



**LfL**

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

# **Treibhausgas-Emissionen in bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben**

Verknüpfung von erhobenen Betriebsdaten,  
Modellen und Geodaten als Grundlage  
für die Bewertung von Treibhausgas-  
Vermeidungsoptionen



**Schriftenreihe**

**1**

**2017**

**ISSN 1611-4159**

## **Impressum**

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)  
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan  
Internet: [www.LfL.bayern.de](http://www.LfL.bayern.de)

Redaktion: Institut für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur  
Menzinger Straße 54, 80638 München  
E-Mail: [Agraroeconomie@LfL.bayern.de](mailto:Agraroeconomie@LfL.bayern.de)  
Telefon: 089 17800-111

1. Auflage: Februar 2017 (nur Internet)

© LfL



# **Treibhausgas-Emissionen in bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben**

Verknüpfung von erhobenen Betriebsdaten, Treibhausgas (THG)-Modellen  
und Geodaten als Grundlage für die ex ante Bewertung von THG-  
Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft (Vorstudie)

Projektförderung:

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

**Dr. Monika Zehetmeier<sup>1</sup>, Walter Zickgraf<sup>1</sup>  
Dr. Mathias Effenberger<sup>2</sup>, Bianca Zerhusen<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> LfL, Institut für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur

<sup>2</sup> LfL, Institut für Landtechnik und Tierhaltung



# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1</b>	<b>Zusammenfassung.....10</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung .....14</b>
<b>3</b>	<b>Problemstellung und Zielsetzung der Vorstudie .....17</b>
<b>4</b>	<b>Stand des Wissens und Konsequenzen für die Wahl der Methodik.....21</b>
4.1	Unsicherheit bei der Bilanzierung von THG-Emissionen.....21
4.2	THG-Rechner und ökonomische Kenngrößen .....21
4.3	Betrachtungsebenen bei der Identifikation von THG- Vermeidungsoptionen .....22
<b>5</b>	<b>Material und methodischer Aufbau .....23</b>
5.1	Auswahl der Datenquellen und Datengrundlage.....23
5.2	Partielle Ökobilanzierung und Verknüpfung mit ökonomischen Kenngrößen .....27
5.2.1	Auswertungsebenen, funktionelle Einheiten der THG-Emissionen und Umgang mit Nebenprodukten .....28
5.2.2	Systemgrenzen der THG-Bilanzierung .....32
5.3	Bilanzierung der THG-Emissionen .....32
5.3.1	THG-Emissionen der Tierhaltung und des Wirtschaftsdüngermanagements in Stall und Lager.....36
5.3.2	THG-Emissionen von zugekauften Futtermitteln .....37
5.3.3	THG-Emissionen aus dem Pflanzenbau und bodenbürtige Emissionen .....38
5.3.4	Exkurs: Humusbilanz und verbundene THG-Emissionen aus Humusaufbau und -abbau.....40
5.3.5	Gesamtbetriebliche THG-Emissionen aus der Nutzung von Energieträgern .....41
5.3.6	Flächeneffizienz (Grünland, Acker, selbst erzeugte und zugekaufte Futtermittel).....41
5.4	Umsetzung in Software-Anwendungen .....41
5.5	Auswertungsmethodik.....42
<b>6</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion: THG-Emissionen und ökonomische Kennzahlen .....44</b>
6.1	Charakteristik der analysierten Milchviehbetriebe .....44
6.2	Auswertungen auf Betriebsebene .....46
6.3	Auswertungen auf Produktebene .....52
6.4	Auswertungen auf Flächenebene .....63
6.5	Unsicherheit der Input-Parameter des THG-Modells und Verbesserungsansätze zur Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen.....69

<b>7</b>	<b>Wissensaustausch, nationale und internationale Zusammenarbeit .....</b>	<b>72</b>
<b>8</b>	<b>Schlussfolgerungen und Ausblick .....</b>	<b>73</b>
<b>9</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>76</b>
<b>10</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>82</b>

## Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Entwicklung der THG-Emissionen in Deutschland in Abgrenzung der Sektoren des Aktionsprogramms Klimaschutz 2020 .....	14
Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Anteil einer Variablen an den Gesamtemissionen eines Betriebs und der Variabilität zwischen den Betrieben .....	19
Abb. 3: Schematische Darstellung der vier Phasen der Ökobilanzierung (1. bis 4.) .....	27
Abb. 4: Darstellung der Produktion von potentiell Rindfleisch am Beispiel einer Milchkuh der Leistungsklasse 6.000 kg Milch pro Kuh und Jahr.....	30
Abb. 5: Schematische Darstellung des Multi-Skalen-Modells zur Bilanzierung der THG-Emissionen von landwirtschaftlichen Betrieben .....	33
Abb. 6: Variabilität der N <sub>2</sub> O-Emissionsfaktoren (%) auf bewirtschafteten Ackerflächen beispielhafter Betriebe auf Grund von Boden-, Relief- und Klimaeinflüssen.....	39
Abb. 7: Softwaretechnische Umsetzung des Multi-Skalen-Modells .....	42
Abb. 8: Beispielhafte Darstellung eines Boxplots mit Whiskern und Ausreißer.....	43
Abb. 9: Verteilung aller Flächen der analysierten Betriebe in Bayern für das Jahr 2013 (N=102) .....	46
Abb. 10: THG-Emissionen pro Betrieb inkl. Gutschriften (G) und Belastungen (B) für alle bilanzierten Betriebe im Jahr 2013 .....	48
Abb. 11: THG-Emissionen pro Betrieb in Abhängigkeit der Anzahl der Milchkühe.....	49
Abb. 12: THG-Emissionen in Abhängigkeit des Gewinns und der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Ackerfläche und Grünlandfläche) pro Betrieb.....	50
Abb. 13: THG-Emissionen pro Landwirtschaftlich (Landw.) genutzte Fläche in Abhängigkeit der Rinder-Großvieheinheiten (GV) pro Landw. genutzte Fläche .....	50
Abb. 14: Gewinn pro ha Anbaufläche in Abhängigkeit der Großvieheinheiten (GV) pro ha Landwirtschaftlich (Landw.) genutzter Fläche .....	51
Abb. 15: THG-Emissionen pro kg ECM (Energie korrigierte Milch) gesamt und aufgeteilt nach den wichtigsten THG-Emissionsquellen .....	52
Abb. 16: CH <sub>4</sub> -Emissionen der Verdauung der Milchkühe in Abhängigkeit der Futteraufnahmeeffizienz.....	53
Abb. 17: THG-Emissionen pro kg ECM (Energie korrigierte Milch) in Abhängigkeit der Milchleistung pro Kuh.....	54
Abb. 18: THG-Emissionen pro kg Milch in Abhängigkeit der Lebensstagsleistung pro Kuh.....	55
Abb. 19: Anteil ausgewählter Variablen an erklärter Varianz (R <sup>2</sup> =70,8 %) der THG-Emissionen pro kg Milch.....	56
Abb. 20: Potentieller Rindfleischanfall pro kg Energie korrigierte Milch (ECM) .....	57
Abb. 21: THG-Emissionen pro kg Energie korrigierte Milch (ECM) mit und ohne Bewertung unterschiedlicher Rindfleischmengen der bilanzierten Milchproduktionsverfahren .....	58
Abb. 22: Zusammenhang zwischen THG-Emissionen pro kg Milch und Gewinn pro kg Milch .....	59
Abb. 23: Gewinn pro kg Milch abzüglich einer hypothetischen CO <sub>2</sub> -Abgabe (20 €/Tonne CO <sub>2</sub> -Äq) in Abhängigkeit der Milchleistung.....	60

Abb. 24: THG-Emissionen je t TM W-Weizen, Vergleich oberes/unteres ¼ der Betriebe .....	62
Abb. 25: THG-Emissionen je t TM W-Weizen - ¼-Vergleich und Einflussfaktoren .....	62
Abb. 26: Verteilung der organischen Kohlenstoffgehalte im Boden („Soil Organic Carbon“ - SOC) in Deutschland sowie mittlere Differenz des SOC zwischen Grünland- und Ackerflächen .....	64
Abb. 27: Zusammensetzung und Umfang des Ackerflächen-(AF) und Grünlandbedarfs (GL) pro kg Milch der bilanzierten Milchviehbetriebe für selbst erzeugtes und zugekauftes Futter .....	65
Abb. 28: Flächenbezogene THG-Bilanz für ausgewählte Verfahren zur Futtermittelproduktion .....	66
Abb. 29: Median der spezifischen THG-Emissionen der ausgewählten Kulturpflanzen zur Futtermittelerzeugung mit und ohne Berücksichtigung von Gutschriften und Belastungen .....	67
Abb. 30: Flächenbezogene CO <sub>2</sub> -Äq-Emissionen der Grassilageerzeugung in 96 ausgewerteten Betrieben für das Jahr 2013 .....	69



## Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: THG-Emissionen in der deutschen Agrarwirtschaft in Millionen Tonnen CO <sub>2</sub> -Äquivalenten.....	15
Tab. 2: Klassifizierung unterschiedlicher THG-Vermeidungsoptionen.....	18
Tab. 3: Anzahl der bilanzierten Beratungsbetriebe .....	24
Tab. 4: Betriebsanzahl und zugehörige Zeitreihen, die für die Bilanzierung zur Verfügung stehen .....	24
Tab. 5: Datenquellen des Multi-Skalen-Modells zur Analyse der THG-Emissionen und Wirtschaftlichkeit bayerischer Betriebe .....	26
Tab. 6: Auswertungs- und Bezugsebenen (funktionelle Einheit) der bilanzierten THG-Emissionen.....	29
Tab. 7: Schlachtgewicht von Altkühen, Bullen-, Kälber- und Färsenmastverfahren .....	31
Tab. 8: Übersicht über die in der Vorstudie berücksichtigten THG-Quellen und Literaturgrundlage der Emissionsberechnung bzw. THG-Emissionsfaktoren .....	34
Tab. 9: Kennzahlen der Milchviehbetriebe, für welche die Bilanzierung der THG-Emissionen erfolgte.....	45
Tab. 10: Anteile der wichtigsten Emissionsquellen an den gesamten betrieblichen THG-Emissionen für 98 Milchviehbetriebe.....	47
Tab. 11: Vergleich THG-relevanter Parameter zwischen oberem und unterem Viertel der Betriebe, geschichtet nach THG-Emissionen je kg Milch für das Jahr 2013 .....	61
Tab. 12: Mittelwerte der THG-Emissionsquellen ausgewählter Verfahren zur Futtermittelproduktion in kg CO <sub>2</sub> -Äq/ha.....	68
Tab. 13: Qualitative Bewertung der Input-Parameter des Multi-Skalen-Modells in Bezug auf Datenunsicherheit, Sensitivität und Rolle.....	71

# 1 Zusammenfassung

## Einleitung

Die Bundesregierung hat sich zum Ziel gesetzt, die nationalen Treibhausgas (THG)-Emissionen bis zum Jahr 2020 gegenüber 1990 um 40 % zu reduzieren. Die Landwirtschaft trägt mit einem Anteil von ca. 8 bis 13 % (je nach Zuordnungsgrundlage) zu den Gesamtemissionen in Deutschland bei. In Zukunft werden verstärkt Maßnahmen zur THG-Minderung im Sektor Landwirtschaft gefordert werden, um die Klimaschutzziele zu erreichen. Die Reduktion der THG-Emissionen in der Landwirtschaft stellt jedoch eine besondere Herausforderung dar. Sie ist meist mit einer Veränderung der Produktions- und Wirtschaftsweisen verbunden und kann limitierend auf das Produktionsniveau wirken.

Deshalb besteht die Notwendigkeit, die THG-Emissionsquellen der landwirtschaftlichen Betriebs- und Produktionssysteme möglichst praxisnah abzubilden, die Einflussfaktoren zu identifizieren und die Nebenwirkungen von Vermeidungsoptionen aufzudecken. Nur so wird es möglich sein, das THG-Vermeidungspotential landwirtschaftlicher Betriebe zu bewerten, einzuordnen und mit möglichst geringen negativen Auswirkungen auf Nahrungsmittelproduktion und andere landwirtschaftliche Leistungen auszuschöpfen.

## Methodisches Vorgehen

Die Besonderheit der vorliegenden Studie besteht darin, dass verschiedene Ebenen bei der Suche nach THG-Vermeidungsoptionen betrachtet werden („Multi-Skalen-Modell“): Betrieb, Produkt bzw. Produktionsverfahren und Fläche.

**(1) Betriebsebene:** Aus ökonomischer Sicht ist dies die wichtigste Betrachtungsebene für den Landwirt. Eine detaillierte Analyse des gesamten Betriebssystems und der Emissionsquellen ermöglicht es, Hot-Spots zu identifizieren und Ansatzpunkte zur THG-Vermeidung für den einzelnen Betrieb aufzuzeigen. Ziel ist es, in Zukunft für den Berater oder Landwirt ein Werkzeug zur Verfügung zu haben, mit dem betriebsindividuell die Optionen zur THG-Vermeidung bewertet werden können.

**(2) Produktebene bzw. Produktionsverfahren:** Die Aufteilung der THG-Emissionen des Gesamtbetriebs auf einzelne Produkte und Produktionsverfahren ist bedeutsam, um Vergleiche zwischen Betrieben herstellen zu können. Durch den Vergleich mit anderen Landwirten ist eine Einschätzung hinsichtlich der eigenen Effizienz möglich und es können weitere Verbesserungsmöglichkeiten identifiziert werden („vom Nachbarn lernen“). Des Weiteren ist die Betrachtung auf Produktebene wichtig, um mögliche Verschiebeeffekte („Leakage“) von THG-Vermeidungsoptionen zu identifizieren. Dies ist immer dann zu berücksichtigen, wenn eine Vermeidungsoption mit einem Rückgang der Produktion eines Lebensmittels auf dem Betrieb verbunden ist (z. B. extensivere Bewirtschaftung der Fläche) und die dann fehlenden Produkte anderweitig erzeugt werden müssen. Diese Betrachtungsebene bringt jedoch auch methodische Herausforderungen mit sich. Als Beispiel sei das Produktionsverfahren Milchviehhaltung mit Nachzucht genannt. Die Abgrenzung der THG-Emissionen zwischen dem Hauptprodukt Milch und den Koppelprodukten Rindfleisch aus Altkuhabgängen und Kälbern für die Mast ist nicht direkt möglich. In der Vorstudie wurde daher eine Methode verwendet, die die maximale „potentielle Rindfleischproduktion“ als Kennwert für das Produktionsverfahren „Milchkuh mit Nachzucht“ in die Betrachtungen miteinbezieht.

**(3) Flächenebene:** Die Art der Flächennutzung spielt bei der Betrachtung der THG-Emissionen eine zweifache Rolle: Zum einen entstehen bei der Bewirtschaftung von Flächen zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion THG-Emissionen, zum anderen kann die Fläche als Senke für CO<sub>2</sub> dienen. Dauergrünland ist beispielsweise ein wichtiger Speicher von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz, während Ackerböden durchschnittlich weniger Kohlenstoff binden.

Die vorliegende Studie fokussiert auf die THG-Bilanzierung für Milchviehbetriebe und die entsprechenden Produktionsverfahren (Milchvieh plus Nachzucht, Färsenaufzucht, Kälberaufzucht). Milchvieh haltende Betriebe eignen sich besonders für die Analyse von THG-Vermeidungsoptionen, da sie sowohl die Rinderhaltung mit den mengenmäßig bedeutsamen Methan (CH<sub>4</sub>)-Emissionen als auch den Futterbau beinhalten. Zudem liegt der Anteil der Milchvieh haltenden Betriebe in Bayern bei ca. 41 % (36.615 Betriebe im Jahr 2013) und spielt somit eine zentrale Rolle in der Wertschöpfung der bayerischen Landwirtschaft. Insgesamt wurden anonymisiert 323 Milchviehbetriebe verteilt über die Jahre 2011 bis 2013 auf Betriebs- und Produktebene bilanziert. Die Datengrundlage dafür wurde aus der Betriebsdatenbank des LfL-IBA entnommen. Auf diese Weise konnten auch Zusammenhänge zwischen ökonomischen Kenngrößen und THG-Emissionen ausgewertet werden.

Für die Bilanzierung der THG-Emissionen wurde die am LfL-ILT entwickelte Datenbank LIOBA (Landwirtschaftliches Inventar für Oekobilanzen in Bayern) verwendet, die eine Abschätzung flächenspezifischer Lachgas (N<sub>2</sub>O)-Emissionen und eine Verknüpfung mit Geofachdaten ermöglicht. Dies bedeutet einen weiteren Fortschritt in der Bilanzierung durch die Berücksichtigung standort- und betriebsspezifischer THG-Emissionen. Daneben wurden in das Multi-Skalen-Modell verschiedene Berechnungsansätze auf nationaler und internationaler Ebene integriert und soweit möglich an bayerische Verhältnisse angepasst.

### **Ergebnisse und Diskussion**

Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse erfolgt anhand der Auswertungen von 98 Milchviehbetrieben für das Jahr 2013. Die entsprechenden Auswertungen für die Jahre 2011 und 2012 sind vorhanden und können von den Autoren angefordert werden.

Der größte Anteil der THG-Emissionen auf **Betriebsebene** in Höhe von 37 % stammt aus der Verdauung der Rinder. Der Anteil der Futtermittelproduktion auf dem Betrieb beträgt im Mittel 25 % und weist die größte Spannweite zwischen den Betrieben auf (9 % - 48 %). Die Gründe für die Variabilität liegen vor allem in der variierenden Gesamtmenge selbst erzeugter Futtermittel, variierenden Futtermittelrationen, unterschiedlichem Input von mineralischen und organischen Düngemitteln sowie unterschiedlichen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren der Anbauflächen. Die Hebel zur Vermeidung von THG-Emissionen auf Betriebsebene variieren sehr stark. Je nach Betriebsgröße und Anteil der Rinderhaltung kann beispielsweise der Einsatz von Biogasanlagen zur Güllefermentierung zu einer Reduktion der Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung beitragen und somit die Gesamtbetrieblichen Emissionen um 4 bis 10 % reduzieren.

Die Anzahl der Rinder in Großvieheinheiten (GV) pro ha bewirtschafteter Fläche hat den größten Einfluss auf die THG-Emissionen des Gesamtbetriebs. Innerhalb der bilanzierten Betriebe führt eine Reduktion der Rinder GV pro ha aber auch zu einem Rückgang des Gewinns pro ha. Die THG-Vermeidungskosten einer Reduktion des Rinderbesatzes liegen bei 117 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq. Eine Reduktion der Tierproduktion auf Betriebsebene führt jedoch auch zu einem Rückgang der Milchproduktion. Hingegen zeigen die Auswertungen

auf Produktebene auf, welche THG-Vermeidungsoptionen bei konstanter Milchproduktion möglich sind.

Insgesamt zeigt sich eine hohe Schwankungsbreite der **THG-Emissionen pro kg Milch** in einem Bereich von 0,8 bis 1,5 kg CO<sub>2</sub>-Äq (ohne Berücksichtigung von Ausreißern). Die CH<sub>4</sub>-Emission der Verdauung der Rinder hat hieran im Mittel den größten Anteil (44 %). Die Streuung der THG-Emissionen je kg Milch erklärt sich vor allem durch Unterschiede in produktionstechnischen Leistungsparametern (Milchleistung, Remontierung) und Effizienzparametern (Futtermehraufnahmeeffizienz, Effizienz der mineralischen und organischen N-Düngung) sowie unterschiedlichen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren auf den Standorten, bedingt durch Klima und Bodenart. Auf letztere hat der Landwirt keinen Einfluss. An Standorten mit hohen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren sind als wesentliche Ansatzpunkte zur Vermeidung von THG-Emissionen aber der besonders verlustarme Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln sowie eine generelle Reduktion des N-Einsatzes in Betracht zu ziehen. Die Bedeutung der Leistungs- und Effizienzparameter bei der Vermeidung von THG-Emissionen verdeutlicht, dass betriebsindividuelle Beratungsansätze eine wichtige Rolle bei der Vermeidung von THG-Emissionen spielen.

Die Rolle der Milchleistung bei der Vermeidung von THG-Emissionen pro kg Milch ist gesondert zu betrachten. Innerhalb der bilanzierten Betriebe führt ein Anstieg der Milchleistung zu einer tendenziellen Reduktion der THG-Emissionen pro kg Milch. Dies führt jedoch auch zu einem verringerten Anfall des Koppelprodukts Rindfleisch pro kg Milch und damit zu einer möglichen Verschiebung der THG-Emissionen in den Bereich der Rindfleischproduktion. In Summe kann somit die Erhöhung der Milchleistung sogar zu einem Anstieg der THG-Emissionen führen.

Die Bewertung und Betrachtung von Verschiebeeffekten sind für den Landwirt weniger bedeutend, da diese oft außerhalb der Systemgrenze seines Betriebes liegen. Für die Politikberatung ist das Aufzeigen von Verschiebeeffekten und Nebenwirkungen für die vergleichende Abwägung unterschiedlicher THG-Vermeidungsoptionen jedoch von zentraler Bedeutung.

### **Ausblick**

In der Vorstudie wurde ein „Multi-Skalen-Modell“ zur Bilanzierung von THG-Emissionen erstellt und am Beispiel von Milchviehbetrieben angewandt. Die Vorarbeiten und Erkenntnisse sind richtungsweisend für die derzeit laufende Hauptstudie.

Die Auswertungen auf Betriebsebene sowie der Vergleich der Betriebe auf Ebene des Produktionsverfahrens „Milchkuh plus Nachzucht“ weisen auf erhebliche einzelbetriebliche THG-Vermeidungspotentiale hin. Um diese auszuschöpfen, ist es notwendig, Landwirten und Beratern das Wissen zur Verfügung zu stellen und den Vergleich mit ähnlichen Betrieben zu ermöglichen um betriebliche Maßnahmen zu identifizieren.

Eine Verknüpfung mit ökonomischen Kennzahlen sowie die Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung von THG-Emissionen sind notwendig, um kosteneffiziente Maßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen zu identifizieren.

Erste Indikatoren zur Erklärung der Varianz von THG-Emissionen in der Milchviehhaltung wurden in der Vorstudie identifiziert. In der folgenden Hauptstudie werden kennzeichnende Vermeidungspotenziale und -kosten simuliert und analysiert. Neben einer Konkretisierung von Maßnahmen im Bereich der Leistungs- und Effizienzparameter werden hierbei auch technische Maßnahmen (Stichwort „Best Verfügbare Technik“ - BVT)

zur Vermeidung von THG-Emissionen betrachtet. Diese können insbesondere im Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements (Lagerung, Fermentierung, Separierung, Ausbringung) sowie der N-Düngung (Precision Farming u. ä.) angewandt werden. Des Weiteren wurden bisher nur Milchviehbetriebe mit Ganzjahressilage und Stallhaltung betrachtet. Auch die Bewertung alternativer Produktionsverfahren in der Tierhaltung - z. B. Weidhaltung – oder im Pflanzenbau – z. B. der Anbau von Leguminosen und deren Nebenwirkungen – werden in der Hauptstudie analysiert. Zudem ist es Ziel der Hauptstudie, die Modellierungen und Untersuchungen auf weitere Betriebssysteme auszuweiten.

Neben der Bewertung von etablierten Betriebs- und Produktionssystemen sowie dem Einsatz von BVT soll die Identifizierung von sogenannten „Leuchtturmbetrieben“ in der Hauptstudie dazu beitragen, klimaschonende Systeme und Verfahren aus der Praxis aufzuspüren und zu kommunizieren. Die Leuchtturmbetriebe sind darüber hinaus ein wichtiges Bindeglied in die Praxis, um einen partizipativen Erfahrungsaustausch zwischen Landwirt und Wissenschaftler zu ermöglichen und Veranstaltungen um das Thema „Klimaschutz in der Landwirtschaft“ zu lancieren.

Aus Diskussionen mit Landwirten und Beratern im Verlauf der Vorstudie wurde deutlich, dass die Kommunikation der Thematik Klimaschutz eine besondere Herausforderung darstellt. Häufig stößt dieses Thema in der Praxis auf Widerstand. Während andere Umweltindikatoren bereits in Regelwerken und Auflagen in der Praxis verankert sind, ist der Klimaschutz derzeit vor allem noch ein Thema der politischen Diskussion. Hier gilt es in Zukunft gemeinsam mit der Praxis und der Politik Wege zu finden, um das Interesse und die Bereitschaft der Landwirte zur Mitwirkung beim Klimaschutz zu stärken und z. B. durch die Förderung von Klimaschutzmaßnahmen in Umweltprogrammen entsprechende Anreize zu schaffen.

Der Weg in Richtung Expertenmodell auf Betriebsebene, die Sensibilisierung für das Thema Klimaschutz, der Erfahrungsaustausch mit Landwirten und Beratern sowie die Verknüpfung mit ökonomischen Modellen soll in der Hauptstudie weiterverfolgt werden.

## 2 Einleitung

Die Landwirtschaft soll verlässlich hochwertige Lebensmittel produzieren. Sie wird dabei künftig immer weniger klima- und umweltbelastende Stoffe freisetzen dürfen. Internationale Abkommen zum Klimaschutz verpflichten auch Deutschland dazu, die Treibhausgas (THG)-Emissionen zu senken. Ziel der Bundesregierung ist es, die THG-Emissionen bis zum Jahr 2020 gegenüber 1990 um mindestens 40 % zu reduzieren (UBA, 2013). Für die Landwirtschaft formuliert der Klimaschutzplan der Deutschen Bundesregierung bis 2030 ein THG-Minderungsziel von 31 bis 34 % gegenüber 1990, entsprechend -15 bis -19 % gegenüber 2014 (BMUB, 2016). Der Anteil des Sektors Landwirtschaft an den Gesamtemissionen in Deutschland lag im Jahr 2014 gemäß Berechnungen des Umweltbundesamtes bei 7,4 % (72 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalente (Äq)/Jahr) (Abb. 1). Bei der Emission der THG Methan (CH<sub>4</sub>) (58 %) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) (79 %) ist die Landwirtschaft Hauptemittent (UBA, 2016).

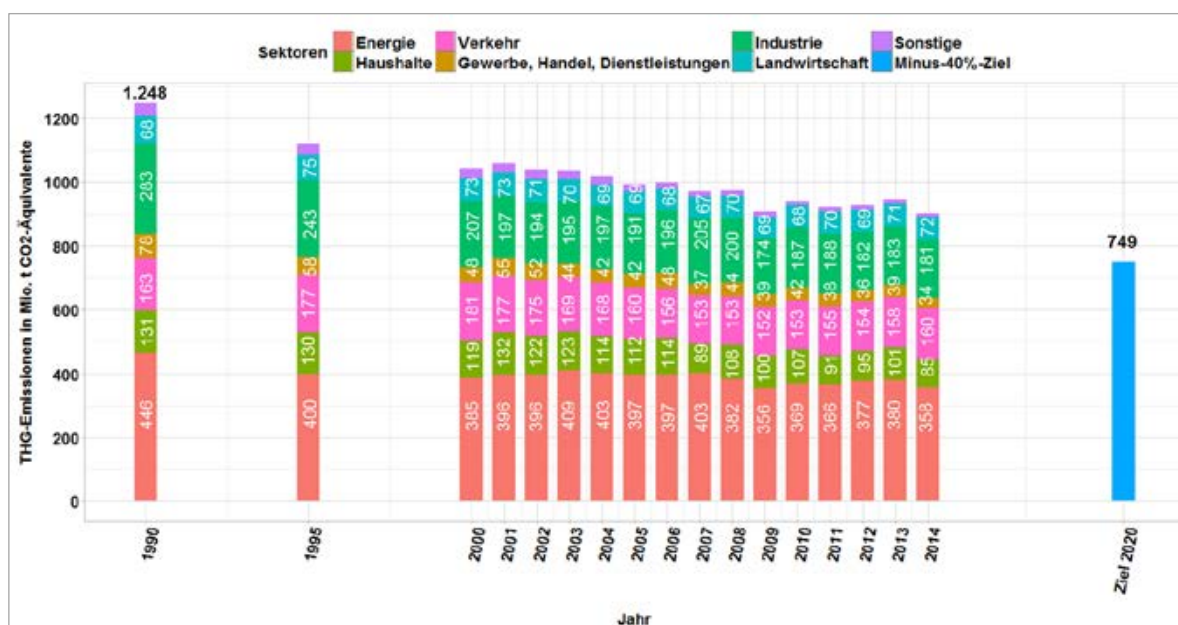


Abb. 1: Entwicklung der THG-Emissionen in Deutschland in Abgrenzung der Sektoren des Aktionsprogramms Klimaschutz 2020

Quelle: BMUB (2015)

Einen Gesamtüberblick über die THG-Emissionsquellen, die der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland zuzuordnen sind (inklusive Energiebereitstellung und Landnutzung/Landnutzungsänderung), liefert Tab. 1. Zu den wichtigsten THG-Quellen innerhalb der Landwirtschaft zählen der Verdauungstrakt von Rindern (CH<sub>4</sub>-Emissionen), der Stickstoff (N)-Eintrag in landwirtschaftliche Böden (N<sub>2</sub>O-Emissionen) sowie die Freisetzung von organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden als CO<sub>2</sub> (v. a. durch Landnutzungsänderung und Bewirtschaftung von Moorflächen).

Tab. 1: THG-Emissionen in der deutschen Agrarwirtschaft in Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten

Emissionsquellen	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	insgesamt
Verdauung		24,9		24,9
Wirtschaftsdüngermanagement		6,2	3,9	10,1
Landwirtschaftliche Böden (N <sub>2</sub> O-Emissionen aus N-Eintrag)			26,5	26,5
UREA Düngung	0,7			0,7
Emissionen aus Kalkung	2,2			2,2
Andere	1,6			1,6
<b>A Summe Landwirtschaft (nach Emissionsinventar)</b>				<b>66,0</b>
Landnutzung/Landnutzungswandel: Ackerland <sup>1)</sup>	14,2	0,2	0,3	14,7
Landnutzung/Landnutzungswandel: Grünland <sup>2)</sup>	22,2	0,5	0,1	22,8
davon Emissionen aus Moornutzung <sup>3)</sup>				33,8
Direkter Energieverbrauch (Land- und Forstwirtschaft, Fischerei)	6,3	0,03	0,03	6,4
<b>B Summe Landwirtschaft inkl. Landnutzung/ Landnutzungsänderung sowie Energieverbrauch</b>				<b>109,9</b>
Landnutzung/Landnutzungswandel: Forst	-58,0		0,1	-57,9

Quellen: [BMELV \(2016\)](#), [UBA \(2016\)](#) <sup>1)</sup> Emissionen, die aus der Umwandlung von Wald oder Grünland in Ackerland sowie bei der Bewirtschaftung von Ackerland entstehen. <sup>2)</sup> Emissionen, die aus der Umwandlung von Wald in Grünland sowie der Bewirtschaftung von Grünland entstehen. <sup>3)</sup> Moorflächen, die als Acker- oder Grünland genutzt werden. Differenz zur Gesamtsumme aus Landnutzung/Landnutzungsänderung: Sonstige Landnutzungsänderung außer Bewirtschaftung ehemaliger Moorflächen (z. B. Umwandlung von Grünland zu Ackerflächen)

In Bayern wurden die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (ohne Berücksichtigung der Emissionen aus Landnutzung/Landnutzungsänderung) im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung der Länder im Jahr 2010 auf 16,1 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq geschätzt. Dies entspricht ca. 17,4 % der gesamten THG-Emissionen in Bayern ([AK UGRdL, 2013](#)).

Die gemeinsame Agrarpolitik (GAP) in Europa wird zunehmend an den Erwartungen der Gesellschaft ausgerichtet. Die Agrarpolitik soll einen größeren Beitrag zur Förderung eines intelligenten, nachhaltigen und integrativen Wachstums leisten, indem sie Antworten auf neue Herausforderungen in Bezug auf Umwelt, Klima und Technologie liefert. Es stellt sich die Frage, welche Instrumente die Agrarpolitik von morgen benötigt, um einerseits der Herausforderung Klimaschutz zu begegnen und andererseits die Primärfunktion der Landwirtschaft, die Erzeugung von Lebensmitteln und Agrarrohstoffen in der erforderlichen Menge und Qualität, nicht zu gefährden.

Die Entwicklung und Einschätzung von Klimaschutz-Instrumenten (z. B. Anreizmechanismen, Regeln, Programme) ist daher eine zentrale Herausforderung für Politik und Wissenschaft. Ressourceneffizienz, Produktivität und Klimaschutz müssen gemeinsam berücksichtigt werden, um eine kosteneffektive und anhaltende Vermeidung von THG-Emissionen in der Landwirtschaft zu ermöglichen ([Fuentes, 2013](#)). Dabei gilt es zunächst, THG-arme Produktionsmethoden sowie deren Bestimmungsgründe zu identifizieren.

Den praktizierenden Landwirt interessiert vor allem, welche Klimaschutzmaßnahmen in seinem betrieblichen Kontext möglich sind und wie sich eine Änderung hin zu klimaschonenderen Produktionsmethoden auf sein Betriebsergebnis auswirkt. Neben der Mo-

dellierung der THG-Emissionen auf Betriebsebene ist daher die ökonomische Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen von zentraler Bedeutung.

Aus politischer Sicht entstehen weitere Fragestellungen, beispielsweise welche Barrieren für die Implementierung klimaschonender Maßnahmen in unterschiedlichen Betriebssystemen existieren. Dazu zählen sowohl sozio-ökonomische (Kosten, Preise, Märkte, Wissenstransfer etc.) als auch räumliche und klimatische Rahmenbedingungen (Bodenbeschaffenheit, Klima etc.). Zudem gilt es aufzuzeigen, welche Minderungsmaßnahmen mit möglichen Verlagerungseffekten (Verlagerung von THG-Emissionen in andere Produktionszweige, Länder oder entlang der Wertschöpfungskette) verbunden sind. Schließlich gilt es festzustellen, welche politischen Instrumente zur Vermeidung von THG-Emissionen eingesetzt werden können (Maßnahmen orientiert versus emissionsbasiert).

Antworten auf diese Fragestellungen zu finden, ist das Ziel eines vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten Forschungsvorhabens, das vom LfL-Institut für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur gemeinsam mit dem LfL-Institut für Landtechnik und Tierhaltung durchgeführt wird. Das Vorhaben ist unterteilt in eine Vorstudie und eine darauf aufbauende Hauptstudie.

Die hier vorliegende **Vorstudie** beschäftigt sich mit der Bilanzierung und Analyse der vielfältigen Quellen klimawirksamer Emissionen sowie deren Variabilität auf landwirtschaftlichen Betrieben in Bayern. Dies ist ein erster Schritt auf dem Weg zur Entwicklung von nachhaltigen und kosteneffektiven THG-Vermeidungsoptionen.



### 3 Problemstellung und Zielsetzung der Vorstudie

#### Problemstellung

Die verschiedenen THG-Emissionsquellen aus der Landwirtschaft sowie die Möglichkeiten zu deren Verringerung sind Gegenstand intensiver Forschung. Bisher wurden hinsichtlich der THG-Bilanz landwirtschaftlicher Betriebe hauptsächlich Einzelstudien („typische Produktionsverfahren“) durchgeführt ([O'Brien et al., 2012](#); [de Vries et al., 2011](#)), davon nur wenige in Bayern ([Zehetmeier et al., 2012, 2014](#)). THG-Bilanzen von Agrarprodukten wurden bisher vor allem für mittlere Produktionsbedingungen mit Hilfe von Normdaten oder an Hand exakter Messungen an Versuchsstationen berechnet ([O'Brien et al., 2012](#); [de Vries et al., 2011](#); [Zehetmeier et al., 2012](#)).

Einzelstudien sind aufgrund der vielfältigen Produktionsbedingungen und Ausrichtungen landwirtschaftlicher Betriebe kaum übertragbar. Zudem treten durch die Einflüsse von Boden und Klima erhebliche regionale und zeitliche Unterschiede in der Klimawirkung auf. Erste Arbeiten, welche Geodaten zur Beschreibung der bodenbürtigen N<sub>2</sub>O-Emissionen verwenden, zeigen die erhebliche, regionale Variabilität im Bereich der THG-Emissionen auf ([Schraml und Effenberger, 2013](#)).

Eine besondere Problematik besteht des Weiteren darin, dass bei der Formulierung von THG-Vermeidungsoptionen eine vielschichtige Betrachtung in den meisten Studien unterbleibt. So werden einzelne, ausgewählte Aspekte genauer betrachtet, aber eine Berücksichtigung der komplexen Zusammenhänge bleibt aus. Dieser begrenzte disziplinäre Rahmen hat zur Folge, dass Verlagerungseffekte („Leakage“, vor allem im Bereich der Landnutzungsänderung) ([Goglio et al., 2015](#)) und weitere Nebenwirkungen nicht angemessen berücksichtigt werden. Die mit dieser isolierten Betrachtung verbundene Problematik soll anhand eines Beispiels erläutert werden: Aus der Sicht der Tierzucht und Tierernährung reduziert eine Milchleistungssteigerung die THG-Emissionen je kg Milch. Es fallen jedoch bezogen auf die Milchmenge weniger Kälber an, die zudem weniger masttauglich sind (Milchrasse statt Zweinutzungsrasse). Wird das fehlende Rindfleisch anderweitig erzeugt, entstehen zusätzliche THG-Emissionen, die den Minderungseffekt überkompensieren können. Höhere Milchleistung erfordert höhere Kraftfuttergaben und weniger Raufutter, was dem Ziel des Erhalts von Dauergrünland als Kohlenstoffsенke entgegensteht sowie die Konkurrenz zur menschlichen Ernährung erhöht ([Zehetmeier et al., 2012](#)). Weitere Klimateffekte entstehen z. B. durch zunehmende N-Überschüsse aufgrund des Imports von Nährstoffen über den höheren Kraftfuttereinsatz.

Somit ist die **Identifizierung von geeigneten THG-Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft** vor allem aus zwei Gründen eine besondere wissenschaftliche Herausforderung: (1) die bio-physikalischen Zusammenhänge der landwirtschaftlichen Produktion sind komplex, wodurch die THG-Emissionen in starkem Maße vom Standort und Betriebsmanagement abhängig sind; (2) die Vermeidung von THG-Emissionen auf Betriebs- und Flächenebene kann zu Verlagerungen der THG-Emissionen in andere Betriebszweige und Wertschöpfungsketten führen.

#### Zielsetzung

Das Forschungsvorhaben ist in eine Vor- und Hauptstudie unterteilt. Die übergreifende Zielsetzung beider Studien besteht darin, THG-Vermeidungsoptionen landwirtschaftlicher Betriebe in Bayern zu identifizieren, zu bewerten und Strategien für deren Umsetzung zu

entwickeln. In den Vorüberlegungen der Studie erfolgte daher zunächst eine Klassifizierung von THG-Vermeidungsoptionen (Tab. 2). Die zeitliche Bearbeitung wurde dabei aufgeteilt auf die Vor- und Hauptstudie.

Tab. 2: Klassifizierung unterschiedlicher THG-Vermeidungsoptionen

Nummerierung	THG-Vermeidungsoption	Methode zur Auswertung	Vorstudie/ Hauptstudie
(1)	Ursachen der Variabilität zwischen Betrieben und Produktionsverfahren identifizieren, charakterisieren und bewerten	Dominanzanalyse; Korrelation zwischen THG-Emissionen und ökonomischen Kenngrößen	Vorstudie
(2)	Bewertung der Veränderung von Betriebssystemen/Produktionsverfahren	Simulation	Hauptstudie
(3)	Bewertung von Technikeinsatz	Simulation, Verknüpfung mit bestehenden Anwendungen (z. B. THG-Rechner Biogas)	Hauptstudie

Durch eine Analyse der Höhe und Variabilität der THG-Emissionen vergleichbarer Betriebssysteme, Produktionsverfahren und Flächen können erste THG-Vermeidungsoptionen identifiziert werden (Option 1, Tab. 2). Die Analyse erfolgt mittels der Methode der Dominanzanalyse. Die Dominanzanalyse dient dazu, sogenannte „wichtige Variablen“ zu identifizieren. Wichtige Variablen sind dadurch gekennzeichnet, dass sie einen großen Einfluss auf die absoluten THG-Emissionen eines Betriebssystems, Produktionsverfahrens oder der Fläche haben und zudem eine große Variabilität zwischen den Bezugsgrößen aufweisen (z. B. Nutzungsdauer in der Milchviehhaltung). Trifft beides auf eine Variable zu, so wird ihr ein großes THG-Vermeidungspotential zugeteilt (Abb. 2). Eine methodische Beschreibung der Dominanzanalyse erfolgt unter Punkt 5.5.

Neben der Analyse der wichtigsten Einflussgrößen auf Höhe und Variabilität der THG-Emissionen sollen die Beziehungen zwischen THG-Emissionen und ökonomischen Kenngrößen untersucht werden.

Methodisch zielt die vorliegende Vorstudie darauf ab, eine Modell- und Datenbankstruktur zur Bilanzierung von THG-Emissionen, sowie zur Verknüpfung mit Geodaten und ökonomischen Kennzahlen aufzubauen. Hierbei wird auf vorhandene Daten- und Modellstrukturen der LfL zurückgegriffen (z. B. LIOBA-Datenbank, InVeKoS, Hi-Tier, Beratungsbetriebe, Deckungsbeitrags (DB)-Rechner). Dies ist im Hinblick auf die langfristige Anwendung und Weiterentwicklung des Modells von Bedeutung. Vorhandene Datensätze bilden zudem insbesondere bayerische Betriebsstrukturen und regionale Einflüsse ab. Abgeschätzt werden soll aber auch, welche Modelle anderer Forschungsgruppen für die Beantwortung der Fragestellungen sinnvoll in die Berechnungen integriert werden können. Zudem spielen weitere Fragestellungen, z. B. welche Betriebsdaten (Art, Umfang, Verfügbarkeit) benötigt werden, um die Wirkung und Kosten THG-mindernder Maßnahmen abschätzen zu können, eine wichtige Rolle.

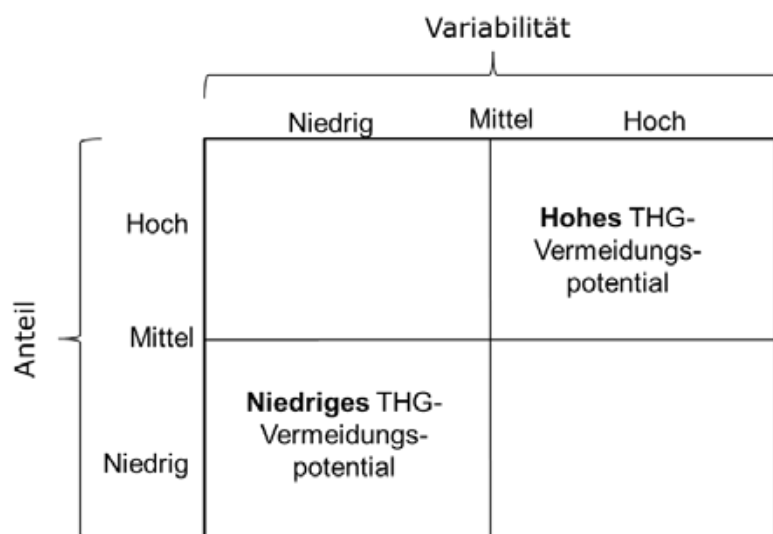


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Anteil einer Variablen an den Gesamtemissionen eines Betriebs und der Variabilität zwischen den Betrieben

Quelle: [Zehetmeier et al. \(2014\)](#)

In der Vorstudie erfolgte eine **Fokussierung der THG-Bilanzierung auf Milchviehbetriebe** und die entsprechenden Produktionsverfahren (Milchvieh plus Nachzucht, Färsenaufzucht, Kälberaufzucht). Milchviehhaltende Betriebe eignen sich besonders für eine erste Analyse von THG-Vermeidungsoptionen, da sie sowohl die Rinderhaltung mit den mengenmäßig bedeutsamen CH<sub>4</sub>-Emissionen als auch den Futterbau beinhalten. Zudem liegt der Anteil der Milchvieh haltenden Betriebe in Bayern bei ca. 41 % (36.615 Betriebe im Jahr 2013, [BStELF, 2014](#)) und spielt somit eine zentrale Rolle für die Wertschöpfung der bayerischen Landwirtschaft. Die Möglichkeit der Bilanzierung von Schweine- oder Geflügel haltenden Betrieben sowie Rindermastbetrieben wurde in der Daten- und Modellstruktur der Vorstudie bereits angelegt und kann in der Hauptstudie weiterentwickelt werden.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vorstudie sollen in der darauffolgenden Hauptstudie ergänzende Betriebssysteme und Produktionsverfahren der bayerischen Landwirtschaft analysiert und eine Bewertung von THG-Vermeidungspotenzialen und -kosten anhand von Praxisbetrieben simuliert werden. Hierzu ist in Teilbereichen eine Weiterentwicklung zu einem bio-ökonomischen Modell mit normativen Elementen<sup>1</sup> nötig (Option 2 und 3, Tab. 2).

Die entwickelte Datenbank- und Modellstruktur soll zudem eine ganzheitliche Betrachtung der THG-Emissionen und Vermeidungsoptionen auf verschiedenen Skalen (Betrieb, Produktionsverfahren, Fläche) und unter Berücksichtigung von Wechsel- und Nebenwirkungen (zur Ökonomie, Flächennutzung und anderer Umweltindikatoren) ermöglichen. Ausgehend von den gefundenen Zusammenhängen sollen Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen formuliert und bewertet werden, um robuste, umsetzbare Strategien zu entwickeln. Durch Simulation von THG-Vermeidungskosten und die Bewertung von Ne-

<sup>1</sup>Normative Modelle versuchen anhand von Normdaten die optimale Betriebsorganisation bei begrenzten Ressourcen zu finden. Dies steht im Gegensatz zu positiven Modellen, welche versuchen, tatsächliches Verhalten von Landwirten abzubilden. Dabei geht es darum, derzeitiges Verhalten abzubilden und zu verstehen ([Janssen und van Ittersum, 2007](#)).

benwirkungen für unterschiedliche Betriebssysteme und Produktionsverfahren können die Wirkung und Sinnhaftigkeit möglicher Fördermaßnahmen geprüft werden. Zusammenfassend ergeben sich daraus folgende Forschungs- und Beratungsziele, die für den landwirtschaftlichen Sektor in Bayern in der Vor- und Hauptstudie erreicht werden sollen:

- a) Erstellung eines Multi-Skalen-Modells (Flächen-, Betriebs-, Produktebene) zur Bilanzierung von THG-Emissionen landwirtschaftlicher Betriebe (vor allem Milchviehbetriebe) in Bayern, möglichst unter Verwendung an der LfL vorhandener Datenbanken und Modelle
- b) Verwendung von Einzelbetriebsdaten mit Standortbezug für die Berücksichtigung der Heterogenität der Betriebe
- c) Analyse der Variabilität und Quellen der THG-Emissionen sowie erste Ableitung von THG-Vermeidungsoptionen für das Produktionsverfahren Milchviehhaltung plus Nachzucht
- d) Bezug der THG-Emissionen zu betriebsspezifischen Kennzahlen (Gewinn, Art der Flächennutzung, Klima- und Bodendaten, produktionstechnische Kenngrößen)
- e) *Ex ante* Bewertung der Auswirkung unterschiedlicher THG-Vermeidungsoptionen auf ökonomische Kenngrößen und weitere Nebenwirkungen
- f) Aufdecken von Hemmnissen zur Umsetzung klimaschonender Maßnahmen und Verfahren für unterschiedliche Betriebssysteme und Produktionsverfahren
- g) Identifizieren von geeigneten Ansatzpunkten für eventuelle Fördermaßnahmen.

Im Rahmen der Vorstudie wurden die Ziele a) bis d) bearbeitet. Die Weiterentwicklung der Datenbank- und Modellstruktur sowie die Bearbeitung der Ziele e) - g) sind Inhalte der Hauptstudie. Die vorliegende Arbeit prüft die Machbarkeit der formulierten Ziele an ausgewählten Beispielen des Pflanzenbaus und der Milchviehproduktion unter Verwendung eines Datensatzes von ca. 370 bayerischen Betrieben (detaillierte Beschreibung der Datenherkunft unter Gliederungspunkt 5.1).

## 4 Stand des Wissens und Konsequenzen für die Wahl der Methodik

Im Folgenden werden ausgewählte Aspekte des derzeitigen Wissensstandes in Bezug auf die Modellierung von THG-Vermeidungsoptionen der Literatur aufgeführt. Daraus werden die sich ergebenden Konsequenzen für die Wahl der Methodik der vorliegenden Studie abgeleitet.

### 4.1 Unsicherheit bei der Bilanzierung von THG-Emissionen

Eine zentrale Herausforderung bei der THG-Bilanzierung von Agrarsystemen besteht im Umgang mit der Ergebnisunsicherheit und -variabilität. Hierbei können folgende Quellen für die Unsicherheit und Variabilität der Berechnungsergebnisse unterschieden werden:

- a) Die Variabilität der Aktivitätsdaten (z. B. produktionstechnische Daten),
- b) die zeitliche und räumliche Variabilität der klimatischen Bedingungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie
- c) die Unsicherheit der Emissionsfaktoren.

Zu a) und b): Die Verfügbarkeit von detaillierten, betriebsspezifischen Daten zur Produktionstechnik und Bewirtschaftungsweise stellt eine besondere Herausforderung bei der Bilanzierung von THG-Emissionen unterschiedlicher Betriebssysteme und Produktionsverfahren dar. An der LfL bietet der umfassende Datenbestand von Beratungsbetrieben (Betriebsdatenbank) sowie der im DB-Rechner definierten Produktionsverfahren eine fundierte Grundlage dafür. Die Unsicherheit von Aktivitätsdaten steigt mit dem Grad der Aggregation von Informationen. Während die Unsicherheit der Aktivitätsdaten auf Betriebsebene vergleichsweise gering ist, gewinnt sie für regionale Betrachtungen mit dem Verlust an Datenverfügbarkeit und Detailschärfe an Bedeutung.

Zu c): Die Zuverlässigkeit von Untersuchungen zur THG-Vermeidung wird durch regionale und zeitliche Variabilität eingeschränkt ([Dechow und Freibauer, 2011](#)). Beispielsweise resultiert aus der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Standortbedingungen eine erhebliche Unsicherheit des national angewandten N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktors (durch N-Eintrag in den Boden) innerhalb eines Wertebereichs von 0,003 bis 0,03 ([IPCC, 2006](#)). Mittels biophysikalischer Modelle in Verbindung mit geographischen Datenbanken kann diese Unsicherheit signifikant verringert werden. An der LfL wurde im Projekt „Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren“ eine umfassende Datenbank als Grundlage der Modellierung und Bilanzierung von THG-Emissionen des Ackerbaus entwickelt – LIOBA-Datenbank ([Schraml und Effenberger, 2013](#)). Diese wurde in der Vorstudie mit der betrieblichen Flächenbewirtschaftung verknüpft und weiterentwickelt.

### 4.2 THG-Rechner und ökonomische Kenngrößen

Aktuelle Software-Anwendungen zur Berechnung der THG-Emissionen landwirtschaftlicher Prozesse ([Colomb et al., 2013](#); [Denef et al., 2012](#)) bilden die Emissionen nicht ausreichend genau und betriebsspezifisch ab, um THG-Vermeidungsoptionen zuverlässig quantifizieren und ökonomisch bewerten zu können. Meist fehlt die ökonomische Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen gänzlich ([Hillier et al., 2011](#)) oder ist nur für wenige Teilbereiche vorhanden ([Colomb et al., 2013](#)).

Ein gängiger Ansatz für die ökonomische Beurteilung von Klimaschutzmaßnahmen ist die Berechnung von THG-Vermeidungskosten, definiert als die Kosten für die Vermeidung einer zusätzlichen Einheit an THG-Emissionen ([Lengers et al., 2014](#)). Bei der Modellierung von THG-Vermeidungskosten finden sogenannte normative Modelle bestimmter Betriebssysteme und Produktionsverfahren Anwendung. Der Vorteil dieser Modelle liegt darin, dass für einen modellhaften Betrieb unter Berücksichtigung von beispielsweise CO<sub>2</sub>-Äq.-Steuern eine Optimierung durchgeführt und Wechselwirkungen einzelner Maßnahmen innerhalb des Betriebes aufgezeigt werden können ([Lengers et al., 2014](#)). Diese Ergebnisse können allerdings nur eingeschränkt auf andere Betriebe mit abweichenden Standortbedingungen und Charakteristika übertragen werden.

Die Berücksichtigung der Heterogenität der Betriebe ist aber von großer Bedeutung für die Beurteilung von Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen. So hängen laut [Blazy et al. \(2010\)](#) sowohl die ökonomischen und ökologischen Wirkungen als auch die Bereitschaft zur Durchführung einzelner Maßnahmen sehr stark von der Betriebscharakteristik (z. B. Intensität der Viehhaltung, Güllemanagement, Intensität der Pflanzenproduktion etc.) ab. Die Verwendung von Praxisbetriebsdaten in der Vorstudie überwindet diese Problematik und bildet die Grundlage für die Abbildung der Heterogenität von Betriebssystemen und Produktionsverfahren.

In der Vorstudie erfolgt bereits eine kombinierte Auswertung von THG-Emissionen und ökonomischen Kenngrößen. Analysen für weitere Betriebstypen sowie die ökonomische Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen sind Zielsetzung der Hauptstudie.

### **4.3 Betrachtungsebenen bei der Identifikation von THG-Vermeidungsoptionen**

Eine Vielzahl der Studien zur ökonomischen Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen verwenden den Gesamtbetrieb als Bezugsgröße ([Thamo et al., 2013](#); [Lengers et al., 2014](#)). Dabei wird jedoch nicht berücksichtigt, dass unterschiedliche Betriebsorganisationen auch zu unterschiedlichen Produkten und Produktionsmengen auf Betriebsebene führen. THG-Emissionen sind global wirksam. Deshalb ist es notwendig einzuschätzen, ob lokal identifizierte THG-Vermeidungsoptionen zu einer Erhöhung von THG-Emissionen in anderen Regionen (z. B. Erzeugung von Produkten in anderen Regionen mit höheren Emissionen), in anderen Wertschöpfungsketten oder auf nachfolgenden Stufen entlang derselben Wertschöpfungskette führen können. In vielen Studien sind mögliche Verschiebeeffekte (z. B. Verschiebung der Rindfleischproduktion in andere Produktionsverfahren und Länder durch zunehmende Spezialisierung in der Milchproduktion mit Milchspezialrassen) nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt. Insbesondere mögliche Zielkonflikte zwischen einer Flächen bezogenen und einer Produkt bezogenen Minimierung der THG-Emissionen rücken immer stärker ins Interesse der Forschung. Um Fehlschlüssen für die THG-Vermeidung vorzubeugen, sollten daher mögliche Verschiebungen der Flächennutzung in einzelbetriebliche THG-Bilanzen mit einbezogen werden.

Um die regionalen Einflussfaktoren zu berücksichtigen sowie mögliche Verschiebeeffekte zu identifizieren, werden in der vorliegenden Studie mehrere Auswertungsebenen berücksichtigt: Betrieb, Produkt (Produktionsverfahren/Betriebszweig) und Fläche.

## 5 Material und methodischer Aufbau

Für die Erstellung der Datenbank- und Modellstruktur wurden vorrangig an der LfL verfügbare Datenquellen und Anwendungen verwendet, jedoch auch nationale/internationale Literaturquellen berücksichtigt (Gliederungspunkt 5.1). Die Bilanzierung der THG-Emissionen erfolgt mit Hilfe der sogenannten partiellen Ökobilanzierung. Durch die parallele Betrachtung von ökonomischen Kenngrößen und THG-Emissionen sowie weiteren Umweltindikatoren auf verschiedenen Auswertungsebenen (Betrieb, Produkt und Fläche) ergibt sich ein sogenanntes integriertes „Multi-Skalen-Modell“ (Gliederungspunkt 5.2). Die Methodik der Bilanzierung der THG-Emissionen und weiterer Indikatoren wird unter Gliederungspunkt 5.3 beschrieben. Eine Erläuterung der technischen Umsetzung der Modell- und Datenbankstruktur erfolgt unter Gliederungspunkt 5.4. Derzeit sind Datensätze von insgesamt rund 370 Betrieben der Jahre 2010 bis 2013 in die Datenbank integriert. Dabei können anhand der Variabilität der THG-Emissionen und ökonomischen Kenngrößen der bilanzierten Betriebssysteme und Produktionsverfahren erste Vermeidungsoptionen identifiziert werden (Erläuterung der Auswertungsmethodik unter Gliederungspunkt 5.5).

### 5.1 Auswahl der Datenquellen und Datengrundlage

Für den Aufbau der Datenbank- und Modellstruktur wurden vorrangig an der LfL verfügbare Ressourcen verwendet. Tab. 5 am Ende dieses Abschnitts gibt einen Überblick über die wichtigsten Daten- und Modellquellen. Es erfolgt folgende Klassifizierung der Datenquellen: Aktivitätsdaten = Daten, die Betriebs- und Produktionsverfahren charakterisieren (z. B. Anzahl der Milchkühe, Milchleistung), Daten zur Charakterisierung der physikalischen Eigenschaften von Aktivitätsdaten (z. B. Nährstoffgehalte von Futtermitteln) und Emissionsfaktoren bzw. Modelle zur Bilanzierung von THG-Emissionen (z. B. Formel zur Berechnung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Verdauung der Rinder).

Ein Großteil der Aktivitätsdaten stammt aus der anonymisierten **Datenbank von Beratungsbetrieben** des Instituts für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur (IBA). Im Rahmen der Betriebsberatung für Landwirte erfolgt eine ökonomische und produktionstechnische Analyse von Betriebszweigen landwirtschaftlicher Praxisbetriebe. Ziel ist die Einschätzung der Wettbewerbsfähigkeit und das Aufdecken von Schwachstellen in den einzelnen Betriebszweigen. Dabei werden verschiedene Datenquellen zusammengeführt (u. a. Buchführung, Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere – HI-Tier). Zusätzlich werden von Beratern zahlreiche Daten zu Produktionstechnik und Bewirtschaftungsmaßnahmen erhoben. Es besteht die Möglichkeit, sowohl den Betrieb als Ganzes als auch seine Produktionsverfahren und Betriebszweige zu analysieren. Die Betriebsdatenbank liefert daher eine in diesem Umfang wohl einzigartige Datengrundlage für die Bilanzierung von THG-Emissionen.

Derzeit sind insgesamt 1.189 Betriebe der Jahre 2010 bis 2015 in der Betriebsdatenbank erfasst. Die Auswertung der Betriebsdaten der Jahre 2014 und 2015 konnte noch nicht erfolgen, da die Fertigstellung der Bilanzierungsergebnisse für den Endbericht zeitlich vor der Verfügbarkeit der Daten erfolgte. Aus den in den Jahren 2010 bis 2013 zur Verfügung stehenden Betrieben mussten weitere Betriebe aufgrund von Unstimmigkeiten (unrealistische produktionstechnische Angaben im Bereich der Düngung oder Fütterung) oder fehlenden Daten (z. B. Zuteilung der Futtermenge zur jeweiligen Tiergruppe bei Betrieben mit Zuchtsauen und Schweinemast) entfernt werden. Nach der Datenvalidierung standen



insgesamt 102 Betriebe für das Jahr 2013, 126 Betriebe für das Jahr 2012, 135 Betriebe für das Jahr 2011 und sechs Betriebe für das Jahr 2010 für die Analysen zur Verfügung (Tab. 3). Insgesamt handelt es sich vor allem um Milchviehbetriebe und nur wenige reine Ackerbaubetriebe.

Tab. 3: Anzahl der bilanzierten Beratungsbetriebe

Jahr	Anzahl Milchviehbetriebe	Anzahl Ackerbaubetriebe
2010	6	-
2011	125	10
2012	118	8
2013	100	2

Auch zeitliche Veränderungen im Betrieb können durch vorhandene Zeitreihen einzelner Betriebe abgebildet und untersucht werden (siehe Tab. 4). Interessante Aspekte sind z. B. Änderungen im Betriebsmanagement, Fruchtfolgeaspekte oder Ertragsschwankungen. Auswertungen zu diesen Aspekten werden in diesem Bericht nicht diskutiert.

Tab. 4: Betriebsanzahl und zugehörige Zeitreihen, die für die Bilanzierung zur Verfügung stehen

Jahre	Anzahl identischer Betriebe über mehrere Jahre
2011 und 2012	63
2012 und 2013	56
2011, 2012 und 2013	31

Die Systematik des **DB-Rechners** (Lfl, 2015) wurde verwendet, um die Systemgrenzen von Produktionsverfahren zu definieren (vgl. Tab. 5). Dies ist vor allem bei der Bilanzierung von THG-Emissionen auf Produktebene von Bedeutung. Im Bereich der Milchviehhaltung wurden beispielsweise die Anzahl der zur Nachzucht benötigten Färsen anhand der Remontierungsrate und der Anfall der Kälber pro Kuh und Jahr anhand der Zwischenkalbezeit gemäß der Vorgehensweise des DB-Rechners ermittelt. Des Weiteren wurden fehlende Daten einzelner Betriebe (z. B. fehlende Erträge einzelner Fruchtarten) durch Standardwerte aus dem DB-Rechner ergänzt.

Die am ILT im Rahmen des Forschungsprojektes „Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren“ (A/10/06) entwickelte **LIOBA-Datenbank** („Landwirtschaftliches Inventar für Oekobilanzen in Bayern“) spielte eine weitere zentrale Rolle bei der Bilanzierung von THG-Emissionen in der Vorstudie (Tab. 5). Die Datenbank wurde für die flächenbezogene Modellierung von THG-Emissionen landwirtschaftlicher Produktionsprozesse in Bayern entwickelt. Hierzu wurden Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) aus dem Jahr 2009 aufbereitet und für die THG-Bilanzierung erschlossen. Ein Modell zur Bestimmung regionaler N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren nach [Dechow und Freibauer \(2011\)](#) ist in der Datenbank integriert. Die Datenbank LIOBA, die ursprünglich nur Daten aus dem Jahr 2009 enthielt, wurde im Rahmen der Vorstudie um die Wirtschaftsjahre 2010-2014 erweitert. Informationen zu Tierzahlen wurden hinzugefügt und die N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren für Acker- und Grünland wurden überarbeitet.



Des Weiteren wurden in der Vorstudie Modelle und Emissionsfaktoren der internationalen Literatur, von anderen Forschergruppen und Vorarbeiten von [Zehetmeier et al. \(2012, 2014\)](#) zur Modellierung von THG-Emissionen der Tierhaltung, zugekauften Futtermitteln und Betriebsmitteln eingesetzt. Vorarbeiten von [Zerhusen und Effenberger \(2014\)](#) wurden in der Vorstudie als Grundlage zur Modellierung der THG-Emissionen des Ackerbaus verwendet.

Die Berechnungsmethodik des Multi-Skalen-Modells wurde teilweise parallel zur Abstimmung des bundesweiten Berechnungsstandards für Einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) entwickelt. Zwei der Autoren der vorliegenden Studie waren daran ebenfalls beteiligt. Der BEK ist für nicht-kommerzielle Zwecke auf den Webseiten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. kostenlos verfügbar: <https://www.ktbl.de/inhalte/ausgewaehlte-projekte/klimagasbilanzen/>. Aufgrund des zeitlichen Versatzes und einer teilweise unterschiedlichen Datengrundlage stimmen der BEK und das hier vorgestellt Multi-Skalen-Modell jedoch nicht in allen Details der Berechnung überein.

Tab. 5: Datenquellen des Multi-Skalen-Modells zur Analyse der THG-Emissionen und Wirtschaftlichkeit bayerischer Betriebe

Datenquelle	Bilanzierung von THG-Emissionen	Ökonomische Rechnungsmethoden	Literatur
<i>Aktivitätsdaten/Kenngrößen der Betriebe und Produktionsverfahren</i>			
Bayerische Betriebsdaten, anonymisiert <sup>1)</sup> (HI-Tier, Futterzuteilung, Düngemanagement, sonstige produktionstechnische Daten)	Fütterung, Pflanzenbau und Produktionsmittel	GuV <sup>2)</sup> -Rechnung, Vollkostenrechnung, BZA <sup>1)</sup>	<a href="#">DLG (2011)</a>
DB-Rechner <sup>3)</sup>	Definition von Produktionsverfahren <sup>5)</sup>	Teil- und Vollkostenrechnung	<a href="#">Lfl (2015)</a>
InVeKoS (Integriert in LIOBA <sup>4)</sup> Datenbank)	Flächen und Anbaustruktur	----	<a href="#">Schraml und Effenberger (2013)</a>
<i>Physikalische Eigenschaften der Aktivitätsdaten</i>			
Leitfaden für die Düngung von Acker und Grünland	Ggf. TM-Gehalt, N-, P- und K-Gehalt von mineralischen und organischen Düngemitteln	----	<a href="#">Lfl (2012)</a>
DLG-Futterwerttabellen, ZIFO-WIN	Nährstoff- und TM-Gehalt von Erntegütern und Futtermitteln	----	<a href="#">DLG (2011)</a> , <a href="#">Lfl (2014)</a>
<i>THG-Modelle und Emissionsfaktoren</i>			
LIOBA <sup>4)</sup>	Rationalisierte N <sub>2</sub> O-Emissionsfaktoren auf Feldstückerbene	----	<a href="#">Schraml und Effenberger (2013)</a> ; <a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>
Gas-EM	Emissionen der N-, P- und K-Flüsse in der Tierhaltung; Vorleistung Saatgut und Pflanzenschutzmittel; Emissionen Kalkausbringung	----	<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
FeedPrint	Zukaufsfuttermittel und Zusatzstoffe	----	<a href="#">Vellinga et al. (2013)</a>
ABerechnungsstandard Einzelbetrieblicher Klimabilanzen	Emissionen aus Ernterückständen, Vorleistung und Mineraldüngerausbringung	----	<a href="#">KTBL (2016)</a>
IPCC Guidelines	Klimapotenzial der Gase, N-Auswaschung, N-Deposition aus NH <sub>3</sub>	----	<a href="#">IPCC (2006)</a>

<sup>1)</sup>BZA = Betriebszweiganalyse; <sup>2)</sup> GuV = Gewinn und Verlust – Rechnung; <sup>3)</sup> DB-Rechner = Deckungsbeitrags-Rechner <sup>4)</sup>LIOBA = Landwirtschaftliches Inventar für Öko-Bilanzen in Bayern ([Schraml und Effenberger, 2013](#)) <sup>5)</sup> z.B. Produktionsverfahren Milchvieh entspricht einer Milchkuh mit anteiliger Nachzucht, TM= Trockenmasse

## 5.2 Partielle Ökobilanzierung und Verknüpfung mit ökonomischen Kenngrößen

Allgemein wird die THG-Bilanz definiert als Inventarisierung und Bewertung von THG-Flüssen entlang des gesamten (oder eines Teils des) Lebenszyklus eines (Agrar-) Produktes. Die THG-Bilanz folgt dabei den Regeln einer partiellen Ökobilanzierung ([ISO, 2006a](#); [ISO 2006b](#)) sowie den Richtlinien zur Erstellung eines CO<sub>2</sub>-Fußabdruckes ([DIN EN ISO, 2012](#)). Hierbei werden nicht nur die THG-Emissionen der landwirtschaftlichen Produktion im Betrieb selbst, sondern auch diejenigen THG-Emissionen berücksichtigt, die bei der Produktion von zugekauften Produktionsmitteln (z. B. mineralische Düngemittel) im vorgelagerten Bereich entstehen (sogenannte Vorleistungen). Im Unterschied zu einer vollständigen Ökobilanz handelt es sich in der vorliegenden Studie um ein partielles Bewertungsverfahren, d. h. nur einzelne Wirkungskategorien (THG-Emissionen, Flächenbedarf) werden betrachtet. Eine vollständige Ökobilanzierung beinhaltet zusätzliche Wirkungskategorien wie Versauerung, Eutrophierung und Ökotoxizität oder weitere Prozesskettenglieder z. B. die Verarbeitung der Lebensmittel.

In der Vorstudie wurden neben der THG-Bilanz auch Kenngrößen zur Ressourceneffizienz ermittelt (Flächenbedarf – innerbetrieblich sowie für Zukaufsfuttermittel, N-Effizienz im Pflanzenbau). Eine Besonderheit der Vorstudie stellt auch die parallele Betrachtung von ökologischen und ökonomischen Kenngrößen dar. In der Hauptstudie sollen diese Kenngrößen nicht nur parallel betrachtet, sondern direkt verknüpft werden, um Vermeidungskosten zu ermitteln. In der Literatur wird dies als LCC – Life Cycle Costing bezeichnet ([Guinée et al., 2011](#)). Zusammenfassend zeigt Abb. 3 die vier Phasen der Ökobilanzierung, die Verknüpfung zu ökonomischen Betriebsdaten und die Umsetzung in der Vorstudie.

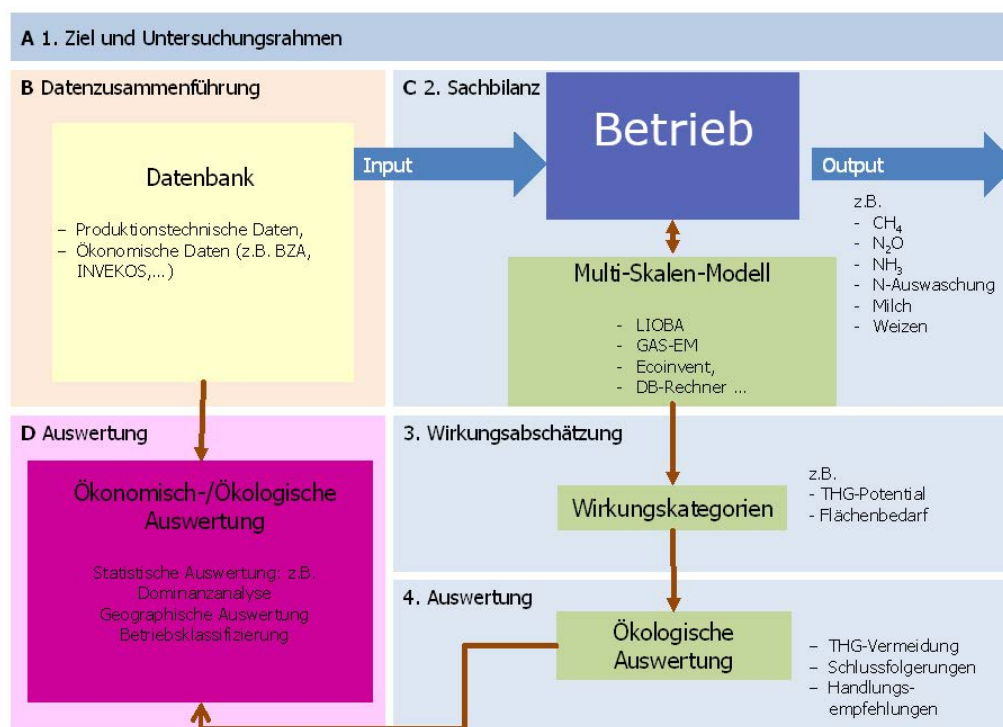


Abb. 3: Schematische Darstellung der vier Phasen der Ökobilanzierung (1. bis 4.)

Ablauf der Auswertungen (A bis D): **A** Zielsetzung und Abgrenzung des Untersuchungsrahmens, **B** Datenorganisation, **C** Bilanzierung, **D** Verknüpfung und Auswertung von ökologischen und ökonomischen Kennzahlen im Multi-Skalen-Modell

### **5.2.1 Auswertungsebenen, funktionelle Einheiten der THG-Emissionen und Umgang mit Nebenprodukten**

Unter Gliederungspunkt 4.3 wurde bereits dargestellt, dass für die Identifizierung kosteneffektiver und nachhaltiger THG-Vermeidungsoptionen verschiedene Auswertungsebenen und deren Bezugsebenen (sog. Funktionelle Einheiten) berücksichtigt werden müssen. Im entwickelten Modell der Vorstudie sind dies: Fläche, Produkt (ausgehend vom Produktionsverfahren oder Betriebszweig) und Betrieb. Eine Zusammenfassung der im Modell berücksichtigten Auswertungsebenen sowie der zugeordneten Bezugsebenen und deren Bedeutung bei der Identifizierung von THG-Vermeidungsoptionen zeigt Tab. 6.

Tab. 6: Auswertungs- und Bezugsebenen (funktionelle Einheit) der bilanzierten THG-Emissionen

Betrachtungsebene	Bedeutung der Auswertungsebene	Grenzen	Beispiele für Vermeidungsoptionen	Funktionelle Einheit
<b>Betrieb</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Entscheidungsebene des Betriebsleiters</li> <li>- THG-Hot-Spots auf Betriebsebene abbilden</li> <li>- Hinderungsgründe für den Landwirt identifizieren</li> <li>- Bewertung von Vermeidungsoptionen, die betriebstübergreifend sind (z. B. Maschinenpark)</li> <li>- Resilienz des Betriebssystems</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Horizontale Vergleichbarkeit der Betriebe zur Ableitung von Handlungsmaßnahmen nicht gegeben</li> <li>- Vergleich zwischen verschiedenen Betriebssystemen nicht sinnvoll (gewünschte Vielfalt)</li> </ul>	<p>Betriebsorganisation, Gülleabdeckung, betriebsindividuelle Vermeidungsoptionen</p> <p>(Hauptstudie: Einsatz von Biogasanlagen für Gülle, Fruchtfolgegestaltung)</p>	<p>Betrieb, Betriebseinkommen/Gewinn (EUR), Output Hauptprodukt oder Warenkorb (t)</p>
<b>Produkt (ausgehend v. Produktionsverfahren<sup>1)</sup> bzw. Betriebszweig</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Betrachtung der Wertschöpfungskette</li> <li>- Betrachtung von Verlagerungseffekten von THG-Emissionen („Leakage“)</li> <li>- Nahrungssicherung</li> <li>- Verbindung zum Konsum</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Geringer Handlungsspielraum im Vergleich zur Änderung/Diversifizierung der Betriebsausrichtung</li> <li>- Bewertung von Koppelprodukten, z. B. Bewertung von Fleisch der Kälber und Altkühe bei der Milchviehhaltung</li> </ul>	<p>Produkte mit geringsten THG-Emissionen, Verbesserung entlang der Produktionskette, z. B. angepasste Düngetechnik, Auswahl einzelner Futterkomponenten</p>	<p>Produktionsvolumen (t FM, t TM, kg ECM, kg Fleisch), Nährwert (kcal), Gewinnbeitrag (EUR)</p>
<b>Fläche</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Standortabhängige Betrachtung der THG-Emissionen und Entwicklung regionaler Vermeidungsstrategien</li> <li>- Nationale Betrachtung von indirekten Landnutzungseffekten</li> <li>- Verbindung zu anderen Ökosystemleistungen (Biodiversität, ...)</li> <li>- Ermöglicht Analyse der Nutzungskonkurrenz (Ernährung, Umweltschutz, ...)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Zielkonflikt zwischen Flächeneffizienz und THG-Emissionen je kg Produkt (Optimierung der Landnutzung kann Senkung der produktiven Funktion verursachen)</li> <li>- Berücksichtigung unterschiedlicher Ausgangssituationen der Flächennutzung (Verbesserung oder Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit)</li> </ul>	<p>Regionalisierte N<sub>2</sub>O-Emissionen</p> <p>(Hauptstudie: Standortangepasste Vermeidungsstrategien unter Berücksichtigung der Flächenart und Struktur)</p>	<p>Fläche (ha)</p>

<sup>1)</sup> Produktionsverfahren (auch Aktivität): konkrete Form der Herstellung eines Produkts, definiert durch das Endprodukt und die Faktoringenieurleistungen. Quantitativ ist ein Produktionsverfahren durch den Deckungsbeitrag, die Lieferung oder Beanspruchung innerbetrieblicher Leistungen und die Ansprüche an fixe Produktionskapazitäten gekennzeichnet ([Mullhoff und Hirschauer, 2010](#)).

Bei der Bewertung der THG-Emissionen auf der Ebene Produkt/Produktionsverfahren müssen Allokationsmethoden verwendet werden, wenn die Produktionsprozesse dem Hauptprodukt nicht eindeutig zugeordnet werden können (z. B. liefert das Produktionsverfahren Milchvieh Milch und Rindfleisch) (siehe [ISO, 2006a](#)).

In der Vorstudie wurden folgende Methoden zur Bewertung von Koppelprodukten bei nicht eindeutiger Zuordnung der THG-Emissionen und zur Definition von Schnittstellen zwischen den Betriebszweigen, d. h. dem Umgang mit der Abgabe und Aufnahme landwirtschaftlicher Produkte durch einen Betriebszweig, verwendet:

**Zukauffuttermittel:** Für zugekauftes Getreide zur Fütterung wird angenommen, dass Stroh und Korn geerntet und verkauft werden. Die Allokation der THG-Emissionen zwischen Hauptprodukt (z. B. Winterweizen) und Nebenprodukt (Stroh) erfolgte entsprechend der Preise von Weizen und Stroh (ökonomische Allokation nach [Vellinga et al. 2013](#)).

**Milch und Koppelprodukt Rindfleisch in der Milchviehhaltung:** Im Produktionsverfahren Milchviehhaltung plus Nachzucht fallen neben dem Hauptprodukt Milch als Koppelprodukte Rindfleisch von Altkühen, Kälber zur Mast sowie Wirtschaftsdünger an. Für die Berücksichtigung der Koppelprodukte **Rindfleisch und Kälber zur Mast** werden in der Literatur unterschiedliche Ansätze diskutiert ([Flysjö et al., 2011](#)). In der Vorstudie wurde zunächst auf eine Aufteilung der Emissionen zwischen Milch und den Koppelprodukten Altkuhrindfleisch und Kälber zur Mast verzichtet. Ausgleichend dafür wurde der sogenannte „**Potentielle Rindfleischanfall**“ pro kg Milch berechnet und parallel betrachtet (Abb. 4). Der Potentielle Rindfleischanfall bildet eine einheitliche Vergleichsgröße für die Koppelprodukte und setzt sich zusammen aus dem Rindfleisch der Altkuh sowie dem Rindfleisch, welches bei potentieller Ausmast der nicht zur Nachzucht benötigten weiblichen und männlichen Kälber anfällt.

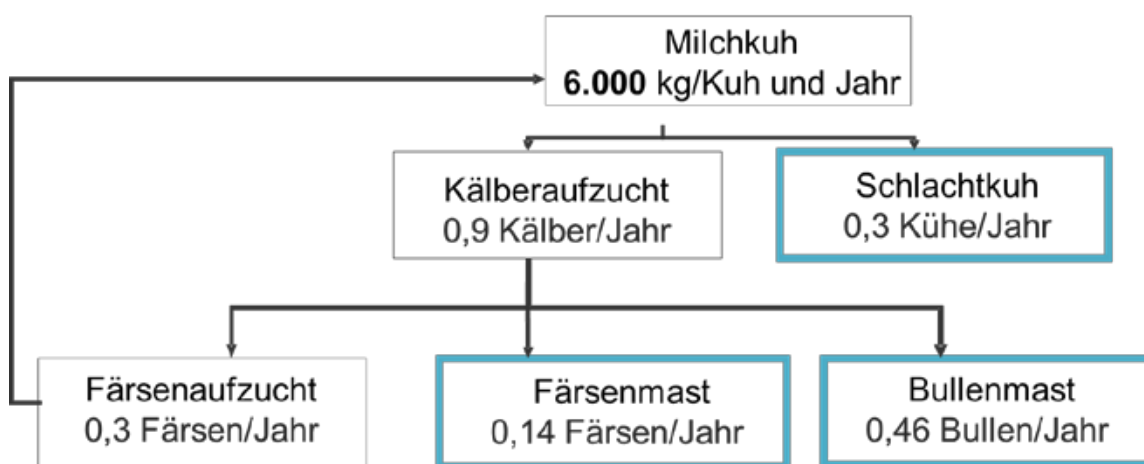


Abb. 4: Darstellung der Produktion von potentiellem Rindfleisch am Beispiel einer Milchkuh der Leistungsklasse 6.000 kg Milch pro Kuh und Jahr

Blau umrandete Felder: In diesen Produktionsverfahren fällt Rindfleisch an.

Die Berechnung des potentiellen Rindfleischanfalls erfolgte differenziert nach Milchviehrasse (Tab. 7). Bei der Rasse Holstein-Friesian wurde zudem angenommen, dass 50 % der

männlichen Kälber in die Kälbermast gehen ([Zehetmeier et al., 2012](#)). Die berechneten THG-Emissionen, die bei der Produktion der potentiellen Rindfleischmenge aus Färsen-, Kälber- und Bullenmast entstehen, wurden zu den Emissionen der Milchproduktion addiert.

Tab. 7: Schlachtgewicht von Altkühen, Bullen-, Kälber- und Färsenmastverfahren

Milchviehrasse	Schlachtgewicht (kg/Tier und Produktionsverfahren)			
	Altkuh	Bullenmast	Kälbermast	Färsenmast
Fleckvieh	343	406	---	297
Holstein-Friesian	289	366	97	206

Für den Vergleich der THG-Emissionen pro kg Milch zwischen den bilanzierten Betrieben erfolgte in einem zweiten Schritt eine sogenannte „Systemraumerweiterung“ ([Klöpffer und Grahl, 2007](#)), um eine einheitliche Bezugsgröße zu schaffen und somit den Vergleich der produktbezogenen Emissionen zu ermöglichen. Hierbei wurde der Betrieb mit dem höchsten potentiellen Rindfleischanfall pro kg Milch als Referenz gewählt. Die im Vergleich zum Referenzbetrieb fehlende Rindfleischmenge der restlichen Betriebe wurde mit Rindfleisch aus der Mutterkuhhaltung („Ersatzverfahren zur Produktion von Rindfleisch“) ausgeglichen und mit 21,6 kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg Rindfleisch bewertet ([Zehetmeier et al., 2012](#)).

Die im Betrieb gehaltenen Nachzuchtälber werden zusammen mit der Milchkuhhaltung in einen Produktionszweig zusammengefasst und sind für alle Betriebe in der Auswertung auf Produktebene dargestellt.

Die Nebenprodukte (Wirtschaftsdünger und Stroh) werden häufig innerhalb eines Betriebes von einem Betriebszweig an einen anderen oder zwischen verschiedenen Betrieben weitergegeben. Für die Bewertung dieser Nebenprodukte besteht die Möglichkeit, **Gutschriften und Belastungen** zu bilanzieren. Damit hierdurch keine Bilanzbrüche entstehen, müssen die Produkte beim abgebenden und aufnehmenden Betriebszweig mit den gleichen THG-Emissionen bewertet werden.

Der in der Viehhaltung **anfallende Wirtschaftsdünger** wird im Pflanzenbau als organisches Düngemittel eingesetzt. Dort liefert er wichtige Nährstoffe für Wachstum und Ertragsbildung. In einem Betrieb entsteht in der Viehhaltung zum Beispiel Gülle mit einem Nährstoffanfall von 116 kg N, 20 kg P, und 97 kg K je Tier und Halungsperiode nach Verlusten aus Stall und Lager, die im Pflanzenbau als Düngemittel Verwendung finden. Alternativ müssten Mineraldüngemittel eingesetzt werden. Die bei der Herstellung der äquivalenten Mineraldüngeremenge anfallenden THG-Emissionen werden der Tierhaltung für die Erzeugung von Wirtschaftsdüngern gutgeschrieben (im Beispiel -387 kg CO<sub>2</sub>-Äq/Tier und Halungsperiode). Hierzu wurden die Mineraldüngerwirksamkeit der Gülle und die Vorleistungs-Emissionen für Harnstoff gemäß BEK ([KTBL, 2016](#)) verwendet.

Im Pflanzenbau wird der **Einsatz von Wirtschaftsdüngern** (in unserem Beispielbetrieb 140 kg Gülle-N, 72 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 56 kg K<sub>2</sub>O) aus Milchviehhaltung und Färsenaufzucht im Gegenzug zu den Gutschriften in der Tierhaltung als Belastung oder sogenannter Vorleistungswert berücksichtigt. Insgesamt ergeben sich im Beispiel Emissionen für die Herstellung organischer Düngemittel nach dem Ersatzwert von 602 kg CO<sub>2</sub>-Äq/ha.



Da der Ersatzwert für Stickstoffmineraldünger demjenigen mit den geringsten spezifischen THG-Emissionen in der Herstellung entspricht und der Ersatzwert nicht auf den gesamten Stickstoff angewendet wird, bleibt eine relative Vorzüglichkeit der Anwendung von Wirtschaftsdüngern gegenüber der Anwendung von Mineraldüngern gewährleistet.

In der Auswertung wurde angenommen, dass **keine Strohbergung und Nutzung im Betrieb** stattfindet. Die kombinierte Korn- und Strohernte oder der Strohverbleib auf dem Feld kann im Modell jedoch variiert werden. Verbleibt das Stroh auf dem Feld, so wird dessen Düngewirkung (N, P, K) mit angerechnet. Die Nährstoffe im Stroh werden im Rahmen der Emissionsberechnung aus Ernteresten zusätzlich zu sonstigen Ernteresten wie Wurzeln oder Stoppeln berücksichtigt. Wird Stroh geborgen und als Einstreu in der Tierhaltung eingesetzt, so werden Gutschriften für die Getreideproduktion und Belastungen für die Tierhaltung berechnet. Der Vorleistungswert von Stroh kann im Modell als Emissionsrucksack in Höhe des Ersatzwertes „mineralischer N-, P-, K-Dünger“ angerechnet werden.

### 5.2.2 Systemgrenzen der THG-Bilanzierung

In dieser Vorstudie bildet das Hoftor die Systemgrenze des landwirtschaftlichen Betriebs. Verschiebungseffekte durch betriebliche Maßnahmen zur Vermeidung von THG-Emissionen auf regionaler, nationaler oder internationaler Ebene bleiben hierbei außen vor. Diese werden in der Literatur anhand sogenannter Gleichgewichtsmodelle abgeschätzt ([Guinée et al., 2011](#)). Anknüpfungspunkte zu Forschergruppen, die entsprechende Methoden anwenden, sind jedoch vorhanden. Neue Erkenntnisse aus anderen Forschungsprojekten können so in die Studie einbezogen und im Zusammenhang mit den hier gefundenen Ergebnissen diskutiert werden. Eine Bewertung der weiteren Stufen der Wertschöpfungskette (z. B. Milchverarbeitung) war für die Vorstudie ebenfalls nicht vorgesehen. Auch hier ist jedoch die Zusammenarbeit mit anderen Forschungsgruppen denkbar.

Je nach funktioneller Einheit werden im Modell unterschiedliche Zeiträume betrachtet, z. B. ein Wirtschaftsjahr bei der Betriebsbetrachtung oder eine Aufzuchtperiode bei Betrachtung des Produktionsverfahrens Milchviehhaltung plus Nachzucht.

## 5.3 Bilanzierung der THG-Emissionen

Als Indikator für den anthropogenen Treibhauseffekt („globale Erwärmung“) dienen die Emissionen an klimarelevanten Spurengasen, aggregiert in sogenannte Kohlenstoffdioxid-Äquivalente (CO<sub>2</sub>-Äq) entsprechend der jeweiligen THG-Potentiale für einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren. Die im Modell integrierten THG-Potentiale (in kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg) von 1 für Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>), 28 für CH<sub>4</sub> und 265 für N<sub>2</sub>O wurden dem aktuellen IPCC-Bericht entnommen ([IPCC, 2013](#)). Abb. 5 zeigt einen Gesamtüberblick über den Aufbau des Multi-Skalen-Modells mit den betrieblichen Stoffströmen und THG-Emissionsquellen.



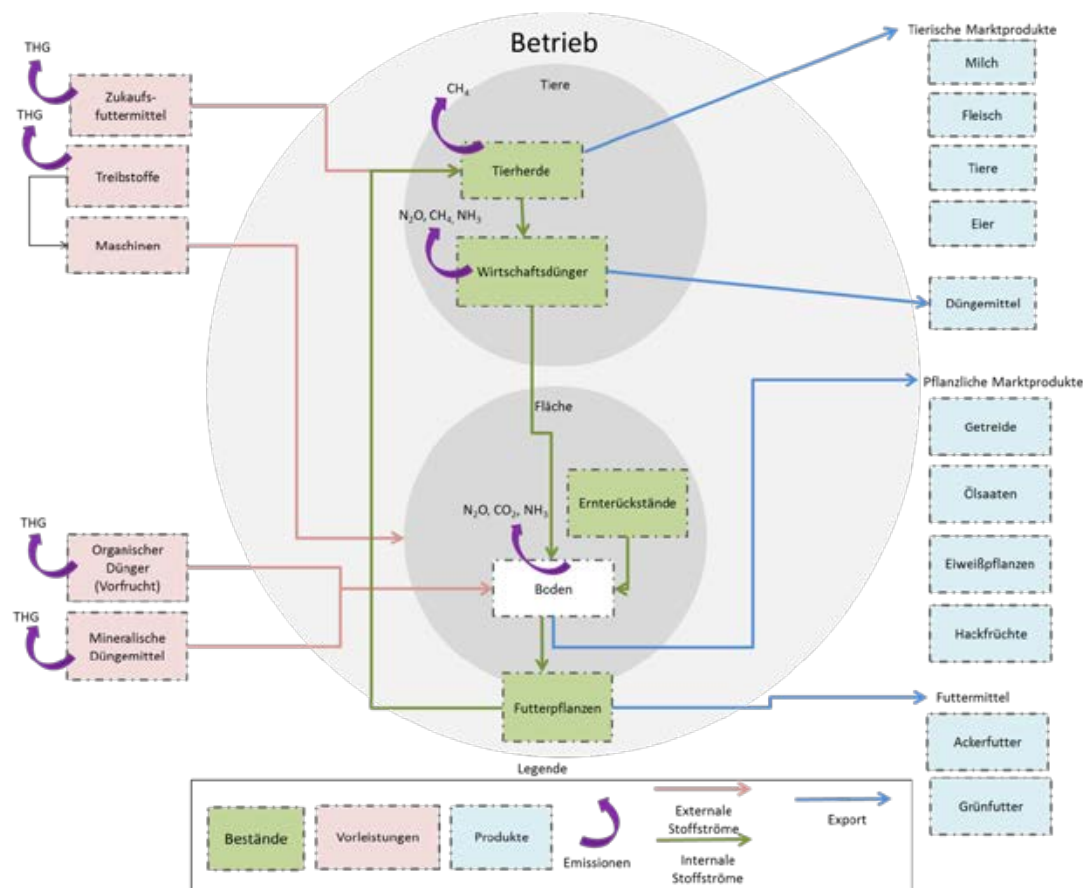


Abb. 5: Schematische Darstellung des Multi-Skalen-Modells zur Bilanzierung der THG-Emissionen von landwirtschaftlichen Betrieben

Eine detaillierte Auflistung der in der Datenbank- und Modellstruktur berücksichtigten THG-Emissionen zeigt Tab. 8. Dabei erfolgte eine Kategorisierung der THG-Emissionen entsprechend der nachfolgenden Emissionsquellen: Tierhaltung, Pflanzenbau, bodenbürtige Emissionen und gesamtbetriebliche Emissionsquellen. Zudem erfolgt für die spätere Kategorisierung eine Differenzierung in „direkte“ ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CO}_2$ ) und „indirekte“ Emissionen ( $\text{NH}_3$ -Emissionen und  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung, die in  $\text{N}_2\text{O}$  umgewandelt werden) sowie Emissionen „innerhalb“ und „außerhalb“ der Betriebsgrenze.

In den nachfolgenden Abschnitten erfolgt eine Zusammenfassung der wichtigsten Formeln und Methoden zur THG-Bilanzierung der in Tab. 8 aufgeführten Emissionsquellen. Eine Auflistung weiterer Formeln und Berechnungsmethoden findet sich im Anhang. Während die Auswertungen auf Milchviehbetriebe und einzelne Ackerbaubetriebe eingegrenzt wurden, sind im Modell auch die Berechnungsgrundlagen für die Bilanzierung der THG-Emissionen von Betrieben mit Schweineproduktion und in Ansätzen für weitere Tierkategorien integriert. Die wichtigsten Emissionsfaktoren dieser Produktionsverfahren sind daher in den folgenden Abschnitten sowie im Anhang mitaufgeführt. Die Weiterentwicklung des Modells ist Gegenstand der Hauptstudie.

**Tab. 8: Übersicht über die in der Vorstudie berücksichtigten THG-Quellen und Literaturgrundlage der Emissionsberechnung bzw. THG-Emissionsfaktoren**

Treibhausgasquelle	Direkte/ Indirekte THG- Emission		Innerhalb/ Außerhalb des Betriebs		Literatur
	Direkt	Indirekt	Innerhalb	Außerhalb	
<i>Tierhaltung</i>					
CH <sub>4</sub> -Emissionen der enterischen Fermentation	Direkt		Innerhalb		<a href="#">Kirchgessner et al. (1995)</a> , <a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
NH <sub>3</sub> -Emissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung	Indirekt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung	Direkt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung	Direkt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
NH <sub>3</sub> -Emissionen aus Wirtschaftsdüngeranfall auf der Weide	Indirekt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Wirtschaftsdüngeranfall auf der Weide	Direkt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
CH <sub>4</sub> -Emissionen aus Wirtschaftsdüngeranfall auf der Weide	Direkt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
THG-Emissionen aus Kraft-/Mineralfuttermittelzukauf	Direkt/Indirekt		Außerhalb		FeedPrint-Modell: <a href="#">Vellinga et al. (2013)</a>
THG-Emissionen aus Strohensatz (Annahme Zukauf)	Direkt/Indirekt		Außerhalb		FeedPrint-Modell: <a href="#">Vellinga et al. (2013)</a>
<i>Pflanzenbau</i>					
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Deposition von NH <sub>3</sub> -Verlusten bei der Ausbringung von mineralischen und organischen Düngemitteln	Indirekt		Innerhalb		<a href="#">Haenel et al. (2014)</a> , <a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>

N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Auswaschung von N aus dem Boden	Indirekt	Innerhalb	<a href="#">Haanel et al. (2014)</a> , <a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>
CO <sub>2</sub> -Emissionen aus dem chemischen Abbau von Kalk	Direkt	Innerhalb	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a> , <a href="#">Ecoinvent (2013)</a>
THG-Emissionen aus der Kalk- und Mineraldüngerherstellung	Direkt/Indirekt	Außerhalb	<a href="#">Haanel et al. (2014)</a> , <a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>
THG-Emissionen aus der Herstellung von organischen Düngemitteln bei Abgabe oder Aufnahmedes Betriebs (Belastung)	Direkt	Außerhalb	KTBL (2016)
THG-Emissionen aus Saatgutherstellung	Direkt/Indirekt	Außerhalb (modelliert)	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a>
THG-Emissionen aus Pflanzenschutzmittelherstellung	Direkt/Indirekt	Außerhalb	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a>
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus N-Eintrag mit mineralischen und organischen Düngemitteln	Direkt	Innerhalb	<a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>
N <sub>2</sub> O-Emissionen aus N-Eintrag in den Boden durch Ernte- und Wurzelrückstände, Nebenprodukte, Gründüngung	Direkt	Innerhalb	KTBL (2016), <a href="#">Dechow und Freibauer (2011)</a>
<i>Gesamtbetriebliche Emissionsquellen</i>			
Diesel-/Heizölherstellung	Direkt/Indirekt	Außerhalb	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a>
Diesel-/Heizölverbrauch	Direkt/Indirekt	Innerhalb	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a>
Strombereitstellung	Direkt/Indirekt	Außerhalb	<a href="#">Ecoinvent (2011)</a>

<sup>1)</sup> Diese Emissionsquelle wurde nur in einzelnen Auswertungsdarstellungen berücksichtigt

### 5.3.1 THG-Emissionen der Tierhaltung und des Wirtschaftsdüngermanagements in Stall und Lager

Die Berechnungen der CH<sub>4</sub>- sowie der direkten und indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen der Tierhaltung und des Wirtschaftsdünger-Managements werden im Modell anhand eines integrierten Tierausscheidungsmodells abgebildet. Dieses basiert überwiegend auf der Methodik der deutschen Emissionsberichterstattung ([Haenel et al., 2014](#)) und des N-, P-, K-Stoffflussmodells GAS-EM. Die **CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der enterischen Fermentation** von Milchkühen werden mit Hilfe der Rohnährstofffraktionen aus dem Futtermittelmix nach folgender Formel berechnet ([Kirchgessner et al., 1995](#)):

$$\text{(Formel 1)} \quad E_{CH_4, \text{enterisch, Milchkuh}} = \frac{63 + 79 \cdot XF + 10 \cdot NfE + 26 \cdot XP - 212 \cdot XL}{1000}$$

$E_{CH_4, \text{enterisch, Milchkuh}}$  = CH<sub>4</sub>-Emissionen aus dem Verdauungstrakt von Milchkühen (in kg CH<sub>4</sub> je Tier und Jahr)

$XF$  = Rohfaser in kg je Tier und Jahr

$NfE$  = N freie Extraktstoffe in kg je Tier und Jahr

$XP$  = Rohprotein in kg je Tier und Jahr

$XL$  = Rohfett in kg je Tier und Jahr

Die Berechnung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der enterischen Fermentation bei Kälbern, Rindern und Schweinen erfolgt nach [Haenel et al. \(2014\)](#):

$$\text{(Formel 2)} \quad E_{CH_4, \text{enterisch, Sonstige}} = EF * GE * e_{CH_4}$$

$E_{CH_4, \text{enterisch, Sonstige}}$  = CH<sub>4</sub>-Emissionen durch Verdauung von Kälbern (in kg CH<sub>4</sub> pro Tier und Haltingsperiode)

$GE$  = Bruttoenergie-Aufnahme (MJ pro Tier und Haltingsperiode)

$e_{CH_4}$  = Energiegehalt Methan (55,65 MJ/kg CH<sub>4</sub>)

$EF$  = CH<sub>4</sub>-Faktor (0,02 MJ/MJ für Kälber bis 6 Monate; 0,065 MJ/MJ für Rinder und Mutterkühe; 0,006 MJ/MJ für Schweine)

Für alle weiteren Tierkategorien werden vereinfachte CH<sub>4</sub>-Emissionsfaktoren verwendet (vergleiche Anhang I.c, Tab. A2).

Aus den Angaben zur Fütterung der Tierarten sowie den Informationen zur Verdaulichkeit und Zusammensetzung der einzelnen Futtermittel ([DLG, 2001](#); [Lfl, 2014](#)) wird die unterschiedliche Menge an organischer Wirtschaftsdünger-Trockenmasse (TM<sub>org</sub>) berechnet. Der anfallende Anteil an Wirtschaftsdünger-TM<sub>org</sub> bei der Weidehaltung wird über das Verhältnis der TM-Aufnahme von weidebasiertem Futter zur gesamten TM-Aufnahme einer Tierkategorie ermittelt.

Ausgehend von der anfallenden Wirtschaftsdünger-TM<sub>org</sub> wird die Entstehung von **CH<sub>4</sub>-Emissionen auf der Weide, im Stall und während der Wirtschaftsdüngerlagerung** bilanziert. Dabei sind die Methanbildungs-Kapazität  $B_0$ , der Methanumwandlungsfaktor (abhängig von der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung und Tierart) sowie die Methandichte von 0,67 kg/m<sup>3</sup> (auf Emissionsfaktoren abgestimmter Wert des IPCC) entscheidende Parameter für die CH<sub>4</sub>-Berechnung (für eine detaillierte Beschreibung siehe [Haenel et al., 2014](#) sowie Anhang I.d und Tab. A1).

Für die Berechnung der ausgeschiedenen Menge an Wirtschaftsdünger-N werden die aufgenommene N-Menge in den Futtermitteln und die N-Menge im Ansatz der Tiere (Gewichtszuwachs, Milch, Ei/Fötus, Hautschuppen und Haare) nach [Haenel et al. \(2014\)](#) ermittelt. Die ausgeschiedene N-Menge bildet die Grundlage für die Bestimmung der **N<sub>2</sub>O-, NH<sub>3</sub>- und N<sub>2</sub>-Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung** sowie der Auswaschung von Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Anhang I.e und *Tab. A1*).

Der Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) ist derjenige Anteil an den gesamten N-Ausscheidungen, aus dem **NH<sub>3</sub>-Emissionen** entstehen (Anhang I.e und *Tab. A1*). Als Folge der Deposition von NH<sub>3</sub> entstehen indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen. Diese werden mit einem Emissionsfaktor von 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N kg/NH<sub>3</sub>-N berechnet ([IPCC, 2006](#)). Für die Berechnung der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N Ausscheidung wird derjenige Anteil, der mit dem Futter aufgenommenen verdaulichen N-Menge benötigt, der nicht im Tier retiniert oder für die Produktion von Milch oder Nachkommen aufgewendet wird. Diese Definition setzt die Kenntnis der Verdaulichkeit des Rohproteins voraus. Die NH<sub>3</sub>-Emissionen aus dem Stall hängen von der Tierart und der jeweiligen Stallhaltung ab (Anhang I.e und *Tab. A1*). Zur im Stall ausgeschiedenen gesamten N- bzw. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Menge kommt noch die N- bzw. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Menge aus der Einstreu hinzu. Vereinfachend wird die auf der Weide in Form von Wirtschaftsdünger anfallende gesamte N- bzw. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Menge wieder über die Anteile der TM-Aufnahme der Tiere auf der Weide an der gesamten TM-Aufnahme berechnet.

Die N-Emissionen auf der Weide (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) werden ausgehend von der auf der Weide ausgeschiedenen Menge an NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N bzw. der gesamten N-Menge berechnet (Anhang I.e und *Tab. A1*).

Der Anfall und die Lagerung von Jauche wurden im Modell bislang vernachlässigt. Da in den Betriebsdaten keine Informationen zur Wirtschaftsdüngerlagerung verfügbar sind, wurden vereinfachend für alle Betriebe ein Laufstall mit Gülletechnik und eine Güllelagerung mit natürlicher Schwimmdecke angenommen. Im Modell können jedoch unterschiedliche Arten der Lagerung ausgewählt werden.

### 5.3.2 THG-Emissionen von zugekauften Futtermitteln

Betriebsdaten zur Fütterung enthalten neben selbst produzierten Futtermitteln auch **zugekaufte Futtermittel**. Die Berechnung der THG-Emissionen dieser Zukaufsfuttermittel erfolgt auf der Datengrundlage und nach der Methode der FeedPrint-Datenbank ([Vellinga et al., 2013](#)). Einzelne, dort fehlende Futtermittel wurden aus der Ecoinvent-Datenbank ergänzt und in die Berechnung übernommen. Die FeedPrint-Datenbank wurde am Wageningen UR Livestock Research Institute erstellt und enthält eine Berechnung der THG-Emissionen zahlreicher in der Nutztierhaltung eingesetzter Futtermittel. Dabei werden auch Koppelprodukte aus der Lebensmittel verarbeitenden Industrie sowie Importfuttermittel berücksichtigt. Dies ist zum Beispiel bei der Berechnung von THG-Emissionen von Mischfuttermitteln der Milchviehhaltung von Bedeutung. Die Bilanzierung der THG-Emissionen in der FeedPrint-Datenbank erfolgt anhand der Methode der Lebenszyklusanalyse. Die entsprechenden ISO-Standards (14040/44) ([ISO, 2006a](#); [ISO, 2006b](#)) und PAS 2050 ([BSI, 2008](#)) wurden als Regelwerk verwendet. Alle CH<sub>4</sub>-, N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Emissionen, die während der landwirtschaftlichen Produktion, der industriellen Verarbeitung sowie des Transports der Futtermittel anfallen, wurden berücksichtigt. Im Falle von Koppelprodukten wurden die THG-Emissionen nach den Regeln einer ökonomischen Allokation (entsprechend dem monetären Wert der Produkte) aufgeteilt. Abweichend von der FeedPrint-Methode wurden aufgrund der anhaltenden kontroversen Diskussion der

Landnutzungsänderung in der wissenschaftlichen Literatur (z. B. [Flysjö et al., 2012](#); [Schmidinger und Stehfest, 2012](#); [Schmidt et al., 2012](#); [Zilberman et al., 2011](#)) keine THG-Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen bei der Berechnung der THG-Emissionen der Zukaufsfuttermittel in der Vorstudie berücksichtigt.

### 5.3.3 THG-Emissionen aus dem Pflanzenbau und bodenbürtige Emissionen

Die Emissionen der **Saatgutherstellung** und Faustzahlen zu Saatgutmengen ([LfL, 2015](#)) wurden der LIOBA-Datenbank entnommen ([Schraml und Effenberger, 2013](#)).

Für die Herstellung von **Pflanzenschutzmitteln (PSM)** wird ein Wert von 11,256 kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg Wirkstoff für unspezifische Pestizide verwendet ([Ecoinvent, 2013](#)). Da von den Betrieben keine Angaben zum Einsatz von PSM bekannt sind, werden für einige Fruchtarten durchschnittliche Wirkstoffeinsatzmengen angesetzt. Daten zu den Pestizidgruppen, den einzelnen Präparaten, den enthaltenen Wirkstoffen und den durchschnittlichen empfohlenen Aufwandsmengen wurden [Schraml und Effenberger \(2013\)](#) entnommen. Daten zum Wirkstofffranking und den Behandlungsindizes (Aufwandsmenge nach Frucht und Pestizidgruppe) wurden nach Roßberg et al. ([2002, 2010](#)) ergänzt. Die jeweilige Wirkstoffmenge wurde anhand der vorhandenen Informationen errechnet (siehe Anhang I.h und (Formel A7)). Anschließend wurden die Wirkstoffmengen jeweils für die untersuchten Fruchtarten zusammengefasst.

**Erntereste** auf dem Feld führen zu direkten und indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen (über NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschung und Deposition nach NH<sub>3</sub>-Emissionen). Zur Berechnung des N-Eintrags durch Erntereste wurden Daten zum Verhältnis von oberirdischer und unterirdischer Biomasse der Haupternteerzeugnisse unter Berücksichtigung des jeweiligen N-Gehalts nach [Hanel et al. \(2014\)](#) verwendet. Um den Anfall von Ernteresten auf ein Jahr umzurechnen, wurde für Grünland eine Nutzungsperiode von zehn Jahren, für Gras und Klee gras eine Nutzungsperiode von drei Jahren angenommen. Die Formel zur Berechnung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen findet sich im Anhang I.g und (Formel A6).

Die mineralische und organische **Düngung führt zu direkten und indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen**. Die Heterogenität der Fläche aufgrund unterschiedlicher Boden-Klimaräume ist ein wichtiger Faktor für die THG-Bilanzierung. Unterschiede werden in der Literatur bisher kaum berücksichtigt. Wie Abb. 6 zeigt, können schon räumlich nah aneinandergrenzende Flächen ein unterschiedliches N<sub>2</sub>O-Emissionspotential aufweisen. Bei den in der Vorstudie untersuchten Betrieben variieren die N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren für Ackerland z. B. von nahezu 0 bis 0,041 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Die flächengewichteten Mittelwerte für Ackerland auf Betriebsebene reichen von 0,0042 bis 0,039 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, im Mittel 0,013 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Für Grünland reichen die flächengewichteten Emissionsfaktoren auf Betriebsebene von 0,005 bis 0,012 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Der Mittelwert aller Betriebe liegt bei 0,0073 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen werden in der Vorstudie in Abhängigkeit des Standorts bestimmt. Das verwendete Modell ([Dechow und Freibauer, 2011](#)) beruht auf einer Messdatensammlung ([Stehfest und Bouwman, 2006](#) und weitere Quellen) und berücksichtigt Regionen mit möglichen Frost-Tau-Zyklen. Die Ergebnisse wurden von der verwendeten Rasterstruktur (1 x 1 km) auf die Feldpolygone der InVeKoS-Daten übertragen und in der LIOBA-Datenbank abgespeichert ([Schraml und Effenberger, 2013](#)).





Abb. 6: Variabilität der  $N_2O$ -Emissionsfaktoren (%) auf bewirtschafteten Ackerflächen beispielhafter Betriebe auf Grund von Boden-, Relief- und Klimaeinflüssen

Für eine zusätzliche Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität in der Modellierung von  $N_2O$ -Emissionen könnten künftig biophysikalische Modelle genutzt werden. Die hierfür benötigten Daten zu Bodentextur und -schwere, organischem Kohlenstoffgehalt, Wasserhaltevermögen (Feldkapazität und permanenter Welkepunkt) sowie zum Boden-pH, abgeleitet aus der Bodenschätzung, sind in der Datenbank vorhanden. Zusätzlich benötigt würden umfangreiche Wetterdaten, die mit dem Modell verknüpft werden müssten. Auf Grund der großen Datenmenge und der großen Zahl an auszuwertenden Betrieben wurde eine solche Modellierung bisher nicht vorgenommen.

Die langfristige Düngewirkung von Wirtschaftsdüngern wird bislang auf Grund der fehlenden Datenbasis und eines geringen Anteils zur Deckung des pflanzlichen Nährstoffbedarfs vernachlässigt.

Die **bei der Düngerausbringung entstehenden  $NH_3$ -Emissionen** werden für mineralische Dünger in Abhängigkeit von der Art des Düngemittels berechnet (Tab. A10). Die  $NH_3$ -Emissionen von Harnstoff (0,11 kg  $NH_3$ -N/kg N) und Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung (0,055 kg  $NH_3$ -N/kg N) sind beispielsweise verglichen mit anderen N-Düngern (0,01 kg  $NH_3$ -N/kg N) relativ hoch ([KTBL, 2016](#)). Die  $NH_3$ -Emissionen für Wirtschaftsdünger können differenziert nach der Ausbringtechnik und Einarbeitungszeit berechnet werden. Die Temperaturabhängigkeit der  $NH_3$ -Freisetzung wird wegen der aufwendigen Modellierung vernachlässigt und das an die verwendeten Emissionsfaktoren gekoppelte Temperaturniveau auf 15 °C bzw. 7,5 °C festgelegt. Da keine Betriebsdaten zur Verwendung einer spezifischen Ausbringtechnik verfügbar sind, wurde im Rahmen der Vorstudie für alle Betriebe eine Breitverteilung mit Einarbeitung innerhalb von 4 h angenommen. Im Modell lassen sich jedoch einzelne Ausbringtechniken auswählen ([Haenel et al., 2014](#)). Zusätzlich werden indirekte  $N_2O$ -Emissionen (0,0075 kg  $N_2O$ -N/kg N) als Folge der  $NO_3^-$ -Auswaschung (Annahme für  $NO_3^-$ -N-Auswaschung pro kg N-Eintrag in den Boden: 0,3 kg  $NO_3^-$ -N/kg N) berücksichtigt ([IPCC, 2006](#)).

Die **Produktion mineralischer Düngemittel** ist mit Energieaufwand und entsprechenden THG-Emissionen verbunden. Die unterschiedliche Emissionsbelastung richtet sich im Fall von mineralischen Düngemitteln nach der Düngerart und der Herstellungskette (Tab. A10, [Ecoinvent, 2011](#)) und wurde auf die Düngemittel der Betriebsdatenbank übertragen.

Ernte, Bergung, Trocknung, Silierung und Lagerung der Ernteprodukte verursachen **TM-Verluste**, welche in der Bilanz berücksichtigt werden müssen - insbesondere bei der Betrachtung Produkt bezogener THG-Emissionen der Pflanzenproduktion. Hierzu wurden Daten nach [Lfl \(2015\)](#) in die Datenbankstruktur übertragen. Der Energieeinsatz für die Trocknung von Getreidekörnern sowie Verluste durch Reinigung sind bislang nicht im Modell integriert. Eine Berücksichtigung entsprechend der Vorgehensweise bei [Schraml und Effenberger \(2013\)](#) ist möglich.

### 5.3.4 Exkurs: Humusbilanz und verbundene THG-Emissionen aus Humusaufbau und -abbau

Die Humusbilanz ([VDLUFA, 2014](#)) als Grundlage für die Berechnung von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Auf- und Abbau organischer Bodensubstanz zu verwenden, steht aktuell in der wissenschaftlichen Diskussion. Zum einen stellt die Humusbilanz nur eine Momentaufnahme dar und kann keine langfristige Veränderung des Humusgleichgewichts abbilden. Zum anderen wird nicht der tatsächliche Auf- oder Abbau von Humuskohlenstoff im Boden abgebildet, sondern die Zu- und Abfuhr von Humuskohlenstoff bilanziert.

Die Humusdynamik ist neben Standort und Management auch zeitlichen Einflüssen unterworfen. Um Einflüsse des Standorts und der Bewirtschaftung abzubilden, sind jedoch Forschungsergebnisse aus anderen Studien notwendig. Tiefer gehende Informationen zur Bodenbearbeitung liegen für die in der Vorstudie bilanzierten Betriebe nicht vor, sodass eine Betrachtung des Bodenhumushaushalts mit detaillierteren bodenphysikalischen Modellen im Rahmen des Projektes nicht sinnvoll erscheint. Zudem ist es außerordentlich schwierig, auf Basis der InVeKoS-Daten Fruchtfolgen auf Betriebsebene zu ermitteln. Grund hierfür ist, dass keine Daten zur Lage einzelner Schläge innerhalb eines Feldstücks verfügbar sind. Je nach Anzahl der untersuchten Jahre und der Unterteilung der Feldstücke ergeben sich daher viele Kombinationsmöglichkeiten und es kann keine eindeutige Fruchtfolge abgeleitet werden. Möglichkeiten zur Abbildung der Fruchtfolge werden derzeit in zwei Projekten im Bereich der Agrarstrukturermittlung an der LfL (Frau Halama) und am Institut für Geoinformatik an der TUM (Herr Machl) erarbeitet. In einem vereinfachten Ansatz kann das Anbauspektrum eines Wirtschaftsjahres im Gesamtbetrieb als Fruchtfolge definiert und mit Hilfe der Humusbilanz bewertet werden. Maßnahmen, die der landwirtschaftliche Betrieb für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit ergreift (Zwischenfruchtanbau, organische Düngung oder Gründüngung), oder Nebeneffekte der Betriebsstruktur (Stallsystem, Tierkategorie) werden durch die Humusbilanz abgebildet. Die eingesetzten organischen Düngemittel, die angebauten Kulturpflanzen und die Ernterückstände werden nach Humusäquivalenten bewertet. Die Änderung der Humusbilanzklassen (A-E) von einem Jahr auf das Nächste kann in der Beratung als erstes Indiz eingesetzt werden, um auf Defizite im Hinblick auf die Bodenfruchtbarkeit durch Rückgang der organischen Substanz oder erhöhte Umweltwirkungen wie auch THG-Emissionen hinzuweisen. Wird Kohlenstoff aus dem Abbau von Ton-Humus-Komplexen im Boden frei, entstehen neben CO<sub>2</sub>-Emissionen auch N<sub>2</sub>O-Emissionen (C:N ≈ 10:1). Eine quantitative Bewertung der Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Boden oder die C-Einlagerung in den Boden ist zum aktuellen Zeitpunkt nicht möglich.



Im Datensatz der Vorstudie liegen zu den langfristigen Effekten der direkten Landnutzungsänderungen wie z. B. dem Umbruch von Grünland keine Informationen vor, wobei die Wahl der Futterquelle (Grünland oder Acker) jedoch in die Ergebnisinterpretation mit einbezogen wird. Die Bewirtschaftung organischer Böden, welche mit einem beschleunigten Abbau der großen Boden-Kohlenstoffvorräte einhergeht, konnte im Modell aufgrund fehlender Daten und Modelle bisher nicht berücksichtigt werden.

### **5.3.5 Gesamtbetriebliche THG-Emissionen aus der Nutzung von Energieträgern**

Daten zum Einsatz von Strom und Diesel liegen für den Gesamtbetrieb, nicht jedoch für die einzelnen Bereiche der Tier- und Pflanzenproduktion vor. THG-Emissionen aus Vorleistungen und Einsatz der Energieträger werden bei der gesamtbetrieblichen Betrachtung berücksichtigt, für Auswertungen auf Ebene des Produktionsverfahrens oder der Fläche werden diese Emissionen nicht zugeordnet.

### **5.3.6 Flächeneffizienz (Grünland, Acker, selbst erzeugte und zugekaufte Futtermittel)**

Art und Umfang des Flächenbedarfs zur Herstellung landwirtschaftlicher Produkte sind ein wichtiger zusätzlicher Indikator bei der Bilanzierung von THG-Emissionen. Der Erhalt von Grünland spielt eine wichtige Rolle für den Klimaschutz. Dies muss beim Vergleich von Grünland- und Ackerbau-basierten Produktionssystemen berücksichtigt werden. Der Flächenbedarf ist von Bedeutung, da die für die landwirtschaftliche Produktion zur Verfügung stehende Fläche zunehmend knapper wird. Ausweitungen der Anbaufläche z. B. für die Produktion von Proteinfuttermitteln durch die Rodung von Regenwald sind weltweit eine der größten Emissionsquellen ([Lathuillière et al., 2014](#)). Zunehmend werden Forderungen laut, Milch und Fleisch verstärkt vom Grünland zu erzeugen und damit die außergewöhnliche Leistung der Wiederkäuer zu nutzen, rohfaserreiches und für den Menschen nicht verzehrbare Material in Nahrungsmittel umzuwandeln.

Im Modell wird der Flächenbedarf differenziert nach Ackerbau und Grünland sowie nach eigenen Betriebsflächen und Flächenbedarf von Zukaufsfuttermitteln dargestellt. Letztere werden mit Hilfe der FeedPrint-Datenbank ([Vellinga et al., 2013](#)) bilanziert. Die FeedPrint-Datenbank enthält Standardwerte für den Flächenbedarf von Zukaufsfuttermitteln der Lebensmittelindustrie und für nach Europa importierte Futtermittel.

## **5.4 Umsetzung in Software-Anwendungen**

Für die Bilanzierung der THG-Emissionen sowie die Integration von ökonomischen Kenngrößen wurden in der Vorstudie verschiedene Datenbanken, Modelle und Software-Anwendungen erstellt.

Die benötigten Daten aus der LIOBA-Datenbank von ILT sowie der Betriebsdatenbank von IBA wurden in einer neu erstellten Datenbank unter Microsoft®Access zusammengeführt und weiter verarbeitet (Abb. 7). Im Hinblick auf die Transparenz und die in der Vorstudie vorherrschende Testphase wurde das THG-Bilanzierungsmodell unter Microsoft®Excel erstellt. Bei der Erstellung der Excel-Anwendung wurde darauf geachtet, das Modell so generisch wie möglich zu gestalten: d. h. die Abbildung und Modellierung unterschiedlichster Betriebssysteme und Produktionsverfahren soll anhand des entwickelten Modells möglich sein. Zur Verknüpfung der Datenbank mit den betriebsspezifischen Daten und der Excel-Anwendung wurde ein VBA-Admin-Tool programmiert. Mit diesem Tool können die Daten der derzeit insgesamt 370 in der Datenbank enthaltenen Betriebe

automatisiert in die Excel-Anwendung übertragen und bilanziert werden. Die Analyse und Ergebnisauswertung erfolgten mit R ([R crane, 2016](#)), Microsoft®Excel 2010 und SAS 9.

Die Datenbank- und Modellstruktur kann jederzeit durch zusätzliche Betriebsdaten oder Simulationen erweitert werden. Die Ergebnisse der THG-Bilanz sind direkt mit den ökonomischen Kenngrößen verknüpft, welche für spätere Simulationsberechnungen erweitert werden können.

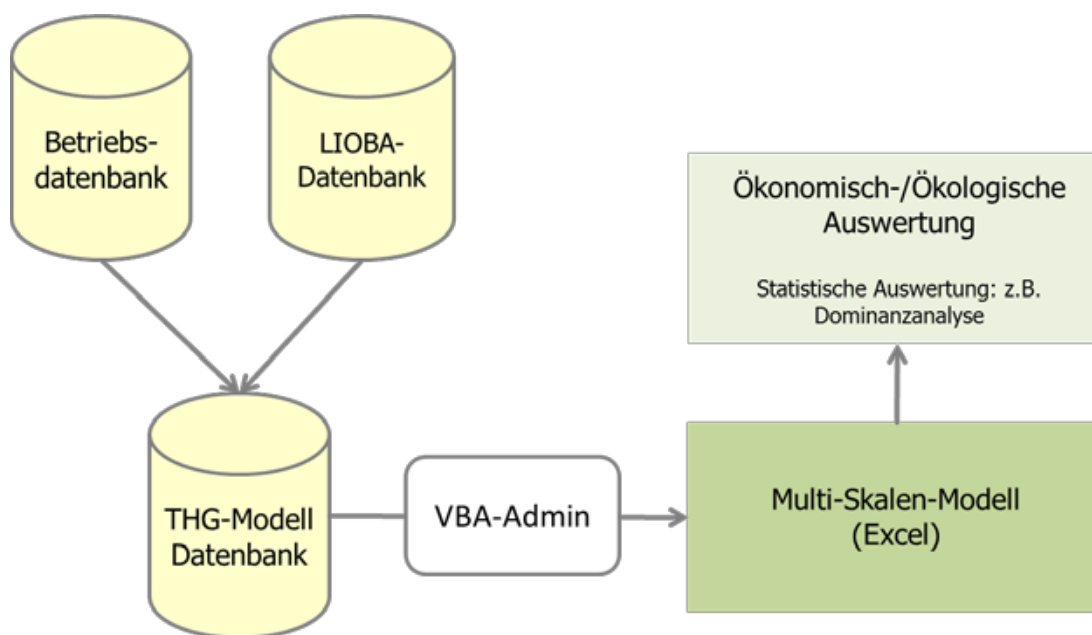


Abb. 7: Softwaretechnische Umsetzung des Multi-Skalen-Modells

## 5.5 Auswertungsmethodik

Zur Visualisierung der Variabilität der THG-Emissionen wurden **Boxplots** mit R erstellt. Diese zeigen die folgenden Merkmale einer Verteilung (Abb. 8):

- den Median als den Wert, der die Stichprobe in zwei Hälften teilt;
- die Quartile, die jeweils 25 % der Werte oberhalb/unterhalb des Median einschließen;
- den kleinsten und den größten nicht extremen Wert, definiert als höchster bzw. niedrigster Wert, der maximal um das 1,5-fache des Interquartilabstandes vom oberen bzw. unteren Quartil abweicht sowie
- Ausreißer als Werte, die mehr als das 1,5-fache des Interquartilabstandes vom oberen bzw. unteren Quartil entfernt liegen ([Stahel, 2002](#), [R crane, 2016](#)).

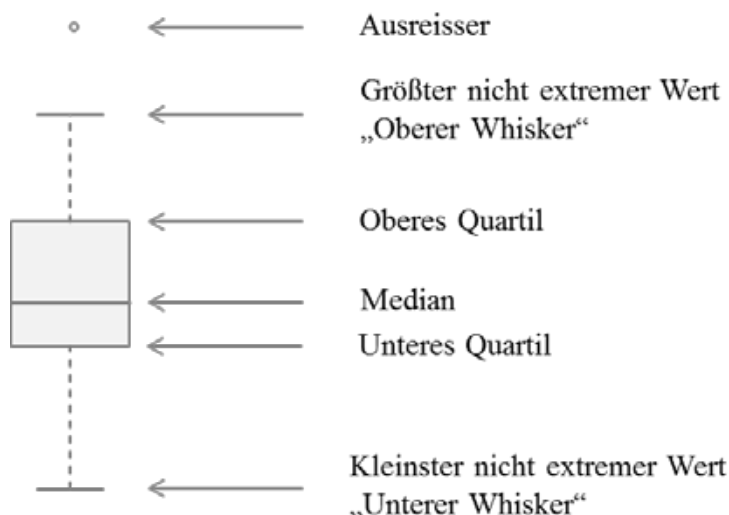


Abb. 8: Beispielhafte Darstellung eines Boxplots mit Whiskern und Ausreißer

Die Analyse der Variabilität der THG-Emissionen zwischen den bilanzierten Betrieben erfolgte mittels einer **Dominanzanalyse**. Hiermit können diejenigen Variablen ermittelt werden, die den größten Einfluss auf die Variabilität der THG-Emissionen haben. Die Auswertung gewährt einen ersten Einblick in Ansatzmöglichkeiten zur Reduktion der THG-Emissionen. Methodisch basiert die Dominanzanalyse auf multiplen, schrittweisen Regressionsanalysen (für eine detaillierte Beschreibung der Methode siehe [Groemping, 2006](#)). Die Dominanzanalyse wurde mit Hilfe des Statistikprogramms R durchgeführt.

Für die statistische Datenanalyse der flächenbezogenen THG-Emissionen je Fruchtart wurde das statistische Paket SAS 9 benutzt. Die Daten waren nicht normalverteilt und wiesen verschiedene Varianzen auf. Daher wurde vorerst die Datenanalyse mit einem nicht parametrischen Test (Kruskal-Wallis-Test) mittels PROC NPAR1WAY Prozedur durchgeführt, um zu testen, ob die angebaute Fruchtart einen signifikanten Einfluss auf die THG-Emissionen ausübt. Um die Unterschiede zwischen einzelnen Fruchtarten aufzudecken, wurde ein paarweiser Vergleich (Tukey-Kramer-Test) mittels einer einfaktoriellen Analyse (proc mixed Prozedur) vorgenommen. Dafür wurden den einzelnen Werten im Vorfeld die jeweiligen Ränge (proc rang Prozedur) zugeordnet. Signifikante Unterschiede werden mit einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von  $p = 0,05$  identifiziert. Für die Erzeugung der Buchstaben, welche zur Darstellung der statistisch signifikanten Unterschiede dienen, wurde ein Makro von [Piepho \(2012\)](#) verwendet.

## 6 Ergebnisse und Diskussion: THG-Emissionen und ökonomische Kennzahlen

Bei der Auswertung der THG-Bilanzen wird zwischen unterschiedlichen Ebenen und funktionellen Einheiten unterschieden: Betriebsebene, Produktebene und Flächenebene. Dabei werden die Variabilität der THG-Emissionen zwischen den bilanzierten Betrieben sowie einzelne Zusammenhänge zwischen THG-Emissionen und ökonomischen Kenngrößen untersucht. Zusätzlich werden die Flächennutzung und die N-Intensität der Betriebe betrachtet. In den folgenden Abschnitten werden zunächst die analysierten Betriebe anhand von ökonomischen und produktionstechnischen Merkmalen charakterisiert (6.1). Im Abschnitt 6.2 werden die THG-Emissionsquellen sowie deren Variabilität auf **Betriebsebene** untersucht. Eine detaillierte Analyse der THG-Emissionen auf **Produktebene** erfolgt im Abschnitt 6.3. Dabei wird auch die Problematik der Bewertung von Koppelprodukten (bei der Milchproduktion: Rindfleisch) diskutiert. Die Auswertung der THG-Emissionen auf **Flächenebene** (6.4) liefert Hinweise auf Einflüsse des Standorts, der Intensität und unterschiedlicher Fruchtarten. Der Flächenbedarf ist ein wichtiger Indikator für die Ressourceneffizienz. Im letzten Abschnitt (6.5) erfolgt eine kritische Betrachtung der Ergebnisunsicherheit bedingt durch Datenqualität und Bilanzierungsmethoden.

### 6.1 Charakteristik der analysierten Milchviehbetriebe

Die bilanzierten Betriebe weisen eine hohe Spannweite sowohl bezüglich der Betriebsgröße (gekennzeichnet durch Fläche und Anzahl der Milchkühe) als auch hinsichtlich der produktionstechnischen Parameter (z. B. Milchleistung pro Kuh, bereinigte Remontierungsrate) auf (Tab. 9). Die Anzahl der Milchkühe in den für das Jahr 2013 bilanzierten Betrieben variiert zwischen 13 und 172. Dabei handelt es sich vorrangig um Milchviehbetriebe mit Rindern der Zweinutzungsrasse Fleckvieh. Auch im Bereich der produktionstechnischen Kennzahlen weisen die Betriebe eine hohe Schwankungsbreite auf. So variiert die Milchleistung zwischen ca. 4.400 kg und 10.264 kg ECM (Energie korrigierte Milch) pro Kuh und Jahr. Im Vergleich zu den repräsentativen spezialisierten Milchviehbetrieben des Testbetriebsnetzes in Bayern im Wirtschaftsjahr 2012/2013 weisen die analysierten Betriebe sowohl in Bezug auf die Betriebsgröße als auch hinsichtlich der produktionstechnischen Kennzahlen überdurchschnittliche Werte auf. Die 1.746 spezialisierten Milchviehbetriebe des Testbetriebsnetzes bewirtschaften im Schnitt eine landwirtschaftliche Fläche von 50 ha (davon ca. 50 % Ackerfläche und 50 % Dauergrünlandfläche). Die Anzahl der Milchkühe beträgt im Schnitt 41 bei einer Milchleistung von 6.380 kg Milch pro Kuh und Jahr. Somit liegt bei den bilanzierten Betrieben die Anzahl der Milchkühe um 90 % und die Milchleistung pro Kuh um 24 % höher. Aufgrund der geringen Anzahl der für die Bilanzierung zur Verfügung stehenden reinen Ackerbaubetriebe ohne Milchviehhaltung (zwei im Jahr 2013, acht im Jahr 2012 und zehn im Jahr 2011) wurden diese nicht in Tab. 9 aufgeführt.

Tab. 9: Kennzahlen der Milchviehbetriebe, für welche die Bilanzierung der THG-Emissionen erfolgte

Kennzahl	Einheit	Mittelwert (Min.-Max.)	Mittelwert (Min.-Max.)	Mittelwert (Min.-Max.)
Auswertungsjahr	-	2013	2012 <sup>1)</sup>	2011 <sup>1)</sup>
Anzahl Betriebe	-	98	119	126
Anzahl Milchkühe	-	78 (13-172)	71 (23-172)	71 (22-197)
Ackerfläche	ha/Betrieb	57 (13-207)	48 (1-189)	56 (7-194)
Dauergrünland	ha/Betrieb	33 (5-83)	32 (6-98)	33 (5-163)
Milchleistung	kg ECM/Kuh und Jahr	7.901 (4.461-10 264)	7.742 (4.946 – 9.759)	7.745 (4.512-10.954)
Bereinigte Remontierungsrate	%	24 (11-45)	24 (12-42)	23 (10-40)
EKA	Monate	28 (24-32)	28 (25-35)	29 (24-35)
ZKZ	Tage	385 (359-438)	384 (351-451)	385 (355-460)
Gewinn <sup>2)</sup>	Cent/kg ECM	8,22 (0,17-28,84)	11,93 (0,64-21,87)	12,40 (0,12-22,90)
	Tausend €Betrieb	101 (-21-314)	103 (-3 - 416)	86 (-53-319)
Anzahl ökologisch wirtschaftender Betriebe	-	4	2	1
Anzahl Betriebe mit Milchkühen der Rasse Fleckvieh	-	92	107	113

<sup>1)</sup> Die Bilanzierungsergebnisse der Jahre 2012 und 2011 sind im vorliegenden Bericht nicht aufgeführt. Diese können von den Autoren auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden. <sup>2)</sup> Betriebswirtschaftlicher Gewinn ohne Faktorkosten und Betriebsprämie, ECM = Energie korrigierte Milch, EKA = Erstkalbealter, ZKZ = Zwischenkalbezeit

In der Ergebnisdarstellung auf Betriebsebene und auf Ebene der Produktionsverfahren werden ausschließlich die Tabellen und Grafiken mit den Auswertungen für das Jahr 2013 aufgeführt. Das Jahr 2010 wurde aufgrund der geringen Anzahl von lediglich sechs Betrieben von der Ergebnisdarstellung ausgenommen. Die Tabellen und Grafiken für die Jahre 2011 bis 2012 können von den Autoren auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden. Die Auswertung auf Flächenebene wird für die angebauten Kulturpflanzen für die Jahre 2011-2013 dargestellt.

Aus der Darstellung der Flächen aller bilanzierten Betriebe in Abb. 9 wird ersichtlich, dass der Schwerpunkt der Betriebe in der nördlichen Hälfte des Freistaats Bayern liegt. Ein Großteil der Betriebsflächen befindet sich in der westlichen Oberpfalz und – relativ gleichmäßig verteilt – in Franken. Im Jahr 2013 liegen 50 % der Betriebe mit 59 % der Fläche in den Agrargebieten 9 „Jura“ und 10 „Nordbayerisches Hügelland und Keuper“. Hinsichtlich der Boden-Klima-Räume sind die analysierten Betriebe mit 51 % der Betriebe und 62 % der Fläche vorwiegend in den Regionen 113 „Nordwestbayern-Franken“ und 114 „Albflächen und Ostbayerisches Hügelland“ zu finden. Für die übrigen Jahre ergibt sich ein ähnliches Bild (Tabellen im Anhang II).

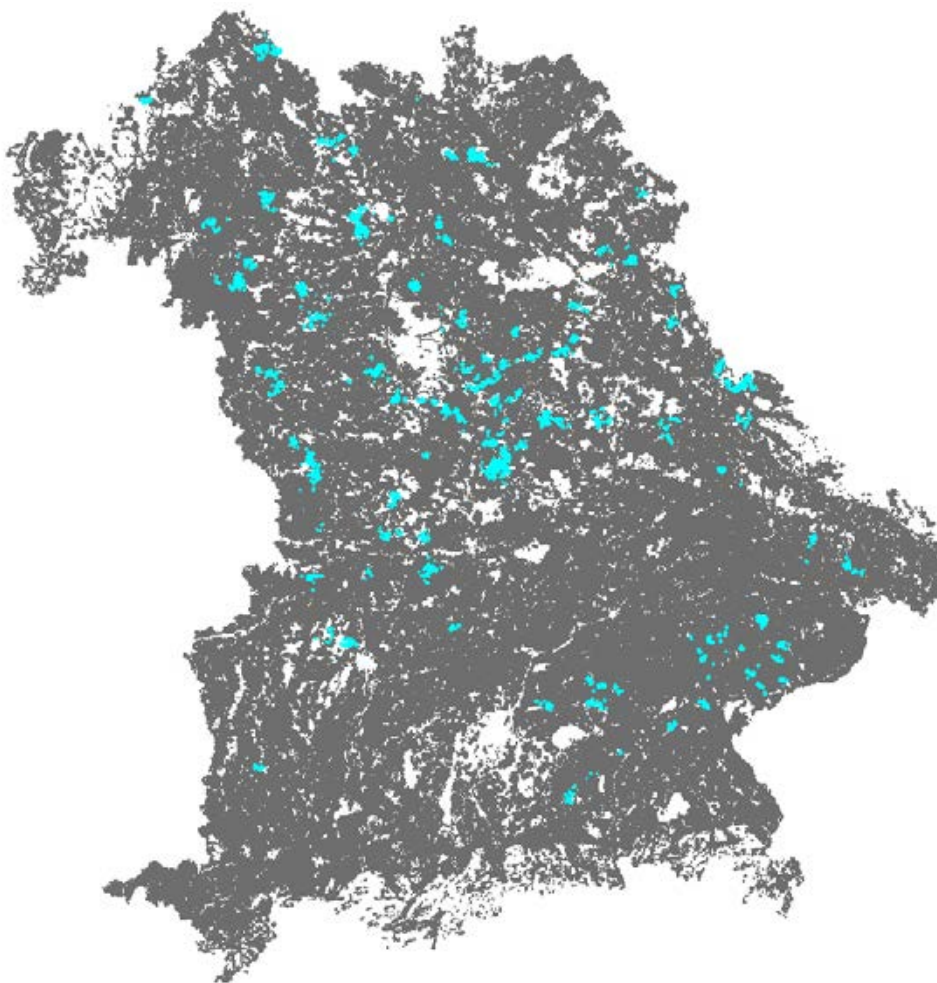


Abb. 9: Verteilung aller Flächen der analysierten Betriebe in Bayern für das Jahr 2013 (N=102)

Farbliche Hervorhebung: Türkis – in dieser Studie analysierte Betriebsflächen im Jahr 2013; Weiß – nicht landwirtschaftlich genutzte Fläche z. B. Ballungszentren; Grau-landwirtschaftliche Nutzfläche. Quelle: LIOBA-Landwirtschaftliches Inventar für Öko-Bilanzen in Bayern (vgl. [Schraml und Effenberger, 2013](#))

## 6.2 Auswertungen auf Betriebsebene

Bei Betrachtung der Betriebsebene werden die gesamten während der Produktion eines Jahres anfallenden THG-Emissionen auf den Betrieb als funktionelle Einheit bezogen. Diese Bezugsebene ist vor allem bedeutsam, um „Hot-Spots“ von THG-Emissionen auf Betriebsebene zu identifizieren und betriebsspezifische Vermeidungsoptionen zu definieren. Die Art und Menge der produzierten Outputs ist dabei zweitrangig. Die Betriebsebene ist auch die Bezugsgröße für die Entscheidungen der praktizierenden Landwirte.

Tab. 10 zeigt die Anteile der wichtigsten THG-Emissionsquellen an den Gesamtemissionen der untersuchten Milchviehbetriebe. Der größte Anteil der THG-Emissionen von im Mittel 37 % stammt dabei aus der Verdauung der Rinder. Die Herstellung der Futtermittel beträgt im Mittel 25 % und weist die größte Spannweite zwischen den Betrieben (9 % - 48 %) auf. Die Gründe für diese hohe Variabilität liegen vor allem in der variierenden Gesamtmenge der Futtermittelproduktion, unterschiedlichem Input an mineralischen und organischen Düngemitteln sowie unterschiedlichen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren der Anbauflächen.

Tab. 10: Anteile der wichtigsten Emissionsquellen an den gesamten betrieblichen THG-Emissionen für 98 Milchviehbetriebe

	Min. (%)	Max. (%)	Mittelwert (%)	Std (%)
CH <sub>4</sub> Verdauung	21	48	37	5
N <sub>2</sub> O WD-Stall, WD-Lager	2	6	4	1
CH <sub>4</sub> WD-Lager	4	10	7	1
Herstellung Futtermittel	9	48	25	8
Zukauf Futtermittel	4	26	10	5
Tierzukauf	0	13	1	3
Sonstiger Pflanzenbau	0	39	9	8
Strom, Treibstoff	1	16	7	3

Ohne Bewertung von Gutschriften und Belastungen, Min. = Minimum, Max. = Maximum, Std = Standardabweichung, WD = Wirtschaftsdünger

Um einen Überblick der betriebsindividuellen Zusammensetzung der THG-Emissionen zu erhalten, wurden in Abb. 10 die THG-Emissionsquellen für jeden einzelnen Betrieb aufsteigend nach Höhe der produzierten Milchmenge pro Betrieb dargestellt. Mit zunehmender Milchmenge ist tendenziell ein Anstieg der THG-Emissionen pro Betrieb festzustellen. Der größte Anteil der Emissionen stammt überwiegend aus der Verdauung der Rinder. Es ist jedoch auch ersichtlich, dass die größten Hebel zur Vermeidung von THG-Emissionen auf Betriebsebene variieren. Je nach Betriebsorganisation stellen beispielsweise Emissionsquellen wie Zukaufsfuttermittel oder Wirtschaftsdüngerlagerung einen mehr oder weniger großen Hebel zur Vermeidung von THG-Emissionen dar. Je nach Betriebsgröße und Anteil der Rinderhaltung kann die Vergärung der Gülle in einer Biogasanlage zur weitgehenden Vermeidung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung führen. Diese machen einen Anteil von 4 bis zu 10 % an den Gesamtemissionen aus. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass N<sub>2</sub>O-Emissionen sowie Stickstoffverluste durch gasförmige NH<sub>3</sub>-Verluste bei der Lagerung reduziert werden.



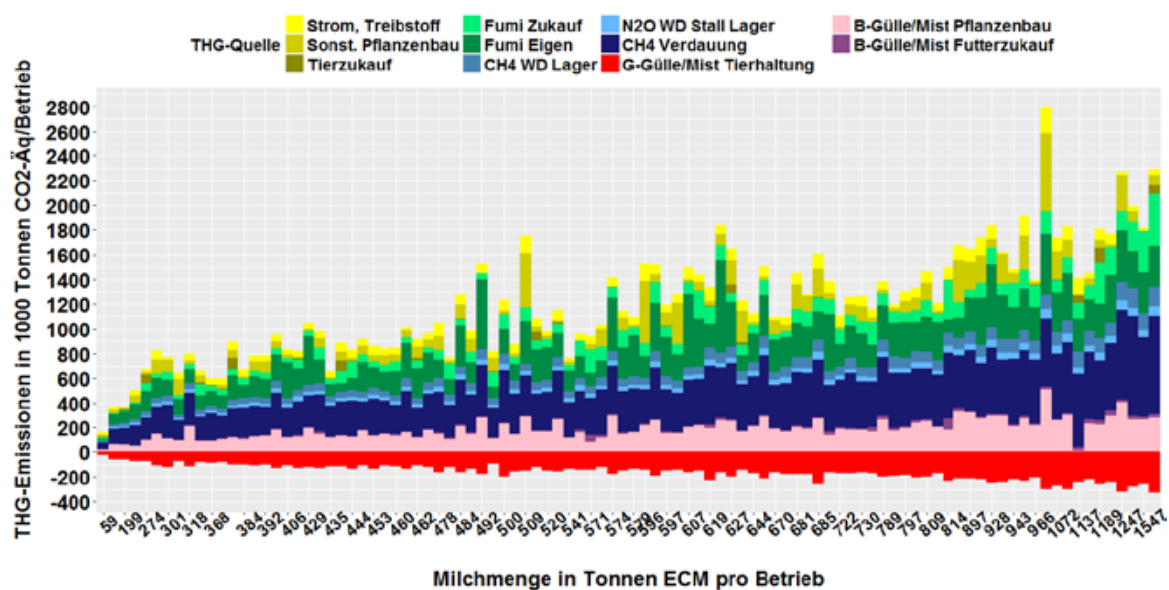


Abb. 10: THG-Emissionen pro Betrieb inkl. Gutschriften (G) und Belastungen (B) für alle bilanzierten Betriebe im Jahr 2013

Anhand der Darstellung der Variabilität der THG-Emissionen in Tab. 10 und Abb. 10 wird ersichtlich, dass die CH<sub>4</sub>-Emissionen aus dem Verdauungstrakt der Rinder sowie die Emissionen aus dem Pflanzenbau für einen großen Teil der Unterschiede zwischen den betrieblichen Emissionen verantwortlich sind. In Abb. 11 sind daher die THG-Emissionen pro Betrieb in Abhängigkeit der Anzahl der Milchkühe pro Betrieb dargestellt, wobei die Betriebe zusätzlich in Abhängigkeit ihrer Anbaufläche gekennzeichnet wurden. Es zeigt sich eine positive Korrelation zwischen den betrieblichen THG-Emissionen und der Anzahl der Milchkühe. Dennoch weisen einzelne Betriebe mit gleicher Anzahl an Milchkühen und ähnlichem Flächenumfang erhebliche Unterschiede in den THG-Emissionen auf.

Beispielhaft wurden zwei Betriebe mit ähnlicher Anbaufläche (Betrieb A: 90,8 ha; Betrieb B: 84,9 ha) und vergleichbarer Anzahl an Milchkühen (Betrieb A: 131; Betrieb B: 133), aber deutlich unterschiedlichen Gesamt-THG-Emissionen (Betrieb A: 1,7 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq; Betrieb B: 1,2 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äq) im Detail betrachtet. Die höheren THG-Emissionen von Betrieb A erklären sich unter anderem durch die höhere Intensität der Milchproduktion (9.500 kg Milch/Kuh und Jahr in Betrieb A im Vergleich zu 8.500 kg Milch/Kuh und Jahr in Betrieb B), die höhere Remontierungsrate (30 % in Betrieb A im Vergleich zu 16 % in Betrieb B) und einen daraus resultierenden höheren Bedarf an Nachzuchttieren. Des Weiteren ist die geringere Düngernutzungseffizienz im Futterbau in Betrieb A ein Grund für die höheren THG-Emissionen. In Abb. 11 sind auch die Emissionen der Betriebe ohne Milchviehhaltung aufgeführt. Die Betriebe ohne Rinderhaltung weisen bei einer Anbaufläche von 69 und 147 ha im Vergleich zu den Betrieben mit Rinderhaltung vergleichsweise niedrige THG-Emissionen auf.



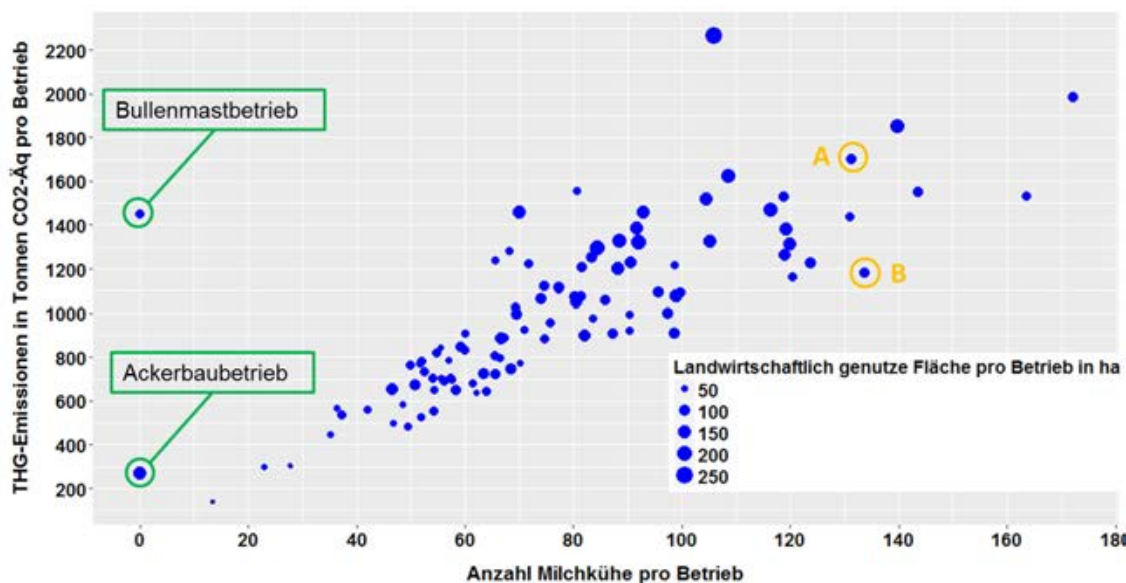


Abb. 11: THG-Emissionen pro Betrieb in Abhängigkeit der Anzahl der Milchkühe

Die Größe der Punkte kennzeichnet den Umfang der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Ackerfläche und Grünland) pro Betrieb. Die farbig umkreisten Betriebe „A“ und „B“ weisen eine ähnliche Zahl an Milchkühen und Flächenausstattung auf, aber deutlich unterschiedliche THG-Emissionen (Erläuterungen siehe Text).

Der Bezug zum Gewinn des Betriebs pro Jahr ermöglicht es, Betriebssysteme zu identifizieren, die sowohl kosten- als auch emissionseffizient sind. Es überrascht nicht, dass mit zunehmendem Gewinn tendenziell höhere THG-Emissionen zu beobachten sind – jedoch mit erheblicher Schwankungsbreite. Die lineare Regression weist ein Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 0,38$  auf (Abb. 12). Schwankungsbreiten im Bereich der THG-Emissionen lassen sich wiederum durch unterschiedliche Betriebsgrößen, gekennzeichnet durch die Höhe der landwirtschaftlich genutzten Fläche sowie die Anzahl der Milchkühe, erklären. Unterschiede im Gewinn beruhen daneben auf zahlreichen Faktoren, darunter Abschreibungen von Maschinen und Gebäuden. Auf eine detaillierte Auswertung der Gewinngrößen wird in diesem Bericht verzichtet. Eine Auswertung der betriebswirtschaftlichen Kenngrößen bayerischer Milchviehbetriebe erfolgt z.B. im Milchreport Bayern ([Dorfner und Hofmann, 2014](#)).

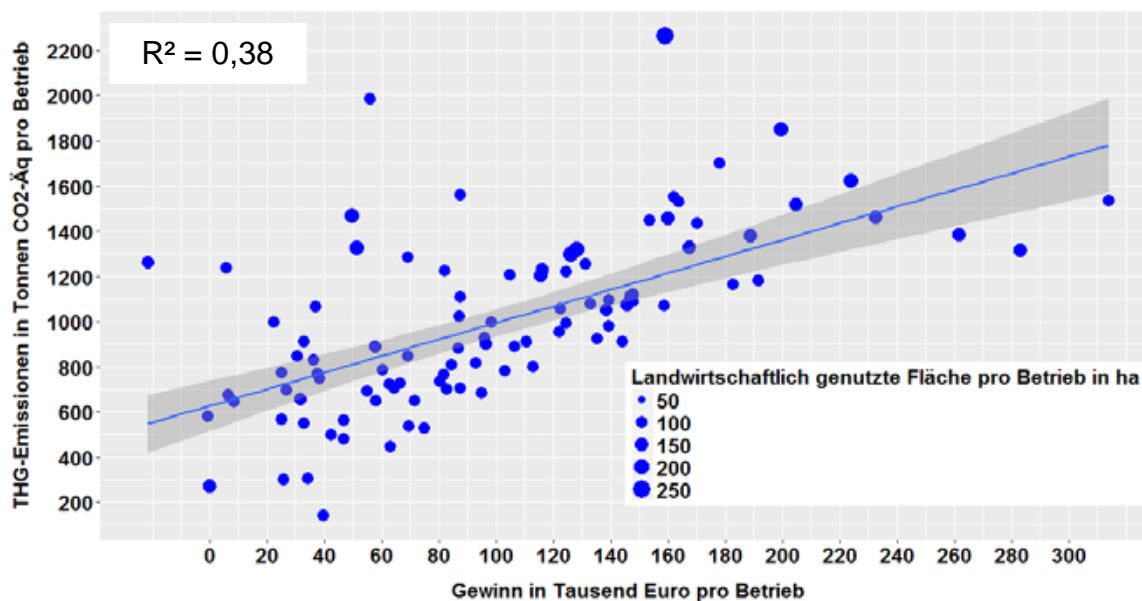


Abb. 12: THG-Emissionen in Abhängigkeit des Gewinns und der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Ackerfläche und Grünlandfläche) pro Betrieb

Grauer Balken entspricht dem 95 % Konfidenzintervall. Gewinn entspricht dem betriebswirtschaftlichen Gewinn (ohne Entlohnung der Faktorkosten und Betriebsprämie).

Die bisherigen Auswertungen weisen darauf hin, dass die Größe der Anbaufläche sowie die Tierzahlen den stärksten Einfluss auf die betrieblichen THG-Emissionen haben. Um einen tieferen Einblick in die THG-Emissionen pro Betrieb bei gleicher Anbaufläche zu bekommen, wurden in Abb. 13 die THG-Emissionen pro ha Anbaufläche in Abhängigkeit der Großvieheinheiten (GV) dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei  $R^2=0,80$  bei tendenziell zunehmender Schwankungsbreite der THG-Emissionen pro ha mit zunehmendem GV Besatz.

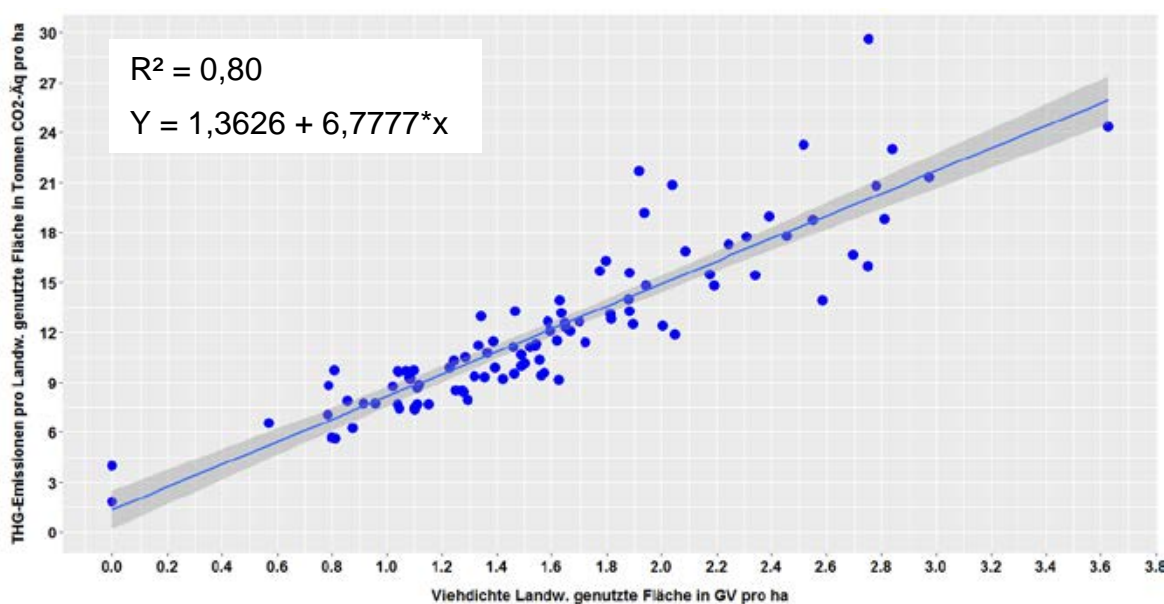


Abb. 13: THG-Emissionen pro Landwirtschaftlich (Landw.) genutzte Fläche in Abhängigkeit der Rinder-Großvieheinheiten (GV) pro Landw. genutzte Fläche

Grauer Balken entspricht dem 95 % Konfidenzintervall

Auch der Gewinn pro ha LF korreliert mit dem GV Besatz pro ha LF (Abb. 14). Einzelne Betriebe zeigen hohe Abweichungen nach oben. Diese Betriebe sind zum einen durch eine sehr hohe Anzahl an Milchkühen bei relativ geringer Anbaufläche gekennzeichnet, zum anderen durch zusätzliche Betriebszweige wie Biogas (im Rahmen der Vorstudie nicht berücksichtigt).

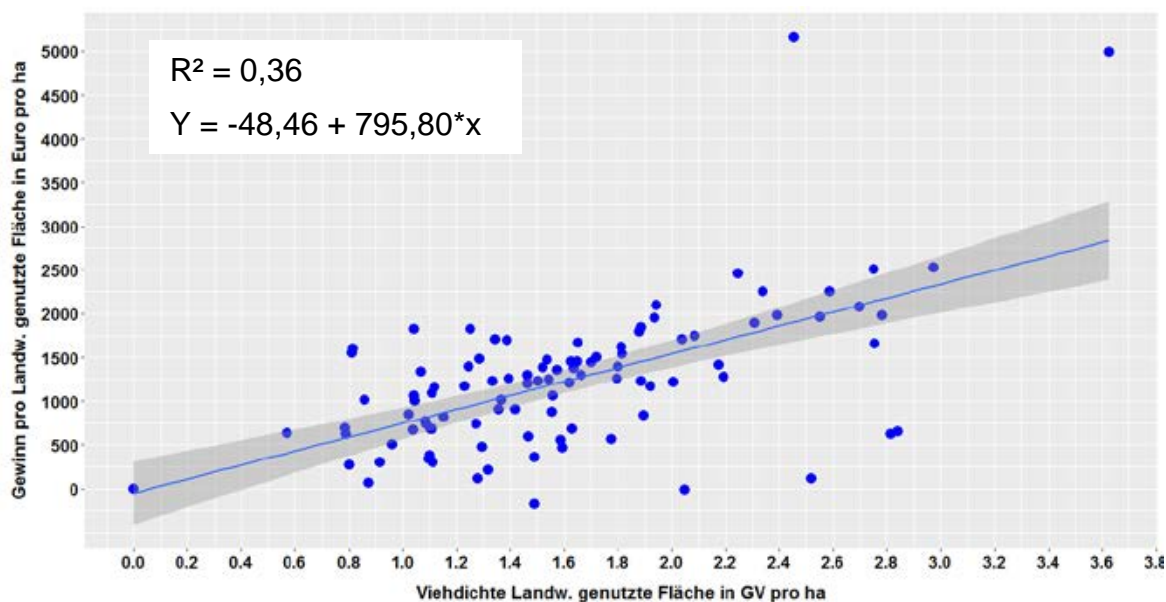


Abb. 14: Gewinn pro ha Anbaufläche in Abhängigkeit der Großvieheinheiten (GV) pro ha Landwirtschaftlich (Landw.) genutzter Fläche

Grauer Balken entspricht dem 95 % Konfidenzintervall.

Anhand der Koeffizienten der Regressionsgeraden für Gewinn und THG-Emissionen pro ha Anbaufläche (Abb. 13 und Abb. 14) können THG-Vermeidungskosten durch den Rückgang des GV Besatzes pro ha Anbaufläche berechnet werden. Die Division der THG-Minderung durch den Rückgang des Gewinns bei Reduktion des GV Besatzes resultiert in durchschnittlichen THG-Vermeidungskosten von 117 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq. Eine alternative Verwertung der frei werdenden Arbeitszeit wurde dabei noch nicht berücksichtigt.

Es ist auch zu beachten, dass vor allem in Regionen mit hoher Viehdichte eine Reduktion des Viehbesatzes mit zusätzlichen positiven Umwelteffekten im Bereich Ammoniak-Emissionen und Nitratverlagerungen einhergeht (Salou et al., 2016). Dadurch ist eine Aufteilung der Vermeidungskosten auf zusätzliche Umweltwirkungen neben der Reduktion von THG-Emissionen möglich.

Bei alleiniger Betrachtung der THG-Emissionen erscheinen die THG-Vermeidungskosten von 117 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq im Vergleich zu THG-Vermeidungskosten zahlreicher Studien relativ hoch. Krimly et al. (2016) geben in ihrer Diskussion einen Überblick über THG-Vermeidungskosten unterschiedlicher Maßnahmen in der Landwirtschaft. Die THG-Vermeidungskosten bewegen sich dabei in einem Bereich von minus 142 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq (Vermeidungsgewinne durch effizienteren Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln) bis 1.300 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq (Bereitstellung bestimmter Biokraftstoffe). Neben den Angaben dieser Extreme wird darauf hingewiesen, dass THG-Vermeidungsoptionen – z. B. durch Einschränkung der Bewirtschaftung von Moorflächen – für Kosten von bis zu 50 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq möglich sind.

Die Einsparung der gesamtbetrieblichen THG-Emissionen durch eine Reduktion der Intensität der Rinderhaltung geht jedoch immer auch mit einer Reduktion der Produktion von tierischen Lebensmitteln einher. Im Weiteren werden daher die THG-Emissionen pro Produkteinheit betrachtet, um Hinweise auf THG-Vermeidungsoptionen bei konstanter Produktmenge zu erhalten.

### 6.3 Auswertungen auf Produktebene

Für die Darstellung der THG-Emissionen pro kg energiekorrigierter Milch (ECM) wurde das Produktionsverfahren Milchkuh plus Nachzucht definiert. Nur diejenigen THG-Emissionen des Betriebs werden berücksichtigt, die einer Milchkuh und der anteiligen Nachzucht (Anteil berechnet anhand der Remontierungsrate) zugeordnet werden können. Gesamtbetrieblich anfallende THG-Emissionen, die nur schwer zuzuordnen sind, z. B. der Dieselbedarf der Maschinen, wurden dabei nicht berücksichtigt. In Abb. 15 sind die Boxplots der gesamten THG-Emissionen pro kg ECM sowie zugehörige THG-Emissionsquellen der bilanzierten Betriebe dargestellt. Der größte Anteil der THG-Emissionen pro kg ECM stammt aus den CH<sub>4</sub>-Emissionen der Verdauung und der Produktion der Futtermittel. Die Spannweite der Boxplots wird auch durch die Datenverfügbarkeit auf den Betrieben bestimmt. Nur drei der 98 bilanzierten Milchviehbetriebe führen überhaupt eine Weidehaltung durch und diese nur in geringem Maße. Deshalb liegt der Anteil der CH<sub>4</sub>-Emissionen auf der Weide im Mittel der Betriebe nahe Null. Die THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung weisen nur eine geringe Schwankungsbreite auf. Dies ist auch durch fehlende Informationen zur Art der Wirtschaftsdüngerlagerung auf den Betrieben begründet. Für die Berechnung der THG-Emissionen dieser Emissionsquellen wurde ein typisches Verfahren angenommen: Laufstall mit Spaltenboden und offene Güllegrube mit natürlicher Schwimmdecke. Über alle ausgewerteten Betriebe schwanken die gesamten THG-Emissionen pro kg ECM in einem Bereich von 0,8 bis 1,5 kg CO<sub>2</sub>-Äq (ohne Berücksichtigung von Ausreißern).

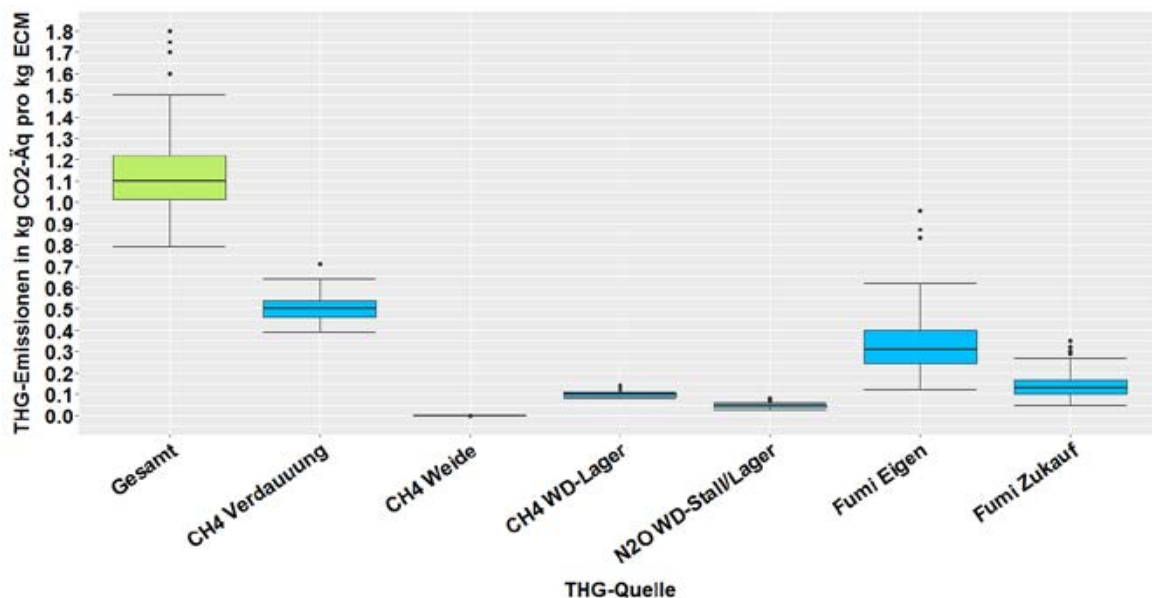


Abb. 15: THG-Emissionen pro kg ECM (Energie korrigierte Milch) gesamt und aufgeteilt nach den wichtigsten THG-Emissionsquellen

Fumi = Futtermittel, WD = Wirtschaftsdünger

Als Grundlage für die Erklärung der Variabilität der THG-Emissionen pro kg ECM werden im Folgenden die Ergebnisse von Korrelationen und statistischen Analysen gezeigt und diskutiert.

Die  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus der Verdauung der Rinder haben im Mittel den größten Anteil an den gesamten THG-Emissionen pro kg ECM. Bei der Berechnung der  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe spielen Futterwerte wie Rohprotein und Rohfasergehalt eine wesentliche Rolle (vgl. (Formel 1)). Beispielsweise führt ein höherer Rohfasergehalt der Ration zu höheren  $\text{CH}_4$ -Emissionen. Einzelne Untersuchungen haben jedoch auch gezeigt, dass eine Reduktion der  $\text{CH}_4$ -Emissionen der Verdauung durch geringeren Rohfasergehalt in der Ration die  $\text{CH}_4$ -Emissionen der Güllelagerung erhöhen ([Hindrichsen et al., 2006](#)). In zahlreichen Forschungsvorhaben weltweit werden derzeit Erkenntnisse zur Reduktion der  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus der Verdauung durch Veränderung der Fütterung oder den Einsatz von Futterzusatzstoffen, wie Nitraten und Docosahexaensäure (DHA), generiert ([Klop et al., 2016](#)). Für die Einbeziehung in Modellrechnungen ist die Datengrundlage derzeit nicht ausreichend. Neben der Zusammensetzung der Futtermischung hat die Futtereffizienz, also die tatsächliche Futteraufnahme in Netto-Energie-Laktation (NEL) in Relation zum Futterbedarf nach Norm, einen Einfluss auf die Höhe der  $\text{CH}_4$ -Emissionen pro kg ECM (Abb. 16). Auffällig hohe Schwankungsbreiten, z. B. bei den Betrieben A und B, lassen sich vor allem durch Unterschiede in der Milchleistung erklären (Betrieb A: 4.461 kg, Betrieb B: 9.642 kg Milch pro Kuh und Jahr).

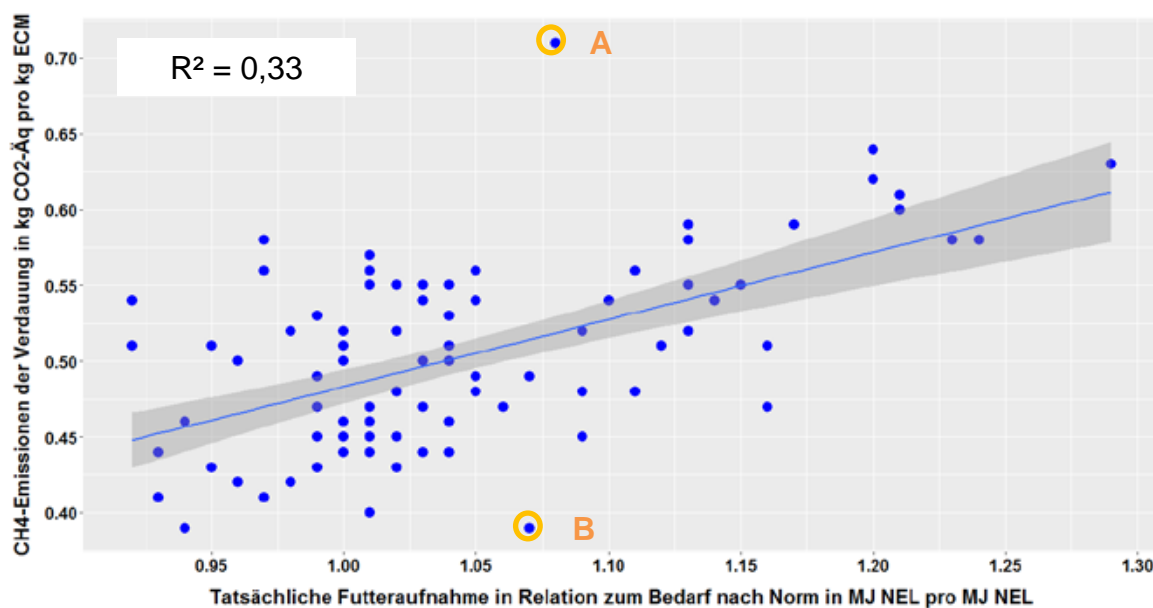


Abb. 16:  $\text{CH}_4$ -Emissionen der Verdauung der Milchkühe in Abhängigkeit der Futteraufnahmeeffizienz

Ausgedrückt in Tatsächliche Futteraufnahme in NEL in Relation zum Normbedarf nach [DLG \(2011\)](#)

In zahlreichen Literaturquellen wird auf den Zusammenhang zwischen Milchleistung und THG-Emissionen pro kg Milch hingewiesen ([Gerber et al., 2011](#) und [Reynolds et al., 2011](#)). In Modellberechnungen von typischen Milchproduktionsverfahren zeigt sich ein deutlicher Rückgang der THG-Emissionen pro kg Milch mit zunehmender Milchleistung. Begründet wird dies durch die Aufteilung des relativ hohen Erhaltungsbedarfs der Milchkühe und die entsprechenden Emissionen der Verdauung auf die größere Milchmenge. Die-



ser Zusammenhang zeigt sich auch bei der THG-Bilanzierung des im DB-Rechner der LfL integrierten Produktionsverfahrens Milchkuh mit Nachzucht. Die Milchleistung des Produktionsverfahrens wurde stufenweise von 6.000 auf 8.000 und 10.000 kg Milch erhöht. Die berechneten THG-Emissionen pro kg Milch reduzierten sich dadurch von 1,42 auf 1,21 und 1,08 kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg Milch (siehe rote Markierungen in Abb. 17). Im Vergleich dazu zeigt sich bei den bilanzierten Praxisbetrieben nur ein relativ schwacher Zusammenhang zwischen Milchleistung und THG-Emissionen pro kg ECM ( $R^2 = 0,10$ ; vergleiche Abb. 17). Dies gibt einen ersten Hinweis darauf, dass zahlreiche weitere Einflussfaktoren die THG-Emissionen pro kg Milch deutlich beeinflussen.

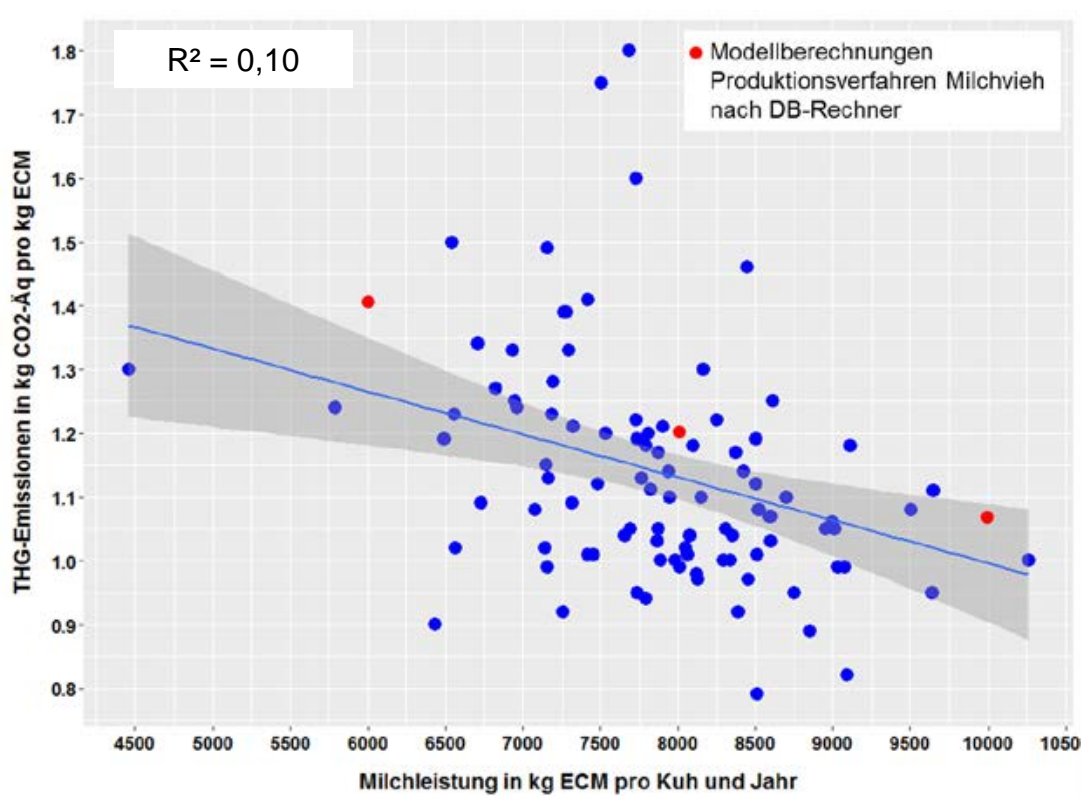


Abb. 17: THG-Emissionen pro kg ECM (Energie korrigierte Milch) in Abhängigkeit der Milchleistung pro Kuh

DB-Rechner = Deckungsbeitragsrechner nach [LfL \(2015\)](#)

Neben der Milchleistung wird auch die Nutzungsdauer der Milchkuh in der Literatur als ein wesentlicher Einflussfaktor auf die THG-Emissionen pro kg ECM genannt ([Zehetmeier et al., 2014](#)). Dies liegt vor allem daran, dass bei erhöhter Nutzungsdauer weniger Nachzuchttiere benötigt werden, so dass THG-Emissionen in der Färsenaufzucht eingespart werden können. Auch das Erstkalbealter hat einen Einfluss auf die Emissionen der Färsenaufzucht. Die Lebensstagsleistung verbindet die Variablen Milchleistung, Nutzungsdauer und Erstkalbealter zu einem Indikator. Berechnet wird die Lebensstagsleistung gemäß (Formel 3).

$$(Formel\ 3) \text{ Lebensstagsleistung } \left( \frac{\text{kg ECM}}{\text{Lebensstag}} \right) = \frac{\text{Milchleistung} \left( \frac{\text{kg ECM}}{\text{Jahr}} \right) * \text{Nutzungsdauer (Jahre)}}{\text{Erstkalbealter (Tage)} + \text{Nutzungsdauer (Tage)}}$$

Die Korrelation der THG-Emissionen und der Lebensstagsleistung weist ein Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,18$  auf (Abb. 18).

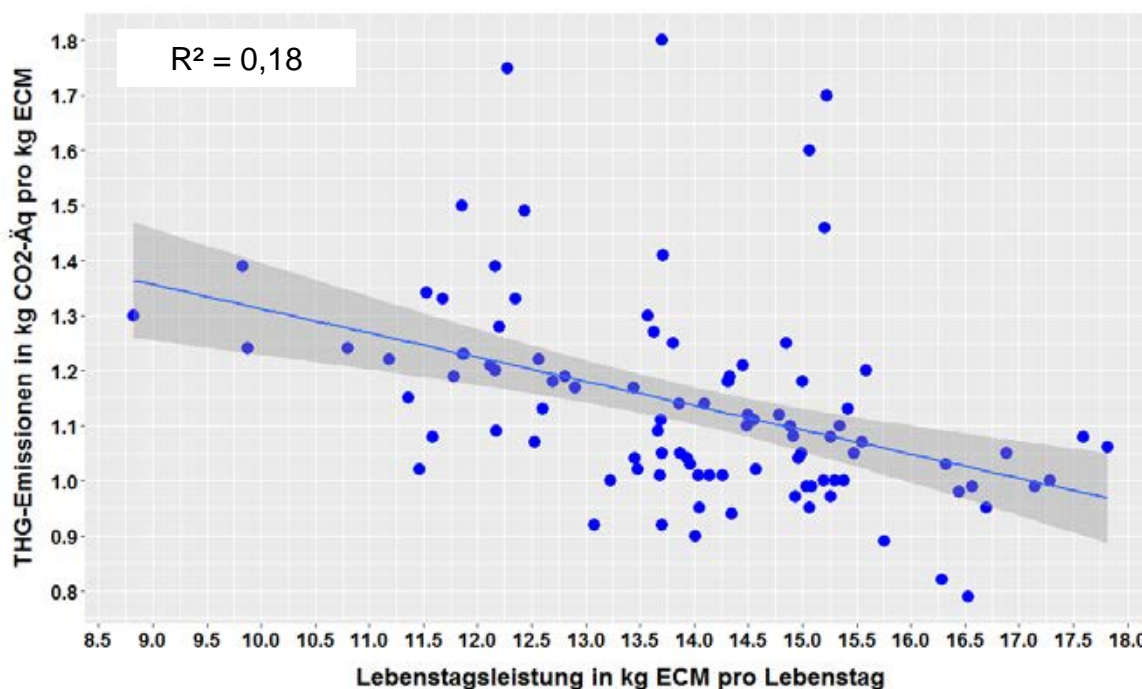


Abb. 18: THG-Emissionen pro kg Milch in Abhängigkeit der Lebensstagsleistung pro Kuh  
Berechnung der Lebensstagsleistung vergleiche (Formel 3)

Zur Quantifizierung des Anteils einzelner Variablen an der Variabilität der THG-Emissionen wurde eine multiple Regression mit anschließender Dominanzanalyse durchgeführt (für die Beschreibung der Methodik siehe Gliederungspunkt 5.5). Insgesamt wurden sechs Variablen zur Erklärung der Varianz verwendet (Abb. 19). Dadurch konnten 70,8 % der Varianz der THG-Emissionen pro kg Milch erklärt werden. Den höchsten Anteil an der Erklärung der Varianz hat der Effizienzparameter der Milchviehfütterung (26 %) (tatsächliche Futteraufnahme in MJ NEL in Relation zum Futterbedarf nach Norm). Die hohe Variabilität des Parameters zwischen den Betrieben ist dadurch begründet, dass er sowohl durch die CH<sub>4</sub>-Emissionen der Verdauung als auch die THG-Emissionen der Futterbereitstellung beeinflusst wird. Der Parameter ist jedoch mit einer besonders hohen Unsicherheit behaftet, da die Norm-Daten zur Futteraufnahme der Milchkuh nicht auf gemessenen Futteraufnahmedaten sondern auf Erhebungen von Beratern auf Praxisbetrieben beruhen.

Die Verwendung spezifischer N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren für einzelne Schläge auf Betriebs-ebene führt zu einer relativ hohen Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emissionen, welche 22 % der THG-Emissionen pro kg Milch erklären (Abb. 19). Während der einzelne Landwirt den Standort seiner Produktion nicht beeinflussen kann, ist hierbei die Erkenntnis entscheidend, dass der Einsatz gleicher N-Mengen je nach Standort mit unterschiedlich hohen N<sub>2</sub>O-Emissionen verbunden ist. An Standorten mit hohen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren sind als wesentliche Ansatzpunkte zur Vermeidung von THG-Emissionen der besonders verlustarme Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln, aber auch eine generelle Reduktion des N-Einsatzes in Betracht zu ziehen.

Auch Unterschiede im effizienten Einsatz von mineralischem und organischem Stickstoffdünger tragen wesentlich zur Varianz der THG-Emissionen pro kg Milch bei (24 %). Als Indikator dafür wurde der betriebliche N-Saldo pro ha verwendet. Dabei wurden für jede Fruchtart der N-Bedarf nach Entzug und der N-Eintrag durch mineralische und organische Düngemittel berechnet. Die Gewichtung erfolgte für jeden Betrieb anhand der Anbaufläche der jeweiligen Fruchtart.

Die Milchleistung trägt mit einem Anteil von 19 % zur Erklärung der Variabilität bei. Das Erstkalbealter spielt in Relation zu den anderen betrachteten Variablen eine untergeordnete Rolle.

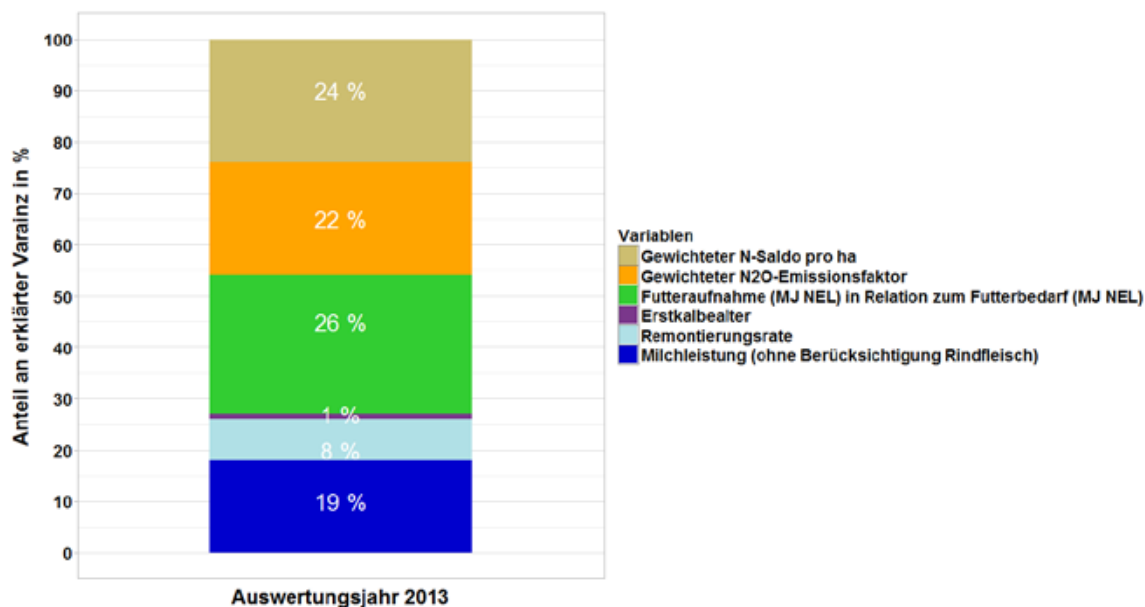


Abb. 19: Anteil ausgewählter Variablen an erklärter Varianz ( $R^2=70,8\%$ ) der THG-Emissionen pro kg Milch

In den bisherigen Betrachtungen wurden die gesamten THG-Emissionen des Produktionsverfahrens Milchkuh mit Nachzucht auf das Hauptprodukt Milch bezogen. Neben der Milch spielen die Koppelprodukte Altkuhrindfleisch und Kälber zur Mast eine wesentliche Rolle, vor allem in Betrieben mit Milchkuhen der Zweinutzungsrasse Fleckvieh. In einem nächsten Schritt wurde daher der potentielle Rindfleischanfall pro kg Milch für die bilanzierten Milchviehbetriebe berechnet (vgl. Gliederungspunkt 5.2.1; Abb. 20). Dabei zeigt sich ein deutlicher Rückgang mit zunehmender Milchleistung pro Kuh und Jahr. Einzelne Betriebe fallen durch einen besonders stark reduzierten Rindfleischanfall auf. Dies sind Betriebe mit Milchkuhen der Rasse Holstein-Friesian. Bei der Berechnung des potentiellen Rindfleischanfalls wurde berücksichtigt, dass Tiere der Rasse Holstein-Friesian im Vergleich zu Fleckvieh eine geringere Ausschachtung und schlechtere Masteigenschaften aufweisen. Dies führt zu insgesamt niedrigerem Rindfleischanfall durch Altkühe und das Ausmästen der männlichen sowie nicht zur Nachzucht benötigten weiblichen Kälber. In Abb. 20 fällt zudem ein Betrieb mit Milchkuhen der Rasse Holstein-Friesian durch eine relativ niedrige Milchleistung auf (6.500 kg Milch/Kuh und Jahr). Im Auswertungsjahr erfolgte in diesem Betrieb eine Umstellung von Anbindehaltung auf einen Laufstall mit Automatischem Melksystem. Dies führte zu einem temporär deutlichen Rückgang der Milchleistung.



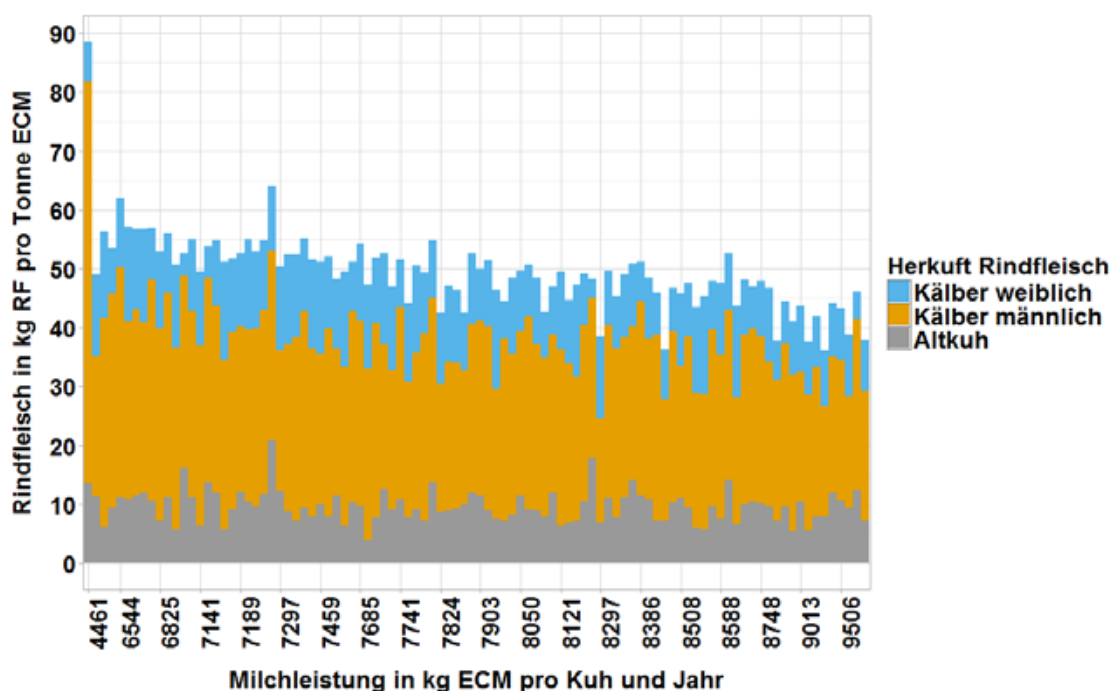


Abb. 20: Potentieller Rindfleischanfall pro kg Energie korrigierte Milch (ECM)

Um eine Vergleichbarkeit von Milchproduktionsverfahren mit unterschiedlichem Rindfleischanfall herzustellen, wird in der Literatur häufig eine sogenannte „Systemraumerweiterung“ durchgeführt ([Klöpffer und Grahl, 2009](#)). Der Betrieb mit der höchsten Rindfleischmenge der Vergleichsgruppe wird als Referenzbetrieb betrachtet (Betrieb 1 – 4.461kg ECM pro Kuh und Jahr und 88,4 kg potentiell Rindfleisch pro Tonne ECM). Die im Vergleich zum Referenzbetrieb fehlende Rindfleischmenge der anderen Betriebe wird durch Rindfleisch aus der Mutterkuhhaltung ausgeglichen. Die THG-Emissionen der Rindfleischproduktion aus Mutterkuhhaltung werden zu den THG-Emissionen der Milchproduktion addiert (Gliederungspunkt 5.2.1). Dadurch können die THG-Emissionen pro kg Milch bei konstantem Rindfleischanfall verglichen werden (Abb. 21).

Wie bereits in vorhergehenden Abbildungen untersucht, sinken die THG-Emissionen pro kg Milch bei relativ großen Schwankungen tendenziell mit zunehmender Milchleistung pro Kuh und Jahr, falls die unterschiedlichen Rindfleischmengen unberücksichtigt bleiben. Bei Bewertung der unterschiedlichen Rindfleischmenge ist jedoch kein Unterschied in den THG-Emissionen pro kg Milch bei steigender Milchleistung zu beobachten.

Diese Beobachtung stimmt mit Ergebnissen aus Modellberechnungen zahlreicher Autoren überein. So beschreiben [Zehetmeier et al. \(2012\)](#) konstante THG-Emissionen pro kg Milch bei einer Erhöhung der Milchleistung von 6.000 auf 8.000 kg Milch pro Kuh und Jahr. Ein weiterer Anstieg der Milchleistung von 8.000 auf 10.000 kg Milch einhergehend mit dem Wechsel der Milchviehrasse (von Fleckvieh auf Holstein-Friesian) führte zu einem Anstieg der THG-Emissionen pro kg Milch. Die Annahme eines konstanten Rindfleischfalls pro kg Milch setzt voraus, dass der Rückgang des Rindfleischfalls mit zunehmender Milchleistung tatsächlich mit einer Ausweitung der Rindfleischproduktion in anderen Produktionsverfahren bzw. an anderen Orten verbunden ist.

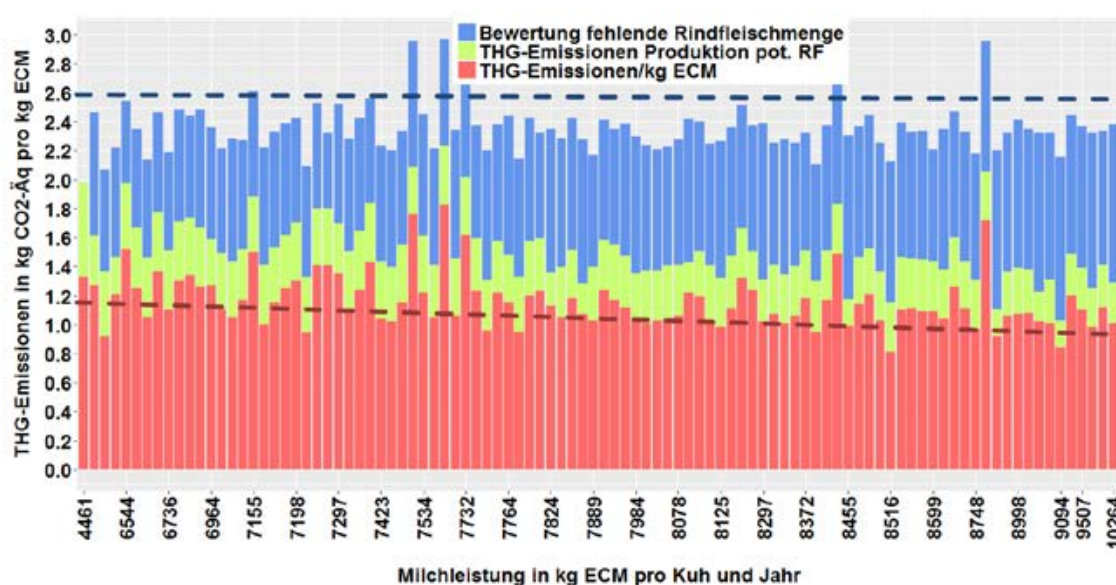


Abb. 21: THG-Emissionen pro kg Energie korrigierte Milch (ECM) mit und ohne Bewertung unterschiedlicher Rindfleischmengen der balanzierten Milchproduktionsverfahren

Pot. RF = potentielle Rindfleischmenge; **grüne Balken:** THG-Emissionen, die bei der Produktion des potentiellen Rindfleischfalls entstehen - THG-Emissionen der Färsen-, Bullen- und Kälbermast; **blaue Balken:** THG-Emissionen, die bei der Produktion des fehlenden Rindfleisches entstehen – THG-Emissionen der Rindfleischproduktion aus Mutterkuhhaltung; **rote Balken:** THG-Emissionen der Milchviehhaltung inkl. Nachzucht, Betrieb 1 (4.461 kg Milch pro Kuh und Jahr: Referenzbetrieb in Bezug auf potentieller Rindfleischfall pro kg Milch); Beschreibung der Berechnungsmethode unter Gliederungspunkt 5.2.1.

Nachfolgend werden die THG-Emissionen ohne Berücksichtigung der Nebenprodukte, jedoch im Zusammenhang mit ökonomischen Betrachtungen vorgestellt. Eine Auswertung der Korrelation zwischen THG-Emissionen pro kg Milch und Gewinn pro kg Milch zeigt keinen statistisch signifikanten Zusammenhang der beiden Variablen (Abb. 22). Dies steht im Gegensatz zu anderen Studien in der Literatur. So zeigt sich bei [O'Brien et al. \(2016\)](#) eine negative Korrelation zwischen ökonomischen Erfolgskennzahlen und THG-Emissionen pro kg Milch.

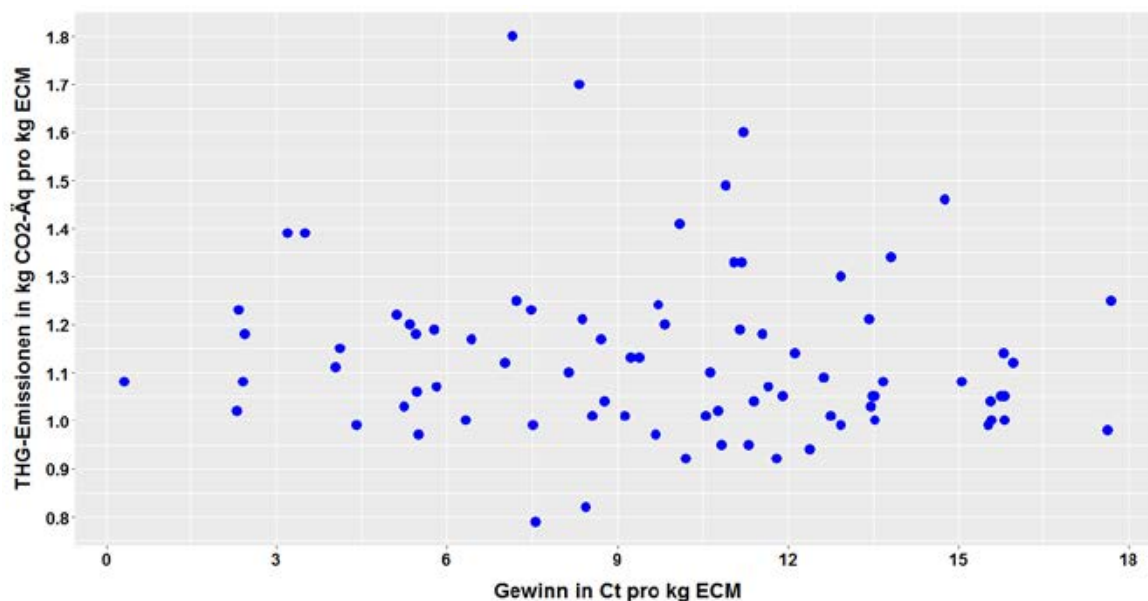


Abb. 22: Zusammenhang zwischen THG-Emissionen pro kg Milch und Gewinn pro kg Milch

Die THG-Emissionen pro kg Milch sowie der Gewinn pro kg Milch der bilanzierten Produktionssysteme ermöglichen die Abschätzung des Gewinnrückgangs einer möglichen CO<sub>2</sub>-Abgabe. Einzelne Vertreter aus Politik und Forschung fordern, auch den Sektor der Landwirtschaft in den Handel mit CO<sub>2</sub>-Emissionsrechten miteinzubeziehen. Im Zeitraum 2015 bis 2016 schwankte der Preis für CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte an der European Energy Exchange (EEX) in Leipzig zwischen 5 und 9 €/t CO<sub>2</sub>-Äq ([EEX, 2016](#)). Um den Schäden des Klimawandels zukünftig entgegen zu wirken, werden Preise bis zu 100 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq gefordert ([UBA, 2007](#)). In einer Beispielrechnung wurde für die bilanzierten Milchproduktionssysteme ermittelt, welche Auswirkungen eine CO<sub>2</sub>-Abgabe in Höhe von 20 €/Tonne CO<sub>2</sub>-Äq auf den Gewinn pro kg Milch je Betrieb im Jahr 2013 hat (Abb. 23). Dabei ergibt sich je nach anfänglicher Höhe ein Rückgang des ursprünglichen Gewinns um durchschnittlich 40 % (Schwankungsbreite von 12 % bis über 100 %). Aus Abb. 23 ist jedoch auch erkenntlich, dass die Schwankungsbreite des Gewinns zwischen den Betrieben größere Bedeutung hat als die hypothetische CO<sub>2</sub>-Abgabe.

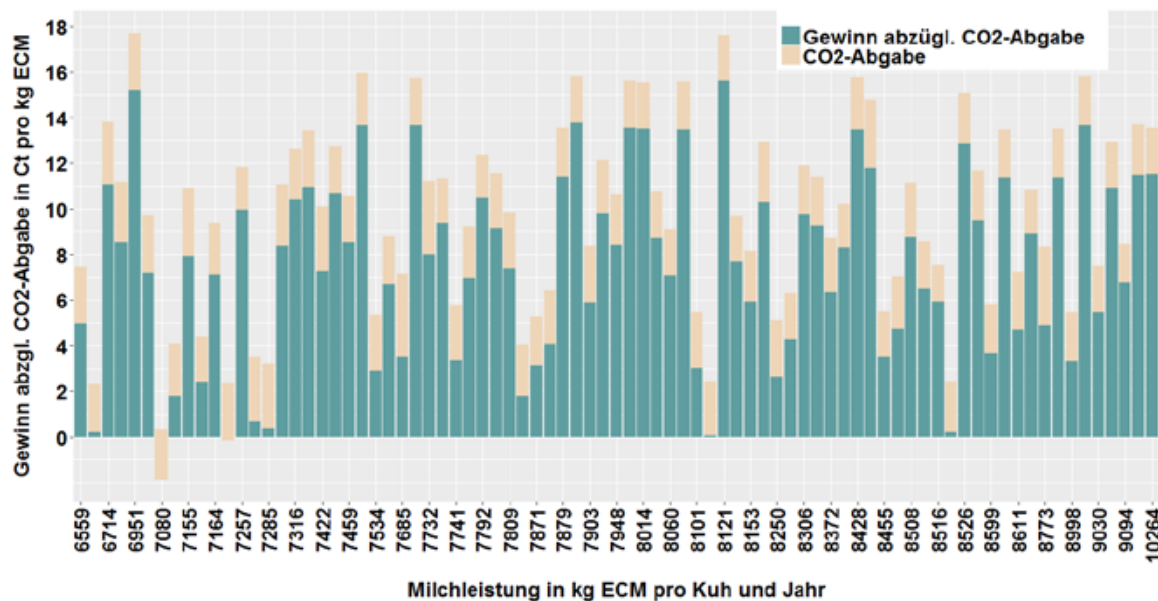


Abb. 23: Gewinn pro kg Milch abzüglich einer hypothetischen  $\text{CO}_2$ -Abgabe (20 €/Tonne  $\text{CO}_2$ -Äq) in Abhängigkeit der Milchleistung

In den bisherigen Auswertungen auf Produktebene wurde der Einfluss einzelner Parameter auf die Variabilität der THG-Emissionen analysiert. In Tab. 11 werden nun die 25 Betriebe mit den geringsten THG-Emissionen je kg ECM (günstigeres bzw. „oberes ¼“) mit den 25 Betrieben mit den höchsten THG-Emissionen (ungünstigeres bzw. „unteres ¼“) sowie mit dem Durchschnitt aller 98 Betriebe aus dem Jahr 2013 verglichen.

Das obere Viertel der Betriebe erzeugt die Milch mit durchschnittlich 0,96 kg  $\text{CO}_2$ -Äq/kg ECM um 15 % „klimaschonender“ als das Mittel aller Betriebe, während das untere Viertel mit 1,39 kg  $\text{CO}_2$ -Äq/kg ECM um 22 % über dem Durchschnitt liegt.

Wie schon zuvor festgestellt, haben neben den THG-Emissionen aus der enterischen Verdauung die THG-Emissionen, die bei der Futtermittel-Herstellung entstehen, einen großen Anteil an den Gesamtemissionen je kg ECM. Wie Tab. 11 zeigt, erzeugt das obere Viertel der Betriebe die eigenen Futtermittel mit 28 % weniger THG/kg ECM als der Durchschnitt, während das untere Viertel bei der Futtererzeugung 47 % mehr THG/kg ECM verursacht als der Durchschnitt.

Die Betriebe mit den geringsten THG-Emissionen je kg Milch unterscheiden sich von den Betrieben mit den höchsten THG-Emissionen unter anderem durch eine tendenziell höhere Milchleistung, niedrigere Remontierungsraten und bessere Futteraufnahmeeffizienz.

Alle Betriebe haben mehr N gedüngt als dem Normbedarf nach Entzug entspricht. Während die Betriebe mit den höchsten THG-Emissionen 152 % des Normbedarfs düngten, waren es bei den Betrieben mit den geringsten THG-Emissionen 126 %. Die Betriebe mit den höchsten THG-Emissionen (und hoher N-Gabe) haben gleichzeitig einen ungünstigen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionsfaktor (1,63 kg  $\text{N}_2\text{O}$ /kg N gedüngt im Vergleich zu 0,96 kg  $\text{N}_2\text{O}$ /kg N beim oberen Viertel). Der ungünstige Emissionsfaktor verstärkt die THG-Wirkung der hohen N-Gabe noch einmal deutlich.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen THG-Emissionen je kg ECM und Gewinn je kg ECM lässt sich aus dem Datenmaterial nicht ableiten (vgl. auch Abb. 22).

Tab. 11: Vergleich THG-relevanter Parameter zwischen oberem und unterem Viertel der Betriebe, geschichtet nach THG-Emissionen je kg Milch für das Jahr 2013

	oberes 1/4 (weniger THG)		Ø	unteres 1/4 (mehr THG)	
	Δ%	Wert	Wert	Wert	Δ%
Anzahl Betriebe		25	98	25	
<b>Σ THG durch Milcherzeugung, kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg ECM</b>	<b>-15%</b>	<b>0,96</b>	<b>1,14</b>	<b>1,39</b>	<b>22%</b>
davon: CH <sub>4</sub> enterisch	-10%	0,45	0,50	0,55	12%
CH <sub>4</sub> aus Wirtschaftsdünger-Lager	-8%	0,09	0,10	0,11	9%
N <sub>2</sub> O-direkt, aus Stall + Lager	-10%	0,037	0,041	0,046	13%
N <sub>2</sub> O-indirekt (aus NH <sub>3</sub> -Emissionen)	-12%	0,010	0,011	0,013	13%
Herstellung eigene Futtermittel	-28%	0,24	0,34	0,49	47%
Herstellung Zukauf-Futtermittel	-12%	0,13	0,15	0,16	5%
Milchkühe Ø-Bestand	8%	84,6	78,3	71,2	-9%
Milchleistung, kg ECM	5%	8.479	8.086	7.467	-8%
Remontierung, %	-8%	22,3%	24,2%	25,7%	6%
Zwischenkalbezeit, Tage	0,5%	387	385	382	-0,9%
Erstkalbealter, Monate	0,0%	28,1	28,1	28,0	-0,3%
Futteraufnahme, TM (kg/kg ECM)	-7,5%	0,97	1,05	1,16	11%
MJ NEL gefüttert, % vom Normbedarf	-2,8%	102%	105%	110%	5,4%
Futterfläche, m <sup>2</sup> /kg ECM	-7%	1,33	1,44	1,54	7%
N gedüngt, % vom Normbedarf	-11%	126%	142%	152%	7%
N <sub>2</sub> O-Emissionsfaktor-Fläche, kg N <sub>2</sub> O-N/kg N gedüngt	-15%	0,96	1,13	1,63	44%
<b>Gewinn, ct/kg Milch</b>	<b>3%</b>	<b>10,55</b>	<b>10,28</b>	<b>11,80</b>	<b>15%</b>

ECM = Energie korrigierte Milch; NEL = Netto-Energie-Laktation; TM = Trockenmasse

Als weiteres Beispiel der Betrachtung auf Produktebene sind in Abb. 24 und Abb. 25 die THG-Emissionen der Weizenerzeugung im Jahr 2013 dargestellt – wiederum im ¼-Vergleich der Betriebe. Es dominiert der Einfluss der Düngung (Abb. 24). Sowohl die THG-Emissionen der Dünger-Herstellung (bei organischem Dünger NPK-Substitut vgl. 5.2.1) als auch der Dünger-Anwendung spielen eine wichtige Rolle in der Emissionsberechnung. Der Unterschied der THG-Emissionen je t TM (Trockenmasse) zwischen den Betrieben des unteren und des oberen Viertels ist beträchtlich und reicht von 433 bis 1.101 kg CO<sub>2</sub>-Äq/t TM. Im Mittel betragen die CO<sub>2</sub>-Äq-Emissionen der Winterweizenproduktion 728 kg /t TM bzw. 4.227 kg/ha Winterweizen-Anbaufläche.

Der Winterweizen-Ertrag lag im Mittel bei 7,4 t FM (Frischmasse), wobei er von 4,0 bis 10,0 t FM schwankte. Da die Durchschnittswerte des Ertrags für das obere Viertel und das untere Viertel kaum vom Mittelwert abweichen, wird die Schwankung in den THG-Emissionen der Winterweizenproduktion offenbar durch andere Faktoren bestimmt.

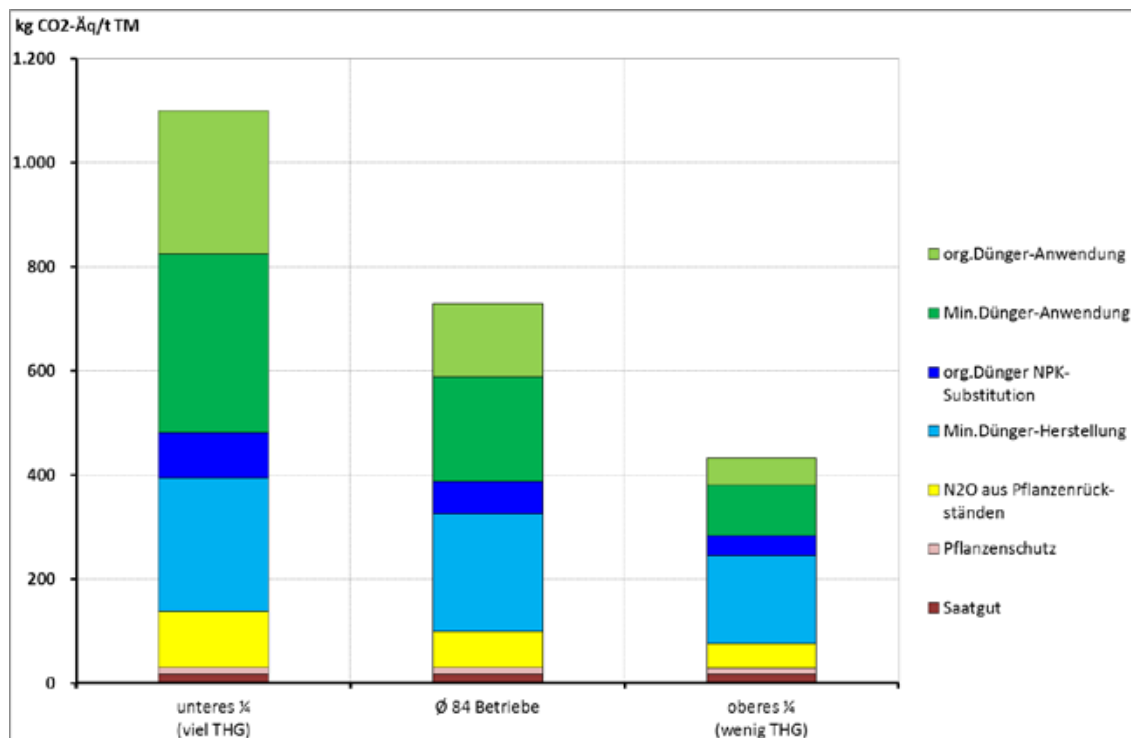


Abb. 24: THG-Emissionen je t TM W-Weizen, Vergleich oberes/unteres ¼ der Betriebe (84 Betriebe mit W-Weizen 2013, geschichtet nach THG/t TM W-Weizen, TM = Trockenmasse)

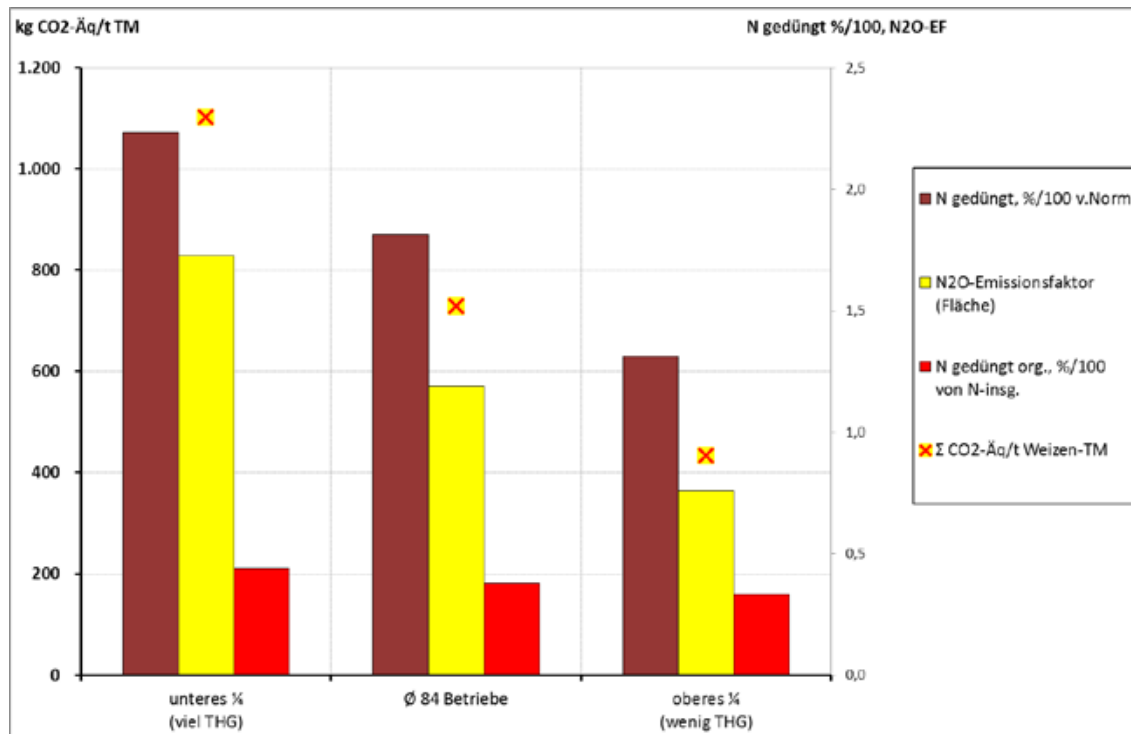


Abb. 25: THG-Emissionen je t TM W-Weizen - ¼-Vergleich und Einflussfaktoren (84 Betriebe mit W-Weizen 2013, geschichtet nach THG/t TM W-Weizen, TM = Trockenmasse)

Abb. 25 zeigt die beiden wichtigsten Einflussfaktoren für die THG-Emissionen je t<sub>TM</sub> Winterweizen: Das Niveau der organischen und mineralischen N-Düngung, dargestellt als Relation zum kalkulierten Normbedarf nach Entzug sowie den standortabhängigen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktor. Zusätzlich ist noch der Anteil des Wirtschaftsdüngers an der gesamten N-Düngung ausgewiesen. Auch hier zeigt sich der erhebliche Einfluss von hoher/niedriger N-Düngung in Kombination mit ungünstigem/günstigem N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktor. Der Anteil des Wirtschaftsdüngers an der gesamten N-Düngung ist bei den Betrieben mit hohen THG-Emissionen je t Weizen etwas höher als bei dem Viertel mit den geringen Emissionen.

#### 6.4 Auswertungen auf Flächenebene

Bei der bisherigen Betrachtung der THG-Emissionen wurde bereits deutlich, dass die Art der Flächenbewirtschaftung die Höhe der THG-Emissionen wesentlich beeinflusst. Dabei gilt es auch zu berücksichtigen, dass die Flächeneffizienz (Flächenbedarf pro kg erzeugter Milch) sowie die Unterscheidung zwischen Grünland und Ackerfläche bei der Produktion der Futtermittel im Rahmen der Diskussion um THG-Emissionen eine wichtige Rolle spielen. Da landwirtschaftliche Fläche ein knappes Gut darstellt, ist das Produktionsvolumen pro Flächeneinheit bei gleicher Qualität ein wichtiger Faktor zur Bewertung einer nachhaltigen Milchproduktion. Demnach stellt sich die Frage, wie ein Betrieb mit geringem Flächenbedarf pro kg energiekorrigierter Milch wirtschaftet, welche THG-Emissionen er verursacht und ob eine solche Produktionsweise gegebenenfalls auf Betriebe mit demselben Produktausstoß aber höherem Flächenbedarf übertragen werden kann.

Von besonderem Interesse ist die Dauergrünlandfläche. Dauergrünland leistet als Kohlenstoffspeicher einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz. Eine Studie von Freibauer (unveröffentlichtes Manuskript) weist auf deutlich unterschiedliche Gehalte an Kohlenstoff im Boden zwischen Grünland- und Ackerflächen hin und stellt dar, welches Potential zur Steigerung des Bodenkohlenstoffgehalts an unterschiedlichen Standorten in Deutschland besteht. (Abb. 26). Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zu einem Aufbau des organischen Bodenkohlenstoffgehalts führen, können dabei eine wichtige Rolle spielen. Aufbauend auf den Vorarbeiten in dieser Studie sollen in der nachfolgenden Hauptstudie diese Aspekte bei der Beschreibung von THG-Vermeidungsoptionen berücksichtigt werden. Der Humusaufbau oder -abbau hat einen Einfluss auf die THG-Emissionen. Zur Berechnung einer Humusbilanz werden hierbei die Fruchtart (Humusmehrer oder Humuszehrer), die organische Düngung und der Strohverbleib auf dem Feld berücksichtigt. Die Humusbilanz kann Tendenzen aufzeigen, nicht jedoch quantifizieren, wie viel THG-Emissionen tatsächlich entstehen oder wie viel atmosphärisches CO<sub>2</sub> durch Humusaufbau der Atmosphäre langfristig entzogen wird.



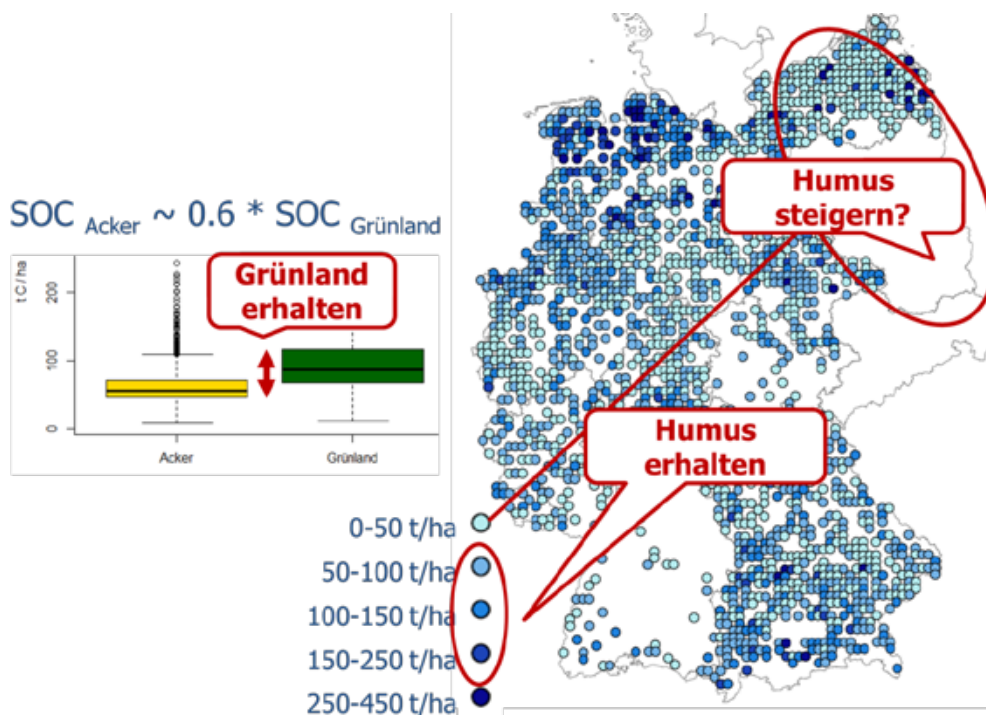


Abb. 26: Verteilung der organischen Kohlenstoffgehalte im Boden („Soil Organic Carbon“ - SOC) in Deutschland sowie mittlere Differenz des SOC zwischen Grünland- und Ackerflächen

Quelle: Freibauer (unveröffentlichtes Manuskript)

Eine Auswertung der Flächeneffizienz und der Art der Flächennutzung pro kg Milch zeigt eine hohe Schwankungsbreite zwischen den Betrieben (Abb. 27). Insgesamt ist ein tendenzieller ( $R^2 = 0,12$ ) Rückgang des Anteils an Grünlandflächen mit zunehmender Milchleistung zu beobachten. Die erheblichen Schwankungen des Flächenbedarfs zwischen den Betrieben sind auch auf Unterschiede im Ertragsniveau zurückzuführen. Dabei ist zu bedenken, dass die Erträge vom Grünland und Ackerland nicht gemessen wurden, sondern auf Angaben des Landwirts beruhen und daher mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Für eine detaillierte Auswertung in diesem Bereich gilt es zu prüfen, ob in Zukunft die Datenqualität zur Berechnung des Indikators erhöht werden kann.

Einzelne Arbeiten aus dem Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft der LfL weisen auf hohe Verluste bei der Futtermittelbergung vom Feld bis zur Fütterung hin (Köhler et al., 2014). Die Berechnungen der Vorstudie haben gezeigt, dass für die Produktion von Futtermitteln im Betrieb bis zu  $0,8 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/kg Milch}$  anfallen können. In der Erhöhung der Flächeneffizienz liegt demnach ein möglicher Ansatzpunkt zur Minderung der THG-Emissionen in der Tierproduktion.



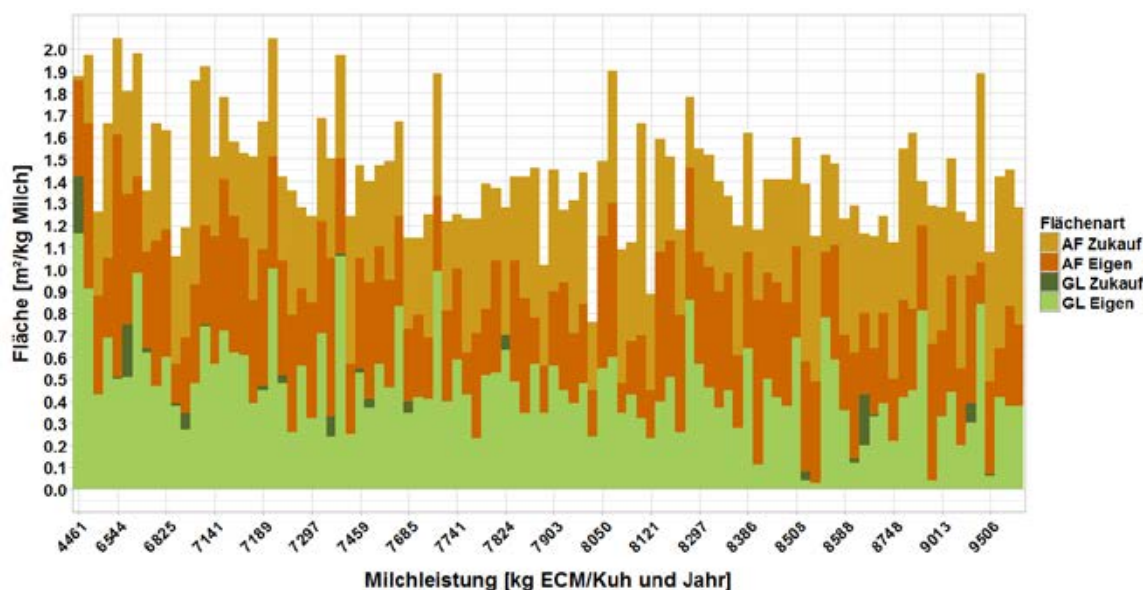


Abb. 27: Zusammensetzung und Umfang des Ackerflächen-(AF) und Grünlandbedarfs (GL) pro kg Milch der bilanzierten Milchviehbetriebe für selbst erzeugtes und zugekauftes Futter

Die THG-Emissionen pro Hektar der in den untersuchten Betrieben angebauten Futterpflanzen sind in Abb. 28 dargestellt. Kommt der Buchstabe über dem Boxplot der betrachteten Kulturart noch über dem Boxplot einer anderen Kulturpflanze vor, bedeutet dies, dass die Emissionen dieser beiden Kulturpflanzen nicht signifikant verschieden sind. Unterscheiden sich die Buchstaben jedoch, liegt ein signifikanter Unterschied vor. Die Spannweite der flächenbezogenen  $\text{CO}_2$ -Äq-Emissionen (Differenz zwischen Maximum und Minimum der einzelnen Boxplots) ist beträchtlich, was auf Unterschiede in der Betriebsausstattung und in der Bewirtschaftung hinweist.

Maissilage und Körnermais zeigen mitunter die höchsten Emissionen der ausgewerteten Kulturpflanzen (3.800 bzw. 3.600 kg  $\text{CO}_2$ -Äq/ha). Die  $\text{CO}_2$ -Äq-Emissionen je Hektar für die Erzeugung von Winterweizen liegen auf einem ähnlichen Niveau. Die geringsten Emissionen pro Hektar zeigen Wintertriticale (2.600 kg /ha), Wintergerste (3.200 kg /ha) und Wintererbsen (3.500 kg /ha). Die geringe Streuung bei Futterwinterweizen ist auf die kleine Stichprobe zurückzuführen. Die Kategorie Winterweizen (Median: 3.700 kg/ha) umfasst sowohl Futter- als auch Backwinterweizen. Für künftige Auswertungen ist zu prüfen, ob die Datenerfassung bzw. die Zuordnung der Agrarprodukte zur Tierfütterung verbessert werden kann, um mögliche Einflüsse wie unterschiedliche Ansprüche an die N-Düngung (vor allem bei Futter- und Backwinterweizen) auszuschließen.

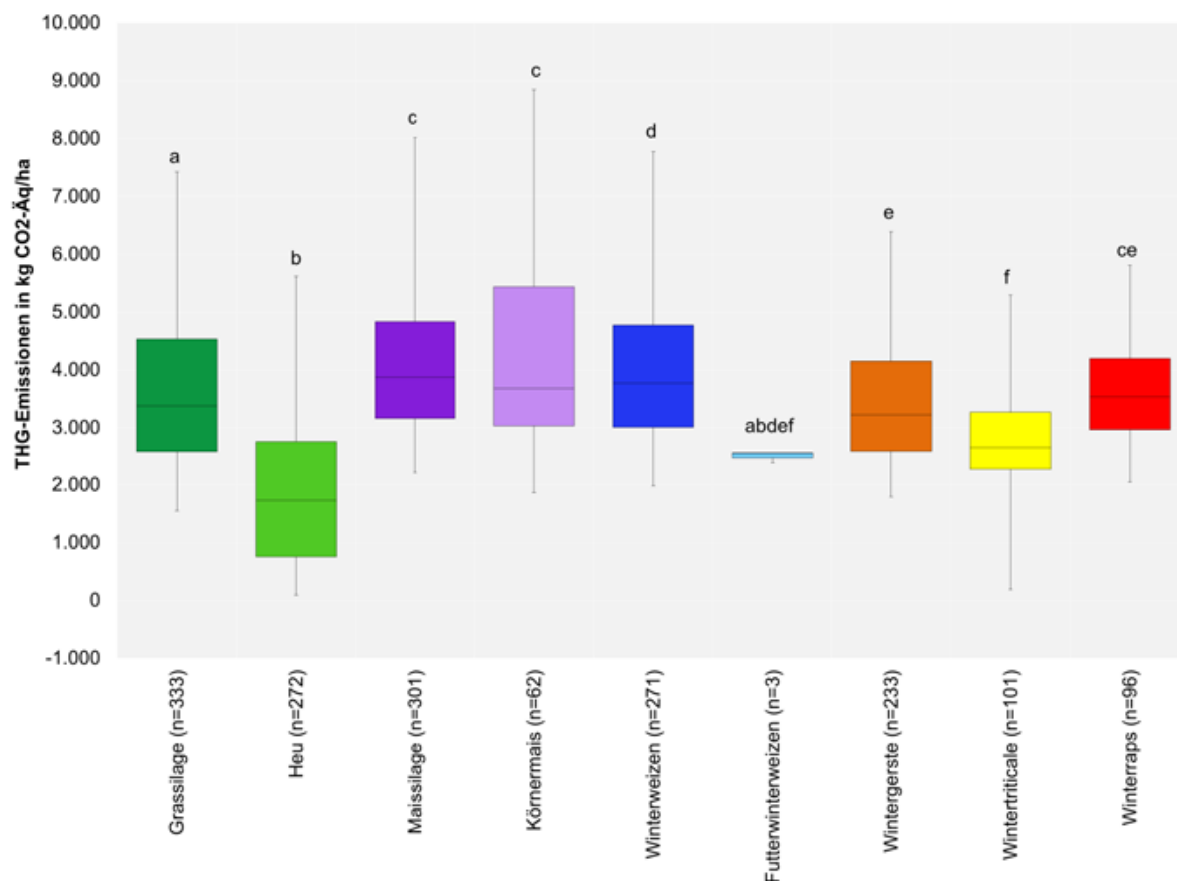


Abb. 28: Flächenbezogene THG-Bilanz für ausgewählte Verfahren zur Futtermittelproduktion

N = Anzahl der berücksichtigten Betriebe mit Anbau der jeweiligen Kultur.

Ergebnisse aus den Betrachtungsjahren 2010 – 2013 mit Gutschriften und Belastungen.

Signifikante Unterschiede ( $P < 0,05$ ) dargestellt als Buchstaben über den Boxplots.

Abb. 29 zeigt die THG-Bilanz im Median der Futterpflanzen mit und ohne Berücksichtigung der Vorleistungen organischer Düngemittel. Die Emissionen mit Berücksichtigung von Belastungen liegen stets höher, außer bei Futterwinterweizen, bei dem sich die Ergebnisse decken. Je nach Fragestellung ist eine Berücksichtigung der Herstellungskette organischer Düngemittel angezeigt. Oft wird als Empfehlung zur Reduktion von THG-Emissionen der Verzicht auf mineralische Düngemittel erwähnt, welche in der industriellen Herstellung mit einem hohen Energieverbrauch aber auch Lachgasemissionen aus der Ammoniaksynthese verbunden sind, oder es werden Harnstoff haltige Düngemittel empfohlen, die hierunter noch am besten abschneiden. Allerdings müssen hierbei die Nebeneffekte solcher Maßnahmen wie Substitution mineralischer durch organische Dünger, Ertragsminderung und veränderte N-Verluste berücksichtigt werden. Soll an dieser Stelle auf Ebene des Produktionszweiges eine solche Maßnahme abgebildet und der Einsatz verschiedener Düngemittel verglichen werden, kann es angezeigt sein, die „Vorleistung“ der organischen Dünger mit anderen Methoden zu bewerten oder aus der Betrachtung zu nehmen, um die Ergebnisinterpretation zu erleichtern.

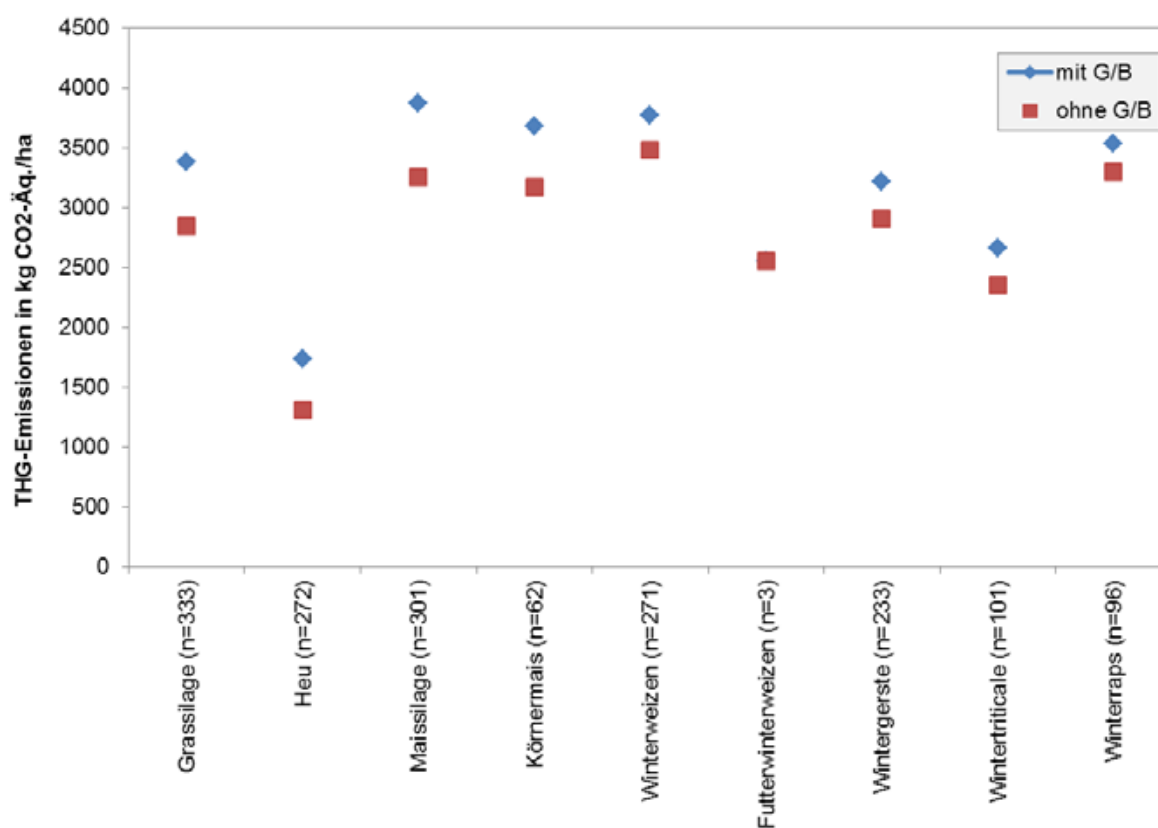


Abb. 29: Median der spezifischen THG-Emissionen der ausgewählten Kulturpflanzen zur Futtermittelerzeugung mit und ohne Berücksichtigung von Gutschriften und Belastungen

Tab. 12 zeigt die Medianwerte für die einzelnen Emissionsquellen der verschiedenen angebauten Futtermittel. Daraus wird ersichtlich, dass der Anteil der THG-Emissionen aus den Vorleistungen für mineralische und organische Düngemittel (Ersatzwert) am Emissionssaldo über alle Kulturpflanzen dominant ist, jedoch deutlich zwischen den Futtermitteln variiert (vgl. Tab. 12). Auch die  $N_2O$ -Feldemissionen aus organischer/mineralischer Düngung zeigen je nach Fruchtart eine große Spannweite. Diese Unterschiede sind in der Nährstoffeffizienz der Kulturarten begründet, die verschiedene Düngeraufwandmengen benötigen (Indikator: N-Entzug mit Ernteprodukt). Aber auch unterschiedliche Anbauansprüche bezüglich des Standortes sind für die Spannweite der THG-Emissionen verschiedener Futtermittel verantwortlich.

Tab. 12: Mittelwerte der THG-Emissionsquellen ausgewählter Verfahren zur Futtermittelproduktion in kg CO<sub>2</sub>-Äq/ha

	Grassilage (n=333)	Heu (n=272)	Mais-silage (n=301)	Körnermais (n=62)	Winterweizen (n=271)	Futterwinterweizen (n=3)	Wintergerste (n=233)	Wintertriticale (n=101)	Winterrapsp (n=96)
Vorleistung: Saatgut, Pestizide	37	37	64	72	169	169	126	0	30
Vorleistung: min. Düngerherstellung (N, P, K, Kalk)	951	482	804	964	1.365	997	1.114	1.063	1.522
Vorleistung: Ersatzwert org. Düngemittel	626	375	586	446	303	0	337	290	274
N <sub>2</sub> O-Feldemissionen org. Dünger	867	502	1.091	972	623	0	628	479	449
N <sub>2</sub> O-Feldemissionen min. Dünger	489	232	625	769	1.098	729	785	642	948
N <sub>2</sub> O-Feldemissionen Ernterückstände	603	192	923	930	383	436	345	282	298
Kalkanwendung	76	61	156	121	81	165	85	81	120
<b>Saldo mit G/B</b>	<b>3.650</b>	<b>1.880</b>	<b>4.249</b>	<b>4.275</b>	<b>4.022</b>	<b>2.496</b>	<b>3.421</b>	<b>2.837</b>	<b>3.641</b>

N = Anzahl der berücksichtigten Betriebe mit Anbau der jeweiligen Kultur.  
Ergebnisse aus den Betrachtungsjahren 2010 bis 2013 mit Gutschriften und Belastungen.

Am Beispiel von Grassilage wird in Abb. 30 gezeigt, dass sich die THG-Emissionen aus der Bereitstellung mineralischer und organischer Dünger (Ersatzwert) nicht nur zwischen den Futtermitteln, sondern auch zwischen den Betrieben deutlich unterscheiden (im Fall von Grassilage 19% bis 74 % Anteil an den Gesamtemissionen). Eine Reduktion der THG-Emissionen kann demnach durch Reduktion der ausgebrachten Menge an organischen und mineralischen N-Düngern pro ha erzielt werden. In Regionen mit hohen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren verschärft sich diese Situation.

Die direkten und indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung haben mit bis zu 53 % Anteil im horizontalen Betriebsvergleich einen großen Einfluss auf das Bilanzergebnis der Grassilageerzeugung. Diese Varianz der N<sub>2</sub>O-Emissionen der Futtermittelerzeugung ist in Unterschieden in der Bodenart und in den klimatischen Verhältnissen begründet. Der Einfluss des Standorts kann mit Hilfe der regionalen N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren im Modell analysiert werden.

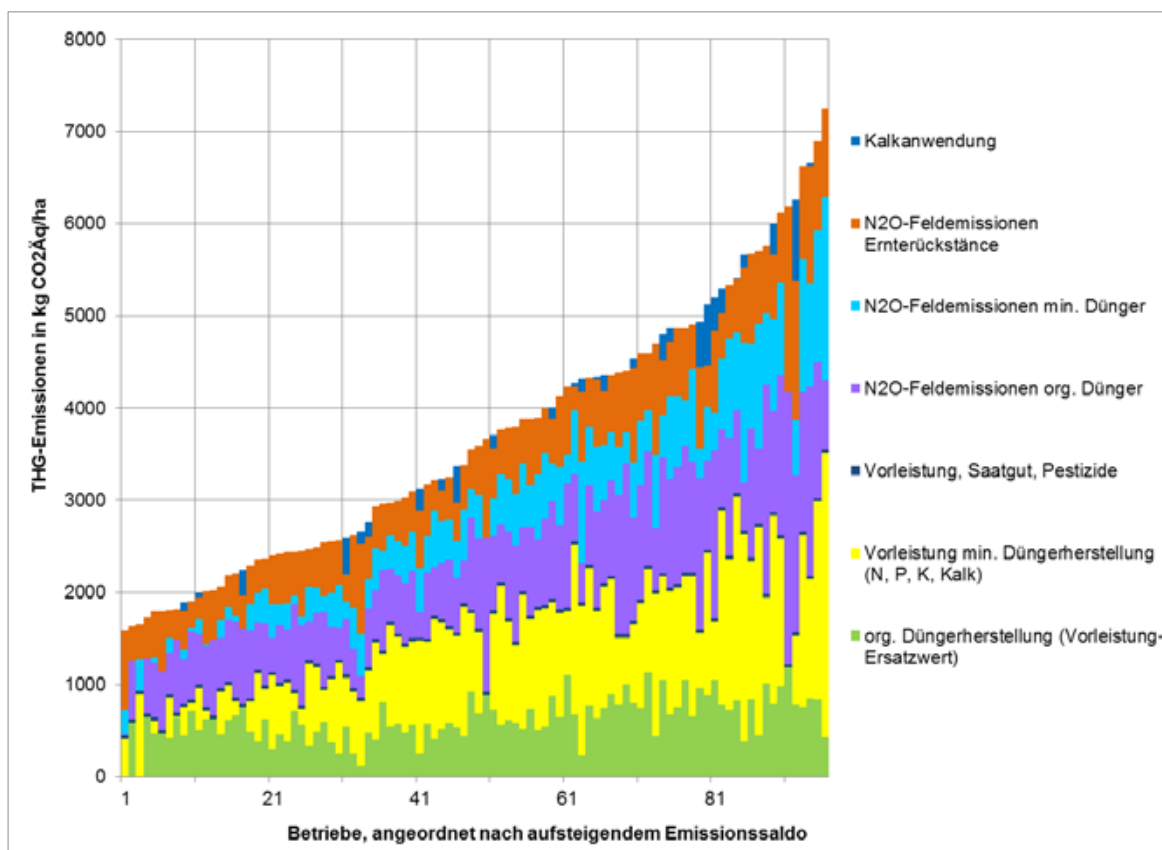


Abb. 30: Flächenbezogene CO<sub>2</sub>-Äq-Emissionen der Grassilageerzeugung in 96 ausgewerteten Betrieben für das Jahr 2013

## 6.5 Unsicherheit der Input-Parameter des THG-Modells und Verbesserungsansätze zur Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen

Die Erstellung des Multi-Skalen-Modells zur Bilanzierung von THG-Emissionen sowie die Auswertung der bilanzierten Milchviehbetriebe haben verdeutlicht, dass eine Vielzahl von Dateninputs aus unterschiedlichen Quellen benötigt wird. Für die Abschätzung und zukünftige Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen ist es wichtig, die Unsicherheit der Eingangsdaten, die im Modell verwendet werden, sowie die Auswirkungen dieser Unsicherheit auf die THG-Bilanz zu kennen (Sensitivität). Durch die Auswertungen der Vorstudie ist es möglich, die größten Einflussfaktoren (Hebel) zu identifizieren und einzuschätzen, welche Bedeutung bestimmte Dateninputs bei der Bewertung von THG-Vermeidungsoptionen haben.

In Tab. 13 erfolgt eine qualitative Einordnung wichtiger Eingangsdaten für die Modellierung von THG-Emissionen in Bezug auf deren Unsicherheit, Sensitivität und Bedeutung bei der Identifizierung von THG-Vermeidungsoptionen. Die größte Datenunsicherheit in der Vorstudie liegt in der Futtermittelaufnahme der Rinder, dem Wirtschaftsdüngermanagement, der Ausbringungsmenge an organischen und mineralischen Düngemitteln sowie den Erträgen im Pflanzen- und Futterbau. Zum Wirtschaftsdüngermanagement sind nur wenige Angaben in der Betriebsdatenbank enthalten. Daten zur Fütterung, zur Ausbringungsmenge von Düngemitteln und zu Erträgen im Pflanzen- und Futterbau wurden auf den Betrieben ge-

meinsam von Beratern und Landwirten abgeschätzt. Detailliertere Angaben zu Kulturpflanzen und deren Anbaumanagement (z. B. Futter- oder Backwinterweizen, qualitative Eigenschaften, Düngemenge je Schlag) könnten die Auswertungen zukünftig verbessern.

Die Auswertungen der THG-Emissionen auf Betriebs- und Produktebene verdeutlichen, dass in diesen Bereichen ein relativ hohes Potential zur THG-Vermeidung liegt. Zur Verbesserung der THG-Bilanzen von Praxisbetrieben ist es generell notwendig, die Datenqualität zu verbessern.

Die in bisherigen Studien oftmals kritisierte, große Unsicherheit der N<sub>2</sub>O-Emissionen aufgrund der Verwendung des für Deutschland gemittelten Emissionsfaktors von 1 % mit einer Schwankungsbreite von 0,03 bis 3 % ([IPCC, 2006](#); [Bachmaier, 2012](#)) konnte im entwickelten Modell durch die Einbindung von regionalen Faktoren ([Dechow und Freibauer, 2011](#)) deutlich reduziert werden. Gewisse Unsicherheiten bestehen jedoch weiterhin, da die zu Grunde liegenden Bodenschätzungskarten eine geringe Detailschärfe aufweisen und die verwendeten Wetterdaten im Modell einer Aktualisierung bedürfen. Bodenbürtige N<sub>2</sub>O-Emissionen treten für gewöhnlich kurzzeitig in großer Menge (Peaks) auf und unterliegen somit einer großen Variabilität innerhalb eines Jahres ([Zhang et al., 2016](#)). Für kürzere Untersuchungszeiträume wie die Vegetationsperiode sind die hier verwendeten Faktoren demnach nicht geeignet.

Neuere Forschungsergebnisse weisen auf die Bedeutung des Aufbaus von Bodenkohlenstoff bzw. der Vermeidung des Bodenkohlenstoffabbaus hin (Freibauer, unveröffentlichtes Manuskript). THG-Emissionen aufgrund von Landnutzungsänderungen wurden in der Vorstudie aufgrund fehlender Angaben nicht berücksichtigt. Für die Bewertung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Veränderungen des C-Vorrats im Boden wären Informationen zur Fruchtfolge- und Bewirtschaftungshistorie des Standorts erforderlich. THG-Emissionen durch die Bewirtschaftung von Moorböden wurden aufgrund fehlender Daten und Modelle bislang nicht berücksichtigt. Verbesserte Modelle und Datenverfügbarkeit können in zukünftigen Studien dazu beitragen, das THG-Vermeidungspotential in diesem Bereich genauer zu bewerten.

Tab. 13: Qualitative Bewertung der Input-Parameter des Multi-Skalen-Modells in Bezug auf Datenunsicherheit, Sensitivität und Rolle bei der Identifizierung von THG-Vermeidungsoptionen

Input-Parameter	Grad der Unsicherheit			Sensitivität <sup>1)</sup>		Potential THG-Vermeidung		
	Hoch	Gering	Keine Daten vorhanden <sup>2)</sup>	Hoch	Gering	Hoch	Mittel	Gering
Produktionstechnik								
Tierzahlen und Leistungsparameter (z. B. Milchleistung, Remontierungsrate)		x		x			x	
Futteraufnahme	x			x		x		
Wirtschaftsdüngermanagement (Lagerung, Ausbringung)			x		x		x	
Ausbringung mineralischer und organischer Düngemittel	x			x		x		
Erträge und Verluste im Futter- und Pflanzenbau	x			x		x		
THG-Emissionsfaktoren und THG-Modelle								
N <sub>2</sub> O-Emissionsfaktoren	x			x		x		
Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt			x	x		x		

<sup>1)</sup> Einfluss der Input-Parameter auf die Höhe der bilanzierten THG-Emissionen <sup>2)</sup> Im Modell keine Daten vorhanden

## 7 Wissensaustausch, nationale und internationale Zusammenarbeit

Als externe Sachverständige wurden entsprechend ihrer Expertise im Projektverlauf hinzugezogen: Prof. Heißenhuber (TUM - ehemals Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues), Prof. Hoffmann (TUM - ehemals Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues), Dr. Bilharz (UBA – Fachbereich III: Nachhaltige Konsumstrukturen), Dr. John Hillier (Cool Farm Alliance). Der fachliche Austausch unterstützte die Präzisierung der Projektziele. Dies soll im Folgeprojekt fortgeführt werden, um Argumente verschiedener Akteure und Disziplinen in die Diskussion mit einzubeziehen.

Neben der Diskussion und dem fachlichen Austausch mit unterschiedlichen Experten wurden durch eine aktive Beteiligung an der Arbeitsgruppe Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen - BEK ([KTBL, 2016](#)) und der Kommission Livestock Farming Systems (LFS) der Wissensaustausch und die Sachkenntnis gefördert. Die AG-BEK ist eine länderübergreifende Arbeitsgruppe, die eine methodische Abstimmung für die Treibhausgasbilanzierung einzelner landwirtschaftlicher Betriebe in Deutschland anstrebt. Frau Zerhusen und Dr. Effenberger haben seit 2012 als Mitglieder der AG-BEK an dieser methodischen Abstimmung mitgewirkt.

Die Kommission Livestock Farming Systems (LFS) der European Association of Animal Production (EAAP) ist verantwortlich für die Organisation zahlreicher Sektionen im Rahmen der jährlichen Tagung der EAAP. Inhaltlich werden innerhalb der LFS Themen zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Tierproduktion fokussiert. Dabei geht es vor allem darum, die Auswirkungen einzelner Maßnahmen (z. B. Veränderung der Fütterung) im Gesamtsystem zu bewerten sowie die Trade-offs und Synergien zwischen Ökonomie und Ökologie hervorzuheben. Dr. Zehetmeier hat als Mitglied der LFS Kommission in den letzten Jahren zahlreiche Sektionen zum Thema Ökologie und Ökonomie geleitet und den fachlichen Austausch in Bezug auf Klimaschutz innerhalb der EAAP aktiv begleitet.

Im Rahmen der Vorstudie erfolgten zudem der Aufbau von Netzwerken sowie die Beteiligung an mehreren internationalen Projektanträgen zum Klimaschutz.

- 1) MICCA – FAO: Gemeinsam mit der GIZ und der FAO wird derzeit an einer Wissens- und Trainingspartnerschaft zwischen der LfL und Forschungs-/Beratungseinheiten in Kenia gearbeitet. Ziel ist es, ein einfaches Instrument für Akteure in Kenia zur Abschätzung von THG-Vermeidungsoptionen in der Milchproduktion zu erarbeiten. Die FAO begleitet den Austausch aktiv im Rahmen des MICCA Projekts (<http://www.fao.org/in-action/micca/overview/en/>).
- 2) ERA NET SUSAN: Gemeinsam mit sieben weiteren Partnern aus unterschiedlichen EU Ländern wurde unter der Leitung von INRA (Frankreich) das Projekt „AnimalFuture“ im Rahmen des ERA NET SUSAN Calls (<http://www.erasusan.eu/>) für die Förderung bewilligt. Ziel des Projektes ist es, Trade-offs und Synergien zwischen unterschiedlichen Nachhaltigkeitsindikatoren für zahlreiche Tierproduktionssysteme zu bewerten und Verbesserungsmöglichkeiten/Ansatzpunkte für die Politik zu identifizieren. Die LfL wird dabei vor allem für die Bereiche d, den Austausch mit Praktikern und die Kommunikation der Ergebnisse an die Praxis und Politik verantwortlich sein.



## 8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Ziele dieser Vorstudie waren,

- ein Modell zur Bilanzierung von THG-Emissionen zu entwickeln,
- die Verbindung zu ökonomischen Kennzahlen herzustellen und
- durch die Anwendung des Modells am Beispiel von Praxisbetrieben erste THG-Bilanzen zu erstellen und deren Variabilität zu analysieren, um mögliche Ansatzpunkte für die Vermeidung von THG-Emissionen zu identifizieren.

Die Entwicklung eines Werkzeugs/Modells zur Identifizierung von THG-Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft muss sich vor allem zwei Herausforderungen stellen: (1) Aufgrund der komplexen biophysikalischen Zusammenhänge innerhalb des offenen Agrarsystems ist es notwendig, die besten Stoffstrom-Modelle und möglichst standortspezifische THG-Modelle aus unterschiedlichen Disziplinen zu identifizieren und zu verknüpfen. (2) THG-Emissionen sind global wirksam. Eine Verringerung der Emissionen durch Rückgang der Produktion kann daher eine Verlagerung der THG-Emissionen in andere Gebiete nach sich ziehen (sog. „Leakage Effekt“).

Studien aus der Schweiz ([Alig et al., 2015](#)) haben gezeigt, dass durch detaillierte Analysen von Praxisbetrieben und die Umsetzung spezifischer Maßnahmen, die THG-Emissionen auf landwirtschaftlichen Betrieben um bis zu 20 % mit nur geringen Kosten vermindert werden können. Dafür ist es jedoch notwendig, die Betriebe sowie die einzelnen Produktionsprozesse und Verfahren detailliert und standortbezogen abzubilden.

Basierend auf ausführlichen Literaturrecherchen und der Diskussion mit Experten wurde daher in der Vorstudie ein sogenanntes Multi-Skalen-Modell entwickelt. Das Modell ermöglicht eine Analyse der THG-Emissionen landwirtschaftlicher Betriebe auf verschiedenen Ebenen und Bezugsgrößen: Betrieb, Produkt bzw. Produktionsverfahren und Fläche. Mit Hilfe dieses Modells erfolgte eine Analyse der THG-Emissionen sowie einzelner ökonomischer Kenngrößen von 98 Milchviehbetrieben in Bayern aus dem Jahr 2013.

Die Analysen auf Betriebsebene ermöglichen eine detaillierte Darstellung der Ist-Situation und THG-Hot-Spots der einzelnen Betriebe. Dies erweist sich als hilfreich für die Diskussion und Identifizierung von betriebsindividuellen Vermeidungsoptionen im Gespräch zwischen Beratern und Landwirten. Dabei können je nach Betriebsorganisation und Standort des Betriebs die größten Stellschrauben im Pflanzenbau (N-Management), in der Tierproduktion (Bedarf an Nachzucht, Fütterung) oder im Wirtschaftsdüngermanagement liegen.

Die Analysen auf der Ebene der Produktionsverfahren bzw. der Produkte ermöglichen ein Benchmarking zwischen den Betrieben. Die größten Unterschiede der THG-Emissionen pro kg Milch erklären sich durch Unterschiede in der N-Düngeeffizienz und der Fütterungseffizienz. Dem effizienten Einsatz des Wirtschaftsdüngers fällt dabei eine Schlüsselrolle zu. Effiziente Düngung und Fütterung sparen Kosten und sind grundsätzlich auch im Interesse des Landwirts. Daraus kann ein verstärkter Forschungs- und Beratungsbedarf abgeleitet werden. Je besser es gelingt, den Landwirten zuverlässige Entscheidungshilfen an die Hand zu geben (z. B. N-Sensor, Futterwertbestimmung) und die Landwirte für die Thematik zu sensibilisieren, desto eher werden diese bereit sein, eine Nährstoff-Überversorgung („Auf Nummer Sicher gehen“) zu vermeiden. Auch technische Maßnahmen, wie die Vergärung von Gülle in Biogasanlagen können je nach Betriebsgröße einen deutlichen Betrag zur Reduktion der THG-Emissionen leisten.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen ferner, dass der Standort einen wesentlichen Einfluss auf die THG-Emissionen in Form von Lachgas von der Fläche haben kann. Auf Flächen mit standortbedingt hohen  $N_2O$ -Emissionsfaktoren führt eine überhöhte N-Düngung zu besonders hohen  $CO_2$ -Äquivalent-Emissionen.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen vergleichbarer Studien, ist der Einfluss der Milchleistung auf die Variabilität der THG-Emissionen zwischen den Betrieben in der vorliegenden Studie zwar erkennbar, aber nicht dominant. Zudem weisen die Auswertungen darauf hin, dass eine Steigerung der Milchleistung mit einem Rückgang des Koppelprodukts Rindfleisch einhergeht. Bei konstantem Rindfleischbedarf kann es daher zu Verlagerungen der Rindfleischproduktion kommen.

Die Untersuchungsergebnisse auf Produktebene zeigen auf, dass Produktionsverfahren mit geringen THG-Emissionen durchaus mit höheren Gewinnen einhergehen können. Die Auswertungen mit Flächenbezug zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Viehdichte pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (Rinder-Großvieheinheiten/ha) und THG-Emissionen. Eine Reduktion der Viehdichte geht jedoch auch mit einer Reduktion der Wertschöpfung (Gewinn pro ha) und der Produktion tierischer Lebensmittel einher. Für die Bewertung dieser Vermeidungsoption ist der Bezug zum regionalen Kontext entscheidend. In Regionen mit hoher Viehdichte kann eine Reduktion des Viehbesatzes mit Synergieeffekten zur Verbesserung weiterer Umweltindikatoren ( $NH_3$ -Emissionen, Nitratbelastung) einhergehen. Vermeidungskosten lassen sich dadurch reduzieren, weshalb andere Umweltwirkungen künftig parallel betrachtet werden sollten.

Auswertungen der THG-Emissionen pro ha unterschiedlicher Pflanzenbauproduktionsverfahren weisen darauf hin, dass die Schwankungsbreiten innerhalb einer Kulturart größer sind als die Unterschiede im Mittel der Kulturarten. Auch hier finden sich die wichtigsten Vermeidungsoptionen im Bereich des Düngemanagements und der Minimierung von N-Verlusten.

Insgesamt ist festzuhalten, dass durch Steigerung der Effizienz erhebliche THG-Vermeidungspotenziale realisiert werden können. Dabei können wir von den besten Betrieben Bayerns lernen. Allerdings gibt es kein Patentrezept. Vermeidungspotenziale könnten deshalb in der Praxis, z. B. durch eine Verstärkung der Beratung in Richtung Klimaschutz und ein Benchmarking zwischen Betrieben („vom Nachbarn lernen“) umgesetzt werden. Mögliche Fördermaßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen, z. B. im Bereich der Flächenintensität, sind im regionalen Kontext zu betrachten und umzusetzen.

Aufbauend auf der Vorstudie wird sich die Hauptstudie auf folgende Punkte fokussieren:

- Weiterentwicklung des Multi-Skalen-Modells: vereinfachte Handhabung und Datenbank basierte Umsetzung; Bewertung von Technikeinsatz zur Reduktion der THG-Emissionen (z. B. Biogaserzeugung aus Gülle, Precision Farming, effiziente N-Düngung); Betrachtung weiterer Umweltwirkungen (z. B. N-Auswaschung,  $NH_3$ -Emissionen); Berücksichtigung von Ergebnissen aus experimentellen Forschungsprojekten bzw. Anwendungen der LfL; mechanistische Verknüpfung mit betriebswirtschaftlichen Kenngrößen zur ökonomischen Bewertung einzelner THG-Vermeidungsoptionen
- Identifizierung und Analyse von „Leuchtturmbetrieben“ für THG-Effizienz, Sensibilisierung für das Thema „Klimaschutz in der Landwirtschaft“ und zur Entwicklung von zielgruppenorientierten und partizipativen Lösungs- und Beratungsansätzen.

- Verstärkter Wissensaustausch: Multi-Aktor-Ansatz, d. h. Einbindung aller Akteure, v. a. aus der Beratung, den Verbänden und der angewandten Forschung
- Identifizierung möglicher Förderinstrumente.

## 9 Literaturverzeichnis

- Alig, M., Prechsl, U., Schwitter, K., Waldvogel, T., Wolff, V., Wunderlich, A., Zorn, A., Gaillard, G. (2015): Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. *Agroscope Science*, Nr. 29.
- Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder (AK UGRdL) (2013): Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder: Gemeinschaftsveröffentlichung 2013. [<http://www.ugrdl.de/veroeffentlichungen.htm>] (Zugriff: 2014-05-10)
- Bachmaier, H. (2012): Treibhausgasemissionen und fossiler Energieverbrauch landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Wien. [<http://permalink.obvsg.at/bok/AC07814917>]
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland 10. unveränderte Auflage, November 2012. [<http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/040117/>]
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2014): Zielwert-Futtermittel-Optimierung (ZIFO). Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Schafe, Ziegen [[http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/d\\_36967/](http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/d_36967/)]; Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast [<http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/040158/>]; Futterberechnung für Schweine [<http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/040157/>].
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2015): LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten (Deckungsbeitragsrechner). [<https://www.stmelf.bayern.de/idb/>] (Zugriff: 2015-01-22)
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forstern (BStELF) (2014): Bayerischer Agrarbericht 2014. [<http://www.agrarbericht-2014.bayern.de/politik-strategien/index.html>]
- Blazy, J.-M., Tixier, P., Thomas, A., Ozier-Lafontaine, H., Salmon, F., Wery, J. (2010): BANAD - A farm model for ex ante assessment of agro-ecological innovations and its application to banana farms in Guadeloupe. *Agricultural Systems*, 103 (4), 221-232
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMELV) (2016): Klimawandel und Klimaschutz im Agrarbereich – Treibhausgasemissionen und Festlegung von CO<sub>2</sub>. [<http://www.klimawandel-und-klimaschutz.de/minderung-mitigation/treibhausgasemissionen/>]
- British Standards Institution (BSI) (2008): Guide to PAS 2050. How to assess the carbon footprint of goods and services. BSI, London, UK.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (Hrsg.) (2015): Klimaschutzbericht 2015 zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung. Berlin. [[http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pool/Broschueren/klimaschutzbericht\\_2015\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/klimaschutzbericht_2015_bf.pdf)]

- Colomb, V., Touchemoulin, O., Bockel, L., Chotte, J.-L., Martin, S., Tinlot, M., Bernoux, M. (2013): Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. *Environmental Research Letters*, 8, 1-10
- De Vries, M., de Boer, I.J.M. (2011): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1–11
- Dechow, R., Freibauer, A. (2011): Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91, 235-254
- Denef, K., Paustian, K., Archibeque, S., Biggar, S., Pape, D. (2012): Report of Greenhouse Gas Accounting Tools for Agriculture and Forestry Sectors. Interim project technical report to USDA under Contract No. GS-23F-8182H, Februar 2012. [[http://www.usda.gov/oce/climate\\_change/estimation.htm](http://www.usda.gov/oce/climate_change/estimation.htm)] (Zugriff: 2015-01-07)
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) (2001): Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder (2001). DLG-Verlag, Frankfurt am Main
- Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) (2011): Die neue Betriebszweigabrechnung. Ein Leitfaden für die Praxis. Arbeiten der DLG – Band 197, 3. Auflage. DLG-Verlag, Frankfurt am Main
- Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN) (2012): DIN EN ISO 14067 – Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für quantitative Bestimmung und Kommunikation (ISO/DIS 14067.2:2012)
- Dorfner, G., Hofmann, G. (2015): Milchreport Bayern 2014 - Ergebnisse der Betriebszweigabrechnung Milchproduktion 2013/14. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising, August 2015. [[http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/milchreport-bayern-2014\\_lfl-information.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/milchreport-bayern-2014_lfl-information.pdf)]
- Ecoinvent (2011): Datenbank Version 2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich
- Ecoinvent (2013): Datenbank Version 3.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich
- European Energy Exchange (EEX) (2016): Börsenpreis CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte. [<https://www.eex.com/de/about/eex>] (Zugriff: 2016-04-25)
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M., Ledgard, S. (2012): The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical consideration in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, 28, 134–142
- Fuentes, M. (2013): Une agriculture meilleure pour un meilleur climat – Le rôle de la PAC 2020 – (Climate change in the CAP after 2014) (sur la base de l'accord politique de Juin 2013). Europäische Kommission. Generaldirektion Landwirtschaft und Ländliche Entwicklung
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H. (2011): Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139 (1-2, SI), 100-108
- Goglio, P., Smith, W. N., Grant, B. B., Desjardins, R. L., McConkey, B. G., Campbell, C. A., Nemecek, T. (2015): Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): A review. *Journal of Cleaner Production*, 104, 23-39

- Groemping, U. (2006): Relative importance for linear regression in R: the package relaimpo. *Journal of Statistical Software*, 17 (1), 1-27
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T. (2011): Life cycle assessment: Past, present, and future. *Environmental Science and Technology*, 45 (1), 90-96
- Haelen, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Poddey, E.; Freibauer, A.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Bauer, B.; Osterburg, B. (2014): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2012. Bericht und zugehörige Vorlage-Tabelle. Thünen Institut, Thünen-Report 17, Braunschweig
- Hillier, J., Walter, C., Malin, D., Garcia-Suarez, T., Mila-i-Canals, L., Smith, P. (2011): A farm-focused calculator for emissions from crop and livestock production. *Environmental Modelling and Software*, 26 (9), 1070-1078
- Hindrichsen, I. K., Wettstein, H. R., Machmuller, A., Kreuzer, M. (2006): Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113 (1-4), 150-161
- Icha, P. (2014): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau.  
[[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate\\_change\\_23\\_2014\\_komplett.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate_change_23_2014_komplett.pdf)]
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme [Eggleston, L., Buendia, K., Miwa, T., Ngara and K. Tanabe (eds)], IGES, Japan
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA, 1535 pp.
- International Organization for Standardization (ISO) (2006a): Environmental management – life cycle assessment – Principles and Framework. ISO 14040:2006 (E). ISO, Geneva, Switzerland
- International Organization for Standardization (ISO) (2006b): Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. ISO 14044:2006 (E). ISO, Geneva, Switzerland
- Janssen, S., van Ittersum, M.K. (2007): Assessing farmer behaviour as affected by policy and technological innovations: bio-economic farm models. Report No.24, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2
- Kirchgeßner, M., Windisch, W., Müller, H. (1995): Nutritional factors for the quantification of methane production. In: Ruminant physiology: digestion, metabolism, growth and reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on

- Ruminant Physiology [W. van Engelhardt, S. Leonhard-Marek, G. Breves and D. Giesecke (eds.)], Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 333–351
- Klop, G., Hatew, B., Bannink, A., Dijkstra, J. (2016): Feeding nitrate and docosahexaenoic acid affects enteric methane production and milk fatty acid composition in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 99 (2), 1161–1172
- Klöpffer, W., Grahl, B. (2012): *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Wiley-VCH Verlag.
- Köhler, B., Thurner, S., Diepolder, M., Spiekers, H. (2014). *Effiziente Futterwirtschaft und Eiweißbereitstellung in Futterbaubetrieben*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Schriftenreihe, Nr. 5/2014, Freising
- Krimly, T., Angenendt, E., Bahrs, E., Dabbert, S. (2016): Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany. *Agricultural Systems*, 145, 1-12
- KTBL (2016): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. AG-BEK - Handbuch.  
[[https://www.ktbl.de/fileadmin/user\\_upload/Allgemeines/Download/BEK/Handbuch.pdf](https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Allgemeines/Download/BEK/Handbuch.pdf)]. (Zugriff: 2017-01-11)
- Lathuillière, M. J., Johnson, M. S., Galford, G. L., Couto, E. G. (2014): Environmental footprints show China and Europe's evolving resource appropriation for soybean production in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters*, 9(7), 074001
- Lengers, B., Britz, W., Holm-Müller, K. (2014): What Drives Marginal Abatement Costs of Greenhouse Gases on Dairy Farms? A Meta-modelling Approach. *Journal of Agricultural Economics*, 65(3), 579-599
- Mußhoff O., Hirschauer, N. (2011): *Modernes Agrarmanagement. 2., überarbeitete und erweiterte Auflage*, Vahlen
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C. Wallace, M. (2012): A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems*, 107, 33–46
- Piepho (2012): A SAS macro for generating letter displays of pairwise mean comparisons. *Communications in Biometry and Crop Science*, 7 (1), 4–13
- R crane (2016): *The R Project for Statistical Computing*. [<https://cran.r-project.org/>]
- Reynolds, C. K., Crompton, L. A., Mills, J. A. N. (2011): Improving the efficiency of energy utilisation in cattle. *Animal Production Science*, 51 (1), 6–12
- Roßberg, D., Vasel, E.-H.; Ladewig, E. (2010): NEPTUN 2009 - Zuckerrübe. *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut*, Heft 152
- Roßberg, D.; Enzian, V., Wick, M. (2002): Neptun 2000 – Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft*, 98
- Salou, T. H., Le Mouel, C., van der Werf, H. 2016. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner production* (in press), available online: 2016-05-13



- Schmidinger, K., Stehfest, E. (2012): Including CO<sub>2</sub> implications of land occupation in LCAs-method and example for livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17 (8), 962–972
- Schmidt, J.H., Reinhard, J., Weidema, B.P. (2012): A model of indirect land use change. 8th Int. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, 1.-4.10.2012
- Schraml, M., Effenberger, M. (2013): Qualitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren. Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (FKZ: A/10/06), Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising
- Stahel, W., 2002. *Statistische Datenanalyse*, 4. Auflage, Vieweg, Wiesbaden
- Stehfest, E.; Bouwman, L. (2006): N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, (74), 207-228
- Thamo, T., Kingwell, R. S., Pannell, D. J. (2013): Measurement of greenhouse gas emissions from agriculture: Economic implications for policy and agricultural producers. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 57 (2), 234–252
- Umweltbundesamt (UBA) (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methoden zur Schätzung externer Umweltkosten*. Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2013): *Klimaschutz und Emissionshandel in der Landwirtschaft*. Dessau-Roßlau 2013, ISSN 1862-4359.  
[<http://www.uba.de/uba-info-medien/4397.html>] (Zugriff: 2014-01-07)
- Umweltbundesamt (UBA) (2016): *Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990 bis 2014 (Stand: 25.11.2015)*.  
[[http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art07\\_inventory/ghg\\_inventory/envvpj0sg/DEU\\_2016\\_2014\\_14012016\\_125421\\_started.xlsx/manage\\_document](http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envvpj0sg/DEU_2016_2014_14012016_125421_started.xlsx/manage_document)]
- VDLUFA (2014): *Standpunkt Humusbilanzierung - Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland*. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Speyer
- Vellinga, Th.V., Blonk, H., Marinussen, M., van Zeist, W.J., de Boer, I.J.M., Starmans, D. (2013): *Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization*. Livestock research, Wageningen UR, Report 674 - ISSN 1570-8616. [<http://edepot.wur.nl/254098>] (Zugriff: 2013-21-04)
- Zehetmeier M., Hoffmann, H., Sauer, J., Hofmann, G., Dorfner, G., O'Brien, D. (2014): A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agricultural Systems*, 129, 55–67
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heißenhuber, A. (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal*, 6 (1), 154–166
- Zhang Y., Mu Y., Zhou Y., Tian D., Liu J., Zhang C. (2016): NO and N<sub>2</sub>O emissions from agricultural fields in the North China Plain: Origination and mitigation. *Science of the Total Environment*, 551–552, 197–204

---

Zilberman, D., Hochman, G., Rajagopal, D. (2011): On the inclusion of indirect land use in biofuel regulations. *University of Illinois Review*, 2, 413–414.

## **10 Anhang**

<b>Formeln, Grafiken und Tabellen zur Berechnung der THG-Emissionen .....</b>	<b>83</b>
a. Übersicht .....	83
b. Berechnung der CO <sub>2</sub> -Emissionen aus der Kalkung .....	85
c. Berechnung der CH <sub>4</sub> -Emissionen aus der Verdauung der Tiere .....	85
d. Berechnung der CH <sub>4</sub> -Emissionen auf der Weide, im Stall und während der Wirtschaftsdüngerlagerung .....	85
e. Berechnung der N <sub>2</sub> O-, NH <sub>3</sub> - und N <sub>2</sub> -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung und Düngung .....	87
f. Weitere Modellparameter der Tierhaltung .....	90
g. Berechnung der THG-Emissionen aus Ernteresten auf dem Feld.....	91
h. Berechnung der THG-Emissionen aus Vorleistungen (Pflanzenschutzmittel und mineralische Düngemittel) .....	92
<b>II. Tabellen zur Auswertungen und Klassifizierung der Betriebe nach deren Standort .....</b>	<b>94</b>

## Formeln, Grafiken und Tabellen zur Berechnung der THG-Emissionen

### a. Übersicht

Tab. A1: Zusammenfassung der wichtigsten Emissionsfaktoren und Berechnungsformeln zur Bilanzierung der THG-Emissionen

Emissionsquelle	Einheit	Emissionsfaktor/ Berechnungsformel allgemein	Faktoren/ Koeffizienten	Wert	Einheit	Quelle
<b>Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>)</b>						
Kalkung	kg CO <sub>2</sub> /ha	(Formel A1)				<a href="#">IPCC (2006)</a>
Pflanzenschutzmittel	kg CO <sub>2</sub> -Äq/kg Wirkstoff	11,256	Wirkstoffmenge	(Formel A7)		<a href="#">Ecoinvent (2013)</a>
Saatgutherstellung						<a href="#">Ecoinvent (2013)</a>
Herstellung Kalk und Mineralische Düngemittel		Tab. A10				
Herstellung Diesel	kg CO <sub>2</sub> -Äq/l	0,4906				<a href="#">Ecoinvent (2013)</a>
Verbrennung Diesel	kg CO <sub>2</sub> -Äq/l	2,664				<a href="#">Ecoinvent (2013)</a>
Herstellung Strom	kg CO <sub>2</sub> -Äq/kWhel	0,546				<a href="#">Icha (2014)</a>
Methan (CH <sub>4</sub> ) - Verdauung						
Milchkuh	kg CH <sub>4</sub> /Tier und Jahr	(Formel 1)				<a href="#">Kirchgeßner et al. (1995)</a>
Sonstige Rinder und Schweine	kg CH <sub>4</sub> /Tier und Hal-tungsperiode	(Formel 2)				<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
Methan (CH <sub>4</sub> ) - Wirtschaftsdüngermanagement						
WD-Lagerung	kg CH <sub>4</sub> /Tier und Hal-tungsperiode	VS-Ausscheidung * B <sub>0</sub> * MCF * Dichte von Methan	VS-Ausscheidung * B <sub>0</sub> * MCF * Dichte von Methan	(Formel A2)	kg /Tier und Hal-tungsperiode	
			Bo	Tab. A3	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VS	<a href="#">Haenel et al. (2014)</a>
			MCF	Tab. A4	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>	
			Dichte von Methan	55,65	MJ/MJ	

Lachgas (N <sub>2</sub> O-N) - Wirtschaftsdüngermanagement	
WD in Stall und Lager	$\frac{\text{(N-Ausscheidung + N-Stroh - NH}_3\text{-Verluste im Stall)} * \text{EF}_{\text{N}_2\text{O-WD-Stall/Lager}}}{\text{N-Stroh}}$ (Formel <b>A3</b> ) Tab. A5 0,005 kg N/Tier und Hal- tungsperiode kg N <sub>2</sub> O-N/kg N kg N/kg Stroh <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Mineralische/Organische N-Düngung	$\frac{\text{N-Menge aus Pflanz-} * \text{EF}_{\text{N}_2\text{O-N-Düngung}}}{\text{Düngung}}$ LIOBA- Datenbank kg N/ha <a href="#">Schraml und Effenberger (2013)</a>
Pflanzenrückstände	$\frac{\text{N-Menge aus Pflanz-} * \text{EF}_{\text{N}_2\text{O-N-Düngung}}}{\text{Pflanzenrückständen}}$ (Formel <b>A6</b> ) kg N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Nitratauswaschung	$0.0075 * \text{N-Auswaschung}$ 0,03 * N <sub>input</sub> kg NO <sub>3</sub> -N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Ammoniak-Deposition	$0.01 * \text{Summe NH}_3\text{-Verluste}$ kg N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Ammoniak (NH <sub>3</sub> -N)	$0.1 * \text{TAN}_{\text{Ausscheidung-Weide}}$ kg NH <sub>3</sub> -N/kg TAN <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Weide Rinder	$\text{EF}_{\text{TAN-Stall}} * \text{TAN}_{\text{WD}}$ Tab. A6 kg N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Stall	$\text{EF}_{\text{TAN-Stall}} * \text{TAN}_{\text{WD}}$ Tab. A6 kg N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
WD-Lagerung	$\frac{\text{TAN}_{\text{WD-Lagerung}} * \text{EF}_{\text{WD-Lagerung}}}{\text{TAN}_{\text{Stroh}}}$ (Formel <b>A4</b> und (Formel <b>A5</b> ) 0,0025 kg TAN/kg Stroh <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Gülle-Ausbringung	$0.5 * \text{TAN}_{\text{Gülle}}$ Eigene Berechnungen nach <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Festmistausbringung	$0.145 * \text{TAN}_{\text{Festmist}}$ Eigene Berechnungen nach <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
Mineralische N-Düngung	$\text{EF}_{\text{NH}_3\text{-N-Min}} * \text{N-Min}$ Tab. A10 kg N/ha <a href="#">Haemel et al. (2014)</a>
VS = Volatile Solids (= organische Trockenmasse, (Formel <b>A2</b> ), WD = Wirtschaftsdünger, TAN = Total Ammonium Nitrogen (= m <sub>urine</sub> , (Formel <b>A4</b> ))	

## b. Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Kalkung

(Formel A1)

$$CO_2 - \text{Kalkung} = CaCO_3 - \text{Menge} * EF_{CaCO_3} * \gamma_{CO_2}$$

CO<sub>2</sub>-Kalkung = CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Kalkung (kg CO<sub>2</sub>/Jahr)

CaCO<sub>3</sub>-Menge = CaCO<sub>3</sub>-Menge in (kg CaCO<sub>3</sub>/ha und Jahr)

EF<sub>CaCO<sub>3</sub></sub> = 0,12

γ<sub>CO<sub>2</sub></sub> = Massen-Konversionsfaktor: CO<sub>2</sub>-C in CO<sub>2</sub> (44/12 g/g)

## c. Berechnung der CH<sub>4</sub>-Emissionen aus der Verdauung der Tiere

Tab. A2: Emissionsfaktoren zur Bestimmung der CH<sub>4</sub>-Emissionen der Verdauung weiterer Tiergruppen

Tierkategorie	Emissionsfaktor, kg CH <sub>4</sub> /Tier und Jahr
Kleinpferde und Fohlen bis 2 Jahre	12
Großpferde	18
Schafe	8
Ziegen	5
Geflügel/Fisch	/

## d. Berechnung der CH<sub>4</sub>-Emissionen auf der Weide, im Stall und während der Wirtschaftsdüngerlagerung

Tab. A3: Maximale Methanbildungskapazität B<sub>0</sub> zur Berechnung der CH<sub>4</sub>-Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung

Tierkategorie	Methan-Bildungskapazität B <sub>0</sub> , m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg TM
Rinder	0,23
Schweine	0,30
Pferde	0,30
Schafe	0,19
Ziegen	0,18
Legehennen	0,39
Masthähnchen, Mastenten, Mastputen	0,36

TM = Trockenmasse

**(Formel A2)**

$$VS = DM_{intake} * (1 - X_{DE}) * (1 - x_{ash})$$

$VS$  = Volatile Solids-Ausscheidung (organische Trockenmasse) (in kg/Tier und Haltungsperiode)

$DM_{intake}$  = Trockenmasseaufnahme (in kg/Tier und Haltungsperiode)

$X_{DE}$  = Verdaulichkeit (in MJ/MJ)

$x_{ash}$  = Ascheanteil in Ausscheidung (in kg/kg)

Tab. A4: Methankonversionsfaktoren („Methane Conversion Factors“ – MCF) zur Berechnung der  $CH_4$ -Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung

Lagersystem	MCF, m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	
	Rinder	Schweine
Gülle unbeh., Lager offen (ohne nat. Schwimmdecke)	0,17	0,25
Gülle unbeh., feste Abdeckung (inkl. Zelt)	0,17	0,25
Gülle unbeh., natürliche Schwimmdecke	0,10	0,15
Gülle unbeh., schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0,17	0,25
Gülle unbeh., schwimmende Abdeckung (Folie)	0,17	0,25
Gülle unbeh., Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	0,17	0,25
Festmist (Tiefstreu, Tretmist)	0,17	-
Festmist (Laufstall, Anbindehaltung, sonstige)	0,02	-
Weide	0,01	-
Festmist/Misthaufen (Tiefstreu)	-	0,25
Festmist/Misthaufen (übrige Systeme)	-	0,03

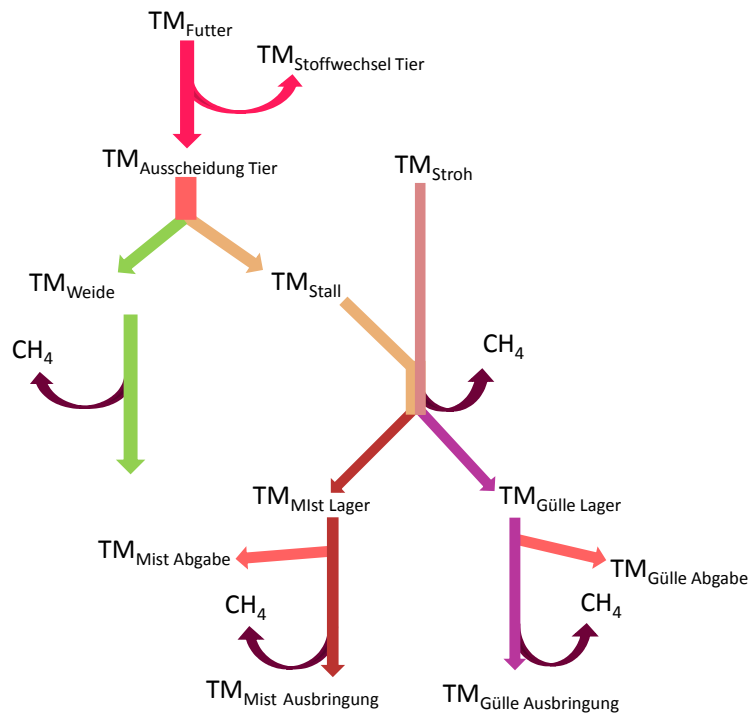


Abb. A1: Trockenmasse (TM) -Fluss in den einzelnen Tierkategorien



### e. Berechnung der $N_2O$ -, $NH_3$ - und $N_2$ -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung und Düngung

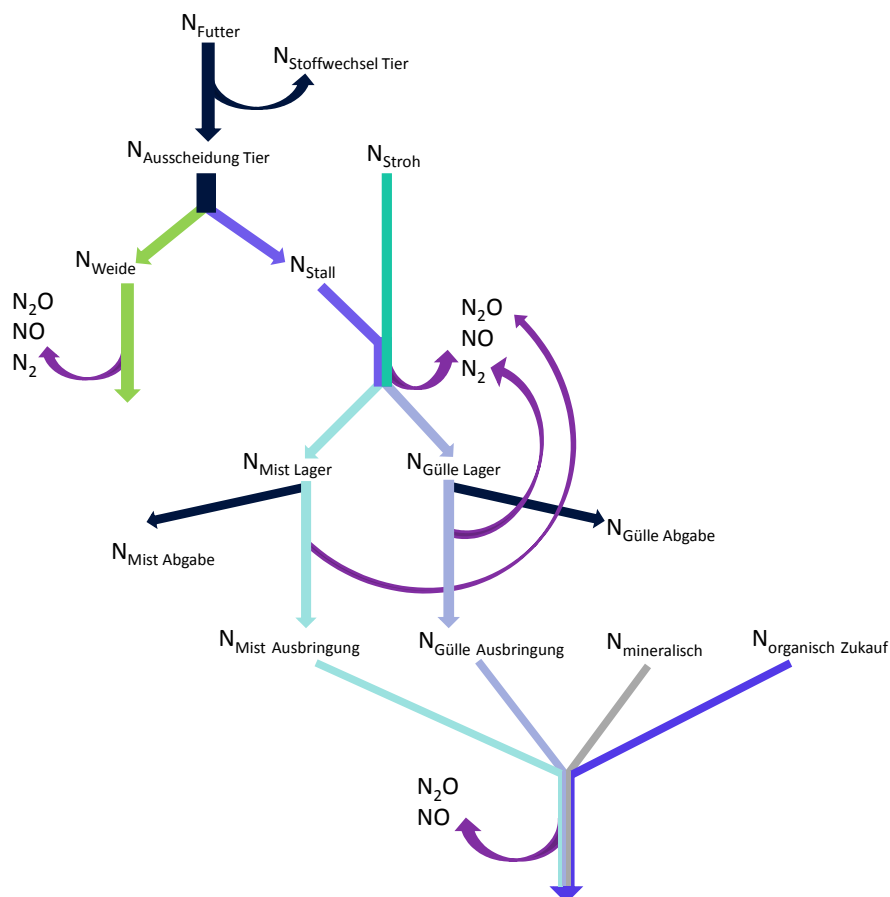


Abb. A2: N-Fluss in den einzelnen Tierkategorien

#### (Formel A3)

$$m_{\text{excr}} = m_{\text{feed}} - (m_g + m_l + m_p)$$

- $m_{\text{feed}}$  = N-Aufnahme mit dem Futter (in kg N/Tier und Halungsperiode)
- $m_g$  = N-Menge im Gewichtszuwachs (in kg N/Tier und Halungsperiode)
- $m_l$  = N-Menge in der Milch (in kg N/Tier und Halungsperiode)
- $m_p$  = N-Menge in den Konzeptionsprodukten (in kg N/Tier und Halungsperiode)
- $m_s$  = N-Verluste durch Hautschuppen und Haare (in kg N/Tier und Halungsperiode)

**(Formel A4)**

$$m_{urine} \text{ (MK und Kälber < 6 Mo)} = m_{excr} - m_{faeces}$$

$m_{urine}$  (MK und Kälber < 6 Mo) = mit dem Urin ausgeschiedene N-Menge (kg N/Tier und Haltingsperiode)  
(Milchkuh und Kälber < 6 Monate)

$m_{excr}$  = mit Urin und Kot ausgeschiedene N-Menge (kg N/Tier und Haltingsperiode)

$m_{faeces}$  = mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge (kg N/Tier und Haltingsperiode)

( $m_{urine}$  Rinder > 6 Monate = vXP-Aufnahme - XP in Produkten/6,25; vXP = verdauliches Rohprotein, XP = Rohprotein)

**(Formel A5)**

$$m_{faeces-MK} = \alpha * \beta * \left( \alpha * \frac{m_{feed}}{\alpha} + x_N * \left[ b * b \frac{DM}{\alpha} + c * \left( \frac{DM}{\alpha} \right)^2 \right] \right)$$

$m_{faeces-MK}$  = mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge - Milchkuh (kg N/Tier und Haltingsperiode)

$\alpha$  = Konversionsfaktor Zeit ( $\alpha = 365$  Tage/Jahr)

$\beta$  = Konversionsfaktor Masse ( $\beta = 0.001$  kg/g)

$a$  = Konstante ( $a = 40$  g/kg)

$m_{feed}$  = N-Aufnahme mit dem Futter (in kg/Tier und Haltingsperiode)

$x_N$  = N-Gehalt Rohprotein ( $x_N = 1/6.25$  kg/kg N)

$b$  = Konstante ( $b = 20$  g/kg)

DM = TM-Aufnahme (in kg/ Tier und Haltingsperiode)

$c$  = Konstante ( $c = 1.8$  g/kg)

( $m_{faeces}$  Kälber bis 6 Monate =  $m_{excr} * 0.6$ ; murine Rinder > 6 Monate)

Tab. A5: Emissionsfaktoren zur Berechnung der N<sub>2</sub>O-Emissionen der Wirtschaftsdünger-Lagerung

Lagerungsart	Emissionsfaktor, kg N <sub>2</sub> O-N/kg WD-N
Gülle unbehandelt natürliche Schwimmdecke	0,005
Festmist/Misthaufen (Anbindehaltung, Laufstall)	0,013
Festmist/Misthaufen (Tiefstreu, Festmist)	0,01
Jauche, Lagerung mit fester Abdeckung	0,005

WD= Wirtschaftsdünger

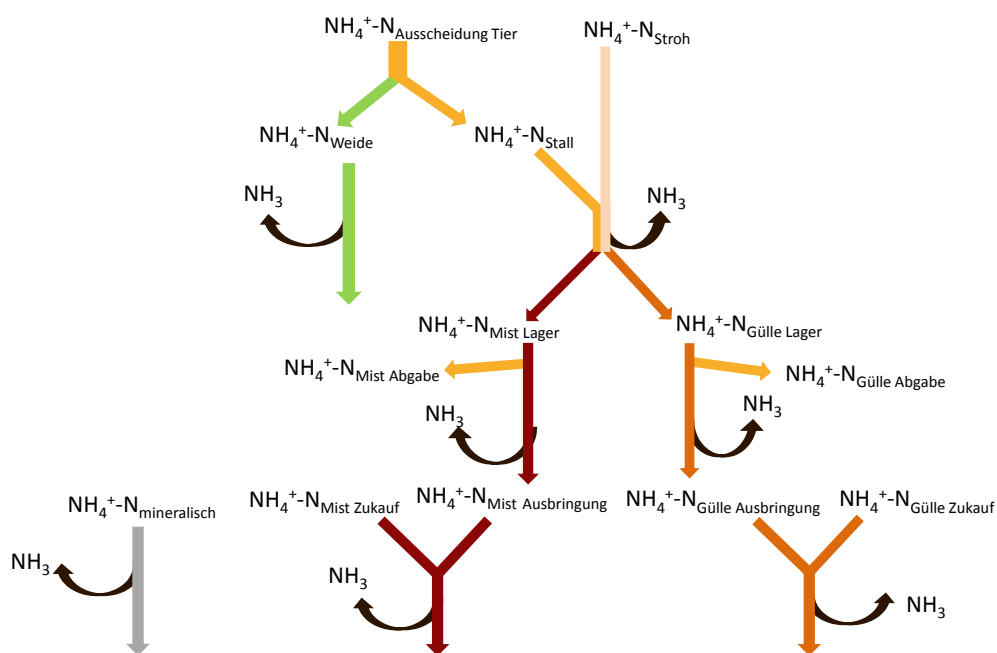


Abb. A3:  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Fluss in den einzelnen Tierkategorien

Tab. A6: Emissionsfaktoren zur Berechnung der  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen für unterschiedliche Rinder-Haltungssysteme (bezogen auf TAN)

Haltungssystem	Emissionsfaktor TAN Stall, kg $\text{NH}_3\text{-N}$ /kg TAN
Anbindehaltung güllebasiert	0,066
Anbindehaltung strohbasiert	0,066
Laufstall güllebasiert	0,197
Laufstall strohbasiert	0,197
Laufstall, Vollspaltenboden, güllebasiert	0,099
Laufstall, Tiefstreu, strohbasiert	0,197
Laufstall, Tretmist, strohbasiert	0,213

TAN = Total Ammonia Nitrogen

Tab. A7:  $NH_3$ -N Emissionsfaktoren für unterschiedlicher Wirtschaftsdünger-Lagersysteme (bezogen auf TAN)

Lagersystem	Emissionsfaktor, kg $NH_3$ -N/kg TAN	
	Rinder	Schweine
Gülle unbeh., Lager offen (ohne nat. Schwimmdecke)	0,150	0,015
Gülle unbeh., feste Abdeckung (inkl. Zelt)	0,015	0,105
Gülle unbeh., natürliche Schwimmdecke	0,045	0,030
Gülle unbeh., schwimmende Abdeckung (Strohhäcksel)	0,030	0,023
Gülle unbeh., schwimmende Abdeckung (Folie)	0,023	0,105
Gülle unbeh., Lager unter Spaltenboden > 1 Monat	0,045	0,150
Festmist (Tiefstreu, Tretmist)	0,613	
Festmist (Laufstall, Anbindehaltung, sonstige)	0,613	
Jauche, Lagerung mit fester Abdeckung	0,013	
Festmist/Misthaufen (Tiefstreu)		0,600
Festmist/Misthaufen (übrige Systeme)		0,030

TAN = Total Ammonia Nitrogen, unbeh. = unbehandelt

## f. Weitere Modellparameter der Tierhaltung

Tab. A8: Im Modell vorgesehene Tierarten

Rinder	Schweine	Pferde	Schafe, Ziegen	Geflügel
Kühe	Sauen	Fohlen bis 1 Jahr	Muttern, Merzen über 20 Monate	Legehennen
Kälber (geb.) männl.	Ferkel (geb.)	Fohlen 1-2 Jahre	Zuchtböcke	Zuchtküken
Kälber (geb.) weibl.	Zuchteber	Fohlen 2-3 Jahre	Zuchtlämmer unter 6 Monate	Junghennen
Weibl. Kälber bis 6 Mon.	Jungsauen	Pferde > 3 Jahre	Zuchtlämmer 6-12 Monate	Leichte Jungmasthühner/-hähnchen
Weibl. Kälber 6 - 12 Mon.	Jungeber	Kleinpferde bis 1 Jahr	Jungschafe 12-20 Monate	Sonstiges Geflügel
Weibl. Jungvieh 1 - 2 J.	Ferkel 10-25 kg	Kleinpferde 1-2 Jahre	Mutterziegen	Mastenten
Färsen über 2 J.	Läufer 25 - 50 kg	Kleinpferde 2-3 Jahre	Ziegenlämmer	Mastputen
Zuchtbullen	Mastschweine	Kleinpferde über 3 Jahre	Weibl. Kitze < 3Mo	Mastgänse
Männl. Kälber bis 6 Mon.			Männl. Kite < 3Mo	
Männl. Kälber 6 - 12 Mon.			Jungziegen 3-9 Mo	
Männl. Rinder 1 - 2 J.			Jungböcke 3-9 Mo	

Männl. Rinder  
über 2 Jahre

Jungziegen &gt; 9Mo

Tab. A9: Im Modell vorgesehene Stallsysteme

Rinder	Z-Sauen, Saugferkel, Zuchteber	M-Schweine, Absatzferkel	Legehennen
Anbindehaltung, güllebasiert	güllebasiert	güllebasiert, wärmege- dämmt, VollSpBoden	Käfig, bzw. Klein- gruppenhaltung
Anbindehaltung, strohbasiert	strohbasiert	güllebasiert, wärmege- dämmt, TeilSpBoden	Bodenhaltung, Volie- re
Laufstall, gülleba- siert		güllebasiert, AußenklimeSt, Kistenstall	intensive Auslaufh., Freilandh., Öko-H.
Laufstall, strohba- siert		strohbasiert, wärmege- dämmt, Tiefstreu	
Laufstall, Voll- SpBoden, gülleba- siert		strohbasiert, wärmege- dämmt, planbefestigt mit Einstreu	
Laufstall, Tiefstreu, strohbasiert		strohbasiert, Außenklioma, Kistenstall	
Laufstall, Tretmist, strohbasiert		strohbasiert, Außenklioma, Tiefstreu	

Bisher nicht Berücksichtigt: Abluftreinigungsanlage, Lämmer-Intensivmast, Lämmer-Weidemast

**g. Berechnung der THG-Emissionen aus Ernteresten auf dem Feld****(Formel A6)**

$$E_{(N_2O,CR,i)} = \left( \sum x_{(renew,i)} * x_{mow,i} * y_i * (a_{(above,i)} * x_{(N,above,i)} + a_{(below,i)} * x_{(N,below,i)}) \right) * Ef_{(N_2O,CR)} * \gamma_{N_2O}$$

$E_{N_2O, CR, i}$  =  $N_2O$ -Emissionen durch Verrottung von Ernteresten beim Anbau einer Kultur (in kg  $N_2O$ /Jahr)

$i$  = Index der Kulturpflanze

$x_{renew,i}$  = 1 / Anbaudauer der Kulturpflanze  $i$

$x_{mow i}$  = 1 / Anzahl der jährlichen Ernten der Kulturpflanze  $i$

$y_i$  = Ertrag der Kultur  $i$  (in kg FM/ha)

$a_{above,i}$  = Verhältnis der oberirdischen Erntereste zum Ertrag (in kg/kg)

$x_{N, above,i}$  = N-Gehalt der oberirdischen Erntereste (in kg N/kg FM)

$a_{below,i}$  = Verhältnis der unterirdischen Erntereste zum Ertrag (in kg/kg)

$x_{N, below,i}$  = N-Gehalt der unterirdischen Erntereste (in kg N/kg FM)

$EF_{N_2O,CR}$  =  $N_2O$ -Emissionsfaktor für Erntereste (kg  $N_2O$ -N/kg N) (LIOBA-Datenbank)

$\gamma_{N_2O}$  =  $N_2O$  Massen Konversionsfaktor ( $\gamma_{N_2O} = 44/28$  g/g)

---

**h. Berechnung der THG-Emissionen aus Vorleistungen (Pflanzenschutzmittel und mineralische Düngemittel)***(Formel A7)*

$$y = BI * \frac{z}{100} * x$$

*y* = durchschnittlich ausgebrachte Wirkstoffmenge (kg/ha)

*x* = durchschnittliche empfohlene Wirkstoffausbringmengen (kg/ha)

*BI* = Behandlungsindex einer Pestizidgruppe

*z* = Bedeutung des Wirkstoffes innerhalb einer Pestizidgruppe (%)

Tab. A10: Emissionsfaktoren zur Berechnung der Emissionen aus Herstellung und NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Ausbringung mineralischer Düngemittel

Düngemittel	EF <sub>N</sub> , kg CO <sub>2</sub> -Äq/ kg N	EF <sub>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></sub> , kg CO <sub>2</sub> -Äq/ kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	EF <sub>K<sub>2</sub>O</sub> , kg CO <sub>2</sub> -Äq/ kg K <sub>2</sub> O	EF <sub>CaO</sub> , kg CO <sub>2</sub> -Äq/ kg CaO	EF <sub>NH<sub>3</sub>-N</sub> , kg NH <sub>3</sub> -N/ kg N
40er_Kali	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
60er_Kali	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
AHL_stabilisiert_Alzon_fl uessig_	5,8430	0,0000	0,0000	0,0000	
Ammoniumthiosulfat	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
Ammonsulphatsalpeter	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
ASS_stabilisiert_Entec_26 _	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
Bisperoder_Kalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Carbokalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Coccolithenkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Dolophos_26	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	
Fastlime	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Faxekalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Granukal	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Harnstoff	3,3108	0,0000	0,0000	0,0000	0,1100
Harn- stoff_stabilisiert_Alzon_46	3,3108	0,0000	0,0000	0,0000	0,0100
Hüttenkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Hyperphos	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	
II_Phaskenkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
III_Phasken_Kalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
K_und_Mg_Dünger	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Kalimagnesia	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Kaliumsulfat	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Kalkammonsalpeter	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
Kalkdünger	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Kalkstickstoff	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
Kohlensaurer_Kalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Konverterkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Kornkali_mit_MgO	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Magnesia_Kainit	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Mg_Branntkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Mischkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
N_Lösung_AHL_	5,8430	0,0000	0,0000	0,0000	0,0550
Novaphos_P23	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	0,0100
Sonstige Dünger	8,6579	0,6684	0,4990	0,0000	0,9000
NTS	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	0,0100
Okerkalk_80_5	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
P_Dünger	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	
Patent_PK	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Patentkali	0,0000	0,0000	0,4990	0,0000	
Piamon	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	0,0100
ProfiKombi	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	



Rhe_Ka_Phos	0,0000	0,6684	0,4990	0,0000	
Rügener_II_Phasen	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Rügener_Kreidekalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Salzhemmendorfer	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Scharzfelder_Muschelkalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Schwefelsares_Ammoniak	8,6579	0,0000	0,0000	0,0000	
Söka	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Sulgran_Schwefel	0,0000	0,6684	0,4990	0,0000	
Super_Rhe_Ka_Phos	0,0000	0,6684	0,4990	0,0000	
Superphosphat	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	
Thomaskali	0,0000	0,6684	0,4990	0,0000	
Thomaskalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Thomasphosphat	0,0000	0,6684	0,0000	0,0000	
U_Kalk	0,0000	0,0000	0,0000	0,0235	
Urea_S	3,3108	0,0000	0,0000	0,0000	0,0100

EF = Emissionsfaktor, Quelle: [Ecoinvent \(2011\)](#), AG-BEK ([KTBL, 2016](#))

## II. Tabellen zur Auswertungen und Klassifizierung der Betriebe nach deren Standort

Tab. A11: Anzahl der Betriebe in verschiedenen Agrargebieten

Agrargebiete	Betriebszahl [n] differenziert nach Jahren			
	2010	2011	2012	2013
1	0	5	5	2
2	0	19	21	8
3	0	29	22	11
4	0	86	81	71
5	1	50	51	34
6	0	41	38	25
7	0	60	59	33
8	0	38	29	25
9	28	113	85	92
10	6	233	156	162
11	0	63	41	28
12	0	39	23	12

Tab. A12: Anzahl der Betriebe in verschiedenen Bodenklimaräumen

Bodenklimaräume	Betriebszahl [n] differenziert nach Jahren			
	2010	2011	2012	2013
111	0	99	70	45
112	0	158	113	72
113	1	238	147	168
114	35	269	194	198
115	1	108	111	72
116	1	81	80	56
117	0	93	86	55
121	0	6	0	0
130	0	18	12	9
193	0	34	10	5
194	0	6	3	4
195	0	1	1	1
196	0	33	51	31
199	0	16	17	4

Tab. A13: Fläche der Betriebe in verschiedenen Agrargebieten

Agrargebiete	Fläche [ha] differenziert nach Jahren			
	2010	2011	2012	2013
1	0	22.483	30.764	12.431
2	0	76.328	71.603	31.393
3	0	92.207	64.184	36.426
4	0	355.087	333.504	291.547
5	3.256	272.364	254.272	168.766
6	0	130.781	120.684	60.331
7	0	298.092	300.128	153.514
8	0	142.990	134.163	106.192
9	226.421	693.827	560.708	661.640
10	39.541	1.052.574	769.931	773.454
11	0	263.927	165.025	115.954
12	0	127.173	57.645	26.517

Tab. A14: *Fläche der Betriebe in verschiedenen Bodenklimaräumen*

<b>Bodenklimaräume</b>	<b>Fläche [ha] differenziert nach Jahren</b>			
	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>
111	0	210.634	161.370	79.531
112	0	509.582	343.987	221.745
113	5	696.092	419.065	521.320
114	264.877	1.045.507	932.455	978.260
115	3	273.794	269.270	170.516
116	3.248	334.402	287.177	213.595
117	0	258.967	205.020	136.813
121	0	4.438	0	0
130	0	19.891	15.940	8.141
193	0	50.364	16.383	4.095
194	0	3.227	5	11
195	0	0	0	0
196	0	71.737	155.040	74.182
199	0	22.499	37.230	12.436