitteln. Die Outputs eines Milchviehbetriebs sind Milch, Altkühe, Kälber und Färsen sowie Wirtschaftsdünger und ggf. pflanzliche Marktprodukte. Die Inputs und Outputs anderer Betriebszweige bleiben in dieser Untersuchung unberücksichtigt. Abbildung 5.5-1 zeigt schematisch die Energieflüsse in einem Betrieb mit Milchviehhaltung.

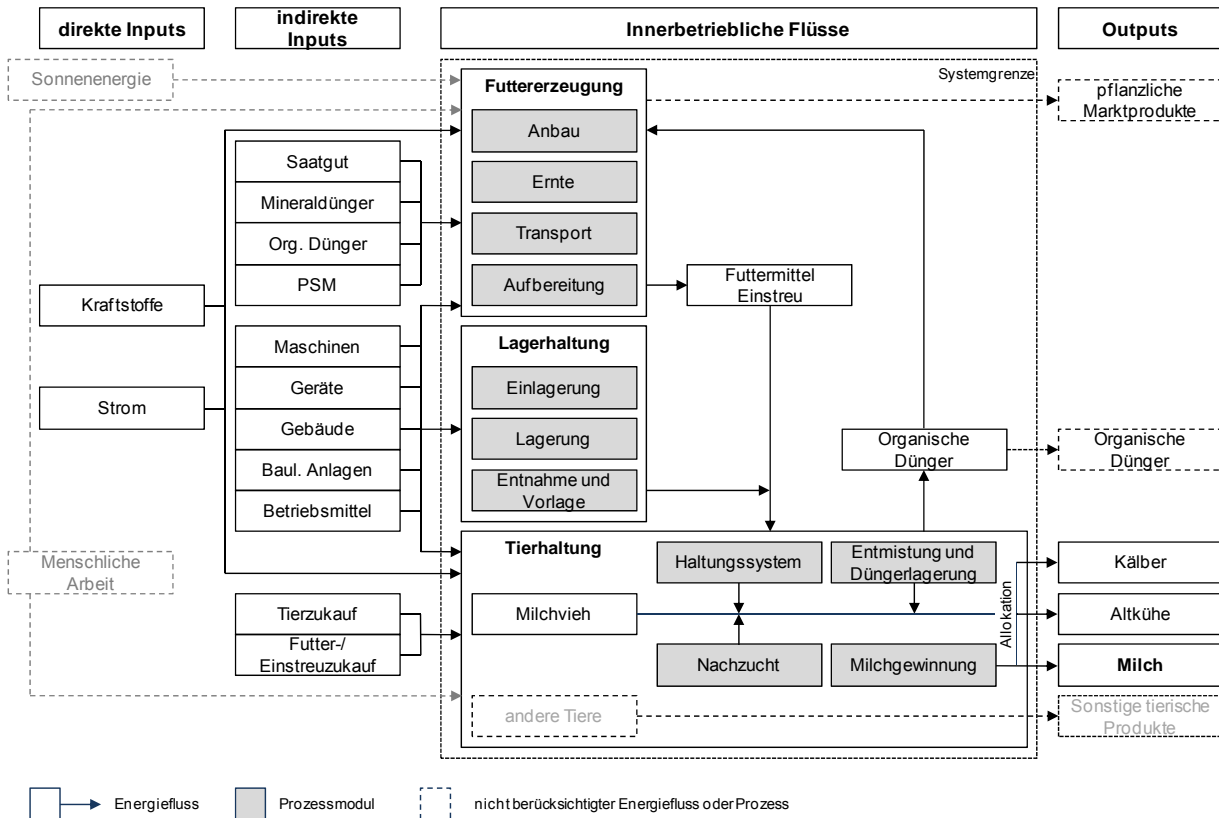


Abbildung 5.5-1: Energieflüsse und Prozessmodule in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung.

Um diese Energieflüsse quantifizieren zu können, wurde ein Energiebilanzmodell entwickelt, das auf den methodischen Grundlagen und Konventionen des Modells REPRO (Hülsbergen, 2003, 2008; Küstermann et al., 2008) basiert. Ein Landwirtschaftsbetrieb wird demnach in Subsysteme unterteilt, die über Stoff- und Energieflüsse verbunden sind. Im Produktionsprozess ist der Output eines Subsystems der Input des folgenden Subsystems. Auf diese Weise können in sich schlüssige, konsistente Betriebssysteme modelliert werden. Gegenüber dem Modell REPRO wurden wesentliche Erweiterungen vorgenommen. Bisher waren nur energetische Analysen des Pflanzenbaus bzw. der betrieblichen Futtererzeugung möglich (vgl. Hülsbergen et al., 2001); durch die neu entwickelte Methode kann die gesamte Milchviehhaltung abgebildet werden (Abbildung 5.5-1).

Die Milchviehhaltung wird in Prozessschritte gegliedert, denen direkte und indirekte Energieinputs zugeordnet sind:

1. die Futtererzeugung,
2. die Futterlagerung, -entnahme und -vorlage,
3. das Haltungssystem,
4. die Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung,
5. die Nachzucht,
6. die Milchgewinnung.

Jeder Prozessschritt wird in einem Modul abgebildet. Die Module bauen aufeinander in der dargestellten Reihenfolge auf, wobei ein nachfolgendes Modul stets Eingangsdaten von vorhergehenden Modulen nutzt. Zudem greifen alle Module auf die gleichen Grunddaten (z.B. Energie- und Treibhausgasäquivalente) zurück. In einem weiteren Modul „Allokation“ werden die Ergebnisse zusammengeführt; die Energieinputs und Treibhausgasflüsse werden den erzeugten Produkten nach festgelegten Allokationsregeln zugeordnet.

Das neu entwickelte Datenbankmodell, das alle Modellkomponenten und Module zur Abbildung der Milchviehhaltung enthält, wurde mit Microsoft Office Access 2007 und Microsoft Office Excel 2007 entwickelt.

5.5.2.1 Prozessschritt Futtererzeugung

Der Prozessschritt Futterproduktion beinhaltet den Anbau, die Ernte, den Transport und die Aufbereitung von eigen erzeugtem Futter. Der Futterproduktion wird die Erzeugung von Stroh als Einstreumaterial zugeordnet. Die Bilanzierung des Futterbaus erfolgt schlagbezogen mit REPRO auf der Grundlage betrieblich erfasster Bewirtschaftungsdaten¹. Für jeden Acker- und Grünlandschlag werden die Produktionsverfahren und Erträge definiert. Hierbei sind die Zahl der Futterschnitte, die jeweiligen Biomasseerträge und deren Verwendung (Weide, Frischfutter, Heu, Silage, Cobs, Gründüngung) festzulegen. Ausgehend vom Biomasseaufwuchs wird unter Berücksichtigung der Konservierungsverluste das Futteraufkommen berechnet. Bei diesem Bearbeitungsschritt ist auf die vollständige Erfassung aller Arbeitsgänge zu achten, denn hiervon hängt der Energieinput ab (das Modell enthält entsprechende Plausibilitätskontrollen). Da es sich bei den betrieblichen Angaben zu den Futtererträgen oftmals um Schätzwerte handelt, wird modellintern mit einer leistungsbezogenen Futterbilanz die Plausibilität dieser Ertragsangaben geprüft. Ausgehend von bekannten Daten (Tierbestand, Tierleistung, Futterbedarf, Einsatz von Kraftfutter) wird der Mindestbedarf an Grobfutter kalkuliert und dem Futteraufkommen gegenübergestellt. Bei größeren Diskrepanzen zwischen Futterbedarf und -aufkommen erfolgt eine Rücksprache

¹ Die Bewirtschaftungsdaten stammen aus der betrieblichen Datenerhebung im Rahmen des Projektes; sie wurden von Michaela Braun und Eva Milz (Bioland-Beratung) erfasst.

mit dem Betriebsleiter, um die möglichen Ursachen zu klären und die Futterbilanz auszugleichen. Die Futterbilanz basiert auf mittleren Futterqualitäten, Energie- und Proteingehalten².

Auf der Grundlage dieser so definierten Futterproduktionsverfahren werden mit dem Bilanzmodell die Inputs an Kraft- und Brennstoffen, die Verwendung von Maschinen und Geräten (Arbeitszeiten, Flächenleistungen, etc.) sowie der Einsatz von Betriebsmitteln berechnet und mit Energieäquivalenten bewertet. Gegenüber der bisherigen Energiebilanzierung im Modell REPRO sind im Access-Datenbankmodell die Auswertungen erweitert. Durch die Zuordnung von verschiedenen Kraftstoffarten zu einzelnen Arbeitsgängen können nun z.B. biogene Kraftstoffe wie Rapsöl und Biodiesel berücksichtigt werden. Zudem werden Berechnungsalgorithmen zur Ermittlung des produktspezifischen Energieeinsatzes für pflanzliche Erzeugnisse im Access-Modul integriert. Hierfür werden Allokationsregeln genutzt, die den Energieeinsatz für den Anbau nach definierten Regeln auf die verschiedenen Produkte aufteilen. Der produktspezifische Energieeinsatz bildet die Grundlage für die weiteren Berechnungen.

Die Futterproduktion enthält auch die Aufbereitung der Futtermittel. Diese umfasst die technische Trocknung von Heu, Cobs und Getreide sowie das Schroten oder Quetschen von Getreide. Nach eigenen Berechnungen auf der Basis von Daten nach Baumgartner (1991), Pöllinger (2003) und Nydegger et al. (2009) werden für die Heubelüftung ein Energieeinsatz von $69 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $4,4 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ angenommen. Für die Getreidetrocknung werden $18 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und $2,2 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ (Annahme: Trocknung von 3 Prozentpunkten, eigene Berechnungen nach Dalgaard et al. 2001 und KTBL 2007), für das Schroten oder Quetschen von Getreide $6,7 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und $0,9 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ (eigene Berechnungen nach KTBL, 2007, 2010) als Durchschnittswert verwendet.

Der Energieeinsatz für Zukauffuttermittel wird analog zur eigenen Futtererzeugung mit dem Energiebilanzmodell ermittelt, wobei mittlere Produktionsverfahren nach KTBL (2010) unterstellt werden. Der Energieeinsatz für Import-Zukauffuttermittel sowie Nebenprodukten der Bioenergie- und Nahrungserzeugung (z.B. Soja- und Rapsextraktionsschrot, Biertreber) entstammen verfügbaren Literaturdaten und eigenen Modellkalkulationen unter Annahme mittlerer Produktionsbedingungen und Transportentfernungen. Die Treibhausgasemissionen enthalten die Emissionen aus der Nutzung fossiler Energiequellen, die Lachgasemissionen und Emissionen aus der Humusdynamik.

² Prinzipiell ist es möglich, für jeden Futteraufwuchs und jedes Futtermittel spezifische Futterwertangaben (nach Laboranalyse) im Modell zu berücksichtigen. Auf diese Anpassung wurde zunächst verzichtet, weil nicht alle notwendigen Daten vorlagen. In weiteren Untersuchungen ist zu prüfen, wie groß die Abweichung bei der Verwendung von Durchschnittswerten gegenüber betriebsspezifischen Werten ist.

Tabelle 5.5-2: Energieeinsatz und THG-Emissionen für die Erzeugung von Zukauffuttermitteln

Futtermittel	Energie MJ (dt TM) ⁻¹		THG* kg CO ₂ eq (dt TM) ⁻¹		Quelle
	öko	kon	öko	kon	
Milchleistungsfutter	300	358	31	36	Kraatz (2008), eigene Berechnungen
Biertreber	-	262	-	28	eigene Berechnungen nach Talve (2001), Cordella et al. (2008) und GEMIS (2010)
Rapsextraktionsschrot	-	210	-	77	Simon (2011)
Sojaextraktionsschrot	-	325	-	266*	Simon (2012)

* inkl. Emissionen aus Landnutzungsänderung

Die gegenüber den anderen Futtermitteln deutlich höheren Treibhausgasemissionen für Sojaextraktionsschrot beinhalten einen Ansatz für die Emissionen aus der Landnutzungsänderung, die mit dem Sojaanbau verbunden ist (FAO, 2010).

5.5.2.2 Prozessschritt Futterlagerung

Die Futterlagerung umfasst die Einlagerung, die baulichen Anlagen für die Futterlagerung, die Futterentnahme und -vorlage. In der Milchviehfütterung kommen Grundfuttermittel und Kraffuttermittel (> 55 % TM, > 7 MJ NEL (kg TM)⁻¹) zum Einsatz. Aufgrund der unterschiedlichen Beschaffenheit der Futtermittel und der Anforderungen an die Lagerung werden die Futterlager in Grundfutter- und Kraffuttlager eingeteilt. Für beide Lagertypen werden Lagerungsverfahren definiert, die in Abhängigkeit von Baumaterial und Lagergröße eine spezifische Abschätzung des Energieeinsatzes für den Bau, die Erhaltung und den Rückbau (VDI, 1997) ermöglichen. Der volumenbezogene Energieeinsatz wird unter Berücksichtigung einer angepassten Nutzungsdauer nach Kalk und Hülsbergen (1996) berechnet. Für die Futterentnahme und -vorlage werden Standardverfahren verwendet; Datengrundlage sind hierbei Planungsdaten des KTBL (2006, 2007, 2010).

5.5.2.3 Prozessschritt Haltungssystem

Die Stallgebäude und Stalleinrichtungen werden nicht anlagenspezifisch, sondern verfahrensabhängig energetisch bewertet. Dies liegt im hohen Aufwand für die Ermittlung des anlagenspezifischen Energieaufwands begründet, der u. a. aus den unterschiedlichen Stallbaulösungen resultiert (Kraatz, 2008; Dux et al., 2009). Der indirekte Energieeinsatz für Haltungssysteme wird anhand von Daten nach Kraatz (2008) abhängig von der Stallbauart (Spaltenboden oder planbefestigter Boden, Warmstall oder Kaltstall, Liegeboxenlaufstall, Tiefstreu- oder Tretmiststall) geschätzt. Dabei ergibt sich ein Energieeinsatz von 400 bis 650 MJ Tierplatz⁻¹ a⁻¹. Die Treibhausgasemissionen werden nach Gaillard et al. (1997) aus dem Verhältnis von Treibhausgasemissionen zu Energieeinsatz veranschlagt. Weitere Energieinputs durch Beleuchtung, Belüftung, Heizung und das benötigte Prozesswasser werden nach KTBL (2010) pauschal je Tierplatz und Jahr berechnet.

5.5.2.4 Prozessschritt Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung

Die Energieinputs und prozessbedingten Treibhausgasemissionen für die Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung erfolgen nach der gleichen Methode wie die Futterlagerung. Die Lagerstätten in den Kategorien Mistplatte, Güllelager, mit oder ohne Abdeckung sowie unter- oder oberirdisch sowie Güllekeller werden auf Grundlage ihrer Bauform und dem Baumaterial bilanziert. Die Entmistung wird über Standardverfahren, die nach Daten des KTBL (2010) abgeleitet wurden, bewertet.

5.5.2.5 Prozessschritt Milchgewinnung

Der Prozessschritt Milchgewinnung umfasst den direkten und indirekten Energieeinsatz für das Melken, die Milchkühlung, die Milchlagerung und die Reinigung. Auf Grundlage von Daten des KTBL (2010) werden verschiedene Melksysteme festgelegt, die den Betrieben zugeordnet werden. Der direkte Energieeinsatz wird nach Clausen (2000), Jäkel (2003), Edens et al. (2003) berücksichtigt. Der indirekte Energieeinsatz wird für alle Melksysteme nach Kraatz (2008) mit $270 \text{ MJ Melkplatz}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zuzüglich $135 \text{ MJ Melkplatz}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Milchleitungen bewertet. Hinzu kommt der direkte und indirekte Energieeinsatz für die Milchkühlung und -lagerung sowie die Reinigung der Melkanlage.

5.5.2.6 Prozessschritt Allokation

Die Milchviehhaltung ist ein Produktionsprozess, bei dem unterschiedliche Produkte erzeugt werden – das Hauptprodukt Milch sowie Altkühe und Kälber, die nicht zur Färsenaufzucht verwendet werden (Cederberg und Stadig, 2003). Für die Zuordnung der Energieinputs zu den Produkten ist eine Allokation erforderlich; sie erfolgt auf der Grundlage von ISO 14044 nach physikalischen Gesichtspunkten³. Dabei wird der Energieoutput der entstehenden Produkte nach ihrem Heizwert bewertet. Die Berechnung ist in den Gleichungen 1 und 2 dargestellt. Die entstehenden Wirtschaftsdünger werden nicht als Produkt bewertet, wenn sie im eigenen Betriebssystem eingesetzt werden. Werden Wirtschaftsdünger an andere Betriebe abgegeben, so erfolgt für diese Dünger eine energetische Bewertung nach dem Substitutionsprinzip (Hülsbergen, 2003). Hierbei wird ausgehend von den Nährstoffgehalten (Stickstoff, Phosphor, Kalium) des Wirtschaftsdüngers und mittleren Mineraldüngeräquivalenten der Energieaufwand zur Herstellung entsprechender Mineraldüngermengen in Ansatz gebracht.

³ Bei der Betriebsbilanzierung und für Aussagen auf einzelbetrieblicher Ebene ist ein Vorgehen durch Systemerweiterung oder Koppelproduktbilanzierung, wie von ISO 14044 und Cederberg und Stadig (2003) gefordert, nicht zielführend.

Gleichung 1 $EO_i = M_i \cdot H_i$

Gleichung 2 $EI_i = EI \cdot \frac{EO_i}{EO}$

EO_i Energieoutput für Produkt i (MJ),

M_i entstehende Masse Produkt i, (kg),

H_i Heizwert Produkt i, MJ (kg)⁻¹

EI_i spezifischer Energieinput für Produkt i (MJ (Einheit i)⁻¹)

EI gesamter Energieinput aller Prozessschritte (MJ),

EO ΣEO_i als gesamter Energieoutput aller Produkte (MJ).

5.5.2.7 Treibhausgasbilanzierung

Parallel zur Energiebilanz wird die Treibhausgasbilanz berechnet. Auf einem Milchviehbetrieb treten verschiedene Treibhausgasquellen auf. Berücksichtigt werden:

- Prozessbedingte Treibhausgasemissionen: Emissionen aus der Bereitstellung und Nutzung fossiler Energiequellen (Kaltschmitt und Reinhardt, 1997) auf dem Betrieb und bei der Erzeugung von Inputs und Investitionsgütern. Ihre Bilanzierung erfolgt analog zu den Energieinputs durch Treibhausgasäquivalente (siehe Abschnitte 5.5.2.1 bis 5.5.2.6), wobei die in Tabelle 5.5-1 dargestellten Treibhausgasäquivalente zur Anwendung kommen.
- Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen: Diese setzen sich aus den Lachgasemissionen (N₂O) und CO₂-Emissionen aus der Humusdynamik zusammen. Lachgasemissionen entstehen im Boden bei der Umsetzung von Stickstoff. Ihre Bilanzierung erfolgt nach IPCC (2006) in Abhängigkeit von der Stickstoffzufuhr auf die Flächen unter Verwendung von Emissionsfaktoren von Dämmgen et al. (2007). Die CO₂-Emissionen aus der Humusdynamik werden auf Grundlage der C-Bilanz ermittelt. Grundlage ist der Humusauf- (C-Bindung) und -abbau (C-Freisetzung) unter landwirtschaftlicher Bodennutzung. Die Humusbilanzierung erfolgt in REPRO (Hülsbergen, 2003) unter Berücksichtigung von Kulturpflanze, Nutzung, Erträgen und Düngung. Die C-Bindung kann auch zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen führen. Zudem werden Treibhausgasemissionen aus der Landnutzungsänderung bei Sojaprodukten berücksichtigt (FAO, 2010), diese werden nach Hörtenhuber et al. (2011) je Einheit Sojaextraktionsschrot angesetzt.
- Stoffwechselbedingte Treibhausgasemissionen: Die Quelle liegt in der enterogenen Fermentation im Verdauungstrakt von Wiederkäuern und umfasst vorrangig Methan (CH₄). Die Methanemissionen werden nach Ellis et al. (2007) berechnet. Die Berechnung basiert auf der Trockenmasseaufnahme der Tiere. Genauere Schätzgleichungen, die beispielsweise die Inhaltsstoffe der Futtermittel mit einbeziehen, können auf Grund fehlender Daten nicht verwendet werden. Allerdings zeigte eine Analyse verschiedener Schätzgleichungen durch Walter (2009) eine hinreichende Genauigkeit der Formel.
- Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerbehandlung und -lagerung: Für die Berechnung der Emissionshöhe wird Gleichung 10.23 nach IPCC (2006) in angepasster Form herangezogen.

Die Allokation der Treibhausgasemissionen auf die einzelnen Produkte erfolgt nach dem in 5.5.2.6 dargestellten Allokationsverfahren.

5.5.2.8 Betriebsdaten

Das vorgestellte Modell kommt in 24 Pilotbetrieben mit Milchviehhaltung der Projektregionen Süd und West zur Anwendung. Die Betriebsdaten entstammen der Datenerhebung im Rahmen des Projekts. Die Betrachtung erstreckt sich auf die Beobachtungsjahre 2009 und 2010. Die angegebenen Werte entsprechen den Mittelwerten aus beiden Jahren. Die betrieblichen Kenndaten sind in Tabelle 5.5-3 aufgeführt.

Tabelle 5.5-3: Kennwerte der Milchviehhaltung der einbezogenen Pilotbetriebe
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)

		ökologisch			konventionell		
		MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX
Pflanzenbau							
Landwirtschaftliche Nutzfläche	ha	73,1	30,1	188,4	57,2	29,8	109,3
davon Grünland	% LN	56	26	100	48	15	100
davon Acker	% LN	44	0	74	52	0	85
Milchviehhaltung							
Anzahl Milchkühe		42	18	91	50	29	73
Tierbesatz gesamt	GV ha ⁻¹	1,04	0,35	1,56	1,75	0,84	2,72
Milchleistung	kg ECM	6360	4236	7510	8354	6273	10274
Erstkalbealter	Monate	30,8	26,8	35,4	29,0	26,9	32,9
Nutzungsdauer	Monate	41,2	29,4	60,1	27,4	20,3	33,6
Anzahl Laktationen		3,1	2,2	4,4	2,1	1,7	2,4

5.5.2.9 Gestaltung von Modellbetrieben

Die Pilotbetriebe unterliegen zahlreichen Einflüssen durch Standort, Witterung und Betriebsleiter. Dadurch ist eine Identifikation einzelner Einflussfaktoren, die für die Klimaeffizienz der Produktionssysteme relevant sind, schwierig, da viele sich überlagernde Effekte auftreten. Mit Hilfe der Modellbetriebe können einzelbetrieblichen Einflussfaktoren ausgeblendet werden.

Für diese Untersuchungen wurden Modellbetriebe auf Grundlage der in die Untersuchung einbezogenen Pilotbetriebe konstruiert. Die Betriebsdaten wurden anhand von statistischen Daten und Planungsdaten (z.B. Standardverfahren im Pflanzenbau, Haltungssystem) ergänzt. Die Betriebe decken ein Milchleistungsspektrum von 4000 bis 9000 (ökologisch) bzw. 11000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ in Schritten von 1000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ ab (Tabelle 5.5-4Tabelle; siehe auch Frank et al, 2013).

Tabelle 5.5-4: Daten der konstruierten Modellbetriebe

		ökologisch					
Milchleistung	kg ECM a ⁻¹	4000	5000	6000	7000	8000	9000
Erstkalbealter	Monate	32	32	31	31	30	30
Nutzungsdauer	Monate	40	40	40	40	40	40
Zwischenkalbezeit	d	400	405	410	415	415	420
Laktationen		3,0	3,0	3,0	2,9	2,9	2,9
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,86	0,80	0,94	0,94	0,83	0,75

		konventionell							
Milchleistung	kg ECM a ⁻¹	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000	11000
Erstkalbealter	Monate	31	31	30	30	29	29	28	28
Nutzungsdauer	Monate	28	28	28	28	28	28	28	28
Zwischenkalbezeit	d	400	405	410	415	415	420	425	425
Laktationen		2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	1,11	1,13	1,02	1,25	1,16	1,17	1,12	1,05

5.5.3 Ergebnisse

5.5.3.1 Fossiler Energieeinsatz

Die ökologischen Betriebe weisen im Mittel einen Energieeinsatz von 2,25 MJ (kg ECM)⁻¹ auf (Tabelle 5.5-5), die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von 2,36 MJ (kg ECM)⁻¹. Auffällig ist die große Variabilität des Energieeinsatzes innerhalb der Produktionssysteme. Sie ist bei den ökologischen Betrieben deutlich höher als bei den konventionellen Betrieben. Diese Variabilität beruht im Wesentlichen auf zwei Prozessschritten: der Futtererzeugung und der Nachzucht. Der dritte große Energieinput, die Milchgewinnung, weist keine Unterschiede zwischen den Produktionssystemen auf, da hier die Technik in beiden Systemen gleich ist.

Tabelle 5.5-5: Produktbezogener Energieeinsatz je kg Milch (MJ (kg ECM)⁻¹)
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)

	ökologisch				konventionell			
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD
Energieeinsatz	2,25	1,90	2,94	0,32	2,36	2,20	2,60	0,14
Futtererzeugung	0,60	0,38	0,90	0,18	0,85	0,67	1,00	0,10
Eigenfuttererzeugung	0,52	0,24	0,97	0,22	0,52	0,22	0,96	0,22
Zukauffutter	0,08	0,00	0,30	0,09	0,33	0,02	0,56	0,17
Futterlagerung	0,18	0,09	0,27	0,07	0,16	0,11	0,21	0,03
Haltungssystem	0,29	0,19	0,51	0,10	0,17	0,14	0,28	0,03
Entmistung und Düngerlagerung	0,14	0,09	0,22	0,04	0,10	0,08	0,15	0,02
Nachzucht	0,32	0,17	0,54	0,11	0,36	0,24	0,63	0,11
Milchgewinnung	0,72	0,67	0,77	0,03	0,72	0,67	0,99	0,09

Den größten Anteil am Gesamtenergieeinsatz hat die Futterbereitstellung, die sich aus der Futtererzeugung, dem Futterzukauf und der Futterlagerung zusammensetzt. Dieser beträgt bei den ökologischen Betrieben im Mittel 36 %, bei den konventionellen Betrieben 46 %. Die Erzeugung eigener Futtermittel liegt annähernd auf dem gleichen Niveau, was zum einen auf Ertragswirkungen zurückzuführen ist, zum anderen auf den Einsatz von energieaufwändig produziertem Belüftungsheu und Grascobs besonders in ökologischen Betrieben in Süddeutschland. Die konventionellen Betriebe weisen dagegen einen deutlich höheren Futterzukauf auf, der zudem oft energieintensive Kraffuttermittel wie Soja- oder Rapsextraktionsschrot beinhaltet.

Dagegen weist die Futterlagerung keine nennenswerten Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Produktionssystemen auf. Der höhere Energieeinsatz der ökologischen Betriebe im Prozessschritt Haltungssystem ist auf den hohen Anteil von Festmistsystemen mit hohem Strohbedarf (z.B. Tretmistställe) in ökologischen Betrieben zurückzuführen. Auch die differenzierten Anforderungen an den Weidegang und Auslauf der Tiere haben Einfluss. Zwar weisen planbefestigte Ställe gegenüber Ställen mit Spaltenböden einen geringeren Energieeinsatz auf, dies wird durch die benötigte Einstreu jedoch kompensiert.

Bei der Entmistung und Düngerlagerung zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede. Der drittgrößte Energieinput kommt durch die Nachzucht zustande. Hier ist der Energieinput bei den ökologischen Betrieben geringer, weil die ökologisch erzeugten Färsen trotz der längeren Aufzuchtdauer meist einen geringeren Energieeinsatz haben. Zudem sind die Nutzungsdauer und Laktationszahl bei den ökologischen Betrieben höher als bei den konventionellen, so dass weniger Färsen zur Bestandsergänzung benötigt werden.

Die Gesamtbetrachtung des Energieeinsatzes bezogen auf die Milchleistung zeigt, dass mit steigender Milchleistung der Energieeinsatz je kg Milch tendenziell abnimmt (Abbildung 5.5-2). Dies wird besonders deutlich bei den ökologischen Betrieben. Hier zeigt sich zudem eine regionale Gliederung. Die Betriebe in der Untersuchungsregion West weisen einen geringeren Energieeinsatz auf. Dies ist auf die

günstigen Standortbedingungen und effiziente Produktionsverfahren zurückzuführen. Allgemein weisen diese Betriebe auch eine höhere Milchleistung auf, was sich auch bei den konventionellen Betrieben zeigt. Die konventionellen Betriebe der Region Süd weisen eine wesentlich geringere Streuung der Milchleistung auf, die zudem niedriger liegt, als die der konventionellen West-Betriebe. Hier, wie auch bei den ökologischen Betrieben der Region West zeigt sich, dass es eine große Variabilität zwischen Betrieben mit ähnlicher Leistung gibt.

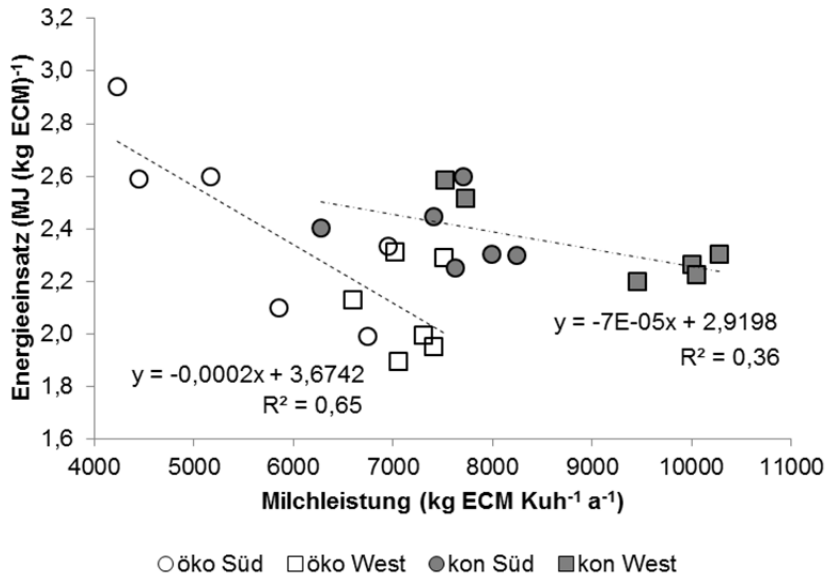


Abbildung 5.5-2: Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.

Das Output-Input-Verhältnis⁴ der Milchviehhaltung beträgt (ohne Berücksichtigung anderer Betriebszweige) in den ökologischen Betriebe im Mittel bei 1,49 (Min: 1,14, Max: 1,77), in den konventionellen Betrieben im Mittel bei 1,35 (Min: 1,24, Max: 1,45).

5.5.3.2 Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgasemissionen (Tabelle 5.5-6) setzen sich aus den prozessbedingten Treibhausgasemissionen (bedingt durch den Einsatz fossiler Energie) und den in 5.5.2.7 aufgeführten anderen Treibhausgasemissionen zusammen.

⁴ Das Output-Input-Verhältnis ist der Quotient aus der Bruttoenergie der verkauften Produkte und dem fossilen Energieeinsatz.

Tabelle 5.5-6: Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch ($\text{g CO}_2 \text{eq (kg ECM)}^{-1}$)
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)

	ökologisch				konventionell			
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD
Futtererzeugung	121	2	237	63	289	197	389	62
Erzeugung eigenes Futter	100	0	183	60	178	109	228	44
Energieeinsatz	38	23	60	12	49	21	105	21
Lachgas	156	136	193	17	121	87	210	38
Humus	-94	-241	0	72	8	-89	104	51
Futterzukauf und Trinkwasser	21	2	79	26	111	7	224	61
Energieeinsatz	7	2	23	6	32	4	54	15
Lachgas	6	0	33	9	26	0	50	15
Humus	8	-4	53	16	16	0	60	15
iLUC	0	0	0	0	37	0	110	39
THG aus Verdauung	419	364	492	43	326	301	355	18
Futterlagerung	11	3	18	5	12	6	18	3
Haltungssystem	23	9	51	13	9	7	19	3
Entmistung und Düngerlagerung	130	77	221	39	129	47	151	30
Energieeinsatz	14	8	25	5	11	8	16	2
Lachgas, Methan	116	65	211	39	118	38	141	28
Nachzucht	257	132	423	85	257	164	437	79
Energieeinsatz	34	17	56	11	29	19	51	10
Anbau	52	25	89	18	57	31	115	26
Verdauung	141	74	230	46	142	87	224	38
Wirtschaftsdünger	30	16	48	10	29	18	47	8
Milchgewinnung	45	43	49	2	45	42	62	5
Gesamtemissionen	1006	835	1397	157	1067	932	1248	85

Mit $1006 \text{ g CO}_2 \text{eq (kg ECM)}^{-1}$ weisen die ökologischen Betriebe etwas geringere produktbezogene Emissionen als die konventionellen Betriebe mit $1067 \text{ g CO}_2 \text{eq (kg ECM)}^{-1}$ auf. Daran haben die prozessbedingten Treibhausgasemissionen einen Anteil von 17 %. Damit stellen sie die drittgrößte Emissionsquelle auf den Betrieben dar. Die größten Emissionsquellen sind die Methanemissionen der Milchkühe (42 % ökologisch, 31 % konventionell) und die Emissionen aus der Nachzucht. Der Unterschied der Methanemissionen zwischen den Betriebssystemen ergibt sich aus der Futterqualität und der Milchleistung. Je höher die Milchleistung ist, desto geringer sind die produktbezogenen Methanemissionen. An dritter Stelle der Treibhausgasemissionen stehen die Emissionen aus dem Anbau. Den größten Anteil daran haben die Lachgasemissionen. Diese liegen bei den ökologischen Betrieben höher. Beeinflusst werden diese maßgeblich durch den höheren Weideanteil und die hohen Stickstoffumsätze durch den Leguminosenanbau. Die Humusbilanz (C-Speicherung von Böden oder C-Abbau) zeigt Unterschiede zwischen den Einzelbetrieben. Besonders die Fütterung von Klee gras (positive Humusbilanz) führt hier zu einer Gutschrift von CO_2 -Emissionen. Dies ist in den ökologischen Betrieben und den

konventionellen Süd-Betrieben stärker der Fall, während die konventionellen Westbetriebe höhere Silomaisanteile in den Futterrationen aufweisen und damit höhere Treibhausgasemissionen aus dem Humusabbau haben. Eine weitere große Emissionsquelle stellen die Emissionen aus den Exkrementen der Tiere sowie aus der Düngerlagerung dar. Hier weisen die konventionellen Betriebe höhere Emissionen auf, was auf einer höheren Zahl von Güllesystemen mit höheren Emissionspotenzial (IPCC, 2006) und dem höheren Gehalt an löslichem Stickstoff in den Exkrementen beruht.

Die Gesamtbetrachtung der Emissionen, bezogen auf die Milchleistung (Abbildung 5.5-3), zeigt die enorme Variabilität der produktbezogenen Emissionen, aber auch eine Gruppierung nach Standorten, ökologischem und konventionellen Landbau.

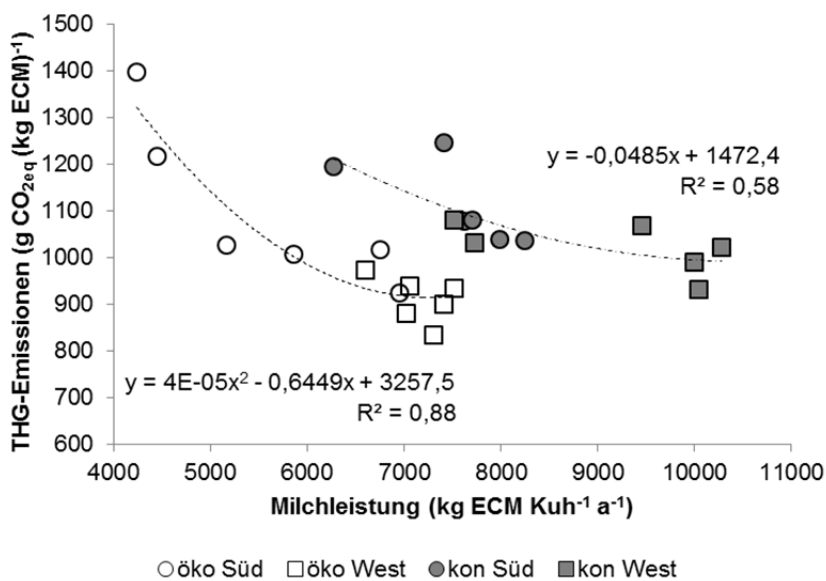


Abbildung 5.5-3: Treibhausgasemissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.

Die Treibhausgasemissionen zeigen in Abhängigkeit von der Milchleistung zunächst eine geringe Abnahme, die jedoch begrenzt ist. Diese beruht auf zahlreichen Standort- und Managementeinflüsse wie auch an der Entwicklung einzelner Emissionsquellen.

Die ökologischen Betriebe weisen einen höheren Futtereinsatz je kg Milch als die konventionellen Betriebe auf. Jedoch liegt der spezifische Energieeinsatz für die Futtererzeugung unter dem Energieeinsatz der konventionellen Betriebe, wodurch der Mehraufwand in der Gesamtbilanz kompensiert wird. Allgemein ist ersichtlich, dass die Erzeugung von Kraftfuttermitteln mehr Energie benötigt und auch zu höheren Treibhausgasemissionen führt, als die Grundfuttererzeugung.

Die Methanemissionen zeigen mit steigender Milchleistung eine abnehmende Tendenz. Zwischen den einzelnen Leistungsgruppen ist kein Zusammenhang zwischen Milchleistung und Anzahl der Laktationen erkennbar, die entsprechende Abnahme der produktspezifischen Treibhausgasemissionen aus der Nachzucht ergibt sich folglich als rechnerischer Effekt aus der zunehmenden Milchleistung.

5.5.3.3 Koppelprodukte

Die Allokation erfolgt nach dem in 5.5.2.6 dargestellten Verfahren auf der Grundlage des Energieoutputs durch die Produkte Milch, Altkühe und Kälber. Die Bewertung der Nebenprodukte (Tabelle 5.5-7) ergibt im Mittel der ökologischen Betriebe für Schlachtkühe einen Energieeinsatz von 3,95 GJ und 2250 kg CO_{2 eq} je Kuh, für die Kälber einen Energieeinsatz von 0,19 GJ und 107 kg CO_{2 eq} je Kalb, die nicht für die Nachzucht benötigt werden. Bei den konventionellen Betrieben liegen diese Werte höher, was auf den allgemein höheren Energieeinsatz und die höhere Zahl an verkauften Kühen durch die geringere Nutzungsdauer zurückzuführen ist.

Tabelle 5.5-7: Energieeinsatz und Treibhausgasemissionen der Koppelprodukte der Milchviehhaltung Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)

		ökologisch			konventionell		
		MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX
Altkühe	MJ Kuh ⁻¹	3921	3094	5500	4181	3846	4629
	kg CO _{2 eq} Kuh ⁻¹	2422	2005	3401	2581	2250	3039
Kälber	MJ Kalb ⁻¹	186	146	260	198	182	220
	kg CO _{2 eq} Kalb ⁻¹	115	95	161	122	106	144

5.5.3.4 Ergebnisse aus den Modellbetrieben

Die Auswertung der Modellbetriebe zeigt, dass mit steigender Milchleistung eine Abnahme des Energieeinsatzes je kg Milch verbunden ist (Abbildung 5.5-4).

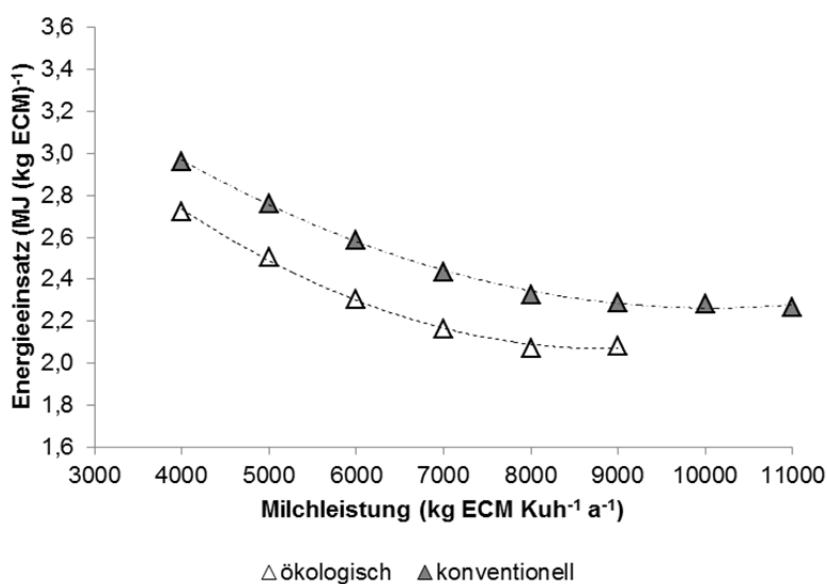


Abbildung 5.5-4: Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben.

Ab einer Milchleistung einer bestimmten Milchleistung (ca. 8000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹) findet keine relevante Abnahme des produktspezifischen Energieeinsatzes mehr statt. Grund ist der steigende Energieeinsatz für die Futtererzeugung. Mit höherer Milchleistung wird mehr Kraftfutter und qualitativ hochwertigeres Grundfutter benötigt, was einen überproportionalen Anstieg des Energieeinsatzes mit sich bringt. Dies wird durch die Effizienzsteigerungen in anderen Produktionsschritten (z.B. Haltungssystem, Futterlagerung, Düngerlagerung) nicht ausgeglichen. Gleiches gilt auch für die Entwicklung der Treibhausgasemissionen mit steigender Milchleistung (Abbildung 5.5-5).

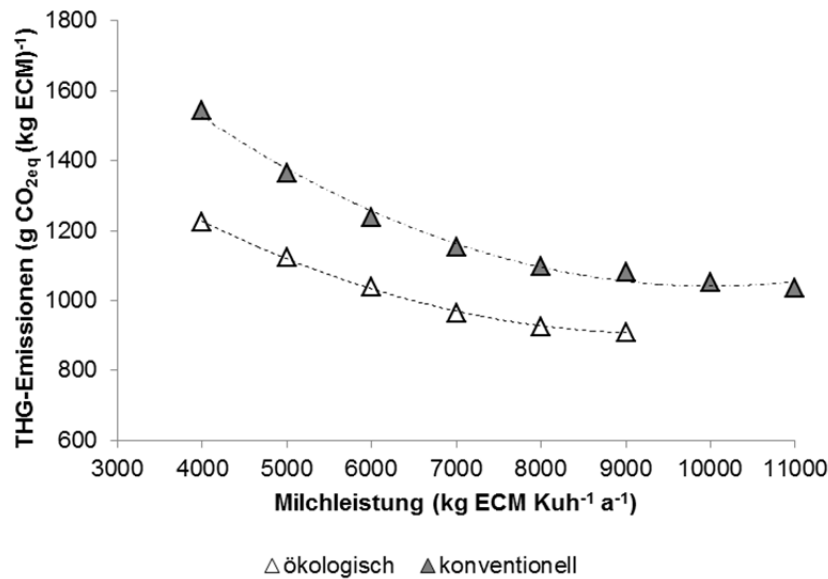


Abbildung 5.5-5: THG-Emissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben.

Anhand der Auswertung der Modellbetriebe können die einzelnen Einflussfaktoren und die Entwicklung einzelner Emissionsquellen ermittelt werden (Abbildung 5.5-6).

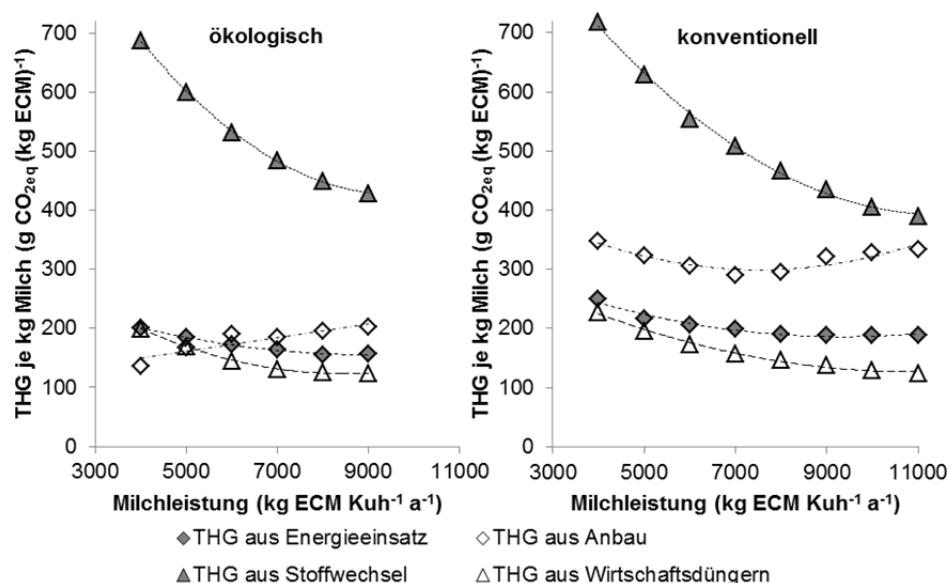


Abbildung 5.5-6: Entwicklung der einzelnen THG-Emissionsquellen bei steigender Milchleistung.

Die Darstellung verdeutlicht die Entwicklung der einzelnen Emissionsquellen ohne überlagernde Einflüsse durch z.B. Standort oder Betriebsmanagement. Während bei den Methanemissionen aus der Verdauung mit steigender Milchleistung eine deutliche Abnahme stattfindet, flacht der Verlauf der Emissionen aus dem Energieeinsatz und den Wirtschaftsdüngern (Methan, Lachgas) ab. Dagegen nehmen die anbaubedingten Emissionen mit steigender Milchleistung zu, was auf die höheren Anforderungen an die Futterqualität (z.B. Kraftfutteranteil) zurückzuführen ist.

5.5.4 Diskussion

5.5.4.1 Methodendiskussion

Das Modell ist in der Lage, Energie- und Treibhausgasbilanzen auf der Grundlage von praxisverfügbaren Betriebsdaten zu berechnen. Für die betriebsspezifische Analyse und Bewertung der Energieeffizienz und der Treibhausgasemissionen sowie für die Ableitung von Optimierungsstrategien ist eine ausreichende Detailliertheit und Sensitivität des Modells erforderlich.

Der Futterbau wird mit dem Modell REPRO auf der Basis von schlagbezogenen Bewirtschaftungsdaten berechnet, die mit Standortdaten gekoppelt sind. Hier wird eine gute Abbildung der einzelbetrieblichen Situation erreicht. Dagegen kann die Bewertung von Zukauffuttermitteln nur über Standardverfahren erfolgen, da meist nicht bekannt ist, wo und wie Zukauffuttermittel erzeugt wurden.

Die Modellanwendung zeigt, dass neben der Futtererzeugung auch die Futterlagerung bedeutenden Einfluss auf Energieinput und Treibhausgasemissionen hat. Auch bei der Futterlagerung werden die betrieblichen Gegebenheiten detailliert abgebildet. Dagegen werden der Energieeinsatz und die Treibhausgasemissionen für die Stallgebäude und die technischen Einrichtungen vereinfachend mit mittleren

Grunddaten ermittelt, so dass auf eine Beurteilung der Klimateffizienz eines bestimmten Gebäudetyps derzeit verzichtet wird. Aufgrund der großen Heterogenität landwirtschaftlicher Stallbauten (Kraatz, 2008, Dux et al. 2009), die sich z.B. in Gebäudetyp, -grundriss und Baumaterial widerspiegelt, wäre ein extrem hoher Aufwand erforderlich, um eine anlagenspezifische Analyse durchzuführen.

Erzeugung und Transport des Einstreumaterials sind analog der Futterproduktion im Modell sehr gut darstellbar. Die Treibhausgasemissionen aus den Ställen werden mit mittleren Emissionsfaktoren berechnet; für eine genauere Ermittlung der Emissionen wären aufwändige Messungen notwendig. Die Abschätzung stützt sich auf Standardwerte und Algorithmen, die für definierte Stallsysteme gelten. Im Bereich der Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung herrscht ebenfalls eine große Inhomogenität und Vielfalt der technischen Lösungen und Systeme, die im Modell über Standardverfahren abgebildet wird.

Die Bewertung der Nachzucht und Färsenaufzucht durch definierte Standardverfahren stellt eine Vereinfachung dar, mit der Genauigkeitsverluste in Kauf genommen werden. Wie auch in den anderen Bereichen wäre hier eine exakte betriebsspezifische Datenerhebung extrem aufwändig und mit weiteren Unsicherheiten behaftet.

Neben der Bedeutung, die eine umfassende und genaue Modellierung der Einzelprozesse besitzt, hat auch die Allokation ein großes Gewicht für die Untersuchungsergebnisse. Durch die Allokation wird festgelegt, wie die verschiedenen Outputs des Produktionsprozesses bewertet werden. Nach den Vorgaben von ISO 14044 wäre eine Allokation zu vermeiden oder durch Systemerweiterung zu umgehen (Cederberg und Stadig, 2003). Dies erscheint bei der Betrachtung und Bewertung einzelner Betriebssysteme nicht zweckmäßig, da hier die Systemgrenze definiert ist und nicht einfach verändert werden kann. Um die Ergebnisse nachvollziehbar zu gestalten, wird eine Allokationsregel anhand physikalischer Kenngrößen - der zweiten Präferenz nach ISO 14044 - durchgeführt. Da die Grundlage der Betrachtung eine Energiebilanz ist, fiel die Wahl auf den Energieoutput. Andere Allokationskriterien, z.B. eine monetäre Bewertung der Produkte oder eine Allokation nach tierernährungsphysiologischen Gesichtspunkten, wären möglich (Kraatz, 2008; Thomassen et al., 2008a; IDF, 2010), allerdings würde dies zu einer größeren Intransparenz des Verfahrens führen, z.B. durch schwankende Produktpreise.

In das Modell geht eine Vielzahl verschiedener Betriebsdaten ein, die auf den Betrieben erhoben werden müssen. Dies setzt eine hohe Bereitschaft der Betriebsleiter zur Kooperation und eine gute Datenbasis voraus. Hierbei spielt die Persönlichkeit des Betriebsleiters in Bezug auf die Dokumentation und die Bereitschaft, die Daten bereitzustellen, eine große Rolle. Die Analyse der Milchviehhaltung ist mit einem erheblichen Aufwand an Datenerhebung und -auswertung verbunden. Um den Datenerfassungsaufwand zu begrenzen, werden für die Modellaussage weniger bedeutsame Teilprozesse vereinfacht abgebildet. Bei Prozessen, die für die Energie- und Treibhausgasbilanz entscheidend sind, insbesondere die Futtererzeugung, wird eine detaillierte Modellierung angestrebt. Das Modell ist auf die Anwendung in Praxisbetrieben und die Verarbeitung von betrieblich verfügbaren Daten zugeschnitten. Trotz mancher Unsicherheiten wird es dem Anspruch gerecht, vollständige Energie- und Treibhausgasbilanzen milchviehhaltender Praxisbetriebe nach einer einheitlichen Methodik zu ermitteln und diese vergleichbar darzustellen.

5.5.4.2 Ergebnisdiskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass die Futterbereitstellung (Futteranbau, Futterzukauf, Futterlagerung) den größten Anteil am fossilen Energieeinsatz in der Milchproduktion hat. Dies stimmt mit Ergebnissen von Cederberg und Mattson (2000) und Kraatz (2008) überein. Die Treibhausgasemissionen werden ebenfalls entscheidend von der Futtererzeugung beeinflusst. Nach unseren Untersuchungen bestehen die größten Optimierungspotenziale zur Steigerung der Energieeffizienz und zur Minderung der Treibhausgasemissionen im Bereich der Futterwirtschaft. Die Effizienzunterschiede zwischen den Betrieben sind teilweise auf Standort- und Witterungsbedingungen zurückzuführen. Die Zusammenstellung der Futterration (Grundfutter- und Kraftfutteranteil), die Wahl der Kulturpflanzen und Nutzungssysteme (Weidegang, Stallfütterung) sind wesentliche Einflussfaktoren auf die Energie- und Treibhausgasbilanz.

Die Auswertung der Modellbetriebe verdeutlicht die unterschiedliche Fütterungsstruktur bei unterschiedlicher Milchleistung. Mit zunehmendem Kraftfutteranteil nimmt allgemein der Energieeinsatz je MJ NEL in der Ration zu. Hohe Milchleistungen können nur mit einer hohen Futterqualität erreicht werden, die wiederum meist auf hohen Kraftfuttergaben basiert. Somit ist die Entwicklung in Abbildung 5.5-2 zu erklären, die bei den konventionellen Betrieben keine weitere Abnahme des produktbezogenen Energieeinsatzes je kg Milch ab einer bestimmten Milchleistung zeigt.

Die Treibhausgasemissionen der Futtererzeugung sind deutlich komplexer. Hier spielen viele Faktoren mit ein, so auch die Lachgasemissionen oder die Emissionen aus der Humusdynamik. Die Humusdynamik hat deutlichen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz der einzelnen Futtermittel. Eine C-Speicherung durch Humusaufbau tritt beispielsweise beim Kleegrasanbau auf (= CO₂-Senke) und wird mit der Humusbilanz im Modell abgebildet. Beim Dauergrünland wird ein Humusfließgleichgewicht angenommen, beim Silomaisanbau werden je nach betrieblicher Situation (Standort, Produktionsverfahren, Düngung, Ertrag) bis über 4000 kg ha⁻¹ CO₂-Freisetzung durch Humusabbau berechnet. Bei einigen Betrieben erreicht die CO₂-Bindung durch den Humusaufbau die Höhe der Lachgasemissionen. Es ist allerdings zu beachten, dass sich langfristig standortspezifische Humusspiegel einstellen werden und die C-Speicherung somit zeitlich begrenzt ist.

In den konventionellen Betrieben spielt der Futterzukauf eine entscheidende Rolle für die Treibhausgasbilanz. Bei der Erzeugung von Sojaextraktionsschrot sind die damit verbundenen Landnutzungsänderungen einbezogen (FAO, 2010; Reichert und Reichart, 2011); dies erklärt den hohen produktspezifischen Treibhausgas-Emissionswert (vgl. Tabelle 5.5-2). Der Anteil der Treibhausgasemissionen durch Zukauffuttermittel an den Gesamtemissionen beträgt in den konventionellen Betrieben im Mittel 5 %, wobei die Emissionen überwiegend aus Futtermitteln wie Getreide und Nebenprodukten der Nahrungsmittelproduktion stammen.

Der zweithöchste Energieeinsatz in das System erfolgt durch die Milchgewinnung. Dieser entsteht in erster Linie durch den hohen Strombedarf und den großen Materialeinsatz für die Melkanlagen. Hier sind keine wesentlichen Reduzierungsmöglichkeiten gegeben. Die größte Reduktion des Strombedarfs kann durch die Wahl effizienter Kühlsysteme erfolgen (Jäkel, 2003).

Der Energieeinsatz und die Treibhausgasemissionen in der Färsenaufzucht hängen maßgeblich vom Aufzuchtverfahren und der Aufzuchtdauer ab. Die benötigte Zahl an Färsen ergibt sich aus der Nutzungsdauer der Milchkühe. Bei der Färsenaufzucht treten die gleichen Emissionsquellen wie bei der Milchviehhaltung auf, so dass die gleichen Modellansätze verwendet werden können.

Für die Bewertung der Effizienz des Gesamtverfahrens kann das Verhältnis des Energieoutputs zum fossilen Energieinput herangezogen werden. Das Output/Input-Verhältnis beträgt bei den hier ausgewerteten ökologischen Betrieben im Mittel 1,50 bei den konventionellen Betrieben 1,41. Der Energieoutput der Milchviehhaltung liegt somit nur etwas über dem Energieeinsatz, während im Pflanzenbau der Energieoutput oft das 20fache des Inputs beträgt (Hülsbergen et al., 2001). Doch auch wenn die Milchviehhaltung eine geringe Energieeffizienz aufweist und zusätzlich Treibhausgasemissionen verursacht, muss auch in Betracht gezogen werden, dass dadurch sonst nicht für die menschliche Ernährung zur Verfügung stehende Flächen (z.B. Grasland) zur Erzeugung hochwertiger Nahrungsmittel verfügbar gemacht werden können (Heißenhuber, 2008).

Ziel ist es, ausgehend von den vorliegenden Untersuchungen Optimierungsstrategien zu entwickeln, die zu einer Erhöhung der Energieeffizienz und einer Minderung der Treibhausgasemissionen führen. Um Aussagen zu Minderungspotenzialen treffen zu können, ist eine differenzierte Analyse der Treibhausgasemissionen notwendig. Die durch den Einsatz fossiler Energie verursachten Emissionen betragen in beiden Produktionssystemen 17 % der Gesamtemissionen (Tabelle 5.5-6). Die Methanemissionen machen 46 % (ökologische Betriebe) bzw. 31 % (konventionelle Betriebe) der Treibhausgasemissionen aus. Die Methanemissionen können durch die Futterqualität und Futterzusammensetzung beeinflusst werden (Flachowsky und Brade, 2009), was aber auf Grund der Standort- und Produktionsbedingungen (z.B. Grünlandregionen) nur begrenzt möglich ist.

Die Untersuchungen zeigen, dass viele, sich überlagernde Einflussfaktoren die Energieeffizienz und die Treibhausgasemissionen bestimmen. Die Leistungssteigerung ist eine Optimierungsstrategie; sie darf aber nicht zu Lasten der Nutzungsdauer (Zahl der Laktationen, Aufwand für Nachzucht) gehen oder einen extrem hohen Kraftfutteraufwand erfordern. In den von uns untersuchten Betrieben werden die geringsten Treibhausgasemissionen mit 800 bis 900 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ bei Milchleistungen von 5000 bis 7000 kg ECM a⁻¹ unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus erreicht. Die konventionellen Untersuchungsbetriebe mit Leistungen von 10000 kg ECM a⁻¹ weisen hingegen Treibhausgasemissionen von 900 bis 1050 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ auf. Die Erhöhung der Nutzungsdauer der Milchkühe und die Optimierung der Färsenaufzucht sind weitere wichtige Strategien, um die Emissionen zu senken.

Möglicherweise gibt es standortspezifische Leistungsoptima, bei denen die höchsten Energieeffizienzen und die geringsten Treibhausgasemissionen erreicht werden. Um diese Optima abzuleiten, werden wir Modellkalkulationen und Sensitivitätsanalysen durchführen, bei denen die Einflussparameter variiert und ein großer Leistungsbereich untersucht werden. Modellkalkulationen können die Analyse realer Betriebe sinnvoll ergänzen, weil für die Betrachtung unwesentliche und zufällige betriebsindividuelle Gegebenheiten unberücksichtigt bleiben.

5.5.5 Literatur

Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (60):103–113

Amon B, Kryvorochko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (112):153–162

Baumgartner J (1991) Die Heubelüftung von A bis Z. FAT-Berichte 406

Berg W, Brunsch R, Pazsiczki I (2006) Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:129–134

Burney JA, Davis SJ, Lobell DB (2010): Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*

Cederberg C, Mattson B (2000) Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8:49–60

Cederberg C, Stadig M (2003) System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *International Journal of Live Cycle Assessment* 8 (6):350–356

Chow J, Kopp RJ, Portney PR (2003) Energy Resources and Global Development. *Science* (302):1528–1531

Clausen N (2000) Analyse des Elektroenergieverbrauchs und Konzeption energetisch und verfahrenstechnisch optimierter Lösungen für die Milchvieh- und Schweinehaltung. Kiel: VDI-MEG 351

Cole CV, Duxbury J, Freney J, Heinemeyer O, Minami K, Mosier A (1997) Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (49):221–228

Cordella M, Tugnoli A, Spadoni G, Santarelli F, Zangrando T (2008) LCA of an Italian Lager Beer. *International Journal of Live Cycle Assessment* (13):133–139

Dalgaard R, Halberg N, Porter JR (2001) A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 87:51–56

Dämmgen U, Lüttich M, Haenel H-D, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2007) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005. In: Dämmgen U (Hrsg.) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 Einführung Methoden und Daten (GAS-EM). *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 304

DeBoer JM (2003) Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* (80):69–77

- DeVries BJM, van Vuuren DP, Hoogwijk MM** (2007) Renewable energy sources: Their global potential for the first-half of the 21st century at a global level: An integrated approach. *Energy Policy* 35 (4):2590–2610
- DIN EN ISO 14044:2006-10** (2006) Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen
- Dux D, Alig M, Herzog D** (2009) Umweltwirkung von landwirtschaftlichen Gebäuden. *Agrarforschung* 16 (8):284–289
- Edens WC, Pordesimo LO, Wilhelm LR, Burns RT** (2003) Energy Use Analysis of Major Milking Center Components at a Dairy Experiment Station. *Applied Engineering in Agriculture* 19 (6):711–716
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J** (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* 90:3456–3467
- European Commission** (2006) Environmental impact of products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the total final consumption of the EU 25. European Commission Technical Report EUR 22284 EN. Brussels: European Commission
- Flachowsky G, Brade W** (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* (79):417–465
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F** (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂ CH₄ N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems & Environment* 91 (1-3):175–189
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)** (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment
- Forschungsstelle für Energiewirtschaft der Gesellschaft für praktische Energiekunde e.V. München** (1999) Ganzheitliche Bilanzierung von Grundstoffen und Halbzeugen
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW** (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon D, Qin M, Manning Z, Chen M, Marquis KB, Averyt et al. (Hrsg.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J** (2011) Analyse des Einsatzes fossiler Energie und der damit verbundenen CO₂-Emissionen der Milchviehhaltung – methodischer Ansatz und erste Ergebnisse. In: Eurich-Menden B (Hrsg.). *Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase Umweltbewertung Stand der Technik*. KTBL-Tagung 6. - 8. Dezember 2011 Kloster Banz Bad Staffelstein
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J** (2013) Modelluntersuchungen zu Treibhausgasemissionen der ökologischen und konventionellen Milcherzeugung. In: Neuhoff D. et al. (Hrsg.) *Ideal und Wirklichkeit: Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, Bonn, 5.-8. März 2013, 664-667

- Gaillard G, Crettaz P, Hausheer J** (1997) Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau. Daten für die Erstellung von Energie- und Ökobilanzen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik 46
- Haas G, Wetterich F, Köpke U** (2001) Comparing intensive extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* (83):43-53
- Heissenhuber A** (2008) Ökonomische Aspekte einer energieeffizienten Landwirtschaft. In: Döhler H, Boxberger J, Kröttsch (Hrsg.) *Energieeffiziente Landwirtschaft*. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 463):42–54
- Hörtenhuber J, Lindenthal T, Zollitsch W** (2011) Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91 (6):1118–1127
- Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke GW, Kalk WD, Diepenbrock W** (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture Ecosystems & Environment* 86 (3):303–321
- Hülsbergen K-J** (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag
- Hülsbergen K-J** (2008) Energiebilanzen und klimarelevante Emissionen ökologischer und konventioneller Anbausysteme. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.) *Klimawandel und Bioenergie - Pflanzenproduktion im Spannungsfeld zwischen politischen Vorgaben und ökonomischen Rahmenbedingungen*. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 22. und 23. April 2008 in Würzburg: 65–90
- International Energy Agency (IEA)** (2010) *World Energy Outlook 2010*
- International Dairy Federation (IDF)** (2010) A common carbon footprint approach for dairy – The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the IDF* 445/2010
- International Panel on Climate Change (IPCC)** (2006) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*
- Jäkel K** (2003) Analyse der Elektroenergieverwendung und Einsparpotentiale am Beispiel sächsischer Milchviehanlagen. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Jones MR** (1989) Analysis of the Use of Energy in Agriculture - Approaches and Problems. *Agricultural Systems* 29:339–355
- Kalk WD, Hülsbergen K-J** (1997) Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. *Kühn-Archiv* 90 (1996)
- Kaltschmitt M, Reinhardt GA** (Hrsg.) (1997) *Nachwachsende Energieträger*. Braunschweig: Vieweg Verlag

Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL, Kreuzer M (1991) Release of methane and of carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological Research* 44 (1):91–102

Kraatz S (2008) Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung. Dissertation Humboldt-Universität Berlin

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2006) Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/2007. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. KTBL Darmstadt

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2007) Konservierung und Lagerung von Druschfrüchten. Daten für die Planung von Anlagen zur Trocknung Kühlung Gärung oder chemischen Konservierung sowie zur Lagerung von Druschfrüchten im Hoch- und Flachlager. KTBL Darmstadt

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2010) Betriebsplanung Landwirtschaft 2010/2011. KTBL-Datensammlung mit Online-Zugang. KTBL Darmstadt

Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2007) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:38–52

Mills JA, Dijkstra J, Bannik A, Cammell B, Kebreab E, France J (2001) A mechanistic model of whole-tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: model development evaluation and application. *Journal of Animal Science* (79):1584–1597

Mills JA, Kebreab E, Yates CM, Crompton LA, Cammell B, Dhanoa M (2003) Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81:3141–3150

Moe PW, Tyrell HF (1979) Methane Production in Dairy Cows. *Journal of Dairy Science* (62):1583–1586

Moss AR, Jouany JP, Newbold J (2000) Methane Production by Ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootechn.* (49):231–253

Nydegger F, Wirleitner G (2009) Qualitätsheu durch effektive und kostengünstige Belüftung. Eidgenössische Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Öko-Institut (2007) Endenergiebezogene Gesamtemissionen für Treibhausgase aus fossilen Energieträgern unter Einbeziehung der Bereitstellungsvorketten. Kurzbericht im Auftrag des Bundesverbands der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V. (BGW). Darmstadt

Öko-Institut (2010) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)

Olesen JE, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg MR, Asman WAH, Djurhuus J (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* (112):207–220

Phetteplace HW, Johnson DE, Seidl AF (2001) Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:99–102

- Pöllinger A** (2003) Vergleich unterschiedlicher Heutrocknungsverfahren. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (Hrsg.): Gumpensteiner Bautagung 2003:63–68
- Rahmann G, Aulrich K, Barth K, Böhm H, Koopmann R, Oppermann R, Paulsen HM, Weißmann F** (2008) Klimarelevanz des ökologischen Landbaus: Stand des Wissens. Landbauforschung vTI agriculture and forestry research, Band 58, Heft 1-2:71-89
- Refsgaard K, Halberg N, Kristensen ES** (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems* 57 (4):599–630
- Reichert T, Reichardt M** (2011) Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Forum Umwelt & Entwicklung. Berlin
- Saling P, Kölsch D** (2008) Ökobilanzierung: Energieverbräuche und CO₂-Emissionen von Pflanzenschutzmitteln. In: Döhler H, Boxberger J, Krötzsch S (Hrsg.) Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 463):65–71
- Simon R** (2011) Allokation bei der Ökobilanzierung von Importfuttermitteln am Beispiel von Rapsextraktionsschrot. Forschungsprojekt. Technische Universität München Freising. Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
- Simon R** (2012) Energie- und Treibhausgasbilanzierung von Importfuttermitteln am Beispiel von Sojaextraktionsschrot. Master-Arbeit. Technische Universität München Freising. Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
- Talve S** (2001) Life Cycle Assessment of a Basic Lager Beer. *International Journal of Live Cycle Assessment* (6):293–298
- The Government Office for Science** (2011) The Future of Food and Farming: Challenges and choices for global sustainability. Final Project Report. The Government Office for Science London UK
- Thomassen MA, Dalgaard R, Heijuns R, de Boer JM** (2008a) Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Live Cycle Assessment* (13):339–349
- Thomassen MA, van Calster KJ, Smits MCJ, Ipema GL, de Boer IJM** (2008b) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96:95–107
- VDI-Richtlinie 4600** (1997) Kumulierter Energieaufwand - Begriffe Definitionen Berechnungsmethoden
- Velthoff GL, Onema O** (1997) Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* (45):347–360
- Walter K** (2009) Fütterung und Haltung von Hochleistungskühen. 4. Methanproduktion Wasserverbrauch und Anfall von Exkrementen. *Landbauforschung* (59):139–150