

Department für Nachhaltige Agrarsysteme
Institut für Landtechnik

**Ökobilanzierung von Milchviehstallsystemen im
österreichischen Berggebiet -
Vergleich von Anbindehaltung und Laufstall-Weide-
Systemen mit besonderer Berücksichtigung des
Wirtschaftsdüngermanagements**

Masterarbeit

an der Universität für Bodenkultur Wien

zur Erlangung des akademischen Grades „Diplom-Ingenieur“

Masterstudium: Agrar- und Ernährungswirtschaft

vorgelegt von

Ing. Martin Kappel, BSc

betreut von

Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer
Dipl.-Ing. Dr. Iris Kral
Ass. Prof. Dipl. Ing. Dr. Alexander Bauer

Wien, Februar 2020

Ehrenerklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Masterarbeit selbst verfasst habe und dass ich dazu keine anderen als die angeführten Behelfe verwendet habe. Alle Stellen, die wörtlich oder inhaltlich den angegebenen Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht. Die vorliegende Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form noch nicht als Bachelor-, Master-, Magister-, Diplomarbeit oder Dissertation eingereicht.

Ort, Datum

Unterschrift

Zusammenfassung

Rund ein Drittel der Milchkühe in Österreich steht derzeit noch in Ställen mit Anbindehaltung, vor allem im Berggebiet. Verschiedene Herausforderungen führen bei den Betrieben mit Anbindehaltung zur Überlegung, einen Laufstall zu bauen. Neben den baulichen, finanziellen und den Tierwohl-Aspekten gilt es, dabei auch die Auswirkungen auf die Umwelt zu betrachten. Das Ziel dieser Arbeit ist die Bewertung der potentiellen Umweltauswirkungen des Stallbaus und des Wirtschaftsdüngermanagements (und deren Anteil an den gesamten Umweltwirkungen der Milchproduktion) vor und nach der Umstellung von Anbindehaltung auf einen Laufstall. Die Bewertung wird anhand von zwei unterschiedlichen Modellbetrieben, die den Umbau bereits vollzogen haben, für folgende Wirkungskategorien durchgeführt: Treibhausgaspotenzial, fossiler Energieverbrauch, aquatisches Eutrophierungspotenzial, terrestrisches Versauerungspotenzial und terrestrische Ökotoxizität. Mit der Methode der Ökobilanzierung werden die Umweltauswirkungen pro Stallplatz/Jahr sowie pro kg Milch berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass es bei fast allen Wirkungskategorien zu einer signifikanten Erhöhung der Umweltwirkungen nach dem Umbau kommt. Diese sind vor allem auf die Änderungen beim Wirtschaftsdüngermanagement zurückzuführen. Die Umweltwirkungen des Stallbaus inkl. Baustoffe fallen bei beiden Betrieben nach dem Umbau geringer aus. Das Treibhausgaspotenzial vom Stall und Wirtschaftsdüngermanagement macht beim Betrieb 1 vor dem Umbau 1.754,10 kg CO₂-Äq./Stallplatz/Jahr und nach dem Umbau 2.115,86 kg CO₂-Äq./Stallplatz/Jahr aus – beim Betrieb 2 sind es vor dem Umbau 1.736,03 kg CO₂-Äq./Stallplatz/Jahr und nach dem Umbau 1.954,41 kg CO₂-Äq./Stallplatz/Jahr. Die Prozesse Stall und Wirtschaftsdüngermanagement haben einen Anteil von rund 20-26 % am Treibhausgaspotenzial der Milchproduktion, wobei der Stall davon nur rund ein Viertel ausmacht – die restlichen rund 74-80 % entfallen auf die enterogene Fermentation und die Futtermittelbereitstellung. Der Laufstallumbau kann dennoch vor allem aus Tierwohlgründen gerechtfertigt werden, jedoch muss dabei besonders auf das Wirtschaftsdüngermanagement und den Weideanteil geachtet werden.

Abstract

About a third of Austrian dairy cows is kept in tied housing systems, mainly in Alpine regions. Various challenges force farmers to consider changing from tied to loose housing. The main focus of this study is the assessment of the potential environmental impacts of constructing and operating the building as well as the manure management before and after the change from tied to loose housing. The evaluation is based on primary data of two case study dairy farms that have already completed the conversion. The LCA (life cycle assessment) includes the following impact categories: Global warming potential (GWP), fossil resource scarcity, freshwater eutrophication potential, terrestrial acidification potential and terrestrial ecotoxicity. The functional units refer to one housing spot per livestock unit (one cow)/year and to one kg of milk.

Results show that there is a significant increase in environmental impacts after the conversion in almost all studied impact categories. These increases are mainly related to changes in manure management systems and therefore to according emissions. Environmental impacts of the stable construction are lower for both farms after the conversion and in general of minor importance. The total GWP of the two processes "housing system" and "manure management" for farm "1" sums up to 1.754,10 kg CO₂-Eq./cow/year before and to 2.115,86 kg CO₂-Eq./cow/year after the conversion – for farm "2" it is 1.736,03 kg CO₂-Eq./cow/year before and 1.954,41 kg CO₂-Eq./cow/year after a change of housing systems. The processes related to the stable and to manure management account for around 20-26% of the total GWP caused by the whole milk production chain (also including enteric fermentation and fodder production). The remaining 74-80% are caused by enteric fermentation and fodder production. Changing to loose housing systems can still be justified for animal welfare reasons, but special attention shall be paid to manure management related emissions.

Vorwort

Mit der Fertigstellung dieser Arbeit werde ich mein Studium an der Universität für Bodenkultur abschließen. Ich schaue zurück auf viele lehrreiche, interessante und lustige Jahre, die immer wieder geprägt von Überraschungen waren. Nach dem Start im Oktober 2012 mit dem Bachelorstudium „Umwelt- und Bioressourcenmanagement“ habe ich mich nach zwei Semestern dazu entschieden, auf „Agrarwissenschaften“ umzusteigen. Im Jänner 2014 durchkreuzte der Vollzeitjob als Landjugendreferent in der Steiermark, den ich bis Oktober 2017 mit viel Engagement ausführte, meine Planungen. Dazwischen führte ich das Studium, so gut es ging, weiter und konnte das Bachelorstudium im April 2017 abschließen. Danach entschied ich mich, den Master „Agrar- und Ernährungswirtschaft“ im Oktober 2017 als Vollzeitstudium zu beginnen, den ich in Kürze beenden werde. Daneben absolvierte ich in den letzten zwei Jahren die Agrarpädagogikausbildung an der Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik in Ober St. Veit. Alles in allem eine bewegte und schöne Zeit.

Auf die Ökobilanzierung und das Thema meiner Masterarbeit kam ich durch einen Vorschlag meiner Betreuerin Dr. Iris Kral. Bei ihr absolvierte ich im Wintersemester 2017 das freie Wahlfach „Möglichkeiten der Bewertung der Umweltauswirkungen von Agrarsystemen“. Dabei lernte ich das Werkzeug der Ökobilanzierung kennen. Da ich seit langem an Umweltthemen interessiert bin, hatte ich die Ökobilanzierung auch schon vorher im Blick. Ich entschied mich schlussendlich für diese Arbeit aufgrund der besuchten Lehrveranstaltung, der Verknüpfung des Projekts mit der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, wo ich maturierte, und wegen des Themengebiets der Milchviehhaltung (da ich selbst von einem Bio-Milchviehbetrieb komme). In dieser Masterarbeit steckt sehr viel Arbeit und Durchhaltevermögen - von der Themenfindung bis zur Fertigstellung. Ich bin stolz, das Ergebnis jetzt präsentieren zu können.

Viel Spaß beim Lesen!

Danksagung

Ich spreche einigen Personen meinen Dank aus, die sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Ein Dankeschön gilt den BetreuerInnen meiner Arbeit Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer, Ass. Prof. Dipl. Ing. Dr. Alexander Bauer und vor allem Dipl.-Ing. Dr. Iris Kral, die meine erste Ansprechperson war und mich mit ihrer Hilfsbereitschaft und ihrem Fachwissen vom Anfang bis zum Ende der Arbeit unterstützte.

Vielen Dank auch an meine Studienkolleginnen und Studienkollegen, die die Zeit an der BOKU zu einer interessanten und lustigen Zeit machten, die ich nicht missen möchte.

Zum Schluss ein großer Dank an meine Familie, die mich während der Studienzzeit stets unterstützt hat. Ganz besonders Danke sage ich an meine Frau Sophie, die mir vor allem mit ihrer Unterstützung immer zur Seite gestanden ist.

DANKE!

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der geschlossene Stall mit Anbindehaltung beim Betrieb 2 (Breininger, 2018).....	6
Abbildung 2: Ein mehrteiliger, offener Liegeboxenlaufstall (Breininger, 2018)	6
Abbildung 3: Vergleich der Umweltwirkungen eines Anbindehaltungssystem mit einem Laufstallsystem (Eigene Darstellung nach Ecoinvent, 2017)	13
Abbildung 4: Vergleich des Treibhausgaspotenzial pro kg Milch einiger europäischer Länder (Bystricky et al., 2014; Casey & Holden, 2005; Guerci et al., 2013; Hörtenhuber et al., 2010, 2013 und Zehetmeier et al., 2014)	36
Abbildung 5: Treibhausgasemissionen einzelner Länder in kg CO ₂ -Äq. pro kg Milch (Müller-Lindenlauf et al., 2014)	37
Abbildung 6: Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 (2006)	42
Abbildung 7: Stallbau in steilem Gelände beim Betrieb 1 (Breininger, 2018)	48
Abbildung 8: Der großzügige Auslauf mit dem überdachten Fressplatz beim Betrieb 2 (Breininger, 2018)	50
Abbildung 9: Die Liegeboxen unter der Maschinenhalle beim Betrieb 2 (Breininger, 2018).....	51
Abbildung 10: Das Systemfließbild dieser Arbeit (Eigene Darstellung)	54
Abbildung 11: Relativer Anteil der Umweltwirkungen der beiden Betriebe vom Teilsystem vor und nach dem Umbau.....	79
Abbildung 12: Treibhausgaspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)	80
Abbildung 13: Fossiler Energiebedarf der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)	81
Abbildung 14: Aquatisches Eutrophierungspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000).....	81
Abbildung 15: Terrestrisches Versauerungspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000).....	82

Abbildung 16: Terrestrische Ökotoxizität der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000).....	82
Abbildung 17: Beiträge des Teilsystems zum Treibhausgaspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau	84
Abbildung 18: Beiträge des Gesamtsystems zum Treibhausgaspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau	86
Abbildung 19: Beiträge des Gesamtsystems zum Treibhausgaspotenzial pro kg Milch von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau.....	88
Abbildung 20: Beiträge des Gesamtsystems zum aquatischen Eutrophierungspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau.....	89
Abbildung 21: Beiträge des Gesamtsystems zum terrestrischen Versauerungspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau.....	91
Abbildung 22: Beiträge des Gesamtsystems zum fossilen Energieverbrauch pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau	93
Abbildung 23: Beiträge des Gesamtsystems zur terrestrischen Ökotoxizität pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich der Umweltwirkungen von Bauholz und Beton (Ökobaudat, 2018)	11
Tabelle 2: Methan-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers	22
Tabelle 3: Lachgas-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers	26
Tabelle 4: Ammoniak-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers	29
Tabelle 5: Relevante Wirtschaftsdüngeranfallsmengen je Tierart der beiden Modellbetriebe (in m ³ je Stallplatz für sechs Monate) (Berger et al., 2017)	33
Tabelle 6: Betriebsdaten des Betriebs 1 zum Stallsystem und Wirtschaftsdüngermanagement vor und nach dem Umbau	48
Tabelle 7: Weitere Betriebsdaten des Betriebs 1 (IST-Situation)	49
Tabelle 8: Betriebsdaten des Betriebs 2 zum Stallsystem und Wirtschaftsdüngermanagement vor und nach dem Umbau	51
Tabelle 9: Weitere Betriebsdaten des Betriebs 2 (IST-Situation)	52
Tabelle 10: Raumgewichte verschiedener Baumaterialien (Lenz et al., 2019)	56
Tabelle 11: Vergleich der Stallpläne von Betrieb 1 nach der bebauten Fläche	56
Tabelle 12: Vergleich der Baustoffe von Betrieb 1 beim alten und neuen Stall	57
Tabelle 13: Vergleich der Stallpläne vom Betrieb 2 nach der bebauten Fläche	57
Tabelle 14: Vergleich der Baustoffe von Betrieb 2 beim alten und neuen Stall	58
Tabelle 15: Darstellung der Wirtschaftsdüngersysteme der beiden Betriebe vor und nach dem Umbau	59
Tabelle 16: Wirtschaftsdüngeranfallsmengen der beiden Betriebe pro Jahr (Eigene Berechnung)	60
Tabelle 17: Verwendete Futtermittel der beiden Betriebe pro Jahr in kg pro GVE und Jahr; in Klammer: in kg pro Betrieb und Jahr nach dem Umbau.....	61
Tabelle 18: Auflistung der Schwankungsbreiten und der Unsicherheitsverteilung der Daten	65
Tabelle 19: Emissionsfaktoren für die Sensitivitätsanalyse beim Betrieb 1	74
Tabelle 20: Emissionsfaktoren für die Sensitivitätsanalyse beim Betrieb 2	75

Tabelle 21: Vergleich der Umweltwirkungen der beiden Betriebe des Teilsystems vor und nach dem Umbau.....	78
Tabelle 22: Vergleich der Umweltwirkungen des Gesamtsystems der beiden Betriebe vor und nach dem Umbau.....	78
Tabelle 23: Statistische Auswertung des Wilcoxon-Rangsummen-Tests.....	121

Abkürzungsverzeichnis

Allgemeine Abkürzungen

Äq.	Äquivalent
BHK	Berghöfekataster
fm	Festmeter
FM	Frischmasse
GVE	Großvieheinheiten: 1 GVE entspricht einem Rind ab 2 Jahren (BMNT, 2018b)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change – Weltklimarat der Vereinten Nationen
MJ	Megajoule
Mod	Modalwert (häufigster Wert einer Stichprobe)
MW	Mittelwert (einer Stichprobe)
THG	Treibhausgas
TIHALO	Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich
TM	Trockenmasse

Chemische Elemente und Verbindungen

CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DCB	Dichlorbenzol
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
P	Phosphor
PO ₄ ³⁻	Phosphate

Inhaltsverzeichnis

Ehrenerklärung.....	II
Zusammenfassung.....	III
Abstract.....	IV
Vorwort.....	V
Danksagung.....	VI
Abbildungsverzeichnis.....	VII
Tabellenverzeichnis.....	IX
Abkürzungsverzeichnis.....	XI
Inhaltsverzeichnis.....	XII
1. Einleitung.....	1
2. Stand des Wissens und Problemstellung	3
2.1. Milchviehhaltung im Berggebiet	3
2.1.1. Haltungsformen.....	3
2.1.2. Stallbau im Berggebiet.....	7
2.1.3. Wirtschaftsdüngersystem.....	8
2.1.4. Nachhaltiges Bauen	9
2.2. Umweltwirkungen der Milchviehhaltung	11
2.2.1. Umweltwirkungen von Stallgebäude und Wirtschaftsdüngermanagement	11
2.2.2. Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers	21
2.2.3. Enterogene Fermentation (Tieremissionen).....	35
2.2.4. Überblick über die Umweltwirkungen pro kg Milch.....	35
2.3. Ableitung des Forschungsbedarfs.....	39

3.	Zielsetzung und Forschungsfragen	40
3.1.	Forschungsfrage	40
3.2.	Zielsetzung.....	40
4.	Material und Methode.....	41
4.1.	Literatursuche	41
4.2.	Die Ökobilanzierung.....	41
4.3.	Software, Bewertungsmethode und Datenbank	46
4.4.	Datenerhebung	46
4.5.	Modellbetriebe.....	47
4.6.	Modellaufbau.....	53
4.6.1.	Funktionelle Einheit	53
4.6.2.	Systemgrenzen und Systemfließbild.....	53
4.6.3.	Vergleich der Stallsysteme	55
4.6.4.	Vergleich der Wirtschaftsdüngersysteme	58
4.6.5.	Weitere Daten der Sachbilanz	60
4.6.6.	Auswahl der Emissionsfaktoren.....	61
4.6.7.	Enterogene Fermentation (Tieremissionen)	62
4.7.	Dateneingabe, Statistik und Sensitivitätsanalysen	64
4.7.1.	Verwendete Daten inkl. Unsicherheiten.....	64
4.7.2.	Sensitivitätsanalysen	73
5.	Ergebnisse.....	77
5.1.	Vergleich des Teil- und Gesamtsystems je Wirkungskategorie.....	77
5.2.	Beitragsanalyse.....	83
5.2.1.	Treibhausgaspotenzial (GWP 100).....	84
5.2.2.	Aquatisches Eutrophierungspotenzial - Süßwasser (FEP)	89
5.2.3.	Terrestrisches Versauerungspotenzial (TAP)	91

5.2.4.	Fossiler Energieverbrauch.....	93
5.2.5.	Terrestrische Ökotoxizität (TEP).....	95
5.3.	Auswertung und Interpretation der Sensitivitätsanalyse.....	96
5.4.	Robustheit der Ergebnisse.....	98
6.	Diskussion.....	100
7.	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	105
8.	Zusammenfassung.....	108
9.	Literaturverzeichnis.....	111

1. Einleitung

Die Themen Kombinations-, Laufstall-, Auslauf- und Weidehaltung beschäftigen derzeit sowohl biologische als auch konventionelle Milchviehbetriebe. Vor allem im Berggebiet ist die Anbinde- oder Kombinationshaltung eine nach wie vor sehr verbreitete Form der Milchviehhaltung (ÖKL, 2014). Rund ein Drittel der Milchkühe in Österreich werden nach wie vor in Ställen mit Anbinde- oder Kombinationshaltung gehalten (BMNT, 2018a). Gründe für diese Haltungsform sind die traditionelle Bewirtschaftung und der oft fehlende Platz für weiträumige Laufställe (Land schafft Leben, 2017 und Schindecker & Steinwidder, 2019). Aus vielerlei Gründen hat es einen Wert, diese Betriebe zu erhalten. Solche Gründe können die Erhaltung von kleinen Betrieben und der traditionellen Bewirtschaftung, die Landschaftspflege in den Berggebieten und der damit verbundene Tourismus sein.

Derzeit stehen viele Betriebe, die ihre Milchkühe in Anbindeställen halten, aufgrund der Marktsignale und der betrieblichen und betriebswirtschaftlichen Gegebenheiten vor sehr großen Herausforderungen. Die Marktsignale betreffen die Ankündigung der Handelsketten, in Zukunft keine (Bio-)Milch von Kühen, die in Anbindehaltung gehalten werden, vermarkten zu wollen. Dahinter liegt der Wunsch der Gesellschaft für verstärktes Tierwohl (Schindecker & Steinwidder, 2019). Aufgrund der genannten Herausforderungen wurde das Forschungsprojekt BERG-MILCHVIEH initiiert.

Diese Arbeit wurde im Rahmen dieses EIP-AGRI-Projekts BERG-MILCHVIEH „Weiterentwicklung der Haltungssysteme für eine zukunftsträchtige Milchviehhaltung im Berggebiet – Entwicklung, Evaluierung und Dokumentation standortangepasster Lösungen als Basis für nachhaltige Betriebsberatungskonzepte“ erstellt. Als Projektpartner fungieren unter anderem die Landwirtschaftskammer, die HBLFA-Raumberg-Gumpenstein sowie die Universität für Bodenkultur Wien.

Das Projekt soll einen wichtigen Beitrag zur Unterstützung der kleinbäuerlichen Betriebe in benachteiligten Gebieten leisten, um die Multifunktionalität der

Berglandwirtschaft zu erhalten. Das Ziel des Projekts ist die Erarbeitung innovativer und zukunftstauglicher Stallbaulösungen für Milchvieh im Berggebiet. Dabei sollen Alternativen für bestehende Anbindeställe ausgearbeitet werden, die von den Betrieben praxisnah umgesetzt werden können. Besondere Beachtung finden dabei die Kriterien Tierwohl, Emissionsrisikopotenzial, Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit. Diese Arbeit liefert in diesem Projekt die Vorarbeiten für die Ökobilanzierung der zu untersuchenden Stallbaukonzepte.

In dieser Arbeit werden die Einflüsse der Stallbaukonzepte auf die Umweltwirkungen anhand von zwei Modellbetrieben untersucht. Neben den baulichen, finanziellen und den Tierwohl-Aspekten ist es wichtig, auch die Auswirkungen auf die Umwelt zu betrachten. Dabei wird der inhaltliche Bogen von den Emissionen der Gebäudeerrichtung (v.a. Baumaterialien), über den laufenden Stallbetrieb bis zu den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement gespannt.

2. Stand des Wissens und Problemstellung

2.1. Milchviehhaltung im Berggebiet

Die Milchviehhaltung im Berggebiet ist in Österreich eine traditionelle Form der Bewirtschaftung des Grünlands und der Almen. In Österreich werden rund 65 % der erzeugten Milch in höher gelegenen Grünlandgebieten (über 700 Meter Seehöhe) produziert. Neben der Milchproduktion ist die Milchviehhaltung im Berggebiet ein entscheidender Faktor für die Pflege der Kulturlandschaft und damit der touristischen Grundlage (Kirner & Gazzarin, 2007). Daneben gibt es eine Vielzahl an anderen Faktoren, die den Milchviehbetrieben im Berggebiet einen besonderen Wert geben. Folgend werden einige genannt (Schindecker & Steinwider, 2019):

- Kleinbäuerliche Struktur mit Familienbetrieben
- Erzeugung hochwertiger Lebensmittel
- Wichtiger Werbeträger für Wirtschaft und Tourismus
- Weide- und Almhaltung sind weit verbreitet
- Geringe Tieranzahl pro Betrieb und Fläche
- Landwirtschaft als traditionelles Handwerk

2.1.1. Haltungsformen

Die österreichische Berglandwirtschaft zeichnet eine kleinteilige Struktur aus. Laut aktuellem Grünen Bericht hält jeder Bio-Milchkuhbetrieb in Österreich durchschnittlich 18,5 Milchkühe und jeder konventionelle Betrieb durchschnittlich 22,9 Milchkühe (BMNT, 2018b).

Grundsätzlich sind für Milchkühe alle Haltungsformen außer Vollspaltenbuchten möglich. Folgende Haupttypen können dabei unterschieden werden (Ofner-Schröck et al., 2017 und Reichel & Wandel, 2008):

- Anbindeställe: Jedes Tier ist an einem bestimmten Platz fixiert, an dem es frisst, ruht und gemolken wird.
- Liegeboxenlaufställe: Hier können sich die Tiere frei im Stall bewegen. Jedes Tier hat einen eigenen Platz in einer Liegebox. Diese kann als Tiefbox zum Beispiel mit einer Stroh-Mist-Matratze oder als Hochbox mit einer Liegematte ausgeführt sein. Ca. 90 % aller Laufställe werden heute mit Liegeboxensystemen gebaut.
- Tretmist- und Tieflaufställe: Dabei handelt es sich um Haltungssysteme mit einer freien Liegefläche. Diese kann entweder als Tiefbox oder im Tretmiststall als leicht schräge Fläche, bei der der Mist durch die Bewegungen der Tiere in Richtung der Mistachse gebracht wird, ausgeführt sein.
- Kompostställe: Darunter versteht man ein Laufstallsystem mit freier Liegefläche, bei dem das Einstreumaterial einen Kompostierungsprozess unterläuft. Als Einstreumaterial werden oftmals Säge- oder Hobelspäne verwendet.

Laut der TIHALO-Studie wurden im Jahr 2018 in Österreich 63 % der Milchkühe im Laufstall und 37 % im Anbindestall gehalten. Die Werte haben sich seit der Erhebung im Jahr 2005 fast umgedreht – damals standen noch 68,1 % der Milchkühe im Anbindestall. Die Laufstallsysteme gliedern sich laut der Erhebung 2018 in 54 % Liegeboxenlaufstall Gülle, 5 % Liegeboxenlaufstall Mist/Jauche, 2 % Tieflaufstall, 2 % Tretmist und 1 % Kompost (BMNT, 2018a).

Vor allem im Berggebiet ist die Anbinde- oder Kombinationshaltung nach wie vor eine sehr verbreitete Haltungsform für Milchkühe (ÖKL, 2014). Der Begriff der Kombinationshaltung wird erst seit kurzem verwendet und bezeichnet die Kombination von Anbindehaltung mit Weide/Alm und/oder Auslauf. Gründe für diese Haltungsform sind die traditionelle Bewirtschaftung und der oft fehlende Platz für weiträumige Laufställe (Land schafft Leben, 2017 und Schindecker & Steinwider, 2019). Bei Betrieben mit Anbinde- oder Kombinationshaltung handelt es sich meist um kleine oder mittlere Betriebe (ÖKL, 2014). Diese Form der Milchviehhaltung ist auch in der

biologischen Landwirtschaft weit verbreitet. Rund 50 % der Biobetriebe in Österreich halten ihre Milchkühe nach wie vor in Kombinationshaltung, in den Berggebieten der westlichen Bundesländer (Salzburg, Tirol und Vorarlberg) sind es sogar bis zu 80 % (BIO AUSTRIA, 2019). Eine Auflistung der „Zurück zum Ursprung“-Betriebe der Obersteirischen Molkerei und der Berglandmilch zeigt, dass 55 % der Betriebe die Milchkühe im Kombinationssystem halten. Auf den Betrieben bis zu 15 Kühen sind es sogar 78 %. „Zurück zum Ursprung“ ist die Bio-Marke der Handelskette Hofer (Schindecker & Steinwider, 2019).

Die Ansprüche der Tiere können durch einen gut geplanten und gut geführten Laufstall am besten erfüllt werden. In Bezug auf die Bedürfnisse der Tiere ist die Anbindehaltung eine Kompromisslösung, da der Anbindeplatz der Bereich für alle Verhaltensmuster der Tiere ist (stehen, liegen, bewegen, Körperpflege, fressen, trinken, melken, koten und harnen) (Bewley et al., 2017 und Ofner-Schröck et al., 2017). Zudem ist der Anbindestall eine sehr arbeitsaufwändige Form der Rinderhaltung und daher nur bis zu einer Bestandsgröße von ca. 30 Tieren wirtschaftlich vertretbar. In der Regel kommt die Anbindehaltung bei Neubauten nicht mehr infrage. Anbindeställe sind meist als Warmställe ausgeführt (siehe Abbildung 1). Darunter versteht man ein geschlossenes Stallsystem. Dagegen werden die meisten Laufstallsysteme als offene und nicht wärmegeämmte Ställe gebaut (siehe Abbildung 2) (Reichel & Wandel, 2008).

Die dauernde Anbindehaltung von Rindern ist in Österreich laut § 16 Absatz 3 TSchG verboten. Gemäß § 16 Absatz 4 TSchG müssen Rinder an mindestens 90 Tagen im Jahr die Möglichkeit zur freien Bewegung (Auslauf, Laufstall, Weide) haben. In der biologischen Landwirtschaft ist die Kombinationshaltung nur mehr in Kleinbetrieben (bis zu 35 GVE) erlaubt, wenn die Tiere Zugang zur Weide während der Weidesaison oder zwei Mal pro Woche Zugang zum Freigelände haben (Ofner-Schröck et al., 2017 und ÖKL, 2014).



Abbildung 1: Der geschlossene Stall mit Anbindehaltung beim Betrieb 2 (Breininger, 2018)



Abbildung 2: Der offene Liegeboxenlaufstall beim Betrieb 1 (Breininger, 2018)

2.1.2. Stallbau im Berggebiet

Gebäude sind neben dem Boden die wichtigsten und wertvollsten Betriebsmittel eines landwirtschaftlichen Unternehmens (Pache, 2011). Ställe für die Milchviehhaltung erfordern heutzutage ein umfangreiches Funktionsprogramm. In der Regel setzt sich dieses aus laktierenden und trockenstehenden Milchkühen, den Jungtieren und Kälbern sowie dem Melkstand und der Milchlagerung zusammen (Ofner-Schröck et al., 2017). Aus verschiedensten Gründen (Platzmangel, Kosten, ungesicherte Hofnachfolge, etc.) kann der Neubau eines Laufstalls oder der Umbau einer Anbinde- auf Laufstallhaltung erschwert werden (ÖKL, 2014). Vor allem im Berggebiet stellt der Stallum- bzw. -neubau aufgrund der natürlichen Einschränkungen (Hanglage, enge Hofstelle, etc.) eine besondere Herausforderung dar. Bei engen oder steilen Hofbereichen sind innovative und individuelle Lösungen statt standardisierter Stallbauplanungen gefragt (Ofner-Schröck et al., 2017). Das kann sogar bis zu zweigeschossigen Ställen führen, die sich in die Hanglage eingliedern (Landwirt, 2014). Oft wird dabei auf möglichst einfache und kostengünstige Lösungen Bedacht genommen. In die Planung integriert werden sollten auch die langfristige Gebrauchsfähigkeit und die Erweiterbarkeit der Gebäude (Simon et al., 2009). Meist stellt ein Stallumbau eine Planungsentscheidung für die folgenden Jahrzehnte dar und bedarf aufgrund des Kapitaleinsatzes auch eine entsprechende Kapitalrendite (Pache, 2011).

Vorteile des Stallumbaus können auch die besseren Arbeitsbedingungen für die LandwirtInnen und eine bessere Tiergerechtigkeit sein (Reichel & Wandel, 2008). Eine wichtige Frage vor einem Stallbau ist, ob der bestehende Stall umgebaut wird, ob ein Zubau erfolgt oder ein Neubau bevorzugt wird. Bei Hanglagen und engen Hofstellen können die Nutzung des bestehenden Gebäudes oder mehrteilige Gebäude Vorteile bringen. Schlussendlich hängt diese Frage jedoch immer von den Wünschen und Vorstellungen der Bewirtschaftungspersonen und den lokalen Bedingungen ab (Ofner-Schröck et al., 2017).

2.1.3. Wirtschaftsdüngersystem

Ein wichtiger Bereich beim Stallbau betrifft das Wirtschaftsdüngersystem. Es ist eng verknüpft mit der Haltungsform. Grundsätzlich wird zwischen Fest- und Flüssigmistsystemen unterschieden. Flüssigmist (Gülle und Jauche) entsteht, wenn in einem Haltungssystem wenig bis gar keine Einstreu verwendet wird. Im Gegensatz dazu fällt Festmist in Haltungssystemen mit ausreichendem Einstreumaterial an. Ein wesentlicher Vorteil des Flüssigmistsystems ist der geringere Arbeitsaufwand. Dagegen zeichnen sich Festmistsysteme durch oftmals tiergerechtere Haltungsformen (durch das Einstreumaterial), eine geringere Geruchsbelastung bei der Ausbringung und meist geringeren Kosten aus. Meist ordnet man jedem Aufstallungssystem das entsprechende Entmistungssystem zu. Zum Beispiel verbindet man einen Liegeboxenlaufstall mit Flüssigmist (Gülle) und einen Tretmiststall mit Festmist. Grundsätzlich kann jedoch jede Aufstallung mit jedem Entmistungssystem kombiniert werden. In der Praxis findet man daher auch verlaufende Übergangsformen (Ofner-Schröck et al., 2017).

Zu den Festmistsystemen können die Stallsysteme Anbindestall (Jauche/Mist), Laufstall (Jauche/Mist), Tieflaufstall und Tretmiststall gezählt werden. Die Flüssigmistsysteme enthalten die Stallsysteme Anbindestall (Gülle) und Laufstall (Gülle). Im Jahr 2018 wurden 62 % der Milchkühe auf Flüssigmistsystemen und 38 % auf Festmistsystemen gehalten. 2005 hatten die Festmistsysteme noch einen Anteil von 60 % - sie sind also in den letzten Jahren stark zurückgegangen (BMNT, 2018a). Das hat auch mit der Betriebsgröße zu tun. Während kleinere Betriebe vermehrt auf Festmistsysteme setzen, erfolgt die Umstellung auf Flüssigmistsysteme oftmals bei einer Vergrößerung der Betriebsform (Aguirre-Villegas & Larson, 2017 und Umweltbundesamt, 2016).

Eine andere Darstellung nach Umweltbundesamt (2016) gibt für Österreich im Jahr 2014 folgende Anteile der Wirtschaftsdüngersysteme bei Milchkühen an: 49 % Festmist, 32,2 % Gülle, 7,4 % Kompostierung, 2,9 % Weide, 0,5 % Vergärung in einer Biogasanlage und 8 % andere Systeme. Die Zeitreihe von 1990 bis 2014 zeigt, dass der Anteil der Gülle- und Festmistsysteme fast gleich geblieben ist, während die

Kompostierung, Vergärung in der Biogasanlage und andere Systeme zugenommen haben. Sehr stark gesunken ist der Anteil der Weide – und zwar von 10,7 % auf 2,9 %, wobei laut BMNT (2018a) 71 % der Milchkühe geweidet werden. Diese Werte für Österreich kommen aus dem nationalen Emissionsinventar, das im Rahmen des Projekts „TIHALO“ mittels Fragebögen an die Betriebe erstellt wurde. Damit gibt es flächendeckend repräsentative Daten zur Tierhaltung und zum Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich (Amon et al, 2011).

Während der Wirtschaftsdünger auf der Weide direkt von den Tieren zum Boden gelangt, muss er bei der Stallhaltung gelagert und ausgebracht werden. Dabei fallen Emissionen an, die in dieser Arbeit betrachtet werden. Die durchschnittliche Lagerung beispielsweise von Gülle findet zu 21,4 % in der warmen Saison und zu 78,6 % in der kalten Saison statt (Umweltbundesamt, 2016). Aus diesem Grund benötigen viehhaltende Betriebe in Österreich für Stallmist, Jauche und Gülle eine Lagerkapazität von mindestens 6 Monaten (Berger et al., 2017). Zum Ausbringungszeitpunkt der Wirtschaftsdünger gibt es für Österreich folgende Daten zur Gülle: 32 % der Gülle wird im Frühjahr ausgebracht, 42 % im Sommer und 25 % im Herbst (Umweltbundesamt, 2016).

2.1.4. Nachhaltiges Bauen

Beim nachhaltigen Bauen geht es darum, unter den drei Säulen der Nachhaltigkeit eine ökologisch, ökonomisch und soziokulturell angemessene Planung zu erstellen und umzusetzen. Die Bauökologie bewertet die Wirkungen von Gebäuden und Baumaterialien auf die lokale und globale Umwelt. Damit unterscheidet sie sich von der Baubiologie, die auf das Wohlbefinden des Menschen abzielt (Hestermann et al., 2018). Im Bereich der Ökologie lassen sich folgende Ziele für ein nachhaltiges Bauen darstellen (Hestermann et al., 2018):

- Minimierung der Bodenversiegelung durch geringen Flächenbedarf des Gebäudes

- Senkung des Ressourcenbedarfs des Gebäudes
- Einsatz erneuerbarer Baustoffe
- Minimierung des Energiebedarfs in der Nutzungsphase
- Einsatz erneuerbarer Energie
- Nutzung von Regenwasser sowie Reduktion des Frischwasserverbrauchs
- Verlängerung der Nutzungsdauer des Gebäudes
- Gefahrlose Rückführung der Baustoffe in den natürlichen Stoffkreislauf

Der Lebenszyklus eines Gebäudes kann in drei Phasen eingeteilt werden. Folgend werden diese Phasen mit den dazugehörigen Elementen aufgelistet (Nemecek & Kägi, 2007):

- Bauphase: Baumaterialien, Bauarbeiten, Transport
- Nutzungsphase: Gebäudeinstandhaltung, Energie, Wasser, Betriebsmaterial
- Entsorgung: Demontage, Transport, Recycling, Verbrennung, Deponierung

Die Auswahl der Baustoffe stellt eine wichtige Entscheidung im Zuge eines Stallbaus dar und ist eng verknüpft mit den ökologischen Auswirkungen. Die am meisten verwendeten Materialien sind Beton, Holz, Stahl, Ziegel und neue Verbundwerkstoffe (Lenz et al., 2019 und Ofner-Schröck et al., 2017). Eine elementare Entscheidung stellt die Verwendung von Holz oder Beton als Grundbaustoff dar. Beim Beton spielt vor allem die Zementherstellung eine große Rolle, die einen sehr energieaufwändigen Prozess darstellt (Lasvaux et al., 2015).

Tabelle 1 stellt die Umweltwirkungen von einem m³ Bauholz und Beton gegenüber. Die Tabelle zeigt, dass Bauholz über alle Parameter hinweg, die in dieser Arbeit betrachtet werden, wesentlich günstiger abschneidet als Beton. Bei der Treibhausgasbilanz hat Bauholz sogar einen negativen Wert, da Holz viel CO₂ gespeichert hat – jedoch nur solange das Holz im Stall verbaut ist. Wird es z.B. durch Verbrennung in Energie umgewandelt, wird der gebundene Kohlenstoff in Form von

CO₂ emittiert. Der Verbrauch fossiler Brennstoffe beim Bauholz ergibt sich durch die Verarbeitungskette von der Holzernte, über den Energieaufwand beim Trocknen bis zur Säge und Anlieferung.

Tabelle 1: Vergleich der Umweltwirkungen von Bauholz und Beton (Ökobaudat, 2018)

Umweltwirkung	Einheit	1 m³ Bauholz (Nadelschnitt- holz, getrocknet)	1 m³ Beton (Transportbeton C20-25)
Eutrophierungspotenzial	kg P	0,02	0,06
Treibhausgasbilanz	kg CO ₂ -Äq.	-777,47	230,85
Verbrauch fossiler Brennstoffe	MJ Äq.	182,44	874,35
Versauerungspotenzial	kg SO ₂ -Äq.	0,08	0,39

2.2. Umweltwirkungen der Milchviehhaltung

2.2.1. Umweltwirkungen von Stallgebäude und Wirtschaftsdüngermanagement

Im Allgemeinen haben die landwirtschaftliche Produktion und der Lebensmittelkonsum einen großen Einfluss auf Umweltveränderungen wie Land- und Wassernutzung, Treibhausgasemissionen, Nährstoffeintrag und Biodiversitätsveränderungen (Notarnicola et al., 2015). Insbesondere spielen dabei auch die tierischen Produkte eine wichtige Rolle. Dabei geht es vor allem um die Emissionen von Treibhausgasen und versauernden Gasen, Wasserverschmutzung und die Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen wie Land und Energie (Guerci et al., 2013 und Krause et al., 2017). Der Begriff der Umweltwirkungen bezeichnet den Zusammenhang zwischen dem Rohstoff- und Energieverbrauch (Inputseite) und den Prozess- und

Produktmissionen (Outputseite) sowie den daraus resultierenden Schadstoffmissionen (Hestermann & Rongen, 2018).

Der Zweck von landwirtschaftlichen Gebäuden besteht in der Haltung von Tieren und dem Schutz unterschiedlicher Betriebsmittel. Die Errichtung und der Betrieb dieser Gebäude haben, wie fast alle Herstellungsprozesse, ökologische Auswirkungen. Dabei kommt der Art und der Menge der verwendeten Baumaterialien eine wesentliche Bedeutung zu. Zum Beispiel schreiben Dux et al. (2009) den Baumaterialien den größten Anteil am fossilen Energiebedarf (83-92 %) zu. Wie eine Verringerung der Umweltwirkungen der Stallgebäude aussehen könnte, haben Guggenberger et al. (2017) untersucht. Dabei zeigten sich große Änderungen bei den Umweltwirkungen oftmals erst durch eine deutliche Änderung der Baukonzepte (Form und Material) und des Bewirtschaftungssystems.

Diese Aussagen unterstreichen Dux et al. (2009). Zusätzlich führen sie als Faktor die genutzte Fläche pro funktioneller Einheit an. Diese ist bei Laufställen grundsätzlich größer als bei Anbindeställen, da das Platzangebot im Laufstall größer ist. Weniger genutzte Fläche pro funktioneller Einheit führt zu geringeren Umweltwirkungen.

Weiters zeigen Dux et al. (2009) in einer Untersuchung von 59 Milchviehbetrieben in der Schweiz die Unterschiede der Umweltwirkungen bei verschiedenen Stallsystemen. Der Mehrgebäudelaufstall (mit Liegeboxen und Metallhülle) erreicht den niedrigsten Wert in den vier untersuchten Wirkungskategorien Energiebedarf, Ozonbildungspotenzial, Treibhausgaspotenzial und terrestrische Ökotoxizität. Dieses Ergebnis erklärt sich dadurch, dass dieses Stallsystem aufgrund der einfachen Konstruktionsweise aus ca. der halben Materialmenge der Eingebäudelaufställe (mit Liegeboxen, mit Holz- und Metallhülle) und nur einem Viertel der Materialmenge des Anbindestalls (Mauer-Beton-Konstruktion) besteht. Die Umweltwirkungen des Anbindestalls liegen zwischen jenen der beiden Eingebäudelaufställe, obwohl die Materialmenge beim Anbindestall rund doppelt so hoch ist. Das zeigt den großen Einfluss der eingesetzten Materialien auf die Umweltwirkungen. Materialien wie die

Metallhülle, der Gussasphalt und die Isolation aus Polyurethan treiben die Umweltwirkungen in die Höhe. Bei dieser Untersuchung zeigte sich, dass sich der Energiebedarf im Extremfall auf ein Viertel reduzieren lässt (Dux et al., 2009).

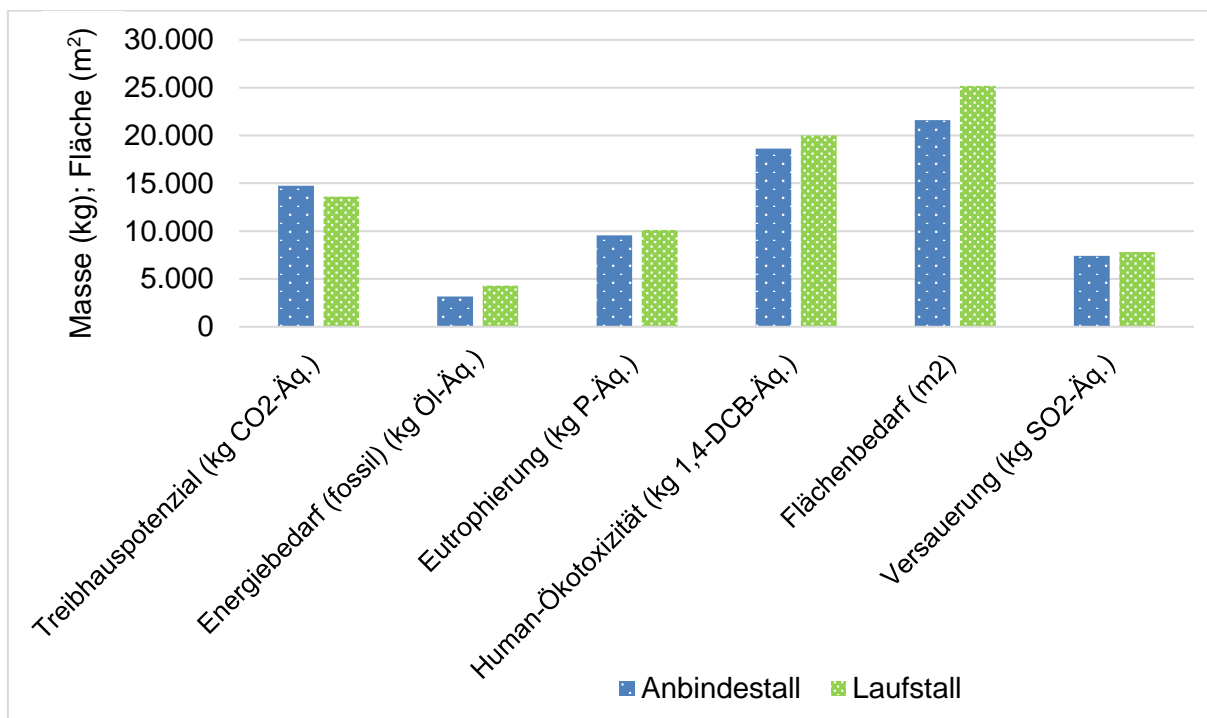


Abbildung 3: Vergleich der Umweltwirkungen eines Anbindehaltungssystem mit einem Laufstallsystem (Eigene Darstellung nach Ecoinvent, 2017)

Einen Vergleich zwischen den Umweltwirkungen eines Stalls mit Anbindehaltung und eines Stalls mit Laufstallhaltung zeigt die Abbildung 3. Die Daten für diesen Vergleich kommen aus der Ecoinvent-Datenbank 3.4 (2017) – es handelt sich dabei um Daten aus der Schweiz. Die Ställe sind jeweils für 22 Milchkühe auf eine Nutzungsdauer von 50 Jahren ausgelegt. Die Abbildung zeigt, dass im Laufstall alle Umweltwirkungskategorien steigen, einzig das Treibhausgaspotenzial sinkt leicht. Die Erhöhung in fast allen Bereichen erklärt sich durch den höheren Platzbedarf und somit den höheren Bedarf an Baumaterialien und Stalltechnik. Der niedrigere Wert beim Treibhausgaspotenzial im Laufstall erklärt sich bei diesen Daten mit dem niedrigeren Stahlverbrauch, der beim Laufstall angenommen wurde (Ecoinvent, 2017).

Die folgenden Punkte gehen näher auf die einzelnen Umweltwirkungskategorien beim Stallbau und Wirtschaftsdüngermanagement ein.

Treibhausgaspotenzial:

Zu den klimarelevanten Gasen, die für das Treibhausgaspotenzial besonders wichtig sind, zählen Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Die Landwirtschaft trägt vor allem bei Methan und Lachgas zu einem erheblichen Teil zur Emission klimarelevanter Gase bei (Krause et al., 2017). Während die Landwirtschaft in Österreich beim CO₂ eine untergeordnete Rolle spielt (Anteil von 0,1 %), ist sie beim Methan mit einem Anteil von 70 % und beim Lachgas mit 71 % Hauptverursacher (Schleicher & Steininger, 2017). Der Anteil der einzelnen Treibhausgase an den österreichischen Emissionen setzte sich 2016 wie folgt zusammen: Kohlenstoffdioxid 84,6 %, Methan 8,2 %, Lachgas 4,5 % und fluorierte Gase 2,6 %. Die Methanemissionen sind von 1990 bis 2016 um 36,9 % und die Lachgas-Emissionen um 16,7 % gesunken (Umweltbundesamt, 2018). Das klassische Treibhausgas Kohlendioxid wird, wie bei ähnlichen Arbeiten, auch in dieser Arbeit vernachlässigt. Auch die Entstehung von Kohlendioxid beim Wirtschaftsdüngermanagement kann vernachlässigt werden (Krause et al., 2017).

Das Treibhausgaspotenzial bei der Milcherzeugung ist neben den Verdauungsemissionen der Kuh vor allem auf die Lagerung und die Ausbringung des anfallenden Wirtschaftsdüngers zurückzuführen. Über 50 % der Treibhausgasemissionen bei der Milcherzeugung macht die Methanbildung bei der Fermentation im Pansen aus, jeweils 20 % werden den Methan- und Lachgasemissionen des Wirtschaftsdüngermanagements zugerechnet. Die Relevanz des Energiebedarfs ist mit 12 % demgegenüber gering (Deittert et al., 2008).

Die Ergebnisse von Hörtenhuber et al. (2010) mit unterschiedlichen Milchviehproduktionssystemen in Österreich beziffern die Treibhausgasemissionen des Wirtschaftsdüngermanagements bei der Stallhaltung von 870 bis 1.481 kg CO₂-Äquivalente (15 bis 21 % an den gesamten Treibhausgasemissionen der

Milchproduktion), bei kombinierter Weidehaltung von 556 bis 558 kg CO₂-Äquivalente (10 bis 11 %). Laut eigener Berechnung nach Aguirre-Villegas et al. (2017) hat das Treibhausgaspotenzial des Wirtschaftsdüngers auf der Weide einen Anteil von 11,3 % bis 12,6 % am gesamten THG-Potenzial von einem kg Milch, bei der Stallhaltung sind es 3,6 bis 12,6 %.

Bei den Lachgasemissionen wird zwischen direkten und indirekten Lachgasemissionen unterschieden, wobei die indirekten Lachgasemissionen vor allem vom Ammoniak (NH₃) stammen (Paulsen et al., 2013). Da Ammoniak selbst kein Treibhausgas ist, wird es bei den Berechnungen des IPCC (2019) und somit auch in dieser Arbeit beim Treibhausgaspotenzial nicht berücksichtigt. Eine wesentliche Rolle nimmt es bei den Wirkungskategorien Eutrophierung und Versauerung ein.

Im Jahr 2014 kamen 9,6 % der landwirtschaftlichen Methan-Emissionen und 18 % der landwirtschaftlichen Lachgas-Emissionen vom Wirtschaftsdüngermanagement, wobei sich die Gesamtmenge aus dem Wirtschaftsdüngermanagement seit 1990 beim Methan um 25,4 % und beim Lachgas um 2,9 % reduziert hat (Umweltbundesamt, 2016). Da sich bei der anaeroben Zersetzung von Kohlenstoffverbindungen Methan bildet, entstehen bei der Lagerung von Gülle erhebliche Mengen an Methan (Krause et al., 2017 und Müller-Lindenlauf et al., 2014). Methan weist nur eine geringe Löslichkeit in Wasser auf und verflüchtigt sich dadurch rasch in die Umgebungsluft (Schiefler & Büscher, 2011). Während Methanemissionen vor allem bei der Lagerung von Gülle entstehen, sind die Lachgasemissionen vorwiegend auf die Gülleausbringung zurückzuführen (Amon et al., 2006). Bei der Güllelagerung können die Emissionen (v.a. Ammoniak und Methan) mit einer festen Abdeckung wirksam reduziert werden (Amon et al., 2005 und Pöllinger, 2004).

Zwischen 10 % und 20 % der Methanmengen in der Landwirtschaft entfallen auf die Ausgasung im Stall bzw. der Mist- oder Güllelagerung (Spiekers et al., 2009), wobei der Anfall stark vom Wirtschaftsdüngersystem abhängt. Festmistsysteme haben ein deutlich geringeres Methan-Emissionspotenzial als Flüssigmistsysteme - bei den Lachgasemissionen verhält es sich umgekehrt (Deittert et al., 2008 und Schiefler & Büscher, 2011), wobei die gesamten Treibhausgasemissionen beim Festmist

erheblich geringer als beim Flüssigmist sind (Hörtenhuber & Zollitsch, 2008). Die Methanemissionen aus der Gülle sind 12-mal höher als bei Festmist und sogar 25-mal höher als bei Weideexkrementen, was durch den höheren punktuellen Nitratgehalt und die punktuelle Verdichtung des Oberbodens durch den Tritt zu erklären ist (Deittert et al., 2008). Das bestätigen Zollitsch et al. (2010). Demnach schneiden strohbasierte Systeme deutlich besser ab als Güllesysteme. Zudem würde sich eine Separation der Gülle in feste und flüssige Bestandteile positiv auswirken. Weidesysteme sind günstiger zu beurteilen als dauernde Stallhaltung. Eine Ausweitung der Weidehaltung verringert die Treibhausgasemissionen der Milchproduktion (Lorenz et al., 2019). Bei Weidenutzung verringern sich die Emissionen aus den Ställen entsprechend dem Zeitanteil, den die Tiere auf der Weide verbringen (Neser, 2011).

Messungen in Flüssigmistlagern in Europa zeigen große jahreszeitliche Schwankungen der Methanemissionen, wobei der monatliche Durchschnitt im Sommer rund 100-mal so hoch ist wie im Winter. Daraus lässt sich schließen, dass das Flüssigmistlager so kühl wie möglich gehalten werden sollte (Massé et al., 2003; Neser, 2011 und Rodhe & Nordberg, 2011). Wesentlichen Einfluss auf die Emissionen hat auch die Dauer der Lagerung der Wirtschaftsdünger, vor allem in den Sommermonaten. Hier ist eine häufigere Ausbringung der Wirtschaftsdünger zu empfehlen. Weiters zeigt sich ein Trend im Emissionsanfall nach Betriebsgröße. Während bei kleineren Betrieben vor allem die Ausbringung der Wirtschaftsdünger eine große Rolle spielt, betrifft dies bei größeren Betrieben eher die Wirtschaftsdüngerlagerung (Aguirre-Villegas & Larson, 2017).

Eine sehr ökologische Maßnahme, um Methanemissionen aus der Gülle zu reduzieren, ist die Fermentation der Gülle in einer Biogasanlage. Dabei wird das Methan aufgefangen und zur Energieerzeugung genutzt. Die Treibhausgasbilanz von einem Liter Trinkmilch verbessert sich dadurch um etwa zehn Prozent (Müller-Lindenlauf et al., 2014). Diese Daten unterstreichen Zollitsch et al. (2010), die durch die anaerobe Fermentation und Biogaserzeugung eine Reduktion der gesamten Treibhausgasemissionen aus ihren modellierten Produktionssystemen um 5-7 %

angeben. Marañón et al. (2011) beziffern dieses Reduktionspotenzial mit 978 bis 1.776 kg CO₂-Äquivalenten pro GVE und Jahr. Chiianese et al. (2009) zeigen, dass die Methanemissionen auf Betriebsebene durch eine Gülleabdeckung und Biogasverwertung um 32 % reduziert werden können.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Umweltwirkungen der einzelnen Wirtschaftsdüngersysteme von vielen Faktoren abhängen. Es zeigt sich, dass es kein perfektes Wirtschaftsdüngersystem in Bezug auf die Umweltwirkungen gibt. Es hängt nicht zuletzt sehr viel vom richtigen Management in jedem System ab (Krause et al., 2017 und Wang et al., 2018).

Eine Zusammenfassung der Reduktionspotenziale der Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind folgend dargestellt (Aguirre-Villegas & Larson, 2017; Amon et al., 2006; Amon et al., 2005; Chianese et al., 2009; Deittert et al., 2008; Kreuzer, 2011; Massé et al., 2003; Pöllinger, 2004; Rodhe & Nordberg, 2011; Schiefler & Büscher, 2011 und Zollitsch et al., 2010):

- Abdeckung des Güllelagers mit einer festen Abdeckung
- Getrennte Lagerung von Flüssigmist und Festmist
- Reduktion des Trockenmassegehaltes der Gülle
- Flüssigmistlager so kühl wie möglich halten
- Kürzere Lagerdauer und häufigere Ausbringung
- Festmistsysteme haben ein deutlich geringeres Methan-Emissionspotenzial als Flüssigmistsysteme
- Weide hat das geringste Methan-Emissionspotenzial
- Strohbasierende Systeme schneiden deutlich besser ab als Güllesysteme
- Energetische Nutzung des Methans in einer Biogasanlage
- Eine kraftfutterarme Fütterung bei Wiederkäuern senkt die Methanemissionen in der Gülle erheblich

Eine Zusammenfassung der Reduktionspotenziale der Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind folgend dargestellt (Aguirre-Villegas & Larson, 2017; Deittert et al., 2008; Rodhe & Nordberg, 2011 und Schiefler & Büscher, 2011):

- Reduktion der Stickstoffüberschüsse aus der Fütterung durch reduzierte Proteingehalte und Phasenfütterung
- Maßnahmen bei der Gülleausbringung durch bodennahe Ausbringung, die nicht bei hohen Temperaturen und starkem Wind stattfindet
- Festmistsysteme haben ein höheres Lachgas-Emissionspotenzial als Flüssigmistsysteme
- Abdeckung von Festmistsystemen
- Kürzere Lagerdauer und häufigere Ausbringung

Fossiler Energiebedarf:

Der Energiebedarf des Wirtschaftsdüngermanagements macht bei Weidehaltung zwischen 11,4 und 12,6 % des Gesamtenergiebedarfs aus, bei der Stallhaltung sind es zwischen 3,8 und 12,6 % (Eigene Berechnung nach Aguirre-Villegas et al., 2017).

Bei vielen Gebäuden zeigen sich die hohe Abhängigkeit von fossiler Energie und der damit verbundene Effekt auf das Treibhausgaspotenzial. Eine Untersuchung von 57 Betrieben in Österreich gibt den Energiebedarf der Gebäude mit einem Anteil von 19,1 % bis 34,5 % an. Bei einer Untersuchung der Milchproduktion in Deutschland, Frankreich, Italien und der Schweiz ist der Anteil der Gebäude und Einrichtungen am Energiebedarf pro kg Milch ab Hof tor zwischen ca. 12 und 22 % (Bystricky et al., 2014). Bei einer Analyse von 59 Milchviehbetrieben in der Schweiz schlägt der Energiebedarf der Gebäude mit 11 bis 17 % des gesamten Energiebedarfs zu Buche. Dabei macht das eingesetzte Material den größten Teil (83-92 %) aus. Der Energieverbrauch in der Bauphase und für den Transport macht 3,4 bis 7 % aus und der Rückbau und die Entsorgung des Gebäudes hat einen Anteil von 4,2 bis 9,8 % (Dux et al., 2009). Im Vergleich von Anbindehaltungs- und Laufstallsystemen schneiden Zweitere beim

Energieverbrauch tendenziell besser ab, was bei der Kombination von Laufstall mit Weide noch stärker deutlich wird (Möhring & Zimmermann, 2006).

Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial:

Diese beiden Umweltwirkungen entstehen durch Verfrachtungen von mobilen Nährstoffen (vor allem Stickstoff und Phosphor) aus der Land- und Bauwirtschaft in angrenzende Ökosysteme (Klöpffer & Grahl, 2009). Im Bereich der Landwirtschaft sind sie damit vor allem den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement zuzurechnen (Bystricky et al., 2014; Müller-Lindenlauf et al., 2014 und Wang et al., 2018). Sowohl die versauernde als auch die eutrophierende Wirkung sind überwiegend auf Ammoniak-Emissionen zurückzuführen (Krause et al., 2017 und Umweltbundesamt, 2018). Die Ammoniak-Emissionen stammen in Österreich zum überwiegenden Anteil (94 %) aus der Landwirtschaft. Dabei macht die Wirtschaftsdüngerlagerung rund 40 %, die Emissionen aus Stall, Hof und Lagerung rund 47 % und die Mineraldüngeranwendung rund 9 % aus. Im Bereich des Wirtschaftsdünger-Managements sind 60 % der Ammoniak-Emissionen den Rindern zuzurechnen (Umweltbundesamt, 2018). Die NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings) der Europäischen Union sieht für die Landwirtschaft in Österreich bis 2030 eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen um 12 % gegenüber 2005 vor (2016/2284/EU, 2016). Derzeit verläuft der Trend jedoch gegenläufig. Nach einem Tiefstand im Jahr 2005 steigen die Ammoniak-Emissionen seitdem wieder an. Dafür sind folgende Gründe verantwortlich: Umstellung von Anbindehaltung auf Laufstallhaltung bei den Rindern, steigende Milchleistung bei ungefähr gleichbleibenden Milchkuhzahlen, erheblicher Anstieg an offenen Güllegruben und steigender Harnstoffeinsatz in der Mineraldüngeranwendung (Hölzl, 2019). In Punkto Stallsysteme haben Anbindeställe geringere Emissionspotenziale für Ammoniak als Laufställe ((Möhring & Zimmermann, 2006 und Neser, 2011). Eine Senkung der Ammoniakemissionen kann durch die Weidehaltung erreicht werden (Möhring & Zimmermann, 2006) – laut Deittert et al. (2008) können diese auf der Weide um 65-78 % geringer als bei Stallhaltung sein.

Hohe Werte in der Eutrophierung und Versauerung deuten auf einen hohen Ammoniak-Emissionsanfall bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung hin. Eine Reduktion der Ammoniakemissionen ist im Allgemeinen durch geringe Temperaturen, einen niedrigen pH-Wert und geringe Luftbewegungen zu erreichen (Müller-Lindenlauf et al., 2014).

Folgende Reduktionsmaßnahmen der Ammoniakemissionen werden vorgeschlagen (Aguirre-Villegas et al., 2017; Ammann et al., 2019; Deittert et al., 2008; Edouard et al., 2019; KTBL, 2012 und Müller-Lindenlauf et al., 2014):

- Steigerung der Stickstoffverwertungseffizienz in der Fütterung
- Stickstoffüberschüsse aus der Fütterung reduzieren durch reduzierte Proteingehalte und Phasenfütterung
- Vermeidung von Emissionen aus den Stallungen durch häufige Reinigung der verschmutzten Oberflächen und Beschattung und Windschutz bei Laufhöfen
- Reduktion der Emissionen aus dem Güllelager durch geringe Oberflächen und eine Abdeckung
- Reduktion der Emissionen bei der Ausbringung durch bodennahe Ausbringung, die nicht bei hohen Temperaturen und starkem Wind stattfindet
- Kürzere Lagerdauer und häufigere Ausbringung
- Vermehrte Weidehaltung

Terrestrische Ökotoxizität:

Die terrestrische Ökotoxizität wird von den Schwermetalleinträgen in den Boden dominiert. Zink hat dabei den mit Abstand größten Anteil, gefolgt von Cadmium, Kobalt und Kupfer. Blei-, Nickel- und Quecksilberemissionen können punktuell eine bedeutende Rolle spielen. Die Schwermetalleinträge können von Betrieb zu Betrieb stark variieren, da diese vor allem von Schwermetallgehalten der Inputs abhängen. Dabei spielen das Tierfutter, Mineraldünger, organische Dünger, verwendete Pestizide und Baustoffe eine Rolle (Rossier & Gaillard, 2004).

2.2.2. Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers

Das Emissionspotenzial der Tierhaltung unterliegt vielfältigen zeitlichen Einflüssen (Tages- und Jahresverlauf) und unterscheidet sich wesentlich zwischen den Haltungs- und Produktionssystemen. Der Grund liegt in der Vielfalt der Haltungs-, Aufstallungs-, Lüftungs-, Fütterungs- und Entmistungssysteme sowie des jeweiligen Managements. Für die Abschätzung des Emissionspotenzials des jeweiligen Systems verwendet man Emissionsfaktoren. Darunter versteht man „die von einer Einheit (Tier, Tierplatz, Großvieheinheit, Fläche) pro Zeiteinheit (Jahr, Tag, Stunde) emittierte Menge an Emissionen (z.B. Ammoniak)“ (Krause et al., 2017).

In den folgenden Tabellen 2, 3 und 4 werden die Emissionsfaktoren aus der Literatur für Methan, Lachgas und Ammoniak in unterschiedlichen Stallsystemen dargestellt. Diese drei Gase machen den Hauptteil der Umweltwirkungen aus dem Wirtschaftsdünger aus. Die Emissionsfaktoren betreffen die Bereiche Stall, Lagerung und Ausbringung. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Daten auf die gleiche Einheit umgerechnet. Die verwendeten Daten dieser Tabellen für die beiden Modellbetriebe sind in der Tabelle 18 dargestellt.

Ein Teil der Emissionsfaktoren aus dem Wirtschaftsdüngermanagement wird mit den Formeln nach IPCC (2019) berechnet. Diese Vorgehensweise wird auch vom Umweltbundesamt (2016) verwendet und vorgeschlagen. Über die Berechnungen nach IPCC (2019) hinaus bilden länderspezifische Emissionsfaktoren nach dem aktuellen Stand des Wissens die Grundlage für die Emissionsberechnungen (IPCC, 2019)

Tabelle 2: Methan-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers

Art des Stalls	Zeitpunkt des Anfalls	Emissionsfaktoren	Streuung	Informationen zur Messung und Berechnung	Quelle	Kommentar
	Stall / Lagerung / Ausbringung / Weide	in kg pro GVE und Jahr				In der Arbeit verwendet
Laufstall (Fest- und Flüssigmist)	Stall	MW: 96,69; SD: 32,88	Standard-normalverteilung	Je eine Messung im Sommer und Winter für je 24 h	Koerkamp & Uenk (1997)	
	Stall	MW: 78,24; min: 59,52; max: 106,85	Dreiecksverteilung	Viertägige Messung in der kalten Jahreszeit	Jungbluth et al. (2001)	
Liegeboxenlaufstall (Spalten)	Stall	MW: 149,65; min: 105,8; max: 193,5	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	
	Stall	MW: 174,5	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	
	Stall	MW: 125,25; min: 112,2; max: 138,3	Dreiecksverteilung	> 30 Tage pro Jahreszeit	Schiefler & Büscher (2011)	
	Stall und Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 49,8; min: 47,6; max: 52,0	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben + Berechnungen mit IPCC	Marañón et al. (2011)	Betrieb 1 nach dem Umbau; Betrieb 2 nach dem Umbau

Liegeboxenlaufstall (Schieber)	Stall	MW: 175,25; min: 110,2; max: 240,3	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	
	Stall	MW: 199,9	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	
	Stall	MW: 129,2	Dreiecksverteilung	> 30 Tage pro Jahreszeit	Schiefler & Büscher (2011)	
Anbindestall (Flüssigmist)	Stall, Lagerung und Ausbringung	mod: 70,96; min: 62,20; max: 79,72	Dreiecksverteilung	24 h-Messungen mehrere Male in einem Jahr	Amon et al. (2001)	
	Stall und Lagerung (abgedeckt)	MW: 34,4	Dreiecksverteilung	Messungen auf einem Betrieb + Berechnungen mit IPCC	Marañón et al. (2011)	Betrieb 1 vor dem Umbau
Anbindestall (Festmist)	Stall, Lagerung und Ausbringung	mod: 70,96; min: 67,45; max: 84,75	Dreiecksverteilung	24 h-Messungen mehrere Male in einem Jahr	Amon et al. (2001)	
Anbindestall (Fest- und Flüssigmist)	Stall	MW: 43,88; SD: 14,92	Standard-normalverteilung	Je eine Messung im Sommer und Winter für je 24 h	Koerkamp & Uenk (1997)	Betrieb 2 vor dem Umbau
Flüssigmistsystem	Stall und Lagerung	MW: 84,05; SD: 12,61	Standard-normalverteilung	Eigene Berechnung, Stallsystem nicht angegeben	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	
	Stall und Lagerung (mit Schwimmdecke bzw. unter Spalten)	MW: 26,4; SD: 15,84	Standard-normalverteilung	Jeweils Winter/Frühjahr in drei Jahren	Paulsen et al. (2013)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau

Festmistsystem	Stall und Lagerung (Eigene Annahme: nicht abgedeckt)	MW: 8,8; SD: 1,32	Standard-normalverteilung	Eigenberechnung aufgrund von Faktoren	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	Betrieb 2 vor dem Umbau
	Stall und Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 10,29; SD: 2,09	Standard-normalverteilung	Jeweils Winter/Frühjahr in drei Jahren	Paulsen et al. (2013)	Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
	Lagerung (Jauche)	MW: 16,10; min: 14,16, max: 18,03	Dreiecksverteilung	Messungen mit zwei Kammern und Gras- und Heufütterung	Külling et al. (2003)	Betrieb 2 vor dem Umbau
	Lagerung (Festmist; eigene Annahme: nicht abgedeckt)	MW: 14,82; min: 13,61, max: 16,02	Dreiecksverteilung	Messungen mit zwei Kammern und Gras- und Heufütterung	Külling et al. (2003)	Betrieb 2 vor dem Umbau
Weide	Weide	MW: 2,07; SD: 0,31	Standard-normalverteilung	Eigenberechnung aufgrund von Faktoren	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
Güllelagerung	Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 97,10	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	
		MW: 21,54	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	
		MW: 96,36; SD: 43,8	Standard-normalverteilung	Messungen in einer sehr großen, offenen Grube	Hensen et al. (2006)	
		MW: 153,6	Dreiecksverteilung	Messungen auf einem Betrieb mit 100 Milchkühen	Chianese et al. (2009)	
		MW: 129,6	Dreiecksverteilung	Jährliche Messungen auf einem Betrieb mit 100 Milchkühen	Chianese et al. (2008)	

	Lagerung (abgedeckt)	MW: 9,04	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	
		MW: 19,82; min: 6,66; max: 93,15	Dreiecksverteilung	Messungen mit unterschiedlichen TM- Gehalten, 10 und 15°C und zwischen 180 und 272 Tagen	Massé et al. (2003)	
		MW: 49,4; min: 32,9; max: 65,9	Dreiecksverteilung	Zweitägige Messungen auf 2 Betrieben + Berechnungen mit IPCC	Marañón et al. (2011)	
Gülleausbringung	Ausbringung	MW: 0,05; min: 0; max: 0,09	Dreiecksverteilung	3 Messtermine pro Jahr (April, Juli, Oktober)	Chadwick et al. (2000)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
		MW: 0,04; SD: 0,00	Standard- normalverteilung	Messungen über 428 Tage	Bourdin et al. (2014)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
		MW: 0,0312	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau

Tabelle 3: Lachgas-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers

Laufstall (Fest- und Flüssigmist)	Stall	MW: 0,58; min: 0,11; max: 1,06	Dreiecksverteilung	Viertägige Messung in der kalten Jahreszeit	Jungbluth et al. (2001)	
Liegeboxenlaufstall (Spalten)	Stall	MW: 0,8; min: 0,0; max: 1,6	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	
	Stall	MW: 6,4	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	
Liegeboxenlaufstall (Schieber)	Stall	MW: 1,65; min: 0,0; max: 3,3	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	
	Stall	MW: 6,1	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	
Anbindestall (Flüssigmist)	Stall, Lagerung und Ausbringung	mod: 0,22; min: 0,05; max: 0,43	Dreiecksverteilung	24 h-Messungen mehrere Male in einem Jahr	Amon et al. (2001)	Betrieb 1 vor dem Umbau
Anbindestall (Festmist)	Stall, Lagerung und Ausbringung	mod: 0,23; min: 0,11; max: 0,41	Dreiecksverteilung	24 h-Messungen mehrere Male in einem Jahr	Amon et al. (2001)	Betrieb 2 vor dem Umbau
Flüssigmistsystem	Stall und Lagerung	MW: 0,46; SD: 0,07	Standard- normalverteilung	Eigene Berechnung, Stallsystem nicht angegeben	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	Betrieb 1 nach dem Umbau

	Stall und Lagerung (mit Schwimmdecke bzw. unter Spalten)	MW: 0,54; SD: 0,32	Standard- normalverteilung	Jeweils Winter/Frühjahr in drei Jahren	Paulsen et al. (2013)	Betrieb 1 nach dem Umbau
Festmistssystem	Stall und Lagerung	MW: 0,91; SD: 0,14	Standard- normalverteilung	Eigene Berechnung aufgrund von Faktoren	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	Betrieb 2 nach dem Umbau
	Stall und Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 0,76; SD: 0,19	Standard- normalverteilung	Jeweils Winter/Frühjahr in drei Jahren	Paulsen et al. (2013)	Betrieb 2 nach dem Umbau
	Lagerung (Jauche)	MW: 0,90; min: 0,57; max: 1,23	Dreiecksverteilung	Messungen mit zwei Kammern und Gras- und Heufütterung	Külling et al. (2003)	
	Lagerung (Festmist)	MW: 2,74; min: 1,69; max: 3,79	Dreiecksverteilung	Messungen mit zwei Kammern und Gras- und Heufütterung	Külling et al. (2003)	
Weide	Weide	MW: 1,83; SD: 0,27	Standard- normalverteilung	Eigene Berechnung aufgrund von Faktoren	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
	Weide	MW: 0,72; min: 0,44; max: 1,02	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben in der Weideperiode	Voglmeier et al. (2019)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau, Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
	Weide (Urin)	MW: 1,10; min: 0,67; max: 1,52	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben in der Weideperiode	Voglmeier et al. (2019)	
	Weide (Mist)	MW: 0,15; min: 0,09; max: 0,20	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben in der Weideperiode	Voglmeier et al. (2019)	

Güllelagerung	Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 0,48	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	
		MW: 0,54	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	
		MW: 0,12; SD: 0,07	Standard-normalverteilung	Messungen in einer sehr großen, offenen Grube	Amon et al. (2006)	
	Lagerung (abgedeckt)	MW: 0,51	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	
Gülleausbringung	Ausbringung	MW: 0,15; min: 0,05; max: 0,24	Dreiecksverteilung	3 Messtermine pro Jahr (April, Juli, Oktober)	Chadwick et al. (2000)	Betrieb 1 nach dem Umbau; Betrieb 2 nach dem Umbau
		MW: 0,0912	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	Betrieb 1 nach dem Umbau; Betrieb 2 nach dem Umbau

Tabelle 4: Ammoniak-Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers

Laufstall (Fest- und Flüssigmist)	Stall	MW: 17,53; SD: 4,21	Standard- normalverteilung	Je eine Messung im Sommer und Winter für je 24 h	Koerkamp & Uenk (1997)	Betrieb 1 nach dem Umbau
		MW: 3,72; min: 2,67; max: 4,8	Dreiecksverteilung	Viertägige Messung in der kalten Jahreszeit	Jungbluth et al. (2001)	Betrieb 1 nach dem Umbau
Liegeboxenlaufstall (Spalten)	Stall	MW: 20,65; min: 4,4; max: 36,9	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	Betrieb 1 nach dem Umbau
	Stall	MW: 18,9	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	Betrieb 1 nach dem Umbau
	Stall	MW: 12,55; min: 10,5; max: 14,6	Dreiecksverteilung	> 30 Tage pro Jahreszeit	Schiefler & Büscher (2011)	Betrieb 1 nach dem Umbau
Liegeboxenlaufstall (Schieber)	Stall	MW: 18,45; min: 3,9; max: 33,0	Dreiecksverteilung	3-5 Tage, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)	Betrieb 1 nach dem Umbau
	Stall	MW: 16,5	Dreiecksverteilung	Mehrere Wochen, Sommer und Winter	Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005)	Betrieb 1 nach dem Umbau
	Stall	MW: 13,0	Dreiecksverteilung	> 30 Tage pro Jahreszeit	Schiefler & Büscher (2011)	Betrieb 1 nach dem Umbau

Festmistsystem	Stall, Lagerung und Ausbringung	MW: 26,10; min: 24,82; max: 27,38	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas et al. (2017)	Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
Flüssigmistsystem	Stall, Lagerung und Ausbringung	MW: 33,03; min: 32,85; max: 33,22	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas et al. (2017)	Betrieb 2 nach dem Umbau
Anbindestall (Fest- und Flüssigmist)	Stall	MW: 4,86	Keine Angabe	keine Angabe	Krause et al. (2017)	Betrieb 1 vor dem Umbau
		MW: 8,53; SD: 2,05	Standard-normalverteilung	Je eine Messung im Sommer und Winter für je 24 h	Koerkamp & Uenk (1997)	Betrieb 1 vor dem Umbau
Laufstall (Liegeboxen oder Tiefstreu)	Stall	MW: 14,57	Keine Angabe	keine Angabe	Krause et al. (2017)	
Laufstall (Tretmist)	Stall	MW: 15,79	Keine Angabe	keine Angabe	Krause et al. (2017)	
Weide	Weide (N-angepasste Fütterung)	MW: 5,84; min: 4,02; max: 7,67	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben in der Weideperiode	Voglmeier et al. (2018)	Betrieb 2 vor und nach dem Umbau
	Weide (N-intensive Fütterung)	MW: 7,94; min: 5,48; max: 10,40	Dreiecksverteilung	Messungen auf 2 Betrieben in der Weideperiode	Voglmeier et al. (2018)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau
Güllelagerung	Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 0,98	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau
	Lagerung (nicht abgedeckt)	MW: 0,97	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau

	Lagerung (abgedeckt)	MW: 0,65	Dreiecksverteilung	100 Tage im Winter und 140 Tage im Sommer	Amon et al. (2005)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau
	Güllelagerung (6 Monate, ohne Abdeckung)	MW: 23,73	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas & Larson (2017)	
	Güllelagerung (6 Monate, mit Abdeckung)	MW: 6,21	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas & Larson (2017)	
Gülleausbringung	Gülleausbringung (nicht bodennah)	MW: 22,63	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas & Larson (2017)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau
	Gülleausbringung (bodennah)	MW: 1,46	Dreiecksverteilung	Erhebung der Betriebsdaten und Berechnung nach Faktoren	Aguirre-Villegas & Larson (2017)	
	Ausbringung	MW: 5,44	Dreiecksverteilung	2 Mal pro Woche für mehrere Stunden	Amon et al. (2006)	Betrieb 1 vor und nach dem Umbau

Hintergrundinformationen zu den Emissionsfaktoren:

Eine eigene Umrechnung erfolgte für die Werte in Amon et al. (2005) und Amon et al. (2006). Hier wurden die Daten von g pro m³ auf kg pro GVE und Jahr umgerechnet. Der Anfall wurde mit 12 m³ je Stallplatz für sechs Monate (24 m³ je Stallplatz pro Jahr) (ein Mittelwert zwischen Betrieb 1 und 2) angenommen (vgl. Tabelle 5). Bei Amon et al. (2005) wurden die Werte zusätzlich von Winter- und Sommermonaten auf einen Jahreswert umgerechnet. Die Basis dazu bildete die Annahme, dass die durchschnittliche Lagerung von Gülle in Österreich zu 21,4 % in der warmen Saison und zu 78,6 % in der kalten Saison stattfindet (Umweltbundesamt, 2016).

Die Methanemissionswerte von Amon et al., (2005) sind wesentlich geringer als die Werte von Amon et al. (2006). Das hat mit den getrennten Winter- und Sommermessungen und dem stärkeren Wirtschaftsdüngeranfall in der kalten Jahreszeit zu tun. Bei den Lachgas- und Ammoniakwerten liegen die Werte in einem ähnlichen Bereich.

Ebenfalls umgerechnet mussten die Werte von Paulsen et al. (2013) werden. Dabei wurden diese durch den damals gültigen CO₂-Äquivalentfaktor von Methan (25) dividiert und anschließend mit dem Düngeranfall pro Jahr multipliziert. Beim Flüssigmist waren das 24 m³ je Stallplatz pro Jahr, beim Festmist wurde ein Anfall von 7,7 m³ je Stallplatz für sechs Monate (15,4 m³ je Stallplatz pro Jahr) (ein Mittelwert zwischen Betrieb 1 und 2) angenommen (vgl. Tabelle 5). Flüssigmist ist in dieser Arbeit als die Vermengung von Gülle und Jauche definiert (Paulsen et al., 2013).

Bei den Daten von Chianese et al. (2008 und 2009) und Hensen et al. (2006) wurde ebenfalls eine Umrechnung mit dem Gülleanfall von 24 m³ je GVE pro Jahr durchgeführt.

Bei Massé et al. (2003) musste zusätzlich die Umrechnung auf den Gülleanfall pro Jahr von Liter auf kg Methan gemacht werden. Die Annahmen dazu lauteten, dass 1 Liter 0,001 m³ entspricht und die Dichte von Methan 0,656 kg/m³ ist. Bei Chadwick et al. (2000) wurden neben dem Gülleanfall pro Jahr die 150 m³ Ausbringungsmenge pro ha auf 1 m³ umgerechnet. Die Daten von Külling et al. (2002) mussten von den Tages- auf Jahreswerte, auf den Jahresanfall der Wirtschaftsdünger (24 m³ bei Gülle und 15,4 m³ bei Festmist) und zusätzlich von kg auf m³ umgerechnet werden. Dazu wurden

folgende Umrechnungsfaktoren nach Berger et al. (2017) verwendet: 1 m³ Rindergülle wiegt 1 Tonne und 1 m³ Rindermist wiegt 0,83 Tonnen.

Bei den Daten von Bourdin et al. (2014) wurden die angegebenen Werte mit 3,4 (Stickstoff je m³ Gülle nach Berger et al., 2017) und 24 (Jahresanfall der Gülle) multipliziert. Zusätzlich wurde die Messdauer von 428 Tagen auf 10 Tage Ausbringungsdauer (eigene Annahme) umgerechnet.

Bei den Lachgasemissionen nach Voglmeier et al. (2019) wurden die Emissionsfaktoren mit dem jährlichen Stickstoffanfall (91,25 kg N) multipliziert. Ebenso bei den Ammoniak-Emissionen nach Voglmeier et al. (2018). Hier wurde zusätzlich die Annahme getroffen, dass Betrieb 1 N-intensiv und Betrieb 2 N-angepasst füttert.

Zur Umrechnung der Emissionsfaktoren je Wirtschaftsdüngeremenge auf die Emissionsfaktoren je GVE stellt die Tabelle 5 eine Auflistung der Wirtschaftsdüngeranfallsmengen je Tierart dar (bei den Milchkühen nach Leistung untergliedert).

Tabelle 5: Relevante Wirtschaftsdüngeranfallsmengen je Tierart der beiden Modellbetriebe (in m³ je Stallplatz für sechs Monate) (Berger et al., 2017)

	System Mist-Jauche		
	Gülle (m ³ /6 Monate)	Mist-Anteil (m ³ /6 Monate)	Jauche-Anteil (m ³ /6 Monate)
Milchkühe (6.000 kg Milch)	11,7	7,6	3,9
Milchkühe (7.000 kg Milch)	11,8	7,5	3,9
Milchkühe (9.000 kg Milch)	12,3	7,9	4,1
Milchkühe (>10.000 kg Milch)	12,7	8,1	4,2

Hintergrundinformationen zu den Emissionsfaktoren nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016):

Zur Berechnung der Methan-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016) wurde die Formel 10.23 der Tier 2-Methode nach IPCC (2019) verwendet. Diese Methodik wird auch vom Umweltbundesamt (2016) verwendet und vorgeschlagen.

$$EF_{(T)} = (VS_T \times 365) \left(B_{0(T)} \times 0,67 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{s,k}}{100} \times AWMS_{(T,S,k)} \right)$$

EF_(T): Emissionsfaktor, kg CH₄ pro Tier und Jahr

VS_(T): Täglicher Anteil an flüchtigen Feststoffen, ausgedrückt in kg Trockenmasse pro Tier und Tag

365: Umrechnung in den jährlichen Anteil an flüchtigen Feststoffen, Tage pro Jahr

B_{0(T)}: Maximale Methanfreisetzungskapazität für Wirtschaftsdünger, m³ CH₄ pro kg VS

0,67: Umwandlungsfaktor m³ CH₄ in kg CH₄

MCF_(s,k): Methanumrechnungsfaktor in % für unterschiedliche Wirtschaftsdüngersysteme S der jeweiligen Klimaregion k

AWMS_(T,s,k): Anteil des im Wirtschaftsdüngersystems S angefallenen Mists der Tierkategorie T in der Klimaregion k, dimensionslos

Für die maximale Methanfreisetzungskapazität (**B_{0(T)}**) wurden Werte aus der Tabelle 10.16 aus IPCC (2019) verwendet. Demnach liegt der Wert für Milchvieh in Westeuropa bei 0,24 m³ (240 l) CH₄ pro kg VS. Diesen Wert verwenden auch Paulsen et al. (2013) und Staerfl et al. (2012), wobei Zweitere eigene Güllewerte für Sommer und Winter angeben. Die Methanumrechnungsfaktoren (**MCF_(s,k)**)-Werte liegen für kühles, feuchtes Klima bei 19,1 % für Flüssigmist (Eigenberechnung nach Umweltbundesamt, 2016) (Paulsen et al., 2013 verwendet 19 %), bei 0,47 % für Weide

und bei 2 % für Festmist (IPCC, 2019; Paulsen et al., 2013 und Umweltbundesamt, 2016). Für Flüssigmist wurden dabei Werte von 0,97 % in der kalten Jahreshälfte und 37,22 % in der warmen Jahreshälfte für Österreich angenommen (Umweltbundesamt, 2016). Für den Anteil an flüchtigen Feststoffen ($VS_{(T)}$) wurde der Wert 7,5 angenommen, da dieser von IPCC (2019) für Westeuropa vorgeschlagen wird.

Bei der Berechnung der Lachgasemissionen nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016) wurde der Stickstoffanfall pro GVE und Jahr mit den jeweiligen Emissionsfaktoren multipliziert. Der Stickstoffanfall pro GVE und Jahr wurde laut Tabelle 10.19 nach IPCC (2019) mit 0,50 kg N pro Tag und 1.000 kg Tiergewicht für Westeuropa angenommen. Pro GVE (500 kg) und Jahr ergibt das 91,25 kg N. Die Emissionsfaktoren pro kg Stickstoffanfall wurden laut Tabelle 10.19 nach IPCC (2019) mit 0,01 für Festmist, 0,02 für Weide und 0,005 für Flüssigmist (mit Abdeckung) angenommen.

2.2.3. Enterogene Fermentation (Tieremissionen)

Der Hauptteil der Kohlenhydrate wird beim Wiederkäuer bereits im Pansen durch Mikroorganismen abgebaut. Neben anderen Abbauprodukten entstehen dabei die Gase Methan und Kohlendioxid, die für das Tier energetisch nicht mehr verwertbar sind und ausgeschieden werden. Pro Tag gibt eine Kuh etwa 200 l Pansengase ab, die zu 60 % aus CO_2 und zu 40 % aus CH_4 bestehen und somit klimawirksam sind. Die genaue Menge der Gase hängt sehr stark von der Futteraufnahme und der Futterzusammensetzung ab (Kirchgeßner et al., 2014 und Spiekers et al. 2009). Der Ausstoß von Verdauungsgasen beim Rind wird auch als enterogene Fermentation bezeichnet (Zollitsch et al., 2010).

2.2.4. Überblick über die Umweltwirkungen pro kg Milch

Folgend wird ein Überblick über Ökobilanzergebnisse der Milchproduktion in Österreich, den Alpenländern und international gegeben. Spezielles Ausgenmerk gilt dabei den Einflussgrößen Gebäude und Wirtschaftsdüngermanagement.

In Österreich liegt das Treibhausgaspotenzial nach Hörtenhuber et al. (2013) pro kg Milch bei ca. 0,8-1,4 kg CO₂-Äq., je nach Produktionsart. Hörtenhuber et al. (2010) geben das Treibhausgaspotenzial pro kg Milch mit 0,90 kg CO₂-Äq. bis 1,17 kg CO₂-Äq. bei konventionellen Betrieben und 0,81 kg CO₂-Äq. bis 1,02 kg CO₂-Äq. bei Bio-Betrieben an – im Mittel aller Betriebe liegt es bei 0,98 kg CO₂-Äq. pro kg Milch.

Bystricky et al. (2014) geben das Treibhausgaspotenzial bei der Milchproduktion in der Schweiz mit 1,26 kg CO₂-Äq. pro kg Milch an. In Deutschland liegt die Spannweite laut Zehetmeier et al. (2014) zwischen 0,79 kg CO₂-Äq. und 1,25 kg CO₂-Äq. pro kg Milch – der Mittelwert wird mit 1,02 kg CO₂-Äq. pro kg Milch angegeben. Guerci et al. (2013) geben für Italien 1,30 kg CO₂-Äq. pro kg Milch an und Casey & Holden (2005) für Irland ebenfalls 1,30 kg CO₂-Äq. pro kg Milch. Diese Daten sind in Abbildung 4 nochmals übersichtlich dargestellt.

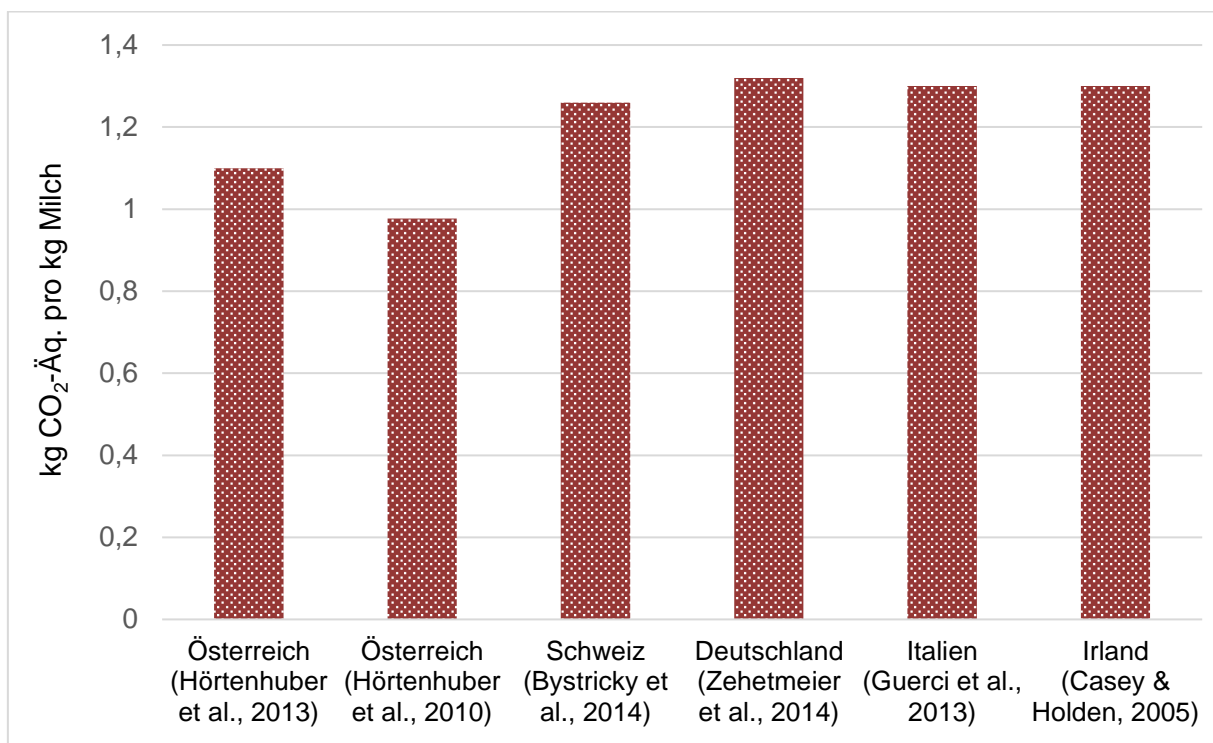


Abbildung 4: Vergleich des Treibhausgaspotenzial pro kg Milch einiger europäischer Länder (Bystricky et al., 2014; Casey & Holden, 2005; Guerci et al., 2013; Hörtenhuber et al., 2010, 2013 und Zehetmeier et al., 2014)

Müller-Lindenlauf et al. (2014) zeigen in einem Vergleich vieler internationaler Studien, dass die Treibhausgasbilanz pro kg Milch zwischen 0,7 und 2,8 kg CO₂-Äq. liegen kann. Die teilweise hohen Unterschiede in den Ergebnissen zur Treibhausgasbilanz können durch folgende Parameter verursacht werden: geringe Milchleistungen, geringe Futtermittelverwertungseffizienz, hohe Remontierungsraten (Bestandsergänzungsrate) sowie bei Landnutzungsänderungen (z. B. Umwandlung von Regenwald in Ackerland).

Abbildung 5 stellt die Treibhausgas-Emissionen einzelner Länder in kg CO₂-Äq. pro kg Milch nach den vier Einflussgrößen dar. Zu beachten ist bei den dargestellten Vergleichen, dass die Systemgrenzen und Bilanzierungssätze teilweise unterschiedlich gewählt wurden (Müller-Lindenlauf et al., 2014).

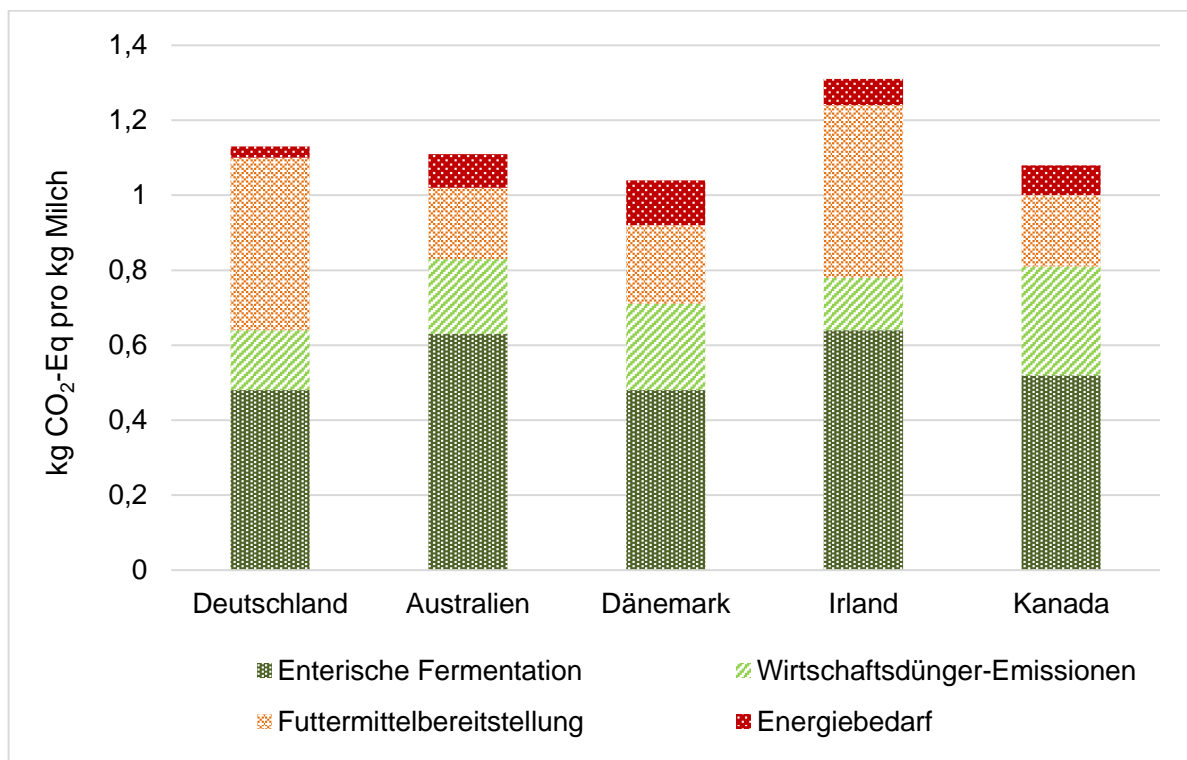


Abbildung 5: Treibhausgasemissionen einzelner Länder in kg CO₂-Äq. pro kg Milch (Müller-Lindenlauf et al., 2014)

Die Anteile der vier Einflussgrößen liegen in folgenden Bereichen: bei der enterogenen Fermentation zwischen 42,48 % und 56,64 %, beim Wirtschaftsdüngermanagement zwischen 12,39 % und 25,66 %, bei der Futtermittelbereitstellung zwischen 16,81 % und 40,71 % und beim Energiebedarf zwischen 2,65 % und 10,62 % (Müller-Lindenlauf et al., 2014). Hörtenhuber et al. (2010) geben die Anteile der Einflussgrößen für das Treibhausgaspotenzial folgend an: Aufzuchtphase 21-24 %, enterogene Fermentation 40-62 %, Wirtschaftsdüngermanagement 10-21 %, Fütterung 15-35 % und Energiebedarf im Stall 2-3 %.

Guerci et al. (2013) stellen die Anteile des Treibhausgaspotenzials mit 50,1 % für die enterogene Fermentation und die Wirtschaftsdüngeremissionen und mit rund 8 % für den Energiebedarf dar. Auf rund 40 % kommen Guerci et al. (2013) bei der Fütterung, wobei das Kraftfutter mit 21,2 % zu Buche schlägt.

Müller-Lindenlauf et al. (2014) stellen einen Vergleich des terrestrischen Eutrophierungs- und Versauerungspotenzials der Milcherzeugung (Systemgrenze Hof) anhand verschiedener Studien dar. Das Eutrophierungspotenzial in g PO_4^{3-} Äq./l Rohmilch liegt in Deutschland bei 1,7 g (Müller-Lindenlauf et al., 2014), in Frankreich bei 4,8-7,1 g (Gac et al., 2010), in Kanada bei 3,1-3,2 g (Arsenault et al., 2009) und in den USA bei 4,5 g (Capper et al., 2008). Das Versauerungspotenzial in g SO_2 Äq. pro Liter Rohmilch reicht von 6,5 g in den USA (Capper et al., 2008), 6,6-9,6 g in Frankreich (Gac et al., 2010), 9,2 g in Deutschland (Müller-Lindenlauf et al., 2014) bis zu 9,6-11 g in Kanada (Arsenault et al., 2009).

Sehr hohe Ausreißer im Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial lassen sich auf eine geringe Stickstoffverwertungseffizienz und hohe Ammoniakemissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung zurückführen (Müller-Lindenlauf et al., 2014). Hörtenhuber et al. (2013) stellt das Eutrophierungspotenzial für Österreich mit 4,5-37,9 kg N-Äquivalente dar. Den Energiebedarf weist er mit 1,3-3 MJ-Äq. aus.

Guerci et al. (2013) geben in einer Untersuchung von 41 Milchbetrieben in Italien das Eutrophierungspotenzial mit 9,01 g PO_4^{3-} Äq., das Versauerungspotenzial mit 19,7 g SO_2 Äq. und den Energiebedarf mit 5,97 MJ, jeweils pro kg Milch, an.

Ein enger Zusammenhang zwischen dem Treibhausgaspotenzial und dem Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial zeigt der Vergleich des Milchertrags mit

dem Flächenertrag. Ein geringer Milchertrag pro ha wirkt sich negativ (erhöhend) auf die Treibhausgasemissionen pro kg Milch und günstig (reduzierend) auf die Treibhausgasemissionen pro ha landwirtschaftlicher Fläche aus. Daraus lässt sich ableiten, dass eine zunehmende durchschnittliche Jahresmilchleistung pro Kuh ein geringeres Treibhausgaspotenzial pro kg Milch bzw. ein höheres Treibhausgaspotenzial pro ha landwirtschaftlicher Fläche bedeutet. Ähnlich verhält sich dieser Zusammenhang beim Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial (Hörtenhuber et al., 2013). Der Anteil der Infrastruktur (Gebäude und Maschinen) an den Umweltwirkungen nimmt ebenfalls mit steigender Milchleistung ab (Bystricky et al., 2014).

2.3. Ableitung des Forschungsbedarfs

Der dargestellte Stand des Wissens bildet eine gute Grundlage zum Thema der Emissionen aus der Milchviehhaltung und dem Stallbau im Berggebiet, jedoch besteht die Notwendigkeit, auf den Forschungsstand und die Problemstellung dieser Arbeiten aufzubauen und die Wissenslücken zu schließen.

Dem Wissensstand des Autors zufolge liegen keine Arbeiten zur Erfassung der Umweltauswirkungen des Umbaus von einem Milchviehstall mit Anbindehaltung zu einem Laufstall in einem ähnlich umfassenden Rahmen vor.

Überhaupt ist das Thema der Umweltwirkungen von Milchviehställen und allgemein der Bau der Stallgebäude bisher sehr wenig behandelt worden – in Österreich und auch international.

Aufbauend auf die Recherche des Stands des Wissens ist eine Wissenslücke für den Vergleich der Umweltauswirkungen von der Anbindehaltung zu einem Laufstallsystem anhand konkreter Beispiele gegeben. Diese Wissenslücke soll mit dieser Arbeit geschlossen werden. Ein Alleinstellungsmerkmal dieser Arbeit ist die Betrachtung des gleichen Betriebs vor und nach dem Umbau und die Änderungen der Umweltwirkungen im Kontext des Gesamtsystems.

Folgend sind die Zielsetzung und die Forschungsfragen aufbauend auf den Forschungsbedarf dargestellt.

3. Zielsetzung und Forschungsfragen

3.1. Forschungsfrage

- Welche Umweltauswirkungen sind vor und nach der Umstellung eines Milchviehstallsystems von Anbindehaltung auf einen Laufstall im österreichischen Berggebiet zu erwarten?

3.2. Zielsetzung

- **Hauptziel:** Bewertung der potentiellen Umweltauswirkungen des Stallbaus und des Wirtschaftsdüngermanagements vor und nach der Umstellung eines Milchviehstallsystems von Anbindehaltung auf einen Laufstall anhand von zwei Modellbetrieben. Mit folgenden Unterzielen soll das Hauptziel erreicht werden:
 - Erhebung des Stand des Wissens, insbesondere der Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements
 - Datenerhebung auf den Betrieben und Modellierung der betrachteten Stallsysteme
 - Auswertung mittels einer LCA-Software
 - Statistische Auswertung und Sensitivitätsanalysen
 - Identifikation von ökologischen Hotspots und Verbesserungspotentialen innerhalb der Systeme
 - Vergleich der betrachteten Systeme und Ableitung von Empfehlungen
- **Nebenziel:** Betrachtung der Umweltwirkungen des Gesamtsystems der Milchproduktion (inklusive Fütterung und enterogener Fermentation) auf den beiden Modellbetrieben und Darstellung des Anteils vom Stallbau und Wirtschaftsdüngermanagement.

4. Material und Methode

4.1. Literatursuche

Die Literatursuche für den Stand des Wissens wurde mit folgenden Programmen und Datenbanken durchgeführt: Scopus, Science Direct, Google Scholar und der Literatursuche der BOKU. Als Schlagworte wurden dabei vorwiegend die Begriffe Ökobilanzierung, Stall, Baumaterialien, Rinderhaltung, Milchkühe, Umweltwirkungen, Wirtschaftsdünger, Treibhausgasemissionen, Gülle, Festmist, Weide (mit den jeweiligen englischen Übersetzungen) und weitere Schlagworte je nach Themengebiet verwendet. Die Eingrenzung der Literatur war durch die Themen Gebäude und Wirtschaftsdüngermanagement gegeben.

4.2. Die Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung ist eine international genormte Methode zur Abschätzung der potentiellen Umweltwirkungen eines Produkts, einer Dienstleistung oder eines Systems. Mit der Ökobilanz werden die potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion, die Anwendung bis zur Beseitigung („Von der Wiege bis zur Bahre“) untersucht. Der im deutschsprachigen Raum verwendete Begriff der Ökobilanzierung bezeichnet im Englischen das Life Cycle Assessment (LCA). Die korrekte Eindeutschung „Lebenszyklusanalyse“ hat sich in den offiziellen Normen nicht durchgesetzt, wird aber gelegentlich verwendet. Anwendungsgebiete der Ergebnisse einer Ökobilanz sind die Entwicklung und Verbesserung von Produkten, die strategische Planung, die Grundlage für politische Entscheidungsprozesse und das Marketing (Klöpffer & Grahl, 2009). Die Ursprünge der Ökobilanzierung gehen auf die ersten Umweltschutzbewegungen (Erdölkrise 1972 und das Buch „Grenzen des Wachstums) in den 1970er-Jahren zurück (Klöpffer, 2014 und Platt, 2009).

Die Ökobilanz behandelt die potenziellen Umweltwirkungen und somit die ökologische Säule der Nachhaltigkeit. Um auch die anderen beiden Säulen (Ökonomie und Soziales) einzubinden, bedarf es der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse. Diese verbindet die Ökobilanz, die Lebenszykluskostenrechnung und die produktbezogene Sozialbilanz (Klöpffer & Grahl, 2009).

$$\text{LCSA} = \text{LCA} + \text{LCC} + \text{SLCA}$$

Life Cycle Sustainability Assessment = Life Cycle Assessment + Life Cycle Costing + Social LCA

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden ausschließlich ökologische Kriterien untersucht. Ökonomische und soziale Bewertungen werden in dieser Arbeit ausgeklammert.

Die Struktur der Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 (2006) gliedert sich in folgende Komponenten:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

Abbildung 6 stellt die Struktur der Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 dar.

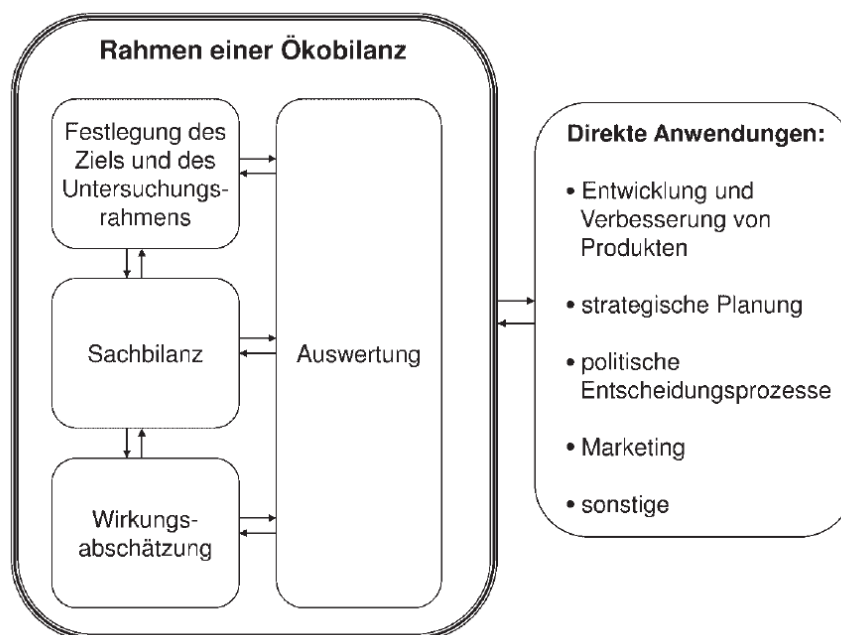


Abbildung 6: Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 (2006)

Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens:

Die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens ist der erste Schritt beim Erstellen einer Ökobilanz und bildet die Basis für die weitere Arbeit. Wichtige Punkte dabei sind die Formulierung des Ziels, das Abstecken der Systemgrenzen und der funktionellen Einheit (ISO 14044, 2006).

Die Ziele dieser Arbeit sind in Kapitel 3.1 ersichtlich. Die funktionelle Einheit, die Systemgrenzen und das Systemfließbild sind in Kapitel 4.6 dargestellt.

Die Sachbilanz:

Die zweite Phase der Ökobilanz ist die Sachbilanz. Diese umfasst alle Inputs und Outputs des Systems, aufbauend auf das Systemfließbild. Neben der Sammlung der Daten erfolgt im Rahmen der Sachbilanz auch eine Überprüfung der Daten und die Anpassung an die funktionelle Einheit (ISO 14044, 2006).

Die Wirkungsabschätzung:

Im Zuge der Wirkungsabschätzung werden den Daten aus der Sachbilanz die entsprechenden Wirkungskategorien zugeordnet (ISO 14040, 2006).

Folgend werden die Wirkungskategorien für diese Arbeit beschrieben:

- Treibhausgaspotenzial:

Diese Wirkungskategorie definiert mögliche Auswirkungen auf den Treibhauseffekt (Klimaerwärmung), den die Freisetzung von Treibhausgasen durch menschliche Aktivitäten verursacht. Das Treibhauspotenzial (engl. global warming potential, GWP) wird mit der Einheit kg CO₂-Äquivalente angegeben. Die drei wichtigsten Treibhausgase sind Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Daneben spielen auch fluorierte Gase eine Rolle (Klöpffer & Grahl, 2009). Ammoniak-Emissionen (NH₃) fallen in der Tierhaltung an, werden aber nicht eigens bilanziert, sondern bilden die Grundlage für die indirekten Lachgas-Emissionen (Umweltbundesamt, 2018). Der Zeithorizont wird beim Treibhauspotenzial meist mit 100 Jahren festgelegt (GWP100). Die Berechnungen dieser Wirkungskategorie basieren auf den Annahmen des IPCC (Goedkoop et al., 2008 und Huijbregts et al., 2016). Die CO₂-Äquivalenzfaktoren über einen Zeitraum von 100 Jahren werden in

dieser Arbeit mit 1 für CO₂, 34 für biogenes CH₄, 36 für fossiles CH₄ und 298 für N₂O verwendet. Jene für fluorierte Gase sind sehr unterschiedlich, sind aber meist um ein Vielfaches höher (Huijbregts et al., 2016).

- **Eutrophierungspotenzial:**

Eutrophierung kann als Überdüngung oder Überangebot an Nährstoffen übersetzt werden (Klöpffer & Grahl, 2009). Darunter versteht man die Anreicherung von Nährstoffen in Gewässern und Böden, die zu einer verringerten Produktivität führen. Dies führt zu übermäßigem Pflanzenwachstum (z.B. Algen) und beeinträchtigt die Wasserqualität. Einen Einfluss auf diese Wirkungskategorie haben Emissionen von Ammoniak, Nitraten, Stickoxiden und Phosphor. Direkte und indirekte Auswirkungen von Düngemitteln werden mit einbezogen (Goedkoop et al., 2008). Die Eutrophierung gliedert sich in aquatische und terrestrische Eutrophierung (Klöpffer & Grahl, 2009). Das Eutrophierungspotenzial (engl. eutrophication potential, EP) wird mit den Einheiten kg Phosphat (PO₄³⁻)- und Stickstoff (N)- Äquivalente angegeben (Goedkoop et al., 2008 und Huijbregts et al., 2016). Dabei entspricht 1 kg Ammoniak 0,35 kg PO₄³⁻-Äquivalenten, 0,1 kg NO₃-Äquivalenten, und 0,13 NO₂ und NO_x-Äquivalenten (Hörtenhuber et al., 2013 und Müller-Lindenlauf et al., 2014).

- **Versauerungspotenzial:**

Diese Wirkungskategorie geht auf die Umweltprobleme Versauerung der Gewässer und der Böden zurück (Klöpffer & Grahl, 2009). Durch die Versauerung können sensible Ökosysteme wie Magerwiesen oder Wälder, aber auch Gebäude geschädigt werden (Müller-Lindenlauf et al., 2014). Die Versauerung wird als Senkung des pH-Wertes aufgrund der sauren Wirkung menschenverursachter Emissionen (v.a. Ammoniak, teilweise Stickstoff- und Schwefeloxide) definiert (Deittert et al., 2008 und Goedkoop et al., 2008). Diese Wirkungskategorie zeigt sich durch die Erhöhung des Säuregehalts in Wasser- und Bodensystemen. Das Versauerungspotenzial (engl. acidification) wird mit der Einheit kg SO₂-Äquivalente angegeben (Goedkoop et al., 2008 und Huijbregts et al., 2016). Als Umrechnungsfaktoren entspricht 1 kg Ammoniak 1,88 kg SO₂-Äquivalenten und 0,7 kg Stickoxid-Äquivalenten (NO_x) (Hörtenhuber et al., 2013 und Müller-Lindenlauf et al., 2014).

- **Fossiler Energiebedarf:**

Diese Wirkungskategorie wird auch als Energieverbrauch, Energieaufwand oder Knappheit an fossilen Ressourcen bezeichnet. Damit wird der nicht erneuerbare Energiebedarf über den gesamten Lebenszyklus (innerhalb der Systemgrenzen) gemessen. Der fossile Energiebedarf (engl. fossil resource scarcity) bilanziert die Energieträger Erdöl, Erdgas, Kohle und Uranerz. Die Einheit des Energiebedarfs ist meist MJ oder kg Öl-Äquivalente (Müller-Lindenlauf et al., 2014).

- **Terrestrische Ökotoxizität:**

Die terrestrische Ökotoxizität (engl. terrestrial ecotoxicity) beschreibt die giftige Wirkung von Stoffen auf die Umwelt, in diesem Fall konkret auf das Land. Daneben gibt es noch die beiden Kategorien der giftigen Wirkung auf das Frischwasser und das Meer. Die toxische Wirkung geht meist von Chemikalien oder Schwermetallen aus, die zu Schäden an den Ökosystemfunktionen und zum Artensterben führen. Die Einheit, mit der die terrestrische Ökotoxizität angegeben wird, ist kg 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalente (1,4-DCB) (GreenDelta GmbH, 2017 und Huijbregts et al., 2016).

Während das Treibhausgaspotenzial eine globale Reichweite einnimmt, sind das Eutrophierungspotenzial, das Versauerungspotenzial und die terrestrische Ökotoxizität eher lokale und regionale Phänomene. Der Energiebedarf kann beides betreffen, lässt sich beim fossilen Energiebedarf aber eher der globalen Ebene zuordnen (Hestermann & Rongen, 2018).

Die Auswertung:

Im vierten und letzten Schritt, der Auswertung, geht es um die Interpretation der Ergebnisse und die Evaluierung der Methode, der Daten und der Ergebnisse in Bezug auf die Zielsetzung. Weiters werden Schlussfolgerungen gezogen, Einschränkungen erläutert und Empfehlungen gegeben (ISO 14040, 2006). Am Ende der Ökobilanz gibt es Ergebnisse in vielen verschiedenen Wirkungskategorien. Um die Ergebnisse vergleichbarer zu machen, kann eine Gewichtung erfolgen, die am Ende zu einer Ergebniszahl führen kann. Entsprechende Gewichtungen werden teilweise von

zertifizierenden Stellen vorgegeben. Eine solche Gewichtung wird in dieser Arbeit jedoch nicht gemacht (Hestermann & Rongen, 2018).

4.3. Software, Bewertungsmethode und Datenbank

Als Software wurde das frei zugängliche Programm „openLCA Version 1.9.“ verwendet (GreenDelta GmbH, 2019). Für diese Software stehen zahlreiche kostenlose als auch kostenpflichtige Datenbanken zur Verfügung. Für diese Arbeit wurde die Datenbank „Ecoinvent Version 3.4.“ verwendet. Die Ecoinvent-Datenbank enthält viele Daten aus der Schweiz, die als Grundlage der Modellierungen in dieser Arbeit verwendet wurden (GreenDelta GmbH, 2018). Zur Verfügung stand auch die Datenbank „Ökobaudat“. „Ökobaudat“ ist eine deutsche Baustoffdatenbank – die Daten kommen daher auch zu einem großen Teil aus Deutschland (GreenDelta GmbH, 2015). Als Bewertungs- oder Wirkungsabschätzungsmethode diente bei der Ecoinvent-Datenbank die Methode „ReCiPe 2016 Midpoint (H)“ (Goedkoop et al., 2008 und Huijbregts et al., 2016).

4.4. Datenerhebung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Primärdaten von den beiden Modellbetrieben und Sekundärdaten aus Literatur und LCA Datenbanken verwendet. Die Erhebung der Primärdaten erfolgte im Rahmen des Projekts „Berg-Milchvieh“. Dazu wurde ein Fragebogen im Vorhinein der Erhebung erstellt. Die abgefragten Themen umfassten unter anderem die Punkte Grundmaße des Stalls, verwendete Materialien und dessen Herkunft, Wirtschaftsdüngersystem und Energiebedarf (jeweils vor und nach dem Umbau). Auf den Betrieben führte das Projektteam persönliche Interviews mit den BetriebsführerInnen. Weiters wurde das Stallsystem besichtigt und mit Fotos dokumentiert.

Zusätzlich zur Vor-Ort-Erhebung standen die Baupläne der beiden Betriebe zur Verfügung. Für die neuen Ställe waren diese sehr genau, für die alten Ställe nur in Grundzügen.

4.5. Modellbetriebe

Die beiden Modellbetriebe liegen in der Steiermark. Am 6. Juni 2019 wurden diese beiden Betriebe besichtigt. Bei den Betriebsbesuchen wurden die benötigten Primärdaten für diese Arbeit erfasst.

In der Tabelle 6 und Tabelle 8 wird die vor Ort erhobene Datengrundlage der beiden Betriebe zum Stallsystem und Wirtschaftsdüngermanagement vor und nach dem Umbau dargestellt. Mit diesen Daten wird der Vergleich der Situation vor und nach dem Umbau gemacht.

Tabelle 7 und Tabelle 9 zeigen weitere Daten der beiden Betriebe, die für die gesamte Modellierung der IST-Situation der Betriebe herangezogen werden. Diese vier Tabellen liefern die Daten für die Sachbilanz der Ökobilanzierung.

4.5.1. Betrieb Gabbichler (Betrieb 1):

Der konventionelle Milchviehbetrieb der Familie Gabbichler liegt in der Gemeinde Heillbrunn im Bezirk Weiz in der Oststeiermark auf 1.100 m Seehöhe. Der Betrieb weist eine sehr steile Lage (siehe Abbildung 7) mit rund 330 Berghöfekataster (BHK)-Punkten auf und hat eine enge Hofstelle. Der Berghöfekataster ist ein Berechnungssystem für die Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete in Österreich. Mit 330 BHK-Punkten liegt dieser Betrieb in der höchsten Erschwernisgruppe (BMNT, 2019). Es werden 17 ha Grünland und 13 ha Alm bewirtschaftet. Nach zweijähriger Planungszeit wurde im September 2017 mit dem Zubau des Milchviehstalls begonnen. Dieser wurde im Mai 2018 fertig gestellt. Der alte Stall war ein Anbindestall für 16 Milchkühe mit Rohrmelkanlage. Der neue Stall ist ein Liegeboxenlaufstall für 25 Milchkühe mit einem 5er-Sidebyside-Melkstand in einem Melkhaus. Der Stalldurchschnitt liegt bei 10.100 kg Milch pro Kuh und Jahr. Pro Jahr werden ca. 180.000 kg Milch an die Berglandmilch abgeliefert.



Abbildung 7: Stallbau in steilem Gelände beim Betrieb 1 (Breininger, 2018)

Tabelle 6: Betriebsdaten des Betriebs 1 zum Stallsystem und Wirtschaftsdüngermanagement vor und nach dem Umbau

Betrieb 1		
	Vor dem Umbau	Nach dem Umbau
Anzahl Milchkühe	17	25
Jungviehaufzucht	Ja	Ja
Milchleistung pro Kuh und Jahr	9.500 kg	10.100 kg
Stallsystem	Anbindestall für die Kühe, Laufstall für das Jungvieh	Laufstall mit Liegeboxen und Strohmatte, kein Auslauf

Verwendete Baumaterialien	Steingemauerter Stall, Betonboden, Eternitdach	350 m ³ Beton, Holz: 15 fm Lärche, 50 fm Fichte, 10 Stück Formrohrstützen mit 10x10x300 cm, Dachpanelle mit 5 cm Isolierung
Energieverbrauch pro Jahr	Ca. 13.000 kWh	Ca. 20.000 kWh
Melksystem	Rohrmelkanlage	5er-Sidebyside-Melkstand
Wirtschaftsdüngersystem	Güllesystem (abgedeckt) mit Spalten und Schwemmkanal	Güllesystem (abgedeckt) mit Spalten und Schieber
Wirtschaftsdünger- ausbringung	Gülleverschlauchung mit Mähtrac und Breitverteiler	Gülleverschlauchung mit Mähtrac und Breitverteiler

Tabelle 7: Weitere Betriebsdaten des Betriebs 1 (IST-Situation)

Betrieb 1	
Fütterung im Stall	Gras- und Maissilage, teilweise belüftetes Heu, ca. 4 kg Krafffutter pro Kuh und Tag (Fertigfutter mit 19 % Rohprotein)
Fütterungstechnik	Ballen und Hochsilo, kein Mischwagen
Weide	Milchkühe ca. 30 Tage pro Jahr für 2-3 h

Auffallend beim Betrieb 1 sind der aufwändige Zubau des Stalls - das erklärt auch die Materialmengen. Der Zubau wurde in den bestehenden Stall eingegliedert. Mit dem Zubau ist sowohl die Kuhanzahl, als auch die Milchleistung angestiegen.

4.5.2. Betrieb Schlaffer (Betrieb 2):

Der Milchviehbetrieb der Familie Schlaffer liegt in der Gemeinde Gaal im Murtal in der Obersteiermark auf 1.000 m Seehöhe. Der Betrieb hält 15 Milchkühe und produziert biologische Heumilch. Bewirtschaftet werden rund 20 ha Grünland. Der Stalldurchschnitt liegt bei 6.500 kg Milch pro Kuh und Jahr und es werden rund 80.000 kg Milch pro Jahr an die Obersteirische Molkerei abgeliefert. Der Zubau zum Anbindestall verlief in mehreren Schritten ab dem Jahr 2010. Der ursprüngliche Anbindestall blieb unverändert und wird seit dem Zubau zum Melken mit einer Rohrmelkanlage genutzt (siehe Abbildung 1). Der Zubau umfasst einen großzügigen, betonierten Auslauf (siehe Abbildung 8). Die Liegeboxen (siehe Abbildung 9) und die Fressplätze grenzen an den Auslauf an. Während die Fressplätze an der Querseite des Stalls angeordnet sind, befinden sich die Liegeboxen unter der Maschinenhütte, wo der Höhenunterschied genutzt wird. Die Kuhanzahl blieb mit dem Zubau unverändert.



Abbildung 8: Der großzügige Auslauf mit dem überdachten Fressplatz beim Betrieb 2 (Breining, 2018)



Abbildung 9: Die Liegeboxen unter der Maschinenhalle beim Betrieb 2 (Breiningen, 2018)

Tabelle 8: Betriebsdaten des Betriebs 2 zum Stallsystem und Wirtschaftsdüngermanagement vor und nach dem Umbau

Betrieb 2		
	Vor dem Zubau	Nach dem Zubau
Anzahl Milchkühe	15	15
Jungviehaufzucht	Ja	Ja
Milchleistung pro Kuh und Jahr	7.000 kg	6.500 kg

Stallsystem	Anbindestall	Auslauf kombiniert mit den Liegeboxen und dem Fressplatz
Verwendete Baumaterialien	Stein- und ziegelgemauerter Stall, Betonboden, Holzdecke, Eternitdach	72 m ³ Beton, 8 fm Fichtenholz, Dach aus Welleternit
Energieverbrauch	Ca. 10.000 kWh	Ca. 10.000 kWh
Melksystem	Eimermelkanlage	Rohrmelkanlage im ursprünglichen Anbindestall
Wirtschaftsdüngersystem	Mist (nicht abgedeckt) / Jauche (abgedeckt)	Mist/Jauche (abgedeckt) - und Güllesystem (mit Spalten abgedeckt) je zur Hälfte
Wirtschaftsdünger- ausbringung	Gülleverschlauchung und Miststreuer	Gülleverschlauchung und Miststreuer

Tabelle 9: Weitere Betriebsdaten des Betriebs 2 (IST-Situation)

Betrieb 2	
Fütterung im Stall	Heu und Grünfutter, ca. 1,5 kg Kraftfutter pro Kuh und Tag (Fertigfutter mit 19 % RP)
Fütterungstechnik	Heugreifer, Kaltbelüftung, händische Vorlage
Weide	Milchkühe ca. 180 Tage halbtägig

Auffallend beim Betrieb 2 sind der geringe Materialeinsatz für den Zubau und die gesunkene Milchleistung. Zweiteres erklärt sich durch den Umstieg auf biologische Bewirtschaftung und die damit verbundene Krafffutterreduktion.

4.6. Modellaufbau

4.6.1. Funktionelle Einheit

Mit der funktionellen Einheit wird in der Ökobilanz die Einheit genannt, mit der das Produkt oder System mit anderen verglichen wird und auf die sich die Ergebnisse beziehen. Es werden dabei jedoch nicht die Produkte an sich verglichen, sondern der vergleichbare Nutzen (z.B. der Transport von 1 Liter Wasser). Dadurch kann man auch materielle Produkte (Güter) mit Dienstleistungen vergleichen, sofern diese denselben oder einen sehr ähnlichen Nutzen haben (Klöpffer & Grahl, 2009).

In dieser Arbeit wird die funktionelle Einheit „**GVE-Stallplatz pro Jahr**“ verwendet. Die Großvieheinheit (GVE) bezieht sich auf den Stallplatz für eine Milchkuh.

Der GVE-Stallplatz stellt eine gängige Einheit in der Bewertung von Nutztierställen dar. Die Lebensdauer der Ställe wird mit 50 Jahren festgesetzt, da diese Zeitspanne im Normalfall als Lebensdauer von landwirtschaftlichen Gebäuden angenommen wird. Eine geringere Dauer könnte bei schnellem technischen Fortschritt oder starker Belastung unterstellt werden (Dux et al., 2009).

4.6.2. Systemgrenzen und Systemfließbild

Das Systemfließbild gibt einen grafischen Überblick über das Produktsystem, das für die Ökobilanzierung verwendet wird. Darin werden die Prozessmodule und ihre Wechselbeziehungen dargestellt (Klöpffer & Grahl, 2009).

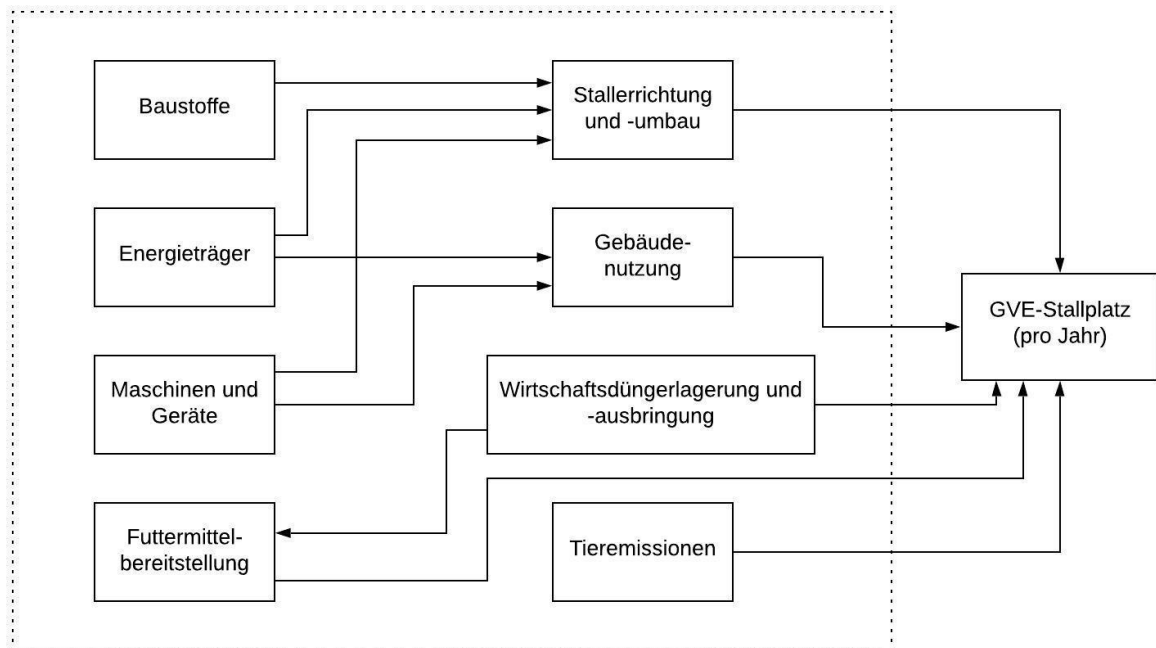


Abbildung 10: Das Systemfließbild dieser Arbeit (Eigene Darstellung)

Abbildung 10 zeigt das Systemfließbild dieser Arbeit. Darin sind alle vor- und nachgelagerten Prozesse abgebildet, die für diese Arbeit notwendig sind. Die wesentlichen Teile bilden die Bereiche Stallerrichtung und –umbau, Gebäudenutzung, Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung, Futtermittelbereitstellung und die Tieremissionen.

Die gestrichelte Linie zeigt die Systemgrenze dieser Arbeit. Die Systemgrenze legt fest, welche Prozesse eines Systems in der Ökobilanz enthalten sind und welche nicht. Die Wahl der Systemgrenze stellt eine wichtige Entscheidung bei der Erstellung einer Ökobilanz dar, weil die Ergebnisse und die Vergleichbarkeit wesentlich davon abhängen. Die Systemgrenze muss anhand von Kriterien festgelegt und erklärt werden (ISO 14044, 2006).

Innerhalb der Systemgrenze in dieser Arbeit liegt der gesamte Lebenszyklus der Bereiche Stallgebäude und Wirtschaftsdüngermanagement. Zusätzlich sind die beiden Bereiche der Futtermittelbereitstellung und der Tieremissionen dargestellt, um das Gesamtsystem abbilden zu können. Nicht in die Berechnung miteinbezogen wurden die Aufzucht der Milchkühe und das Kohlenstoffspeicherpotenzial des Bodens.

Folgende Systemdefinitionen werden in dieser Arbeit verwendet:

- **Teilsystem:** Stallbau, Stallbetrieb, Wirtschaftsdüngermanagement, Weideemissionen, Strohbedarf
- **Gesamtsystem:** Teilsystem inkl. Futtermittelbereitstellung und enterogener Fermentation

Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt am Teilsystem. Das Gesamtsystem wird gezeigt, um die Bedeutung des Teilsystems an den gesamten Umweltwirkungen der Milchproduktion in den beiden Modellbetrieben darstellen zu können.

4.6.3. Vergleich der Stallsysteme

Für die Modellierung der Stallsysteme, jeweils vor und nach dem Zubau, wurde auf die beiden Modell-Ställe der Ecoinvent-Datenbank (v.3.4) aufgebaut. Die Ecoinvent-Ställe (ein Anbindestall und ein Laufstall) sind Beispiele für Schweizer Milchviehställe im Jahr 2000 (Nemecek & Kägi, 2007).

Für die Ställe der beiden Modellbetriebe standen die Baupläne zur Verfügung. Die weiteren Daten wurden bei den Betriebsbesuchen erhoben und telefonisch nachgefragt. Bei den neuen Ställen konnte die Modellierung der Ställe aufgrund der Pläne und Erhebungsdaten der Betriebe gemacht werden. Bei den alten Ställen war das Datenmaterial teilweise dürftig. Hier wurden folgende Annahmen laut Auskunft der Betriebe getroffen:

- Betonbodenplatte mit 15 cm Dicke
- Schotterhöhe von 10 cm als Fundament
- Gemauerte Wandstärke von 40 cm, Höhe von 3 m
- Dachstuhl: Mauerbank 20 x 20 cm, Sparren: 10 x 12 cm (Abstand von 1 m), Latten 5 x 8 cm (Abstand von 0,5 m)
- Holzbretterstärke: 2,5 cm
- 100 kg Stahl pro m³ Beton

Die Baumaterialien mussten für die Eingabe in openLCA teilweise in kg pro m³ umgerechnet werden. Tabelle 10 stellt die Raumgewichte der verwendeten Baumaterialien dar.

Tabelle 10: Raumgewichte verschiedener Baumaterialien (Lenz et al., 2019)

Raumgewichte verschiedener Baumaterialien in kg pro m³	
Bauholz	600
Ziegel	1.400
Schotter	1.900
Beton	2.300
Stahl	7.850

Tabelle 11 und Tabelle 13 stellen einen Vergleich der bebauten Fläche der Ställe vor und nach dem Umbau der beiden Betriebe an. In Tabelle 12 und Tabelle 14 werden die benötigten Baustoffe verglichen.

Betrieb 1:

Für den alten Stall gab es keinen Bauplan mehr. Einzig die Fläche konnte vom Plan des neuen Stalls herausgelesen werden. Der neue Stall wurde in den alten Stall eingegliedert, wobei bis auf das Dach fast alles neu gebaut wurde. Daher entspricht der neue Stall eher dem Charakter eines Neubaus. Der alte Stall baut auf dem Anbindestall von Ecoinvent auf, der neue Stall auf dem Laufstall von Ecoinvent.

Tabelle 11: Vergleich der Stallpläne von Betrieb 1 nach der bebauten Fläche

Vergleich der Stallpläne nach der bebauten Fläche in m² – Betrieb 1		
	Bebaute Gesamtfläche	Bebaute Fläche pro GVE
Vor dem Umbau	612,5	36,0
Nach dem Umbau	945,35	37,8

Tabelle 12: Vergleich der Baustoffe von Betrieb 1 beim alten und neuen Stall

Vergleich der Baustoffe beim alten und neuen Stall - Betrieb 1 *		
	Alter Stall	Neuer Stall
Schotter	6.845,49 kg	3.592,33 kg
Zement	698,02 kg	1.452,50 kg
Beton	6,73 m ³	14,00 m ³
Stahl	672,79 kg	694,20 kg
Mauerziegel	3.294,12 kg	-
Holz	6,07 m ³	6,73 m ³
Dach	500,81 kg	525,70 kg

* Die Daten beziehen sich jeweils auf einen GVE-Stallplatz für 50 Jahre Nutzungsdauer

Betrieb 2:

Der alte Anbindestall blieb unverändert und dient weiterhin als Melkraum für die Milchkühe. Die Erweiterung des Stalls mit einem großzügig dimensionierten Auslauf, einem Fressplatz und Liegeboxen kann als Zubau eingestuft werden. Der alte und der neue Stall bauen jeweils auf dem Anbindestall von Ecoinvent auf. Der alte Stall wird in die Situation nach dem Zubau in Form von Umweltwirkungen nicht mehr einbezogen, da er schon älter als 50 Jahre und somit zeitlich „abgeschrieben“ ist.

Tabelle 13: Vergleich der Stallpläne vom Betrieb 2 nach der bebauten Fläche

Vergleich der Stallpläne nach der bebauten Fläche in m² – Betrieb 2		
	Bebaute Gesamtfläche	Bebaute Fläche pro GVE
Vor dem Umbau	353,1	23,5
Nach dem Umbau	673,1	44,9

Tabelle 14: Vergleich der Baustoffe von Betrieb 2 beim alten und neuen Stall

Vergleich der Baustoffe beim alten und neuen Stall – Betrieb 2 *		
	Alter Stall	Neuer Stall
Schotter	4.472,85 kg	4.053,33 kg
Zement	513,00 kg	498,00 kg
Stahl	494,45 kg	480,00 kg
Beton	4,94 m ³	4,80 m ³
Mauerziegel	3.360,00 kg	-
Holz	3,82 m ³	0,53 m ³
Dach	324,33 kg	50,50 kg

* Die Daten beziehen sich jeweils auf einen GVE-Stallplatz für 50 Jahre Nutzungsdauer

4.6.4. Vergleich der Wirtschaftsdüngersysteme

Tabelle 15 zeigt die Wirtschaftsdüngersysteme der beiden Betriebe vor und nach dem Umbau. Die Aufteilung der Anteile in Festmist, Flüssigmist und Weide wurde aufbauend auf die Daten der Betriebe berechnet. Die Anteile wurden in Prozent angegeben. Die Prozentzahlen beziehen sich auf die Jahresstundenverteilung (Weide und Stall) und die Aufteilung Fest- und Flüssigmist im Stall (Berechnung mit den Daten von Tabelle 16). Beim Betrieb 1 wurde der Weideanteil nach den Angaben des Betriebs mit 3 h an 30 Tagen im Jahr angenommen, beim Betrieb 2 mit 210 h pro Monat (7 h pro Tag) und 6 Monaten Weidedauer.

Tabelle 15: Darstellung der Wirtschaftsdüngersysteme der beiden Betriebe vor und nach dem Umbau

Betrieb	Wirtschaftsdünger-system	Aufteilung in Festmist, Flüssigmist und Weide *
Betrieb 1 – vor dem Umbau	Güllesystem (mit Spalten abgedeckt) mit Schwemmkanal	99 % Flüssigmist (Gülle), 1 % Weide
Betrieb 1 – nach dem Umbau	Güllesystem (mit Spalten abgedeckt) mit Spalten und Schieber	99 % Flüssigmist (Gülle), 1 % Weide
Betrieb 2 – vor dem Zubau	Mist (nicht abgedeckt) / Jauche (abgedeckt)	29 % Flüssigmist (Gülle und Jauche), 57 % Festmist, 14 % Weide
Betrieb 2 – nach dem Zubau	Mist (nicht abgedeckt)/Jauche (abgedeckt) und Güllesystem (mit Spalten abgedeckt) je zur Hälfte	58 % Flüssigmist (Gülle und Jauche), 28 % Festmist, 14 % Weide

* Die Prozentzahlen beziehen sich auf die Jahresstundenverteilung (Weide und Stall) und die Aufteilung der Mengen an Fest- und Flüssigmist im Stall nach m³

Für die Modellierung der Wirtschaftsdüngerausbringung wurden in Tabelle 16 die Wirtschaftsdüngeranfallsmengen der beiden Betriebe berechnet. Zur Berechnung wurden die Literaturwerte von Tabelle 5 mit der Anzahl der Milchkühe der Betriebe und den Informationen aus Tabelle 15 berechnet. Danach wurde eine Kontrollberechnung der Ergebnisse mit dem Düngerechner der Landwirtschaftskammer durchgeführt.

Tabelle 16: Wirtschaftsdüngeranfallsmengen der beiden Betriebe pro Jahr (Eigene Berechnung)

Betrieb	Wirtschaftsdüngeranfall im Stall in m ³ pro GVE und Jahr; in Klammer: Gesamtmenge im Stall in m ³ pro Jahr	
	Festmist	Flüssigmist
Betrieb 1 – vor dem Umbau	-	24,35 (414,02)
Betrieb 1 – nach dem Umbau	-	25,15 (628,65)
Betrieb 2 – vor dem Zubau	12,9 (193,50)	6,71 (100,62)
Betrieb 2 – nach dem Zubau	6,54 (98,04)	13,68 (205,20)

4.6.5. Weitere Daten der Sachbilanz

Bei beiden Betrieben wurde der Strohbedarf beim neuen Stall mit Liegeboxensystem mit 2 kg pro GVE und Tag und beim alten Stall mit Anbindehaltung mit 0,5 kg pro GVE und Tag angenommen (Ofner-Schröck et al., 2017). Das ergibt beim Betrieb 1 einen Strohbedarf von 3.102,5 kg pro Jahr (vorher) und 18.250 kg pro Jahr (nachher) und beim Betrieb 2 von 2.737,5 kg pro Jahr (vorher) und von 10.950 kg pro Jahr (nachher).

In Tabelle 17 sind die verwendeten Futtermittel der beiden Betriebe in kg pro GVE und Jahr und in kg pro Betrieb und Jahr aufgelistet. Diese Daten wurden anhand der Betriebserhebungsdaten berechnet. Nicht aufgelistet ist das Weidefutter. Die Umweltwirkungen der Weide werden beim Wirtschaftsdünger miteinbezogen. Die Ration vor und nach dem Umbau wurde als gleich angenommen. Einerseits kam es auf den Betrieben mit dem Umbau zu keinen wesentlichen Fütterungsänderungen, andererseits liegt das Hauptaugenmerk dieser Arbeit auf den Bereichen Stall und Wirtschaftsdüngermanagement und nicht auf der Fütterung.

Tabelle 17: Verwendete Futtermittel der beiden Betriebe pro Jahr in kg pro GVE und Jahr; in Klammer: in kg pro Betrieb und Jahr nach dem Umbau

Futtermittel	Trockenmasse / Frischmasse	Betrieb 1	Betrieb 2
Heu	kg TM	281 (7.026)	2.637 (39.551)
	kg FM	327 (8.170)	3.296 (49.439)
Grünfutter	kg TM	-	1.130 (16.951)
	kg FM	-	5.650 (84.753)
Grassilage	kg TM	3.373 (84.315)	-
	kg FM	9.636 (240.900)	-
Maissilage	kg TM	768 (19.200)	-
	kg FM	2.560 (64.000)	-
Krafffutter	kg TM	1.363 (34.081)	471 (7.063)
	kg FM	1.585 (39.629)	548 (8.213)

4.6.6. Auswahl der Emissionsfaktoren

Aus der Fülle der Emissionsfaktoren aus der Literatur (siehe Tabellen 2, 3 und 4) mussten geeignete Werte für die beiden Modellbetriebe (Situation vor und nach dem Umbau) gefunden werden. Dabei wurden die Emissionsfaktoren aus der Literatur gesucht, die am ehesten zu den Systemen der Modellbetriebe passen. Die Auswahl der Literaturquellen ist in Tabelle 18 dargestellt.

4.6.7. Enterogene Fermentation (Tieremissionen)

Die Berechnung der enterogenen Fermentation wird hier genauer erläutert. Die Berechnung der enterogenen Fermentation erfolgt in dieser Arbeit, da sie einen wesentlichen Anteil an der Treibhausgasbilanz der Milchproduktion hat (Hörtenhuber et al., 2010). Ein Nebenziel dieser Arbeit ist, den Anteil vom Wirtschaftsdüngermanagement und Stallbau am Gesamtsystem der Milchproduktion zu quantifizieren. Für die Berechnung der enterogenen Fermentation in dieser Arbeit wird die Vorgehensweise nach IPCC (2019, ab S. 10.39) verwendet. Infrage gekommen wäre auch eine Berechnung der enterogenen Fermentation nach Kirchgeßner et al. (2014). Bei dieser Formel spielen vor allem die Futterinhaltsstoffe eine Rolle. Da diese aus den Primärdaten der Betriebe nicht bekannt waren und weil sich die Futterration der Betriebe vor und nach dem Umbau nicht wesentlich ändert, wurde die Vorgehensweise nach IPCC (2019, ab S. 10.39) gewählt.

Für Milchkühe werden in der Vorgehensweise nach IPCC (2019, ab S. 10.39) die Methoden Tier 2a oder Tier 3 empfohlen. Für diese Arbeit wurde die neue Formel nach 10.21a gewählt, da durch die Unterscheidung bei der Milchleistung und die Trockenmasseaufnahme pro Tag zwei Parameter verwendet werden, die mit den erhobenen Daten der Betrieben gut kombiniert werden können.

Die Formel für die enterogenen Methanemissionen der Milchkühe lautet wie folgt:

$$EF = DMI \times \left(\frac{MY}{1000} \right) \times 365$$

EF: Methanemissionsfaktor, kg CH₄ pro Tier und Jahr

DMI: kg Trockenmasseaufnahme pro Tag

MY: Methanertrag in g CH₄ pro kg Trockenmasseaufnahme

365: Tage pro Jahr

1000: Umrechnungsfaktor von g CH₄ zu kg CH₄

Die Trockenmasseaufnahme (**DMI**) wurde beim Betrieb 1 mit 21 kg pro Kuh und Tag und beim Betrieb 2 mit 17 kg pro Kuh und Tag nach Weiß, Pabst, & Granz (2011) angenommen.

Der Methanertrag (**MY**) wird laut Tabelle 10.12 (IPCC, 2019) beim Betrieb 1 (Hochleistungskühe über 8500 kg Milch, einer Futterverdaulichkeit über 70 % und einem NDF-Wert unter 35 %) mit 19 g CH₄ pro kg Trockenmasseaufnahme angenommen. Beim Betrieb 2 (Hochleistungskühe von 5000-8500 kg Milch, einer Futterverdaulichkeit von 63-70 % und einem NDF-Wert größer als 37 %) liegt dieser Wert bei 21 g CH₄ pro kg Trockenmasseaufnahme.

Zur besseren Vergleichbarkeit wurde die enterogene Fermentation auch mit der Formel 10.21 aus IPCC (2019) berechnet.

$$EF = \left[\frac{GE \times \left(\frac{Y_m}{100} \right) \times 365}{55,65} \right]$$

EF: Methanemissionsfaktor, kg CH₄ pro Tier und Jahr

GE: Bruttoenergieaufnahme in MJ pro Tier und Tag

Y_m: Methankonversionsfaktor, Anteil der GE, die in Methan umgewandelt wird

365: Tage pro Jahr

55,65: Energiegehalt von Methan in MJ pro kg CH₄

Für die Bruttoenergieaufnahme (**GE**) wurde der Wert 18,5 MJ pro kg TM beim Betrieb 1 und 18 MJ pro kg TM beim Betrieb 2 angenommen (Eigenberechnung nach Kirchgeßner et al., 2014 und Umweltbundesamt, 2016). Multipliziert mit der Trockenmasseaufnahme pro Kuh und Tag ergibt das 388,5 MJ pro Kuh und Tag für den Betrieb 1 und 306 MJ pro Kuh und Tag für den Betrieb 2.

Der Methankonversionsfaktor (**Y_m**) wird laut Tabelle 10.12 (IPCC, 2019) beim Betrieb 1 (Hochleistungskühe über 8500 kg Milch, einer Futterverdaulichkeit über 70 % und einem NDF-Wert unter 35 %) mit 5,7 angenommen. Beim Betrieb 2 (Hochleistungskühe von 5000-8500 kg Milch, einer Futterverdaulichkeit von 63-70 % und einem NDF-Wert größer als 37 %) liegt dieser Wert bei 6,3.

4.7. Dateneingabe, Statistik und Sensitivitätsanalysen

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über die in der Ökobilanz verwendeten Daten, die einer gewissen Schwankungsbreite (Unsicherheiten) unterliegen, den Ablauf der statistischen Auswertung und die Sensitivitätsanalysen.

4.7.1. Verwendete Daten inkl. Unsicherheiten

Angesichts der großen Bandbreite an Daten aus den Berechnungen und der Literatur, die in dieser Arbeit verwendet werden, empfiehlt es sich, nicht nur einen Mittelwert oder Modalwert (Modus; häufigster Wert) als einzigen Wert für die Analyse heranzuziehen, sondern zusätzlich auch Unsicherheiten und Schwankungsbreiten einzubeziehen.

Dazu benötigt es einen Mittel- oder Modalwert und einen Minimum- und Maximumwert oder eine Standardabweichung. Schwankungen in dieser Arbeit betreffen die Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements, die Daten zum Stallbau und -betrieb (Annahme: 10 % Schwankung), die Tieremissionen (Annahme: 5 % Schwankung) und die Fütterungswerte (Annahme: 5 % Schwankung). Die Schwankungsbreiten für die Eingabe in openLCA sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Auflistung der Schwankungsbreiten und der Unsicherheitsverteilung der Daten

Kategorie	Unterkategorie	Unsicherheitsverteilung (wie in openLCA eingegeben)	Mittelwert oder Modus und Streuung	Einheit	Quellen
Stall - Betrieb 1 vor dem Umbau	Stromverbrauch	Standardnormalverteilung	MW: 764,71; SD: 76,47	kWh/GVE/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Schotter	Standardnormalverteilung	MW: 6845,59; SD: 684,56	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Zement	Standardnormalverteilung	MW: 698,02; SD: 69,80	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Beton	Standardnormalverteilung	MW: 6,73; SD: 0,67	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Stahl	Standardnormalverteilung	MW: 672,79; SD: 67,28	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Mauerziegel	Standardnormalverteilung	MW: 3294,12; SD: 329,41	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Holz	Standardnormalverteilung	MW: 6,07; SD: 0,61	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Dach (Eternit)	Standardnormalverteilung	MW: 500,81; SD: 50,08	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
Stall - Betrieb 1 nach dem Umbau	Stromverbrauch	Standardnormalverteilung	MW: 800; SD: 80	kWh/GVE/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Schotter	Standardnormalverteilung	MW: 3592,33; SD: 359,23	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.

	Zement	Standardnormalverteilung	MW: 1452,50; SD: 145,25	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Beton	Standardnormalverteilung	MW: 14; SD: 1,4	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Stahl	Standardnormalverteilung	MW: 694,20; SD: 69,42	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Holz	Standardnormalverteilung	MW: 6,73; SD: 0,67	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Dach (Eternit und isolierte Panelle)	Standardnormalverteilung	MW: 525,70; SD: 52,57	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
Stall - Betrieb 2 vor dem Umbau	Stromverbrauch	Standardnormalverteilung	MW: 666,67; SD: 66,67	kWh/GVE/Jah r	Primärdaten des Betriebs
	Schotter	Standardnormalverteilung	MW: 4472,85; SD: 447,29	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Zement	Standardnormalverteilung	MW: 513; SD: 51,3	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Beton	Standardnormalverteilung	MW: 4,94; SD: 0,49	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Stahl	Standardnormalverteilung	MW: 494,45; SD: 49,45	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Mauerziegel	Standardnormalverteilung	MW: 3360; SD: 336	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Holz	Standardnormalverteilung	MW: 3,82; SD: 0,38	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Dach (Eternit)	Standardnormalverteilung	MW: 324,33; SD: 32,43	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Stromverbrauch	Standardnormalverteilung	MW: 666,67; SD: 66,67	kWh/GVE/Jah r	Primärdaten des Betriebs

Stall - Betrieb 2 nach dem Umbau	Schotter	Standardnormalverteilung	MW: 4053,33; SD: 405,33	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Zement	Standardnormalverteilung	MW: 498; SD: 49,8	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Beton	Standardnormalverteilung	MW: 4,80; SD: 0,48	m ³	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Stahl	Standardnormalverteilung	MW: 480; SD: 48	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Holz	Standardnormalverteilung	MW: 0,53; SD: 0,05	m ³ /GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
	Dach (Eternit)	Standardnormalverteilung	MW: 50,50; SD: 5,05	kg/GVE/50 Jahre	Primärdaten des Betriebs, Annahmen und Ecoinvent 3.4.
Wirtschaftsdünger- management - Betrieb 1 vor dem Umbau	Emissionen - Methan Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 30,4; min: 10,56; max: 42,24	kg/GVE/Jahr	Marañón et al. (2011) und Paulsen et al. (2013)
	Emissionen - Methan Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006; Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
	Emissionen - Methan Weide	Standardnormalverteilung	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019 und Umweltbundesamt (2016)
	Emissionen - Lachgas Stall, Lagerung und Ausbringung	Dreiecksverteilung	mod: 0,22; min: 0,05; max: 0,43	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2001)
	Emissionen - Lachgas Weide	Dreiecksverteilung	MW: 1,28; min: 0,44; max: 2,10	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Umweltbundesamt (2016) und Voglmeier et al. (2019)

	Emissionen - Ammoniak Stall	Dreiecksverteilung	MW: 6,70; min: 4,86; max: 10,58	kg/GVE/Jahr	Koerkamp & Uenk (1997) und Krause et al. (2017)
	Emissionen - Ammoniak Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 0,87; min: 0,65; max: 0,98	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Amon et al. (2005)
	Emissionen - Ammoniak Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 14,04; min: 5,44; max: 22,63	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017) und Amon et al. (2006)
	Emissionen - Ammoniak Weide	Dreiecksverteilung	MW: 7,94; min: 5,48; max: 10,40	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)
Wirtschaftsdünger- management - Betrieb 1 nach dem Umbau	Emissionen - Methan Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 38,10; min: 10,56; max: 52,0	kg/GVE/Jahr	Marañón et al. (2011) und Paulsen et al. (2013)
	Emissionen - Methan Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006); Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
	Emissionen - Methan Weide	Standardnormalverteilung	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019 und Umweltbundesamt (2016)
	Emissionen - Lachgas Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 0,50; min: 0,39; max: 0,86	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Paulsen et al. (2013) und Umweltbundesamt (2016)
	Emissionen - Lachgas Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,12; min: 0,05; max: 0,24	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Chadwick et al. (2000)

	Emissionen - Lachgas Weide	Dreiecksverteilung	MW: 1,28; min: 0,44; max: 2,10	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Umweltbundesamt (2016) und Voglmeier et al. (2019)
	Emissionen - Ammoniak Stall	Dreiecksverteilung	MW: 15,16; min: 2,67; max: 36,90	kg/GVE/Jahr	Jungbluth et al. (2001); Koerkamp & Uenk (1997); Schiefler & Büscher (2011); Schiefler & Büscher (2011) nach Schneider et al. (2005); Schiefler & Büscher (2011) nach Zhang et al. (2005)
	Emissionen - Ammoniak Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 0,87; min: 0,65; max: 0,98	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Amon et al. (2005)
	Emissionen - Ammoniak Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 14,04; min: 5,44; max: 22,63	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017) und Amon et al. (2006)
	Emissionen - Ammoniak Weide	Dreiecksverteilung	MW: 7,94; min: 5,48; max: 10,40	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)
Wirtschaftsdünger- management - Betrieb 2 vor dem Umbau	Emissionen - Methan Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 26,14; min: 7,48; max: 58,80	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Koerkamp & Uenk (1997); Külling et al. (2003); Paulsen et al. (2013) und Umweltbundesamt (2016)
	Emissionen - Methan Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006); Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
	Emissionen - Methan Weide	Standardnormalverteilung	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019 und Umweltbundesamt (2016)

	Emissionen - Lachgas Stall, Lagerung und Ausbringung	Dreiecksverteilung	mod: 0,23; min: 0,11; max: 0,41	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2001)
	Emissionen - Lachgas Weide	Dreiecksverteilung	MW: 1,28; min: 0,44; max: 2,10	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Umweltbundesamt (2016) und Voglmeier et al. (2019)
	Emissionen - Ammoniak Stall, Lagerung und Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 26,10; min: 24,82; max: 27,38	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017)
	Emissionen - Ammoniak Weide	Dreiecksverteilung	MW: 5,84; min: 4,02; max: 7,67	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)
Wirtschaftsdünger- management - Betrieb 2 nach dem Umbau	Emissionen - Methan Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 30,05; min: 8,20; max: 52,0	kg/GVE/Jahr	Marañón et al. (2011) und Paulsen et al. (2013)
	Emissionen - Methan Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006); Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
	Emissionen - Methan Weide	Standardnormalverteilung	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
	Emissionen - Lachgas Stall und Lagerung	Dreiecksverteilung	MW: 0,84; min: 0,57; max: 1,05	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Paulsen et al. (2013) und Umweltbundesamt (2016)

	Emissionen - Lachgas Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 0,12; min: 0,05; max: 0,24	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Chadwick et al. (2000)
	Emissionen - Lachgas Weide	Dreiecksverteilung	MW: 1,28; min: 0,44; max: 2,10	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019); Umweltbundesamt (2016) und Voglmeier et al. (2019)
	Emissionen - Ammoniak Stall, Lagerung und Ausbringung	Dreiecksverteilung	MW: 29,57; min: 24,82; max: 33,22	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017)
	Emissionen - Ammoniak Weide	Dreiecksverteilung	MW: 5,84; min: 4,02; max: 7,67	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)
Tieremissionen Betrieb 1	Enterogene Fermentation (Methan)	Standardnormalverteilung	MW: 145,64; SD: 7,28	kg/Jahr	Berechnung nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Tieremissionen Betrieb 2	Enterogene Fermentation (Methan)	Standardnormalverteilung	MW: 130,31; SD: 6,52	kg/Jahr	Berechnung nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Fütterung Betrieb 1	Grassilage	Standardnormalverteilung	MW: 84.315; SD: 4215,75	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Maissilage	Standardnormalverteilung	MW: 19.200; SD: 960	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Heu	Standardnormalverteilung	MW: 7.026; SD: 351,30	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Kraftfutter - Mais	Standardnormalverteilung	MW: 22.720,67; SD: 1.136,03	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs

	Krafffutter - Sojabohne	Standardnormalverteilung	MW: 11.360,33; SD: 568,02	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
Fütterung Betrieb 2	Grünfutter	Standardnormalverteilung	MW: 16.951; SD: 847,55	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Heu	Standardnormalverteilung	MW: 39.551; SD: 1977,55	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Krafffutter - Mais	Standardnormalverteilung	MW: 4.708,67; SD: 235,43	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs
	Krafffutter - Sojabohne	Standardnormalverteilung	MW: 2353,33; SD: 117,67	kg TM/Jahr	Primärdaten des Betriebs

Um die Robustheit der LCA-Ergebnisse hinsichtlich streuender Modellparameter zu testen, werden Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt. Bei der Monte-Carlo-Simulation handelt es sich um eine Methode zur Generierung von Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktionen einer Zielgröße für eine potenziell große Anzahl an unbestimmten Faktoren unter den Modelldaten. So wird versucht, möglichst genaue Näherungswerte für den tatsächlichen Zielwert zu ermitteln. In dieser Arbeit werden Monte-Carlo-Simulationen mit jeweils 1.000 Iterationen (Wiederholungen) durchgeführt. Dieser Wert wurde gewählt, da ein höherer Wert (z.B. 10.000 Iterationen) keine wesentlich genaueren Ergebnisse bringen würde (Kral et al., 2016). Die statistische Signifikanz der Unterschiede zwischen den Situationen vor und nach dem Umbau der beiden Betriebe wird mit einem Wilcoxon-Rangsummen-Test geprüft. Es handelt sich dabei um einen nichtparametrischen statistischen Test für zwei verbundene Stichproben. Dabei müssen die Daten nicht normalverteilt sein (das wäre beim t-Test die Grundvoraussetzung). Mit diesem Test wird die Wahrscheinlichkeit getestet, ob ein zufällig aus der einen Stichprobe ausgewählter Wert größer oder kleiner als ein zufällig aus der anderen Stichprobe ausgewählter Wert ist (Janssen & Laatz, 2017). Das Signifikanzniveau α beträgt 0,05.

4.7.2. Sensitivitätsanalysen

Neben der Berücksichtigung der Streuung und Unsicherheiten werden die Auswirkungen von Veränderungen an verschiedenen Einflussgrößen und unterschiedliche Annahmen getestet. Das passiert mit vier Sensitivitätsanalysen. Dabei werden Einflussgrößen, die einen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben, gewählt und verändert. Folgende Sensitivitätsanalysen werden im Rahmen dieser Arbeit getestet. Die Ergebnisse sind in Kapitel 5.3 dargestellt.

- (1) **„Nachhaltig bauen“**: Statt Beton und Stahl wird im alternativen System vermehrt mit Holz gebaut. Beim Betrieb 1 sinkt der Bedarf an Stahl pro GVE-Stallplatz auf 394,20 kg, an Zement auf 1.037,50 kg und an Beton auf 10,00 m³, der Bedarf an Holz erhöht sich pro GVE-Stallplatz auf 9,33 m³ (jeweils pro GVE-Stallplatz/50 Jahre). Beim Betrieb 2 reduziert sich der Bedarf an Stahl pro GVE-

Stallplatz auf 250 kg, an Zement auf 345,83 kg und an Beton auf 3,33 m³, der Bedarf an Holz erhöht sich auf 1,33 m³ (jeweils pro GVE-Stallplatz/50 Jahre).

(2) „**Testen der Emissionsfaktoren**“: Statt der ausgewählten Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements (siehe Tabelle 18) werden die Emissionsfaktoren, die von IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016) vorgeschlagen werden, verwendet. Falls diese nicht vorhanden waren, wurde auf alternative Faktoren zurückgegriffen. Die verwendeten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 19 und Tabelle 20 ersichtlich.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren für die Sensitivitätsanalyse beim Betrieb 1

Unterkategorie	Mittelwert / Modus und Streuung	Einheit	Quellen
Emissionen - Methan Stall und Lagerung	MW: 84,05; SD: 12,61	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Methan Ausbringung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006); Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
Emissionen - Methan Weide	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Lachgas Stall und Lagerung	MW: 0,46; SD: 0,07	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Lachgas Ausbringung	MW: 0,12; min: 0,05; max: 0,24	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Chadwick et al. (2000)
Emissionen - Lachgas Weide	MW: 1,83; SD: 0,27	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Ammoniak Stall, Lagerung und Ausbringung	MW: 33,03; min: 32,85; max: 33,22	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017)
Emissionen - Ammoniak Weide	MW: 7,94; min: 5,48; max: 10,40	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)

Tabelle 20: Emissionsfaktoren für die Sensitivitätsanalyse beim Betrieb 2

Unterkategorie	Mittelwert / Modus	Einheit	Quellen
Emissionen - Methan Stall und Lagerung	MW: 84,05; SD: 12,61	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Methan Ausbringung	MW: 0,04; min: 0; max: 0,09	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006); Bourdin et al. (2014) und Chadwick et al. (2000)
Emissionen - Methan Weide	MW: 2,07; SD: 0,31	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Lachgas Stall und Lagerung	MW: 0,46; SD: 0,07	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Lachgas Ausbringung	MW: 0,12; min: 0,05; max: 0,24	kg/GVE/Jahr	Amon et al. (2006) und Chadwick et al. (2000)
Emissionen - Lachgas Weide	MW: 1,83; SD: 0,27	kg/GVE/Jahr	IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016)
Emissionen - Ammoniak Stall, Lagerung und Ausbringung	MW: 33,03; min: 32,85; max: 33,22	kg/GVE/Jahr	Aguirre-Villegas et al. (2017)
Emissionen - Ammoniak Weide	MW: 5,84; min: 4,02; max: 7,67	kg/GVE/Jahr	Voglmeier et al. (2019)

(3) „**Vollweide**“: Bei beiden Betrieben wird ein Vollweidesystem angenommen. Der Weideanteil am Wirtschaftsdüngermanagement wird dadurch bei beiden Betrieben nach dem Umbau stark erhöht und gleich gesetzt. Beim Betrieb 1 von 1 % auf 20 % und beim Betrieb 2 von 14 % auf 20 %. Die Prozentzahlen beziehen sich auf den Jahresstundenanteil auf der Weide. Die 20 % entsprechen 300 h pro Monat (10 h pro Tag) und 6 Monate Weidedauer. Die Weideanteile bei Vollweide können auch über 20 % der Gesamtjahresstunden liegen. Dieser Wert wurde jedoch für diese beiden Betriebe gewählt, da aufgrund der betrieblichen Voraussetzungen (zu wenig hofnahe Flächen, hohe Milchleistung beim Betrieb 1) ein höherer Wert nicht realistisch erscheint. Der Weideanteil wurde bei beiden Betrieben bewusst gleich gewählt, um eine gewisse Vergleichbarkeit herstellen zu können.

5. Ergebnisse

Dieses Kapitel zeigt die Ergebnisse dieser Arbeit. Dabei werden die Umweltwirkungen der beiden Modellbetriebe, jeweils mit der Situation vor und nach dem Umbau und für das Teilsystem und das Gesamtsystem, dargestellt. Folgende Prozesse sind im jeweiligen System abgebildet:

- **Teilsystem:** Stallbau, Stallbetrieb, Wirtschaftsdüngermanagement, Weideemissionen, Strohbedarf
- **Gesamtsystem:** Teilsystem inkl. Futtermittelbereitstellung und enterogener Fermentation

Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt am Teilsystem, das Gesamtsystem zeigt jedoch die Bedeutung des Teilsystems an den gesamten Umweltwirkungen der Milchproduktion dieser Betriebe. Die Einheiten der Ergebnisse sind jeweils angegeben, beziehen sich aber meistens auf einen GVE-Stallplatz pro Jahr. Die Ergebniswerte stellen den Median dar. Dieser teilt die Stichprobe in zwei gleiche Teile – das bedeutet 50 % der möglichen Werte sind größer und 50 % der möglichen Werte sind kleiner. Die Fehlerbalken in den Grafiken zeigen den 5-95%igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen. Der 5-95%ige Interperzentilabstand deckt 90 % der möglichen Werte, die die Ergebnisse annehmen können, ab. Die 5 %, jeweils am unteren und am oberen Ende der Verteilung, werden wegen der teils extremen Ausreißer nicht angegeben. Die Buchstaben über den Balken geben Aufschluss über die statistische Signifikanz der Unterschiede zwischen den Beiträgen.

5.1. Vergleich des Teil- und Gesamtsystems je Wirkungskategorie

Die Ergebnisse der beiden Betriebe für das Teilsystem vor und nach dem Umbau sind in Tabelle 21 dargestellt. Die Werte beziehen sich jeweils auf einen GVE-Stallplatz pro Jahr.

Tabelle 21: Vergleich der Umweltwirkungen der beiden Betriebe des Teilsystems vor und nach dem Umbau

Wirkungskategorie	Einheit	Betrieb 1 alt	Betrieb 1 neu	Betrieb 2 alt	Betrieb 2 neu
Treibhausgaspotenzial	kg CO ₂ -Äq./GVE-Platz/Jahr	1.754,10	2.115,86	1.736,03	1.954,41
Energiebedarf	kg Öl-Äq. /GVE-Platz/Jahr	153,94	179,26	151,15	152,34
Eutrophierung	kg P-Äq. /GVE-Platz/Jahr	0,63	0,74	0,62	0,67
Versauerung	kg SO ₂ -Äq. /GVE-Platz/Jahr	47,41	67,32	49,14	54,57
Ökotoxizität	kg 1,4-DCB-Äq. /GVE-Platz/Jahr	11.760,04	12.258,53	11.512,09	11.504,51

In Tabelle 22 sind die Ergebnisse des Gesamtsystems vor und nach dem Umbau dargestellt.

Tabelle 22: Vergleich der Umweltwirkungen des Gesamtsystems der beiden Betriebe vor und nach dem Umbau

Wirkungskategorie	Einheit	Betrieb 1 alt	Betrieb 1 neu	Betrieb 2 alt	Betrieb 2 neu
Treibhausgaspotenzial	kg CO ₂ -Äq./GVE-Platz/Jahr	8.688,05	9.077,61	7.389,40	7.577,98
Energiebedarf	kg Öl-Äq. /GVE-Platz/Jahr	363,03	390,67	341,65	340,49
Eutrophierung	kg P-Äq. /GVE-Platz/Jahr	1,18	1,25	1,33	1,39
Versauerung	kg SO ₂ -Äq. /GVE-Platz/Jahr	54,53	75,63	56,45	61,70
Ökotoxizität	kg 1,4-DCB-Äq. /GVE-Platz/Jahr	15.585,64	16.079,37	16.624,71	17.008,31

Abbildung 11 stellt die Werte der Tabelle 21 als relativen Anteil dar. Die jeweils höheren Umweltwirkungen der Situation vor und nach dem Umbau wurden dabei mit 100 % festgesetzt. Es zeigt sich, dass die Werte nach dem Umbau in fast allen Wirkungskategorien höher sind. Einzig bei der Ökotoxizität sind die Werte beim Betrieb 2 nach dem Umbau etwas geringer. Meist sind die Werte beim Betrieb 2, bezogen auf den GVE-Stallplatz pro Jahr, geringer als beim Betrieb 1.

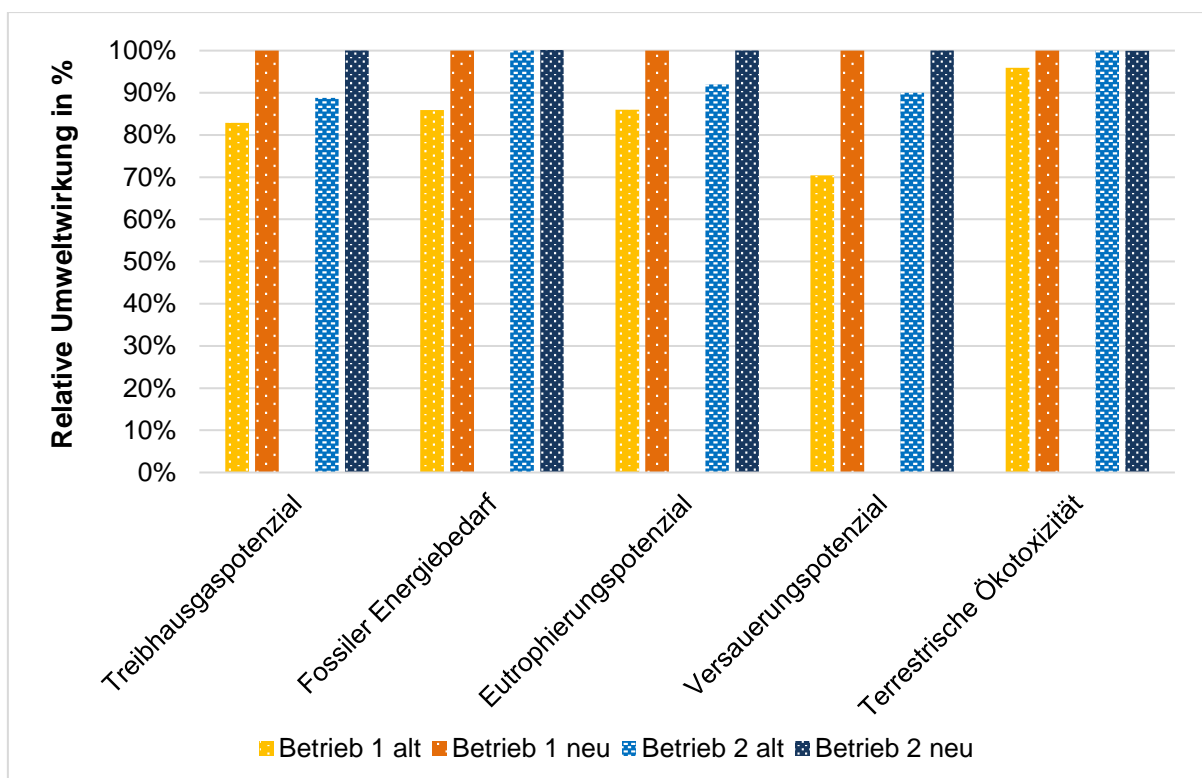


Abbildung 11: Relativer Anteil der Umweltwirkungen der beiden Betriebe vom Teilsystem vor und nach dem Umbau

In den Abbildungen 12 bis 16 sind die Ergebnisse für jede Wirkungskategorie grafisch dargestellt. In den „Gesamt“-Balken sind zum Teilsystem die enterogene Fermentation und die Fütterung zum Gesamtsystem hinzugefügt. Die Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen. Die Buchstaben über den Balken zeigen, ob die Unterschiede zwischen der Situation vor und nach dem Umbau signifikant sind. Zwei

unterschiedliche Buchstaben zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen der Situation vor und nach dem Umbau an - sind die beiden Buchstaben gleich, gibt es keinen signifikanten Unterschied. Die statistischen Ergebnisse des Wilcoxon-Rangsummen-Tests sind in Tabelle 23 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Umweltwirkungen nicht nur in den linken vier Balken mit dem Teilsystem nach dem Umbau höher sind, sondern sich diese Erhöhungen auch auf das Gesamtsystem der rechten vier Balken (inkl. der Fütterung und enterogenen Fermentation) übertragen. Der Großteil der Änderungen ist signifikant. Nur beim Energiebedarf sind zwei „Vorher-Nachher-Situationen“ nicht signifikant und bei der Ökotoxizität ist keine Änderung signifikant.

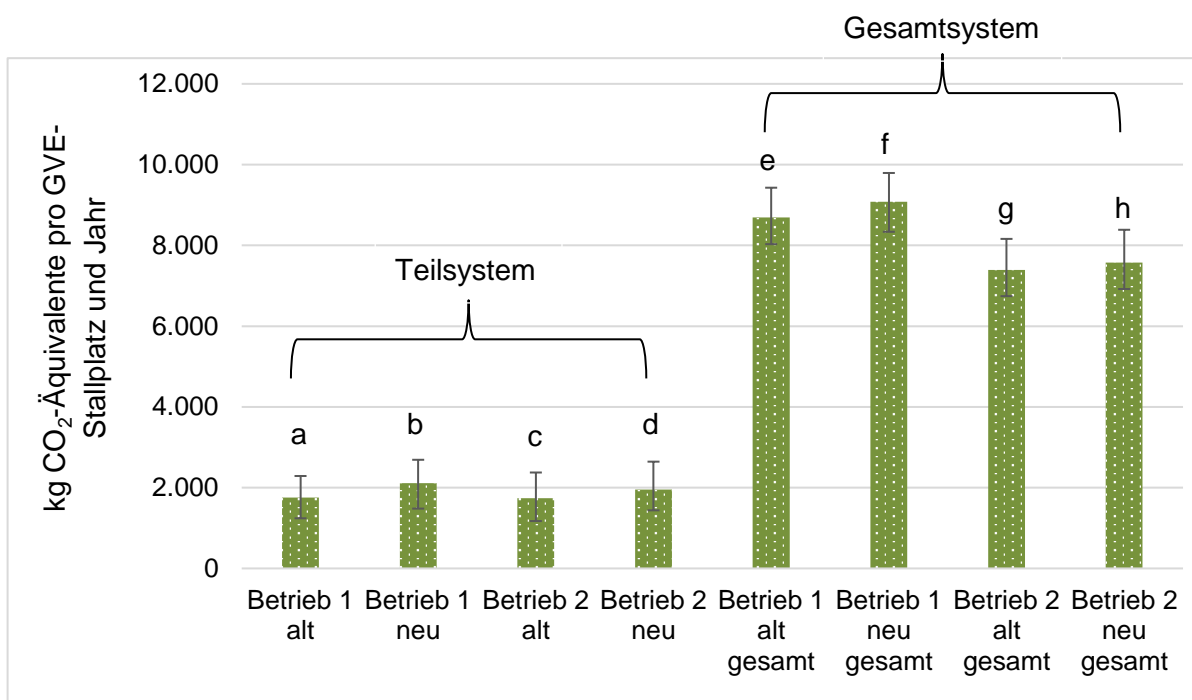


Abbildung 12: Treibhausgaspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)

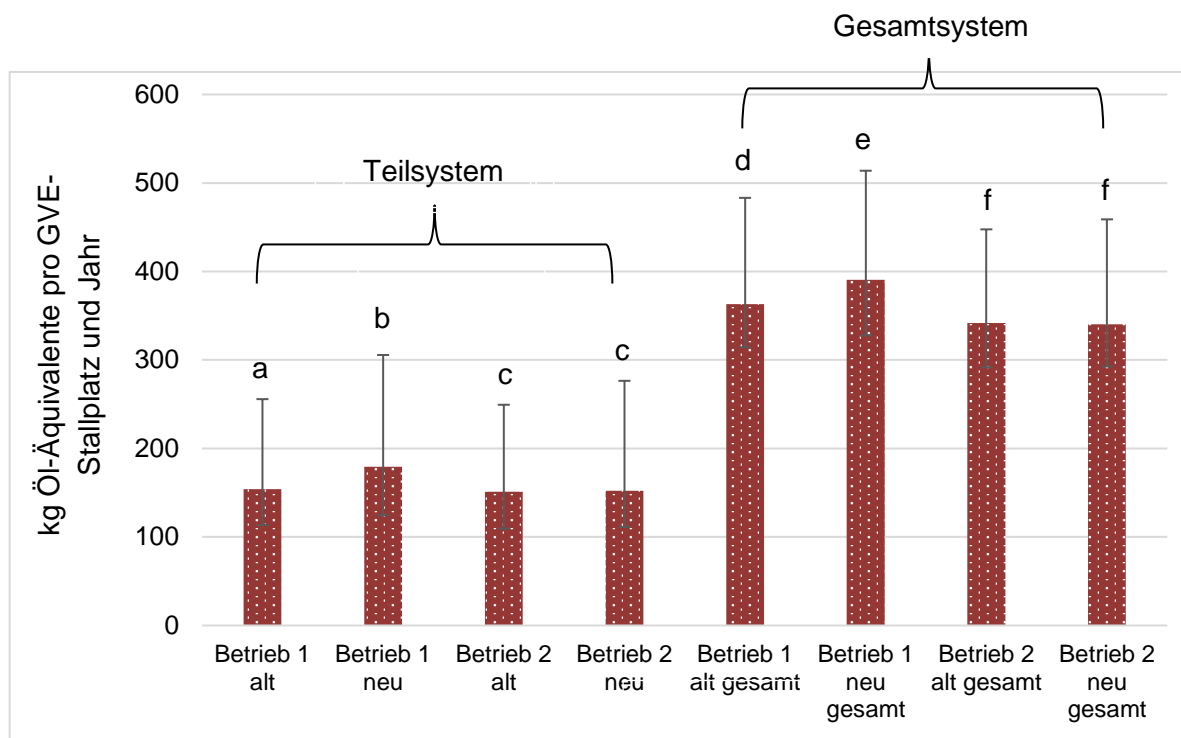


Abbildung 13: Fossiler Energiebedarf der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)

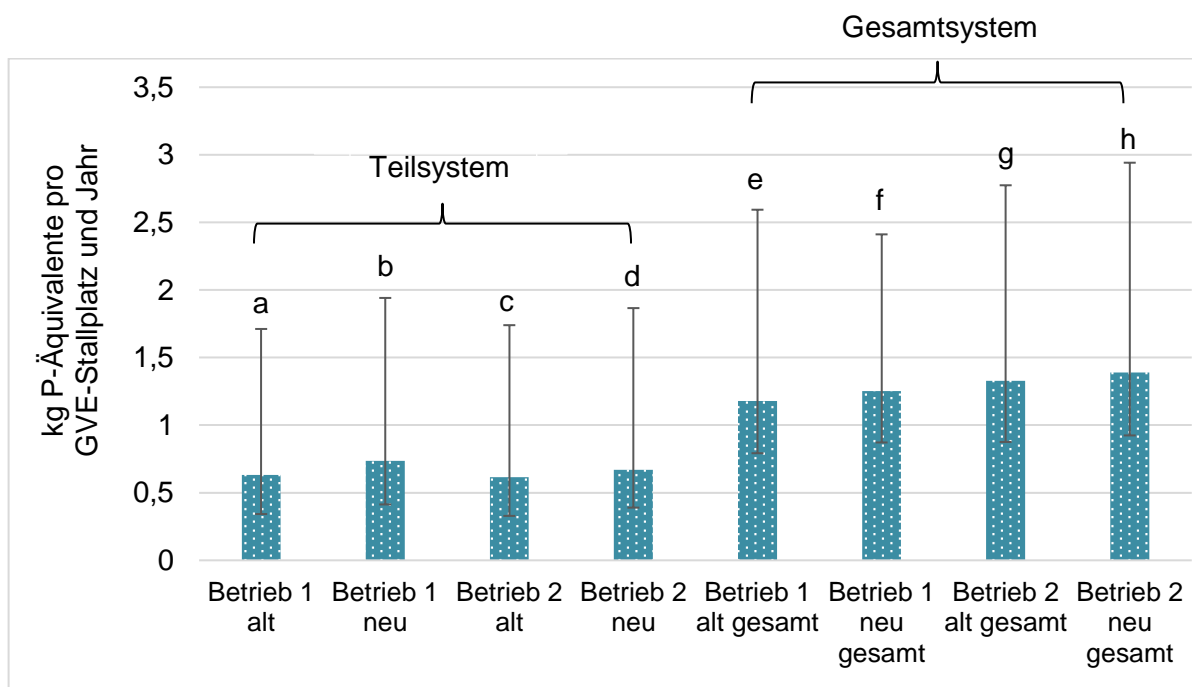


Abbildung 14: Aquatisches Eutrophierungspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)

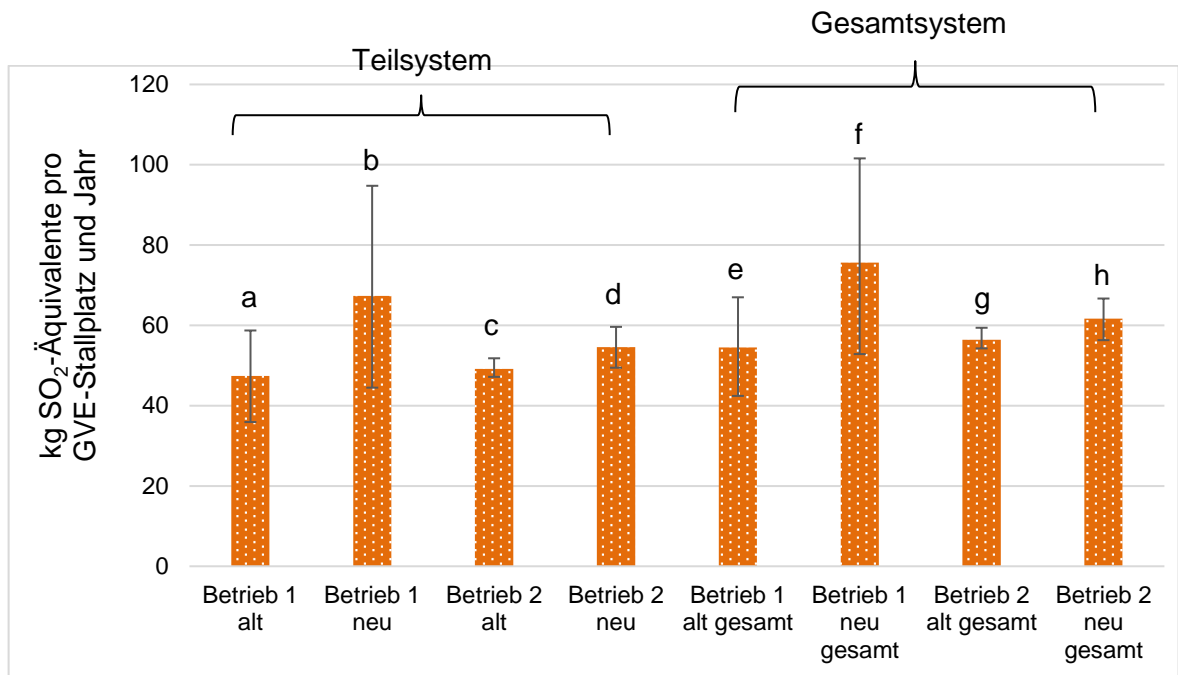


Abbildung 15: Terrestrisches Versauerungspotenzial der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)

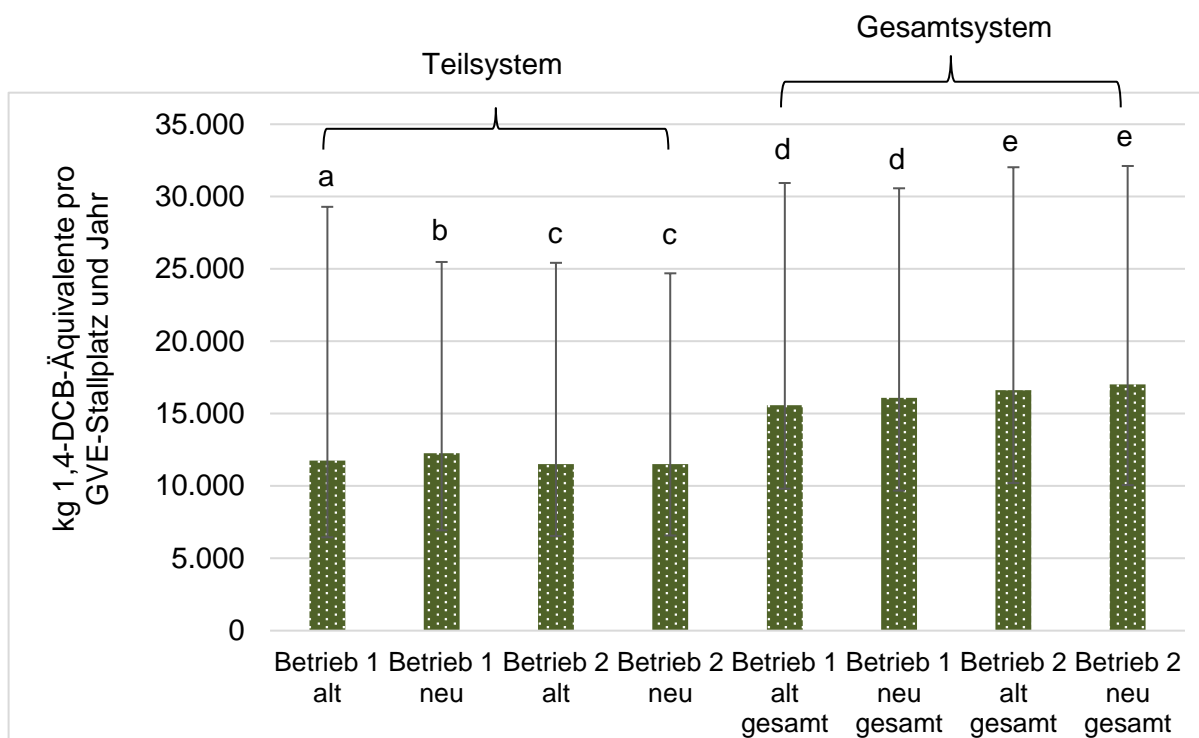


Abbildung 16: Terrestrische Ökotoxizität der beiden Betriebe, jeweils vor und nach dem Umbau und für das Teil- und das Gesamtsystem (n=1.000)

5.2. Beitragsanalyse

Dieses Kapitel zeigt und beschreibt die Beiträge der Kategorien „Stallbau“, „Stallbetrieb“, „Wirtschaftsdüngermanagement“, „Weideemissionen“, „Strohbedarf“, „Fütterung“ und „enterogene Fermentation“. Folgende Auflistung gibt einen Überblick über die Inputs der einzelnen Kategorien:

- Stallbau: Baumaterialien, Energie- und Maschinenbedarf in der Bauphase
- Stallbetrieb: Strombedarf, Bedarf an Verbrauchsstoffen (z.B. Reinigungsmittel)
- Wirtschaftsdüngermanagement: Managementmaßnahmen und Emissionen des anfallenden Wirtschaftsdüngers im Stall, inklusive der Lagerung und der Ausbringung
- Weideemissionen: Emissionen des anfallenden Wirtschaftsdüngers auf der Weide
- Strohbedarf: Bereitstellung des Strohs als Einstreu
- Fütterung: Produktion und Transport der Futtermittel
- Enterogene Fermentation: Methan-Emissionen der Milchkühe

Die Beitragsanalyse wird in den fünf ausgewählten Wirkungskategorien dargestellt. Bei der Beschreibung der Abbildungen steht der erste Wert jeweils für die Umweltwirkung vor dem Umbau und der zweite Wert für die Umweltwirkung nach dem Umbau.

5.2.1. Treibhausgaspotenzial (GWP 100)

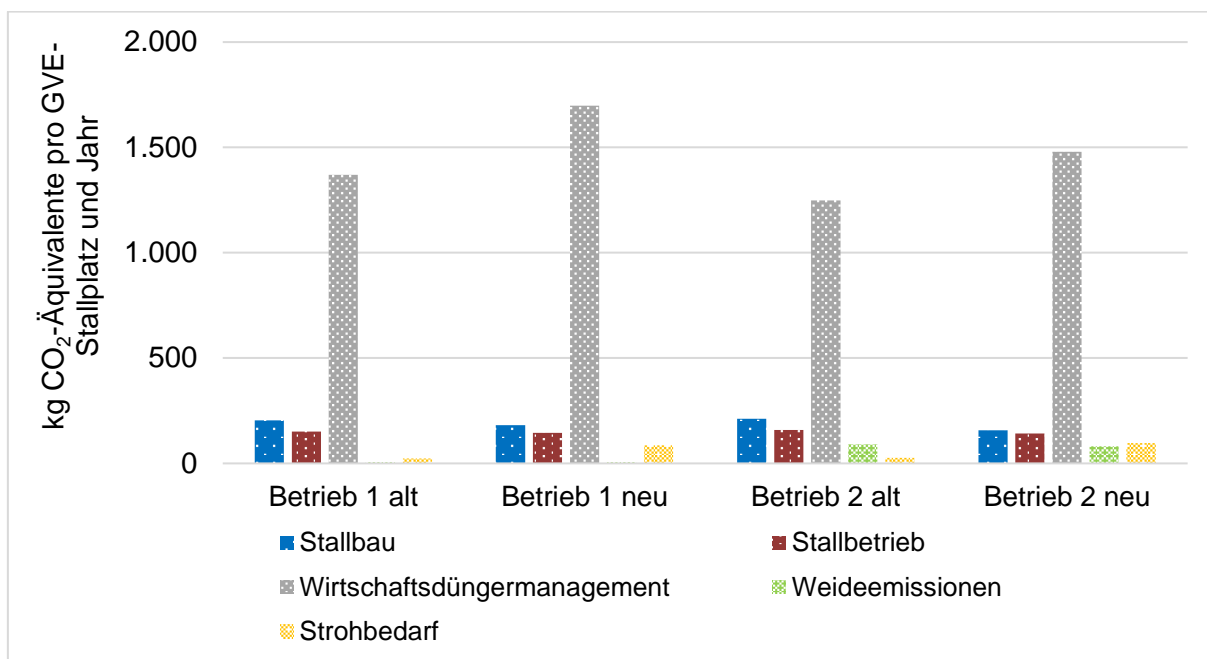


Abbildung 17: Beiträge des Teilsystems zum Treibhausgaspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Abbildung 17 stellt die betrachteten Hauptprozesse dieser Arbeit, den Stallbau und Stallbetrieb und das Wirtschaftsdüngermanagement im Vergleich der Situation vor und nach dem Umbau auf den beiden Betrieben dar. Es ist klar ersichtlich, dass der Stallbau und Stallbetrieb dabei beim Treibhausgaspotenzial den kleineren Teil ausmachen. Der Anteil des Stallbaus am Treibhausgaspotenzial beim Betrieb 1 verändert sich von 204,12 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr vor dem Umbau auf 181,88 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-10,90 %). Die Mengen an Baumaterialien (siehe Tabelle 12), die verwendet wurden, sind zwar beim Umbau bei den meisten Baustoffen höher, diese verteilen sich jedoch auf die höhere Kuhanzahl nach dem Umbau. Beim Betrieb 2 sinkt das Treibhausgaspotenzial des Stallbaus von 211,44 kg CO₂-Äq. /GVE-Stallplatz/Jahr auf 157,51 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-25,51 %). Das ist auf den geringen Baustoffeinsatz beim Umbau und der einfachen Bauweise zurückzuführen. Der Betrieb 2 hat beim alten Stall ein etwas höheres Treibhausgaspotenzial als Betrieb 1, nach dem Umbau dreht sich das um. Die Hauptanteile des Treibhausgaspotenzials

beim Stallbau gehen bei beiden Betrieben auf die Baustoffe Beton (inkl. Zement), Stahl und Ziegel zurück. Das THG-Potenzial des Stallbetriebs beim Betrieb 1 sinkt von 151,69 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr leicht auf 144,93 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-4,46 %) und beim Betrieb 2 von 159,38 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 141,54 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-11,25 %). Veränderungen beim Stallbetrieb haben vor allem mit dem veränderten Strombedarf zu tun.

Das Wirtschaftsdüngermanagement nimmt eine wesentlich größere Rolle beim Treibhausgaspotenzial als der Stallbereich ein. Das Wirtschaftsdüngermanagement ist maßgeblich für die Erhöhung des Treibhausgaspotenzials auf beiden Betrieben nach dem Umbau verantwortlich. Beim Betrieb 1 steigen die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement von 1.369,79 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 1.698,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (+24,01 %), was durch die höheren Emissionen des neuen Wirtschaftsdüngersystems und die größere Fläche beim Laufstall zu erklären ist. Beim Betrieb 2 steigen die Werte durch den Umbau von 1.247,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 1.479,20 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (+18,55 %). Diese Steigerung ist neben dem Umbau auf einen Laufstall auf den Umstieg von einem reinen Mist/Jauche-System auf ein gemischtes Mist/Gülle/Jauche-System und dem dadurch bedingten höheren Flüssigmistanteil zu erklären. Der Hauptanteil des Treibhausgaspotenzials beim Wirtschaftsdüngermanagement kommt von den Emissionen von Methan und Lachgas - die Maschinen bei der Ausbringung haben nur einen geringen Anteil daran.

Die Weideemissionen bleiben beim Betrieb 1 mit 5,51 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr vor dem Umbau und 5,12 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr nach dem Umbau nahezu gleich. Beim Betrieb 2 verändern sich diese von 90,58 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 80,44 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr. Das Wirtschaftsdüngermanagement und die Weideemissionen zusammen sind durch den höheren Festmistanteil und den höheren Weideanteil beim Betrieb 2 geringer als beim Betrieb 1.

Da der Strohbedarf bei einem Liegeboxen-Laufstall höher ist als beim Anbindestall, erhöht sich hier das THG-Potenzial beim Betrieb 1 von 22,98 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 85,24 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr und beim Betrieb 2 von 26,94

kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 95,71 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr. Die Prozent-Anteile der genannten Prozesse am Gesamtsystem des Treibhausgaspotenzials sind in den Erläuterungen zur Abbildung 18 dargestellt.

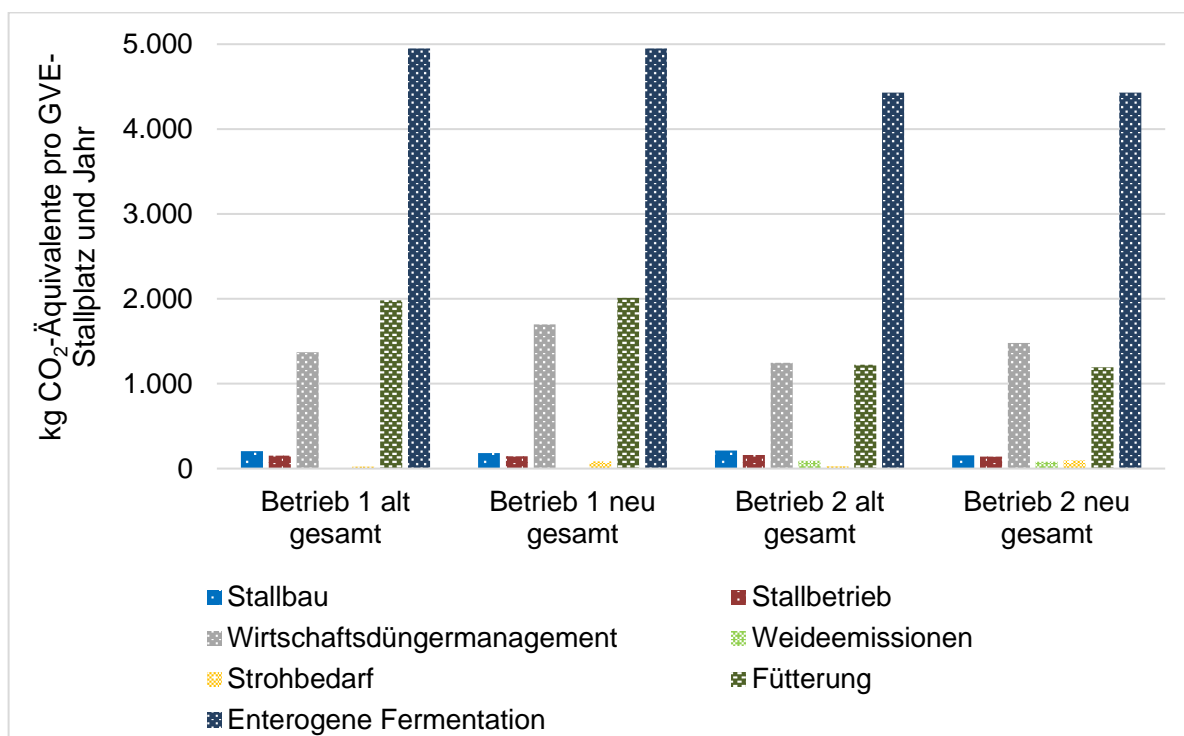


Abbildung 18: Beiträge des Gesamtsystems zum Treibhausgaspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Abbildung 18 zeigt, dass die enterogene Fermentation (Methan-Emissionen der Milchkühe) der Hauptverursacher des Treibhausgaspotenzials des Gesamtsystems bei beiden Betrieben ist. Beim Betrieb 1 macht sie vor dem Umbau 57,00 % und nach dem Umbau 54,55 % (jeweils 4.951,76 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) der Wirkungskategorie GWP100 aus, beim Betrieb 2 sind es 59,96 % und 58,47 % (jeweils 4.430,54 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Den zweitgrößten Anteil hat die Fütterung mit 22,82 % (1.982,19 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) vor dem Umbau und 22,14 % (2.009,99 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) nach dem Umbau beim Betrieb 1 und 16,55 % (1.222,83 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 15,74 % (1.193,04 kg CO₂-

Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) beim Betrieb 2. Bei der Fütterung hat beim Betrieb 1 das Krafftutter den größten Anteil vor der Grassilage, dem Heu und der Maissilage. Beim Betrieb 2 nimmt das Heu den größten Anteil vor dem Krafftutter und dem Grünfütter ein. Die beiden Prozesse „enterogene Fermentation“ und „Fütterung“ machen in dieser Arbeit mit 74,21 bis 79,81 % den Hauptanteil am Treibhausgaspotenzial aus. Dagegen stellen der Stallbau und –betrieb, das Wirtschaftsdüngermanagement und der Strohbedarf mit 20,19 % bis 25,79 % den kleineren Anteil dar. Der Stallbau hat beim Betrieb 1 einen Anteil von 2,35 % vor dem Umbau und 1,75 % nach dem Umbau. Beim Betrieb 2 sind es 2,86 % und 2,08 %. Der Stallbetrieb macht 1,75 % und 1,60 % beim Betrieb 1 und 2,16 % und 1,87 % beim Betrieb 2 aus. Die Anteile beim Wirtschaftsdüngermanagement liegen beim Betrieb 1 bei 15,77 % und 18,71 % und beim Betrieb 2 bei 16,88 % und 19,52 %. Die Weideemissionen kommen beim Betrieb 1 auf jeweils 0,06 % und beim Betrieb 2 auf 1,23 % und 1,06 %. Der Strohbedarf schlägt mit 0,26 % und 0,94 % beim Betrieb 1 und mit 0,36 % und 1,26 % zu Buche. Die Werte des Stalls und Wirtschaftsdüngermanagements (inkl. Strohbedarf) sind bereits in der Erläuterung zu Abbildung 17 ersichtlich, weshalb sie hier nicht nochmals angeführt wurden. Das gesamte Treibhausgaspotenzial der beiden Betriebe ist in Tabelle 22 dargestellt. Die Eingabewerte für die Futtermittelmengen und die Weideemissionen sind bei beiden Betrieben vor und nach dem Umbau gleich, die absoluten Werte der Mediane nach 1.000 Iterationen unterscheiden sich aber bedingt durch die teils sehr schiefen lognormalen Verteilungen aus der Ecoinvent-Datenbank. Der Unterschied liegt jedoch unter 1 % des Gesamtergebnisses und ist somit kleiner als die Schwankungsbreite des zweimaligen Simulierens der Monte Carlo-Simulation.

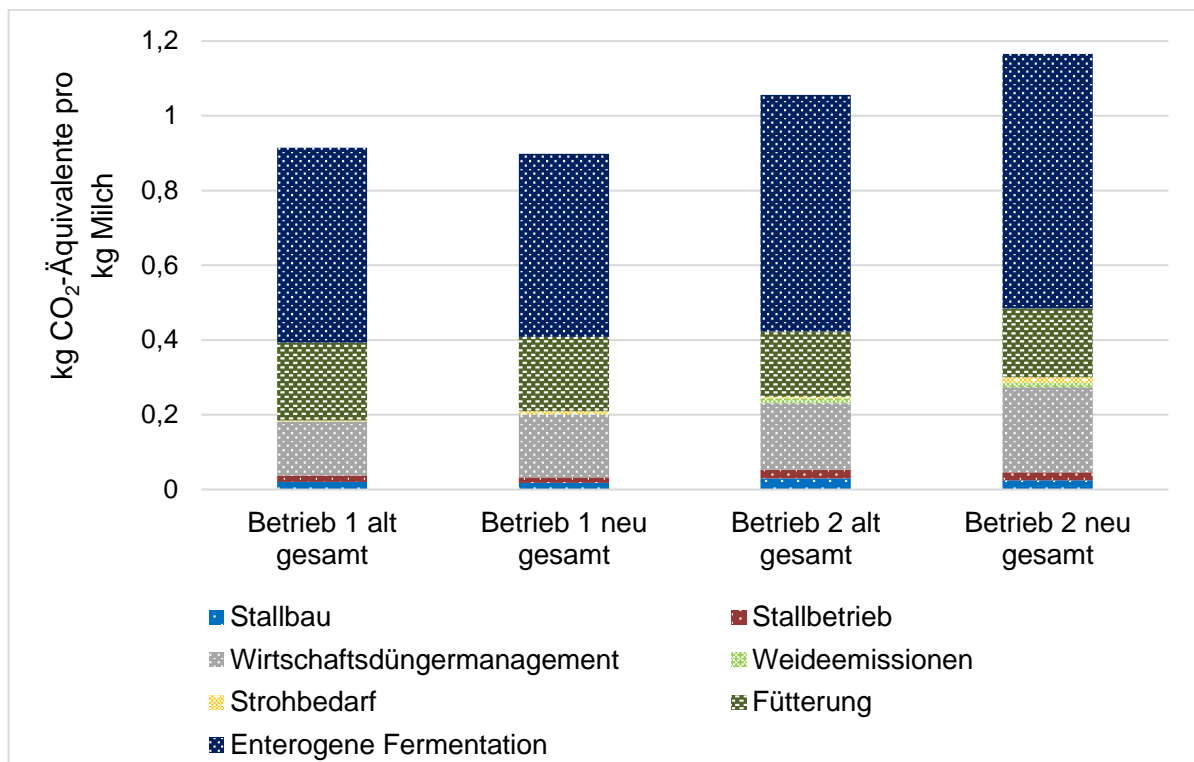


Abbildung 19: Beiträge des Gesamtsystems zum Treibhausgaspotenzial pro kg Milch von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Interessant sind nicht nur die Werte des THG-Potenzials pro GVE-Stallplatz und Jahr, sondern auch die Werte pro kg Milch. Abbildung 19 stellt die Werte für diese Einheit dar. Beim Vergleich dieser Werte mit anderen Studien ist zu beachten, dass die Aufzucht in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurde – diese müsste also noch zu den Werten dazugezählt werden. Bei den Ergebnissen pro kg Milch zeigt sich, dass die Werte beim Betrieb 1 vor und nach dem Umbau geringer sind als beim Betrieb 2. Das hat damit zu tun, dass sich die höheren Werte pro GVE-Stallplatz pro Jahr auf eine größere Milchleistung (siehe Tabelle 6 und Tabelle 8) verteilen. Das Treibhausgaspotenzial des Betriebs 1 beläuft sich auf 0,91 kg CO₂-Äq. pro kg Milch vor dem Umbau und 0,90 kg CO₂-Äq./kg Milch nach dem Umbau, beim Betrieb 2 liegen diese Werte bei 1,06 kg CO₂-Äq./kg Milch und 1,17 kg CO₂-Äq./kg Milch.

5.2.2. Aquatisches Eutrophierungspotenzial - Süßwasser (FEP)

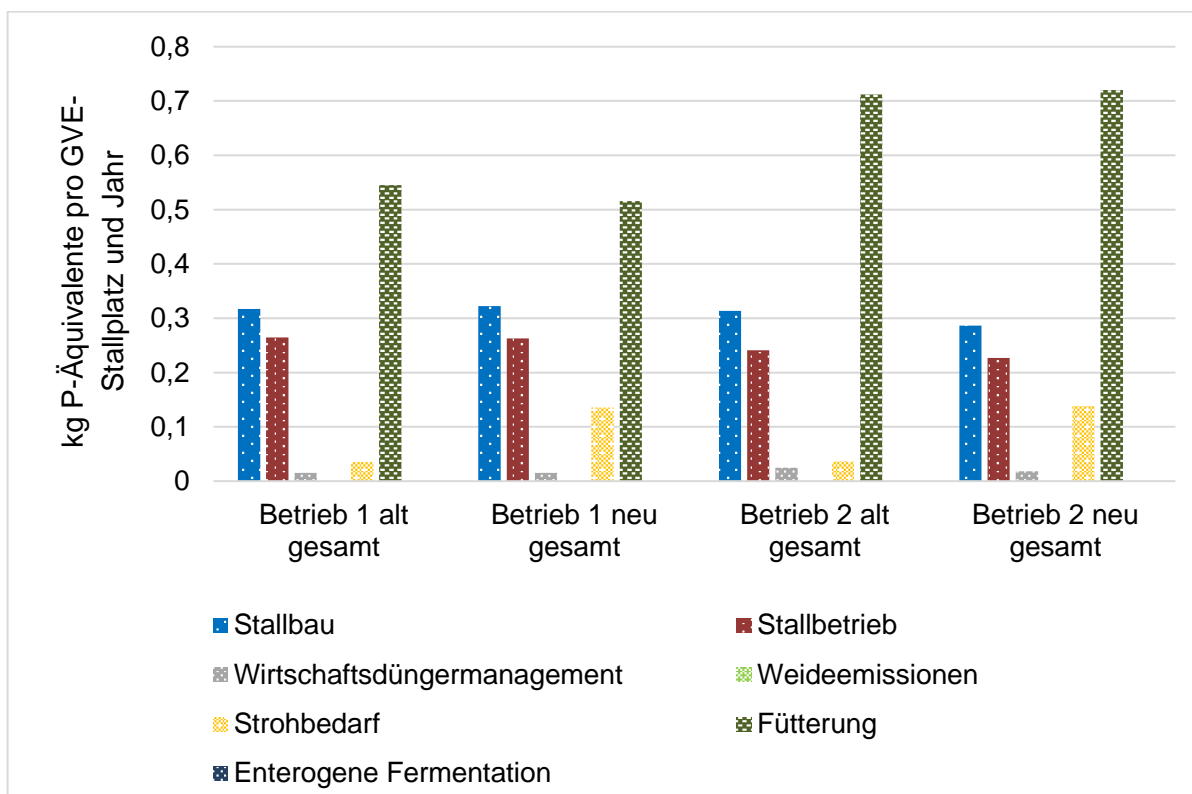


Abbildung 20: Beiträge des Gesamtsystems zum aquatischen Eutrophierungspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Den größten Anteil am aquatischen Eutrophierungspotenzial hat die Fütterung. Diese macht beim Betrieb 1 vor dem Umbau 46,27 % (0,55 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und nach dem Umbau 41,19 % (0,52 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) aus. Beim Betrieb 2 verändert sich dieser Bereich von 53,60 % (0,71 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 51,81 % (0,72 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Hauptverursacher des Eutrophierungspotenzials der Fütterung ist beim Betrieb 1 die Bereitstellung der Grassilage, knapp vor den weiteren Futtermitteln. Beim Betrieb 2 hat das Heu aufgrund der großen Menge fast den halben Anteil an der Fütterung. Den zweitgrößten Anteil am aquatischen Eutrophierungspotenzial nimmt der Stallbau ein. Dieser hat beim Betrieb 1 einen Anteil von 26,93 % (0,32 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) vor dem Umbau und 25,75 % (0,32 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) nach dem Umbau. Beim

Betrieb 2 sind es 23,60 % (0,31 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 20,62 % (0,29 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Bei beiden Betrieben nimmt dabei die Herstellung des verwendeten Kupfers den mit Abstand größten Anteil vor dem Stahl ein. Knapp hinter dem Stallbau findet sich der Stallbetrieb, der beim Betrieb 1 die Anteile 22,47 % und 20,99 % (jeweils 0,26 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) einnimmt. Beim Betrieb 2 sind es 18,16 % (0,24 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 16,31 % (0,23 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Beim Stallbetrieb ist der Strombedarf für diese Wirkungskategorie hauptverantwortlich. Ein starker Anstieg nach dem Umbau ist beim Strohbedarf zu verzeichnen. Die damit verbundenen Umweltwirkungen steigen beim Betrieb 1 von 3,02 % (0,04 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 10,84 % (0,14 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und beim Betrieb 2 von 2,77 % (0,04 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 9,94 % (0,14 kg P-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Der höhere Strohbedarf ist hauptverantwortlich für das höhere aquatische Eutrophierungspotenzial nach dem Umbau. Einen kleineren Anteil am aquatischen Eutrophierungspotenzial hat das Wirtschaftsdüngermanagement, das auf die Düngerausbringung zurückzuführen ist. Die Weideemissionen und die enterogene Fermentation haben in der Methode ReCiPe Midpoint (H) keine Auswirkung auf das aquatische Eutrophierungspotenzial (Süßwasser).

5.2.3. Terrestrisches Versauerungspotenzial (TAP)

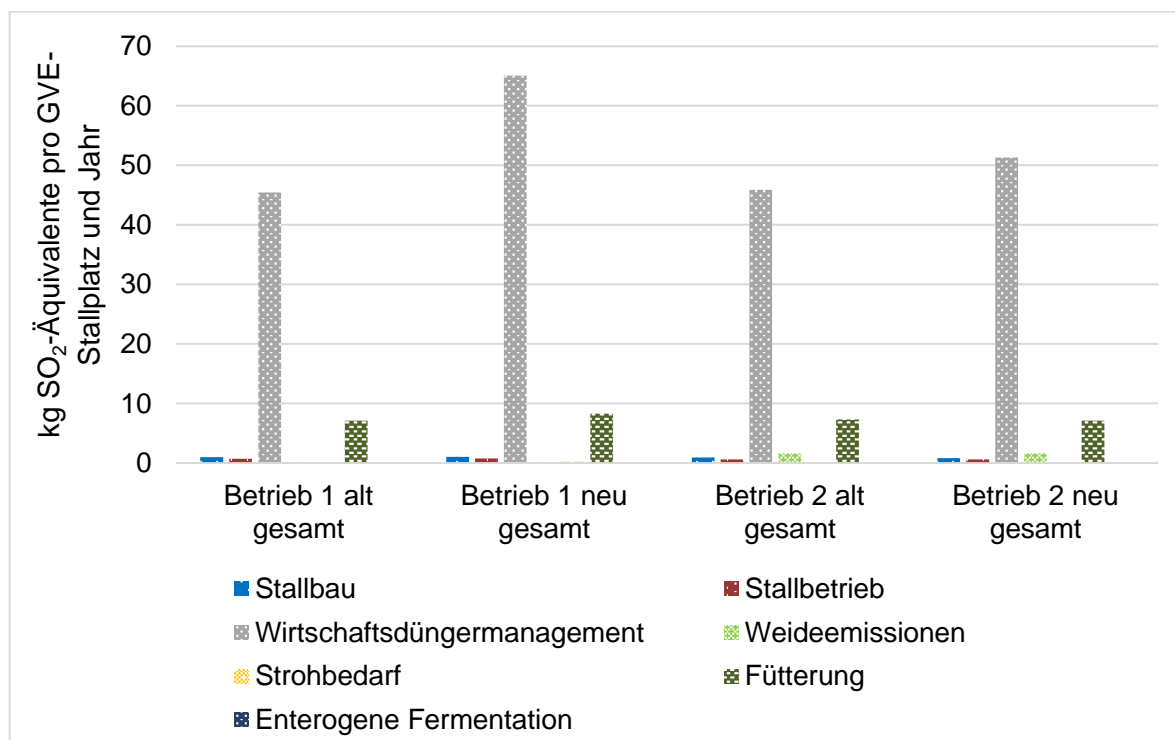


Abbildung 21: Beiträge des Gesamtsystems zum terrestrischen Versauerungspotenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Den größten Anteil am terrestrischen Versauerungspotenzial hat das Wirtschaftsdüngermanagement und dabei insbesondere der Ammoniak. Das Wirtschaftsdüngermanagement macht beim Betrieb 1 vor dem Umbau 83,35 % (45,45 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und nach dem Umbau 86,07 % (65,09 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) aus. Beim Betrieb 2 steigt das Wirtschaftsdüngermanagement von 81,30 % (45,89 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 83,13 % (51,29 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Das Wirtschaftsdüngermanagement ist somit bei beiden Betrieben hauptverantwortlich für das höhere terrestrische Versauerungspotenzial nach dem Umbau. Die höheren Werte nach dem Umbau sind auf die höheren Ammoniakemissionen, die durch die größere Fläche im Laufstall und den höheren Flüssigmistanteil bedingt sind, zurückzuführen.

Den zweitgrößten Anteil am terrestrischen Versauerungspotenzial hat, wenn auch mit großem Abstand, die Fütterung. Diese macht beim Betrieb 1 vor dem Umbau 13,06 % (7,12 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und nach dem Umbau 10,99 % (8,31 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) aus, während sie beim Betrieb 2 die Anteile 12,95 % (7,31 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 11,55 % (7,13 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) einnimmt. Das Versauerungspotenzial durch die Futtermittelproduktion geht vor allem auf die Düngung und den Treibstoffbedarf der Kraftfutterkomponenten Körnermais und Sojabohne zurück. Einen unterschiedlich großen Anteil bei den zwei Betrieben haben die Weideemissionen. Während der Anteil beim Betrieb 1 mit 0,31 % und 0,23 % (jeweils 0,17 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) klein ist, liegen die Anteile beim Betrieb 2 durch die vermehrte Weidehaltung mit 2,95 % (1,66 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 2,66 % (1,64 kg SO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) höher. Kleinere Anteile (jeweils unter 2 %) haben der Stallbau, der Stallbetrieb und der Strohbedarf. Keine versauernde Wirkung geht von der enterogenen Fermentation aus.

5.2.4. Fossiler Energieverbrauch

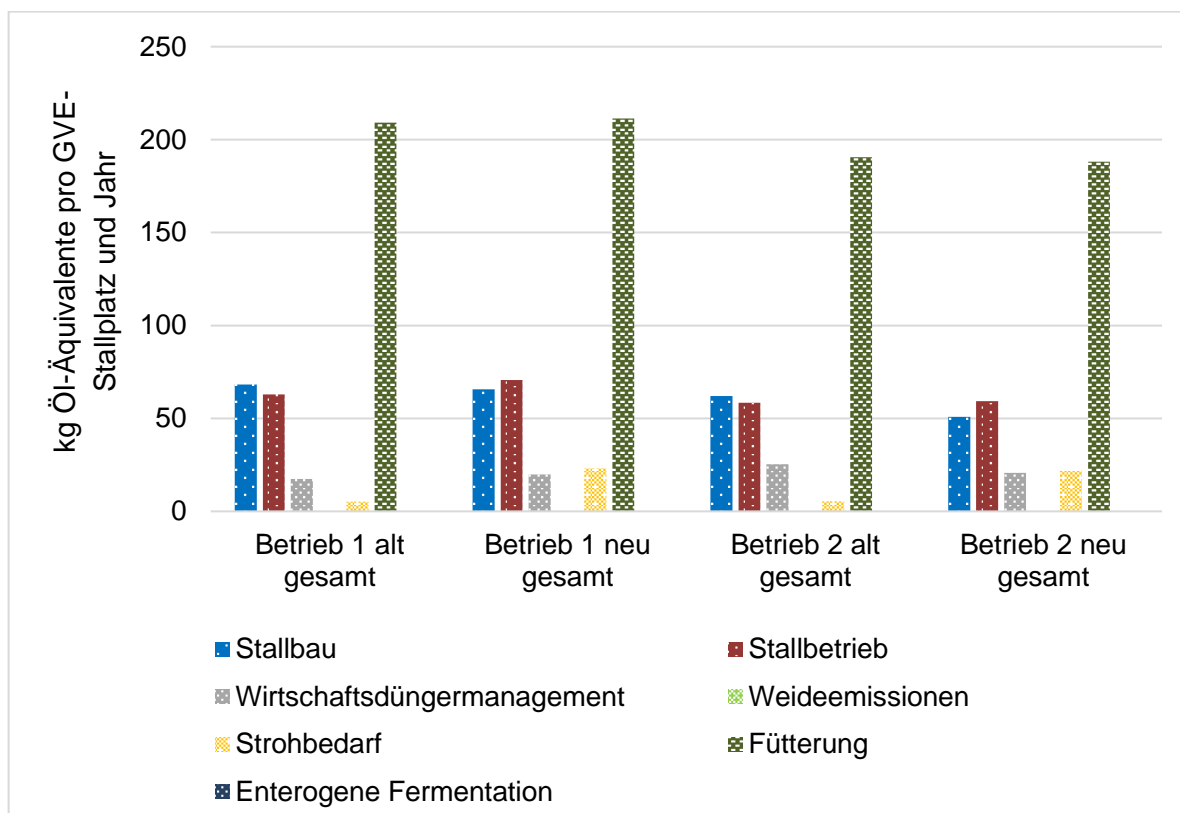


Abbildung 22: Beiträge des Gesamtsystems zum fossilen Energieverbrauch pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Den Hauptanteil am fossilen Energiebedarf nimmt die Fütterung ein. Diese ist beim Betrieb 1 für 57,60 % (209,09 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) vor dem Umbau und für 54,12 % (211,42 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) nach dem Umbau verantwortlich - beim Betrieb 2 sind es 55,76 % (190,49 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 55,26 % (188,15 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Der fossile Energiebedarf entsteht bei der Fütterung vor allem durch den Mineralölbedarf der Maschinen, aber auch durch den Transport des Kraffutters und durch die Heutrocknung. Der Stallbau nimmt vor dem Umbau bei beiden Betrieben den zweitgrößten Anteil ein, nach dem Umbau ist es der Stallbetrieb. Beim Stallbau liegen die Werte beim Betrieb 1 bei 18,81 % (68,27 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 16,82 % (65,69 kg ÖI-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und beim

Betrieb 2 bei 18,17 % (62,08 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 14,92 % (50,79 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Beim fossilen Energiebedarf des Stallbaus schlagen vor allem die energieintensiven Baustoffe Stahl und Beton zu Buche. Die Anteile des Stallbetriebs, wo der fossile Energiebedarf größtenteils von der Stromerzeugung ausgeht, liegen mit 17,35 % (62,99 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 18,10 % (70,71 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) beim Betrieb 1 und 17,08 % (58,36 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 17,39 % (59,22 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) beim Betrieb 2 nur knapp darunter. Das Wirtschaftsdüngermanagement nimmt beim Betrieb 1 die Werte 4,80 % (17,44 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 5,07 % (19,80 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und beim Betrieb 2 die Werte 7,43 % (25,38 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 6,07 % (20,66 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) ein. Beim Wirtschaftsdüngermanagement geht der fossile Energiebedarf von den Maschinen beim Management und der Ausbringung aus. Eine große Veränderung vor und nach dem Umbau gibt es beim Strohbedarf – dieser ist auch der Grund für den höheren fossilen Energieverbrauch bei beiden Betrieben nach dem Umbau. Beim Strohbedarf verändert sich der Anteil aufgrund des höheren Bedarfs beim Betrieb 1 von 1,44 % (5,24 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 5,90 % (23,05 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und beim Betrieb 2 von 1,56 % (5,34 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) auf 6,37 % (21,67 kg Öl-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Die Weideemissionen und die enterogene Fermentation haben keine Auswirkung auf den fossilen Energieverbrauch.

5.2.5. Terrestrische Ökotoxizität (TEP)

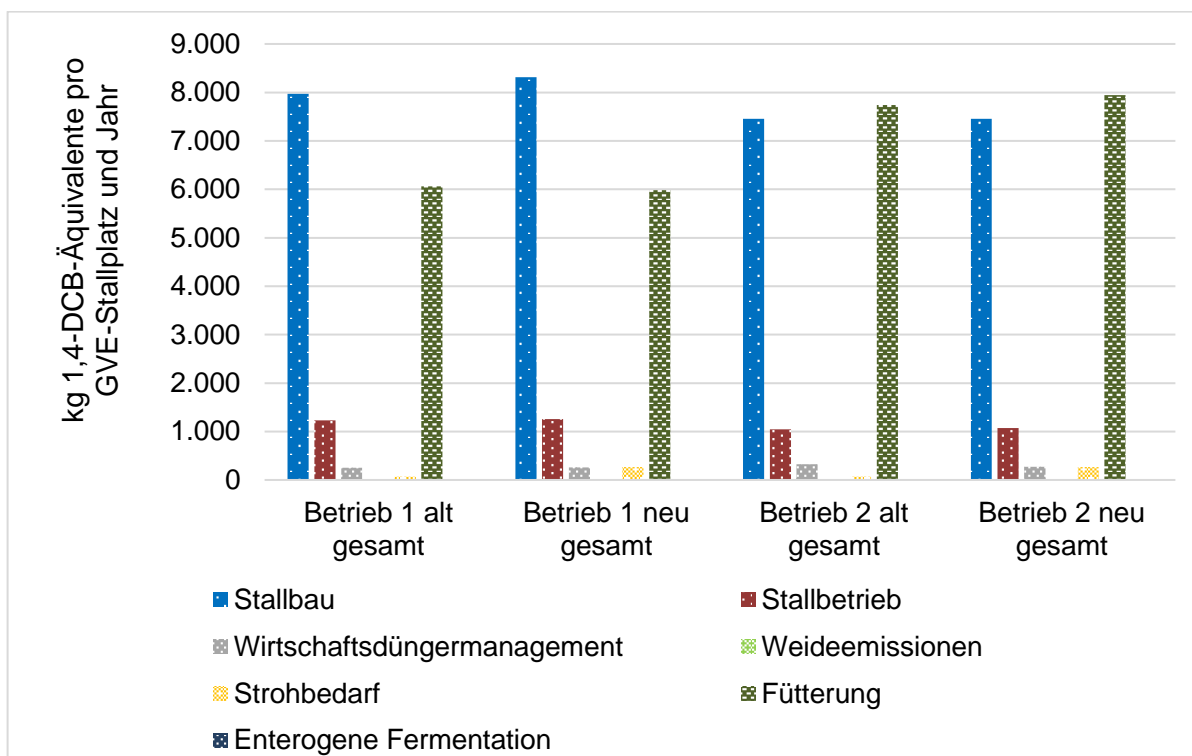


Abbildung 23: Beiträge des Gesamtsystems zur terrestrischen Ökotoxizität pro GVE-Stallplatz und Jahr von Betrieb 1 und Betrieb 2, jeweils vor und nach dem Umbau

Bei der terrestrischen Ökotoxizität machen beim Betrieb 1 der Stallbau und beim Betrieb 2 die Fütterung den größten Anteil aus. Generell hat der Kupferbedarf einen hohen Einfluss auf diese Wirkungskategorie. Der Stallbau nimmt beim Betrieb 1 den Anteil von 51,14 % (7.969 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) vor dem Umbau und 51,70 % (8.313,61 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) nach dem Umbau ein – beim Betrieb 2 sind es 44,83 % (7.452,12 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 43,85 % (7.547,76 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr). Die Fütterung macht beim Betrieb 1 38,90 % (6.062,30 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 37,20 % (5.981,78 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und beim Betrieb 2 46,56 % (7.740,93 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 46,69 % (7.941,79 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) aus. Einen wesentlichen Anteil an der Ökotoxizität hat der Stallbetrieb. Dieser nimmt die Anteile von 7,90 % (1.231,15 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 7,82 %

(1.256,69 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) beim Betrieb 1 und 6,27 % (1.042,95 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) und 6,29 % (1.070,02 kg 1,4-DCB-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr) beim Betrieb 2 ein. Kleinere Anteile (jeweils unter 2 %) haben das Wirtschaftsdüngermanagement und der Strohbedarf. Keine terrestrische Ökotoxizität geht von den Weideemissionen und der enterogenen Fermentation aus. Beim Wirtschaftsdüngermanagement und den Weideemissionen ist jedoch anzumerken, dass eine mögliche Kupferauswaschung aus Wirtschaftsdüngern nicht berücksichtigt wurde.

5.3. Auswertung und Interpretation der Sensitivitätsanalyse

Im folgenden Abschnitt wird der Einfluss der in Kapitel 4.7.2 vorgestellten Änderungen verschiedener Einflussgrößen auf das Ergebnis diskutiert. Die Ergebnisse werden für die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial (GWP100) dargestellt:

- (1) **„Nachhaltig bauen“**: Die Steigerung des Holzbedarfs und Reduktion des Stahl- und Betonbedarfs hat Auswirkungen auf die Umweltwirkungen der Kategorie „Stallbau“ nach dem Umbau. Die Treibhausgasemissionen würden sich beim Betrieb 1 in dieser Kategorie um 13,31 % von 181,88 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 157,67 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz und beim Betrieb 2 um 10,85 % von 157,51 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 140,42 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz reduzieren. Das THG-Potenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr im Teilsystem nach dem Umbau würde ein nachhaltigerer Baustil beim Betrieb 1 um 0,45 % (von 2.115,86 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 2.106,32 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) und beim Betrieb 2 um 0,38 % (von 1.954,41 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 1.946,91 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) reduzieren.
- (2) **„Testen der Emissionsfaktoren“**: Die Verwendung der Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements nach IPCC (2019) und Umweltbundesamt (2016) (soweit verfügbar) führt zu (teilweise massiv) höheren Werten beim

Treibhausgaspotenzial des Wirtschaftsdüngermanagements. Das hat damit zu tun, dass die Emissionsfaktoren für die Stallsysteme weniger detailliert angegeben werden und tendenziell höher sind. Beim Betrieb 1 würden bei Verwendung dieser Emissionsfaktoren das Wirtschaftsdüngermanagement um 98,41 % (von 1.698,70 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 3.370,33 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) und die Weideemissionen um 33,63 % (von 5,12 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 6,84 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) steigen. Beim Betrieb 2 hätte diese Auswahl zur Folge, dass sich das Wirtschaftsdüngermanagement um 104,12 % (von 1.479,20 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 3.019,40 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) und die Weideemissionen um 22,34 % (von 80,44 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 98,41 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) erhöhen. Das THG-Potenzial des Teilsystems nach dem Umbau würde diese Änderung beim Betrieb 1 um 78,71 % (von 2.115,86 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 3.781,21 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) und beim Betrieb 2 um 77,66 % (von 1.954,41 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 3.472,20 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) erhöhen.

- (3) „**Vollweide**“: Die Erhöhung des Weideanteils bei beiden Betrieben auf 20 % der Gesamtjahresstunden würde beim THG-Potenzial jeweils eine Reduktion des Wirtschaftsdüngermanagements und eine Erhöhung der Weideemissionen bedeuten. Beim Betrieb 1 würde das Wirtschaftsdüngermanagement um 16,17 % (von 1.698,70 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 1.424,10 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) sinken und die Weideemissionen von sehr niedrigem Niveau um 1.964 % (von 5,12 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 105,63 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) steigen. Gesamt würde das Treibhausgaspotenzial des Teilsystems nach dem Umbau durch diese Maßnahme beim Betrieb 1 um 7,60 % (von 2.115,86 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 1.954,98 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) sinken. Beim Betrieb 2 hätte die Ausweitung der Weide zur Folge, dass das Wirtschaftsdüngermanagement um 6,80 % (von 1.479,20 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 1.378,58 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) sinkt

und die Weideemissionen um 42,78 % (von 80,44 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 114,86 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) steigen. Beim Betrieb 2 würde das Treibhausgaspotenzial des Teilsystems nach dem Umbau dadurch um 3,40 % (von 1.954,41 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz auf 1.887,99 kg CO₂-Äq. pro GVE-Stallplatz) sinken.

5.4. Robustheit der Ergebnisse

Mit diesem Kapitel soll betont werden, dass die Ergebnisse der Ökobilanz nur eine Annäherung an die Realität sein können und eine punktgenaue Bestimmung der Umweltauswirkungen nicht möglich ist. Die Ergebnisse geben einen Überblick über die größten Emissionsquellen bei den Milchviehställen der beiden Modellbetriebe und zeigen Emissionsminderungspotenziale auf.

In dieser Arbeit mussten zahlreiche Annahmen getroffen werden, die die Ergebnisse maßgeblich beeinflussen. Zum Beispiel bei den Baustoffen, wo die Daten der Betriebe mehr oder weniger genau vorlagen.

Bei den Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements erfolgte die Auswahl der Faktoren für die Betriebe aufgrund einer umfassenden Recherche internationaler Literatur. Die Auswahl der Faktoren für die Betriebe erfolgte so, dass diese die Situation auf den Betrieben möglichst gut widerspiegeln. Vergleichbar mit einer Messung auf den Betrieben ist das nicht. Aufgrund der statistischen Einbeziehung der Unsicherheitsfaktoren soll jedoch die Bandbreite des Wertespektrums möglichst gut abgedeckt werden.

Bei den Umweltwirkungen des Wirtschaftsdüngermanagements ist anzumerken, dass die Schwermetallemissionen beim Wirtschaftsdüngermanagement und den Weideemissionen nicht berücksichtigt wurden. Das betrifft zum Beispiel mögliche Kupferauswaschungen aus den Wirtschaftsdüngern.

Bei der Interpretation der Ergebnisse, vor allem für das Gesamtsystem, ist zu beachten, dass die Aufzucht in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurde. Zum Vergleich mit anderen Studien müsste die Aufzucht der Milchkühe zu den Ergebnissen dazugezählt werden.

Die Futtermittelbereitstellung und die enterogene Fermentation wurden im Vergleich zum Teilsystem weniger detailliert betrachtet, da diese Teile nicht den Schwerpunkt der Arbeit bildeten. Das muss bei Einzelvergleichen der Fütterung oder der enterogenen Fermentation beachtet werden.

In dieser Arbeit wird die Forschungsfrage anhand der zwei Modellbetriebe beantwortet. Die Ergebnisse stellen die Situation auf den beiden Betrieben dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass keine allgemein gültige Aussage für die Situation auf anderen Betrieben in Österreich getroffen werden kann. Vielmehr muss dazu die jeweilige Betriebssituation betrachtet werden. Das Ergebnis hängt, wie in dieser Arbeit zu sehen, von sehr vielen unterschiedlichen Faktoren ab.

6. Diskussion

Folgend werden die Ergebnisse diskutiert und mit Ergebnissen aus der Literatur verglichen. Ein Großteil der Diskussion behandelt das Treibhausgaspotenzial, weil das THG-Potenzial derzeit eine sehr populäre Wirkungskategorie darstellt und es viele vergleichbare Daten gibt.

Ein wesentliches Ergebnis dieser Arbeit ist, dass die Umweltwirkungen in fast allen fünf Wirkungskategorien nach dem Umbau höher sind. Die Steigerungen beim Treibhausgaspotenzial sind vor allem auf das Wirtschaftsdüngermanagement zurückzuführen. Das hat mit dem vermehrten Flüssigmistsystem und den damit verbundenen höheren Emissionen zu tun. Hörtenhuber & Zollitsch (2008) stellen fest, dass die gesamten Treibhausgasemissionen beim Festmist erheblich geringer als beim Flüssigmist sind. Das kann mit dieser Arbeit, vor allem auch aufgrund der umfassenden Recherche der Emissionsfaktoren, bestätigt werden. Beim Vergleich der Emissionsfaktoren der Tabellen 2, 3 und 4 fällt auf, dass die Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak bei den Flüssigmistsystemen durchwegs höher sind als bei den Festmistsystemen. Würde mit dem Umbau auf einen Laufstall der Anteil des Festmistsystems beibehalten werden, könnte die Steigerung des THG-Potenzials vermieden werden. Eine generelle Argumentation für oder gegen den Laufstallumbau kann also nicht gegeben werden - es hängt sehr von der jeweiligen Betriebssituation ab und welche Systemänderungen mit dem Umbau verbunden sind.

Trotz der Steigerung der Umweltwirkungen in fast allen fünf Wirkungskategorien sinkt das THG-Potenzial des Stallbaus bei beiden Betrieben. Ein steigendes THG-Potenzial des Stallbaus zeigen die Daten der Abbildung 3, wo die Umweltwirkungen des Stallbaus der Ecoinvent-Datenbank 3.4 (2017) zwischen Anbinde- und Laufstall verglichen werden. Dass das THG-Potenzial durch den Stallbau steigt, kann mit dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Das hat damit zu tun, dass die Baustoffmengen bei den beiden modellierten Betrieben geringer sind als die der Ecoinvent-Datenbank. Die Senkung des THG-Potenzials des Stallbaus nach dem Umbau auf den Laufstall ist beim Betrieb 1 auf den geringeren Baustoffeinsatz pro GVE-Stallplatz zurückzuführen.

Beim Betrieb 2 wird die Senkung durch den geringen Baustoffeinsatz und die einfache Bauweise beim Umbau erreicht.

Bei den weiteren Wirkungskategorien geben Möhring & Zimmermann (2006) für Laufställe ein höheres Eutrophierungspotenzial und einen geringeren Energiebedarf im Vergleich zu Anbindeställen an. In dieser Arbeit sind die Umweltwirkungen der beiden genannten Wirkungskategorien nach dem Umbau zum Laufstall höher. Das hat bei den beiden Modellbetrieben vor allem mit dem höheren Strohbedarf nach dem Umbau zu tun. Das höhere terrestrische Eutrophierungspotenzial aus dem Wirtschaftsdüngermanagement nach dem Umbau ist in dieser Arbeit nicht erkennbar. Die höheren Ammoniakemissionen nach dem Umbau zum Laufstall wirken sich vor allem auf das terrestrische Versauerungspotenzial aus.

Die Senkung der Umweltwirkungen, vor allem der Treibhausgasemissionen und des Eutrophierungspotenzials, durch die vermehrte Weidehaltung zeigen mehrere Studien (Lorenz et al., 2019; Möhring & Zimmermann, 2006 und Neser, 2011). Das bestätigt diese Arbeit mit den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 5.3. Durch die Erhöhung des Weideanteils von 1 % auf 20 % würde das THG-Potenzial pro GVE-Stallplatz und Jahr beim Betrieb 1 um 7,60 % sinken. Beim Betrieb 2 wäre es eine Reduktion des THG-Potenzials um 3,40 %, die durch die Erhöhung des Weideanteils von 14 % auf 20 % erreicht werden würde. Die Senkung der Umweltwirkungen durch die Weidehaltung zeigt auch der Vergleich der Emissionsfaktoren der Tabellen 2, 3 und 4, wo die Faktoren teilweise erheblich geringer sind – vor allem bei Methan und Ammoniak.

Bystricky et al. (2014) weisen den Energiebedarf der Gebäude und Einrichtungen mit 12 bis 22 % aus, Dux et al. (2009) geben 11 bis 17 % an. In dieser Arbeit liegt die Bandbreite von 14,92 % bis 18,81 % und lässt sich damit mit den genannten Zahlen vergleichen. Der fossile Energiebedarf wird im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien in vielen Studien erhoben. Den Energiebedarf des

Wirtschaftsdüngermanagements geben Aguirre-Villegas et al. (2017) zwischen 3,8 % und 12,6 % an. In dieser Arbeit liegen die Werte zwischen 4,8 % und 7,43 %.

Den Anteil der Energiebereitstellung im Stall am THG-Potenzial geben Hörtenhuber et al. (2010) mit 2-3 % an. In dieser Arbeit wird der Stallbetrieb zwar etwas umfassender gesehen, dennoch macht der Strombedarf den größten Anteil aus. Hier liegen die Anteile von 1,60 % bis 2,16 %. Müller-Lindenlauf et al. (2014) geben diese Werte zwischen 2,65 % und 10,62 % an.

Guerci et al. (2013) zeigen, dass die enterogene Fermentation und das Wirtschaftsdüngermanagement mit 50,1 % die Hauptverursacher beim Treibhausgaspotenzial sind. Diese beiden Prozesse haben in dieser Arbeit mit 72,82 % bis 79,05 % einen wesentlich größeren Anteil. Der Grund für diesen Unterschied könnte der Umstand sein, dass bei Guerci et al. (2013) die Futtermittelbereitstellung einen wesentlich höheren Anteil hat. An der Aufzucht der Milchkühe liegt es nicht – diese wird bei Guerci et al. (2013) ebenfalls nicht berücksichtigt.

Ergebnisse zu absoluten und relativen Werten des Wirtschaftsdüngermanagements geben Hörtenhuber et al. (2010) an, die die Treibhausgasemissionen unterschiedlicher Milchviehproduktionssysteme in Österreich berechneten. Dabei nimmt das Wirtschaftsdüngermanagement bei der Stallhaltung Werte von 870 bis 1.481 kg CO₂-Äquivalente pro Kuh und Jahr (15 % bis 21 % an den gesamten Treibhausgasemissionen der Milchproduktion) ein, bei kombinierter Weidehaltung sind es 556 kg bis 558 kg CO₂-Äquivalente pro Kuh und Jahr (10 % bis 11 %). Die Werte in dieser Arbeit sind ähnlich, liegen jedoch bei den absoluten Werten im oberen Bereich. Die Werte der THG-Emissionen des Wirtschaftsdüngers in dieser Arbeit liegen bei 1.369,79 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (16,09 % des Gesamtsystems) und 1.698,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (19,71 %) beim Betrieb 1 und 1.247,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (18,48 %) und 1.479,20 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (21,84 %) beim Betrieb 2. Müller-Lindenlauf et al. (2014) geben die Anteile für das Wirtschaftsdüngermanagement am THG-Potenzial zwischen 12,39 % und 25,66 % an, Aguirre-Villegas et al. (2017) mit 3,6 % bis 12,6 %.

Aufgrund der großen Schwankungsbreiten der Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngermanagements ist der Vergleich der Situation vor und nach dem Umbau in dieser Arbeit auf den beiden Betrieben mit Unsicherheiten behaftet. Das Ergebnis hängt sehr stark von den verwendeten Emissionsfaktoren ab. Das zeigt auch die Sensitivitätsanalyse „Testen der Emissionsfaktoren“. Dabei kann es je nach verwendeten Faktoren zu einem starken Anstieg des THG-Potenzials des Wirtschaftsdüngermanagements kommen.

Die Anteile der Fütterung liegen bei Hörtenhuber et al. (2010) zwischen 15 % und 35 % und bei Müller-Lindenlauf et al. (2014) zwischen 16,81 % und 40,71 %. Auf rund 40 % kommen Guerici et al. (2013), wobei das Kraftfutter mit 21,2 % zu Buche schlägt. In dieser Arbeit wurden Werte für die Anteile der Fütterung von 15,74 % bis 22,82 % ermittelt. Zweiteres Ergebnis kommt vom kraftfutterintensiven Betrieb 1, wo rund zwei Drittel des Treibhausgaspotenzials der Fütterung auf das Kraftfutter zurückzuführen sind. Dass die Anteile der Fütterung am Treibhausgaspotenzial in dieser Arbeit eher im unteren Bereich liegen, könnte an der umfassenden Betrachtung des Gesamtsystems liegen, obwohl die Aufzucht der Milchkühe nicht berücksichtigt wurde. Zum Beispiel wird der Stallbau in keiner der genannten Studien miteinbezogen.

Die Ergebnisse der enterogenen Fermentation in dieser Arbeit liegen bei 145,64 kg Methan pro Tier und Jahr für den Betrieb 1 und 130,31 kg Methan pro Tier und Jahr für den Betrieb 2. Wird die enterogene Fermentation durch die Milchmenge dividiert, weist der intensiv wirtschaftende Betrieb 1 geringere Werte pro kg Milch als der extensiv wirtschaftende Betrieb 2 auf. Diese Ergebnisse zeigen sich auch in der Abbildung 19. Zu beachten ist hier, dass die Aufzucht der Milchkühe und das Kohlenstoffspeicherpotenzial des Bodens beim Gesamtsystem nicht miteinbezogen wurden. Würden diese eingerechnet werden, könnte sich dieses Verhältnis der beiden Betriebe pro kg Milch auch umkehren. Das könnte zum Beispiel bei einem großen Unterschied bei der Nutzungsdauer der Milchkühe oder Unterschieden in der Kohlenstoffspeicherung im Boden zwischen den beiden Betrieben der Fall sein.

Die Ergebnisse der zweiten Berechnung mit der Formel 10.21 aus IPCC (2019) zeigen für den Betrieb 1 enterogene Emissionen von 156,27 kg Methan pro Tier und Jahr und 130,57 kg CO₂-Äq. pro Tier und Jahr für den Betrieb 2. Diese Werte sind für den Betrieb 1 höher als die Ergebnisse der Berechnung mit der Formel 10.21a aus IPCC (2019), beim Betrieb 2 liegen die beiden Ergebnisse nah beisammen. Laut der Berechnung vom Umweltbundesamt (2016) liegt der österreichische Durchschnitt im Jahr 2014 bei 130,12 kg Methan pro Tier und Jahr. Basis ist die durchschnittliche Milchmenge von 6.542 kg Milch. Diese Werte liegen sehr nahe am Betrieb 2, der eine Milchleistung von 6.500 kg Milch aufweist. Die Ergebnisse von Hörtenhuber et al. (2010) weisen bei der enterogenen Fermentation im Vergleich verschiedener Produktionssysteme in Österreich eine Spannweite von 123,52 kg Methan pro Tier und Jahr bis zu 139,78 kg Methan pro Tier und Jahr auf und sind damit etwas geringer als die Ergebnisse dieser Arbeit. Die Anteile der enterogenen Fermentation an den gesamten Treibhausgasemissionen der Milchproduktion liegen dabei zwischen 40 % und 62 %. Die Bandbreite in dieser Arbeit erstreckt sich von 54,55 % bis 59,96 % und befindet sich damit in diesem Bereich. Müller-Lindenlauf et al. (2014) geben diese Werte mit 42,48 % und 56,64 % an.

In Österreich liegt das Treibhausgaspotenzial pro kg Milch nach Hörtenhuber et al. (2013) bei ca. 0,8-1,4 kg CO₂-Äq., je nach Produktionsart. Hörtenhuber et al. (2010) geben das Treibhausgaspotenzial pro kg Milch im Mittel aller untersuchten Betriebe mit 0,98 kg CO₂-Äq. pro kg Milch. In dieser Arbeit wurden Werte von 0,90 kg CO₂-Äq bis 1,17 kg CO₂-Äq. ermittelt. Zu beachten ist vor allem, dass die Aufzucht der Milchkühe in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurde. Laut Hörtenhuber et al. (2010) hat die Aufzuchtphase einen Anteil von 21-24 % am THG-Potenzial.

Bei den relativen Ergebnissen des Gesamtsystems in dieser Arbeit (in Prozent dargestellt) ist zu beachten, dass beim Vergleich der Werte, vor allem pro kg Milch, die Systemgrenzen verglichen werden müssen. In dieser Arbeit wurden die Aufzucht der Milchkühe und das Kohlenstoffspeicherpotenzial des Bodens nicht berücksichtigt. Würden diese dazugerechnet werden, würden sich nicht nur die absoluten Werte erhöhen, dann würde auch der relative Anteil der anderen Prozesse sinken.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Dem Wissensstand des Autors zufolge liegen keine Arbeiten zur Erfassung der Umweltauswirkungen des Umbaus von einem Milchviehstall mit Anbindehaltung zu einem Laufstall in einem ähnlich umfassenden Rahmen vor. Das Ziel dieser Arbeit war die Bewertung der potentiellen Umweltauswirkungen des Stallbaus und des Wirtschaftsdüngermanagements (und deren Anteil an den gesamten Umweltwirkungen des Betriebs) vor und nach der Umstellung von Anbindehaltung auf einen Laufstall.

Bei den Ergebnissen ist erkennbar, dass fast alle der betrachteten Umweltwirkungen bei den beiden Modellbetrieben nach dem Umbau höher sind – die meisten auch signifikant. Während die Umweltwirkungen des Stallbaus bei beiden Betrieben eher sinken, ist das Wirtschaftsdüngermanagement hauptsächlich für die Steigerung verantwortlich – vor allem beim Treibhausgaspotenzial. Bei den höheren Werten der weiteren Wirkungskategorien nach dem Umbau spielt der höhere Strohbedarf eine wichtige Rolle.

Aufgrund der großen Schwankungsbreiten der Emissionsfaktoren des Wirtschaftsdüngers ist der Vergleich der Situation vor und nach dem Umbau auf den beiden Betrieben jedoch mit Unsicherheiten behaftet. Das Ergebnis hängt sehr stark von den verwendeten Emissionsfaktoren ab. Messungen auf den Betrieben würden die Genauigkeit wesentlich erhöhen und einen besseren Vergleich ermöglichen.

Die beiden betrachteten Hauptsysteme dieser Arbeit, Stall und Wirtschaftsdüngermanagement, machen mit 20-26 % am Gesamtsystem dieser Arbeit den kleineren Teil am Treibhausgaspotenzial aus. Obwohl die Umweltwirkungen mit dem Umbau auf den Laufstall auf den beiden Modellbetrieben steigen, kann keine generelle Argumentation gegen den Laufstallumbau gegeben werden. Hier gilt es die Vorteile in den Bereichen des Tierwohls, der Marktsituation und der gesellschaftlichen Ansprüche zu berücksichtigen. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass der Stallumbau und –betrieb nur 3,60 % bis 5,02 % des Treibhausgaspotenzials pro GVE

und Jahr ausmacht. Die großen Hebel liegen also bei anderen Bereichen. Ein wichtiger Faktor, der veränderbar ist, ist das Wirtschaftsdüngermanagement. Dabei hängen die Ergebnisse wesentlich von der Betriebssituation ab und welche Veränderung auf dem jeweiligen Betrieb mit dem Umbau auf den Laufstall verbunden ist. Vermehrte Festmistsysteme und höhere Weideanteile sind hier zu bevorzugen. Entscheidet sich ein Betrieb aus mehreren Gründen (Tierwohl, Marktsituation, etc.) für den Umbau eines Anbindestalls zu einem Laufstall, ist aus Umweltsicht ein Wirtschaftsdüngersystem mit einem möglichst hohen Festmistanteil zu empfehlen. Zudem hängt die Wirkung des Wirtschaftsdüngers sehr stark vom Management ab – beispielsweise sind die Abdeckung der Wirtschaftsdüngerlager, die regelmäßige Reinigung der Stall- und Auslaufflächen und eine dem Wetter angepasste Ausbringung positiv zu beurteilen. Weiters wirkt sich ein möglichst hoher Weideanteil positiv auf die Umweltwirkungen aus. Die Auswertung der Sensitivitätsanalyse zeigt, dass eine vermehrte Weidehaltung die Umweltwirkungen stärker senkt als eine nachhaltige Bauweise mit Flüssigmistssystem und Weideverzicht.

In der Praxis geht mit dem Laufstallumbau oft eine Erweiterung des Flüssigmistsystems einher. Das hat meist arbeitswirtschaftliche Gründe, ist aber aus Umweltsicht negativ zu bewerten. Das Gleiche gilt für den Weideanteil, der auf konventionellen Milchviehbetrieben in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen ist (Umweltbundesamt, 2016). Hier müsste es generell zu einem Umdenken bzw. zu einem Umsteuern der Rahmenbedingungen kommen.

Ein Beispiel dazu ist die NEC-Richtlinie (2016/2284/EU, 2016), die derzeit als EU-Vorgabe zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft diskutiert wird. Obwohl Ställe mit Anbindehaltung bei den Ammoniak-Emissionen besser abschneiden, könnten andere Argumente (Tierwohl, Marktsituation, gesellschaftliche Ansprüche, etc.) in diesem Fall stärkeres Gewicht bekommen. Dabei müssten dann die anderen Punkte wie das System und Management des Wirtschaftsdüngers und die Weidehaltung oder stärker einbezogen werden.

Weiterer Forschungsbedarf ist in einer Bewertung von weiteren Betrieben gegeben, die von einem Anbinde- auf einen Laufstall umgebaut haben. Die Ergebnisse auf weiteren Betrieben könnten zu anderen Ergebnissen wie in dieser Arbeit führen. Der Anteil des Stallbaus hängt zum Beispiel sehr stark von den eingesetzten Baustoffmengen und der Anzahl der Stallplätze ab. Und auch die Auswirkungen des Wirtschaftsdüngersystems könnten sich anders entwickeln. Es ist durchaus realistisch, dass bei anderen Betrieben die Umweltwirkungen nach dem Umbau sinken.

Forschungsbedarf ist auch in der allgemeinen Bewertung der Umweltwirkungen des Stallbaus gegeben, da es dazu bisher noch sehr wenig Literatur gibt. In den bisherigen Studien wird meist nur der Stallbetrieb mit dem Strombedarf erhoben, aber der Anteil des Stallbaus wird ausgeklammert oder aus gängigen Datenbanken unverändert miteinbezogen.

8. Zusammenfassung

Rund ein Drittel der Milchkühe in Österreich steht derzeit noch in Ställen mit Anbindehaltung, vor allem im Berggebiet. Verschiedene Herausforderungen führen bei den Betrieben mit Anbindehaltung zur Überlegung, einen Laufstall zu bauen. Neben den baulichen, finanziellen und den Tierwohl-Aspekten gilt es, dabei auch die Auswirkungen auf die Umwelt zu betrachten. Das Ziel dieser Arbeit ist die Bewertung der potentiellen Umweltauswirkungen des Stallbaus und des Wirtschaftsdüngermanagements (und deren Anteil an den gesamten Umweltwirkungen der Milchproduktion) vor und nach der Umstellung von Anbindehaltung auf einen Laufstall.

Die Bewertung wird anhand von zwei unterschiedlichen Modellbetrieben, die den Umbau bereits vollzogen haben, durchgeführt. Beide Betriebe liegen im Berggebiet in der Steiermark, unterscheiden sich aber wesentlich im Produktionssystem und vor allem in der Art des Umbaus. Mit der Methode der Ökobilanzierung werden die Umweltauswirkungen pro Stallplatz/Jahr sowie pro kg Milch für die fünf Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial, fossiler Energieverbrauch, aquatisches Eutrophierungspotenzial, terrestrisches Versauerungspotenzial und terrestrische Ökotoxizität berechnet.

Die Ergebnisse zeigen, dass es bei fast allen Wirkungskategorien zu einer signifikanten Erhöhung der Umweltwirkungen nach dem Umbau kommt. Diese Steigerungen kommen vor allem von den Änderungen beim Wirtschaftsdüngermanagement und dem höheren Strohbedarf. Die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement steigen beim Betrieb 1 von 1.369,79 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 1.698,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (+24,01 %), was durch die höheren Emissionen des neuen Wirtschaftsdüngersystems und die größere Fläche beim Laufstall zu erklären ist. Beim Betrieb 2 steigen die Werte durch den Umbau von 1.247,70 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 1.479,20 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (+18,55 %). Diese Steigerung ist neben dem Umbau auf einen Laufstall

auf den Umstieg von einem reinen Mist/Jauche-System auf ein gemischtes Mist/Gülle/Jauche-System und dem dadurch bedingten höheren Flüssigmistanteil zu erklären.

Die Umweltwirkungen des Stallbaus fallen bei beiden Betrieben in fast allen Wirkungskategorien nach dem Umbau geringer aus. Beim Betrieb 1 ist das auf die höhere Kuhanzahl im Verhältnis zum verwendeten Baumaterial zurückzuführen – beim Betrieb 2 auf die einfache Bauweise beim Umbau. Der Anteil des Stallbaus am Treibhausgaspotenzial beim Betrieb 1 sinkt von 204,12 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr vor dem Umbau auf 181,88 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-10,90 %). Beim Betrieb 2 sinkt das Treibhausgaspotenzial des Stallbaus von 211,44 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr auf 157,51 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr (-25,51 %).

Das Treibhausgaspotenzial vom Stall und Wirtschaftsdüngermanagement macht beim Betrieb 1 vor dem Umbau 1.754,10 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr und nach dem Umbau 2.115,86 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr aus – beim Betrieb 2 sind es vor dem Umbau 1.736,03 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr und nach dem Umbau 1.954,41 kg CO₂-Äq./GVE-Stallplatz/Jahr. Der Anteil der Bereiche Stall und Wirtschaftsdüngermanagement an der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial macht rund 20-26 % aus – die restlichen rund 74-80 % entfallen auf die enterogene Fermentation und die Fütterung, wobei im Gesamtsystem die Aufzucht der Milchkühe und das Kohlenstoffspeicherpotenzial des Bodens nicht berücksichtigt wurde. Beim fossilen Energiebedarf und der Eutrophierung hat die Fütterung den größten Anteil, bei der Versauerung das Wirtschaftsdüngermanagement und bei der terrestrischen Ökotoxizität sind die Prozesse Stallbau und Fütterung hauptverantwortlich.

Die Interpretation der Ergebnisse zeigt, dass ein wesentlicher Hebel für die Senkung der Umweltwirkungen (vor allem des Treibhausgaspotenzials) beim Wirtschaftsdüngermanagement liegt. Ein vermehrtes Festmistsystem und höhere Weideanteile würden dabei zu einem geringeren Treibhausgaspotenzial führen. Die Umweltwirkungen des Stallbaus machen, bezogen auf die Nutzungsdauer von 50 Jahren, einen Anteil von 3,60 % bis 5,02 % am Gesamtsystem aus. Die wesentlichen Hebel liegen also bei anderen Bereichen.

Obwohl die meisten Umweltwirkungen mit dem Umbau auf den Laufstall auf den beiden Modellbetrieben steigen, kann keine generelle Argumentation gegen den Laufstallumbau gegeben werden. Hier sind die Vorteile in den Bereichen des Tierwohls, der Marktsituation und der gesellschaftlichen Ansprüche zu berücksichtigen. Um die Umweltwirkungen trotzdem so gering wie möglich zu halten, gilt es, den Hebel der geringeren Umweltwirkungen über die Art (z.B. höherer Festmistanteil) und das Management des Wirtschaftsdüngersystems zu nutzen und einen höheren Weideanteil anzustreben.

9. Literaturverzeichnis

- Aguirre-Villegas, H., Passos-Fonseca, T., Reinemann, D. & Larson, R. (2017). Grazing intensity affects the environmental impact of dairy systems. *Journal of dairy science*, 100 (8), 6804–6821.
- Aguirre-Villegas, H. & Larson, R. (2017). Evaluating greenhouse gas emissions from dairy manure management practices using survey data and lifecycle tools. *Journal of Cleaner Production*, 143, 169–179.
- Ammann, C., Voglmeier, K., Mürger, A. & Bretscher, D. (2019). Reduction of ammonia emissions on pasture. *Agrarforschung Schweiz*, 10 (1), 12–19.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. & Alt, C. (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 60 (1–3), 103–113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Mitigation of Greenhouse Gas Emissions from Livestock Production*, 112 (2), 153–162.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T. & Boxberger, J. (2005). Lagerung von Milchviehflüssigmist-Wirkung der Abdeckung auf NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen. *Agrartechnische Forschung*, 11 (4).
- Amon, B., Pöllinger, A., Mitterböck, N. & Anderl, M. (2011). Emissionen aus der Tierhaltung in Österreich: Einschätzen und Berichten. In *Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Arsenault, N., Tyedmers, P. & Fredeen, A. (2009). Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 7 (1), 19–41.

- Berger, L., Gruber, P., Huber, E., Panzenböck, J. & Schnabel, A. (2017).
Pflanzenbau 1 - Grundlagen (5. Auflage). Leopold Stocker Verlag, Graz.
- Bewley, J. M., Robertson, L. M. & Eckelkamp, E. A. (2017). A 100-Year Review:
Lactating dairy cattle housing management. *Journal of Dairy Science*, 100
(12), 10418–10431.
- BIO AUSTRIA (2019). Mündliche Auskunft zur Kombinationstierhaltung am 29. April
2019.
- BMNT (2018a). Abschlussbericht TIHALO II. Bundesministerium für Nachhaltigkeit
und Tourismus.
- BMNT (2018b). Grüner Bericht 2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und
Tourismus.
- BMNT (2019). Ausgleichszulage in benachteiligten Gebieten (AZ).
[https://www.bmnt.gv.at/land/laendl_entwicklung/berggebiete-
benachteiligte_gebiete/azbengeb.html](https://www.bmnt.gv.at/land/laendl_entwicklung/berggebiete-benachteiligte_gebiete/azbengeb.html). Zugriff am 18. September 2019.
- Bourdin, F., Sakrabani, R., Kibblewhite, M. & Lanigan, G. (2014). Effect of slurry dry
matter content, application technique and timing on emissions of ammonia
and greenhouse gas from cattle slurry applied to grassland soils in Ireland.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 188, 122–133.
- Breining, W. (2018). Stallbau - Neue Herausforderungen in der Rinderhaltung.
Landwirtschaftskammer Steiermark.
- Bystricky, M., Alig, M., Nemecek, T. & Gaillard, G. (2014). Ökobilanz ausgewählter
Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. *Agroscope
Science*, 2.
- Capper, J., Castañeda-Gutiérrez, E., Cady, R. & Bauman, D. (2008). The
environmental impact of recombinant bovine somatotropin (rbST) use in dairy
production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (28),
9668–9673.
- Casey, J. & Holden, N. (2005). Analysis of greenhouse gas emissions from the
average Irish milk production system. *Agricultural Systems*, 86 (1), 97–114.

- Chadwick, D., Pain, B. & Brookman, S. (2000). Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1), 277–287.
- Chianese, D., Rotz, C. & Richard, T. (2009). Simulation of methane emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Transactions of the ASABE*, 52 (4), 1313–1323.
- Chianese, D., Rotz, C. & Richard, T. (2008). Simulating methane emissions from dairy farms. 6, 3462–3482.
- Deittert, C., Müller-Lindenlauf, M., Athmann, M. & Köpke, U. (2008). Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur. Institut für organischen Landbau.
- Dux, D., Alig, M., & Herzog, D. (2009). Umweltwirkung von landwirtschaftlichen Gebäuden. *Agrarforschung*, 16, 284–289.
- Ecoinvent (2017). LCA-Datenbank Ecoinvent (Version 3.4). www.ecoinvent.org
- Edouard, N., Charpiot, A., Robin, P., Lorinquer, E., Dollé, J.-B. & Faverdin, P. (2019). Influence of diet and manure management on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy barns. *Animal*.
- Gac, A., Le Gall, A., Van der Werf, H., Raison, C. & Dollé, J. B. (2010). Life cycle assessment Applied to two French Dairy Systems. *Proceeding of the LCA Food 2010 Conference*.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. & Van Zelm, R. (2008). ReCiPe 2008: A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level; Report I: characterisation. *ReCiPe 2008: A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level*.
- GreenDelta GmbH (2015). Die Datenbank Ökobau.dat in openLCA und SimaPro (1.5.4). GreenDelta GmbH.
- GreenDelta GmbH (2017). Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories (1.5.6). GreenDelta GmbH.

- GreenDelta GmbH (2018). Ecoinvent v.3.4 in openLCA. GreenDelta GmbH.
- GreenDelta GmbH (2019). OpenLCA (Version 1.9). www.openlca.org
- Guerci, M., Bava, L., Zucali, M., Sandrucci, A., Penati, C. & Tamburini, A. (2013).
Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *Journal of dairy research*, 80 (3), 300–308.
- Guggenberger, T., Herndl, M., Finotti, E. & Ofner-Schröck, E. (2017).
Ökobilanzierung in der österreichischen Landwirtschaft-Einflussfaktor Stallbau. Bautagung an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein.
- Hensen, A., Groot, T., van den Bulk, W., Vermeulen, A., Olesen, J. & Schelde, K. (2006). Dairy farm CH₄ and N₂O emissions, from one square metre to the full farm scale. *Mitigation of Greenhouse Gas Emissions from Livestock Production*, 112 (2), 146–152.
- Hestermann, U. & Rongen, L. (2018). *Baukonstruktionslehre 2* (35. Auflage). Springer, Wiesbaden.
- Hölzl, F. X. (2019). Die Feinstaub-Richtlinie stellt hohe Anforderungen an die Landwirtschaft. <https://stmk.lko.at/die-feinstaub-richtlinie-stellt-hohe-anforderungen-an-die-landwirtschaft+2500+2950915>. Zugriff am 10. Juli 2019.
- Hörtenhuber, S., Kirner, L., Neumayr, C., Quendler, E., Strauss, A., Drapela, T. & Zollitsch, W. (2013). Integrative Bewertung von Merkmalen der ökologischen, ökonomischen und sozial-ethischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktionssysteme am Beispiel von Milchproduktionssystemen. 230.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L. & Zollitsch, W. (2010). Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems - Model calculations considering the effects of land use change. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25 (4), 316–329.
- Hörtenhuber, S. & Zollitsch, W. (2008). Welche Vorteile bringt die Öko-Rinderhaltung. *Ökologie & Landbau*, 145 (1), 23–24.
- Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Hollander, A., Zijp, M. & Van Zelm, R. (2016). ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization.

- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Chapter 10; Emissions from livestock and manure management). Intergovernmental panel on climate change.
- ISO 14040 (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework; International Standard (ISO 14040:2006) (Second edition (2006-07-01)). ISO Copyright Office.
- ISO 14044 (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Requirements und guidelines; International Standard (ISO 14044:2006) (First edition (2006-07-01)). ISO Copyright Office.
- Janssen, J. & Laatz, W. (2017). Statistische Datenanalyse mit SPSS: Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul Exakte Tests (9. Aufl. 2017.). Springer, Berlin und Heidelberg.
- Jungbluth, T., Hartung, E. & Brose, G. (2001). Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 60 (1–3), 133–145.
- Kirchgeßner, M., Stangl, G., Schwarz, F., Roth, F., Südekum, K.-H. & Eder, K. (2014). Tierernährung (14. aktualisierte Auflage). DLG-Verlag GmbH. Frankfurt.
- Kirner, L. & Gazzarin, C. (2007). Künftige Wettbewerbsfähigkeit der Milchproduktion im Berggebiet Österreichs und der Schweiz. 4, 201–212.
- Klöpffer, W. (2014). Background and future prospects in life cycle assessment. Springer. Heidelberg.
- Klöpffer, W. & Grahl, B. (2009). Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden Für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH Verlag.
- Koerkamp, P. & Uenk, G. (1997). Climate conditions and aerial pollutants in and emissions from commercial animal production systems in the Netherlands. *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, 139–144.
- Kral, I., Piringner, G., Saylor, M. K., Gronauer, A. & Bauer, A. (2016). Environmental effects of steam explosion pretreatment on biogas from maize - Case study of a 500-kW Austrian biogas facility. *Bio Energy Research*, 9 (1), 198–207.

- Krause, M., Büscher, W. & Helfferich, C. (2017). Technik Tierhaltung (vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage). Eugen Ulmer-Verlag. Stuttgart.
- Kreuzer, M. (2011). Strategische Einflussnahme auf die Methanemissionen von Nutztieren. In Emissionen aus der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik (S. 134–144).
- KTBL (2012). Emissionen und Immissionen von Tierhaltungsanlagen - Handhabung der Richtlinie VDI 3894. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Külling, D., Dohme, F., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. & Kreuzer, M. (2002). Methane Emissions of Differently Fed Dairy Cows and Corresponding Methane and Nitrogen Emissions from their Manure during Storage. *Environmental Monitoring and Assessment*, 79 (2), 129–150.
- Külling, D., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. & Kreuzer, M. (2003). Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65 (1), 13–22.
- Land schafft Leben (2017). Kombinationshaltung von Milchkühen. Presseausendung am 14. Juni 2017.
- Landwirt (2014). Abenteuer Stallbau. Landwirt Agrarmedien GmbH.
- Lenz, V., Schagerl, H., Schütz, R. & Traußnigg, G. (2019). Landtechnik III: Baukunde (4. Auflage). Leopold Stocker Verlag.
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S. & Taube, F. (2019). Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of Cleaner Production*, 211, 161–170.
- Marañón, E., Salter, A. M., Castrillón, L., Heaven, S. & Fernández-Nava, Y. (2011). Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. *Waste Management*, 31 (8), 1745–1751.
- Massé, D., Croteau, F., Patni, N. & Masse, L. (2003). Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C. *Canadian Biosystems Engineering / Le Genie des biosystems au Canada*.

- Möhring, A. & Zimmermann, A. (2006). Aufbau und Anwendung eines LP-Betriebsmodells mit integrierter Ökobilanz zur Ermittlung nachhaltiger Milchproduktionssysteme. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.*, 41, 507–516.
- Müller-Lindenlauf, M., Cornelius, C., Gärtner, S., Reinhardt, G., Rettenmaier, N. & Schmidt, T. (2014). Umweltbilanz von Milch und Milcherzeugnissen - Status quo und Ableitung von Optimierungspotenzialen.
- Nemecek, T. & Kägi, T. (2007). Life cycle inventories of agricultural production systems. *Ecoinvent Report Nr. 15*.
- Neser, S. (2011). Maßnahmen zur Minderung von Emissionen und Immissionen aus der Tierhaltung - Umsetzung und Überwachung. In *Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik* (S. 291–305). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P., Rocco, R. & Cerutti, A. (2015). *Life cycle assessment in the agri-food sector: Case studies, methodological issues and best practices*. Springer.
- Ofner-Schröck, E., Breiningner, W. & Lenz, V. (2017). *Stallbau für die Rinderhaltung - Grundlagen und Beispiele aus der Praxis*. Leopold Stocker Verlag, Graz.
- ÖKL (2014). Verbesserung von bestehenden Anbindeställen (ÖKL-Merkblatt Nr. 91). Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung.
- Ökobaudat (2018). LCA-Datenbank Ökobaudat. www.oekobaudat.de
- Pache, S. (2011). Milchviehhaltung - Planungsgrundsätze und verfahrenstechnische Trends. *Zukunftsorientiertes Bauen für die Tierhaltung* (S. 135–145). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Paulsen, H., Blank, B., Schaub, D., Aulrich, K. & Rahmann, G. (2013). Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. *Landbauforschung Applied Agricultural Forestry Research*, 63 (1), 29–36.

- Platt, K. (2009). Informationsmodell für Produktlebenszyklusinformationen: Integration von Umwelteigenschaften und Kosten in der virtuellen Produktentwicklung. TU Darmstadt.
- Pöllinger, A. (2004). Ursachen, Wirkungen und Minderungsmaßnahmen von ökosystem-und klimarelevanten Gasen aus der Landwirtschaft. Klimawandel - Auswirkungen auf Umwelt und Agrarproduktion, 195–199.
- Reichel, A. & Wandel, H. (2008). Modernisierung von Milchviehställen in kleinen Beständen - Planungsempfehlungen und Beispiellösungen (2. Aufl.). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Rodhe, L. & Nordberg, A. (2011). Greenhouse gas emissions from the storage of liquid and solid manure and abatement strategies. In Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik (S. 206–216). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Rossier, D. & Gaillard, G. (2004). Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs: Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Agroscope FAL Reckenholz.
- Schiefler, I. & Büscher, W. (2011). Treibhausgasemissionen aus Rinderställen. In Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik (S. 155–165). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL).
- Schindecker, S. & Steinwider, A. (2019). Vorstellung des geplanten EIP-Projektes Berg-Milchvieh. Präsentation am 14. November 2019.
- Schleicher, S. & Steininger, K. (2017). Wirtschaft stärken und Klimaziele erreichen: Wege zu einem nahezu treibhausgas-emissionsfreien Österreich. Wegener Center für Klima und Globalen Wandel, Karl-Franzens-Universität Graz.
- Schneider, T., Büscher, W. & Wallenfang, O. (2005). Validierung der Tracergasmethode zur Luftvolumenstrombestimmung. Agrartechnische Forschung, 11 (6).

- Simon, J., Kränzel, E., Kupke, S., Schön, W., Stötzel, P. & Zahner, J. (2009).
Bauliche Lösungen für wachsende Milchviehbetriebe. Strategien für
zukunftsorientierte Milchviehbetriebe in Bayern, 55–96.
- Spiekers, H., Nußbaum, H. & Potthast, V. (2009). Erfolgreiche Milchviehfütterung (5.
erweiterte und aktualisierte Auflage). DLG Verlag.
- Staerfl, S., Bosshard, C., Graf, C., Zeitz, J., Kreuzer, M. & Soliva, C. (2012). Effect of
season and feeding on methane emission from Swiss dairy cow slurry.
Agrarforschung Schweiz, 6, 322–329.
- The National Emission Ceilings Directive (2016). 2016/2284/EU.
<https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-sources-1/national-emission-ceilings/national-emission-ceilings-directive>. Zugriff am 11. Juli 2019.
- Tierschutzgesetz (2017). TSchG §16.
<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20003541>. Zugriff am 11. Juli 2019.
- Umweltbundesamt (2016). Austria's National Inventory Report 2016.
- Umweltbundesamt (2018). Klimaschutzbericht 2018.
- Voglmeier, K., Jocher, M., Häni, C. & Ammann, C. (2018). Ammonia emission
measurements of an intensively grazed pasture. *Biogeosciences*, 15 (14),
4593–4608.
- Voglmeier, K., Six, J., Jocher, M. & Ammann, C. (2019). Grazing-related nitrous
oxide emissions: From patch scale to field scale. *Biogeosciences*, 16 (8),
1685–1703.
- Wang, X., Ledgard, S., Luo, J., Guo, Y., Zhao, Z., Guo, L., Liu, S., Zhang, N., Duan,
X., & Ma, L. (2018). Environmental impacts and resource use of milk
production on the North China Plain, based on life cycle assessment. *Science
of the Total Environment*, 625, 486–495.
- Weiß, J. W., Pabst, W. & Granz, S. (2011). Tierproduktion. Georg Thieme Verlag.
- Zehetmeier, M., Hoffmann, H., Sauer, J., Hofmann, G., Dorfner, G. & O'Brien, D.
(2014). A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and
land use of German dairy farms. *Agricultural Systems*, 129, 55–67.

- Zhang, G., Strøm, J., Li, B., Rom, H., Morsing, S., Dahl, P. & Wang, C. (2005). Emission of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosystems Engineering*, 92 (3), 355–364.
- Zollitsch, W., Hörtenhuber, S. & Lindenthal, T. (2010). Treibhausgase aus Milchviehhaltung - Eine Systembewertung ist nötig. *Ökologie & Landbau*, 156/4, 19–21.

Anhang

Tabelle 23: Statistische Auswertung des Wilcoxon-Rangsummen-Tests

		Wirkungskategorie	Asymptotische Signifikanz	Z-Wert
Teilsystem	Betrieb 1	Treibhausgaspotenzial	0,000	-17,075
		Energiebedarf	0,000	-10,624
		Eutrophierung	0,011	-2,532
		Versauerung	0,000	-25,919
		Ökotoxizität	0,292	-1,054
	Betrieb 2	Treibhausgaspotenzial	0,000	-13,048
		Energiebedarf	0,391	0,857
		Eutrophierung	0,000	-3,498
		Versauerung	0,000	-26,314
		Ökotoxizität	0,800	-0,253
Gesamtsystem	Betrieb 1	Treibhausgaspotenzial	0,000	-17,075
		Energiebedarf	0,000	-10,057
		Eutrophierung	0,011	-2,532
		Versauerung	0,000	-25,919
		Ökotoxizität	0,292	-1,054
	Betrieb 2	Treibhausgaspotenzial	0,000	-9,247
		Energiebedarf	0,356	-0,924
		Eutrophierung	0,027	-2,209
		Versauerung	0,000	-26,112
		Ökotoxizität	0,255	-1,139