



Hochschule Neubrandenburg
University of Applied Sciences

Fachbereich Agrarwirtschaft und Lebensmittelwissenschaften

Studiengang Agrarwirtschaft

Bachelorarbeit

Variabilität von Treibhausgasemissionen in der Milchviehhaltung in
Abhängigkeit der Bewirtschaftungsweise auf Grundlage von
Parametern der Ökobilanz

Alexander Paul Igel

Erstgutachter: Prof. Dr. Christian Looft

Zweitgutachter: Prof. Dr. Sandra Rose

eingereicht am: 23.02.2021

urn:nbn:de:gbv:519-thesis2021-0162-0

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	3
1. Einleitung	4
2. Literaturübersicht	6
2.1 Hauptemissionen aus der Landwirtschaft	6
2.1.1 Kohlendioxid.....	6
2.1.2 Methan.....	6
2.1.3 Distickstoffmonoxid.....	8
2.2 Methode zur Bilanzierung von Treibhausgasen.....	9
2.2.1 Ökobilanz	10
2.2.2 Sachbilanz	10
2.2.3 Allokation.....	11
2.3 Emissionsquellen.....	12
2.3.1 Prozessbedingte Treibhausgasemissionen.....	12
2.3.1.1 Futtermittelerzeugung	12
2.3.1.2 Dünger	15
2.3.1.3 Pflanzenschutzmittel	17
2.3.1.4 Haltungssystem	19
2.3.2 Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen	22
2.3.2.1 Düngemanagement.....	22
2.3.2.2 Flächennutzung	24
2.3.3 Stoffwechselbedingte Treibhausgasemissionen.....	26
2.3.3.1 Fütterung	26
2.3.3.2 Leistungsniveau.....	28
3. Diskussion	32
3.1 Produktbezogene Emissionen	32
3.2 Flächenbezogene Emissionen	34

3.3 Einsparpotentiale	36
4. Fazit.....	39
5. Anhang	41
6. Literaturverzeichnis.....	47
Eidesstattliche Erklärung.....	52

Abkürzungsverzeichnis

a	-	Jahr
BMEL	-	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
CO ₂	-	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ eq/ CO ₂ Äq	-	Kohlenstoffdioxidäquivalente
CH ₄	-	Methan
CFC-12	-	Dichlordifluormethan
CFC-11	-	Trichlorfluormethan
dt	-	Dezitonnen
DM	-	Dry Matter
DIN	-	Deutsches Institut für Normung
ECM	-	Energy Corrected Milk
FAL	-	Forschungsanstalt für Landwirtschaft
GWP	-	Global Warming Potential
GE	-	Großvieh-Einheit
GEMIS	-	Globales Emissionsmodell integrierter Systeme
iLuc	-	indirect Land use change
IPCC	-	International Panel on Climate Change
ISO	-	International Organization for Standardization
MIN	-	kleinster Wert
MAX	-	größter Wert
MJ	-	Megajoule
MW	-	Mittelwert
N	-	Nitrogen/Stickstoff
N ₂ O	-	Distickstoffmonoxid/Lachgas
nXP	-	nutzbares Rohprotein
NEL	-	Netto-Energie-Laktation
PSM	-	Pflanzenschutzmittel
ppb / ppm	-	Part per billion / Parts per million
RP	-	Raw Protein
RF	-	Raw Fiber / Raw Fat
SD	-	Standartabweichung
t	-	Tonnen

1. Einleitung

Die deutsche Landwirtschaft nutzt knapp die Hälfte der Fläche, die die Bundesrepublik Deutschland umfasst. Dies sind etwa 16,7 Mio. Hektar. „Von der landwirtschaftlich genutzten Fläche waren 2016: 70,6% Ackerland, 28,2% Dauergrünland und 1,2 % Dauerkulturen“ (BMEL, 2017). Bei etwa 67% von den insgesamt 275.400 landwirtschaftlichen Betrieben im Jahr 2016 stellt die Viehhaltung die Haupt- oder zumindest Teileinnahmequelle dar. Dabei liegen die Schwerpunkte in der Rinder-, Schweine-, und Geflügelerzeugung. Immerhin stellten tierische Erzeugnisse „2016 rund 61% der Verkaufserlöse und rund 46% des gesamten Produktionswertes der Landwirtschaft“ (BMEL, 2017). Vor allem Milch ist ein wichtiges Standbein der deutschen Landwirtschaft. Mit 33,1 Mio. Litern erzeugter Rohmilch ist Deutschland mit 20% Anteil der größte Milcherzeuger der EU. Diese Milch wird von ca. 4 Mio. Milchkühen erzeugt, die allerdings nicht nur in Bezug auf die Verkaufserlöse und den Produktionswert der deutschen Landwirtschaft einen bedeutenden Beitrag leisten, sondern auch auf die durch die Landwirtschaft ausgestoßenen Treibhausgase. „Im Jahr 2018 war die deutsche Landwirtschaft für die Emission von rund 63,6 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten verantwortlich. Das sind 7,4% der deutschen Treibhausgas-Emissionen“ (Thünen-Institut, 2020). Damit ist die Landwirtschaft „...nach dem Energiesektor der zweitgrößte Emittent von Treibhausgasen und trägt somit zum gleichen Teil zum Klimawandel bei, wie der gesamte industrielle Sektor“ (Schwenner, 2019). Durch ihre direkte Arbeit mit der Natur und ihren Erzeugnissen ist sie allerdings nicht nur am Klimawandel beteiligt, sondern auch direkter Leidensträger, der die in den letzten Jahren vermehrt auftretenden Effekte der Treibhausgase direkt zu spüren bekommt.

Als Hauptursachen der großen Mengen an ausgestoßenen Gasen sind neben dem hohen Einsatz an Düngemitteln, wie Wirtschafts- und synthetischen Düngern, die hohen Tierzahlen zu nennen. Indirekte Emissionen durch den Zukauf von Futter- und Düngemitteln aus anderen Ländern sind oftmals nur schwer nachzuvollziehen und bedingen eine Verzerrung der eigentlich der Landwirtschaft anzurechnenden Schadgase. Der Zukauf von Soja aus Brasilien beispielsweise macht eine so leistungsstarke Tierproduktion wie in Europa überhaupt erst möglich. Ein eigener Anbau auf deutschen Flächen ist aufgrund klimatischer Bedingungen bis heute immer noch nicht lohnenswert. Durch den Zukauf aus Südamerika müssen außerdem weniger Flächen für die Futtermittelproduktion im eigenen Land genutzt werden, als es eigentlich bei den bestehenden Tierbeständen nötig wäre.

Neben der Erfassung des Ausstoßes von Treibhausgasen ist es für eine vollständige Einschätzung wichtig, Parameter zu betrachten, die zwar nicht für eine Erhöhung der

Emissionen sorgen, aber dafür einen natürlichen Abbau fördern. So wurden in den Jahren 2000 bis 2010 etwa 24 Mio. Hektar Land in Südamerika zu Ackerflächen umstrukturiert (WWF, 2021). Meist geschieht dies auf Flächen, die eine stabile Flora aufweisen, da dort die Bodenfruchtbarkeit entsprechend hoch ist. Die hohe Nachfrage nach immer mehr leistungsstarken Futtermitteln bedingt, dass mittlerweile 80% der Sojabohnen aus den USA, Argentinien und Brasilien kommen. Die Flora, die sich vor der Umstrukturierung zu Ackerflächen auf diesen Flächen befand, kann nicht mehr zum Abbau von Treibhausgasen beitragen. Der großflächige Anbau von Soja in Südamerika macht es Ländern wie Deutschland möglich, größere Tierzahlen zu versorgen, als sie dies mit eigenen Flächen eigentlich tun könnten. Um in Zukunft unter anderem eine an Flächen ungebundene Tierhaltung zu verkleinern, setzte sich die Bundesregierung das Ziel „...den Anteil der ökologisch bewirtschafteten Flächen bis 2030 auf 20 Prozent zu erhöhen“ (Umweltbundesamt, 2020). Neben der flächengebundenen Tierhaltung, die geschlossene Nährstoffkreisläufe möglich machen soll, soll dies zu einer insgesamt umweltverträglicheren Landwirtschaft führen und Futtermittelzukaufe sollen weitestgehend vermieden werden.

In einer Umfrage aus dem Jahr 2019 gaben 89% der Befragten auf die Frage, warum sie Bio-Produkte kaufen, an, dass sie damit etwas zum effektiven Umweltschutz beitragen wollen (Statista, 2020). Ob eine ökologische Bewirtschaftungsweise ein Indikator dafür ist, ob diese Produkte umweltfreundlich sind, wird nach wie vor kontrovers diskutiert. Die Schwierigkeit besteht unter anderem darin, dass einige Ziele des Ökolandbaus, wie beispielsweise mehr Biodiversität oder mehr Tierwohl, sich nur schwer messen und in den Kontext der Umweltfreundlichkeit setzen lassen. Auf Grundlage der Messung von Schadgasen für die Erstellung von Ökobilanzen gibt es allerdings bereits eine Möglichkeit, ökologische und konventionell hergestellte landwirtschaftliche Produkte zu vergleichen.

„Insgesamt trägt die Tierhaltung mit knapp 95 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten etwa 71 Prozent zu den Klimaeffekten der deutschen Landwirtschaft bei, wobei die Rinderhaltung davon deutlich mehr als die Hälfte ausmacht“ (Hirschfeld, et al., 2008) Innerhalb der Emissionen aus der Rinderhaltung entfallen etwa 57% auf die Haltung von Milchkühen. Aufgrund des hohen Anteils dieses Sektors an den Gesamtemissionen aus der Landwirtschaft, soll in dieser Arbeit die Fragestellung analysiert werden, ob eine Erhöhung des Anteils an Biomilch am deutschen Milchmarkt zu einer Minderung des Schadgasausstoßes aus diesem Bereich führen könnte.

2. Literaturübersicht

2.1 Hauptemissionen aus der Landwirtschaft

2.1.1 Kohlendioxid

Da Kohlendioxid aufgrund seiner hohen ausgestoßenen Mengen am meisten zum Treibhauseffekt beiträgt, wird es meistens auch als erstes im Zusammenhang mit klimaschädlichen Gasen erwähnt. In Deutschland stellt dieses Gas insgesamt mit „...88% der gesamten Treibhausgasemissionen...“ (LfU - Bayern, 2020) relativ den größten Anteil dar. Im landwirtschaftlichen Sektor steht es nach Methan (2018 51,2%) und Lachgas (2018 44,2%) mit ca. 4,6% allerdings „nur“ an dritter Stelle (Umweltbundesamt, 2020). Dass sowohl Methan als auch Lachgas einen relativ größeren Anteil an den Emissionen aus der Landwirtschaft haben, liegt am CO₂-Äquivalent als Berechnungsgrundlage. Dafür wird verglichen, um wie viel mehr oder weniger ein Gas zum Treibhauseffekt beiträgt als CO₂. Da beide Gase um ein vielfaches treibhauswirksamer sind als CO₂, kommt es zu einer anderen Reihenfolge der relevanten Gase, wenn man sie in CO₂-Äquivalente umrechnet. Die 13,86 t reines Kohlendioxid werden fast ausschließlich durch andere energieverbrauchende Prozesse verursacht, wie durch die Nutzung von Maschinen und Heizanlagen.

Neben Kohlendioxid sind es aber vor allem die Lachgas- und Methan-Emissionen, die es zu betrachten gilt. Von den bundesweiten Emissionen kommen die größten Anteile aus der Landwirtschaft (Methan 62%, Lachgas 79%). Innerhalb der Landwirtschaft tragen sie mit 51,2% (Methan) und 44,2% (Lachgas) zu den Emissionen bei. Beide Gase haben gemeinsam, dass sie um ein vielfaches klimaschädlicher als Kohlendioxid sind und dass deren Hauptquelle die Tierhaltung ist.

2.1.2 Methan

Methan (CH₄) entsteht vor allem während der Fermentationsprozesse im Verdauungstrakt der Tiere und bei Emissionen aus gelagertem Festmist oder Gülle unter anaeroben Bedingungen. Dass vor allem Wiederkäuer dieses Treibhausgas produzieren, hängt mit der Verdauung im Pansen zusammen. Die dort enthaltenen methanogenen Archaeen sind spezialisierte Einzeller, die ein essentieller Bestandteil des Mikrobioms und damit der Verwertung pflanzlicher Bestandteile im Pansen sind. Durch das sogenannte „Eruktieren“ stoßen die Kühe das Methan aus. „Eine einzelne Kuh kann beispielsweise mehr als 300 Liter Methan am Tag ausstoßen“ (Forum moderne Landwirtschaft, 2020). Die insgesamt ausgestoßene Menge an Methan pro

Jahr beträgt etwa 1,268 Mio. t, davon stammen ca. 1 Mio. t allein aus tierischer Fermentation, also etwa 80%. Die restlichen 20% begründen sich im Wirtschaftsdüngermanagement. Verantwortlich für die Emissionen aus tierischer Fermentation „...sind hierbei zu einem hohen Teil (95 Prozent) Rinder (943 Kilotonnen) und hierbei vor allem Milchkühe (564 Kilotonnen; 57 Prozent)“ (Deutsche Umwelthilfe e.V., 2015). Trotz hoher Tierzahlen stellen andere Tierarten, wie Schweine (2016 ca. 26,9 Mio. Tiere) und Geflügel (2016 ca. 173 Mio. Tiere) bezogen auf die Emission von Methan keinen relevanten Parameter dar (siehe Abbildung 1).

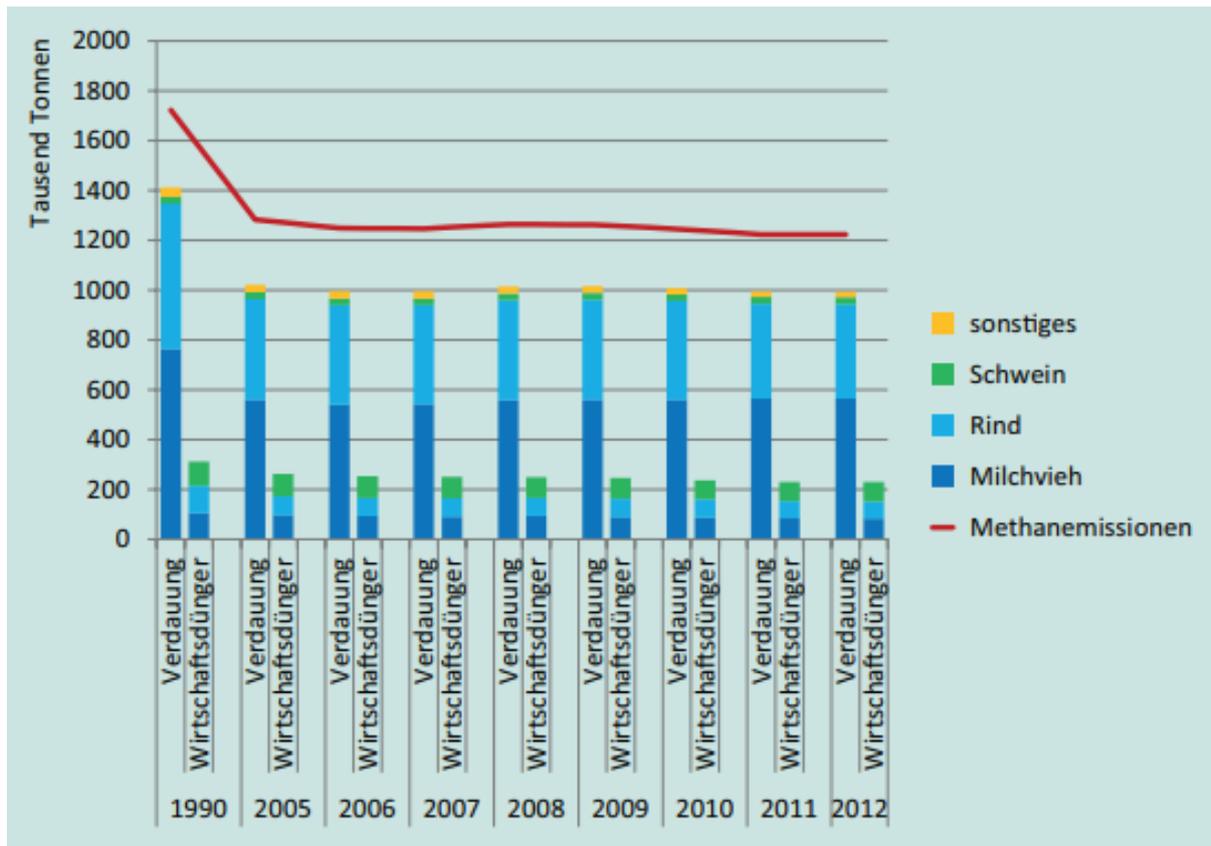


Abbildung 1- "Entwicklung der Methanemissionen aus der Landwirtschaft, getrennt nach Tierart und Entstehung" (Deutsche Umwelthilfe e.V., 2015).

Die Klimaschädlichkeit von Methan begründet sich in dem hohen Treibhauspotential des Gases. Dieser Wert „...ist ein Maß für die Klimawirksamkeit von Treibhausgasen im Vergleich zu CO₂ als Referenzsubstanz...“ (Bundesumweltamt, 2019). Die Wirkung der Gase wird dabei über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet. Auf dieser Grundlage weist Methan einen GWP-Wert (Global Warming Potential) von 25, also 25 kg CO₂-Äquivalent (RP-Energie-Lexikon, 2020) auf. Auf einen Zeitraum von 20 Jahren betrachtet, weist Methan sogar ein CO₂-Äquivalent von 84 auf. Aufgrund dieser viel potenteren Wirkung als CO₂ schätzt das „intergovernmental panel of climate change“ (IPCC) den Anteil des Methans am Treibhauseffekt auf 17-20%, obwohl es absolut gesehen mit 1.867,6 ppb (parts per billion) einen viel geringeren Anteil als CO₂ mit 400 ppm (parts per million) hat.

2.1.3 Distickstoffmonoxid

Bezogen auf die Treibhauswirkung ist Lachgas (N_2O) oder Distickstoffmonoxid mit einem GWP-Wert von 265 noch einmal um ein Vielfaches potenter, als Methan. „Hauptquellen für Lachgas sind stickstoffhaltige Düngemittel in der Landwirtschaft und die Tierhaltung, Prozesse in der chemischen Industrie sowie Verbrennungsprozesse“ (Umweltbundesamt, 2020). Mit 4,3% steht es an dritter Stelle der absoluten Treibhausgasemissionen in Deutschland, sein Beitrag zum Treibhauseffekt insgesamt liegt allerdings bei etwa 6,4% (siehe Abbildung 2).

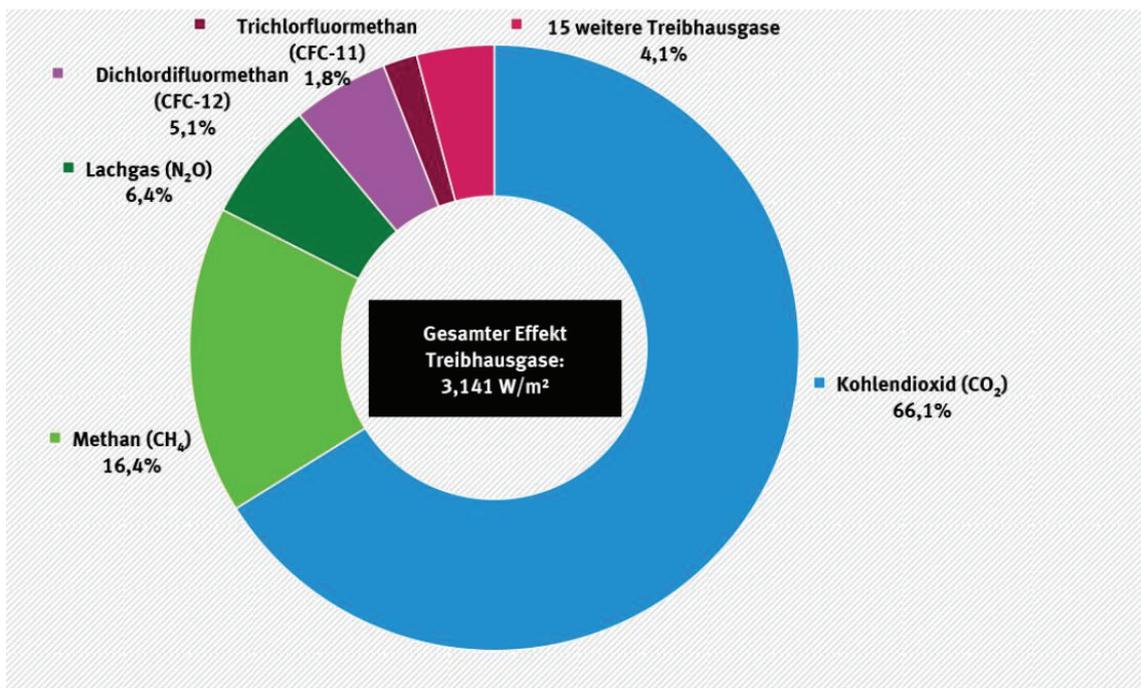
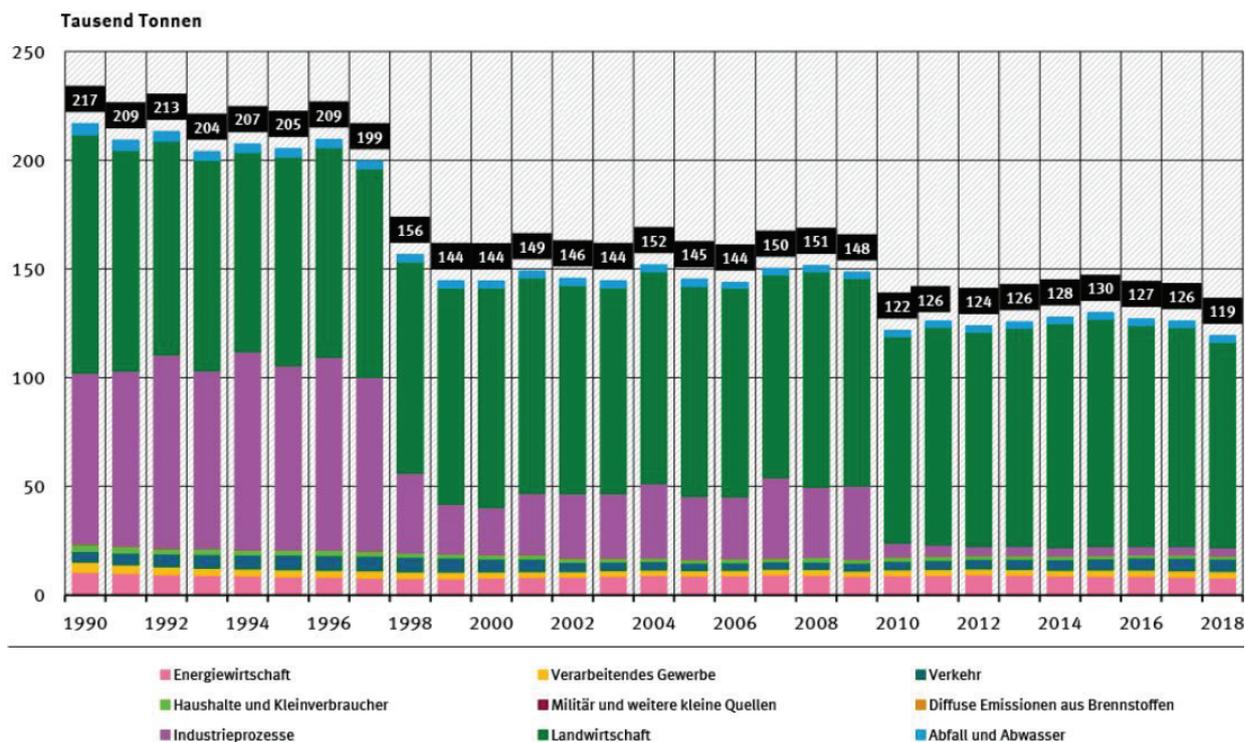


Abbildung 2– „Beitrag zum Treibhauseffekt durch Kohlendioxid und langlebige Treibhausgase 2020“ (Umweltbundesamt, 2020)

Die hohe Relevanz erreicht Lachgas neben seinem hohen GWP Wert außerdem durch seine vergleichsweise lange Halbwertszeit, es verbleibt „...im Schnitt 114 Jahre in der Atmosphäre...“ (LfU-Bayern, 2020). Die vergleichswisen niedrigen absoluten Anteile von Lachgas in der Atmosphäre von 331,1 ppb im Jahr 2018 im weltweiten Durchschnitt dürfen deshalb nicht über die Relevanz dieses Gases hinwegtäuschen.

Insgesamt ist in Deutschland der absolute Ausstoß von Lachgas in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen und hat sich zwischen den Jahren 1990 und 2018 fast halbiert (siehe Abbildung 3). Stellten im Jahr 1990 die Industrie zusammen mit der Landwirtschaft noch die beiden größten Emittenten für Lachgas in Deutschland dar, so hat sich der Ausstoß der Industrie, bedingt durch neue technologische Prozesse und Vorgaben, stark reduziert.

Distickstoffoxid-Emissionen nach Kategorien



Emissionen ohne Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
 Verkehr: ohne land- und forstwirtschaftlichen Verkehr
 Haushalte und Kleinverbraucher: mit Militär und weiteren kleinen Quellen (u. a. land- und forstwirtschaftlichem Verkehr)

Quelle: Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärische Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990 bis 2018 (Stand 12/2015)

Abbildung 3 - "Distickstoff-Emissionen nach Kategorien" (Umweltbundesamt, 2020)

Wie auch bei Methan ist heute bei Lachgas die Landwirtschaft der Hauptemittent. Der Ausstoß hat sich in den letzten Jahrzehnten so gut wie gar nicht verändert. Nur die rückläufigen Tierbestände der letzten Jahre führten zu einer leichten Minderung. „Laut Umweltbundesamt trug dieser Bereich 2014 mit 79% zu den deutschen Lachgasemissionen bei“ (LfU-Bayern, 2020). Allerdings ist die Verteilung innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors in Bezug auf die Emissionen von Lachgas eine andere. Noch im Jahr 2004 betragen die absoluten Lachgasemissionen der deutschen Landwirtschaft ca. 130.100 t, wobei mit 9.200 t 7% auf Tierhaltung und Wirtschaftsdünger entfallen. Die restlichen 93% (120.900 t) setzen sich aus gedüngten und ungedüngten Kulturen des Pflanzenbaus zusammen.

2.2 Methode zur Bilanzierung von Treibhausgasen

Um die Umweltwirkungen im Zusammenhang mit der Produktion und Anwendung von Produkten zu verstehen, wurde eine Methode entwickelt, die zu einem besseren Verständnis des Anteils einzelner Produktionsprozesse an den Umweltwirkungen führt und damit die Nutzung möglicher Einsparpotentiale erleichtern soll. Diese Methode ist die Ökobilanz.

2.2.1 Ökobilanz

„Eine Ökobilanz-Studie umfasst vier Phasen: 1. die Phase der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, 2. die Sachbilanz-Phase, 3. die Phase der Wirkungsabschätzung und 4. die Phase der Auswertung“ (Deutsches Institut für Normung, 2006). Die Ergebnisse der Ökobilanz sind dabei direkt davon abhängig wie groß der Untersuchungsrahmen angesetzt wird, also welche Produktionsprozesse erfasst werden sollen und welche bereits einem anderen Bereich zugeordnet werden. Des Weiteren ist das verwendete Allokationsverfahren und der vom „Bilanzierer“ individuell geschätzte Anteil der Koppelprodukte an der Bilanz für das Ergebnis relevant. Bis wohin der Produktionsprozess analysiert wird und wie genau dies erfolgt, „...hängt vom Untersuchungsgegenstand und von der vorgesehenen Anwendung der Studie ab. Tiefe und Breite von Ökobilanzen können je nach der Zielsetzung einer bestimmten Ökobilanz beträchtlich schwanken“ (Deutsches Institut für Normung, 2006). Nicht berücksichtigt werden üblicherweise ökonomische und soziale Aspekte. Wie eine Ökobilanz zu erstellen ist, wird durch die 2006 verfasste „DIN EN ISO 14044“ festgelegt. Darin werden neben Begrifflichkeiten auch die Rahmenbedingungen, die vor Beginn festgelegt werden müssen, gegeben. Dies dient dazu, dass die Ergebnisse von Ökobilanzstudien jederzeit nachvollzogen werden können und festgestellt werden kann, ob sich andere Studien zum selben Produkt als Vergleiche eignen.

2.2.2 Sachbilanz

„Die zweite Phase der Ökobilanz umfasst die Erstellung einer Sachbilanz. Sie ist die Bestandsaufnahme von Input-/Outputdaten in Bezug auf das zu untersuchende System“ (Deutsches Institut für Normung, 2006). In Abhängigkeit vom festgelegten Untersuchungsrahmen werden alle innerhalb der Systemgrenze erfassten Stoff- und Energieströme erfasst. „Dabei werden für die verwendeten Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie für Rohstoffgewinnung und Herstellungs-, Verarbeitungs- und Transportprozesse vollständige Masse- und Energiebilanzen erstellt“ (Eberle, et al., 2019). Welche Stoff- und Energiemengen den Teilprozessen zugerechnet werden, kann entweder individuell eingeschätzt werden oder auf Grundlage von eigens entwickelter Software, die sich auf die genutzten Werte anderer Studien oder auf die von öffentlichen Quellen errechneten Werte stützen, angegeben werden.

2.2.3 Allokation

Um die in der Sachbilanz errechneten Inputs und Outputs in Form von Emissionen und Energie der eigentlichen Quelle zuordnen zu können, benötigt es eindeutig festgelegte Verfahren. Dabei gilt: „Im betrachteten System muss für ähnliche Inputs und Outputs ein einheitliches Allokationsverfahren angewendet werden“ (Deutsches Institut für Normung, 2006). Die Entscheidung, ob eine Einschätzung nach physikalischen Grundlagen (Massenallokation) oder ökonomischen Gesichtspunkten (monetäre Allokation) erfolgt, liegt bei der Person, die die Sachbilanz erstellt und kann dementsprechend unterschiedlich ausfallen. Die Massenallokation richtet sich nach dem Masseverhältnis zwischen den Koppelprodukten. Das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft gibt beispielsweise für Milchkühe mit einer Jahresmilchleistung von 8.000 kg eine monatliche Güllemenge von 1,67m³ an (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, 2019). Würde man an dieser Stelle die Massenallokation anwenden, so würde ein größerer Teil der Emissionen der Produktion von Wirtschaftsdüngern angerechnet werden, als dies bei der Bewertung nach dem ökonomischen Wert der Fall wäre. Abhängig von den Rahmenbedingungen der Studie kann deshalb nicht pauschalisiert werden, welche Art der Allokation sich für Prozesse wie die Milchviehhaltung eignen. Ebenfalls vom „Bilanzierer“ abhängig ist die prozentuale Verteilung auf die einzelnen Koppelprodukte. Daher ist es vor einer abschließenden Bewertung eines Produktes sinnvoll, Ökobilanzen verschiedener Studien zu betrachten, um eine Fehleinschätzung einzelner Studien möglichst gering zu halten.

2.3 Emissionsquellen

2.3.1 Prozessbedingte Treibhausgasemissionen

2.3.1.1 Futtermittelerzeugung

In einer Studie in Zusammenarbeit mit 34 Pilotbetrieben ermittelten Hülsbergen & Rahmann (2015) einen produktbezogenen Energieeinsatz von durchschnittlich 2,29 MJ/ kg ECM (Energiekorrigierte Milch) bei den ökologischen Betrieben und 2,38 MJ / kg ECM bei den konventionellen Betrieben. Dabei fällt in beiden Fällen der größte Anteil auf die Futterbereitstellung. Bei den ökologischen Betrieben beträgt dieser Anteil durchschnittlich 35% (0,62 MJ/ kg ECM) und bei den konventionellen Betrieben 43% (0,86 MJ/ kg ECM). „Für die Erzeugung von eigenbetrieblichen Futtermitteln setzen die ökologischen Pilotbetriebe mit $\bar{\sigma}$ 0,53 MJ (kg ECM) etwa gleich viel Energie ein, wie die konventionellen Betriebe ($\bar{\sigma}$ 0,54 MJ (kg ECM)“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015). Dies ist damit zu begründen, dass die konventionellen Betriebe zwar einen höheren Mineral- und Wirtschaftsdüngereinsatz aufweisen, dieser allerdings durch höhere Erträge und Futterqualität (gemessen anhand der Energiekonzentration im Futter) ausgeglichen wird. Die Differenz zwischen den beiden Betriebstypen gemessen an der Energie für die gesamte Futterbereitstellung wird ausschließlich durch den Zukauf von Futtermitteln verursacht. Der Energieeinsatz dafür wird bei ökologischen Betrieben im Durchschnitt mit 0,09 MJ/kg ECM angesetzt, bei konventionellen Betrieben mit 0,32 MJ/ kg ECM. Bei den zugekauften Futtermitteln handelte es sich bei den ökologischen Betrieben zu etwa gleichen Teilen um Grundfutter (0,03 MJ/ kg ECM) und Kraftfutter (0,04 MJ/ kg ECM), bei den konventionellen Betrieben entfiel fast die gesamte eingesetzte Energie auf den Zukauf von Kraftfuttermitteln wie Soja- und Rapsextraktionsschrot, der Zukauf von Grundfutter spielte bei der Betrachtung des Energieinputs bei konventionellen Betrieben keine Rolle (siehe Abbildung 4).

	ökologisch				konventionell				
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Futtererzeugung	0,62	0,33	0,94	0,19	0,86	0,67	1,01	0,11	*
eigenbetrieblich erzeugtes Futter	0,53	0,25	0,91	0,18	0,54	0,30	0,96	0,15	n.s.
Grundfutter	0,43	0,12	0,86	0,17	0,42	0,22	0,71	0,12	n.s.
Anbau, Ernte und Transport	0,37	0,12	0,53	0,11	0,42	0,22	0,71	0,12	n.s.
Aufbereitung	0,06	0,00	0,47	0,12	0,00	0,00	0,05	0,01	*
Kraftfutter	0,10	0,00	0,41	0,10	0,12	0,00	0,34	0,11	n.s.
Anbau, Ernte und Transport	0,09	0,00	0,36	0,09	0,10	0,00	0,30	0,09	n.s.
Aufbereitung	0,01	0,00	0,04	0,01	0,02	0,00	0,05	0,01	n.s.
Futterzukauf	0,09	0,00	0,30	0,08	0,32	0,02	0,56	0,15	*
Grundfutter	0,03	0,00	0,19	0,05	0,01	0,00	0,03	0,01	*
Kraftfutter	0,04	0,00	0,30	0,08	0,29	0,02	0,56	0,15	*
Trinkwasser	0,02	0,02	0,03	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	*

Abbildung 4 - "Produktbezogener Energieeinsatz der Futterbereitstellung je kg Milch (MJ (kg ECM))" (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Bei der Umrechnung des Energieeinsatzes vom MJ in CO₂-Äquivalente werden die Unterschiede der THG zwischen der ökologischen und konventionellen Futtermittelerzeugung noch einmal deutlicher (siehe Abbildung 5).

Mit 301 g CO₂ Äq/ kg ECM betragen die THG-Emissionen aus der konventionellen Futtermittelerzeugung etwa 264% von denen aus der ökologischen Erzeugung (114 g CO₂ Äq/ kg ECM). Das wird zum einen durch die negative CO₂-Bilanz der Humusveränderung bei ökologischen Betrieben verursacht, da hier vor allem der Anbau von Klee gras als Futtermittel für eine positive Humusbilanz sorgt. Des Weiteren schlägt sich auch hier der deutlich geringere Futtermittelzukauf nieder. Insbesondere die indirekte Landnutzungsänderung (iLUC – Indirect Land Use Change), die vor allem bei Sojaprodukten aus Südamerika relevant ist, bewirkt eine Differenz der THG-Emissionen zugunsten der ökologischen Futtererzeugung. Sojaprodukte spielen im ökologischen Landbau so gut wie keine Rolle. Sollte Soja aus heimischem Anbau verwendet werden, so würde dieses außerdem mit einem geringerem oder gar keinem iLUC-Wert angerechnet werden, da dafür hierzulande keine Flächen umstrukturiert werden müssten.

Produktionsbereich, THG-Emission	Ökologisch				konventionell				
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Futtererzeugung	114	4	237	58	301	197	393	57	*
Erzeugung eigenes Futter	92	2	183	59	187	109	284	52	*
THG aus dem Energieeinsatz	39	18	62	14	56	21	105	21	*
THG aus dem Anbau	53	-60	147	63	131	60	206	43	*
N ₂ O	148	111	193	23	126	72	210	38	*
CO ₂ aus Humusveränderung	-95	-241	0	66	5	-89	104	47	*
Futterzukauf und Trinkwasser	22	1	79	24	114	7	224	60	*
THG aus dem Energieeinsatz	7	2	23	6	31	4	54	15	*
THG aus dem Anbau	15	-1	57	19	83	0	174	48	*
N ₂ O	6	0	33	8	26	0	50	15	*
CO ₂ aus Humusveränderung	9	-4	53	15	18	0	60	14	n.s.
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	0	39	0	110	37	*

Abbildung 5 - "Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch (g CO₂ Äq (kg ECM))" (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Die Studie von Hirschfeld et al. (2008) stützt sich im Gegensatz zu Hülsbergen & Rahmann (2015) nicht auf die Daten von Pilotbetrieben, sondern nimmt für Berechnungen die von öffentlichen Institutionen (z.B.: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft oder FAL) veröffentlichten Betriebszweigauswertungen als Grundlage. Die Futterzusammensetzung der konventionellen Betriebe in der Studie von Hirschfeld et al. (2008) enthält ebenfalls im Gegensatz zu den ökologischen Futtermittelrationen Komponenten, welche die Betriebe

zukaufen müssen. Dabei handelt es sich beispielsweise um Birtreber, Sojaschrot, Sojaöle und Rapsextraktionsschrot. Die Futtermittelrationen der ökologischen Betriebe enthalten auch hier fast ausschließlich Kraftfutterkomponenten, die die Betriebe selbst erzeugen können (z.B.: Erbsen, Ackerbohnen). Lediglich Leinkuchen muss wegen der Aufbereitung gegebenenfalls zugekauft werden. „Nach der EU-Verordnung Nr. 2092/91 zum ökologischen Landbau ist eine Zufütterung von konventionellen Futterkomponenten seit dem 1.1.2008 verboten“ (Hirschfeld, et al., 2008). Futtermittel wie Birtreber sind aus ökologischer Herstellung nach wie vor eine Ausnahme und stellen daher keine gängige Zukaufoption für Ökobetriebe dar.

Hirschfeld et al. (2008) errechnet ein CO₂-Äquivalent von 850g CO₂ /kg ECM für konventionelle Betriebe mit mittlerer Intensität und 700g CO₂ /kg ECM für konventionelle mit hoher Intensität (konv_plus) (siehe Abbildung 6). Unter Berücksichtigung, dass der größte Teil des CO₂ und des N₂O aus der Futtermittelerzeugung und das freigesetzte Methan fast ausschließlich aus der tierischen Fermentation stammen, beträgt der Anteil der Futtererzeugung am Gesamt-CO₂-Äquivalent bei „konventionell“ 49,4% und bei „konv_plus“ 45,7%. Absolut ergäbe dies ein auf die Futtermittelherstellung entfallendes CO₂-Äquivalent pro kg Milch von 320-420g CO₂ / kg Milch. Die Betriebsform „öko“ erreicht hier insgesamt ein CO₂-Äquivalent von 780g CO₂ / kg Milch bei mittlerer Intensität und 630g CO₂ / kg Milch bei hoher Intensität. Bei gleicher Betrachtung ergeben sich daraus Anteile der Futtererzeugung von 28% (öko) und 28,5% (öko_plus), was in absoluten Werten eine auf die Futtermittelerzeugung entfallende Menge von 180-220g CO₂ / kg Milch ergibt.

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

Abbildung 6 - "Treibhausgasemissionen durch die Erzeugung von 1 kg Milch" (Hirschfeld, et al., 2008)

Die von Hirschfeld et al. (2008) errechneten Werte fallen somit etwas höher aus, als die von Hülsbergen & Rahmann (2015), weisen jedoch ein etwa gleiches Verhältnis auf. Die Futtererzeugung betreffend weisen ökologisch wirtschaftende Milchviehbetriebe ein geringeres CO₂ Äq/ kg Milch auf als konventionelle Betriebe. Eine hohe Flächenproduktivität senkt das CO₂-Äquivalent der Futtererzeugung. „Die N₂O-Emissionen je kg ECM hängen vom N-Input je ha Futterfläche (als der N-Düngungsintensität und der N₂-Fixierleistung), vom Futterertrag...“ ab. (Hülsbergen & Rahmann, 2015) Damit ist eine intensive Flächennutzung

für die Futtermittelzeugung nicht zwangsläufig negativ zu bewerten, sondern muss zusammen mit anderen Parametern, wie zum Beispiel dem Standort, betrachtet werden.

2.3.1.2 Dünger

„Die Nährstoffe organischer Dünger sind zu einem deutlich geringeren Anteil unmittelbar pflanzenverfügbar als die der mineralischen Düngemittel. Dies ist insbesondere für den Stickstoff zu beachten“ (Wechselberger, 2000). Da vor allem Stickstoff bei unterschiedlichem Einsatz zu starken Ertragsunterschieden führt und er außerdem Bestandteil von Lachgas (N₂O) ist, ist vor allem die Quelle und Aufwandmenge dieses Düngemittels für eine Betrachtung der Treibhausgasemissionen von Interesse. Des Weiteren ist auch der Energieeinsatz, der bei der Herstellung anorganischer Dünger aufgewendet werden muss, von Bedeutung. Für Wirtschaftsdünger werden keine Herstellungsemissionen angerechnet, da davon ausgegangen wird, dass es sich um ein reines Nebenprodukt handelt. Die bei der Synthetisierung von mineralischen Düngemitteln freigesetzten CO₂-Emissionen durch die Nutzung fossiler Energie und die im Nachhinein bei der Lagerung emittierten Mengen an Methan und Distickstoffmonoxid werden in der Abbildung 9 von Hirschfeld et al. (2008) dargestellt. In den von Hirschfeld et al. (2008) betrachteten ökologischen Betrieben wurde bei keiner Kultur anorganischer N-Dünger eingesetzt (siehe Abbildung 7).

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

Abbildung 7 - „Klimarelevante Einsatzmengen von Saatgut, Düngemittel und Dieselkraftstoff im ökologischen Futtermittelanbau sowie die jeweilige Ertragsmenge“ (Hirschfeld, et al., 2008)

Da Phosphor und Kalium über Wirtschaftsdünger nicht in ausreichender Form zur Verfügung stehen, müssen die beiden Nährstoffe den Kulturen auch bei ökologischer Bewirtschaftung in anorganischer Form zugeführt werden. Die Emissionen für die Herstellung der synthetischen Phosphor- und Kaliumdüngemittel wurden in der Schlussbilanz der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche angerechnet. Der konventionelle Futterbau weist ähnliche, teilweise leicht höhere Düngegaben an Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern auf. Allerdings wird er zusätzlich durch anorganische N-Düngergaben ergänzt (siehe Abbildung 8).

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

Abbildung 8 - "Einsatzmengen von Saatgut, Düngemitteln und Dieselkraftstoff im konventionellen Futtermittelanbau sowie die jeweiligen Ertragsmengen" (Hirschfeld, et al., 2008)

In diesem Fall wird in der konventionellen Erzeugung im Vergleich zur ökologischen, beispielsweise bei der Grassilage, mehr als die dreifache Menge an Stickstoff ausgebracht, bei Winterweizen ist es mehr als die fünffache Menge. Die Erträge, die dadurch erzielt werden, sind zwar nicht analog höher, liegen aber trotzdem deutlich über dem der ökologischen Futtererzeugung. Der Grund für die zwar geringeren, aber dennoch relativ hohen Erträge im ökologischen Bereich liegt im Anbau stickstofffixierender Kulturen. „Ökologische Gemischtbetriebe führen den Böden, abhängig vom Tierbesatz und der symbiotischen N₂-Fixierung, 118 bis 240 (≈ 174) kg N/ha zu und erreichen zum Teil so hohe N-Inputs wie die konventionellen Betriebe...“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015). Wie hoch die Zufuhr ist, ist also direkt davon abhängig wie viele GE/ha der Betrieb aufweist, also wie viel Wirtschaftsdünger er zur Verfügung hat und welche Stellung Klee gras oder andere stickstoffbindende Leguminosen in der Fruchtfolge einnehmen. Dabei sind die Vorgaben der aktuellen Düngeverordnung zu beachten. Danach gilt, dass die „...aus organischen und organisch-

mineralischen Düngemitteln, einschließlich Wirtschaftsdüngern aufgebrauchte Menge an Gesamtstickstoff im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Betriebes 170 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar und Jahr nicht überschreitet“ (Bundesamt für Justiz, 2020).

Prinzipiell stehen konventionellen Betrieben die Möglichkeit eines vermehrten Leguminosenanbaus ebenfalls zur Verfügung, allerdings verringert dies im Gegensatz zu anorganischen Düngern die Möglichkeiten einer möglichst intensiven Bewirtschaftung, da der Anbau von Leguminosen die Fruchtfolge streckt.

Hülsbergen & Rahmann (2015) errechnen für die Pilotbetriebe mit ökologischer Bewirtschaftung eine flächenbezogene THG-Emission von 753 kg CO₂ Äq je Hektar und Jahr und eine produktbezogene Emission von 18 kg CO₂ Äq je GE und Jahr. Die flächenbezogenen THG-Emissionen der konventionellen Pilotbetriebe liegen im Durchschnitt bei 2.375 kg CO₂ Äq je Hektar und Jahr und sind damit deutlich höher. Die produktbezogenen Emissionen liegen aber mit 33 kg CO₂ Äq je GE und Jahr und damit deutlich über denen der ökologischen Betriebe. Die hohen Emissionen je GE und Hektar der konventionellen Betriebe können durch das deutlich höhere Leistungsniveau, den erhöhten Düngereinsatz und die höheren Besatzdichte je Hektar erklärt werden.

2.3.1.3 Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel stellen im Hinblick auf die Ertragssicherheit einen wichtigen Aspekt in der Landwirtschaft dar. Im konventionellen Anbau steht dabei eine relativ große Auswahl an chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln zur Verfügung, deren Anwendung gezielt und genau dosiert erfolgen kann. „Im Jahr 2019 wurden insgesamt 288 Wirkstoffe eingesetzt...“ (Umweltbundesamt, 2020). Diese Möglichkeiten stehen im ökologischen Landbau in der Form nicht zur Verfügung, dementsprechend liegen die Aufwandmengen von chemisch-synthetischen PSM bei ökologischer Bewirtschaftung bei 0 (siehe Abbildung 7). „Auch natürliche Pflanzenschutzmittel, wie z.B. Kupfer, spielen in ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben kaum eine Rolle, da sie vorwiegend in Kartoffeln und Gartenbaukulturen eingesetzt werden“ (Deittert, et al., 2008). „Der Pflanzenschutz erfolgt im ökologischen Anbau mechanisch oder präventiv biologisch (z.B. über die Fruchtfolgegestaltung, den Anbau angepasster Pflanzenarten und toleranter Sorten)“ (Wechselberger, 2000). Dies erfordert gegebenenfalls häufigere Überfahrten, diese sind aber in etwa mit den Überfahrten, die im konventionellen Anbau bei der Ausbringung der PSM anfallen, gleichzusetzen.

THG-Emissionen entstehen vor allem durch die Nutzung fossiler Energieträger bei der Synthese der Pflanzenschutzmittel in Form von CO₂, zu deutlich geringeren Teilen werden auch die beiden klimarelevanten Gase Methan und Lachgas freigesetzt. Die genaue Verteilung der THG, die bei der Herstellung von einem kg Pflanzenschutzmittel durchschnittlich freigesetzt werden, wurde von Hirschfeld et al. (2008) mit Hilfe von „GEMIS“ (Globales Emissionsmodell integrierter Systeme) berechnet, sie ist in Abbildung 9 dargestellt.

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

Abbildung 9 - "Emissionen für die Bereitstellung von mineralischen Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, inklusive Transport bis Feldrand" (Hirschfeld, et al., 2008)

Die Aufwandmengen, die eingesetzt werden, sind stark davon abhängig welche Kultur betrachtet wird, vom betriebsindividuellen Pflanzenschutzmanagement, vom Standort und vom aktuell herrschenden Infektionsdruck. Dementsprechend stark variieren die eingesetzten Mengen je Kultur und Hektar. Hirschfeld et al. (2008) gibt für Winterweizen Einsatzmengen von durchschnittlich über 5 kg PSM/ha an, de Baas (2020) gibt Werte an, die weniger als die Hälfte betragen. Bei anderen Kulturen, wie beispielsweise Raps, ist ein umgekehrtes Verhältnis zu beobachten (siehe Abbildung 10).

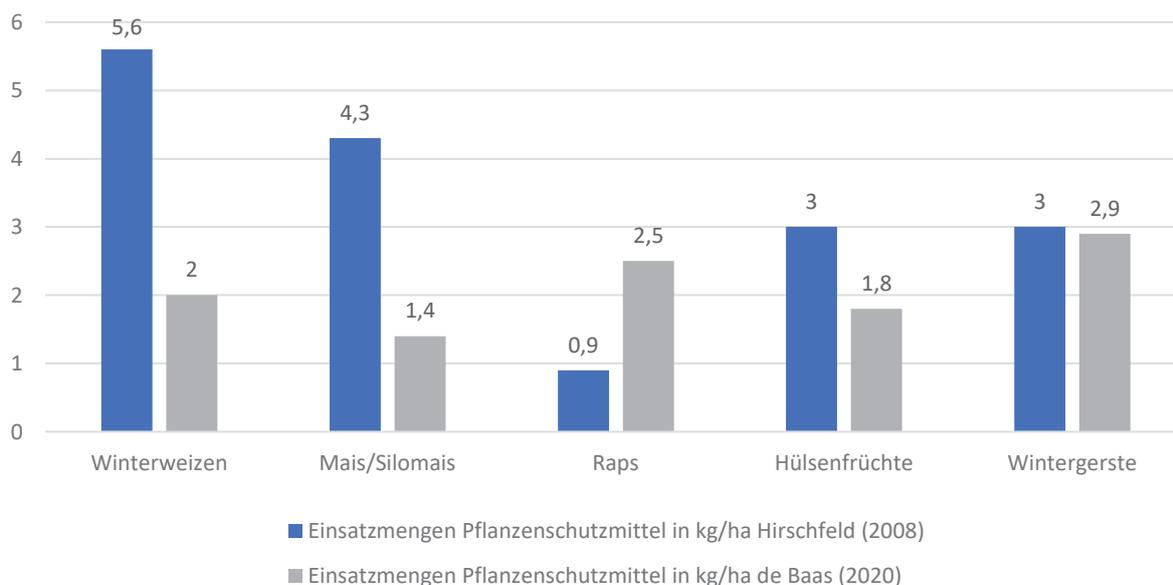


Abbildung 10 - Kulturabhängige Einsatzmengen von Pflanzenschutzmitteln im konventionellen Anbau nach Hirschfeld et al. (2008) und de Baas (2020) - eigene Darstellung

Für Kulturen wie Soja, die größtenteils in Übersee angebaut werden, sind durchschnittliche Aufwandsmengen schwer zu erfassen, da es keine gesicherte Datengrundlage gibt und sich die zugelassenen Aufwandsmengen und Wirkstoffe stark unterscheiden können.

Jegliche Anwendung von Pflanzenschutzmaßnahmen, die den Einsatz von PSM im konventionellen Anbau verringern, wirken sich positiv auf einer Verringerung der THG-Emissionen aus, die dem Futtermittelanbau zuzurechnen sind.

2.3.1.4 Haltungssystem

Wurden 2010 etwa 70% aller deutschen Milchkühe in offenen Laufställen gehalten, so „...ist anzunehmen, dass der Wert mittlerweile bei über 70 Prozent liegt, denn Stallneubauten sind heute fast immer Boxenlaufställe“ (Bundesinformationszentrum Landwirtschaft, 2020). „Unabhängig von der Haltungsform im Stall hat etwas mehr als jedes dritte Rind im Sommer regelmäßigen Weidegang, im Durchschnitt etwa ein halbes Jahr lang“ (Hörning, 2015). Die Verteilung ist abhängig von der Betriebsgröße sehr unterschiedlich. Ab einer Betriebsgröße von über 200 Tieren sinkt der Anteil der Tiere mit Weidezugang stark ab (siehe Abbildung 11). Bei diesen Betriebsgrößen dominiert die ganzjährige Haltung im offenen Laufstall.

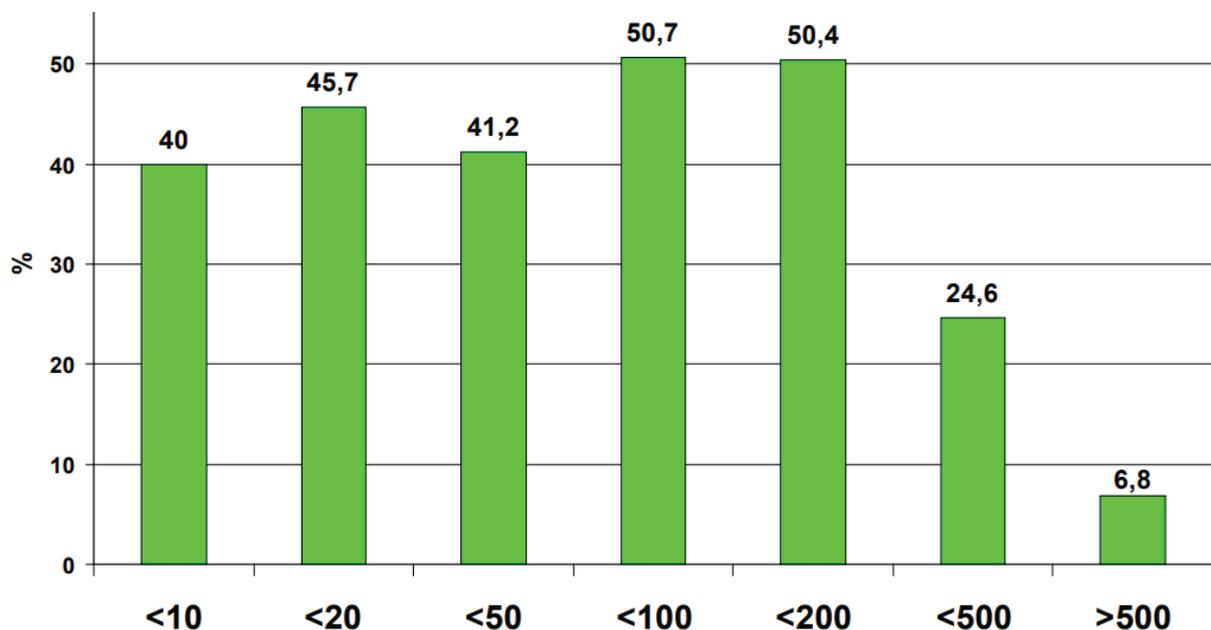


Abbildung 11 - Anteil der Tiere mit Weidezugang in Zusammenhang mit der Betriebsgröße (Hörning, 2015)

Neben den offenen Laufställen ist nach wie vor die Anbindehaltung mit etwa 20% eine wichtige Haltungsform, welche insbesondere auf Betrieben mit geringen Tierzahlen oder mit wenigen Flächen vorzufinden ist. Bei Tiefstreu-, Tretmist- oder Kompostställen handelt es sich um Haltungssysteme, die nach wie vor relativ selten anzutreffen sind und aufgrund des hohen

Einstreubedarfes hauptsächlich bei kleineren Tierbeständen genutzt werden. Die in Abhängigkeit vom Haltungssystem freigesetzten Mengen an Methan und Distickstoffmonoxid wurden von Hirschfeld et al. (2008) mit dem Verweis auf verschiedene Quellen in Abbildung 12 zusammengefasst.

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

Abbildung 12 - "Direkte CH₄- und N₂O-Emissionen aus der Stallhaltung von Rindern [in kg CO₂-Äquivalenten pro Großvieheinheit und Jahr]" (Hirschfeld, et al., 2008)

Haenel et al. (2012) sieht einen Zusammenhang zwischen dem Gülleanteil im Stall und im Lager mit der Verteilung der emittierten THG (siehe Abbildung 13 - links).

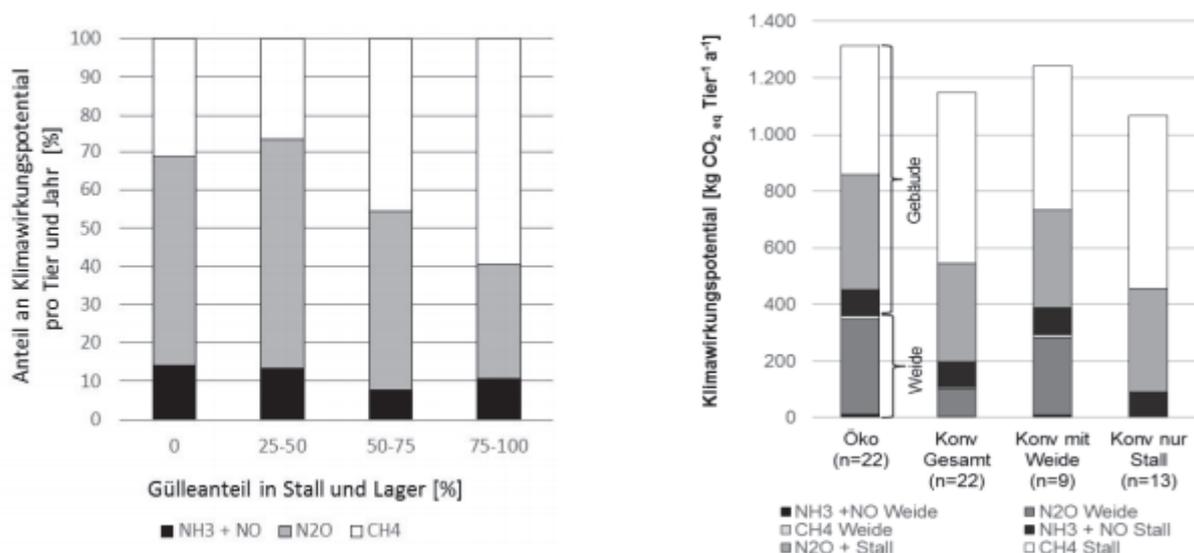


Abbildung 13 – links: Verteilung der THG-Emissionen in Abhängigkeit vom Gülleanteil (Haenel, et al., 2012) Rechts: Verteilung der THG am Klimawirkungspotential in Stall und auf Weide (Haenel, et al., 2012)

Die Methanemissionen werden auf Grundlage der Richtlinie der IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) mit einem Methan-Umrechnungsfaktor berechnet. Dieser stützt sich

auf die Annahme, dass eine Milchkuh pro Jahr über ihre Exkremente maximal 345 kg Methan emittieren kann. „Die maximale Emission wird prozentual auf die Stall- und Weidezeiten angerechnet und mit den entsprechenden Konversionsfaktoren multipliziert...“ (Deittert, et al., 2008). Der MCF (Methan Conversion Factor) schwankt je nach Quelle sehr stark (siehe Abbildung 14). Grund dafür sind unter anderem die Temperaturen im Zusammenhang mit der Methanemission.

Quelle	Methan-Umwandlungsfaktor in %				N ₂ O-Emissionsfaktor	
	Festmist	Gülle	Weide	Tiefstreu	Festmist	Gülle
IPCC	2	10		3-17	0,5-7	0,5
Sommer et al. (2002)		11				
Husted (1994)		8,1				
Deittert (2008)	2,5	30	1,5			
Dämmgen (2006)	1	10			2	0,5
Haenel et al. (2012)	2	17-19	1	17-19		

Abbildung 14 – Konversionsfaktoren von CH₄ und N₂O verschiedener Quellen (eigene Darstellung)

Die insgesamt emittierten THG hängen neben der absoluten Menge der Exkremente unter anderem von der eingebrachten Einstreumenge, meist in Form von Stroh ab. Festmist weist zwar im Vergleich zu Gülle einen niedrigeren MCF auf, besitzt aber, wenn er als Tiefstreu vorkommt, ein sehr hohes Emissionspotential, welches allerdings stark variieren kann. Die IPCC gibt als Grund dafür an, dass bei häufigerem Ausmisten der MCF sinkt, da der Mist weniger anaeroben Bedingungen ausgesetzt ist, als er dies bei langem Verbleib im Stall ist (Hirschfeld, et al., 2008). Die Methanbildung, welche unter anaeroben Bedingungen stattfindet, ist dementsprechend geringer. Relativ gesehen korreliert der Gülleanteil positiv mit der CH₄-Ausgasung, allerdings ist die absolute Menge an organischer Substanz, die zur Methanbildung zur Verfügung steht, mit steigender Einstreumenge auch entsprechend höher. Dies wird durch die Abbildung 12 von Hirschfeld et al. (2008) gestützt, in der die absoluten THG-Emissionen in Abhängigkeit des Haltungssystems und der damit zusammenhängenden Einstreumenge dargestellt sind. „Da im Ökologischen Landbau Haltungssysteme vorgeschrieben sind, bei denen höchstens 50 % des Stalles mit Spaltenböden ausgestattet sein dürfen und außerdem Liegebereiche mit ausreichender Einstreu vorhanden sein müssen, ist“...“mit einem Rückgang der Gülleproduktion und einem erhöhten Anfall an Festmist zu rechnen“ (Rahmann, et al., 2008).

In Abbildung 13 – links, ist des Weiteren eine negative Korrelation zwischen dem Treibhausgas N₂O und dem Gülleanteil zu sehen. „Mit abnehmendem Festmistanteil auf den Betrieben sanken in den Gebäuden die errechneten NH₃- und N₂O-Emissionen und das damit verbundene

Klimawirkungspotential“ (Haenel, et al., 2012). Die durch das Stroh zusätzlich in den Wirtschaftsdünger eingebrachten N-Mengen beeinflussen direkt das Emissionspotential von N₂O aus dem Wirtschaftsdünger, je geringer der Anteil an organischem Stickstoff darin ist, desto niedriger ist der Anteil der Lachgasemissionen. Auch hier spielt es eine Rolle, wie stark und lange das Stroh-Gülle-Gemisch anaeroben Bedingungen ausgesetzt ist. „...Hünther stellte einen Zusammenhang zwischen wachsenden N₂O-Emissionen und einem sinkenden Sauerstoffgehalt fest“ (Hirschfeld, et al., 2008).

„Auf den Betrieben mit Weidegang verursachte Lachgas jeweils zu über 90 % des auf der Weide aus Exkrementen auftretenden Klimawirkungspotentials“ (Haenel, et al., 2012). An dieser Stelle zeigt sich die Wirkung des hohen Treibhauspotentials von Lachgas. Methan spielt an dieser Stelle mit einem MCF von 1-1,5% eine untergeordnete Rolle. Die Verteilung der THG-Emissionen in Abbildung 13 (rechts) zeigt nur geringe Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben mit Weidehaltung. Bei konventionellen Betrieben mit ganzjähriger Stallhaltung fielen die Gesamtemissionen aber deutlich geringer aus.

2.3.2 Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen

2.3.2.1 Düngemanagement

Eine Verteilung von Mineraldüngern und Wirtschaftsdüngern bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung wurde auf Grundlage der Daten von Pilotbetrieben bereits erläutert. Ebenfalls betrachtet wurden die für die Herstellung von Mineraldüngern erforderlichen Mengen an fossiler Energie und der damit verbundene Ausstoß von CO₂ sowie die Ausgasung von Methan und Lachgas bei deren Lagerung.

Weitere wichtige Aspekte des Düngemanagements sind die Lagerung und die Ausbringung der Wirtschaftsdünger.

Für die Lagerung von flüssigen Wirtschaftsdüngern wie Gülle sind mindestens 6 Monate Lagerzeit nach der Düngeverordnung 2020 vorgeschrieben. „Üblich sind Tief- oder Hochbehälter oder eine Stalllagerung“ (LfL-Bayern, 2009). Wird die anfallende Gülle regelmäßig in eine Biogasanlage gepumpt, so vermindert dies die Mengen an THG aus der Gülle erheblich. Bei einer Berechnung von Haenel et al. (2012) betrug das Einsparpotential durch diese Methode pro Tier und Jahr rund 950 kg CO₂. Bei der Annahme, dass laut den Berechnungen von Hülsbergen & Rahmann (2015) zwischen 117-128 g CO₂ Äq/kg Milch aus der Düngelagerung bei einer Milchleistung von 8250 kg / Jahr (durchschnittliche Milchleistung

pro Kuh in Deutschland 2019) (Statista, 2020) anfallen, wären dies zwischen 90-98% der Emissionen aus der Düngelagerung.

Mit steigender Temperatur der gelagerten Gülle ist ein Anstieg der CH₄-Emissionen messbar. Der in Abbildung 15 dargestellte Zusammenhang zeigt, dass eine Erhöhung der Temperatur um 1°C, von 12,4°C auf 13,4°C, zu einer Steigerung der Methan-Emissionen von 20% führt. Eine Kühlung der Gülle und eine Leerung der Güllelager vor warmen Jahreszeiten führt zu einer Senkung der potentiellen CH₄-Emissionen (Anhang 6.1 und 6.2)

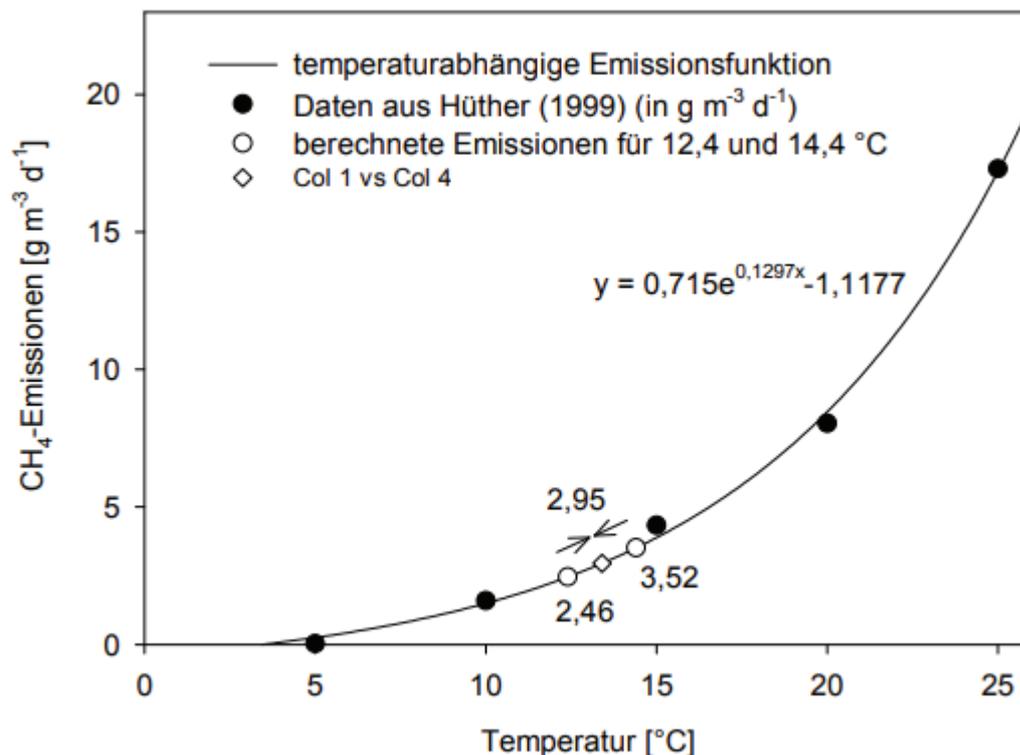


Abbildung 15 – „Entwicklung einer Emissionsfunktion zur Bestimmung der Zu- und Abnahme der CH₄-Emissionen bei einer Temperaturanpassung von 12,4 und 14,4 °C auf 13,4 °C“ (Weiske, et al., 2008)

„Somit lassen die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen unter Berücksichtigung der Außentemperatur keine nennenswerten Unterschiede in den CH₄-Emissionen aus Güllelagern erkennen“ (Weiske, et al., 2008). Diese Aussage wird gestützt durch die Ergebnisse der Berechnungen von Hülsbergen & Rahmann (2015). Je kg Milch entfallen bei ökologischer Bewirtschaftung 128g CO₂ Äq /kg Milch und bei konventioneller Bewirtschaftung 117g CO₂ Äq /kg Milch auf die Entmistung und Düngerlagerung.

Für Festmist gelten abhängig von der Trockenmasse Lagerzeiten von mindestens 3 Wochen bis maximal 6 Monaten, da mit längerer Lagerung der Abbau des organisch gebundenen Stickstoffs steigt. Die Ausbringung sollte zum nächstmöglichen und pflanzenbaulich sinnvollsten Termin

erfolgen. Eine Separierung der Gülle führt zu einer Verringerung der Methan-Emissionen, jedoch zu einer Steigerung der N₂O-Emissionen. Es gilt dabei dieselbe Verteilung der THG in Abhängigkeit des Güllegehaltes, wie sie in Abbildung 13 (links) dargestellt ist. Eine verdichtete Lagerung von Festmist führt zu anaeroben Bedingungen und erhöht das Emissionspotential. Eine Lagerung bei niedrigen Temperaturen verlangsamt wie bei Gülle jegliche Umsetzungsprozesse und damit die Emission von THG.

Bei der Ausbringung der Düngemittel spielen die Emissionen von Methan und Lachgas eine untergeordnete Rolle. Für die Umweltwirkung der Dünger ist hier der Anteil der Stickstoffverluste über Ammoniak von Bedeutung. Dieses ist in seiner Wirkung allerdings nicht als Treibhausgas zu betrachten und wird daher in diesem Fall außen vorgelassen.

2.3.2.2 Flächennutzung

„Während Methan überwiegend bei der tierischen Produktion entsteht, sind die Emissionen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden hauptsächlich mit dem Ausstoß von Lachgas verbunden“ (Hirschfeld, et al., 2008). Diese wiederum stehen in direktem Zusammenhang mit der Höhe des N-Eintrags. Des Weiteren bestehen starke flächenspezifische Unterschiede, da physische Parameter wie Temperatur, Bodenfeuchtigkeit und Boden-PH-Wert die mikrobiellen Aktivitäten und damit die Umsetzung von Stickstoffverbindungen in N₂O ebenfalls bestimmen. Die mit dem N-Eintrag und der Intensität korrelierenden THG-Emissionen wurden bereits erläutert (siehe Kapitel 2.3.1.2.). Trotz erhöhter Erträge wiesen konventionelle Betriebe mit höherer Intensität deutlich höhere flächenbezogene Emissionswerte auf als ökologische Betriebe mit geringerer Intensität.

„Auf Weiden sind etwa 1,5-2,5-mal höhere Lachgas-Emissionen zu erwarten als unter Schnittnutzung“ (Deittert (2008) zit. nach Vetlthof und Oenema (1995)). „Die höheren Emissionen aus Weideflächen sind auf den höheren punktuellen Nitratgehalt und partielle Verdichtungen des Oberbodens durch den Tritt zu erklären“ (Deittert (2008) zit. nach Kühnbach et al. 1996)). Es stellt sich daher die Frage, ob Weidehaltung, rein vom Aspekt des Klimawirkungspotentials, eine sinnvolle Flächennutzung darstellt. Im Kapitel 2.3.1.4 wurde bereits gezeigt (siehe Abbildung 13 – rechts), dass die Weidehaltung sowohl bei konventionellen, als auch bei ökologischen Betrieben zu deutlich erhöhten N₂O-Emissionen führte. Allerdings ist bei den ökologischen Betrieben der Anteil des Klimawirkungspotentials aus der Weidehaltung höher. Hülsbergen & Rahmann (2015) begründen dies mit dem höheren Zeitanteil, den die ökologisch gehaltenen Tiere auf der Weide verbrachten (25%) im Vergleich

zu dem der konventionell gehaltenen Tiere (7%) Allerdings fielen die Verteilungen unter den Einzelbetrieben sehr unterschiedlich aus. Bei den ökologischen Betrieben variierte die Menge an THG aus der Weidehaltung zwischen 108 und 827 kg CO₂ Äq Tier / Jahr, bei den konventionellen Betrieben wurden Mengen zwischen 18 und 558 kg CO₂ Äq Tier / Jahr freigesetzt (siehe Anhang 5.3 und 5.4). Auch an dieser Stelle ist dies unter anderem mit den stark variierenden Weidezeiten zu erklären. Da die Bildung von Lachgas außerdem von Verdichtung und Feuchtigkeit abhängt, beeinflusst des Weiteren die Zusammensetzung des Bodens das Emissionspotential.

„Weidehaltung per se muss nicht zu erhöhten Emissionen führen, wenn eine höhere Verdaulichkeit des Futters gegeben ist und durch eine verbesserte Tiergesundheit die Remontierungsrate gesenkt werden kann“ (Rahmann, et al., 2008). Eine erhöhte Verdaulichkeit steht in Zusammenhang mit einer möglichst ausgeglichenen ruminalen Stickstoffbilanz, welche ein Indikator für die Menge an ausgeschiedenem Stickstoff ist. Des Weiteren führt ein erhöhter Weideanteil in der Ration zu einem geringeren Bedarf an weiteren Futtermitteln und dementsprechend zu einem geringeren Anteil an eingesetzten fossilen Energieträgern für dessen Erzeugung. Wie groß der Anteil an Weidefutter in der Ration sein kann, hängt vor allem vom Energiebedarf der Tiere ab. Deittert et al. (2008) spricht von einem direkten Zusammenhang zwischen der Fütterungsintensität und dem Indikator Weidegang. Je höher die Fütterungsintensität, desto schwieriger ist es, dem Bedarf der Tiere mit Weidegang gerecht zu werden.

Abhängig von der Betriebsgröße stehen den Betrieben nur begrenzt Flächen für Weidezugang zur Verfügung. In Abbildung 11 ist zu sehen, dass mit steigenden Tierzahlen der Anteil der Tiere mit Weidezugang abnimmt. Allen Tieren Weidezugang zu ermöglichen, würde in diesem Fall zu hohen Besatzdichten und so zu höheren Lachgasemissionen führen. (siehe Anhang 5.5). Die erhöhten Emissionen sind vor allem aus der mit höherem Tierbesatz einhergehenden Verdichtung des Bodens zu erklären. Verstärkt wird dieser Effekt, wenn die Weidefläche außerdem zu Verdichtung und Staunässe neigt.

„Im Ökologischen Landbau wird eine größtmögliche Rückführung von organischen Stoffen und Nährstoffen innerhalb des Systems Boden-Pflanze-Tier angestrebt“ (Rahmann, et al., 2008). Um dies zu gewährleisten, sind hohe Tierzahlen im ökologischen Landbau nur bei entsprechenden Betriebsgrößen (bezogen auf die Fläche) möglich, da eine Versorgung mit Futtermitteln aus eigenem Anbau gewährleistet sein muss. „Aus diesem Grund ist im Ökologischen Landbau der Tierbesatz pro Flächeneinheit in der Regel geringer als in konventionell bewirtschafteten Viehbetrieben“ (Rahmann, et al., 2008).

2.3.3 Stoffwechselbedingte Treibhausgasemissionen

2.3.3.1 Fütterung

Die beim Verdauungsprozess entstehenden Methanemissionen stellen mit 84-123 kg /Kuh/Jahr etwa 75-83 % der gesamten CH₄-Emissionen aus der Milchviehhaltung dar. Hirschfeld et al. (2008) spricht von einem Anteil der tierischen Verdauung an den THG der Milchviehhaltung von insgesamt 49%. Dabei besteht eine negative Korrelation zwischen steigender Futteraufnahme pro kg Körpergewicht und dem Energieverlust in Form von Methan (siehe Abbildung 16).

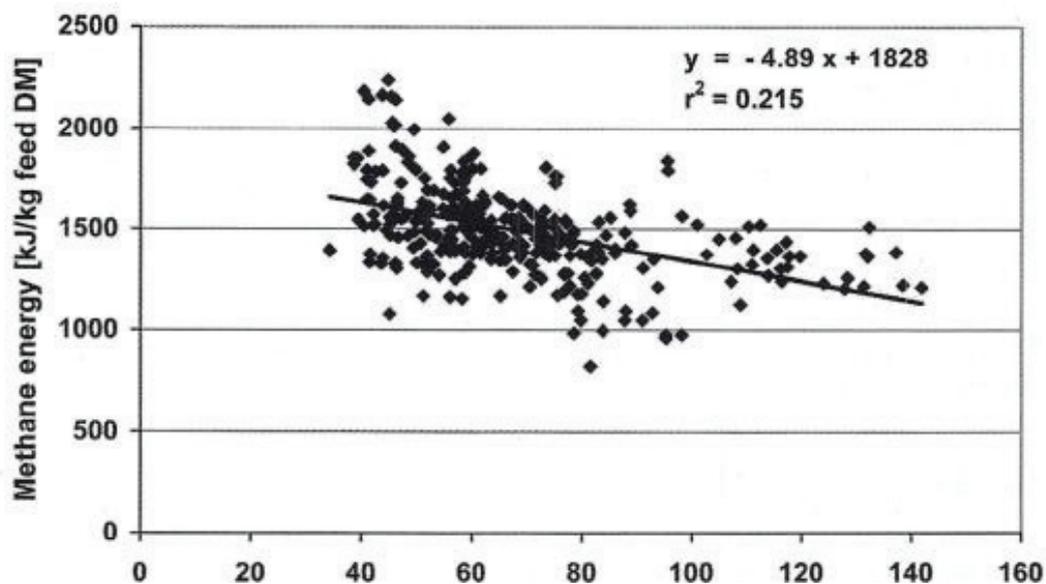


Abbildung 16 - Energieverlust in Form von Methan in Abhängigkeit der TS-Aufnahme je kg Körpergewicht (Jentsch, et al., 2007)

„Schnelle Passageraten bei Tieren mit hoher Trockenmasseaufnahme sollten daher zu verringerter Pansenfermentation und somit zu geringerer Bildung von CH₄ führen“ (Jentsch, et al., 2007). Neben der Höhe der Trockenmasseaufnahme besteht ein positiver Zusammenhang zwischen einer Steigerung der Passagerate und der Energiedichte des Futters, sowie dessen Verdaulichkeit. Der Parameter Verdaulichkeit steht in Konflikt mit dem des Strukturwertes. Strukturfuttermittel weisen eine geringere Verdaulichkeit und eine geringere Energiedichte als Kraftfuttermittel auf. Um eine wiederkäuergerechte Fütterung zu gewährleisten, ist allerdings ein maximales Verhältnis von Grundfutter zu Kraftfutter von 40:60 zu empfehlen, wobei 16-20% Rohfaser in der Gesamtration enthalten sein sollten und davon wiederum 11-14% in strukturwirksamer Form (Schuldt, 2020). Der Anteil von Rohfaser in der Ration beeinflusst stark die Höhe der CH₄-Emission. „Je mehr Struktur-Kohlenhydrate (Raufutter) vorhanden sind, umso größer ist die CH₄-Bildung“ (Rahmann, et al., 2008). Es handelt sich dabei vor allem um Zellulose, Hemizellulose, Pektine und Lignin, deren Anteil im Laufe der

Vegetationsperiode zunimmt. Junge Futterpflanzen enthalten hingegen höhere Anteile an Nicht-Faser-Kohlenhydraten wie Zucker und Stärke. Wie hoch dieser Anteil ist, kann beispielsweise über den Erntezeitpunkt unter Beachtung des Vegetationsstadiums gesteuert werden (siehe Abbildung 17).

Grünfutter bzw. Vegetationsstadium	T (g/kg Frischmasse)	Rohprotein Rohfaser		Verdaulichkeit der OS (%)	ME (MJ/kg T)
		(g/kg T)			
<u>Luzerne:</u>					
In Knospe	170	213	257	69	9,4
In Blüte	200	174	296	65	8,8
Ende Blüte	230	172	340	60	8,2
<u>Wiese, grasreich:</u>					
Vor Ährenschieben	170	181	207	80	11,3
Im Ährenschieben	180	159	251	75	10,4
In Blüte	210	154	282	72	10,1
Ende Blüte	230	125	309	69	9,6

Abbildung 17 – „Einfluss des Vegetationsstadiums auf Inhaltsstoffe, Verdaulichkeit und Energiegehalt von Luzerne und Wiesenaufwuchs" (Lebzien, et al., 2007)

Allerdings ist der Rohfaser allein nicht die gesamte Produktion von Methan anzurechnen. Jentsch et al. (2007) errechnete auf Grundlage eigener Versuche mit unterschiedlichen Rationszusammensetzungen die durchschnittlichen Anteile der Inhaltsstoffe an der Methan-Emission aus der Verdauung. Dabei entfielen 45% auf die Rohfaser, 42% auf Nicht-Faser-Kohlenhydrate, 12,8% auf Rohprotein und 0,4% auf Rohfett. Diese Werte beziehen sich auf den verdaulichen Anteil der Ration. Kirchgeßner et al. (2014) stellte eine Formel zur Berechnung der absoluten Menge CH₄-Emissionen auf, allerdings ohne Berücksichtigung der Verdaulichkeit der Ration. Die Berechnung bezieht sich auf die absolute Aufnahme von Nährstoffen und deren spezifische Umwandlung in Methan. Auch hier zeigt sich ein besonders großer Einfluss der Rohfaser. Der Einfluss des Rohproteins ist allerdings deutlich höher, der der stickstofffreien Extraktstoffe dafür geringer. Rohfett wird an dieser Stelle eine Minderung der Emissionen zugesprochen. Die Faktoren beziehen sich auf die pro Tag aufgenommenen Mengen in kg/Tag (siehe Abbildung 18). Die Formel berücksichtigt allerdings ebenfalls nicht die abnehmenden CH₄- Emissionen bei steigender Futterraufnahme /kg Lebendmasse.

$$CH_4 \text{ [g/d]} = 63 + 79RF + 10NFE + 26RP - 212RF$$

Abbildung 18 - Absolute Menge der Methanemissionen in Abhängigkeit der Inhaltsstoffe. RF - Rohfaser, NFE - Stickstofffreie Extraktstoffe, RP - Rohprotein, RF – Rohfett (Jentsch et al. (2007) zit. nach Kirchgeßner et al. (1995))

Auf Grundlage dieser beiden Berechnungen lassen sich trotz gewisser Unterschiede die Rückschlüsse ableiten, dass ein erhöhter Anteil Grundfutter in der Ration zur höheren Emission von Methan führt. Dieser Effekt kann des Weiteren verstärkt werden, wenn das Grundfutter neben den hohen Faseranteilen eine geringe Energiedichte aufweist und damit die Futteraufnahme und die Passagerate senkt. Eine Steigerung des Rohproteingehaltes bei geringer Grundfutterverdrängung sollte hingegen zu einer erhöhten Futteraufnahme und zu einem geringeren Anteil der Methanemissionen aus den Kohlenhydraten der Ration führen. Dabei sollten die Grundlagen einer wiederkäuergerechten Fütterung beachtet werden.

2.3.3.2 Leistungsniveau

„Da der Nährstoffbedarf der Tiere sich mit steigender Leistung erhöht, andererseits jedoch das Fassungsvermögen des Verdauungstraktes begrenzt ist, muss die Nährstoffdichte mit steigender Leistung ansteigen“ (Kirchgeßner, et al., 2014) (siehe Abbildung 19).

Bedarfwerte für Milchkühe	nXP g	NEL MJ
Milchleistung, kg		
14	1716	86,1
16	1894	92,7
18	2072	99,3
20	2250	105,9
22	2428	112,5
24	2606	119,1
26	2784	125,7
28	2962	132,3
30	3140	138,9
32	3318	144,5
34	3496	152,1
36	3674	158,7
38	3852	165,3
40	4030	171,9
42	4208	178,5
44	4386	185,1
46	4564	191,7
48	4742	198,3
50	4920	204,9

Abbildung 19 – „Nährstoffbedarf von Milchkühen in Abhängigkeit von der Milchleistung mit 700 kg Lebendmasse, 4,0% Fett und 3,6% Eiweiß.“ (Landwirtschaftskammer Österreich, 2016)

Je geringer die Milchleistung des Tieres, desto höher ist der Anteil der Energie, die für den Erhaltungsbedarf benötigt wird. Wie hoch dieser Bedarf ausfällt, ist im Wesentlichen vom Lebendgewicht abhängig (siehe Abbildung 20). Der Leistungsbedarf pro Liter Milch variiert hingegen in Abhängigkeit des Fett- und Eiweißgehaltes der Milch (siehe Abbildung 21).

Lebendmasse kg	nXP g	NEL MJ
500	390	31,0
550	410	33,3
600	430	35,5
650	450	37,7
700	470	39,9
750	490	42,0
800	510	44,1

Abbildung 20 – Erhaltungsbedarf von Milchvieh pro Tag in Abhängigkeit der Lebendmasse (Landwirtschaftskammer Österreich, 2016)

Fettgehalt %	NEL MJ	Eiweißgehalt %	nXP g
3,5	3,1	3,2	81
4,0	3,3	3,4	85
4,5	3,5	3,6	89
5,0	3,7	3,8	93
		4,0	97

Abbildung 21 - Energiebedarf in Abhängigkeit des Fett- und Eiweißgehaltes der Milch (Landwirtschaftskammer Österreich, 2016)

Bei einem direkten Vergleich zweier Milchkühe mit demselben Lebendgewicht aber unterschiedlicher Milchleistung ergeben sich daraus geringere THG-Emissionen pro kg Milch bei dem Tier mit der höheren Leistung, da die Emissionen, die auf den Erhaltungsbedarf entfallen, sich auf eine größere Produktmenge verteilen. „Erhöht sich die Leistung der Tiere von 6.800 auf 8.000 kg, sinken die Emissionen um etwa 11 Prozent...eine weitere Leistungssteigerung auf 10.000 kg würde eine Emissionssenkung um 7 Prozent pro kg Milch verursachen“ (Hirschfeld, et al., 2008). Der Zusammenhang zwischen sinkenden Emissionen bei steigender Milchleistung wird in Abbildung 22 noch einmal verdeutlicht. Im Absatz Fütterung konnte bereits festgestellt werden, dass eine erhöhte Futtermenge zu einer geringeren Methan-Emission je kg aufgenommene Trockensubstanz führt. Je höher die Milchleistung, desto höher sind die von Milchkühen aufgenommenen Futtermengen und die Ansprüche an die Verdaulichkeit des Futters. Aufgrund geringerer Energiedichte und geringeren Anteils an Rohprotein in der Ration können grobfutterorientierte Betriebe mit

restriktiver Kraftfütterung nur schwer das Leistungsniveau von Betrieben mit leistungsorientierter Kraftfutterzuteilung erreichen.

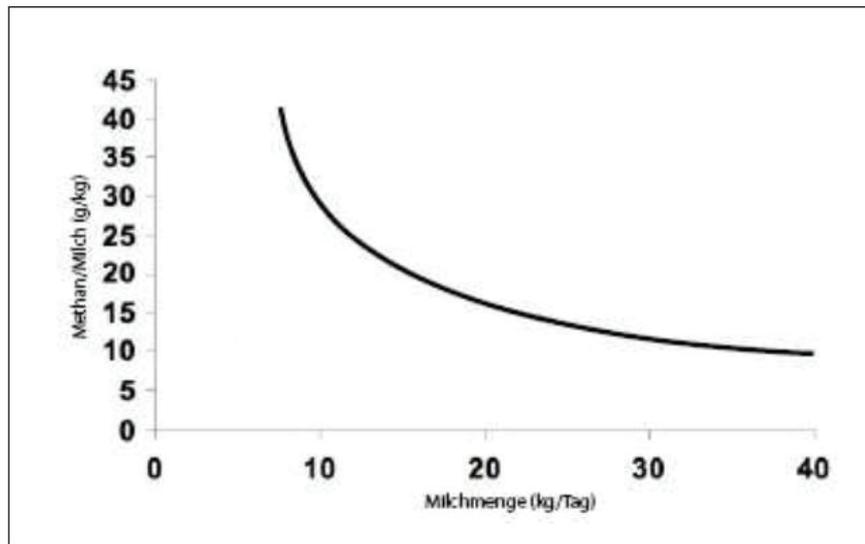


Abbildung 22 - Methanemissionen je kg Milch in Abhängigkeit der Milchleistung (Hirschfeld, et al., 2008)

Reihmann und Redelberger (2005) ermittelten für Betriebe mit unterschiedlicher Kraftfutterzuteilung die Leistungen, die aus dem Grobfutter erzielt werden konnten. Eine restriktive Kraftfütterung führte zu Milchleistungen zwischen 5.000-6.000 kg Milch/Tier/Jahr, wobei 3.500-5.000 kg davon auf der Grobfutterleistung beruhten. Bei leistungsorientierten Betrieben mit hohem Kraftfuttereinsatz konnten von 7.000-9.000 kg Milch/Tier/Jahr hingegen nur 3.000-4.000 kg der Milchleistung aus der Energie des Grobfutters generiert werden (siehe Anhang 5.6). Grund für die geringere Grobfutterleistung ist in erster Linie das begrenzte Futterraufnahmevermögen der Tiere. Eine Steigerung des Anteils an Grobfutter in der Ration geht zwar einher mit einer Steigerung der Leistung aus diesem, bedingt aber gleichzeitig eine Verringerung des Kraftfuttereinsatzes, was zu einer Verringerung der Milchleistung in einem Umfang führt, die das Grobfutter nicht ausgleichen kann. Da Faser- und Nicht-Faser-Kohlenhydrate im Futter die Hauptquellen des von Wiederkäuern ausgestoßenen Methans darstellen, erhöht sich die Methan-Emission bei Futtersystemen, die sich auf die Milchleistung aus dem Grundfutter stützen.

Hülsbergen & Rahmann (2015) stellten auf Grundlagen seiner Studie mit eigenen Pilotbetrieben die Höhe der Methanemissionen und die Höhe der THG-Emissionen insgesamt je kg ECM dar (siehe Abbildung 23). Dabei stellte sich heraus, dass bei gleichem Leistungsniveau die konventionellen Betriebe durchschnittlich 50g weniger Methan/kg ECM

verursachen, als die ökologischen, was mit einer höheren Energiekonzentration und Verdaulichkeit des Futters zu begründen ist. Bei niedrigen Milchleistungen wiesen insbesondere die ökologischen Betriebe deutlich erhöhte Methanemissionen auf. Der Grund dafür liegt in dem erhöhten Grobfutteranteil in der Ration dieser Betriebe.

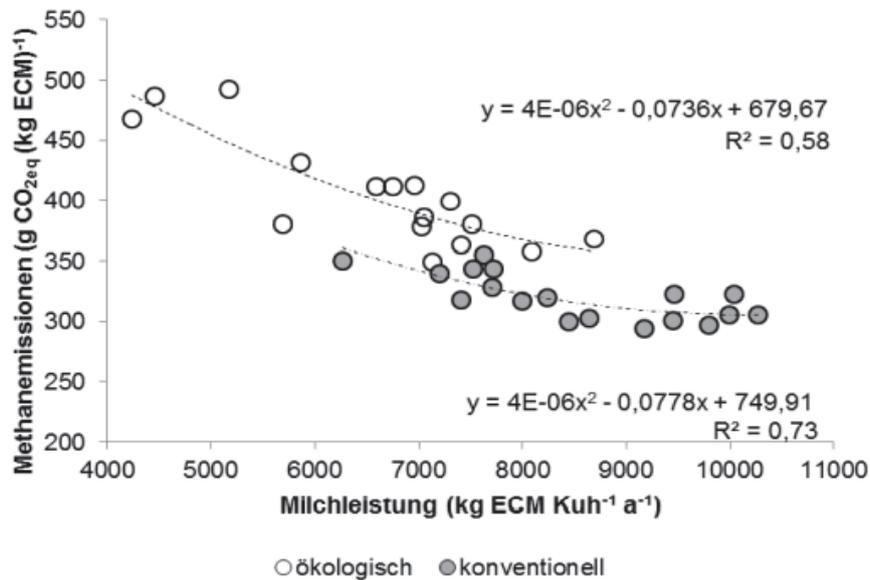


Abbildung 23 - Methanemissionen ökologischer und konventioneller Betriebe in Abhängigkeit der Milchleistung (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

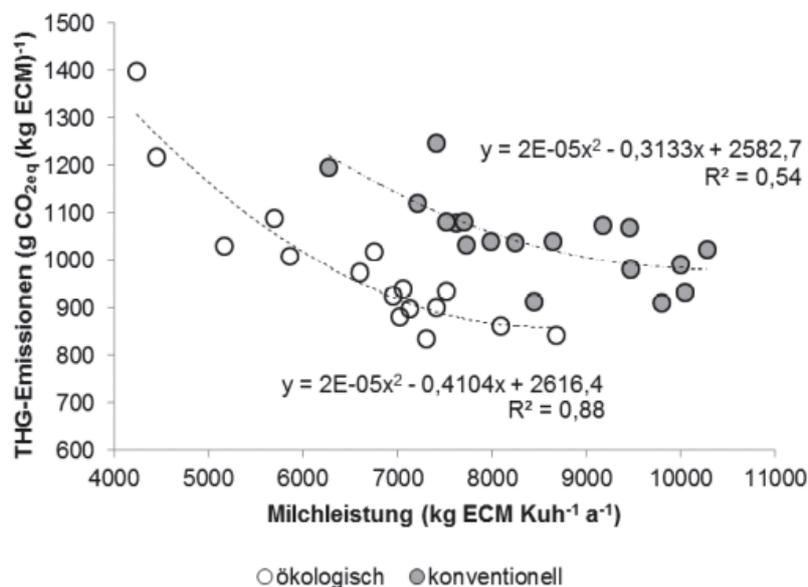


Abbildung 24 - THG-Emissionen ökologischer und konventioneller Betriebe in Abhängigkeit der Milchleistung (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Bei Betrachtung der gesamten THG-Emissionen schnitten die ökologischen Pilotbetriebe besser ab (siehe Abbildung 24). „Mit steigender Leistung vermindern sich die THG-Emissionen in ökologischen Pilotbetrieben von ca. 1350 auf 850 g CO₂ Äq. (kg ECM), in den konventionellen Betrieben von 1200 auf 1000 g CO₂ Äq. (kg ECM)“ (Hülsbergen & Rahmann,

2015). Ökologische Betriebe können bei erhöhtem Kraftfuttereinsatz ebenfalls hohe Milchleistungen erreichen, diese müssen aber nach wie vor fast ausschließlich aus eigenem Anbau stammen, ebenso gilt auch hier der beschränkte Einsatz von Düngemitteln. Konventionelle Betriebe erreichen ihre hohen Leistungen ebenfalls durch einen hohen Kraftfuttereinsatz. Dieser beruht allerdings in einem weitaus höheren Maße auf Futterzukauf und die Herstellung ist mit einem deutlich höheren Einsatz an Düngemitteln sowie Pflanzenschutzmitteln verbunden. Dementsprechend höher ist der Energieeinsatz, den konventionelle Betriebe für die Produktion ihrer Futtermittel aufbringen. Dies geht zu Lasten der Gesamt-THG-Emissionen. „Aus den Regressionskurven ist abzuleiten, dass Leistungssteigerungen nur bis zu Milchleistungen von 9.000 bis 10.000 kg ECM je Kuh zu THG-Minderungen führen“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015). Eine Leistungssteigerung über diesem Niveau führt zu einem überdurchschnittlichen Einsatz von Kraftfuttermitteln und Energie für deren Erzeugung. Des Weiteren bedingen die hohen Leistungen einen dauerhaften Stresszustand für die Tiere, was zu einer Minderung der Nutzungsdauer führt.

Neben der Milchleistung spielt der Parameter der Lebensleistung eine große Rolle. „Die Färsenaufzucht trägt erheblich zu den THG-Emissionen der Milchviehhaltung bei, mit 20-25% der produktbezogenen Emissionen“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015). Eine längere Nutzungsdauer und eine Verringerung der Remontierungsrate von 40% auf 30% führen daher direkt zu einer Verringerung der THG-Bilanz um bis zu 10%. Eine hohe Milchleistung kann eine hohe Remontierungsrate nur bis zu einem gewissen Grad ausgleichen.

3. Diskussion

3.1 Produktbezogene Emissionen

Eine Berechnung der Emissionen, die je erzeugtem Liter Milch ausgestoßen werden, macht einen direkten Vergleich zwischen verschiedenen Betriebssystemen möglich. Auch wenn die in der Literatur angegebenen Emissionswerte alle auf den Grundlagen von Ökobilanzen basieren, fallen die Ergebnisse recht unterschiedlich aus und variieren zwischen 0,9-1,4 kg CO₂-Äquivalent je kg Milch bei konventionellen Betrieben und zwischen 0,9-1,5 kg CO₂-Äquivalent je kg Milch (siehe Abbildung 25).

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

Abbildung 25 - Produktbezogene THG-Emissionen je kg Milch (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

So stellt Haas (2003) nur geringe Unterschiede zwischen konventionell intensiven und ökologischen Betrieben fest. Konventionell extensive Betriebe weisen nach seiner Berechnung hingegen ein geringeres CO₂-Äquivalent je kg Milch auf, da sie keine synthetischen Dünger verwenden, aber trotzdem im Vergleich zu ökologischen Betrieben höhere Milchleistungen erzielen. Konventionell intensive Betriebe weisen trotz höheren Energieeinsatzes für den Futteranbau und des Einsatzes von synthetischen Düngern durchschnittlich keine höheren Emissionen je kg Milch auf, da sie durch die meist deutlich höhere Milchleistung einen Ausgleich schaffen. „Mit steigender Leistung verbessert sich das Verhältnis von Erhaltungs- und Leistungsbedarf der Milchkuh, so dass die Milch prinzipiell energieeffizienter produziert werden kann“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015). Andere Quellen konnten entweder keine Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben oder höhere Emissionen der ökologischen Milchviehbetriebe feststellen. Es ist allerdings zu beachten, dass die Auswahl der Systemgrenze entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis der Emissionsberechnungen hat. Wird die Systemgrenze am Betrieb gezogen, verschafft dies konventionell wirtschaftenden Betrieben einen entscheidenden Vorteil, da weder die außerbetriebliche Produktion von Kraftfutter, noch die Emissionen der Herstellung synthetischer Dünger berücksichtigt werden.

Da ökologische Betriebssysteme möglichst geschlossene Betriebskreisläufe anstreben, sind Zukäufe von Futter und Dünger deutlich weniger relevant.

Bei einer Erweiterung der Systemgrenze bei der Berechnung der Ökobilanz stellten Hülsbergen & Rahmann (2015) etwas geringere Emissionswerte je kg Milch bei ökologischen Milchviehbetrieben mit 983g CO₂ Äq /kg ECM fest, als bei konventionellen Betrieben mit durchschnittlich 1047g CO₂ Äq /kg ECM (siehe Abbildung 26).

Produktionsbereich, THG-Emission	Ökologisch				konventionell				
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Gesamtemissionen	983	835	1397	149	1047	911	1248	88	n.s.
THG aus dem Energieeinsatz	165	133	218	25	191	165	219	16	*
THG aus dem Anbau	127	3	301	70	269	177	385	53	*
N ₂ O	192	156	263	30	189	140	247	31	n.s.
CO ₂ aus der Humusveränderung	-65	-210	38	63	37	-76	122	49	*
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	0	43	5	112	36	*
THG aus dem Stoffwechsel	547	473	706	71	453	392	574	48	*
THG aus den Wirtschaftsdüngern	144	97	237	36	134	61	185	36	n.s.

Abbildung 26 - "Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch (g CO₂ Äq /kg ECM)" (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Ausschlaggebend für die leicht höheren Emissionswerte der konventionellen Betriebe sind die höheren Emissionen aus dem Futteranbau, den damit verbundenen Landnutzungsänderungen und dem erhöhten Energieeinsatz. Die größte Emissionsquelle stellt bei beiden Betriebstypen die Methanemissionen aus der tierischen Fermentation dar. Bei ökologischen Betrieben entfallen um Durchschnitt 41% der gesamten THG auf diese, bei konventionellen Betrieben sind es 31%. Die Gründe für die unterschiedliche Verteilung können dem Kapitel 2.3.3.1 – Fütterung entnommen werden.

3.2 Flächenbezogene Emissionen

Eine Einschätzung der flächenbezogenen Emissionen gestaltet sich als deutlich schwieriger, da bei Betrieben, die Futtermittel zukaufen, nicht bekannt ist, wie hoch die Erträge je Hektar waren und wie groß der Einsatz von Düngemitteln und PSM auf diesen Flächen war. Es kann allerdings ein Zusammenhang zwischen den Tierzahlen, der vom Betrieb bewirtschafteten Fläche und den flächenbezogenen Emissionen gezogen werden. Da ökologische Betriebe einen möglichst geschlossenen Betriebskreislauf anstreben, ist die Anzahl der gehaltenen Tiere davon abhängig, wie viele Futtermittel der Betrieb selbst erzeugen kann. Gleichzeitig ist der Einsatz

von synthetischen Düngern und PSM eingeschränkt und die Erträge dadurch auf einem niedrigeren Niveau als im konventionellen Anbau. „Aus diesem Grund ist im Ökologischen Landbau der Tierbesatz pro Flächeneinheit in der Regel geringer als in konventionell bewirtschafteten Viehbetrieben“ (Rahmann, et al., 2008). Konventionelle Betriebe sind nicht an diese Vorgabe gebunden, daher ist es vom Einzelbetrieb abhängig, wie hoch der Tierbesatz je Hektar Betriebsfläche ist. Die Steigerung des Viehbesatzes je Hektar führt zu einem linearen Anstieg der THG-Emissionen je Hektar (siehe Abbildung 27).

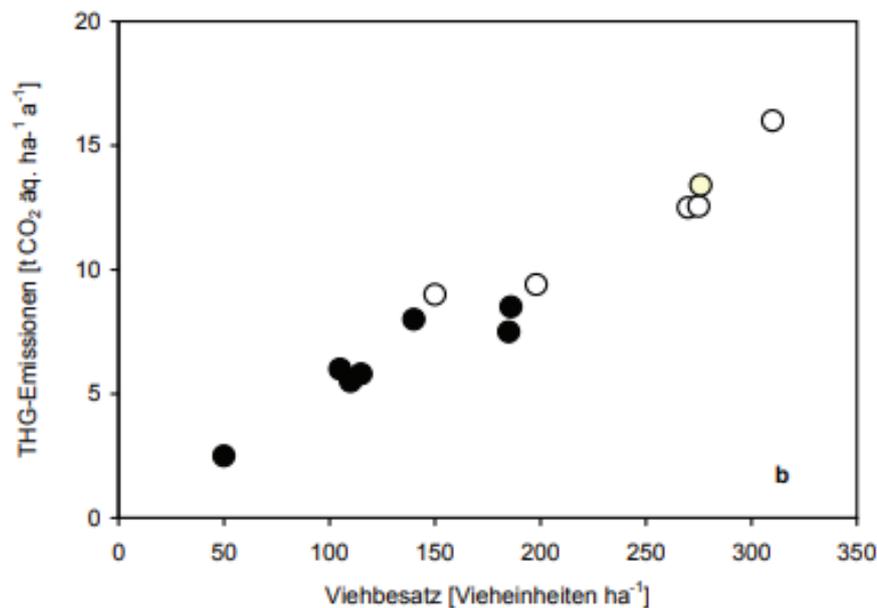


Abbildung 27 - Höhe der THG-Emissionen in Abhängigkeit der Viehbesatzdichte je Hektar (Rahmann, et al., 2008)

Es kann allerdings im Gegensatz zur produktbezogenen Emission nicht davon ausgegangen werden, dass eine erhöhte Milchleistung zu einer besseren THG-Bilanz führt, da jeder zusätzlich produzierte Liter Milch zusätzliche Emissionen verursacht. Im Fall der flächenbezogenen Betrachtung der THG weisen Betriebe mit geringerer Leistung auch die geringeren Emissionen auf, auch wenn die Milchproduktion weniger effizient erfolgt. Des Weiteren führt der geringere Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln zu geringeren Emissionen aus dem Futteranbau. Ein verminderter Einsatz von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln, einem niedrigeren Viehbesatz je Hektar und geringere Milchleistung führen insgesamt zu geringeren THG-Emissionen je Hektar. Haas (2003) stellt dies in Form von drei Betriebstypen: intensiv konventionell, extensiviert konventionell und ökologisch dar (siehe Abbildung 28).

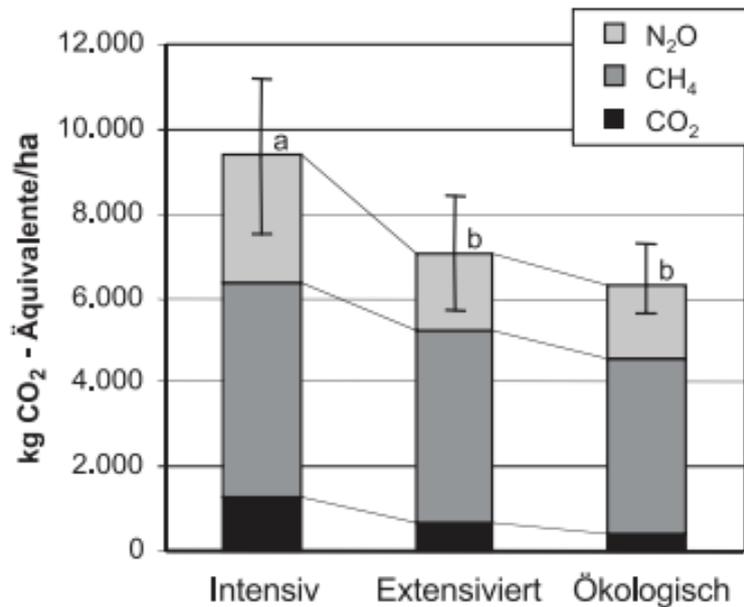


Abbildung 28 - Emissionen je Hektar in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsweise (Haas, 2003)

Dabei ist aber auch zu sehen, dass die flächenbezogenen Emissionen zwischen ökologischen und intensiven konventionellen Betrieben im Einzelfall nicht immer große Unterschiede aufweisen. Dies ist damit zu begründen, dass die Intensität der Betriebe, die hier als konventionell intensiv betitelt wurden, stark variiert. Vor allem der Viehbesatz je Hektar und der Einsatz von Düngemitteln dürfte dabei ausschlaggebend sein. Die ökologischen Betriebe sind je nachdem in welchem Verband sie organisiert sind an mehr oder weniger starke Vorgaben gebunden. Dementsprechend geringer ist die Variation der flächenbezogenen Emissionen.

3.3 Einsparpotentiale

Welche Einsparpotentiale in der Milchviehhaltung möglich sind, ist betriebsindividuell sehr unterschiedlich und hängt unter anderem vom Betriebsziel und vom Bezugswert der Emissionen ab. Eine Betrachtung der Emissionen in Abhängigkeit der Fläche ist in Bezug auf die Milchviehhaltung nicht unbedingt sinnvoll und wird auch in der Literatur selten angewendet. Die produktbezogenen Emissionen stellen eine Bezugsgröße dar, mit der sowohl die Betriebe als auch Verbraucher eher etwas anfangen können. Für die Betriebe kann sie neben einer Einschätzung ihrer Umweltfreundlichkeit auch ein Indikator für die langfristige Wirtschaftlichkeit darstellen (Verhältnis Input/Output). Für die Verbraucher ist die Fläche, die für die Milcherzeugung genutzt wird, hingegen eine völlig abstrakte Bezugsgröße, da sie in der

Regel keinerlei Bezug dazu haben. Im Fall der Milcherzeugung erscheint deshalb eine Betrachtung der produktbezogenen Emissionen als Mittel der Wahl am sinnvollsten.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die genauen Ergebnisse verschiedener Studien zu den Emissionen je kg Milch stark unterscheiden. Innerhalb der Studien konnte allerdings auch festgestellt werden, dass in den meisten Fällen kein signifikanter Unterschied zwischen den produktbezogenen Emissionen von konventionellen und ökologischen Betrieben je kg Milch auftrat. Konventionelle Betriebe weisen im Durchschnitt deutlich höhere Milchleistungen auf als ökologische Betriebe. Eine hohe Milchleistung wurde bis zu einem gewissen Grad als Möglichkeit zur Emissionsminderung gesehen. Dass konventionelle Betriebe trotzdem keine deutlich bessere THG-Bilanz aufweisen, ist hauptsächlich dem Kraftfutterzukauf zuzuschreiben. Eine Erhöhung des Kraftfutteranteils aus eigener Produktion kann deshalb als Möglichkeit zur Emissionsminderung betrachtet werden. Dabei sollten Milchleistungen bis maximal 10.000 kg Milch pro Tier/Jahr angestrebt werden. Bei noch höheren Leistungen relativiert der Anstieg des Kraftfutterbedarfs die Emissionsminderungen durch die hohe Leistung. Des Weiteren sollte eine Verringerung der Remontierungsrate höher priorisiert werden, wenn die Leistungen sich dem emissionsbedingt sinnvollen Maximum von 9.000-10.000 kg Milch pro Tier/Jahr annähern. Eine hohe Lebensleistung ist im Zweifelsfall dem einer hohen Jahresleistung vorzuziehen. Bei hohen Viehbesatzdichten erscheint außerdem eine Verringerung des Bestandes auf ein Niveau sinnvoll, bei dem es zu einer geringeren Abhängigkeit des Betriebes von synthetischen Düngermitteln kommt. Um die Ertragseinbußen möglichst gering zu halten, stehen Methoden zur Verfügung, die im Ökolandbau erfolgreich verwendet werden, wie zum Beispiel der Klee-grasanbau. Allgemein gesprochen führt eine Extensivierung bei konventioneller Haltung zu Einsparungen von THG-Emissionen, damit der Effekt produktbezogen aber möglichst groß ist, sollte der Verlust von Milchleistung dabei so gering wie möglich gehalten werden.

Ökologische Betriebe haben insofern ein hohes Einsparpotential, als dass sie in Bezug auf die Milchleistungen ihre Effizienz noch erheblich steigern können. Bei hohem Grobfuttereinsatz und den damit zusammenhängenden hohen Methanemissionen stehen die Möglichkeiten eines höheren Kraftfuttereinsatzes und einer Steigerung des Energiegehaltes der Grobfutterration zur Senkung der Emissionen zur Verfügung. Unter Beachtung der Vorgaben einer wiederkäuergerechten Fütterung führt eine Erhöhung des Stärkeanteils in der Ration außerdem zu einer verstärkten Bildung von Propionsäure auf Kosten der Methanogenese. Eine Ausreizung des maximal in der Ration von Wiederkäuern enthaltenen Fettanteils von 5% führt ebenfalls zu einer Minderung der Methanbildung durch die Fermentationsprozesse. Diese

Möglichkeiten stehen Betrieben allerdings unabhängig von der Betriebsform zur Verfügung. Je nachdem wie hoch der Stärkeanteil der Ration ursprünglich war, können die Emissionseinsparungen betriebsindividuell unterschiedlich hoch ausfallen. Bei ökologischer Bewirtschaftung ist allgemein bei Intensivierung mit einer Verringerung der Emissionen zu rechnen, da die Milch effektiver produziert wird.

Eine Erhöhung der Weidehaltung führte zu einer Erhöhung der Emissionen, vor allem von Lachgas. Grundsätzlich kann deswegen allerdings nicht festgelegt werden, dass weniger oder gar kein Weidezugang emissionsmindernd wirkt. Sollte sich durch den Weidegang die durchschnittliche Verdaulichkeit der Ration stark verbessern, so ist die dadurch bedingte Verminderung des Methangehaltes aus der Verdauung höher zu bewerten, als die Emissionen auf der Weide. Ein Zugang zur Weide steigert außerdem das Tierwohl und kann somit zu einer Senkung der Remontierungsrate führen.

Unabhängig von der Betriebsform senkt eine entsprechende Lagerung der Wirtschaftsdünger das Emissionspotential enorm. Handelt es sich bei dem anfallenden Wirtschaftsdünger um Gülle, so führt bereits eine Absenkung der Lagerungstemperatur um wenige Grad die Emissionen enorm (siehe Abbildung 15). Der Einsatz einer Biogasanlage zur Lagerung und Verwertung der anfallenden Gülle wurde als eine Möglichkeit gesehen, die Emissionen aus der Düngerlagerung fast um 100% zu senken. Es konnten so pro Tier und Jahr ca. 950 kg CO₂-Äq. eingespart werden. Da der Bau einer solchen Anlage allerdings zum einen sehr kostspielig ist und zum anderen eine kontinuierliche Versorgung mit Substanz erfordert, eignet sich diese Möglichkeit eher für große Betriebe mit hohen Tierzahlen. Kleinere Betriebe könnten sich aber ggf. zu Gemeinschaften zusammenschließen, um eine solche Anlage zu nutzen. Haltungssysteme mit hohem Stroheinsatz sind tierwohlbedingt positiv zu betrachten; hinsichtlich der Emissionen gestaltet sich ihre Lagerung aber als eher schwierig. Eine Trennung der Gülle vom Stroh stellt eine Möglichkeit dar, die Emissionen bei der Lagerung strohhaltiger Wirtschaftsdünger zu verringern. Dahingehend besteht allerdings noch Forschungsbedarf, weil noch nicht abschließend geklärt ist, inwieweit ein solcher Schritt aufgrund des damit einhergehenden Energieeinsatzes die Emissionen senken würde. Tiefstreuställe sind insofern als kritisch zu betrachten, weil ihr Grundprinzip, nämlich eine seltene Ausmistung, zu einem hohen Emissionspotential führt. Es zeigte sich, dass die durch die anaeroben Bedingungen entstehenden Emissionen umso höher waren, je seltener die Tiefstreuställe ausgemistet wurden. Daher ist der Einsatz dieses Haltungssystems unter Berücksichtigung des Emissionspotentials durchaus zweifelhaft. Ein Laufstall mit Liegeboxen und Stroheinstreu besitzt hinsichtlich der Trennung von Gülle und Stroh einen enormen Vorteil. Des Weiteren findet beim Einsatz von

Spaltenböden und Gülleschiebern ein dauerhafter Abtransport der Gülle statt. Eine Einlagerung der Wirtschaftsdünger ist bei Laufställen im Gegensatz zu Tiefstreu und Tretmistställen schon kurz nach deren Anfall möglich, dementsprechend größer ist auch das Einsparpotential bei sachgemäßer Lagerung. Um bei der weiteren Verwertung die Emissionen möglichst gering zu halten, sollten bei der Ausbringung die Vorgaben der aktuellen Düngeverordnung eingehalten werden.

4. Fazit

Eine Erhöhung des Anteils an Biomilch würde, wenn dies mit einer flächengebundenen Tierhaltung einhergeht, zu einer Verringerung der THG-Emissionen aus dem Bereich der Milchviehhaltung führen, da davon auszugehen ist, dass sich der in Deutschland vorhandene Tierbestand verkleinern würde. Da außerdem der Futterzukauf, der Einsatz von Düngemitteln und PSM streng reglementiert ist, ist eine Verringerung der Emissionen aus dem Bereich Futterherstellung zu erwarten. Je nachdem wie intensiv oder extensiv die ökologisch geführten Betriebe die Milchviehhaltung betreiben, ist allerdings auch mit einem Anstieg des Anteils an Grobfutter in der Ration zu rechnen und demzufolge ein Anstieg der Methanemissionen aus der tierischen Fermentation. Wie hoch dieser Anstieg ist, ist allerdings stark davon abhängig, inwieweit es dem Einzelbetrieb möglich ist, hochwertiges Kraftfutter selbst zu produzieren. Sollte es bei der Umstellung von konventioneller zu ökologischer Bewirtschaftung gelingen, den Zukauf von hochwertigem Kraftfutter vollständig mit hochwertigem Kraftfutter aus eigener Produktion zu ersetzen, so ist mit keinem Anstieg der Methanemissionen zu rechnen. Ökologisch intensiv geführte Milchviehbetriebe weisen gegenüber ökologisch extensiv geführten Milchviehbetrieben den Vorteil auf, dass aufgrund höherer Milchleistungen die Milchproduktion effizienter erfolgt. Es kann allerdings nicht pauschal gesagt werden, dass eine Erhöhung des Anteils an ökologisch produzierter Milch die einzig relevante Möglichkeit zur Emissionsminderung aus der Milchviehhaltung darstellt. Konventionelle Betriebe können bei Steigerung ihrer Selbstversorgung mit Kraftfutter ebenfalls deutlich zur Emissionsminderung beitragen. Des Weiteren bieten sich ihnen ebenfalls die Möglichkeiten eines verminderten Dünger- und PSM-Einsatzes und der Einsatz alternativer Maßnahmen zur Ertragssicherung, Stichwort Kleegrasanbau zur Stickstofffixierung. Neben einem möglichst hohen Selbstversorgungsgrad an Futter, sind auch hier dabei möglichst geringe Einbußen der Milchleistung anzustreben.

Ein allgemeiner Vergleich der Betriebstypen ökologisch und konventionell mit Hilfe der Ökobilanz gestaltet sich als schwierig, da betriebsindividuell große Unterschiede bestehen. Es konnte nicht festgestellt werden, dass die Bezeichnung ökologische oder konventionelle

Milchviehhaltung einen Einfluss auf die Höhe der Emissionen hat. Vielmehr ist dies von anderen Parametern wie dem Selbstversorgungsgrad mit Kraftfutter, der Anzahl der Tiere je Fläche und der Höhe des Dünger- und PSM-Einsatzes und letztendlich vom Energieeinsatz pro Liter Milch abhängig. Die Ökobilanz ist dahingehend ein interessanter Ansatz, als dass durch sie aufgezeigt wird, welche Bereiche eines Milchviehbetriebes am stärksten zu den Gesamtemissionen beitragen. Auf dieser Grundlage lassen sich Rückschlüsse auf Maßnahmen ziehen, die emissionsmindernd wirken. Auch an dieser Stelle muss einzelbetrieblich eine Einschätzung erfolgen, inwieweit die Maßnahmen einen emissionsmindernden Effekt aufweisen würden und ob sie aus wirtschaftlicher Sicht umsetzbar sind.

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Feste statt flüssige Wirtschaftsdünger	0/↑↓?	↑↓	↑↓	-	↑↓	abhängig von Technik, Management, Nutzung Ackerland/Grünland etc.	Novak und Fiorelli 2010
	↑↓	↓	-	-	↑↓	Tiergesundheit (+)	de Boer et al. 2011
	↓	↑	-	-	↓	bei Lagerung in Mistmiete (Tretmistsysteme: Hinweise auf höhere Emissionen)	Flessa et al. 2012
Wirtschaftsdüngermanagement – Lagerung							
Leerung der Güllelager vor warmer Jahreszeit	↓	-	-	-	-	Bedarfsgerechte Düngung (-), begrenzte Lagerkapazität (-), NO ₃ -Auswaschung (-)	Novak und Fiorelli 2010
Kühlung des Güllelagers	↓	-	-	↑	-		Novak und Fiorelli 2010
Förderung der natürlichen Schwimmschicht (Gülle)	↓	-	-	↑	↑↓	Energiebedarf (-)	de Boer et al. 2011
(Holz-)Abdeckung von Güllesilos	↓	↑?	-	-	-	weniger NH ₃ -Verluste (+)	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	-	↓		de Boer et al. 2011
Kurze Lagerdauer der Gülle	↓	↑↓	-	-	↓	N ₂ O-Verluste abhängig von Temperatur: warm ↑, kalt ↓, bei Strohabdeckung: CH ₄ ↑	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	-	↓		de Boer et al. 2011
kurze Lagerdauer der Gülle im Stall: häufiges Abpumpen in abgedecktes Lager	0	0	-	↓	↓	weniger NH ₃ -Emissionen (+), besserer Düngewert (+)	Flessa et al. 2012
	↓	-	-	-	↓	Praktische Umsetzung (-) Bedarf der Pflanzen (-)	de Boer et al. 2011
Güllezusatzstoffe zur Emissionsminderung (z.B. Milchsäure, Granulate, Effektive Mikroorganismen)	-	-	-	-	↓	Stallklima (+) Tiergesundheit (+) Tiergerechtigkeit (+) ggf. mehr Verluste bei Ausbringung (-)	Weiske et al. 2006
	↑↓	↑↓	-	-	↑↓	Wirkungsweise und Effizienz häufig noch unklar	Flessa et al. 2012
Verdichtung und Abdeckung von Mistmieten	↑	↓	-	-	-	NH ₃ -Emissionen abhängig von Temperatur unter Abdeckung und Luftaustauschrate (+) oder (-)	Novak und Fiorelli 2010

Anhang 5.1 - Einfluss des Wirtschaftsdüngermanagements auf THG-Emissionen Teil 1 (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Wirtschaftsdüngermanagement - Aufbereitung							
Anaerobe Gärung der Gülle (Biogas)	0/↑↓	↓/0	-	-	-	bei der Ausbringung	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	-	↓	Zusätzliche Substrate: Versauerung (-), Eutrophierung (-), Landnutzung (-)	de Boer et al. 2011
Kompostieren von Mist	↓	↓	-	↓	↓	abhängig von Substraten und Wärmenutzung	Weiske et al. 2006
	↓	↓	-	↑	-	abhängig von Management, Substrat, Technik	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	-	↓		Schader et al. 2014
Mechanische Separierung der Gülle	↓	↑	-	-	-	NH ₃ -Emissionen während Kompostierung der festen Fraktion (-)	Novak und Fiorelli 2010
Senken des Gülle-pH-Werts	↓	↓	-	-	-	pH < 6 praktisch nicht umsetzbar (-)	Novak und Fiorelli 2010
Belüftung der Gülle	↓	↑?	-	↑	-	abhängig von Belüftungsstrategie: große NH ₃ - Emissionen (-)	Novak und Fiorelli 2010
Beimischung von Stroh zu Mist	↓	↓?	-	-	-	bei hohen NH ₄ ⁺ -Gehalten: weniger NH ₃ -Emissionen (+)	Novak und Fiorelli 2010
Wirtschaftsdüngermanagement – Ausbringung							
Zeitnahes Einarbeiten des Wirt- schaftsdüngers (bei hohem An- teil mineralischen N nach spätes- tens einer Stunde)	-	↑↓	-	-	-	weniger NH ₃ -Emissionen (+)	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	↓	-	weniger NH ₃ -Emissionen (+), weniger indirekte N ₂ O- Emissionen (+), besserer Düngewert (+)	Flessa et al. 2012
Ausbringung während kühlerer Tageszeit (im Sommer meist abends)	-	-	-	↓	-	weniger NH ₃ -Emissionen (+), weniger indirekte N ₂ O- Emissionen (+), besserer Düngewert (+)	Flessa et al. 2012
Ausbringung mit Schleppschläu- chen oder -schuhen	-	↓	-	-	-	weniger NH ₃ -Emissionen (+). Besonders positiv mit anschließender Einarbeitung.	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	-	↑↓	abhängig von Bewirtschaftungsart: konv ↓ durch Einspa- rung von synth. N-Dünger, öko leicht ↑	Weiske et al. 2006

Anhang 5.2 - Einfluss des Wirtschaftsdüngermanagements auf THG-Emissionen Teil 2 (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (FCM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterfahre [n]	Klimawirkungspotential der Emissionen auf der Weide				Klimawirkungspotential der Emissionen in Stall, Melkstand, Lager				Summen des Klimawirkungspotentials der Emissionen		
						NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	Weide	Stall, Melkstand, Lager	Weide, Stall, Melkstand, Lager
						[kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				[kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				[kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]		
10	1	S	ö	4.197	3	8,7	287	1,00	11,2	65,3	303	0,30	349	308	717	1.025
11	2	S	ö	5.285	3	12,0	438	1,53	20,1	159,2	809	0,81	826	471	1.794	2.266
13	3	S	ö	6.937	2	5,2	215	0,75	9,9	56,8	309	0,31	315	231	581	912
15	4	S	ö	5.886	3	18,6	768	2,69	37,6	33,4	356	0,36	522	327	911	1.738
18	5	S	ö	4.469	3	3,4	101	0,35	3,7	78,3	340	0,34	735	108	1.154	1.262
19	6	S	ö	6.769	3	13,6	459	1,61	16,5	90,3	351	0,35	350	491	792	1.282
32	7	W	ö	9.185	2	4,9	191	0,67	7,8	108,7	15	0,02	14	205	138	343
33	8	W	ö	6.593	2	20,1	701	2,45	26,0	82,5	523	0,52	310	750	916	1.666
35	9	W	ö	6.903	1	3,8	156	0,55	8,1	65,7	155	0,15	890	169	1.111	1.280
36	10	W	ö	7.212	1	6,1	228	0,80	8,6	83,9	316	0,32	387	244	787	1.031
37	11	W	ö	7.466	1	10,8	387	1,35	14,5	148,6	732	0,73	688	414	1.569	1.983
38	12	W	ö	7.184	1	21,0	728	2,55	27,8	90,4	559	0,56	396	779	1.046	1.825
39	13	W	ö	7.322	2	17,2	650	2,28	26,6	82,7	543	0,54	566	596	1.191	1.888
50	14	O	ö	6.709	1	4,4	189	0,66	9,4	120,0	588	0,59	717	203	1.426	1.629
52	15	O	ö	4.072	1	3,7	141	0,49	7,6	120,8	303	0,30	70	153	493	646
53	16	O	ö	7.313	1	4,1	153	0,54	6,0	150,5	626	0,63	234	164	1.011	1.174
56	17	O	ö	3.881	1	2,9	112	0,39	5,3	69,7	314	0,31	628	120	1.012	1.132
72	19	N	ö	4.627	2	4,3	148	0,52	5,7	74,3	310	0,31	409	159	794	953
73	20	N	ö	8.598	2	7,1	427	1,50	23,8	28,1	216	0,22	319	460	563	1.023
75	21	N	ö	5.674	2	8,5	291	1,02	10,3	152,7	664	0,66	524	311	1.341	1.652
76	22	N	ö	6.915	2	4,1	159	0,56	7,0	74,3	303	0,30	224	171	602	773
77	23	N	ö	7.204	2	13,3	458	1,60	14,8	90,4	292	0,29	541	488	924	1.411

Anhang 5.3 – „Tierbezogenes Klimawirkungspotential der gasförmigen Emissionen der Milchkuhkremente...“ (Hülsbergen & Rahmann, 2015) – der ökologischen Pilotbetriebe

Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterfahre [n]	Klimawirkungspotential der Emissionen auf der Weide [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Klimawirkungspotential der Emissionen in Stall, Melkstand, Lager [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Summen des Klimawirkungspotentials der Emissionen [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]			
						NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	Weide	Melkstand, Lager	Stall, Weide, Stall, Lager	Weide
20	1	S	k	8.000	2	-	-	-	-	104,6	0	0,00	916	-	1.021	1.021	1.021
21	2	S	k	7.353	3	-	-	-	-	17,8	202	0,20	1.030	-	1.250	1.250	1.250
23	3	S	k	7.761	3	-	-	-	-	48,1	275	0,28	950	-	1.274	1.274	1.274
25	4	S	k	8.168	2	-	-	-	-	39,0	234	0,23	579	-	852	852	852
28	5	S	k	6.393	3	-	-	-	-	91,5	453	0,45	106	-	650	650	650
29	6	S	k	7.582	3	12,8	420	1,47	13,9	89,9	423	0,42	416	448	930	1.377	1.377
42	7	W	k	10.117	1	-	-	-	-	54,7	57	0,06	108	-	221	221	221
43	8	W	k	7.186	2	4,0	178	0,62	8,7	124,1	633	0,63	780	191	1.538	1.729	1.729
45	9	W	k	7.530	2	-	-	-	-	72,2	326	0,33	712	-	1.111	1.111	1.111
46	10	W	k	10.278	1	0,6	17	0,06	0,6	52,5	130	0,13	1.227	18	1.409	1.428	1.428
47	11	W	k	9.715	2	2,5	120	0,42	6,6	70,3	307	0,31	503	129	881	1.011	1.011
48	12	W	k	10.059	2	12,0	522	1,83	22,1	109,2	397	0,40	118	558	625	1.182	1.182
49	13	W	k	9.197	1	4,1	252	0,88	15,0	55,7	151	0,15	871	272	1.077	1.349	1.349
60	14	O	k	9.778	1	-	-	-	-	159,2	823	0,82	410	-	1.393	1.393	1.393
62	15	O	k	9.440	1	-	-	-	-	72,3	343	0,34	665	-	1.080	1.080	1.080
63	16	O	k	7.559	1	-	-	-	-	221,7	814	0,81	204	-	1.240	1.240	1.240
66	17	O	k	9.767	1	-	-	-	-	90,6	462	0,46	964	-	1.517	1.517	1.517
82	19	N	k	9.325	2	-	-	-	-	82,5	380	0,38	661	-	1.124	1.124	1.124
83	20	N	k	9.379	2	-	-	-	-	95,8	405	0,40	649	-	1.150	1.150	1.150
85	21	N	k	8.605	2	3,3	138	0,48	6,8	67,7	275	0,27	436	148	779	927	927
86	22	N	k	9.680	2	8,8	368	1,29	16,1	137,1	403	0,40	118	394	659	1.052	1.052
87	23	N	k	7.643	2	5,9	201	0,70	6,9	100,2	174	0,17	835	215	1.109	1.324	1.324
Mittelwert ö (n = 22)				6.382	1,9	9,0	336	1,18	14,0	92,1	406	0,41	455	360	953	1.313	1.313
Mittelwert k (n = 22)				8.660	1,9	6,0	246	0,86	10,7	88,9	348	0,35	603	264	1.040	1.148	1.148

Anhang 5.4 - Tierbezogenes Klimawirkungspotential der gasförmigen Emissionen der Milchkuhhexkremete..." (Hülsbergen & Rahmann, 2015)
- der konventionellen Pilotbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Futterbau – Bodenbearbeitung							
Reduzierte Bodenbearbeitung	-	↑↓?	↓	↓	-	abhängig von Bewirtschaftungsart: konv ↓ durch Einsparung von synth. N-Dünger, öko leicht ↑	Weiske et al. 2006
	-	↑	↓	↓	↑↓	abhängig von Boden, Klima, Management, Dauer	Novak und Fiorelli 2010
Vermeidung von Bodenverdichtungen	-	↓	↓	-	-	mehr Ertrag (+), weniger NO ₃ -Auswaschung (+)	Novak und Fiorelli 2010
Einarbeitung von Ernteresten	-	↑?	↓	-	-	abhängig von N-Gehalt und C/N-Verhältnis der Erntereste	Novak und Fiorelli 2010
Futterbau – Schnitthöhe							
Anhebung der Schnitthöhe beim ersten Schnitt im Luzernegras	-	-	-	-	↓	Ertragssteigerung möglich	Lind et al. 2013
Grünland – Landnutzung							
Dauerhafte Umwandlung von Acker- in Grünland	-	-	↓	-	-	abhängig von N-Versorgung, Veränderungen in der Futterration in der Tierhaltung (+) oder (-)	Novak und Fiorelli 2010
	↑↓	-	↓	-	↑↓	Nettoeffekt abhängig von Nutzung des Grünlands	de Boer et al. 2011
Grünland – Weidemanagement							
Erhöhung der Besatzdichte	↓? / 0?	↑?	↑?	-	-	Gefahr von Bodenverdichtung (-), mehr NO ₃ -Auswaschung (-)	Novak und Fiorelli 2010
Selektive Beweidung von jungen Grasbeständen	↓?	-	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010
Einschränkung der Weidezeit	↑	↓	-	-	↑↓	Versauerung (-), Tiergerechtigkeit (-)	de Boer et al. 2011
Einführung von Weidehaltung bzw. verlängerte Weidezeit	↓	↑↓	-	-	↑↓	weniger NH ₃ -Emissionen (+), Effekt auf THG sehr stark abhängig vom Management	Flessa et al. 2012
	-	-	-	-	↓	Vollweidesystem	Schader et al. 2014

Anhang 5.5 - "Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe" (Hülsbergen & Rahmann, 2015)

	restriktiv	Kraffutterzuteilung	
		qualitätsorientiert	leistungsorientiert
Leistungsniveau	niedrig bis mittel	niedrig bis mittel	hoch
Leistungen/Kuh und Jahr	5.000 – 6.500 kg	5.000 – 6.000 kg	7.000 – 9.000 kg
Grobfutter	Ganztagsweide, Grassilage, Heu (belüftet)	Ganztagsweide, Heu aus Heutrocknung (warmbelüftet), wenig oder keine Silage	(Halbtags-)Weide, Klee-grassilage, Maissilage
Saffutter	-	zum Teil Futterrüben, Möhren (Abfälle aus Feldgemüseanbau)	Biertreber o. a. soweit nach Verbandsrichtlinien zulässig
Grobfutterleistung/Kuh und Jahr	3.500 – 5.000 kg	3.500 – 5.000 kg	3.000 – 4.000 kg
Kraffutter/Kuh und Jahr	< 10 dt	2 – 6 dt (hofeigenes)	> 10 dt
Günstige Voraussetzungen/gut geeignet bei	Grünlandregion mit hoher Weideleistung, Altgebäude, knappe Quote	Nähe zu Käseerei mit Nischenprodukten, hohe Kundenorientierung durch Direktvermarktung	flächenknappe Betriebe, hoher Ackerfutteranteil, hohe Pacht oder Nutzungskosten der Flächen, knappe Stallplätze, hohe Quote
Anzustrebende Ziele	hohe Grobfutterleistung, geringe Bestandsergänzungsrate über vier Laktationen, hohe Lebensleistung	hohe (sensorische) Milch- und Produktqualität bei hohem Preis	optimierte Fütterungstechnik, angepasst an Laktationskurve, starke Selektion auf Leistung

Anhang 5.6 - Leistungsniveau in Abhängigkeit des Grobfutter- und Kraffuttereinsatzes (Reihmann & Redelberger, 2005)

6. Literaturverzeichnis

BMEL, 2017. Daten und Fakten - Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft mit Fischerei und Wein- und Gartenbau, s.l.: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.

Bundesamt für Justiz, 2020. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen § 6 Zusätzliche Vorgaben für die Anwendung von bestimmten Düngemitteln.

https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/BJNR130510017.html

Bundesinformationszentrum Landwirtschaft, 2020. Haltungsformen für Milchkühe.
<https://www.landwirtschaft.de/landwirtschaft-verstehen/wie-arbeiten-tierhalter/haltungsformen-fuer-milchkuehe>

Bundesumweltamt, 2019. Klima - Energie - Fluorierte Treibhausgase und FCKW.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/fluorierte-treibhausgase-fckw>

de Baan, L., 2020. Agrarbericht - Verkauf und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln.
<https://www.agrarbericht.ch/de/umwelt/wasser/verkauf-und-einsatz-von-pflanzenschutzmitteln>

Deittert, C., Müller-Lindenlauf, M., Athmann, M. & Köpke, U., 2008. Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur, s.l.: s.n.

Deutsche Umwelthilfe e.V., 2015. Methan - Auswirkungen auf Klima und Gesundheit, s.l.: s.n.

Deutsches Institut für Normung, 2006. DIN EN ISO 14040 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006) Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006, s.l.: s.n.

Eberle, U.; Jepsen, D.; Volz, S.; Ausberg, L.; Reintjes, N., 2019. Die Ökobilanz - Methode und Wirkungskategorien, s.l.: Institut für Ökologie und Politik.

Forum moderne Landwirtschaft, 2020. Kühe, Methan und Klimawandel.
<https://www.moderne-landwirtschaft.de/project/kuehe-methan-und-klimawandel/>

Haas, G., 2003. Ökobilanz: Wie ökologisch ist der ökologische Landbau?. In: Der kritische Agrarbericht 2003. s.l.:s.n., pp. 128-134.

Haenel, H., Rösemann, C., Dämmgen, U., Freibauer, A., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Osterburg, B. 2012. Thünen Report 39 - Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2014, s.l.: s.n.

Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M. & Korbun, T., 2008. Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland, s.l.: Institut für ökologische Naturwirtschaftsforschung.

Hörning, B., 2015. Entwicklungen in der konventioniellen Tierhaltung - Auswirkungen auf den Ökolandbau?, s.l.: s.n.

Hülsbergen, K. & Rahmann, G., 2015. Thünen Report 29 - Klimawirkung und Nachhaltigkeit ökologischer Betriebssysteme - Untersuchung in einem Netzwerk von Pilotbetrieben, s.l.: s.n.

Jentsch, W.; Schweigel, M.; Weissbach, F.; Scholze, H.; Pitroff, W.; Derno, M. 2007. Methane production in cattle calculated by the nutrient composition of the diet. In: Archives of Animal Nutrition. s.l.:s.n., pp. 10-19.

Kirchgeßner, M.; Stangl, G.; Schwarz, F.; Roth, F.; Südekum, K.; Eder, K., 2014. Tierernährung. s.l.:DLG-Verlag GmbH.

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, 2019. Richtwerte für den monatlichen Wirtschaftsdüngeranfall von Rindern, s.l.: s.n.

Landwirtschaftskammer Österreich, 2016. Bedarfsnormen für Milchvieh - Nährstoffe, Mineralstoffe, Vitamine, s.l.: s.n.

Lebzién, P., Flachowsky, G. & Meyer, U., 2007. Ernährung und Fütterung des Rindes. Landbauforschung Völkenrode - Sonderheft 313, pp. 108-154.

LfL - Bayern, 2020. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. <https://www.lfl.bayern.de/ipz/oelfruechte/062806/index.php>

LfL-Bayern, 2009. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in der Landwirtschaft, s.l.: s.n.

LfU - Bayern, 2020. Bayerisches Landesamt für Umwelt. <https://www.lfu.bayern.de/klima/klimaschutz/treibhausgase/lachgas/index.htm>

LfU-Bayern, 2020. Bayerisches Landesamt für Umwelt. <https://www.lfu.bayern.de/klima/klimaschutz/treibhausgase/kohlendioxid/index.htm>

Mayer, J.; Alföldi, T.; Leiber, F.; Dubois, D.; Fried, P.; Heckendorn, F.; Hillmann, E.; Klocke, P.; Lüscher, A.; Riedel, S.; Stolze, M. 2009. Werte – Wege – Wirkungen: Biolandbau im

Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherheit, Markt und Klimawandel, s.l.: Dr. Köster Berlin.

MIV - Milchindustrieverband, 2019. Milchanlieferung Biomilch.
<https://milchindustrie.de/marktdaten/erzeugung/page/2/>

NOAA, 2020. NOAA EARTH SYSTEM RESEARCH LABORATORY.
<https://www.osrl.noaa.gov/gmd/aggi.html>

Rahmann, G.; Aulrich, K.; Barth, K.; Böhm, H.; Koopmann, R.; Oppermann, R.; Paulsen, H.; Weißmann, F. 2008. Klimarelevanz des Ökologischen Landbaus - Stand des Wissens. Landbauforschung, pp. 71-89.

Reihmann, S. & Redelberger, H., 2005. Betriebszweig Milchviehhaltung - Bedeutung der Milchviehhaltung im ökologischen Landbau.

RP-Energie-Lexikon, 2020. RP-Energie-Lexikon - CO₂-Äquivalente.
https://www.energie-lexikon.info/co2_aequivalente.html

Sanders, J. & Heß, J., 2019. Thünen Report 65 - Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, s.l.: Johann Heinrich von Thünen-Institut.

Schuldt, A., 2020. Rationsgestaltung und Fütterung Wiederkäuer - Grundlagen, s.l.: s.n.

Schwenner, L., 2019. Ist Bio immer besser?
<https://www.quarks.de/umwelt/landwirtschaft/oekologische-vs-konventionelle-landwirtschaft-ist-bio-immer-besser/>

Spann, B.; Diepolder, M.; Schmidlein, E.; Tutsch, S.; Hermüheim, A.; Sprengel, D. 2008. Umstellung zur ökologischen Milchviehhaltung - Vergleich verschiedener Leitungsparameter, s.l.: s.n.

Statista, 2019. Anteil der Biomilch an der gesamten Milchanlieferung in Deutschland von 2001 bis 2019.

<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1084699/umfrage/milcherzeugung-nach-arten-in-deutschland/>

Statista, 2020. Milchleistung je Kuh in Deutschland bis 2019.
<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/153061/umfrage/durchschnittlicher-milchertrag-je-kuh-in-deutschland-seit->

[2000/#:~:text=Eine%20Milchkuh%20in%20der%20deutschen,Milchleistung%20von%20rund%208.250%20Kilogramm.](https://de.statista.com/statistik/daten/studie/153061/umfrage/durchschnittlicher-milchertrag-je-kuh-in-deutschland-seit-2000/#:~:text=Eine%20Milchkuh%20in%20der%20deutschen,Milchleistung%20von%20rund%208.250%20Kilogramm.)

Statista, 2020. Umfrage zu Gründen für den Kauf von Bio-Produkten in Deutschland 2020.
<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/2419/umfrage/bioproducte-gruende-fuer-den-kauf/>

Strogies, M. & Gniffke, P., 2014. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014, s.l.: Umweltbundesamt.

Thünen-Institut, 2020. Daten und Fakten - Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft.
<https://www.thuenen.de/de/thema/klima-und-luft/emissionsinventare-buchhaltung-fuer-den-klimaschutz/treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft/#:~:text=Im%20Jahr%202018%20war%20die,Emissionen%20aus%20landwirtschaftlich%20genutzten%20B%C3%B6den.>

Umweltbundesamt, 2019. Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2015.
<https://www.umweltbundesamt.de/dokument/nationale-trendtabellen-fuer-die-deutsche-2>

Umweltbundesamt, 2020. Klima - Atmosphärische Treibhausgas-Konzentrationen.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/atmosphaerische-treibhausgas-konzentrationen#kohlendioxid->

Umweltbundesamt, 2020. Landwirtschaft umweltfreundlich gestalten - Ökolandbau.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/landwirtschaft-umweltfreundlich-gestalten/oekolandbau#Umweltleistungen%20des%20%C3%96kolandbaus>

Umweltbundesamt, 2020. Pflanzenschutzmittelverwendung in der Landwirtschaft.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/landforstwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#zulassung-von-pflanzenschutzmitteln>

Umweltbundesamt, 2020. Umweltbelastungen der Landwirtschaft - Lachgas und Methan.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan>

von Witzke, H. & Noleppa, S., 2007. Methan und Lachgas - Die vergessenen Klimagase, s.l.: WWF Deutschland.

Warnecke, S. & Paulsen, H., 2014. Berechnung des Klimawirkungspotentials der Milchkuhexkremente ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe in Deutschland aus Stall, Melkstand, Lager und Weidegang, s.l.: s.n.

Wechselberger, P., 2000. Ökonomische und ökologische Beurteilung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systeme anhand ausgewählter Kriterien, s.l.: s.n.

Weiske, A., Trimborn, M., Scholwin, F. & Thrän, D., 2008. Ableitung von Emissionsfaktoren und -funktionen aus dem MIDAIR-Projekt, s.l.: Institut für Energetik und Umwelt.

Wilbois, K.; Kauer, R.; Fader, B.; Kienzle, J.; Haug, P.; Fritsche-Martin, A.; Drescher, N.; Reiner, E.; Röhrig, P. 2009. Kupfer als Pflanzenschutzmittel unter besonderer Berücksichtigung des Ökologischen Landbaus. Journal für Kulturpflanzen, pp. 140-152.

WWF, 2021. www.wwf.de.

<https://www.wwf.de/themen-projekte/landwirtschaft/produkte-aus-der-landwirtschaft/soja>

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, Alexander Igel, dass ich die vorliegende Arbeit eigenständig und ohne fremde Hilfe angefertigt habe. Textpassagen, die wörtlich oder dem Sinn nach auf Publikationen oder Vorträgen anderer Autoren beruhen, sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

15738 Zeuthen 11.02.2021
