

5.10 Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe - Berechnung ausgewählter Teilbereiche mit den Modellen REPRO und GAS-EM unter besonderer Berücksichtigung der Fütterungsmodellierung

Dagmar Schaub, Claus Rösemann, Helmut Frank, Hans Marten Paulsen,
Britta Blank, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann

Zusammenfassung

Die Treibhausgas(THG)-Emissionen aus der Verdauung, aus Wirtschaftsdüngern und beim Weidegang von Milchvieh wurden mit den Modellen GAS-EM und REPRO für sechs Betriebe für zwei Jahre berechnet. Ziel war, die Eignung des für die nationale Klimaberichterstattung entwickelten Modells GAS-EM für einzelbetriebliche Berechnungen zu prüfen und die Ergebnisse beider Modelle gegenüberzustellen.

Die mit GAS-EM berechneten THG-Emissionen liegen zwischen 3779 und 5060 kg CO₂ eq Tier⁻¹ a⁻¹. Bezogen auf die Milchmenge sind dies THG-Emissionen zwischen 0,54 und 0,96 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹.

Die unterschiedlichen Annahmen von REPRO und GAS-EM zur Fütterung führen z.T. zu deutlichen Abweichungen zwischen beiden Modellen in den Futtermengen (bis zu 5 kg TS Tier⁻¹ d⁻¹) und im Kraftfutteranteil (bis zu 16 Prozentpunkten). Durch die Algorithmen von GAS-EM ergeben sich zudem z.T. große Differenzen zwischen erhobenen und kalkulierten Kraftfutteranteilen. Für einzelbetriebliche Berechnungen wäre es gut, alle auf Betriebsebene vorhandenen Daten in GAS-EM nutzen zu können.

Die in GAS-EM berechneten verdauungsbedingten Methanemissionen liegen meist höher (bis 16 %) als die REPRO-Werte. Die Ergebnisse beider Modelle zu den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement stimmen bei einem Drittel der untersuchten Betriebsjahre gut überein, in den übrigen Fällen kommt es zu mehr oder weniger großen (bis zu 83 %) Unterschieden.

Für eine wirklichkeitsnahe Abbildung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung ist eine möglichst gute Abbildung der tatsächlichen Futterströme und -qualitäten wesentlich, was sowohl eine detaillierte Primärdatenerfassung als auch verbesserte Modellansätze umfasst. Zudem wäre eine Ableitung von Berechnungsansätzen mit geringeren Unsicherheiten wünschenswert.

Schlüsselwörter: Treibhausgase, GAS-EM, REPRO, Fütterung, Methan

Abstract

The models REPRO and GAS-EM were used to calculate the greenhouse gas (GHG) emissions from the dairy cattle husbandry of four organic and two conventional farms in Northern and Southern Germany. Emissions from enteric fermentation, manure management and during grazing were included in the calculations. The aim was to examine the suitability of GAS-EM, which was developed for the National Emission Inventory, for the calculation of emissions from single farms. Furthermore the results of both models were compared.

The results of GAS-EM lay between 3779 and 5060 kg CO_{2 eq} cow⁻¹ a⁻¹. In relation to milk yield GHG emissions between 0,54 and 0,96 CO_{2 eq} kg ECM⁻¹ were calculated.

The differing model assumptions regarding feeding result in some cases in considerable differences between both models in the amount of feed consumed (up to 5 kg DM cow⁻¹ d⁻¹) and the share of concentrates (up to 16 percentage points). Moreover the algorithms of GAS-EM cause in some cases substantial differences between survey and calculation in the share of concentrates. For single farm calculations in GAS-EM a refined methodology would be desirable to be able to comprise differences between farms in more detail and to use all information available at this level of examination.

The methane emissions from enteric fermentation calculated in GAS-EM are usually higher (up to 16 %) than the results of REPRO. Results of both models for the GHG emissions from manure management are in good agreement in a third of the cases, in the remaining cases the values deviate by up to 76 %.

To realistically estimate GHG emissions from dairy cattle at farm level the adequate modelling of feed flows and qualities is fundamental. This comprises both a detailed measuring of primary data and improved models. Additionally the development of calculation approaches with less uncertainties would be desirable.

Keywords: greenhouse gas emissions, GAS-EM, REPRO, feeding, methane

5.10.1 Einleitung

Die mit der Milchviehhaltung verbundenen Treibhausgas(THG)-Emissionen aus der Verdauung und aus dem Wirtschaftsdünger in Stall, Lager, bei Weidegang und Ausbringung haben große Anteile an den THG-Emissionen der Landwirtschaft (O'Mara, 2011). Im Rahmen des Projektes „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen“ (Kassow et al., 2010) wurden die THG-Emissionen der Milchviehhaltung auf ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben in Deutschland mit den Modellen GAS-EM (Dämmgen et al., 2002; Rösemann et al., 2011) und REPRO (Hülsbergen, 2003; Küstermann et al., 2008) ermittelt und analysiert. Es sollte eine Vergleichbarkeit der mit REPRO für die Pilotbetriebe ermittelten THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung mit den Werten des deutschen Emissionsinventars (UBA, 2011) sichergestellt werden. Die Auswirkungen der unterschiedlichen Modellansätze auf die Rechenergebnisse zu den THG-Emissionen werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Das Modell GAS-EM wurde für die nationale Emissionsberichterstattung in Deutschland entwickelt und bildet die Emissionen der Landwirtschaft basierend auf Mittelwerten der Landkreise gegliedert nach klar definierten Quellkategorien nach IPCC (1996) (z.B. Milchkühe) ab. Das für die nachfolgenden Berechnungen verwendete Milchviehmodul von GAS-EM berücksichtigt jedoch nur die Emissionen aus den eingangs genannten Teilbereichen. Weitere Einflussgrößen, die zu einer umfassenden Gesamtbilanz der Milchviehhaltung gehören, werden in anderen Modulen von GAS-EM oder mit anderen Modellen der Emissionsberichterstattung berechnet; z.B. der Bereich ‚Nachzucht‘ unter „übrige Rinder“, ‚Humusbilanz‘ unter „Landuse and Landusechange“, ‚Mineraldüngerproduktion‘ unter „Industrie“ und ‚Energieeinsatz in der Landwirtschaft‘ unter „Verkehr“ (UBA, 2011). Emissionen im Zusammenhang mit der Erzeugung von Importfuttermitteln werden für die Klimaberichterstattung im jeweiligen Herkunftsland

angerechnet. Eine Verknüpfung aller zur Milchproduktion gehörenden Energie- und Stoffströme auf Betriebsebene findet im Rahmen der Emissionsberichterstattung nicht statt. Das Modell erlaubt aber prinzipiell auch einzelbetriebliche Berechnungen.

Das Modell REPRO arbeitet dagegen auf der Ebene des Einzelbetriebes und berechnet die Emissionen aufbauend auf den modellierten innerbetrieblichen Nährstoff- und Energieflüssen. Die Verknüpfung aller Stoff- und Energieflüsse, die mit der Milchviehhaltung verbunden sind, ist in der Struktur des Modells bereits angelegt und möglich. Die THG-Berechnung in der Milchviehhaltung mit dem Modell REPRO wurde in einem anderen Projektteil entwickelt (vgl. Frank et al., 2012) und findet hier Anwendung.

Bei der Berechnung der THG-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement kommt der Fütterung maßgebliche Bedeutung zu. Jedoch hat eine betriebliche Datenerhebung Grenzen in der Erfassung der realen Futtermengen und -qualitäten. Unterschiedliche Herangehensweisen zur Lösung dieses Problems können jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen bei der Fütterungsmodellierung und den darauf aufbauend berechneten THG-Emissionen führen.

Einflüsse des betrieblichen Managements und modellspezifischer Besonderheiten auf die berechneten THG-Emissionen sollen deshalb dargestellt werden.

Anhand der Ergebnisse von sechs ausgewählten ökologischen und konventionellen Betrieben werden die drei folgenden Fragestellungen untersucht:

- Spiegeln sich bei der Emissionsberechnung mit dem Milchviehmodul von GAS-EM Management- und Leistungsunterschiede zwischen Einzelbetrieben auch in der Höhe der berechneten THG-Emissionen wider? Inwieweit weichen die auf Basis von realen Betriebsdaten berechneten THG-Emissionen von den auf Landkreisebene für die Klimaberichterstattung berechneten Werten ab?
- Wie wirken sich unterschiedliche Methoden der Erfassung der Futtermengen und der Rationsberechnung auf die Fütterungsmodellierung in REPRO und im Milchviehmodul von GAS-EM und die darauf aufbauend errechneten THG-Emissionen aus?
- Unterscheiden sich die Ergebnisse der THG-Berechnungen für die oben genannten Teilbereiche Verdauung, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sowie Weidegang zwischen den Modellen GAS-EM und REPRO?

5.10.2 Material und Methoden

5.10.2.1 Die verwendeten Modelle REPRO und GAS-EM

5.10.2.1.1 Allgemeine Modellbeschreibung

Das Modell GAS-EM (Haenel, 2010; Rösemann et. al., 2011) hat in erster Linie zum Ziel, die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung im Rahmen der internationalen Berichtspflichten der Bundesrepublik Deutschland zu berechnen. Gleichzeitig ist das mit GAS-EM erstellte landwirtschaftliche Emissionsinventar ein Instrument der Politikberatung hinsichtlich emittierter Stoffmengen, deren Minde-

zungspotentialen und Bewertung. Entsprechend der Vorgaben des IPCC (1996) erfolgt die Emissionsberechnung in klar definierten Quellkategorien, d.h. gegliedert nach Tiergruppen (Milchkühe, sonstige Rinder etc.) und nicht nach Betriebszweigen oder Endprodukten. Die Emissionen werden unterteilt nach den Herkunftsbereichen (Verdauung, Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung, Wirtschaftsdünger- ausbringung sowie Weide) kalkuliert. Genauere Angaben zur Berechnungsmethodik sind im Abschnitt 5.10.2.1.2. aufgeführt. Die Berechnungen erfolgen in GAS-EM prinzipiell jahresweise und auf regionaler Ebene (Landkreis bzw. Bundesland), wobei das Modell auch einzelbetriebliche Berechnungen erlaubt. GAS-EM ist als ein Satz von Excel-Dateien modular aufgebaut, wobei innerhalb des vorliegenden Projektes nur das Milchviehmodul (CDC_11) zum Einsatz kommt.

Das Ziel von REPRO ist die Abbildung der Nährstoff- und Energieflüsse landwirtschaftlicher Betriebe. Die Systemebene ist der landwirtschaftliche Betrieb mit den Subsystemen Boden, Pflanzenbau und Tierhaltung. Sämtliche Subsysteme stehen miteinander in Verbindung, wodurch eine gesamtbetriebliche, indikatorgestützte Auswertung möglich ist (Hülsbergen, 2003). Die Berechnungen in REPRO erfolgen derzeit überwiegend bezogen auf die Fläche, die kleinste Systemebene ist der Teilschlag bzw. das Stallabteil und die kleinste zeitliche Auflösung ein Jahr. Dies gilt auch für die Berechnung von Treibhausgasemissionen. Diese ist im Bereich des Pflanzenbaus auf Grund der hohen Auflösung sehr genau möglich. Die Emissionen der Tierhaltung wurden bislang jedoch nicht berücksichtigt. Im Rahmen des Projektes wurde eine Methodik der Energie- und Treibhausgasbilanzierung für die Milchviehhaltung entwickelt, die insbesondere die prozessbedingten THG-Emissionen umfasst. Die Erweiterung basiert auf den Grundlagen und Daten von REPRO und wurde mit Hilfe von Access und Excel umgesetzt (Frank et al., 2012). Vereinfachend werden die Ergebnisse der Berechnung im Folgenden als Emissionsergebnisse aus REPRO bezeichnet. Genauere Angaben zu den Berechnungsverfahren sind im Abschnitt 5.10.2.1.3 zu finden.

Wie aus den obigen Ausführungen deutlich wird, haben GAS-EM und REPRO im Grunde unterschiedliche Betrachtungsebenen und Zielsetzungen. Dementsprechend weisen beide Modelle Stärken und Schwächen auf, die bei der Gegenüberstellung und der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen.

Im Folgenden werden die im Milchviehmodul von GAS-EM enthaltenen, unmittelbar der Milchviehhaltung zugeordneten Emissionsherkünfte (Verdauung, Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sowie Weide) den von REPRO berechneten Werten gegenübergestellt. Allerdings sind nicht alle diese Emissionsherkünfte separat in den REPRO-Berechnungen enthalten, so dass für eine Gegenüberstellung beider Modelle letztlich nur drei Teilbereiche, die Methanemissionen aus der Verdauung, Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern im Stall und bei der Lagerung sowie Methanemissionen bei Weidegang, in Frage kommen. Weitere für eine vollständige THG-Bilanz der Milchviehhaltung notwendige Emissionsherkünfte, wie Nachzucht, Futtererzeugung, Humusdynamik, Landnutzungsänderungen, Einsatz fossiler Energie sind nicht im Milchviehmodul von GAS-EM enthalten und daher nicht Bestandteil der folgenden Darstellung. Diese Emissionsteilbereiche sind im weiterentwickelten Milchviehmodul von REPRO (Frank et al., 2012) enthalten. Für die nationale Klimaberichterstattung werden diese Emissionsherkünfte in anderen Modulen von GAS-EM (z.B. Nachzucht) oder mit anderen Modellen berechnet (UBA, 2011).

5.10.2.1.2 Berechnung von Futtermengen und Emissionen in GAS-EM

Die benötigten **Futtermengen** werden in GAS-EM leistungsbezogen anhand des Energiebedarfs der Milchkühe (entsprechend GfE, 2001) und der Energiegehalte des Futters berechnet. Im Rahmen dieses Projektes werden die Berechnungen getrennt für Laktierende und Trockensteher durchgeführt. Aufgrund der im Modell getroffenen Festlegungen zu Futterration und Futterkomponenten ist es nicht möglich, die auf den Betrieben tatsächlich gefütterten Futtermengen direkt einzugeben oder den Kraffutteranteil frei zu variieren. Es können nur die Futterqualitäten (Trockensubstanzgehalt, Gehalt an NEL, GE, nXP, XP) und der Anteil der einzelnen Futtermittel am Grund- bzw. Kraffutter direkt vorgegeben werden. Die notwendigen Kraft- und Grundfuttermengen werden daraus nach Dämmgen et al. (2009) berechnet.

Die **Methanemissionen aus der Verdauung** werden aus der Gesamtenergieaufnahme mit Hilfe des IPCC(1996)-Standardwertes von $0,06 \text{ MJ MJ}^{-1}$ berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.3.5).

Für die Berechnung der **Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** kann in GAS-EM nur entweder Fest- oder Flüssigmist berücksichtigt werden; Ställe, bei denen sowohl Festmist als auch Gülle anfallen, können nur unter Verzicht auf die weniger bedeutende Mistart dargestellt werden. Innerhalb der Gruppierung Fest- bzw. Flüssigmist ist jedoch die anteilige Berücksichtigung verschiedener Stallsysteme sowie Lagerungs- und Behandlungsverfahren (z.B. Gülleseparierung, Biogasanlagen) innerhalb eines Betriebes möglich.

Die **Methanemissionen aus den Wirtschaftsdüngern im Stall, bei Lagerung und Weidegang** werden mit einem Stufe-2-Verfahren nach IPCC (2006) berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitte 3.4.3.3 und 4.3.6). Eingangsgrößen hierfür sind Eigenschaften des Wirtschaftsdüngers (die ausgeschiedene Menge an organischer Substanz sowie die maximale Methanfreisetzungskapazität) und Methan-Umwandlungsfaktoren, die vom Lagerungssystem und teilweise von der Temperatur abhängen. Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdünger beim Weidegang werden entsprechend dem zeitlichen Anteil berücksichtigt und separat ausgewiesen.

Die **Lachgas-Emissionen auf der Weide** werden aus der Masse des auf der Weide ausgeschiedenen Gesamtstickstoffs, multipliziert mit dem Emissionsfaktor von $0,02 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ (IPCC, 1996) berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 11.2). Im Rahmen des Projektes wurde die tägliche Weidedauer stundengenau berücksichtigt.

Die Berechnung der **Lachgas-Emissionen aus Stall und Lagerung** erfolgt mit einem Stickstoff-Massenfluss-Modell (Stufe-3-Verfahren), in dem die Flüsse von Kot-Stickstoff (N_{org}) und Harn-Stickstoff (ammoniakalischem N, TAN) nach ihrer Ausscheidung verfolgt werden und auch der N-Gehalt der Einstreu einbezogen wird. Umwandlungen der beiden N-Fractionen ineinander während der Lagerung werden berücksichtigt (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 3.5 und 4.3.8).

Die **Lachgas-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerabbringung** ergeben sich aus dem N-Eintrag in Böden (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 10.2.2.). Zuvor werden die $\text{NH}_3\text{-N}$ - und NO-N -Verluste aus Wirtschaftsdünger bei der Abbringung aus den enthaltenen TAN-Mengen und spezifischen Emissionsfaktoren für verschiedene Applikationsverfahren und Einarbeitungszeiten abgeschätzt und abgezogen (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.2.3).

Für die internationale Klimaberichterstattung verwendet GAS-EM die vorgeschriebenen Global-Warming-Potential-(GWP₁₀₀)-Umrechnungsfaktoren in Kohlendioxid-Äquivalente nach IPCC (1996), wohingegen im Rahmen des Projektes die neuesten GWP₁₀₀-Umrechnungsfaktoren des IPCC (Forster et al., 2007) genutzt werden.

5.10.2.1.3 Berechnung der Futtermengen und Emissionen in REPRO

Die Ermittlung der Futterration in REPRO stützt sich auf den Futterenergie- und Rohproteinbedarf der Milchkühe. Dieser wird anhand von Milchleistung, Milchfettgehalt und mittlerem Tiergewicht berechnet (Kloweit, 2007). Bei der Rationsgestaltung kann eine unterschiedliche Fütterung laktierender und trockenstehender Kühe nicht direkt berücksichtigt werden. Der Futterenergie- und Rohproteinbedarf trockenstehender Tiere ist bereits in den Jahres-Bedarfswerten enthalten. Dabei wird von einer standardisierten Trockenstehzeit von 49 d und einer Zwischenkalbezeit von 365 d, die aber variiert werden kann, ausgegangen. Auf Basis der betrieblichen Datenerhebung erfolgt die Zuteilung der Futtermittel auf die einzelnen Tiergruppen und ein Abgleich mit der Futterproduktion auf dem Betrieb (Koppelung mit Pflanzenbau). Falls sich die Angaben zur Fütterung und der aus dem Feldertrag resultierenden verfügbaren Futtermenge deutlich unterscheiden, erfolgt nach Rücksprache mit dem Betriebsleiter eine Anpassung. Futterreste und -verluste werden in REPRO in Form eines zehnpromzentigen Sicherheitszuschlages auf den tierischen Bedarf berücksichtigt und auch bei der Berechnung der Emissionen einbezogen. Ausgehend von diesen Angaben werden in dem von Frank et al. (2012) beschriebenen Excel-Modul die Methanemissionen aus der Verdauung berechnet. Dies geschieht auf Basis der Trockenmasseaufnahme (Ellis et al., 2007, Gleichung [2d]). Aus der Fütterung ergeben sich in REPRO der Anfall an Wirtschaftsdüngern sowie die Nährstoffmenge. Hieraus werden die Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung kalkuliert (Küstermann et al., 2010). Die Methanemissionen im Stall, bei Lagerung und Weidegang werden mit einem Stufe-2-Verfahren nach IPCC (2006) bestimmt. Gleiches gilt für die Lachgas-Emissionen im Stall und bei der Wirtschaftsdüngerlagerung. Die Lachgasemissionen auf der Weide werden in REPRO im Rahmen der Düngung im Pflanzenbau berechnet. Dadurch erfolgt keine separate Ausweisung der Lachgasemissionen auf der Weide bei der Emissionsberechnung der Milchviehhaltung.

Neben diesen Emissionen werden die prozessbedingten Treibhausgasemissionen für sämtliche Prozessschritte der Milchviehhaltung berechnet (Frank et al., 2012), außerdem die Emissionen in Form von Lachgas und aus der Humusdynamik im Futterbau sowie die THG-Emissionen, die im Rahmen der Färsenaufzucht (Nachzucht) oder durch mögliche Landnutzungsänderungen durch den Anbau von Zukaufsfuttermitteln entstehen. Diese Berechnungen werden im Rahmen dieses Beitrags jedoch nicht berücksichtigt.

5.10.2.1.4 Berechnung produktbezogener Emissionen

Sowohl in REPRO wie auch in GAS-EM können die Emissionen pro Tier und Jahr ausgegeben werden. Um den Vergleich der Daten zu erleichtern, werden die Emissionen auf die produzierte Milchmenge bezogen. Da in GAS-EM keine Allokation vorgesehen ist und in REPRO eine Allokation nach dem Energieoutput erfolgt (Frank et al., 2012) werden die produktbezogenen Ergebnisse in diesem Beitrag

aus Gründen der Vereinfachung ohne Allokation ausgewiesen. Jedoch ist zu beachten, dass bei einer umfassenden Betrachtung die Koppelprodukte Altkuh und Kalb unbedingt zu berücksichtigen sind.

5.10.2.2 Datengrundlage

5.10.2.2.1 Datengewinnung

Innerhalb des Verbundprojekts „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurden auf 45 Milchviehbetrieben in verschiedenen Regionen Deutschlands für die Jahre 2008 bis 2010 Daten erhoben sowie Futtermittel- und Wirtschaftsdüngerproben analysiert. In Betriebserhebungen wurden für die einzelnen Untersuchungsjahre umfangreiche Angaben erfasst zum Ackerbau sowie zu Tierbestand und -leistungen, zum Herdenmanagement (Haltungssystem, Jungviehaufzucht, Tiergesundheit), zur Fütterung der einzelnen Gruppen (Laktierende (ggf. Leistungsgruppen, Trockensteher, Nachzucht; mindestens eine Sommer- und eine Winterration pro Gruppe und Jahr) sowie zur Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung (siehe Blank et al. in diesem Bericht).

Für Leistungsdaten wurde dabei auf die monatlichen Ergebnisse der Milchleistungsprüfung (MLP; Gruppenmittelwerte) und die Jahresberichte der MLP zurückgegriffen. Angaben zum Tierbestand stammen aus dem Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT).

Jeweils im Winter/Frühjahr 2009, 2010 und 2011 wurden von allen auf dem Betrieb vorhandenen Futtermitteln gemäß den Vorgaben der VDLUFA Proben gewonnen und die Hauptnährstoffe (Asche, Rohprotein, Rohfaser und Rohfett) entsprechend der Weender-Futtermittelanalyse bestimmt. Aus diesen Daten wurden die Nährstoffgehalte (ME, NEL und nXP) berechnet (Einzelfuttermittel nach GfE, 2001; Mischfuttermittel nach Menke und Steingäß, 1987).

5.10.2.2.2 Beschreibung der Beispielbetriebe

Aus den Milchvieh haltenden Projektbetrieben wurden sechs Betriebe mit guter Datenlage ausgewählt (Tabelle 5.10-1), die in den Projektregionen Nord bzw. Süd liegen. Um eine möglichst große Bandbreite von Produktionssystemen zu erfassen, sollten jeweils zwei Betriebe intensive konventionelle (Milchleistung über dem Durchschnitt des jeweiligen Landeskontrollverbandes (LKV); Betriebe 20 und 85) bzw. intensive ökologische Milchviehhaltung betreiben (Milchleistung über oder am LKV-Durchschnitt; Betriebe 13 und 73) bzw. extensive ökologische Milchviehhalter sein (Milchleistung unterhalb des LKV-Durchschnittes, geringer Kraftfuttereinsatz; Betriebe 10 und 11). Für diese Betriebe wurden beispielhaft mit den beiden Modellen GAS-EM (Milchviehmodul CDC_11) und REPRO die Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung berechnet.

Tabelle 5.10-1: Überblick über die sechs Beispielbetriebe (Eingangsdaten für GAS-EM, Werte von 2009 und 2010)

Pilotbetrieb (System, Region)	10 (öko Süd)	11 (öko Süd)	13 (öko Süd)	20 (kon Süd)	73 (öko Nord)	85 (kon Nord)
Betriebsgröße [ha LN]	43	55	36	59	1299	153
Grünlandanteil [%]	67	25	51	36	4	34
GV/ha	1,77	0,55	1,86	1,96	0,31	0,84
Herdengröße	43 / 41	18 / 18	44 / 43	61 / 53	224 / 243	77 / 76
Rasse	Fleckvieh	Holstein Friesian, DSN	Fleckvieh	Fleckvieh	Holstein Friesian	Holstein Rotbunt
Milchleistung [kg Kuh ⁻¹ Jahr ⁻¹]	4562 / 4507	5709 / 5167	7068 / 7419	7740 / 8031	8504 / 9029	8529 / 8727
Eiweiß [%]	2,96 / 3,03	3,13 / 3,17	3,27 / 3,29	3,49 / 3,47	3,15 / 3,01	3,44 / 3,42
Fett [%]	3,51 / 3,81	3,69 / 3,67	3,68 / 3,70	4,04 / 4,10	4,13 / 3,88	3,96 / 3,95
Nutzungsdauer [a]	3,33	4,90	3,26	1,69	2,26	2,35
Zwischenkalbezeit [d]	369	445	387	370	430	409
Fütterung	Vorlegewagen + Kraftfutter per Hand (3 Gruppen)	Frontlader + Kraftfutter per Hand (1 Gruppe)	Silokamm + tierindiv. Kraftfutter	TMR (1 Gruppe)	TMR (2 Gruppen)	Mischration + tierindiv. Kraftfutter
Weide Sommer	halbtags	halbtags	nachts	ohne	ganztags	halbtags
Kraftfutteranteil [% TM] ¹	5 / 18	5 / 5	16 / 15	26 / 27	28 / 39	29 / 30
Maissilage in Grundfutter [% TM] ¹	2 / 0	0 / 0	4 / 6	41 / 42	37 / 28	52 / 46
Energie i. Ration ¹ [MJ NEL kg TM ⁻¹]	6,5 / 6,7	6,2 / 6,2	6,6 / 6,9	6,9 / 6,9	6,8 / 7,1	6,9 / 6,8
Haltungssystem Laktierende	Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden	Tiefstreustall	Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden	Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden	Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden	Liegeboxenlaufstall mit Spaltenboden
Güllelagerung	offener Rundbehälter	keine Gülle	geschloss. Grube (44 %) bzw. offener Rundbehälter (56 %)	offener Rundbehälter	unter Spalten (25 %) bzw. offener Rundbehälter (75 %)	unter Spalten (27 %) bzw. offener Rundbehälter (73 %)
Gülleausbringung	breit verteilt	-	breit verteilt	breit verteilt	breit verteilt (96 %), Schleppschuh (4 %)	breit verteilt
auf Ackerland	3,5 %	-	49 %	41 %	95 %	74 %
-auf kurze Vegetation auf Acker (ohne Einarbeitung)	3,5 %	-	46 %	17 %	24 %	27 %
-Einarbeitung nach	-	-	1 h (3 %)	1 h (12 %), 4 h (12 %)	6 h (71 %)	12 h (14%), 24 h (17%), ≥48 h (16%)

DSN: Deutsches schwarzbuntes Niederungsriind; ¹ Jahresdurchschnittsrätion der Laktierenden

5.10.2.3 Vorgehensweise und verwendete Eingangsdaten

5.10.2.3.1 Vorgehensweise

Die auf sechs ausgewählten Betrieben (siehe 5.10.2.2.2) erhobenen Daten wurden direkt in GAS-EM (siehe 5.10.2.3.2) und in REPRO eingegeben (siehe 5.10.2.3.3). Die Datenaufbereitung für GAS-EM geschah am Thünen-Institut für Ökologischen Landbau in Trenthorst, die Berechnungen in GAS-EM wurden am Thünen-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung in Braunschweig durchgeführt. Die Modellierung in REPRO erfolgte am Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der TU München und am Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Im Folgenden wird die Herkunft der Daten, die direkt aus der Betriebserhebung in GAS-EM eingehen, als „EINGANG“ gekennzeichnet; die Daten, mit denen REPRO rechnet, werden REPRO-Daten genannt. Da REPRO und GAS-EM unterschiedliche Methoden der Rationsberechnung aufweisen, wurden für die Gegenüberstellung beider Modelle die in REPRO berechneten Rationen auch in GAS-EM eingegeben (siehe 5.10.2.3.4). GAS-EM berechnet u.a. aus den vorgegebenen Futterqualitäten die Futtermengen und den Kraftfutteranteil selbst (siehe 5.10.2.1.2), die letztgenannten Zahlen können nicht direkt vorgegeben werden. Deshalb liegen schließlich je Betrieb und Jahr vier verschiedene Annahmen zur Futtermenge vor (Abbildung 5.10-1): die Werte von EINGANG, die in REPRO anhand der Betriebsdaten modellierten Werte und die aus diesen beiden in GAS-EM berechneten Zahlen (als „EINGANG - GAS-EM“ (EG) und „REPRO-GAS-EM“ (RG) bezeichnet).

Die THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung wurden in GAS-EM sowohl basierend auf den REPRO-Rationen als auch auf Grundlage der EINGANGS-Daten berechnet (Abbildung 5.10-1). Als zusätzliche Vergleichsgröße wurde für jeden Betrieb der in GAS-EM ermittelte Durchschnittswert des jeweiligen Landkreises für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009 (LK) hinzugezogen. Zusammen mit den durch REPRO berechneten THG-Emissionen (R) liegen also zu jedem Betrieb sieben Werte zur Höhe der THG-Emissionen vor: je Betrieb und Jahr ein Wert EG, RG und R sowie ein Durchschnittswert des Landkreises (LK).

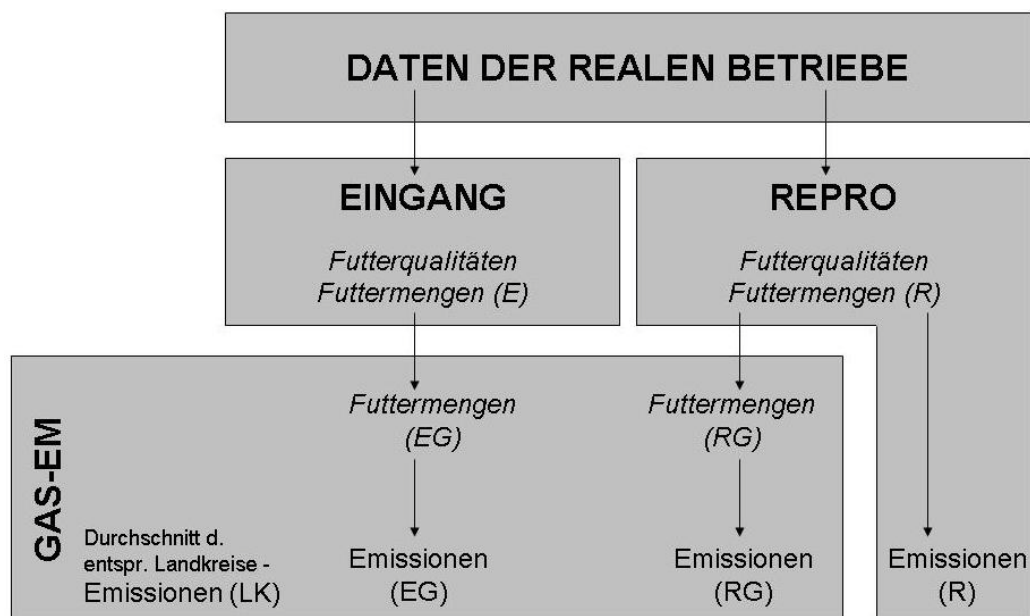


Abbildung 5.10-1: Datenfluss bei den verschiedenen Vorgehensweisen zur Berechnung von Futtermengen und Emissionen (vereinfachte Darstellung).

E = EINGANGS-Daten für GAS-EM, R = REPRO-Daten und -berechnungen, EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, LK = Durchschnittswert der jeweiligen Landkreise für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009

5.10.2.3.2 Eingangsdaten für GAS-EM

Die Angaben der Betriebsleiter zur Fütterung wurden auf Plausibilität geprüft und die erfasste Ration dem Energiebedarf der Tiere (Berechnung nach GfE, 2001) gegenübergestellt. Bei Unter- oder starker Überversorgung der Tiere wurden in Rücksprache mit dem Betriebsleiter Anpassungen vorgenommen. Unter Berücksichtigung der auf den Betrieben erhobenen Zeiträume, in denen die einzelnen Rationen gefüttert wurden, wurden danach die für GAS-EM jeweils erforderlichen Jahresdurchschnittsrationen für Laktierende und Trockensteher berechnet und zusammen mit den Ergebnissen der Futtermittelanalysen in das Modell eingegeben. Wenn Landwirte eigene Trockensubstanzbestimmungen durchgeführt hatten, wurden diese verwendet, da anhand dieser Werte die tatsächlich gefütterten Rationen berechnet worden waren. Wenn ein Futtermittel nicht innerhalb des Projektes beprobt worden war, wurden eigene Analyseergebnisse des Landwirtes oder Standardwerte (DLG, 1997) verwendet. Die Angaben zur verdaulichen Energie (DE) der Futtermittel, die GAS-EM für seine Berechnungen benötigt, wurden dem Rostocker Futterbewertungssystem (Beyer und Jentsch, 2004) entnommen. Die übrigen für das Modell GAS-EM benötigten Eingangsdaten stammen aus dem HIT (Herdengröße), dem Jahresbericht der MLP (Milchleistung und -inhaltsstoffe, Zwischenkalbezeit) oder wurden im Betriebsleiter-Interview erfragt (Haltungssystem, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung). Im Rahmen des Projektes wurden in GAS-EM die realen Zwischenkalbezeiten der Herden berücksichtigt und nicht wie sonst innerhalb des Modells aus der Milchleistung errechnet.

5.10.2.3.3 Eingangsdaten für REPRO

Die auf den Betrieben erhobenen Daten wurden auf Plausibilität geprüft und zur Modellierung in REPRO verwendet. Hierzu wurde aus den Angaben zu Tierbestand, -leistungen, Futterbedarf und Rationsgestaltung der Mindestfutterbedarf kalkuliert und dem erfassten bzw. berechneten Futteraufkommen gegenübergestellt. Bei größeren Diskrepanzen zwischen Futterbedarf und –aufkommen wurde in Rücksprache mit dem Betriebsleiter die mögliche Ursache ermittelt und die Modellierung ggf. angepasst. Wie für die Betriebseingabe in GAS-EM stammen die Tierzahlen aus dem HIT und Angaben zu Milchleistung und -inhaltsstoffen sowie zur Zwischenkalbezeit aus dem Jahresbericht der MLP.

Für das Jahr 2009 wurden die Futterrationen und THG-Emissionen aller sechs Betriebe und in 2010 die zwei norddeutschen Betriebe mit den in REPRO festgelegten Standardannahmen für Futterwerte, Trockensteh- und Zwischenkalbezeiten berechnet. 2010 wurden für die vier bayrischen Betriebe wie für die Betriebseingabe in GAS-EM die realen Trockensteh- und Zwischenkalbezeiten genutzt. Ebenso wurden statt der REPRO-Standardfutterwerte die Ergebnisse der Futtermittelanalysen im Projekt bzw. Standardwerte der LfL (2007) verwendet. Durch diese Vorgehensweise kam es auch zu Unterschieden in den angenommenen Futterqualitäten zwischen REPRO und EINGANGS-Daten, die in Tabelle 5.10-4 dargestellt sind.

Die Angaben zum Haltungssystem und zur Wirtschaftsdüngerlagerung sowie -ausbringung wurden in der betrieblichen Datenerhebung erfasst.

5.10.2.3.4 Gegenüberstellung der Eingangsdaten beider Modelle

Mit der Betriebsmodellierung in REPRO wurde schon begonnen, bevor alle benötigten Daten den Projektarbeitern vollständig vorlagen. Deshalb unterscheiden sich die Angaben zu Tierzahlen und verwendeten Futtermitteln zwischen REPRO und EINGANG in Einzelfällen.

Die in REPRO bzw. als Eingangsdaten für GAS-EM verwendeten Futtermittelqualitäten sind in Tabelle 5.10-3 gegenübergestellt.

Aufgrund unterschiedlicher Annahmen bzw. Möglichkeiten in REPRO und GAS-EM gibt es bei drei Betrieben Unterschiede in der modellierten Wirtschaftsdüngerlagerung: Da in GAS-EM nur entweder Flüssig- oder Festmist berücksichtigt werden kann, wurde der Betrieb 73 in GAS-EM mit einem reinen Güllesystem dargestellt. In REPRO konnte die tatsächliche Wirtschaftsdüngerproduktion, nämlich sowohl Festmist als auch Gülle, abgebildet werden. Bei Betrieb 11 wurden in REPRO die Emissionsfaktoren (IPCC, 2006) von Festmist (Methankonversionsfaktor 0,02; Emissionsfaktor für direkte Lachgasemissionen 0,005), in GAS-EM hingegen diejenigen von Tiefstreu (Methankonversionsfaktor 0,17; Emissionsfaktor für direkte Lachgasemissionen 0,01 (IPCC, 2006)) verwendet. Bei Betrieb 13 unterscheiden sich aufgrund der unterschiedlichen Annahmen zur Güllelagerung (mit bzw. ohne teilweise Lagerung in geschlossener Grube) die Methankonversionsfaktoren leicht (0,1 in REPRO, 0,13 in GAS-EM (IPCC, 2006)).

Auch für die Emissionsberechnung mit den REPRO-Fütterungsdaten in GAS-EM (RG) wurden die EINGANGS-Daten für die Wirtschaftsdüngerlagerung verwendet und nicht die REPRO-Daten dazu.

Bei der Verwendung der Berechnungs-Varianten RG und REPRO sind die Eingangsdaten beider Modelle, abgesehen von den eben geschilderten Unterschieden in der Wirtschaftsdüngerlagerung, genau gleich. Unter Beachtung dieser Differenzen ist ein Modellvergleich somit gut möglich. Wenn man den realen Betrieb als Ausgangspunkt nimmt und die den Modellen vorgeschaltete Datenaufbereitung als Bestandteil der THG-Berechnung ansieht, erscheint auch der Vergleich der Ergebnisse von EG und REPRO als legitim und sinnvoll.

5.10.2.3.5 Aufteilung der in REPRO angenommenen Rationen auf Laktierende und Trockensteher für die Emissionsberechnung in GAS-EM

REPRO rechnet mit einer Jahresdurchschnittsration für alle Milchkühe, GAS-EM hingegen mit einer Jahresdurchschnittsration für Laktierende und einer für Trockensteher. Aus diesem Grund mussten die in REPRO angenommenen Rationen (im Folgenden „REPRO-Rationen“ genannt) für die Emissionsberechnung in GAS-EM auf Laktierende und Trockensteher aufgeteilt werden. Da der Energiebedarf der Trockensteher in REPRO rechnerisch nicht vom Bedarf der Laktierenden zu trennen war, wurden die Formeln der GfE (2001) zur Berechnung des Trockensteher-Energiebedarfs genutzt. Hierbei wurden die REPRO-Annahmen zu Tierzahlen, Tiergewicht, Trockenstehdauer und Zwischenkalbezeit sowie der zehnpromtente Sicherheitszuschlag berücksichtigt. Es wurden die gleichen Trockenmasseanteile der einzelnen Futtermittel wie in der EINGANGS-Trockensteher-Ration angenommen. Aus diesen Anteilen und dem Gesamtenergiebedarf wurden die aus den einzelnen Futtermitteln stammenden Energiemengen und daraus dann die von den Trockenstehern verzehrten Futtermengen berechnet. Die übrigen Futtermittelmengen wurden als Laktierenden-Ration angenommen. Die in REPRO verwendeten Futterwerte wurden ohne Änderungen übernommen. Unterschiedliche Annahmen zu den Tierzahlen zwischen REPRO und EINGANG konnten für die Eingabe in GAS-EM herausgerechnet werden, Unterschiede im Futtermiteleininsatz jedoch nicht. Zur Kontrolle von Datenübertragungsqualität und Berechnung wurde die Summe der aufgeteilten REPRO-Rationen dem mit den REPRO-Formeln berechneten Bedarf an Energie- und nutzbarem Rohprotein gegenübergestellt und eventuelle Unstimmigkeiten aufgeklärt und korrigiert.

5.10.3 Ergebnisse und Diskussion

5.10.3.1 Emissionen der Milchviehhaltung auf den Betrieben (EG und LK)

5.10.3.1.1 Vergleich der betrieblichen THG-Emissionen (EG)

Bei den intensiv wirtschaftenden Betrieben unterscheiden sich die mit GAS-EM (EG) berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen um maximal 13 % (Betrieb 85_2009: 5060 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹); Betrieb 13_2009, 4531 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹). Von den beiden extensiven Betrieben weist Betrieb 10 (3779 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹ im Jahr 2009) deutlich niedrigere tierplatzbezogene THG-Emissionen auf als die übrigen Betriebe. Betrieb 11 dagegen befindet sich mit 4722 CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹ im Jahr 2010 auf einem Niveau mit den intensiv wirtschaftenden Betrieben (Tabelle 5.10-2). Grund hierfür sind die im Vergleich zu den Güllesystemen auf den übrigen Betrieben höheren Emissionen aus dem Tiefstreuastall dieses Betriebes.

Tabelle 5.10-2: Mit GAS-EM berechnete tierplatzbezogene THG-Emissionen [kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹] aus der Milchviehhaltung der sechs Beispielbetriebe und der zugehörigen Landkreise (LK)

Betrieb_ Jahr	N ₂ O Weide	N ₂ O Stall + Lager	N ₂ O Ausbringung	CH ₄ Stall + Lager	CH ₄ Weide	CH ₄ Verdauung	Gesamt THG
10_2009	249	220	284	526	15	2486	3779
10_2010	271	240	302	525	15	2510	3864
20_2009	0	305	475	779	0	3217	4777
20_2010	0	280	449	778	0	3244	4752
20_LK	120	236	461	895	7	3093	4812
11_2009	358	477	321	896	22	2732	4806
11_2010	357	487	321	890	22	2646	4723
11_LK	111	236	457	907	7	3093	4812
13_2009	261	215	306	735	17	2936	4470
13_2010	257	211	311	765	18	2970	4531
13_LK	117	242	444	879	6	3074	4763
73_2009	399	132	281	624	33	3425	4894
73_2010	398	122	257	543	33	3379	4733
73_LK	114	261	496	675	6	3432	4985
85_2009	171	214	393	768	11	3278	4835
85_2010	196	244	442	793	11	3375	5060
85_LK	117	242	441	879	6	3074	4760

Die Unsicherheit der in GAS-EM und REPRO verwendeten Emissionsfaktoren beträgt 20 % oder mehr (Rösemann et al. 2011, Abschnitte 4.3.8.9 und 14; Ellis et al., 2007). Berücksichtigt man dies, sind - abgesehen vom niedrigeren Niveau von Betrieb 10 - keine Unterschiede in den tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe auszumachen. Möglicherweise werden empfindlichere Einzelbetriebsmodelle benötigt, um theoretisch erwartete Differenzen in den THG-Emissionen der unterschiedlichen Betriebe sichtbar zu machen (Bannink et al., 2011).

Bei produktbezogener Betrachtung (1 kg ECM) zeigen sich dagegen deutlichere Unterschiede zwischen den Betrieben (Abbildung 5.10-2).

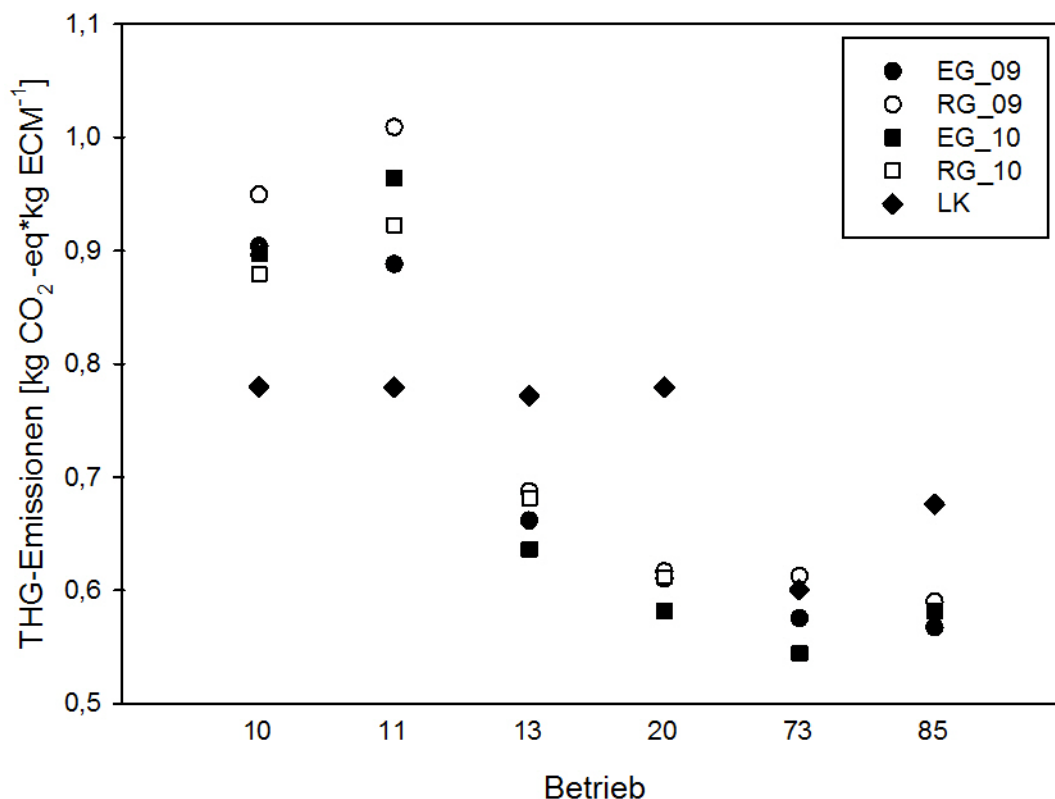


Abbildung 5.10-2: Mit GAS-EM berechnete produktbezogene THG-Emissionen der Beispielbetriebe und der dazugehörigen Landkreise.

EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, LK = Durchschnittswert der den Betrieben entsprechenden Landkreise für die THG-Emissionen je kg ECM im Jahr 2009. Da sich die in die Gesamtberechnung der THG-Emissionen in GAS-EM eingehenden Teilbereiche nicht mit den Teilbereichen der REPRO-Emissionsberechnung decken, sind hier die REPRO-Ergebnisse nicht aufgeführt. Die vergleichbaren Teilbereiche beider Modelle sind in Abbildung 5.10-3 gegenübergestellt.

Den niedrigsten Wert ($0,54 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) weist Betrieb 73_2010 auf, der höchste Wert (Betrieb 11_2010, $0,96 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) liegt 80 % darüber. Die Betriebe mit hohen Milchleistungen weisen die niedrigsten produktbezogenen THG-Emissionen auf, während die beiden extensiven Betriebe größere Mengen THG je kg ECM ($0,89\text{-}0,96 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) emittieren. Hierbei ist allerdings einschränkend anzumerken, dass im Milchviehmodul von GAS-EM die Emissionen der Nachzucht nicht berücksichtigt werden. Die längere Nutzungsdauer auf den extensiven Betrieben (Tabelle 5.10-1) und die daraus resultierenden geringeren THG-Emissionen der Nachzucht können hier deshalb nicht mit einbezogen werden, sind aber für eine umfassende Beurteilung der Klimawirkung eines milchviehhaltenden Betriebes unbedingt notwendig (siehe Frank et al., 2012).

In anderen Studien (Deittert et al., 2008; van der Werf et al., 2009; Thomassen et al., 2008; Thomassen et al., 2009; Vellinga et al., 2011; Iribarren et al., 2011) wurden produktbezogene Gesamt-THG-Emissionen der Milchviehhaltung zwischen $0,8$ und $1,5 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg Milch}^{-1}$ ermittelt. Beim Vergleich

dieser Werte mit den von GAS-EM berechneten Daten ist zu berücksichtigen, dass das Milchviehmodul von GAS-EM einen relativ engen Untersuchungsrahmen hat, da es beispielsweise Emissionen aus der Mineraldüngerproduktion, der Futtererzeugung und der Jungviehaufzucht nicht einbezieht. Die hier ermittelten Emissionswerte liegen daher meist unter den Ergebnissen der oben genannten Studien. Ein genauer Vergleich ist aufgrund unterschiedlicher Berechnungsmethoden, Untersuchungsrahmen und Annahmen allgemein schwer (Yan et al., 2011) und würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen.

Bei den berechneten Ergebnissen haben die **Methanemissionen aus der Verdauung** den größten Anteil an den Gesamtemissionen (zwischen 56 % und 71 %). Ihr Absolutwert liegt zwischen $0,59 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$ und $0,38 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$, wobei eine deutliche Trennung in die Betriebe 10 und 11 (über $0,50 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) und die Betriebe mit höherer Milchleistung (Betriebe 13 bis 85; $0,38$ bis $0,43 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) erkennbar ist.

Grund für die um bis zu 54 % höheren Werte auf den Betrieben 10 und 11 ist vor allem die niedrigere Milchleistung (Tabelle 5.10-1). Ein weiterer möglicher Erklärungsansatz könnte der niedrigere Krafftutteranteil von unter 8 % - gegenüber mehr als 24 % auf den Betrieben 20, 73 und 85 – (Tabelle 5.10-5) sein.

Die produktbezogenen **Methanemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung** haben einen Anteil zwischen 11 % und 19 % an den Gesamtemissionen. Der niedrige Wert bei Betrieb 73 ($0,06 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) ist durch den ganztägigen Weidegang im Sommer begründet. Der hohe Wert von $0,18 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$ in Betrieb 11 kann auf den Tiefstrestall zurückgeführt werden. Auf den übrigen untersuchten Betrieben wird Gülle produziert, die überwiegend identisch (in offenen Rundbehältern) gelagert wird. Die Methanemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung unterscheiden sich daher nicht wesentlich zwischen diesen Betrieben, sie liegen zwischen $0,09$ und $0,13 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$.

5.10.3.1.2 Vergleich der THG-Emissionen der Betriebe mit den Landkreiswerten (EG und LK)

Die mit GAS-EM (EG) berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe liegen, abgesehen von Betrieb 85, niedriger als die Durchschnittswerte der entsprechenden Landkreise (Tabelle 5.10-2). Die Abweichung ist jedoch mit bis zu 7 % nur gering. Ausnahme ist der Betrieb 10, dessen Emissionen ein Viertel niedriger als der Landkreisdurchschnitt sind. Ein Grund hierfür ist die fast $2000 \text{ kg ECM Kuh}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter dem Landkreisdurchschnitt liegende Milchleistung, die einen entsprechend niedrigeren berechneten Futterbedarf und demzufolge geringere Methanemissionen aus der Verdauung bedingt. Zudem liegt der Weideanteil auf Betrieb 10 über dem Durchschnitt des Landkreises, was zu verringerten Emissionen aus Stall und Güllelagerung führt.

Bezogen auf 1 kg ECM sind die THG-Emissionen der intensiv wirtschaftenden Betriebe 4 bis 34 % niedriger als der zugehörige Landkreisdurchschnitt (Abbildung 5.10-2, EG und LK). Die produktbezogenen THG-Emissionen der beiden extensiven ökologischen Betriebe 10 und 11 liegen 12 bis 19 % über dem Landkreisdurchschnitt. Beides kann durch die Milchleistungen begründet werden, die bei den Intensiv-Betrieben über, bei den extensiven Betrieben unter dem Landkreisdurchschnitt liegen.

Die untersuchten Betriebe repräsentieren selbstverständlich nicht den Landkreismittelwert. Jedoch zeigen die teilweise deutlich unter dem Landkreisdurchschnitt liegenden produktbezogenen THG-Emissionen einiger Betriebe, dass durch einzelbetriebliche Maßnahmen oder Besonderheiten niedrigere THG-Emissionen möglich sind.

5.10.3.2 Gegenüberstellung der Ergebnisse von REPRO und GAS-EM

5.10.3.2.1 Energiegehalte und Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG

Die von REPRO angenommenen durchschnittlichen **Energiegehalte des Grundfutters** liegen stets unter den Werten der EINGANGS-Daten, die Differenz beträgt zwischen 0,3 und 1,0 MJ NEL kg TM⁻¹ (Tabelle 5.10-3).

Ein Grund hierfür sind die für die Modellierung der Betriebe in REPRO meist genutzten REPRO-Standardfutterwerte, die oft unter den durch die Beprobung im Projekt ermittelten Futterwerten liegen. Die REPRO-Futterwerte sollen Werte über eine Vielzahl von Betriebssystemen und Regionen repräsentieren. Zudem spiegeln sie eine Abstufung der Futterqualität bei verschiedenen Schnitten wider. Dies war bei den Probenahmen auf den Betrieben nicht immer möglich, da nicht zu jeder Zeit alle Schnitte im Lager vorhanden waren. Ebenso wurden die Futtermittelproben von der Weide meist im Mai und Juni genommen, aber ihr Futterwert in der Berechnung für die gesamte Weideperiode verwendet. Somit ist eine Überschätzung der Futterqualität bei den EINGANGS-Daten nicht ausgeschlossen.

Jedoch sind auch, wenn bei den vier bayrischen Betrieben 2010 die Ergebnisse der Futtermittelanalysen aus der ERHEBUNG verwendet werden, die mittleren Energiegehalte des Grundfutters in REPRO niedriger. Dies kann teilweise durch Futterrestbestände aus 2009 begründet werden: in REPRO werden im virtuellen Lager befindliche Futtermittel von einem Jahr ins Folgejahr übertragen. In 2009 erzeugte Futtermittel, die REPRO-Standardfutterqualitäten aufwiesen, wurden teilweise erst 2010 verfüttert und gingen so in die Ermittlung der durchschnittlichen Grundfutterqualität dieses Jahres mit ein.

Tabelle 5.10-3: Verwendete Futterqualitäten in REPRO und EINGANGS-Daten

Betrieb _Jahr	Energiegehalt [MJ NEL kg TM ⁻¹]				Rohproteingehalt [g XP kg TM ⁻¹]				Energieverhältnis KraFu:RauFu	
	Krafffutter		Raufutter		Krafffutter		Raufutter			
	REPRO	EIN- GANG	REPRO	EIN- GANG	REPRO	EIN- GANG	REPRO	EIN- GANG	REPRO	EIN- GANG
10_2009	7,0	8,1	5,4	6,4	106	165	145	176	1,28	1,27
10_2010	8,3	8,1	5,8	6,4	163	189	156	165	1,44	1,28
11_2009	-	8,5	5,6	6,1	-	120	155	167	-	1,41
11_2010	8,5	8,8	5,5	6,1	160	138	150	164	1,53	1,45
13_2009	6,7	8,5	5,6	6,3	148	108	165	164	1,19	1,34
13_2010	6,7	8,5	5,9	6,6	148	108	155	159	1,13	1,29
20_2009	8,0	7,9	5,5	6,3	221	276	121	119,	1,45	1,25
20_2010	8,2	8,1	6,0	6,3	292	264	123	120	1,36	1,29
73_2009	8,4	7,8	6,0	6,5	271	202	121	118	1,40	1,20
73_2010		8,1		6,6		171		123		1,22
85_2009	7,5	7,9	5,8	6,5	264	233	110	136	1,29	1,23
85_2010		7,6		6,5		236		145		1,17

Auch die mittleren **Energiegehalte des Kraffutters** liegen in REPRO meist und z.T. sehr deutlich unter den EINGANGS-Daten. Die Differenz beträgt zwischen 0,3 und 1,8 MJ NEL kg TM⁻¹ (Tabelle 5.10-3). In zwei Fällen liegen die REPRO-Werte um 0,17 bzw. 0,54 MJ NEL kg TM⁻¹ über den Erhebungsdaten. Ein Grund für diese Unterschiede sind, wie bereits oben geschildert, die verwendeten REPRO-Standardfutterwerte, die bei den Krafffuttermitteln gelegentlich auch über den Analysewerten aus dem Projekt liegen (z.B. Betrieb 73). Zudem gibt es teilweise auch Unterschiede in den Annahmen zum Futtermiteinsatz. So wurde beispielsweise aufgrund der jeweils an der TUM bzw. im TI vorliegenden Informationen die Fütterung auf Betrieb 11 2009 in REPRO als krafffutterfrei modelliert, während bei den EINGANGS-Daten von einer geringen Krafffuttermenge ausgegangen wurde. Demgegenüber stimmen bei Betrieb 20 die Werte von REPRO und der EINGANGS-Daten zum mittleren Energiegehalt des Kraffutters nahezu überein.

Bei den **Futtermengen** (Tabelle 5.10-5) gibt es teilweise deutliche Differenzen zwischen den EINGANGS-Daten und den REPRO-Werten, wobei die Werte bei einigen Betrieben (10_2009, 13_2009 und 85_2009) auch gut übereinstimmen. Die Unterschiede sind zum Teil auf die unterschiedlichen Annahmen zur Futtermittelqualität zurückzuführen; bei geringerem Energiegehalt sind größere Futtermengen nötig, um den durch die Milchleistung gegebenen Energiebedarf zu decken. Die wesentlichere Ursache liegt aber in der unterschiedlichen Vorgehensweise bei EINGANG im Vergleich zu REPRO: In REPRO wurden die vorhandenen Futtermengen aus den Angaben zu den geernteten Futtermittelmengen berechnet und zur Überprüfung der Betriebsleiterangaben verwendet. Die bei der Datenerhebung angegebenen Futterrationen sind hier meist über einen längeren Zeitraum angelegt, kurzfristige Änderungen in der Futtermittelgabe können nicht berücksichtigt werden. Durch die Rückkopplung über die verfügbare Futtermenge werden in REPRO derartige Änderungen in relevanter Höhe bemerkt und die

Jahresration kann entsprechend angepasst werden. Eine solche Kontrollmöglichkeit über die verfügbare Futtermenge gibt es bei den EINGANGS-Daten nicht: hier wurden zwar die laut Landwirtsangaben verfütterten Futtermengen dem durch die Milchleistung gegebenen Bedarf der Tiere gegenübergestellt, dadurch konnte aber nur eine eventuelle Unterschätzung bzw. eine starke Überschätzung der Futtermenge festgestellt werden und nach Rücksprache mit den Landwirten u.U. korrigiert werden. Bis auf drei Ausnahmen liegen die Gesamt- und die Grundfuttermengen in den EINGANGS-Daten höher als bei den in REPRO getroffenen Annahmen. Die Differenzen von bis zu 1,5 kg TM Tier⁻¹ d⁻¹ (d.h. 25 %) beim Krafftutter (Betrieb 20_2009) und von bis zu 4,3 kg TM Tier⁻¹ d⁻¹ TM (d.h. 23 %) beim Grundfutter (Betrieb 13_2010) sind teilweise erheblich und größer, als bei gleichen Ausgangsdaten zu erwarten sein sollte. Es ergeben sich die Fragen, wie genau die Betriebsleiterangaben zur Ration sind bzw. sein können und ob eine Fütterungsmodellierung strikt nach Jahres-Bedarf (und mit einem zehnpromzentigen Sicherheitszuschlag) die betrieblichen Realitäten gut abbildet.

Aus den Unterschieden in Grund- und Krafftuttermengen ergeben sich auch Differenzen im **Krafftutteranteil** in der Ration (Tabelle 5.10-5). Die größten Abweichungen treten bei den beiden ökologischen Betrieben 11_2009 (REPRO: 0 %, EINGANG 5,8 %) und 13_2010 (REPRO 22 %, EINGANG 14 %) auf. Beim konventionellen Betrieb 20_2010 beträgt der Unterschied im Krafftutteranteil fünf Prozentpunkte (REPRO: 24,2 %, EINGANG 29,5 %), in allen übrigen Fällen liegt die Differenz in der Größenordnung von drei Prozentpunkten oder darunter.

5.10.3.2.2 Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG gegenüber den in GAS-EM daraus errechneten Rationen

Die durch GAS-EM u.a. anhand der Energiegehalte im Grund- und Krafftutter berechneten Futtermengen sind in Tabelle 5.10-5 dargestellt. Die Krafftuttermengen in den **EINGANGS-Rationen** stimmen mit den berechneten EG-Rationen in der Hälfte der Fälle gut überein (höchstens 0,5 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM Abweichung), bei den übrigen Betrieben ändern sich die Futtermengen deutlicher. Die Krafftuttermenge wurde dabei durch GAS-EM in den meisten Fällen nach unten korrigiert, die größte Differenz beträgt 2,4 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM (34 %; Betrieb 73_2010). Die EG-Grundfuttermengen liegen ebenso - bis auf zwei Ausnahmen - niedriger als in den EINGANGS-Rationen. Die Abweichungen betragen in vier Fällen weniger als 1 kg TM und maximal 5,9 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM (27 %; Betrieb 13_2009).

Bei den **REPRO-Rationen** sind die Veränderungen von Grund- bzw. Krafftuttermengen durch GAS-EM (Vergleich der Futtermengen R und RG) deutlich größer als bei den EINGANGS-Rationen (Vergleich der Futtermengen E und EG) (Tabelle 5.10-5). Eine mögliche Erklärung hierfür liegt in den unterschiedlichen Energiegehalten im Kraft- und Grundfutter von REPRO und EINGANG (Tabelle 5.10-3). Die Krafftuttermengen liegen dabei in den RG-Rationen bis auf eine Ausnahme über denen der REPRO-Rationen, teilweise sehr erheblich (7,2 kg Tier⁻¹ d⁻¹, Betrieb 13_2009). Die Grundfuttermengen wurden durch GAS-EM - bis auf zwei Ausnahmen - nach unten korrigiert, um bis zu 10,4 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM (Betrieb 13_2009). Dies ist bei nach oben veränderten Krafftuttermengen auch zu erwarten, da sowohl REPRO als auch GAS-EM vom Energiebedarf der Tiere ausgehen.

Dadurch ergeben sich sehr große Abweichungen bei den **Krafftutteranteilen** in den Rationen. Die RG-Werte sind fast immer deutlich höher, teilweise um ein Vielfaches, als die Daten der anderen Berech-

nungsmethoden. Die EINGANGS-Krafftutteranteile stimmen in sieben Fällen gut mit den EG-Werten überein, bei Betrieb 73_2010 und 10_2010 wurden die Krafftutteranteile durch GAS-EM deutlich nach unten verändert und bei Betrieb 13_2009 nach oben. Vergleicht man die beiden praktisch wahrscheinlichen Vorgehensweisen REPRO und EG, so sind die Unterschiede im Krafftutteranteil weniger gravierend als bei der Gegenüberstellung von REPRO und RG. In sechs Fällen stimmen die Werte gut überein, bei vier Fällen gibt es jedoch größere Abweichungen.

Der Krafftutteranteil spielt eine wesentliche Rolle für die Höhe der direkten Methan-Emissionen aus der Verdauung (Ellis, 2008) und die THG-Emissionen, die bei der Futtererzeugung entstehen. So deutliche, jedoch nicht konsistente Unterschiede im Krafftutteranteil je nach Vorgehensweise sollten im Rahmen von Fehlerabschätzungen der THG-Emissionsberechnungen mit den hier verwendeten Modellen berücksichtigt und kommuniziert werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen ergibt sich zudem die Frage, inwieweit ein für die regionale und nationale Ebene konzipiertes Modell wie GAS-EM für einzelbetriebliche Betrachtungen verwendet werden kann. Auf regionaler Ebene schwer oder gar nicht zu erfassende Daten wie Krafftuttermengen können für Einzelbetriebe genauer erhoben werden. Durch die Nutzung dieser verfügbaren Daten würde die Realität besser abgebildet werden als durch Berechnungen anhand der Futterqualität. Die Formeln in GAS-EM wurden anhand von Durchschnittswerten der deutschen Milchviehhaltung und -fütterung konzipiert. Weichen die Daten, z.B. Futterqualitäten, stärker von diesen Mittelwerten ab, können sich durch die Berechnungsmethodik deutliche Abweichungen von der betrieblichen Realität (z.B. bei den Futtermengen) ergeben. Dies gilt insbesondere für ökologisch wirtschaftende Betriebe, die eher vom Durchschnitt abweichen, sich im unteren Extrembereich beispielsweise des Krafftutteranteils bewegen (Betriebe 10 und 11) oder ungewöhnliche Wege beschreiten.

5.10.3.2.3 Gegenüberstellung der Methanemissionen aus der Verdauung, (EG - RG, EG - R und RG - R)

Trotz der z.T. gravierenden Unterschiede im Krafftutteranteil zwischen RG und EG (Tabelle 5.10-5) unterscheiden sich die Methanemissionen aus der Verdauung je kg ECM zwischen beiden Berechnungsmethoden um maximal 16 % (Betrieb 11_2009). Ein Grund dafür, dass sich diese Unterschiede im Krafftuttereinsatz nicht in der Höhe der Methanemissionen widerspiegeln, ist die verwendete Berechnungsmethode, die nur die Gesamtenergieaufnahme mit der Ration berücksichtigt (Haenel, 2010). Bei krafftutterreichen Rationen werden meist geringere Methanemissionen aus der Verdauung erwartet, da Nährstoffe, aus denen im Pansen vor allem Propionsäure gebildet wird (z.B. Zucker und Stärke), eine geringere Methanbildung bewirken als Nährstoffe, aus denen überwiegend Essigsäure gebildet wird (Flachowsky et al., 2007).

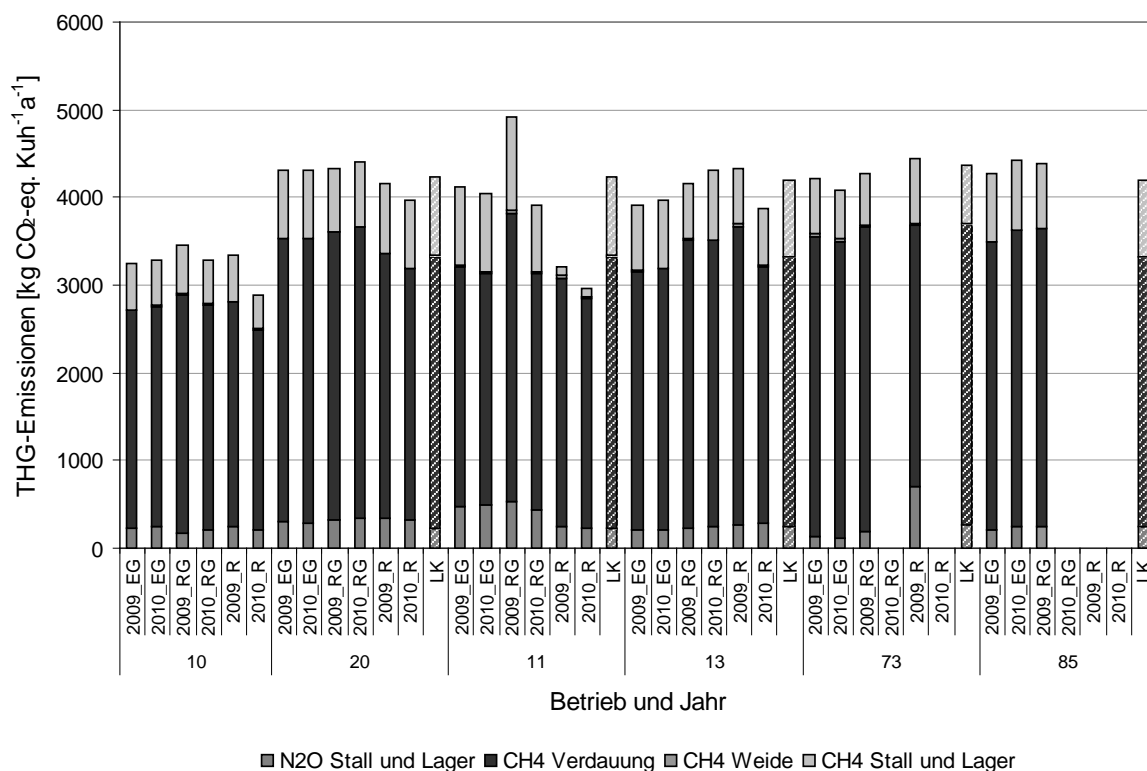


Abbildung 5.10-3: Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM.

EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, R = REPRO- Berechnungen, LK (schraffierte Säulen) = Durchschnittswert der den Betrieben entsprechenden Landkreise für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009

Betrieb 10 und 20 liegen im gleichen Landkreis, weshalb der Landkreiswert nur einmal aufgeführt ist.

Die mit REPRO berechneten tierplatzbezogenen Methanemissionen aus der Verdauung (Abbildung 5.10-3) liegen meist etwas niedriger (1 bis 12 %) als die Ergebnisse von GAS-EM (EG). Die Ergebnisse beider Modelle (R und EG) stimmen oft gut überein. Die größte Abweichung tritt bei Betrieb 13_2009 auf, wo die mit REPRO errechneten Methanemissionen aus der Verdauung 16 % höher als der EG-Wert sind. Erklärung hierfür ist die in REPRO deutlich höhere angenommene Trockenmasseaufnahme, die 5,2 kg Tier⁻¹ d⁻¹ über dem EG-Wert liegt (Tabelle 5.10.5). Wie auch beim Vergleich der EG- und RG-Daten spiegeln sich jedoch Differenzen zwischen REPRO und EG in Kraftfutteranteil und Gesamtfutteraufnahme nicht bei allen Betrieben in Unterschieden in den berechneten Methanemissionen wider.

Stellt man, um vollkommen identische Ausgangsrationen zu verwenden, die mit REPRO berechneten Zahlen den in GAS-EM mit den REPRO-Fütterungsdaten berechneten Werten (RG) gegenüber, so wird der Unterschied etwas größer. Die REPRO-Werte sind zwischen 4 und 14 % niedriger als die RG-Zahlen, nur bei Betrieb 13_2009 liegen die mit REPRO errechneten Methanemissionen aus der Verdauung 4 % über den RG-Werten. Ein wesentlicher Grund für die meist niedrigeren REPRO-Emissions-Ergebnisse sind die unterschiedlichen Gleichungen zur Berechnung der Methanemissionen in beiden Modellen, hinzu kommen die durch GAS-EM vorgenommenen Veränderungen an den Futtermengen.

Um diesen Einfluss der modellinternen Futtermengenberechnung auszuschließen, wurde zusätzlich die in REPRO verwendete Gleichung zur Berechnung der verdauungsbedingten Methanemissionen (Ellis et al., 2007) auf die RG-Rationen angewandt (Ergebnisse nicht aufgeführt). Die Resultate liegen 5 bis 13 % (durchschnittlich 9 % oder 288 kg CO₂ eq. Tier⁻¹ a⁻¹) niedriger als die GAS-EM-Ergebnisse (RG), was ausschließlich als Wirkung der unterschiedlichen verwendeten Formeln zu erklären ist. Die höheren Ergebnisse von GAS-EM stehen im Einklang mit der Studie von Ellis et al. (2010), nach der die in GAS-EM verwendete Gleichung (IPCC, 1996) die Methanemissionen aus der Verdauung tendenziell überschätzt. Die Gleichung (IPCC, 1996) konnte aber im Vergleich mit anderen in Betriebsmodellen verwendeten Gleichungen die Emissionen gut vorhersagen (Ellis et al., 2010).

Tabelle 5.10-4: Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen [kg CO₂ eq. Tier⁻¹ a⁻¹] ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM (RG)

Betrieb _Jahr	CH ₄ Verdauung		CH ₄ Stall und Lager		CH ₄ Weide		N ₂ O Stall und Lager		Gesamt	
	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG
10_2009	2575	2713	487	553	18	16	215	175	3295	3457
10_2010	2326	2574	379	491	23	14	206	203	2934	3282
20_2009	3033	3288	788	720	0	0	333	323	4154	4332
20_2010	2863	3322	778	752	0	0	327	335	3968	4408
11_2009	2835	3297	108	1062	33	26	250	529	3226	4914
11_2010	2632	2691	98	758	27	19	228	434	2985	3902
13_2009	3398	3275	634	635	28	15	264	236	4324	4161
13_2010	3037	3267	645	779	16	11	294	244	3992	4301
73_2009	3308	3470	737	586	25	31	711	189	4781	4277
85_2009		3389		743		10		247		4390

5.10.3.2.4 Gegenüberstellung der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (RG - R)

Die Berechnungsverfahren für die Methan-Emissionen aus Stall und Lager bzw. von der Weide sind in GAS-EM und REPRO weitgehend gleich, nur die Berechnungsweisen der ausgeschiedenen Menge organischer Substanz unterscheiden sich. GAS-EM berechnet diese Daten nach IPCC (2006) anhand der Gesamtenergieaufnahme und der Verdaulichkeit des Futters (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.3.6). In REPRO erfolgt die Berechnung der Exkrementmengen aufbauend auf die Nährstoffausscheidung, die anhand des Nährstoffinputs und der Verwendung durch die tierischen Produkte modelliert wird (Küstermann et al., 2010).

Die pro Kuh und Jahr ausgeschiedenen **Mengen an organischer Substanz (VS)** (Daten nicht aufgeführt) stimmen nur bei 3 der verglichenen 9 Betriebsjahre gut überein (Abweichung zwischen REPRO und RG höchstens 5 %), während bei 6 Betriebsjahren die Abweichungen größer sind und bis zu 45 %

betragen. Die REPRO-Werte liegen - bis auf die Betriebsjahre 10_2010 und 11_2009 – über den RG-Werten. Die Differenzen lassen sich in zwei Fällen (Betrieb 11_2010 und 13_2009) durch die höheren Gesamtfuttermengen (0,6 bzw. 3,1 kg TM Tier⁻¹ d⁻¹) in REPRO erklären (Tabelle 5.10-5). Ein weiterer Erklärungsansatz sind unterschiedliche Annahmen zu den Futtereigenschaften, besonders zur Verdaulichkeit der organischen Substanz.

Die Differenzen zwischen REPRO und RG bei den Mengen an ausgeschiedenen VS führen zu Unterschieden in THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Management. Die **Methanemissionen aus dem Weidegang** (Abbildung 5.10-3, Tabelle 5.10-4) liegen in REPRO in 6 der 7 berechneten Betriebsjahre mit Weidegang über den RG-Werten, um 15 bis 91 %. Beim Betrieb 73_2009 sind die REPRO-Ergebnisse 18 % niedriger als die RG-Werte. Diese Differenzen können durch die Abweichungen im Anteil der auf der Weide anfallenden Exkremente am gesamten Wirtschaftsdüngeranfall erklärt werden: in fast allen Fällen liegen die REPRO-Daten hierzu über den RG-Werten. Nur bei Betrieb 73_2009 mit geringeren Methanemissionen aus dem Weidegang in REPRO gegenüber RG sind auch die Weide-Anteile am Wirtschaftsdüngeranfall in REPRO niedriger als in RG.

Die **Methanemissionen aus Stall und Lagerung** (Abbildung 5.10-3, Tabelle 5.10-4) sind in 5 der 9 verglichenen Betriebsjahre (bei den Betrieben 10, 11 und 13_2009) in REPRO niedriger als laut RG. Bei den Betrieben 10 und 13_2009 beträgt die Abweichung zwischen 4 und 23 % und lässt sich durch Unterschiede im Weide-Anteil am Wirtschaftsdüngeranfall sowie durch unterschiedliche Gesamtmengen an VS erklären. Bei Betrieb 13 kommt hinzu, dass sich aufgrund der unterschiedlichen Annahmen zur Güllelagerung die in REPRO bzw. GAS-EM verwendeten Methankonversionsfaktoren (MCF) geringfügig unterscheiden. Bei Betrieb 11 führen die unterschiedlichen Annahmen zum Haltungssystem zu starken Abweichungen bei den MCF (siehe Abschnitt 5.10.2.3.4) und damit zu deutlich (89 %) höheren Methanemissionen aus Stall und Lagerung laut RG gegenüber REPRO. Beim Betrieb 13_2010 stimmen die Ergebnisse der beiden Modelle sehr gut überein, beim Betrieb 20 sind die REPRO-Ergebnisse 9 bzw. 4 % höher als laut RG. Bei Betrieb 73_2009 liegen die von REPRO berechneten Methanemissionen aus Stall und Lager 26 % über den EG-Werten. Gründe hierfür sind der 28 % höhere VS-Anfall und der geringere Weideanteil am Wirtschaftsdünger laut REPRO. Dieser Effekt wird durch die in GAS-EM nicht mögliche Berücksichtigung des Stalldunges (siehe Abschnitt 5.10.2.3.4) nur unwesentlich abgemildert. Der VS-Anteil, der in REPRO mit dem MCF für Festmist (0,02) berücksichtigt wird statt mit dem MCF für abgedeckte Gülle (0,1) wie in GAS-EM beträgt nur 6 %.

Die **Lachgas-Emissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung** (Abbildung 5.10-3, Tabelle 5.10-4) stimmen bei 3 der 9 verglichenen Betriebsjahre gut überein (Abweichung zwischen REPRO und RG unter 3 %). Bei Betrieb 11 liegen die REPRO-Berechnungen 48 bzw. 55 % niedriger als die GAS-EM-Ergebnisse (RG). Grund für diese Abweichung sind die unterschiedlichen verwendeten Emissionsfaktoren für direkte Lachgasemissionen: in REPRO wurde mit dem Faktor 0,005 für Festmist, in GAS-EM dagegen mit dem doppelt so hohen Tiefstreu-Faktor gerechnet. Bei den übrigen Betrieben sind die REPRO-Werte 12 bis 37 % höher als die RG-Daten (Betriebe 10_2009 und 13), bei Betrieb 73_2009 sogar fast viermal so hoch. Dies kann maßgeblich auf die berechnete Stickstoffausscheidung der Tiere zurückgeführt werden, was wiederum an den unterschiedlichen angenommenen Futterqualitäten liegen kann.

Die **Gesamt-THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** stimmen nur bei 3 der 9 verglichenen Betriebsjahre gut überein (Abweichung weniger als 5 %). Deutliche Abweichungen gibt es

bei den Betrieben 11 und 73_2009. Die durchschnittlich 74 % niedrigeren Werte in REPRO gegenüber RG bei Betrieb 11 lassen sich wesentlich durch die unterschiedlichen Annahmen zum Haltungssystem erklären; verwendet man bei beiden Modellen die gleichen Emissionsfaktoren, liegen die REPRO-Werte 22 unter bzw. 2 % über den RG-Werten. Die laut REPRO-Berechnungen 83 % höheren Werte im Vergleich zu RG bei Betrieb 73_2009 sind vor allem auf die in REPRO sehr viel höheren Lachgas-Emissionen zurückzuführen. Bei Betrieb 10_2010 sind die THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngeranfall in REPRO 14 % niedriger als in RG. Dies lässt sich durch den geringeren VS- und N-Anfall sowie den höheren Weideanteil in REPRO begründen.

5.10.3.2.5 Gegenüberstellung der Gesamt-THG-Emissionen (EG und RG)

Die anhand der REPRO-Daten in GAS-EM berechneten tierplatzbezogenen Gesamt-THG-Emissionen (RG) liegen in den meisten Fällen zwischen 1 und 7 % über den mittels der EINGANGS-Daten (EG) berechneten Werten. Bei den Betrieben 10_2010 und 11_2010 sind die RG-Gesamt-THG-Emissionen 2 bis 5 % niedriger als die EG-Werte. Nur bei Betrieb 11_2009 ist ein deutlicher Unterschied (19 %) zwischen den RG- und den EG-Werten zu beobachten. Ein wesentlicher Grund für die große Differenz ist die aufgrund der angenommenen schlechteren Futterqualität und kraftfutterfreien Ration deutlich höhere Gesamtfuttermenge in RG gegenüber EG (Tabelle 5.10-5). Dies führt zu 21 % höheren verdauungsbedingten Methanemissionen und ebenso zu einem höheren Wirtschaftsdüngeranfall mit entsprechenden THG-Emissionen.

Bezieht man die THG-Emissionen auf 1 kg ECM, so liegen die Unterschiede zwischen den RG und EG-Werten in der gleichen Größenordnung wie oben, d.h. zwischen 1 und 7 % bzw. 14 % bei Betrieb 11_2009. Die RG-Werte sind – abgesehen von den Betrieben 10_2010 und 11_2010 – höher als die EG-Ergebnisse (Abbildung 5.10-2).

5.10.4 Schlussfolgerungen

Die mit dem Modell GAS-EM berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen betragen auf den sechs untersuchten Betrieben zwischen 3779 und 5060 kg CO₂ eq kg Kuh⁻¹ a⁻¹. Berücksichtigt man die Unsicherheit der in REPRO und GAS-EM verwendeten Emissionsfaktoren (20 % oder mehr; Rösemann et al., 2011; Ellis et al., 2007), sind jedoch -abgesehen vom niedrigeren Niveau von Betrieb 10 - keine Unterschiede in den tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe auszumachen. Möglicherweise werden empfindlichere Einzelbetriebsmodelle benötigt, um theoretisch erwartete Differenzen in den THG-Emissionen der unterschiedlichen Betriebe sichtbar zu machen (Bannink et al., 2011). Die produktbezogenen THG-Emissionen der sechs untersuchten Betriebe betragen zwischen 0,54 und 0,96 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹.

Im Vergleich mit den Landkreisdurchschnittswerten sind die tierplatzbezogenen THG-Emissionen von fünf der sechs Betriebe etwas niedriger als die Landkreismittelwerte, wobei die Abweichungen, abgesehen von Betrieb 10, nur gering sind.

Das Modell GAS-EM kann die THG-Emissionen der Milchviehhaltung auf Einzelbetriebsebene abbilden, wobei eine Verfeinerung der Methodik wünschenswert wäre, um einzelbetriebliche Unterschiede genauer erfassen zu können. Insbesondere im Bereich der Fütterung ergeben sich durch die an eine regionale bzw. nationale Betrachtungsebene angepasste Vorgehensweise teilweise große Abweichungen zu den realen Betriebsdaten. Eine Nutzung der auf einzelbetrieblicher Ebene vorhandenen Daten, beispielsweise zu Futtermengen, könnte die Wirklichkeit besser abbilden. Eine weitere Schwierigkeit für einzelbetriebliche Emissionsberechnungen mit GAS-EM ist der modulare Aufbau des Modells. Hierdurch können mittelbar auch zur Milchviehhaltung gehörende Betriebsbereiche wie Jungviehaufzucht und Futterproduktion sowie Emissionen aus der Vorkette (Zukaufskrafftter, Mineraldünger) kaum bei der Berechnung der betrieblichen THG-Emissionen der Milchviehhaltung berücksichtigt werden.

Beim Vergleich der THG-Emissionen, die im Rahmen einer Projektarbeit zur Weiterentwicklung der Abbildung der Milchviehhaltung im Betriebsbilanzierungsprogramm REPRO ermittelt wurden, mit den Ergebnissen von GAS-EM wird Folgendes deutlich: aus den unterschiedlichen Kalkulationsansätzen der Modelle ergeben sich z.T. deutlich differierende Annahmen zu Futtermengen und Krafftteranteil. Diese Differenzen spiegeln sich in den unterschiedlichen Ergebnissen der Berechnung der THG-Emissionen aus der Verdauung wider, wenngleich in einem verringerten Ausmaß. Ebenso ergeben sich daraus unterschiedliche kalkulatorische Wirtschaftsdüngermengen mit gekoppelten THG-Emissionen. Für eine realistische Berechnung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung ist deshalb eine möglichst wirklichkeitsgetreue detaillierte Berücksichtigung der Futterströme und -qualitäten unabdingbar. Beide Modelle können in dieser Hinsicht verbessert werden.

Es muss allerdings, trotz der zum Teil beachtlichen Differenzen zwischen den Ergebnissen beider Modelle, auch die Relation zu den gesamtbetrieblichen Emissionen beachtet werden. Obgleich die Methanemissionen aus der Verdauung den größten Einzelbeitrag zu den Gesamtemissionen der Milchviehhaltung leisten, haben auch die hier nicht betrachteten Emissionen aus der Nachzucht und im Zusammenhang mit der Futterproduktion einen wesentlichen Anteil an den Gesamtemissionen (siehe Frank et al., 2012). Zudem sind die Berechnungen der Methanemissionen aus der Verdauung und der THG-Emissionen aus Wirtschaftsdüngern mit großen Unsicherheiten behaftet (Kirchgessner et al., 1991; Amon et al., 2001, 2006; IPCC, 2006; Jentsch et al., 2007; Ellis et al., 2010).

Für eine wirklichkeitsnahe Abbildung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung sind verbesserte Modellansätze wünschenswert, die eine detaillierte Erfassung und Berücksichtigung der Futterströme und -qualitäten sowie - wenn möglich - Berechnungsansätze mit geringeren Unsicherheiten beinhalten.

Tabelle 5.10-5: Futtermengen der Jahresdurchschnittsration [kg TM Tier⁻¹ d⁻¹] in REPRO, laut EINGANGS-Daten und in GAS-EM daraus berechnete Mengen

Betrieb_Jahr	Kraffutter [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]				Raufutter [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]				Gesamtfuttermenge [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]				Krafftutteranteil [%]			
	REPRO	EINGANG	RG	EG	REPRO	EINGANG	RG	EG	REPRO	EINGANG	RG	EG	REPRO	EINGANG	RG	EG
	10_2009	0,2	0,7	4,4	0,2	15,1	14,2	10,6	13,6	15,2	14,9	14,9	13,8	1,1	4,9	29,3
10_2010	2,5	2,5	2,4	0,4	10,7	12,5	11,9	13,5	13,2	15,0	14,3	13,9	19,0	16,7	16,9	3,0
11_2009	0	1,1	0	1,1	17,2	17,2	18,6	14,0	17,2	18,3	18,6	15,1	0	5,8	0	7,1
11_2010	0,8	0,8	4,3	0,4	14,8	17,4	10,8	14,1	15,6	18,2	15,0	14,5	5,3	4,4	28,3	2,5
13_2009	3,0	2,8	10,3	2,9	18,6	19,4	8,2	13,5	21,6	22,2	18,5	16,4	14,0	12,5	55,6	17,8
13_2010	4,1	3,1	7,8	2,2	14,8	19,1	10,5	14,4	18,9	22,2	18,3	16,6	21,8	14,0	42,8	13,3
20_2009	4,6	6,1	8,3	5,0	14,3	14,5	9,6	12,7	18,8	20,6	17,9	17,7	24,2	29,5	46,3	28,4
20_2010	4,9	5,8	6,6	5,0	12,6	12,9	11,5	12,8	17,5	18,7	18,0	17,8	28,1	30,9	36,4	28,0
73_2009	5,9	5,7	7,5	4,6	12,4	14,1	11,1	13,9	18,3	19,8	18,6	18,5	32,0	28,7	40,5	24,9
73_2010		7,0		4,6		10,4		14,0		17,4		18,6		40,2		24,8
85_2009	5,0	5,4	7,6	5,1	14,5	14,2	11,0	12,7	19,5	19,6	18,6	18,0	25,6	27,5	40,7	28,4
85_2010		5,3		5,6		13,49		12,8		18,7		18,4		28,3		30,5

EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten

5.10.5 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. *Agr Ecosyst Environ* 112:153–162

Bannink A, van Schijndel MW, Dijkstra J (2011) A model of enteric fermentation in dairy cows to estimate methane emission for the Dutch National Inventory Report using the IPCC Tier 3 approach. *Anim Feed Sci Tech* 166-167:603-618

Beyer M, Jentsch W (2004) Rostocker Futterbewertungssystem: Kennzahlen des Futterwertes und Futterbedarfs auf der Basis von Nettoenergie. Dummerstorf: FBN, 392 p, ISBN 3-00-014757-8

Dämmgen U, Lüttich M, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2002) GAS-EM - ein Kalkulationsprogramm für Emissionen aus der Landwirtschaft. *Landbauforsch Volk* 52(1):19-42

Dämmgen U, Haenel HD, Rösemann C, Hutchings NJ, Brade W, Lebzien P (2009) Improved national calculation procedures to assess energy requirements, nitrogen and VS excretions of dairy cows in the German emission model GAS-EM. *Landbauforsch* 59:233-252

Deittert C, Müller-Lindenlauf M, Athmann M, Köpke U (2008) Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur. *BÖL-Bericht* 13567 [online]. Deutschland, zu finden in <http://forschung.oekolandbau.de> [zitiert am 09.12.2011]

DLG (1997) Futterwerttabellen Wiederkäuer: 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt (Main): DLG-Verlags-GmbH, 212 p, ISBN 3-7690-0547-3

Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *J Dairy Sci* 90:3456-3467

Ellis JL, Dijkstra J, Kebreab E, Bannink A, Odongo NE, McBride BW, France J (2008) Aspects of rumen microbiology central to mechanistic modelling of methane production in cattle. *J Agr Sci* 146:213-233

Ellis JL, Bannink A, France J, Kebreab E, Dijkstra J (2010) Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models. *Global Change Biol* 16:3246-3256

Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 79 (6):417-465

Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds.) *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, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, pp 130-234, ISBN 978 0521 88009-1

GfE (Ausschuss für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie) (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder 2001. Frankfurt/Main: DLG-Verlag, 136 p, ISBN 3-7690-0591-0

Haenel H-D (Hrsg.) (2010) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008. Landbauforsch SH 334

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag, 292 p, ISBN 978-3832214647

IPCC- Intergovernmental Panel on Climatic Change (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 3. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC WGI Technical Support Unit, Bracknell

IPCC- Intergovernmental Panel on Climatic Change (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use [online]. Schweiz, zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol.4.html>> [zitiert am 09.12.2011]

Iribarren D, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G (2011) Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Sci Total Environ* 409:1786-1798

Jentsch W, Schweigel M, Weissbach F, Scholze H, Pitroff W, Derno M (2007) Methane production in cattle calculated by the composition of the diet. *Arch Anim Nutr* 61 (1):10–19

Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforsch SH* 335:65-75

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

Kloweit E (2007) Die Systemebene Tierhaltung in dem Bilanzierungsmodell REPRO: Analyse und Bewertung der Energie- und Proteinversorgung von Milchkühen im Vergleich mit den Empfehlungen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie. Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renew Agr Food Syst* 23:38–52

Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modeling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agr Ecosyst Environ* 135:70–80

Menke KH, Steingäß H (1987) Schätzung des energetischen Futterwertes aus der *in vitro* mit Pansensaft bestimmten Gasbildung und der chemischen Analyse. II: Regressionsgleichungen. *Übersicht Tierernährung* 15:59–94

O'Mara FP (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim Feed Sci Tech* 166-167:7-15

Rösemann C, Haenel HD, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dieterle M, Osterburg B (2011) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2009. Landbauforsch SH 342

Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Iepema GL, de Boer IJM (2008) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agr Syst 96:95-107

Thomassen MA, Dolman MA, van Calker KJ, de Boer IJM (2009) Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. Ecol Econ 68:2278-2284

Umweltbundesamt (2011) National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990-2009 [online]. Deutschland, zu finden in <http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5888.php>, [zitiert am 02.02.2012]

van der Werf HMG, Kanyarushoki C, Corson MS (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. J Environ Manage 90:3643-3652

Vellinga TV, de Haan MHA, Schils RLM, Evers A, van den Pol-van Dasselaar A (2011) Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. Livest Sci 137:185-195

Yan MJ, Humphreys J, Holden NM (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. J Environ Manage 92:372-379