

# Treibhausgasemissionen von Rind- und Schweinefleisch entlang der Produktionskette Landwirtschaft bis Großküche unter besonderer Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Produktionsform

#### **Masterarbeit**

zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur bzw. Master of Science

eingereicht von

Iris Kral Bakk.a Techn.

Betreuer: O. Univ. Prof. Dr. phil. Helga Kromp-Kolb

Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Thomas Lindenthal

Dipl.-Ing. Stefan Hörtenhuber

# **Danksagung**

Allen voran bedanke ich mich bei meinen Betreuern O. Univ. Prof. Dr. phil. Helga Kromp-Kolb, Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Thomas Lindenthal und Dipl.-Ing. Stefan Hörtenhuber, welche mir jederzeit hilfsbereit zur Seite standen und durch ihr Fachwissen und ihre Flexibilität ein unkompliziertes Arbeiten ermöglicht haben. Für alle etwaigen Probleme konnten Lösungen gefunden werden, und auch sonst mangelte es nie an hilfreichen fachlichen Inputs, was das Entstehen dieser Arbeit sehr erleichtert und angenehm gestaltet hat.

Weiterer Dank gebührt Claus Holler, der den Anstoß zu dieser Arbeit gegeben und es mir ermöglicht hat, sie im Zuge meiner Anstellung bei Bio Austria zu verfassen. Danke für deine Unterstützung!

Einen weiteren wichtigen Beitrag zu den Ergebnissen dieser Arbeit haben DI Nicholas Fürschuss und Mag. Hermann Mittermayr durch ihre tatkräftige Unterstützung beim Sammeln der Primärdaten geleistet. Außerdem bedanke ich mich bei allen weiteren Personen, die Daten zu Verfügung gestellt haben und aus Datenschutzgründen nicht namentlich angeführt werden sowie bei jenen, die sonstige fachliche Inputs geleistet haben.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei meiner Mutter Margit Kral, die mich immer nach Kräften unterstützt und dieses Studium erst möglich gemacht hat. Weiterer Dank gilt meinen Schwestern Birgit Kral, welche die Korrektur dieser Arbeit übernommen hat, und Mag. Zita Kral. Danke für eure Mithilfe und Motivation.

Nicht unerwähnt bleiben dürfen meine Großeltern Franz und Rosina Weixelbaum, welche dazu beigetragen haben, dass aus mir der Mensch geworden ist, der ich heute bin, sowie Irmgard und Eduard Roucka und meine Tante Margarita Hoch.

Zu guter Letzt bedanke ich mich noch bei meinen Verwandten und Freunden für Ihren Beistand und ihre Ermunterung, allen voran Sonja Krapfenbauer-Hafner, Sabine Weixelbaum, Karina Weixelbaum, Manuela Binder, Martina Schwarzl, Barbara und Karin Zehner sowie Gerti und Gottfried Lunzer.

VIELEN DANK EUCH ALLEN!

# Inhaltsverzeichnis

| Da  | nksagun  | g  | I  |
|-----|----------|--|----|
| Inh | altsverz | eichnis  | II |
| Tal | oellenve | rzeichnis  | V  |
| Abl | bildunas | verzeichnis  | VI |
|     | •        |  |    |
| ADI | Kurzurig | sverzeichnis   | 17 |
| 1   | Einleit  | ung und Problemstellung  | 10 |
| 1   | I.1 R    | elevante Treibhausgasemissionen aus der Nahrungsmittelproduktion   | 12 |
|     | 1.1.1    | Kohlendioxid   | 13 |
|     | 1.1.2    | Methan   | 14 |
|     | 1.1.3    | Lachgas  | 16 |
| 2   | Zielse   | zung   | 17 |
| 3   | Materi   | al und Methode   | 18 |
| 3   | 3.1 M    | lethode  | 18 |
|     | 3.1.1    | Ökobilanzierung  | 18 |
|     | 3.1.2    | Untersuchungsrahmen  |    |
|     |          | Datenherkunft  |    |
| 3   | 3.2 P    | rozesse der Treibhausgasbilanzierung                               | 21 |
|     | 3.2.1    | Saatgut  | 21 |
|     | 3.2.2    | Pflanzenschutzmittel   | 21 |
|     | 3.2.3    | Mineraldünger  | 22 |
|     | 3.2.4    | Futtermittel   | 23 |
|     | 3.2.5    | Energieerzeugung   | 30 |
| 3   | 3.3 H    | erangezogene Daten für die Berechnung der Treibhausgasemissionen   | 31 |
|     | 3.3.1    | Enterogene Fermentation  | 31 |
|     | 3.3.2    | Wirtschaftsdüngermanagement  | 32 |
|     | 3.3.3    | Schlachtung, Lagerung und Transport                                | 37 |
| 4   | Ergeb    | nisse  | 41 |
| 4   | 1.1 T    | HG-Emissionen aus der landwirtschaftliche Produktion - Rindfleisch | 41 |
|     | 4.1.1    | Charakteristika der modellierten Produktionssysteme                | 41 |
|     | 4.1.2    | THG-Emissionen der Aufzuchtphase                                   |    |

|   | 4.1.3      | Konventionelle Rindfleischproduktion                                     | 45  |
|---|------------|--|-----|
|   | 4.1.4      | Biologische Rindfleischproduktion  | 47  |
|   | 4.2 T      | reibhausgasemissionen nachgelagerter Prozesse - Rindfleisch              | 49  |
|   | 4.2.1      | Lagerung   | 50  |
|   | 4.2.2      | Verarbeitung   | 50  |
|   | 4.3 T      | reibhausgasemissionen verursacht durch Transporte – Rindfleisch          | 50  |
|   | 4.3.1      | Transport Österreich   | 50  |
|   | 4.3.2      | Transportszenario Deutschland  | 50  |
|   | 4.4 G      | Gesamtübersicht der THG-Emissionen von Rindfleisch und Vergleich         | der |
|   | landwirts  | chaftlichen Produktionsweisen  | 51  |
|   | 4.5 T      | reibhausgasemissionen der landwirtschaftlichen Produktion - Schweineflei | sch |
|   | 5          | 5  |     |
|   | 4.5.1      | Charakteristika der modellierten Produktionssysteme                      | 55  |
|   | 4.5.2      | Konventionelle Schweinefleischproduktion                                 | 56  |
|   | 4.5.3      | Biologische Schweinefleischproduktion                                    | 59  |
|   | 4.6 T      | reibhausgasemissionen nachgelagerter Prozesse - Schweinefleisch          | 61  |
|   | 4.6.1      | Lagerung   | 61  |
|   | 4.6.2      | Verarbeitung   | 61  |
|   | 4.7 E      | influss der Transportemissionen  | 62  |
|   | 4.7.1      | Transport Österreich   | 62  |
|   | 4.7.2      | Transport Deutschland  | 62  |
|   | 4.8 G      | Gesamtübersicht der THG-Emissionen von Schweinefleisch und Vergleich     | der |
|   | Produktion | onsweisen  | 62  |
| 5 | Diskus     | ssion  | 66  |
|   | 5.1 R      | tindfleisch  | 66  |
|   |            | chweinefleisch   |     |
| 6 |            | nmenfassung  |     |
|   |            |  |     |
| 7 | Abstra     | nct und Kurzfassung  | 80  |
|   | 7.1 A      | bstract  | .80 |
|   | 7.2 K      | urzfassung   | 81  |
| 8 | Literat    | urverzeichnis  | 82  |
| 9 | Anhan      | ıg   | 93  |
|   | 9.1 A      | uszug aus dem Fragebogen für die biologische/ökologische Landwirtschaft  | am  |
|   |            | der Rindfleischproduktion  |     |
|   | •          | uszug aus dem Fragebogen für die konventionelle Landwirtschaft am Beis   |     |
|   |            | veinefleischproduktion   | •   |

| 9.3 | Auszug aus dem Fragebogen für den Handel am Beispiel von Rindfleisch105 |
|-----|---|
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |
|     |   |

# **Tabellenverzeichnis**

| Tabelle 1: THG-Emissionen verursacht durch Herstellung und Transport von               |
|--|
| Mineraldüngern (Zusammenstellung von Daten aus der Literatur)23                        |
| Tabelle 2: THG-Emissionen der eingesetzten Futtermittel (Erzeugung und Transport       |
| inklusive vorgelagerter Prozesse) auf Basis der Ergebnisse aus der Literatur28         |
| Tabelle 3: THG-Emissionen verursacht durch Herstellung, Transport und z.T.             |
| Verwendung von Energieträgern*30   |
| Tabelle 4: Input-Parameter zur Berechnung des Energieverbrauchs durch die Lagerung 37  |
| Tabelle 5: Input-Parameter zur Berechnung der Transportemissionen38                    |
| Tabelle 6: Transportszenario Rindfleisch   |
| Tabelle 7: Transportszenario Schweinefleisch   |
| Tabelle 8: Futterration, Maststier – konventionell                                     |
| Tabelle 9: Futterration, Maststier – biologisch  |
| Tabelle 10: Vergleich der THG-Emissionen unterschiedlicher Produktionsweisen -         |
| Rindfleisch (in kg CO <sub>2</sub> -eq)52  |
| Tabelle 11: Futterration, Mastschwein – konventionell                                  |
| Tabelle 12: Futterration, Mastschwein – biologisch                                     |
| Tabelle 13: Vergleich der THG-Emissionen unterschiedlicher Produktionsweisen -         |
| Schweinefleisch (in kg CO <sub>2</sub> -eq)63  |
| Tabelle 14: Übersicht über die Ergebnisse der THG-Bilanzierung von Rindfleisch anderer |
| Studien in kg CO <sub>2</sub> -eq pro kg Fleisch66                                     |
| Tabelle 15: Übersicht über die Ergebnisse der THG-Bilanzierung von Schweinefleisch     |
| anderer Studien in kg CO <sub>2</sub> -eq pro kg Fleisch75                             |

# Abbildungsverzeichnis

| Abbildung 1: Treibhausgasemissionen des Sektors "Landwirtschaft" in Österreich im             |
|---|
| Zeitraum 1999–200812  |
| Abbildung 2: Kohlendioxidemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-200914                     |
| Abbildung 3: Methanemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-200915                           |
| Abbildung 4: Lachgasemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-200916                          |
| Abbildung 5: Aufbau einer Ökobilanz19   |
| Abbildung 6: Systemgrenze für diese Arbeit20  |
| Abbildung 7: Futterration eines Mastschweins  |
| Abbildung 8: Treibhausgasemissionen, verursacht durch die Aufzucht der Stierkälber (in        |
| kg CO <sub>2</sub> -eq/Jungstier)45   |
| Abbildung 9: THG-Emissionen (in kg CO <sub>2</sub> -eq), verursacht durch die konventionelle  |
| landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %*45                       |
| Abbildung 10: Durch die konventionelle Stiermast verursachte, nach Kategorien                 |
| geordnete THG-Emissionen, (in kg CO <sub>2</sub> -eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%)46  |
| Abbildung 11: THG-Emissionen (in kg CO <sub>2</sub> -eq), verursacht durch die biologische    |
| landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %*48                       |
| Abbildung 12: Durch die biologische Stiermast verursachte, nach Kategorien geordnete          |
| THG-Emissionen, (in kg CO <sub>2</sub> -eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%)48            |
| Abbildung 13: Vergleich der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion bei        |
| konventioneller und biologischer Haltung, in kg CO <sub>2</sub> -eq pro kg Fleisch51          |
| Abbildung 14: Gesamte THG-Emissionen der Rindfleischproduktion, in kg CO2-eq pro kg           |
| Fleisch53   |
| Abbildung 15: THG-Emissionen (in kg CO <sub>2</sub> -eq), verursacht durch die konventionelle |
| landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %*57                       |
| Abbildung 16: Durch die konventionelle Schweinemast verursachte, nach Kategorien              |
| geordnete THG-Emissionen, (in kg CO <sub>2</sub> -eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%)57  |
| Abbildung 17: THG-Emissionen (in kg CO <sub>2</sub> -eq), verursacht durch die konventionelle |
| landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %*59                       |
| Abbildung 18: Durch die biologische Schweinemast verursachte, nach Kategorien                 |
| geordnete THG-Emissionen, (in kg CO <sub>2</sub> -eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%)60  |
| Abbildung 19: Vergleich der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion bei        |
| konventioneller und biologischer Haltung, in kg CO <sub>2</sub> -eq pro kg Fleisch63          |

| Abbildung 20: Gesamte THG-Emissionen der Schweinefleischproduktion, in kg CO <sub>2</sub> -eo |
|---|
| pro kg Fleisch65  |
| Abbildung 21: Übersicht über THG-Emissionen in $CO_2$ eq / pro kg konventionellem             |
| Rindfleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit71                     |
| Abbildung 22: Übersicht über THG-Emissionen in $CO_2$ eq / pro kg biologischem                |
| Rindfleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit72                     |
| Abbildung 23: Übersicht über THG-Emissionen in $CO_2$ -eq / pro kg konventionellem            |
| Schweinefleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit76                 |
| Abbildung 24: Übersicht über THG-Emissionen in $CO_2$ -eq / pro kg biologischem               |
| Schweinefleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit77                 |

# Abkürzungsverzeichnis

a Jahr

bio. Biologische Landwirtschaft gemäß EU VO 834/07

Ca Kalzium

 $CO_2$  Kohlendioxid  $CO_2$ -eq  $CO_2$ -Äquivalente

d Tag(e)

FM Frischmasse

GWP Global Warming Potential (Treibhauspotential)

Ha Hektar

IPCC Intergovernmental Panel on Climate ChangeISO International Organization for Standardization

K Kalium

konv. konventionell

LCA Life Cycle Assessment, Ökobilanz

LUC Land Use Change

m² Quadratmeter
 m³ Kubikmeter
 Mg Magnesium
 N Stickstoff
 P Phosphor

ppm parts per million
ppb parts per billion
THG Treibhausgas(e)
TM Trockenmasse

vkm Volumenkilometer tkm Tonnenkilometer

W Watt

kWh Kilo-Watt-Stunde(n)

J Joule

MJ Megajoule

# 1 Einleitung und Problemstellung

Nachdem es trotz andauernder Versuche in den letzten Jahren nicht gelungen ist, den Ausstoß an Treibhausgasen (THG) in Österreich sowie in den meisten Industrieländern zu senken (sondern - im Gegenteil - die THG-Emissionen vieler Industrieländer weiter anstiegen), wird es eine immer größere Herausforderung, den fortschreitenden Klimawandel und damit einhergehende negative Auswirkungen zu bremsen. Es wird daher nicht ausreichen, nur punktuell Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen zu setzen, sondern es ist erforderlich, umfassende Klimaschutzmaßnahmen zu treffen. Mit einem Beitrag von 13,5 % an den insgesamt ausgestoßenen Treibhausgasen weltweit, liegt der Sektor Landwirtschaft hinter Energiebereitstellung, Industrie und Forstwirtschaft (Bernstein et al., 2007, S. 36), und ist somit nicht unwesentlich am Klimawandel beteiligt. Hierbei sind die mit der Landwirtschaft in direktem Zusammenhang stehenden Landnutzungsänderungen (Land Use Change, u.a. für die Futtermittelproduktion [v.a. von Soja] auf ehemaligen Tropenwald- und Savannenflächen in Südamerika) noch gar nicht eingerechnet. Gleiches gilt für Transporte zwischen den Stufen sowie für einige weitere der Landwirtschaft vor bzw. nachgelagerte Prozesse.

Eine Möglichkeit, die Treibhausgas- (THG)-Emissionen zu senken, besteht darin, Treibhausgase, welche durch die Nahrungsmittelproduktion frei gesetzt werden, zu mindern. Hierfür gibt es wiederum eine Reihe an Einflussmöglichkeiten. Einerseits kann in die landwirtschaftliche Produktionsweise selbst oder in nachgeschaltete Prozesse, wie z.B. den Transport oder die Verarbeitung, eingegriffen werden. Insgesamt ergibt sich dadurch ein beachtliches Minderungspotential.

Vor dem Hintergrund, dass österreichische Großküchen rund 1,8 Mio. Menschen täglich, also fast ein Viertel der Gesamtbevölkerung (Kellner, 2005), versorgen, lässt sich erahnen, dass diese Einrichtungen, alleine mit der Auswahl ihrer Produkte, einen Beitrag zur Senkung der THG-Emissionen leisten können. Wenn sie also biologische, saisonale und regionale Lebensmittel gegenüber konventionellen, nicht-saisonalen und importierten Lebensmitteln bevorzugen (Anderst, 2010, S. 123). Um Großküchen dahingehend beraten zu können, wie sie am klimafreundlichsten agieren können, ist es zunächst erforderlich, THG-Bilanzen für die einzelnen Lebensmittel zu erstellen, um feststellen zu können, wodurch die meisten THG-Emissionen verursacht werden.

Arbeiten aus jüngerer Zeit belegen, dass Bio-Lebensmittel meist weniger THG-Emissionen pro kg Lebensmittel verursachen als konventionelle. Zudem werden bei der Gemüseproduktion deutlich weniger Klimagase emittiert, als durch die Veredelung von Futtermitteln zu tierischen Produkten (Fritsche und Eberle 2007, Hirschfeld et al. 2008,). Beispielsweise fallen für konventionell produzierten Kohlrabi 165 g CO<sub>2</sub>-eq/kg an, während es in der biologischen Erzeugung (gemäß der Bio-EU VO 834/07) nur 138 g CO<sub>2</sub>-eq/kg sind. Für Bergkäse liegen die mit der Herstellung einhergehenden THG-Emissionen in beide Fällen deutlich höher (9.923 g CO<sub>2</sub>-eq/kg – konventionell; 8.137 g CO<sub>2</sub>-eq/kg Biobergkäse) (Lindenthal et al., 2010). Es ist also möglich, mit der Wahl der Lebensmittel und deren landwirtschaftlicher Produktionsform das Klima zu schonen.

Im Jahr 2008 wurden in Österreich 86,6 Mio. Tonnen  $CO_2$ -eq ausgestoßen. Das bedeutet, dass ein Anstieg von 10,9 % gegenüber dem Niveau von 1990 zu verzeichnen war. Trotzdem begann der Treibhausgasausstoß ab dem Jahr 2005 zu sinken. Jedoch erscheint diese Minderung zu gering, um das Kyoto-Ziel noch rechtzeitig umzusetzen, sofern nicht noch zusätzliche Maßnahmen gesetzt werden (Anderl et al., 2010a, S. 11).

Das Kyoto Protokoll ist ein internationales Übereinkommen, das verbindliche Ziele zur Reduktion von THG-Emissionen für Einzelstaaten sowie für die europäische Union enthält. Der erste Berichtszeitraum ist die Periode 2008-2012 (UNFCCC, 2008, S.12ff). Für diesen Zeitraum wurde für die EU ein Reduktionsziel der THG-Emissionen von 8 % ausgehandelt, was nach der internen Lastenaufteilung für Österreich eine vorgegebene Reduktion von 13 % (Basisjahr 1990) vorsieht. Um diese Vorgabe erfüllen zu können, wurde die österreichische Energiestrategie ins Leben gerufen, welche Ziele für die einzelnen Sektoren festlegt. Die THG-Emissionen des Bereichs Landwirtschaft lagen im Jahr 2008 um 0,5 Mio. Tonnen über der Vorgabe (Anderl et al., 2010a, S. 11ff).

Dass die THG-Emissionen seit dem Jahr 1990 weiter stark angestiegen sind, zeigt, dass dringend Wege gefunden werden müssen, die es ermöglichen, die THG-Emissionen drastisch zu senken.

Bei einem durchschnittlichen Fleischkonsum von 67 kg verzehrfertigem Fleisch (ohne Sehnen und Knochen) in Österreich, davon 40 kg Schweinefleisch und 12 kg Rind- bzw. Kalbfleisch (BMLFUW, 2009) und deren hohe THG-Emissionen/kg Produkt (neben Hartkäse die höchsten aller Lebensmittel, vgl. Lindenthal et al 2010), lässt sich erkennen, dass dieser Sektor Potential für Einsparungen bietet.

# 1.1 Relevante Treibhausgasemissionen aus der Nahrungsmittelproduktion

Nach Anderl et al. (2010a, S. 143f) sind die THG-Emissionen des Sektors Landwirtschaft seit dem Basisjahr 1990 stetig zurückgegangen (ohne Berechnung des Land Use Change, da in nationalen THG-Inventaren dieser nicht berücksichtigt wird), was hauptsächlich auf den sinkenden Viehbestand (vor allem von Rind) und den geringeren Einsatz von Mineraldüngern zurückzuführen ist. Seit dem Jahr 2005 konnte dieser Trend jedoch nicht mehr beobachtet werden. Aufgrund von Ertragssteigerungen pro Fläche und diesen zugrunde liegenden höheren Düngereinsatz, sind auch die THG-Emissionen in der Landwirtschaft wieder angestiegen. Im Jahr 2008 betrug der Ausstoß 7,6 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-eq, was 8,8 % der in Österreich abgegebenen Treibhausgase ausmacht (siehe Abbildung 1). In Deutschland liegen die durch die Landwirtschaft verursachten THG-Emissionen mit einem Anteil von über 13 % aller Treibhausgase höher. Jedoch werden hier zusätzliche, mit der Landwirtschaft in enger Verbindung stehende THG-Emissionsquellen aus vorgelagerten Bereichen, wie die Mineraldüngerherstellung nicht der Industrie, sondern richtigerweise der landwirtschaftlichen Produktion zugerechnet (Hirschfeld et al., 2008, S. 9).

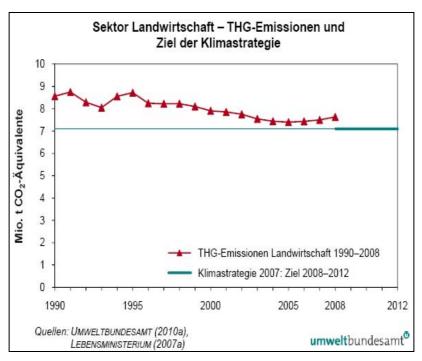


Abbildung 1: Treibhausgasemissionen des Sektors "Landwirtschaft" in Österreich im Zeitraum 1999–2008

Quelle: Anderl et al., 2010a, S. 143

Nun folgt eine Beschreibung der für das Klima relevanten THG aus der Landwirtschaft.

#### 1.1.1 Kohlendioxid

Den weltweit größten Beitrag zum Klimawandel liefert das Gas Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), welches hauptsächlich durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern und das Abholzen von Wäldern, wodurch diese auch ihre Funktion als Senke verlieren, freigesetzt wird. Weitere Quellen stellen die Zementproduktion und (neben der Abholzung der Wälder weitere) Landnutzungsänderungen sowie die Umwandlung von Grünland in Ackerflächen dar (IPCC, 2007). Als Senken fungieren langfristig vor allem Ozeane und (verbleibende) aufnahmefähige Wälder in tropischen und temperierten Klimaten. Böden können bei intensiver Landnutzung infolge von Humusabbau zu THG-Emissionsquellen werden. Jedoch können Böden bei Fruchtfolgen mit (mehrjährigen) humusaufbauenden Kulturen (z.B. Futterleguminosen), organischer Düngung, Rückführung der Erntereste und einer humusschonenden Art der Bodenbearbeitung auch als Kohlenstoffspeicher als Resultat eines Aufbaus von Humus, fungieren. Langjährige Untersuchungen von 18 Biobetrieben und 10 konventionellen (integrierten) Betrieben in Bayern zeigten, dass bei biologischer Bewirtschaftung der Boden in der Lage ist, jährlich etwa 402 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> zu binden und zu speichern, wodurch er zur Senke wird. Hingegen wurde bei integrierter Produktion der Boden zu einer Quelle von 202 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Hülsbergen und Küstermann, 2007).

Die Konzentration von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre lag im Jahr 1750 bei rund 280 ppm und ist seither auf 380 ppm (im Jahr 2005) gestiegen (IPCC, 2007). Kohlendioxid bildet (mit der geringsten Klimawirksamkeit aller Treibhausgase) für alle in der Landwirtschaft betrachteten klimarelevanten Gase (neben CO<sub>2</sub> auch Methan, CH<sub>4</sub> und Lachgas, N<sub>2</sub>O) die Basis für die Angabe der Treibhauswirksamkeit der einzelnen Gase. Diese können für eine gemeinsame Betrachtung in (kg) CO<sub>2</sub>-Äquivalente (kg CO<sub>2</sub>-eq) ausgedrückt werden. Das bedeutet, dass CO<sub>2</sub> eine Wirksamkeit von 1 hat, während CH<sub>4</sub> mit dem Faktor 25 und N<sub>2</sub>O mit 298 multipliziert wird. Trotz der geringen Wirksamkeit pro Masseneinheit sind die Einflüsse von CO<sub>2</sub> sehr groß: Mit 85 % an CO<sub>2</sub>-eq in Österreich steht es an der Spitze der ausgestoßenen klimawirksamen Gase. Die CO<sub>2</sub>-Hauptquellen bilden die Bereiche Verkehr, Energieaufbringung, Industrie und produzierendes Gewerbe. Seit dem Jahr 1990 sind die THG-Emissionen um 18,6 % angestiegen (siehe Abbildung 2; Anderl et al., 2010a, S. 46).

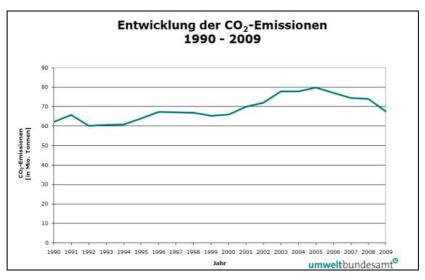


Abbildung 2: Kohlendioxidemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-2009

Quelle: Umweltbundesamt, 2011

In Österreich fallen CO<sub>2</sub>-Eissionen im Bereich Landwirtschaft vor allem durch die Energiegewinnung und durch die Verbrennung von Treibstoffen an. Der Sektor Landwirtschaft verursacht zwar, wie erwähnt, einen nicht unbedeutenden Teil (8,8 %) der österreichischen CO<sub>2</sub>-eq-Emissionen in Form von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O (Anderl et al., 2010a, S. 38), der Beitrag von CO<sub>2</sub> ist dabei aber kaum berücksichtigt, da diese bei (häufig der Landwirtschaft vor- und nachgelagerten) Prozessen anfallen, die anderen Sektoren, als der Landwirtschaft, zugerechnet werden. Mit dem Import von Futtermitteln (v.a. von Soja) und anderen Hilfsstoffen, werden auch aus anderen Regionen der Welt CO<sub>2</sub>-Emissionen "importiert", deren Großteil nicht aus der Verbrennung fossiler Energieträger zur Energiegewinnung, sondern aus dem Verlust von organisch gebundenem Kohlenstoff (Biomasse und Böden) infolge von Landnutzungsänderungen (Land Use Change) resultiert (Hörtenhuber et al., 2010).

#### 1.1.2 Methan

Methanemissionen (CH<sub>4</sub>) stammen aus natürlichen oder anthropogenen Quellen, wobei zu den erst genannten Feuchtgebiete, Ozeane, Wälder, Feuer, Termiten und geologische Vorgänge zählen, während die Quellen menschlichen Ursprungs Reiskulturen, Nutztiere, Deponien und Abfallbehandlung und zum Teil die Verbrennung von Biomasse und von fossilen Energieträgern beinhalten. Zu den bedeutendsten Senken zählen die Oxidation von CH<sub>4</sub> in der Atmosphäre und im Boden sowie Verluste durch Abbau in der Stratosphäre. Derzeit (2005) liegt der Gehalt von Methan in der Atmosphäre bei 1744 ppb und es ist 25-mal so treibhauswirksam wie CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007). In Österreich konnten die Emissionen seit dem Jahr 1990 um 31,2 % gesenkt werden (siehe Abbildung 3). Methan

ist aber mit einem Anteil von 6,6 % an allen  $CO_2$ -eq im Jahr 2008 noch immer das zweitwichtigste Treibhausgas. Während des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses entsteht Methan hauptsächlich durch die Verdauung in Rindermägen (3,5 % aller  $CO_2$ -eq in Österreich) und durch Wirtschaftsdüngermanagement (Anderl et al., 2010a, S. 46ff und S. 144).

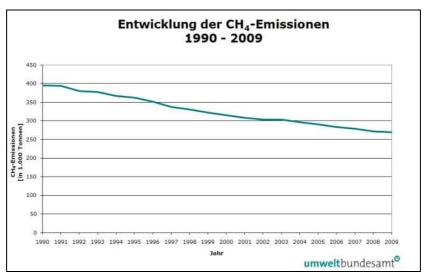


Abbildung 3: Methanemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-2009

Quelle: Umweltbundesamt, 2011

Die Methanbildung ist ein streng anaerober Prozess, was bedeutet, dass es nur unter Sauerstoffabschluss gebildet wird. Kohlenstoff, welcher in organischem Material gebunden ist, wird unter Freisetzung dieses Gases abgebaut. Jedoch ist die dabei mögliche Energieausbeute geringer, als bei der aeroben Umsetzung. Der Umbau umfasst die Schritte Hydrolyse, Fermentation und Acetogenese und wird unter folgenden Bedingungen begünstigt:

- Sulfat- und Nitratkonzentration → gering
- pH-Wert → zwischen 6 und 8
- Konzentration an Vorläufersubstanzen, wie H₂ oder CO₂ → hoch
- Temperatur → über 3 °C
- C/N-Verhältnis → zwischen 10 und 16
- Wassergehalt → über 50 %
- Organische Substanz → ausreichend vorhanden (Amon, 2006, S. 16ff)

Zu den beiden Hauptquellen von Methan in der Tierhaltung zählen die Verdauung von Wiederkäuern und die Exkremente der Tiere.

#### 1.1.3 Lachgas

Zu den natürlichen Quellen von Lachgas ( $N_2O$ ) zählen Böden und Ozeane, während zu den anthropogenen Quellen vor allem die Landwirtschaft gehört. Der Prozess der trockenen oder nassen Deposition bildet die bedeutendste Senke. Die Konzentration von  $N_2O$  in der Atmosphäre betrug im Jahr 2005 319 ppb (IPCC, 2007). Mit einem Treibhauspotential von 298 ist es von allen betrachteten Gasen das klimawirksamste (IPCC, 2007) und lag im Jahr 2008 mit einem Anteil von 6,5 % an dritter Stelle der nationalen Gesamtemissionen. Der Lachgasausstoß hat seit dem Jahr 1990 um 7,5 % (siehe Abbildung 4) abgenommen, was mit einem geringeren Mineraldüngereinsatz im Zusammenhang steht. Diese Entwicklung kehrte sich aber in den letzten Jahren wieder um (Anderl et al., 2010a, S. 46). Die Emissionen betrugen im Jahr 2007 17.300 t (Anderl et al., 2009, S. 131).

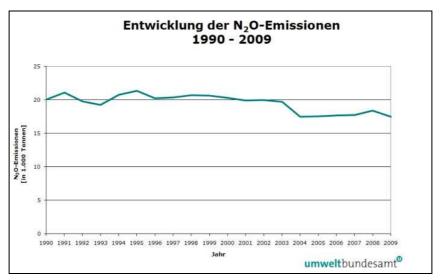


Abbildung 4: Lachgasemissionen in Österreich im Zeitraum 1990-2009 Quelle: Umweltbundesamt, 2011

 $N_2O$  wird vor allem während der Denitrifikation (anaerob) gebildet, welche durch die Verfügbarkeit von Stickstoff (N) und Sauerstoff ( $O_2$ ) beeinflusst wird (Förderung der  $N_2O$ -Emissionen durch hohe Gehalte an verfügbarem N und geringe  $O_2$ -Gehalte im Boden).  $N_2O$ -Emissionen hängen von einer Vielzahl an Faktoren ab, weshalb sie ausgeprägten räumlichen, tageszeitlichen und jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen (Amon, 2006, S. 10ff).

Für den Sektor Landwirtschaft, ist in Bezug auf Lachgasemissionen der Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdüngern und deren Management relevant, aber auch der Umgang mit dem Boden (O<sub>2</sub> des Bodens).

# 2 Zielsetzung

Die Arbeit verfolgte folgende Ziele:

- Ermittlung des Einflusses der landwirtschaftlichen Produktionsweise (biologisch/konventionell) auf die THG-Emissionen der Produktion von Rindfleisch.
- 2. Ermittlung des Einflusses der landwirtschaftlichen Produktionsweise (biologisch/konventionell) auf die THG-Emissionen der Produktion von Schweinefleisch.
- 3. Analyse des Einflusses der Transporte ab Hoftor bis zur Großküche auf die THG-Bilanzen der Produktion von Rind- und Schweinefleisch.
- 4. Analyse und Darstellung der (Teil-)Prozesse in der Rind- und Schweinefleisch-Prozesskette, die den größten Anteil an THG-Emissionen innerhalb der Prozesskette verursachen.
- Darstellung der der Landwirtschaft nachgelagerten Prozesse im Hinblick auf deren Anteil an den gesamten THG-Emissionen von Rind- und Schweinefleisch.

#### 3 Material und Methode

#### 3.1 Methode

#### 3.1.1 Ökobilanzierung

Eine Ökobilanz (Englisch: Life Cycle Assessment – LCA) ist definiert als: "...a technique that aims at addressing the environmental aspects of a product and their potential environmental impacts throughout that product's life cycle. The term "product" refers to both goods and services. A product's life cycle includes all stages of a product system, from raw material acquisition or natural resource production to the disposal of the product at the end of its life, including extracting and processing of raw materials; manufacturing; distribution; use; re-use; maintenance; recycling; and final disposal...." (UNEP, 2009, S. 33)

Nach Horn (2002, S. 37ff) ist der Aufbau einer Ökobilanz (siehe Abbildung 5) in den ISO-Normen 14040 bis 14044 festgelegt und umfasst folgende Schritte:

- Ziel und Untersuchungsrahmen: In diesem Schritt werden die Ziele bestimmt und das Produktionssystem, die Systemgrenze, die funktionelle Einheit, die Datenqualität sowie die verwendeten Wirkungskategorien und Methoden beschrieben.
- 2. Sachbilanz: Die notwendigen Input-Output-Daten werden gesammelt und dem Verwendungszweck entsprechend aufbereitet.
- 3. Wirkungsabschätzung: Bestimmung der tatsächlichen Auswirkungen auf die gewählte(n) Wirkungskategorie(n).
- 4. Auswertung: Die erhaltenen Ergebnisse werden bewertet und zusammengefasst.

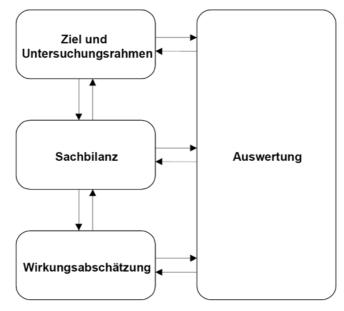


Abbildung 5: Aufbau einer Ökobilanz

Quelle: Horn (2002, S. 37)

In der vorliegenden Arbeit wurden die THG-Bilanzen mit dem Programm SimaPro 7, welches zuletzt im Jahr 2009 aktualisiert wurde, und der LCA-Methode die in ReCiPe 2008 integriert ist, berechnet. Diese ist die derzeit aktuellste, und bezieht sich auf die aktuellen Treibhausgaspotentiale (SimaPro 7, 2009).

Es kann in *ReCiPe 2008* bzw. *SimaPro 7* aus verschiedenen Wirkungskategorien, wie "Versauerung", "Ozonabbau", "Ökotoxizität" usw. zur Abschätzung der Einflüsse einzelner Prozesse ausgewählt werden. Für diese Berechnungen ist es zweckmäßig, die Kategorie "Klimawandel" heranzuziehen (Goedkoop et al., 2009, S. 2). Die Klimawirksamkeit wird in  $CO_2$ -Äquivalenten (kurz  $CO_2$ -eq) angegeben. Die einzelnen THG haben unterschiedlich starken Einfluss auf die Veränderung des Klimas. Wie bereits beschrieben, hat, ausgehend von einer Klimawirksamkeit von 1 für  $CO_2$ , Methan eine Wirksamkeit von 25 und Lachgas von 298. Mit anderen Worten bedeutet das, dass 1 kg Methan ein 25-mal höheres Treibhauspotential hat als 1 kg  $CO_2$ . Als Zeitrahmen wird, wie auch in vielen anderen Ökobilanzierungen üblich (z.B.: Anderst, 2010 oder Hirschfeld et al., 2008), ein Zeithorizont von 100 Jahren gewählt. So beziehen sich die Emissionsfaktoren von  $CH_4$  und  $N_2O$  auch auf diesen 100 Jahre Berechnungszeitraum.

#### 3.1.2 Untersuchungsrahmen

Das Treibhauspotential wird in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Rind- bzw. Schweinefleisch angegeben. Das bedeutet, die funktionelle Einheit ist 1 kg des Produkts.

Die Systemgrenze schließt die der landwirtschaftlichen Produktion vorangehenden sowie die nachgelagerten Prozesse ein. Die Bilanz beinhaltet demnach THG-Emissionen durch

die Bereitstellung von Energie und Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen, sämtliche Transporte, die landwirtschaftliche Produktion sowie auch nachgelagerte Prozesse bis zur Anlieferung an die Großküche (siehe Abbildung 6).

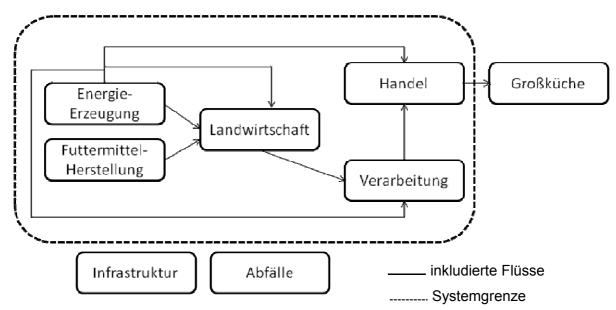


Abbildung 6: Systemgrenze für diese Arbeit

Quelle: Eigene Darstellung

#### 3.1.3 Datenherkunft

Es wurden in dieser Arbeit Primärdaten erhoben und mit Sekundärdaten dort ergänzt, wo keine Primärdaten zur Verfügung standen.

Zunächst wurden, nach Erstellung von umfassenden Fragebögen (siehe Anhang), Datenerhebungen bei landwirtschaftlichen Produzenten sowie bei Händlern und verarbeitenden Betrieben durchgeführt. Verbleibende Datenlücken wurden danach mit Daten aus der Literatur aufgefüllt.

Für die Kalkulation der THG-Emissionen aus konventioneller Stiermast war es nicht möglich, landwirtschaftliche Produzenten zur Mithilfe zu gewinnen. Aus diesem Grund war es notwendig, sämtliche diesen Prozess betreffende Daten der Literatur zu entnehmen. Das ist aber, aufgrund der Fülle an publizierten Daten zur konventionellen Stiermast in Österreich, nicht weiter problematisch und so konnten trotzdem repräsentative Angaben zur Fütterung und zum Wirtschaftsdüngermanagement generiert werden.

Die Berechnung der biologischen landwirtschaftlichen Rindfleischproduktion hingegen beruht auf den Angaben von vier befragten Bio-Betrieben in Niederösterreich. Für diesen Bereich war es nicht möglich, die Daten durch Literatur zu verifizieren, da keine Vergleichswerte, speziell für die Bio-Stiermast, auffindbar sind. Das betrifft vor allem die Futterration, aber auch die Mastdauer und das Stallhaltungssystem bzw.

Wirtschaftsdüngermanagement. Unspezifischere Angaben, wie Schlachtgewicht und Ausschlachtung, wurden der Literatur entnommen.

Für die konventionelle Schweinemast wurden Primärdaten sowie eine kürzlich publizierte österreichische Studie (SERI, 2011), deren Angaben für diese Bilanzierung gut geeignet sind, verwendet. Außerdem wurden auch andere Literaturwerte herangezogen, um die Daten abzusichern.

Da es nicht möglich war, passende Betriebe zu befragen, welche ihre Schweine biologisch mästen, wurden die entsprechenden Angaben von einem Bio-Austria Berater eingeholt. Dieser machte durchschnittliche, auf seinen Beobachtungen basierende Angaben. Schlachtgewicht und Ausschlachtung stammen, wie auch für die konventionelle Mast, aus der Literatur.

Die Angaben zum Handel, also zu Transport und Lagerung, sind bezüglich Lagerdauer und der verwendeten Fahrzeuge Primärdaten. Die entsprechenden Transportdistanzen wurden zwar erhoben, jedoch so modelliert, dass die Produzenten und Händler nicht zurückverfolgt werden können und das Modell allgemein gültiger wird. Die restlichen Daten stammen aus der angegebenen Literatur.

Auch was den Energieverbrauch bei der Schlachtung betrifft, konnten keine Primärdaten gewonnen werden. Da sowohl der Handel, als auch die Verarbeitung nur einen sehr geringen Anteil an den Gesamtemissionen haben, erscheint es vertretbar, auf Literatur zurückzugreifen.

Aufgrund der sehr heterogenen Datenherkunft ist es nicht möglich, allgemeine Schwankungsbreiten oder Unsicherheiten anzugeben.

# 3.2 Prozesse der Treibhausgasbilanzierung

#### 3.2.1 Saatgut

THG-Emissionen, verursacht durch die Saatgutproduktion und den Transport, sind in den Emissionsangaben der Futtermittel enthalten, machen jedoch einen sehr geringen Anteil der THG-Emissionen, verursacht durch die Herstellung von Futtermitteln, aus.

#### 3.2.2 Pflanzenschutzmittel

Für den Bereich Pflanzenschutzmittel (PSM) fließen sowohl THG-Emissionen, verursacht durch die Herstellung und Distribution als auch durch die Anwendung, ein.

Berechnungen zeigen, dass die Produktion von Pflanzenschutzmitteln relativ wenig zu den gesamten THG-Emissionen pro Kilogramm Fleisch beiträgt. Aus diesem Grund werden für diese Arbeit Angaben aus der Ecoinvent Datenbank (2007) verwendet. Die THG-Emissionen werden ausgehend vom Energieverbrauch berechnet. Schadstoffe, die während der Herstellung an die Umwelt abgegeben werden, werden hier nicht berücksichtigt. Inkludiert sind aber in den folgenden Angaben der Energieverbrauch und die dadurch verursachten THG-Emissionen, welche durch den Transport entstehen. Da sie jedoch in den Angaben der Futtermittel inkludiert sind, werden sie nicht gesondert angeführt.

Saling und Kölsch (2008, S. 67) errechnen einen durchschnittlichen Energieverbrauch von 259 MJ/kg Produkt für Herbizide und von 177 MJ/kg Produkt für Fungizide. Daraus ergeben sich folgende Emissionswerte: Herbizide – 8.332 g CO<sub>2</sub> pro kg und Fungizide – 5.537 g CO<sub>2</sub> pro kg. Beide Werte beziehen sich wieder auf das Endprodukt. Auch hier wird der Transport berücksichtigt.

Löthe (1999, S. 33) errechnet einen Energieverbrauch von 250 MJ/kg Wirkstoff, was 16.370 g CO<sub>2</sub>-Emissionen ergibt. Da der Anteil des Wirkstoffs am Endprodukt mit durchschnittlich 40 % angegeben wird, resultiert ein Wert von 6.548 g CO<sub>2</sub>-Emissionen pro Kilogramm Pflanzenschutzmittel.

#### 3.2.3 Mineraldünger

Im folgenden Kapitel werden Annahmen zu THG-Emissionen, verursacht durch die Herstellung und den Transport von Mineraldüngern sowie deren Anwendung gegeben. Für die vorliegende Arbeit sind sie jedoch bereits in den Angaben der Futtermittel enthalten.

Mineraldünger sind für die meisten konventionellen Betriebe ein zentraler Bestandteil der Bewirtschaftung im Ackerbau (im Grünland nur teilweise, und dann auch in deutlich geringeren Mengen). Sie gewährleisten, dass eine etwaige Mangelversorgung auf Grund von zu wenig Nährstoffzufuhr aus dem Boden und von organischen Quellen ausgeglichen, und optimales Pflanzenwachstum sicher gestellt wird. Da insbesondere die Produktion von Stickstoff-Mineraldüngern mit einem enorm hohen Energieeinsatz verbunden ist, fallen dadurch, und infolge der Transporte, beachtliche Mengen an THG-Emissionen an (Küsters und Brentrup, 2008, S. 56).

Für diese Arbeit werden die Energiedaten und die daraus resultierenden CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Ecoinvent Datenbank (2007) verwendet, welche jedoch bereits in den Berechnungen der einzelnen Futtermittel inkludiert sind. Zum Vergleich werden aber auch andere Quellen angeführt.

Basierend auf einer Literaturrecherche von Wood und Cowie (2004) wurden die in Tabelle 1 angeführten Werte für Europa bzw. für Deutschland ermittelt. Inkludiert sind  $CO_{2-}$ ,  $N_2O_{-}$ , und  $CH_4$ -Emissionen, welche bereits in  $CO_2$ -Equivalenten ( $CO_2$ -eq) angegeben werden. Ausgewählt wurden jene Quellen, welche sich auf das zu untersuchende Gebiet beziehen, den Transport beinhalten und nach Möglichkeit auf in Europa gängigen Herstellungsverfahren basieren.

Tabelle 1: THG-Emissionen verursacht durch Herstellung und Transport von Mineraldüngern (Zusammenstellung von Daten aus der Literatur)

|   |             | _                            | g CO <sub>2</sub> -e | q pro kg |   |
|---|-------------|------------------------------|----------------------|----------|---|
| Mineraldünger                                     | Bezug       | Zusammensetzung<br>(N, P, K) | Wirkstoff            | Produkt  | Quelle  |
| Ammoniak (NH <sub>3</sub> )                       | Europa      | 82:00:00                     | 2208,15              | 1810,65  | Durchschnitt<br>nach *Mortimer<br>(pers. comm.)           |
| Salpetersäure<br>(HNO <sub>3</sub> )              | Europa      | 22,2:0:0                     | 9017,75              | 1983,9   | und *Kongshaug<br>(1998)                                  |
| Ammoniumnitrat NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>    | Europa      | 35:00:00                     | 7030,8               | 2460,8   | *Davis und<br>Haglund (1999)                              |
| Kalzium<br>Ammonium Nitrat<br>(CAN)               | Europa      | 26,5:0:0                     | 7481,9               | 1982,7   | *Davis und<br>Haglund (1999)                              |
| Durchschnitt<br>Stickstoffdünger                  | Deutschland | 28,6                         | 7615,9               | 2178,1   | *Patyk und<br>Reinhardt (1996)                            |
| Harnstoff<br>(CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> ) | Europa      | 46:00:00                     | 4018,9               | 1848,7   | *Davis und<br>Haglund (1999)                              |
| Harnstoff<br>Ammonium Nitrat<br>(UAN)             | Europa      | 32:00:00                     | 5762,9               | 1844,1   | *Davis und<br>Haglund (1999)                              |
| Durchschnitt<br>Phosphatdünger                    | Deutschland | 32:02,2                      | 817,3                | 263,2    | *Patyk und<br>Reinhardt (1996)                            |
| NPK-Dünger  | Europa      | 15:15:15                     | _                    | 1154,35  | eigene<br>Berechnung<br>nach *Davis und<br>Haglund (1999) |

Quelle: Eigene Darstellung nach Wood und Cowie, 2004

#### 3.2.4 Futtermittel

Da der Prozess "Futtermittelproduktion" als vorgelagert angenommen wird, wurden dafür keine Primärdaten erhoben, sondern Angaben aus der Ecoinvent Datenbank (2007) sowie aus der Literatur herangezogen. In den folgenden Angaben sind THG-Emissionen, verursacht durch die Herstellung und Anwendung von Saatgut, Düngern und Pflanzenschutzmitteln sowie durch Transport und Maschineneinsätze, inkludiert. In

<sup>\*</sup>Zitiert in Wood und Cowie (2004)

Tabelle 2 sind die zu Grunde liegenden Werte angeführt. Zur Berechnung des Trockenmasseanteils und des Bruttoenergieinputs dienten die "Schweizerische Futtermitteldatenbank" (2007) und Futterwerttabellen nach Resch (2007) als Informationsquelle. THG-Emissionen, die durch das Verabreichen von Mineralfutter verursacht werden, sind sehr gering und werden daher für den Bereich der Stiermast vernachlässigt, da zudem für die biologische Produktion keine Daten generiert werden konnten.

Wie schon erwähnt, beruhen die Berechnungen des Trockenmasseanteils und des Bruttoenergieinputs der Futtermittel auf Daten der "Schweizerischen Futtermitteldatenbank" (2007). Nur für die Bewertung von Grassilage und Maissilage wurden diese Daten den Futterwerttabellen nach Resch (2007) entnommen, um auf Österreich bezogene Daten zu verwenden. Da in dieser Arbeit keine Bruttoenergiegehalte (GE) der Futtermittel angeführt sind, wurden diese mittels folgender Formel, ebenfalls aus Resch (2007), ausgerechnet:

GE [MJ] = 
$$0.0239 \times XP[g] + 0.0398 \times XL[g] + 0.0201 \times XF[g] + 0.0175 \times XX[g]$$

XP: Rohproteingehalt, g (kg TM)<sup>-1</sup>

XL: Rohfettgehalt, g (kg TM)<sup>-1</sup>

XF: Rohfasergehalt, g (kg TM)<sup>-1</sup>

Um die Menge an Bruttoenergie zu berechnen, welche ein Tier in einem bestimmten Zeitraum aufnimmt, wurde folgende Formel verwendet:

$$GE = E_{FUT} \times m_{FUT}$$

E <sub>FUT</sub>: Energiegehalt des Futtermittels, MJ (kg Frischmasse)<sup>-1</sup>

m FUT: Futteraufnahme in kg Tier-1 Tag-1

#### 3.2.4.1 Exkurs: Landnutzungsänderungen (LUC)

THG-Emissionen durch Landnutzungsänderungen (englisch: Land Use Change – LUC) werden u.a. verursacht, indem Savannen oder Regenwald gerodet und in Ackerland umgewandelt werden. Für diese Arbeit maßgeblich sind THG-Emissionen, welche auf den Sojaanbau auf ehemaligen Tropenwald- oder Savannenflächen zurückzuführen sind. Ein

großer Teil der Sojaimporte Österreichs (und generell der EU) stammt aus Südamerika und ist deshalb mit Landnutzungsänderungen verbunden (Hörtenhuber et al., 2010).

Um diese THG-Emissionsquelle in dieser Arbeit zu berücksichtigen, wird nach Hörtenhuber et al. (2011) mit einem Emissionswert von **4,763 kg CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> TM für Soja aus Südamerika** gerechnet. Davon haben 4,150 kg CO<sub>2</sub>-eq ihren Ursprung in Landnutzungsänderungen.

#### 3.2.4.2 Rind

Die Art der Fütterung von Mastrindern ist in Österreich sehr heterogen. Es gibt eine Vielzahl an Fütterungssystemen, welche, je nachdem welche Voraussetzungen ein Betrieb bietet, eingesetzt werden. Laut AMA (AMA, s.a. a) stammt ein Großteil des Rindfleisches, welches im Handel erhältlich ist, aus der Jungstiermast, welche meist auf Silomais basiert. Ebenso wird eiweißreiche Kost, wie Soja, Raps und Mineralfutter, verwendet.

Ziel der Jungrindermast ist es, feinfasriges und zartes Fleisch zu gewinnen, was nur möglich ist, wenn von Anfang an gezielt gefüttert wird. Während bei jungen Tieren die Gewichtszunahme auf der Anlagerung von Muskelfleisch beruht, kommt es bei ausgewachsenen Rindern hauptsächlich zu einer Zunahme von Fettgewebe. Meist beginnt die Jungrindermast nach der Aufzuchtperiode in einem Alter von etwa 4-5 Monaten und einem Gewicht von 125-200 kg. Das Schlachtendgewicht von 520-700 kg liegt bei fleischbetonten Rassen höher als bei milchbetonten, und wird mit 14-18 Monaten erreicht. Ausgehend von einer wie in der Praxis üblichen täglichen Gewichtszunahme von 1.100-1.400 g, hängt der Energiebedarf von der Mastintensität und auch vom Maststadium ab, und setzt sich zusammen aus dem Erhaltungs- und dem Leistungsbedarf, wobei der letztere der Gewichtszunahme dient (Kirchgeßner et al., 2008, S. 472ff). Laut Jeroch et al. (1999, S. 446ff) liegt der Erhaltungsbedarf von Mastbullen bei einer Lebendmasse von 150-550 kg bei 22,7-60,2 MJ ME/Tier/Tag und der Leistungsbedarf variiert je nach angestrebter Tagesgewichtszunahme. Ebenfalls von dieser abhängig ist der Proteinbedarf. Er beträgt bei der oben genannten durchschnittlichen Gewichtszunahme etwa 780-1.110 g/Tag. Gleiche Kriterien gelten für den Bedarf an Vitaminen und Mineralstoffen. Abhängig von Lebendgewicht und Tageszunahme ergeben sich folgende Bedarfswerte (Kirchgeßner et al., 2008, S. 480ff):

• Calcium: 33-51 g/Tag

Phosphor: 16-26 g/Tag

• Magnesium: 6-11 g/Tag

Natrium: 5-8 g/Tag

#### 3.2.4.3 Schwein

Da das Schwein dazu neigt, schnell zu wachsen und Fleisch anzulegen, muss versucht werden, diese Leistung mit einer optimalen Nährstoffversorgung zu unterstützen. Nach Jeroch et al. (1999, S. 329ff) sind folgende Futtermittel als Basis denkbar: Mais, Kartoffeln, Molke, Schlempe, Biertreber und Speise- und Brotabfälle. Zu den drei Hauptkomponenten der Nahrung zählen Energie-, Eiweiß- und Mineralfutter. Das wichtigste Grundfuttermittel in Österreich ist der Mais, welcher durch Soja, Vitamine und Mineralstoffe ergänzt wird. Wie in Abbildung 7 ersichtlich, ist Getreide der Hauptbestandteil einer Futterration und kann somit bis zu 85 % ausmachen. Mengenmäßig an zweiter Stelle liegt mit 20-28 % eiweißhaltiges Futter, meist Sojaextraktionsschrot (AMA, s.a. b). Es werden aber auch Kartoffeleiweiß und, vor allem in Biobetrieben, hofeigene Erbsen und Ackerbohnen verwendet (Omelko, 2004, S. 33ff). Der Rest, also etwa 3 %, besteht, wie oben erwähnt, aus Mineralfutter.

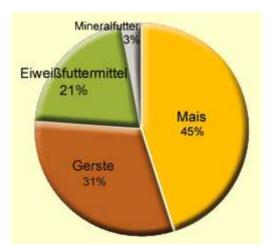


Abbildung 7: Futterration eines Mastschweins

Quelle: AMA (s.a. b)

Je intensiver die Mast, desto höher sind die täglichen Gewichtszunahmen, wodurch sich die Mastdauer verkürzt. Im Mittel wird bei Tageszunahmen von 700 g von 25 kg auf 115 kg Lebendmasse gemästet, was eine durchschnittliche Mastdauer von 114 Tagen erfordert. Der Energiebedarf eines Masttiers setzt sich aus dem Bedarf für Erhaltung und Leistung, also Wachstum, zusammen, und beträgt bei einem 50 kg schweren Schwein insgesamt etwa 24,86 MJ ME/Tag (Jeroch et al., 1999, S. 329ff).

Allgemein gelten nach Zollitsch et al. (2002, S. 38ff) folgende Bedarfswerte für die Schweinemast:

Lysin: 13,8-18,1 gKalzium: 10-12,5g

• Phosphor: 7,6-9 g

Natrium: 2,1-4 g

Des Weiteren benötigt ein Mastschwein je nach Alter etwa 18,2-34,8 MJ ME umsetzbare Energie und 262-343 g Rohprotein. Vor allem für Biobetriebe gilt, dass die Angaben variieren können, da andere Rassen als in der konventionellen Mast verwendet werden, und die Haltungsbedingungen abweichen. So kann es etwa durch mehr Auslauf zu einem höheren Energiebedarf kommen. Eine beispielhafte Futterration für einen biologisch wirtschaftenden Betrieb kann aus folgenden Anteilen bestehen: Gerste – 30-48 %, Triticale – 17-39 %, Erbse – 20-23 %, Kartoffeleiweiß – 0-6 %, Kürbiskernkuchen – 6-8 % und Mineralstoff- und Vitaminergänzung – 3 % (Zollitsch et al., 2002, S. 38ff).

Wie bereits erwähnt, ist das wichtigste Mastverfahren die Getreidemast. Hierbei können mit verhältnismäßig wenig Aufwand relativ gute Mastleistungen erzielt werden. Empfehlenswert ist jedoch eine Mehrphasenfütterung mit unterschiedlichen Eiweißanteilen. Ansonsten kann es, speziell zu Beginn, zu einer Unter-, und gegen Mastende, zu einer Überversorgung mit Eiweiß kommen. Unterschieden wird zwischen der Fütterung von Alleinfuttermitteln und einer Ergänzung durch andere Komponenten, wobei der erste Typ vor allem in Betrieben ohne eigene Getreideproduktion Anwendung findet (Kirchgeßner et al., 2008, S. 305ff).

Tabelle 2: THG-Emissionen der eingesetzten Futtermittel (Erzeugung und Transport inklusive vorgelagerter Prozesse) auf Basis der Ergebnisse aus der Literatur

| Futtermittelerzeugung in der konventionelle und biologischen Landwirtschaft |                             |                           |  |
|---|-----------------------------|---------------------------|--|
| Futtermittel  |                             | kg CO₂eq kg <sup>-1</sup> | Quelle und Bemerkungen   |
| Eiweißfutter  | Ackerbohne, TM              | 0,445                     | {Hörtenhuber et al., 2011}: Prozess "faba beans (FB)"                        |
|   | Ackerbohne - biologisch, TM | 0,436                     | {Hörtenhuber, 2011b}   |
|   | Kartoffeleiweiß             | 0,6                       | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Potato starch, at plant/DE U"             |
|   | Rapskuchen, TM              | 1,013                     | {Hörtenhuber et al., 2011}: Prozess "rapeseed cake (RSC)"                    |
|   | Sojakuchen getoastet, TM    | 0,842                     | {Hörtenhuber, 2011b}   |
|   | Sojakuchen geloasiel, Tivi  |                           | Herkunft: Europa   |
|   | Sojakuchen getoastet, TM    | 0.200                     | {Hörtenhuber, 2011b}   |
|   | Sojakuchen geloasiel, Tivi  | 0,200                     | Herkunft: Österreich   |
|   | Sojaextraktionsschrot, TM   | 4,763                     | {Hörtenhuber et al., 2011}: Prozess "Non-certified solvent-extracted soybean |
|   | Sojaextraktionsscrifot, TW  | 4,703                     | meal (SBME)"   |
| Energiefutter   | NACL, TM                    | 0,221                     | {Hörtenhuber, 2011b}   |
|   | Weizen                      | 0,579                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Wheat IP, at feed mill/CH U"              |
|   | Weizen                      | 0,502                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Wheat organic, at feed mill/CH U"         |
|   | Gerste                      | 0,444                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Barley IP, at feed mill/CH U"             |
|   | Gerste                      | 0,457                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Barley organic, at feed mill/CH U"        |
|   | Körnermais                  | 0,555                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grain maize IP, at feed mill/CH U"        |
|   | Körnermais                  | 0,435                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grain maize organic, at feed mill/CH U"   |
|   | Roggen                      | 0,347                     | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Rye IP, at feed mill/CH U"                |

|           | Roggen                  | 0,435  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Rye organic, at feed mill/CH U"                             |
|-----------|-------------------------|--------|--|
|           | CCM-Mais, TM            | 0,242  | {Hörtenhuber, 2011b}   |
| Raufutter | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,181  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from meadow intensive IP, at field/CH U"              |
|           | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,142  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from meadow intensive, organic, at field/CH U"        |
|           | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,0765 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from natural meadow extensive IP, at field/CH U"      |
|           | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,0762 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from natural meadow extensive organic, at field/CH U" |
|           | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,16   | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from natural meadow intensive IP, at field/CH U"      |
|           | Grünfutter-Gras/Kräuter | 0,12   | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass from natural meadow intensive organic, at field/CH U" |
|           | Grassilage, TM          | 0,201  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass silage IP, at farm/CH U"                              |
|           | Grassilage, TM          | 0,149  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Grass silage organic, at farm/CH U"                         |
|           | Heu                     | 0,0665 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Hay extensive, at farm/CH U"                                |
|           | Heu                     | 0,185  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Hay intensive IP, at farm/CH U"                             |
|           | Heu                     | 0,151  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Hay intensive organic, at farm/CH U"                        |
|           | Maissilage              | 0,0467 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Silage maize IP, at farm/CH U"                              |
|           | Maissilage              | 0,0311 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Silage maize organic, at farm/CH U"                         |

Quelle: Eigene Darstellung

#### 3.2.5 Energieerzeugung

Im Zuge des Prozesses "Energiegewinnung" werden THG-Emissionen, verursacht durch die Umwandlung von Primär- in Sekundärenergieträger, und deren Transport, betrachtet. Die in dieser Arbeit verwendeten Daten werden aus der Ecoinvent Datenbank entnommen (siehe Tabelle 3). Für den Elektrizitätsverbrauch werden Niederspannungswerte herangezogen, und als repräsentativer Treibstoff für Transport und in der Landwirtschaft dient Diesel. Was das Heizen der Ställe betrifft, so passiert dies hauptsächlich mittels Heizöl – leicht.

Tabelle 3: THG-Emissionen verursacht durch Herstellung, Transport und z.T. Verwendung von Energieträgern\*

| Grö  |        | Quelle und Bemerkungen   |
|--|--------|--|
| Diesel, kg CO₂eq kg <sup>-1</sup> * (nur Bereitstellung) | 0,441  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U"                   |
| Elektrizität, kg CO₂eq kWh⁻¹                             | 0,431  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Electricity, low voltage, at grid/AT U"                           |
|  | 0,393  | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Electricity, medium voltage, at grid/AT U                         |
| Erdgas, kg CO₂eq MJ⁻¹                                    | 0,0708 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Heat, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW/RER U"  |
|  | 0,0663 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Natural gas, burned in boiler condensing modulating >100kW/RER U" |
| Heizöl - leicht, kg CO₂eq MJ <sup>-1</sup>               | 0,0946 | {Ecoinvent Centre, 2007}: Prozess "Heat, light fuel oil, at boiler 10kW, non-modulating/CH U"        |

Quelle: Eigene Darstellung

<sup>\*</sup>CO<sub>2</sub>-Emissionen, welche bei der Verbrennung von Diesel entstehen, werden nach IPCC (2006) berechnet. In der Regel sind diese jedoch bereits in den CO<sub>2</sub>-Werten der Teilprozesse, wie Futtermittel, inkludiert und beruhen auf Daten von Ecoinvent.

# 3.3 Herangezogene Daten für die Berechnung der Treibhausgasemissionen

Die Berechnungen erfolgen nach der Vorgehensweise nach IPCC (2006). Um die Methode einheitlich zu gestalten, wurden keine anderen Formeln, wie etwa nach Kirchgeßner (2008), für die enterogene Fermentation mit einbezogen.

#### 3.3.1 Enterogene Fermentation

#### 3.3.1.1 Rind

Der Abbau der Kohlehydrate passiert bei Wiederkäuern zu einem großen Teil bereits im Pansen, wodurch hier neben anderen Abbauprodukten die Gase Kohlendioxid und Methan entstehen, welche dem Tier nicht mehr als Energielieferanten zur Verfügung stehen. Pro Tag gibt eine Kuh auf diesem Weg etwa 200 L Pansengase ab, welche zu 40 % aus CO<sub>2</sub> und zu 60 % aus CH<sub>4</sub> bestehen und somit klimawirksam sind. Die genaue Zusammensetzung hängt jedoch von der Futterzusammensetzung des Mastrindes ab (Kirchgeßner et al., 2008, S. 55f).

Für die vorliegende Arbeit wird zur Berechnung der enterogenen Fermentation die Vorgehensweise, geändert nach IPCC (2006, S. 10.31), verwendet. In diesem Bericht wird für Rinder die Vorgangsweise nach der Methode "Tier 2" oder "Tier 3" empfohlen. Auf Grund dessen wurden folgende Kalkulationen durchgeführt, wobei nach "Tier 2" für Österreich spezifische Daten verwendet, und so ein eigener Methankonversionsfaktor generiert wurde (nach "Tier 1" werden die Faktoren nicht selbst berechnet, sondern aus Tabellen entnommen):

Die Formel für die Gesamtemissionen je Tierkategorie lautet wie folgt:

$$EF = \left(\frac{GE \times \left(\frac{Y_{m}}{100}\right) \times MD}{55,65}\right)$$

EF: Methanemissionsfaktor, kg CH<sub>4</sub> Tier<sup>-1</sup>

GE: Bruttoenergieinput, MJ Tier-1 Tag-1

Y<sub>m</sub>: Methankonversionsfaktor

MD: Mastdauer, Tage

55,65: Energiegehalt von Methan, MJ (kg CH<sub>4</sub>)<sup>-1</sup> (IPCC, 2006, S. 10.31)

Mittels dieser Berechnung wird jeweils ein eigener Emissionsfaktor für die konventionelle und biologische Produktion generiert, welcher vor allem von der Fütterungssituation und der Mastdauer abhängt.

Der Methankonversionsfaktor kann annäherungsweise aus einer Tabelle gelesen werden und liegt demnach in einem Intervall von 5,5-7,5 %, wobei wegen der hohen Futtermittelqualität in Österreich ein Wert von 6 % (Wieser et al., 2004, S. 179) angenommen wird. Die Mastdauer wird für die konventionelle Mast mit 392 Tagen und für die biologische mit 420 Tagen angenommen. 55,65 ist ein Faktor, der den Energiegehalt von Methan beschreibt. Nach Umrechnung der erhobenen Futterrationen aus Kapitel 4.1.1 und aus Kapitel 4.5.1 in Bruttoenergie, welche pro Tag aufgenommen wird, kann in die Gleichung eingesetzt werden. Die Aufnahme der Bruttoenergie errechnet sich durch Multiplizieren des Energiegehaltes der einzelnen Futterkomponenten mit der Menge, welche aufgenommen wird.

#### 3.3.1.2 Schwein

Für Mastschweine lassen sich die Methanemissionen aus der enterogenen Fermentation laut IPCC (2006) einfacher mit der "Tier 1 Methode" ermitteln. Der Emissionsfaktor wird hierbei nicht, wie nach "Tier 2", gesondert berechnet, sondern aus einer Tabelle entnommen und beträgt 1,5 kg CH<sub>4</sub>/Kopf/Jahr. Die "Tier 1 Methode" beruht also auf vorgegebenen Emissionsfaktoren aus IPCC (2006).

#### 3.3.2 Wirtschaftsdüngermanagement

Zu den Emissionen der enterogenen Fermentation, welche in einem eigenen Kapitel behandelt werden, kommen Ausgasungen im Stall, während der Lagerung des Mistes und dessen Ausbringung dazu. Diese umfassen vorwiegend  $CH_{4^-}$ ,  $N_2O_-$  und Ammoniak (NH<sub>3</sub>)-Emissionen, welche deshalb im folgenden Kapitel betrachtet werden.

Die Freisetzung von Ammoniak hängt nach laut Löthe (1999, S. 61) von verschiedenen Faktoren ab:

- Fütterung
- Tierbesatz
- Ausgestaltung des Stalls: Je größer die Fläche ist, welche mit Kot und Harn beschmutzt wird, desto eher wird, wegen des guten Kontaktes zur Luft, NH<sub>3</sub>

- gebildet. Aus diesem Grund kommt es in Anbindeställen zu weniger Emissionen als in Laufställen.
- Temperatur: Steigt diese an, so wird mehr NH<sub>3</sub> emittiert. Deshalb hat auch die Tages- und Jahreszeit Einfluss auf die Ausgasungen.

Da Ammoniak selbst kein Treibhausgas ist, und auch bei den Berechnungen des IPCC (2006) nicht gerechnet wird, wird er auch in dieser Arbeit nicht eingehender berücksichtigt. Seine Wirkung auf indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen ist jedoch in den Berechnungen zu Bodenemissionen (bei Futtermitteln) und Wirtschaftsdüngern inkludiert.

Die Höhe der  $CH_{4^-}$  und  $N_2O$ -Emissionen ist in erster Linie vom zu Grunde liegenden Wirtschaftssystem abhängig. Nach IPCC (2006) wird auch in der vorliegenden Arbeit zwischen den Systemen Fest- und Flüssigmist und Weidehaltung unterschieden, wobei sich herausgestellt hat, dass in Österreich für Jungstiere und Mastschweine eher eine Tendenz zu Güllesystemen besteht (Amon et al., 2007, S. 54f).

Es wird nach BMLFUW (2006, S. 52) von folgenden Definitionen ausgegangen:

- "Festmist: ein Gemisch aus Kot und Harn mit Einstreu und Futterresten. Ein Teil des anfallenden Harns wird von der Einstreu aufgesaugt und gebunden.
- •Jauche: besteht vorwiegend aus Harn, enthält aber auch Sickersaft von Festmiststapeln und geringe Mengen an Kot- und Streubestandteilen.
- •Gülle: ein Gemisch aus Kot und Harn, das außerdem Wasser sowie Futterreste, und Einstreuteile enthalten kann. Gülle wird vielfach auch als Flüssigmist bezeichnet, womit die Abgrenzung zum Festmist deutlich wird."

Sämtliche THG-Emissionen wurden mittels angepasster Formeln nach IPCC (2006) berechnet.

#### 3.3.2.1 CH₄-Emissionen

Wie viel Methan in der Tierhaltung gebildet wird, hängt nach IPCC (2006) im Wesentlichen von zwei Faktoren ab: Einerseits sind die CH<sub>4</sub>-Ausgasungen von der Menge an anfallendem Mist abhängig, andererseits ist entscheidend, welcher Anteil davon unter anaeroben Bedingungen abgebaut wird, da hier, wie bereits beschrieben, Methan entsteht. Der erste Faktor hängt zum größten Teil von der Tierzahl ab, während das Wirtschaftsdüngermanagement Einfluss auf die Art des Abbaus hat. So kommt es in Flüssigmistsystemen auf Grund der Lagerung, beispielsweise in Tanks oder Gruben, vorwiegend zur Dekomposition unter Luftabschluss. Daher sind hier vor allem die Temperatur und die Lagerdauer von Bedeutung, da die Emissionen mit der Verweildauer

und je wärmer es wird zunehmen. Anders ist es bei Festmist- und Weidehaltungssystemen, da hier große Oberflächen eingenommen werden, und so der Abbau unter aeroben Bedingungen stattfinden kann.

Zur Berechnung der  $CH_4$ -Emissionen ("Tier 2 Methode") aus Wirtschaftsdüngermanagement wird folgende Vorgangsweise, geändert nach IPCC (2006, S. 10.41), verwendet:

$$EF_{(T)} = \left(VS_{(T)} \times MD\right) \times \left(B_{o(T)} \times 0.67 \times \left(\frac{MCF_{S,k}}{100}\right)\right)$$

EF<sub>(T)</sub>: Emissionsfaktor, kg CH<sub>4</sub> Tier<sup>-1</sup>

VS<sub>(T)</sub>: Täglicher Anteil an flüchtigen Feststoffen, ausgedrückt in Trockensubstanz, kg Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>

 $B_{o(T)}$ : Maximale Methanproduktionskapazität für Wirtschaftsdünger, m³ CH<sub>4</sub> (kg VS)⁻¹. Für die Berechnung wurden Tabellenwerte, nach IPCC (2006, S. 10.78), verwendet, wonach  $B_{o(T)}$  für "andere Rinder" bei 0,18 und für Mastschweine bei 0,45 (IPCC, 2006, S. 10.80) liegt.

0,67: Umwandlungsfaktor m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> in kg CH<sub>4</sub> (IPCC, 2006, S. 10.42).

MCF<sub>S,k</sub>: Methan- Umwandlungsfaktoren für Düngermanagementsystem S in der klimatischen Region k (hier kühl) in %. Dieser beträgt laut Defaultwerten 1 % für Weide, 2 % für Festmist und 17 % für Flüssigmist (IPCC, 2006, S. 10.44).

Um den noch fehlenden Wert für VS (kg Trockensubstanz/ Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>) berechnen zu können, wird folgende Formel verwendet (IPCC, 2006, S. 10.42):

$$VS_{(T)} = \left[GE \times \left(1 - \frac{DE\%}{100}\right) + \left(UE \times GE\right)\right] \times \left[\frac{1 - ASH}{18,45}\right]$$

GE: Bruttoenergieaufnahme (MJ/ Tier-1 Tag-1)

DE%: Verdaulichkeit des Futters, also der organischen Substanz, (%) – für die jeweilige Ration, nach Angaben aus der "Schweizerischen Futtermitteldatenbank" (2007) berechnet.

(UE\*GE): Harnenergie als Anteil der Gesamtenergie. Nach IPCC (2006, S. 10.42) wird für Mastbullen mit 0,04GE und für Mastschweine mit 0,02GE gerechnet.

ASH: Aschegehalt. Für Mastbullen wird ein Wert von 0,12 (Wieser et al., 2004, S. 189) verwendet.

18,45: Umwandlungsfaktor von 18,45 MJ kg<sup>-1</sup> (IPCC, 2006, S. 10.42)

Für den Bereich Schweinemast wird nach Wieser et al. (2004, S. 190) mit einem Wert von 0,29 für VS gerechnet.

Für die Methanemissionen gibt es zwischen biologischer und konventioneller Haltung Unterschiede wegen der einzelnen Futterrationen und dem zu Grunde liegenden Haltungssystem.

#### 3.3.2.2 N<sub>2</sub>O-Emissionen

Bei den Lachgasemissionen ( $N_2O$ ) muss zunächst zwischen direkt und indirekt freigesetztem  $N_2O$  unterschieden werden.

#### Direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen

Direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen entstehen durch die Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation, und sind einerseits vom Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, andererseits von der Lagerdauer und Behandlung des Mistes, abhängig, und werden nach folgender Formel, geändert nach IPCC (2006, S. 10.54), berechnet:

$$N_2O_{D(mm)} = \left(\frac{NexS_{(T)}}{\left(1000 \div Lgew\right)}\right) \times MD \times EF_{3(S)} \times \frac{44}{28}$$

 $N_2O_{D(mm)}$ : Direkte Lachgasemissionen, verursacht durch Wirtschaftsdüngermanagement, kg  $N_2O$ 

NexS<sub>(T)</sub>: Durchschnittliche Stickstoffausscheidung von Mastvieh, kg N (1000 kg Tiermasse)<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>. Dieser Wert beträgt nach IPCC (2006, S. 10.59) 0,33 für Mastrinder und 0,51 für Mastschweine.

Lgew: Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Anlieferung zum Schlachthof, kg Tier<sup>-1</sup>

MD: Mastdauer, Tage

 $EF_{3(S)}$ : Lachgas-Emissionsfaktor für ein bestimmtes Düngermanagementsystem, kg  $N_2O-N$  (kg  $N)^{-1}$ . Es wurde mit den Werten 0,001 für Gülle und 0,02 für Festmist bzw. Weide kalkuliert (Wieser et al., 2004, S. 193).

44/28: Faktor zur Umrechnung von N<sub>2</sub>O-N in N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006, S. 11.10)

#### Indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen

Indirekte Lachgasemissionen resultieren nach einem Stickstoffeintrag in andere Systeme bzw. auf externen Flächen als Folge eines Stickstoffverlusts aus dem landwirtschaftlichen Produktionssystem. Diese Verluste treten in Form von flüchtigen Stickstoffverbindungen (NH<sub>3</sub>; Stickoxide, NO<sub>x</sub>) sowie von Nitrat (NO<sub>3</sub>)-Stickstoff (infolge von Oberflächenabflusses und Auswaschung ins Grundwasser) auf. Um die Emissionen verflüchtigter Gase zu berechnen, wurde die unten stehende Formel nach IPCC (2006, S. 10.54ff) adaptiert:

$$N_2O_V = \left(\frac{\left(NexS_{(T)} \times MD\right)}{\left(1000 \div Lgew\right)}\right) \times \left(\frac{Frac_{GasMS}}{100}\right) \times EF_4 \times \frac{44}{28}$$

 $N_2O_V$ : Indirekte Lachgasemissionen aus Düngermanagement nach Verflüchtigung und Eintrag in andere Systeme bzw. auf externe Flächen, kg  $N_2O$ 

Frac<sub>GasMS</sub>: Stickstoffanteil von ausgeschiedenen Fäkalien je Düngermanagementsystem, vorliegend als  $NH_3$  und  $NO_x$ , welcher sich verflüchtigt. Werte für die Rindermast: Gülle – 40 %, Festmist – 30 %, Weide – 7 %. Angaben für die Schweinemast: Gülle – 48 % und Festmist – 45 % (IPCC, 2006, S. 10.65).

EF<sub>4</sub>: Lachgasemissionsfaktor für Emissionen durch atmosphärische Deposition von Stickstoff auf Böden und Wasseroberflächen, kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>. Dieser Faktor beträgt nach IPCC (2006, S. 11.24) 0,01.

Zur Kalkulation der durch Oberflächenabfluss und Auswaschung verursachten Emissionen wird folgende Formel, geändert nach IPCC (2006, S. 10.56f), verwendet:

$$N_2O_L = \left(\frac{\left(NexS_{(T)} \times MD\right)}{\left(1000 \div Lgew\right)}\right) \times \left(\frac{Frac_{leachMS}}{100}\right) \times EF_5 \times \frac{44}{28}$$

 $N_2O_L$ : Indirekte Lachgasemissionen, verursacht durch Düngermanagement infolge von Oberflächenabfluss und Auswaschung, kg  $N_2O$ 

Frac<sub>leachiMS</sub>: Anteil des Stickstoffs, der je Düngermanagementsystem durch Oberflächenabfluss und Auswaschung verloren geht. Dieser Wert wird in IPCC (2006, S. 11.24) als 30 % angegeben. Aufgrund von Praxisdaten wurde mit 0 % für das Güllesystem und 10 % für das Festmistsystem gerechnet (nach Hörtenhuber, 2011d; IPCC, 2006).

EF<sub>5</sub>: Emissionsfaktor für N<sub>2</sub>O-Emissionen von Oberflächenabfluss und Auswaschung, kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>. Angabe nach IPCC (2006, S. 11.24) 0,0075.

## 3.3.3 Schlachtung, Lagerung und Transport

## 3.3.3.1 Schlachtung

Die Berechnungen der Energieeinsätze für Schlachtung und Lagerung werden, basierend auf Angaben nach Hornung (2004, S. 65), durchgeführt, und ergeben folgende Werte für die Schlachtung und Verarbeitung:

Rind: 18 kW (elektrisch) und 10,7 kW (thermisch, bereitgestellt in Form von Erdgas) Schwein: 4 kW (elektrisch) und 2,36 kW (thermisch, bereitgestellt in Form von Erdgas)

## **3.3.3.2 Lagerung**

Beruhend auf der Vorgehensweise der dänischen Datenbank "LCA Food Database" nach Nielsen (2003) wurden die THG-Emissionen, verursacht durch Kühllagerung (bei 5°C), mittels folgender Formel berechnet:

$$E_p = E_s \times 100\%/u \times V_p \times t$$

 $\mathsf{E}_p$ : Energieverbrauch

E<sub>s</sub>: Spezifischer Energieverbrauch für das Lager, kWh (m³)<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>

u: Durchschnittliche Auslastung des Lagers, %

V<sub>p</sub>: Volumen des gelagerten Lebensmittels, m³ kg-1

t: Lagerdauer, Tage

In Tabelle 4 sind die Ausgangswerte zusammengefasst dargestellt:

Tabelle 4: Input-Parameter zur Berechnung des Energieverbrauchs durch die Lagerung

| Parameter | Rind  | Schwein | Quelle  |
|-----------|-------|---------|---|
| Es        | 0,59  | 0,59    | Nielsen (2003)  |
| u         | 50    | 50      | Nielsen (2003)  |
| $V_p$     | 0,003 | 0,003   | Eigene Annahme beruhend auf dem Volumen von<br>Äpfeln |
| d         | 10    | 4       | Primärdaten Bio Austria (2010)                        |

Quelle: Eigene Darstellung

Zur Kalkulation der CO<sub>2</sub>- Emissionen wird mit dem Ecoinvent Prozess "Electricity, medium voltage, at grid/AT U", also mit einem Wert von 0,393 kg CO<sub>2</sub>eq kWh<sup>-1</sup>, gerechnet.

## 3.3.3.3 Transport

Um die THG-Emissionen, verursacht durch den Transport, berechnen zu können, wird die Vorgehensweise, welche im Projekt "Sustainable Kitchen", basierend auf dem Modell TREMOVE, herangezogen. In Tabelle 5 sind die zu Grunde liegenden Daten angeführt.

Tabelle 5: Input-Parameter zur Berechnung der Transportemissionen

| Durchschnittliche Emissionsfaktoren und Auslastung |                                       |                    |                             |                             |  |  |  |
|--|---------------------------------------|--------------------|-----------------------------|-----------------------------|--|--|--|
| Fahrzeugkategorie                                  | kg<br>Treibstoff<br>vkm <sup>-1</sup> | kg CO <sub>2</sub> | kg CH₄<br>vkm <sup>-1</sup> | kg N₂O<br>vkm <sup>-1</sup> | Auslastung<br>(vkm tkm <sup>-1</sup> ) |  |  |
| SNF >32t   | 0,299                                 | 3,14               | 1,65E-04                    | 1,01E-04                    | 0,08                                   |  |  |
| SNF 16-32t   | 0,232                                 | 3,14               | 2,14E-04                    | 1,30E-04                    | 0,16                                   |  |  |
| SNF 7,5-16t  | 0,172                                 | 3,14               | 9,07E-05                    | 1,75E-04                    | 0,28                                   |  |  |
| SNF 3,5-7,5t                                       | 0,099                                 | 3,14               | 1,66E-04                    | 3,05E-04                    | 0,92                                   |  |  |
| LNF <3,5t  | 0,062                                 | 3,15               | 1,18E-04                    | 1,36E-04                    | 1,25                                   |  |  |

Quelle: Daxbeck et al. (2011, S. 27)

SNF: Schwere Nutzfahrzeuge LNF: Leichte Nutzfahrzeuge

Das verwendete Transportszenario beruht auf den Distanzen, welche sich auf Grund der Befragungen ergeben haben, und wurde zum Teil abgeändert, um das Modell allgemein zu halten, und, um die Produzenten zu anonymisieren.

Ausgehend von einem Fleisch erzeugenden Betrieb im südlichen Niederösterreich, wird das Lebendtier meist bei Sammelstellen abgeholt und dann zum Schlachthof gebracht. Hier finden Schlachtung, Zerlegung und Lagerung statt. Danach wird das vorverarbeitete Produkt gekühlt nach Wien transportiert. Die genauen Angaben sind in Tabelle 6 und Tabelle 7 angeführt.

Tabelle 6: Transportszenario Rindfleisch

| Transportszenar  | Transportszenario: Rindfleisch AT |     |             |      |            |                   |  |  |
|------------------|-----------------------------------|-----|-------------|------|------------|-------------------|--|--|
| Transport-       | Transport-                        | km  | Transport-  | tkm  | Transport- | Bemerkungen       |  |  |
| strecke          | mittel                            |     | gewicht (t) |      | dauer (h)  |                   |  |  |
| LW               | SNF 16-32t                        | 50  | 0,0018      | 0,09 | 0,58       | Annahme:          |  |  |
| (Landwirtschaft) |                                   |     |             |      |            | durchschnittliche |  |  |
| - VA             |                                   |     |             |      |            | Distanz zwischen  |  |  |
| (Schlachthof)    |                                   |     |             |      |            | Landwirtschaft    |  |  |
|                  |                                   |     |             |      |            | und Schlachthof   |  |  |
|                  |                                   |     |             |      |            | 50 km;            |  |  |
|                  |                                   |     |             |      |            | Ausschlachtung:   |  |  |
|                  |                                   |     |             |      |            | 56 %              |  |  |
| VA               | SNF 7,5-                          | 110 | 0,001       | 0,11 | 1,35       | Transport         |  |  |
| (Schlachthof) -  | 16t                               |     |             |      |            | Schlachthof -     |  |  |
| Großküche        |                                   |     |             |      |            | Großküche         |  |  |

LW: Landwirtschaft VA: Verarbeitung

Tabelle 7: Transportszenario Schweinefleisch

| Transportszenai       | Transportszenario: Schweinefleisch AT |     |                           |      |                         |                   |  |  |
|-----------------------|---------------------------------------|-----|---------------------------|------|-------------------------|-------------------|--|--|
| Transport-<br>strecke | Transport-                            | km  | Transport-<br>gewicht (t) | tkm  | Transport-<br>dauer (h) | Bemerkungen       |  |  |
|                       |                                       |     | •                         | 2.22 | ` ,                     |                   |  |  |
| LW                    | SNF 16-32t                            | 50  | 0,0012                    | 0,06 | 0,58                    | Annahme:          |  |  |
| (Landwirtschaft)      |                                       |     |                           |      |                         | durchschnittliche |  |  |
| - VA                  |                                       |     |                           |      |                         | Distanz zwischen  |  |  |
| (Schlachthof)         |                                       |     |                           |      |                         | Landwirtschaft    |  |  |
|                       |                                       |     |                           |      |                         | und Schlachthof   |  |  |
|                       |                                       |     |                           |      |                         | 50 km;            |  |  |
|                       |                                       |     |                           |      |                         | Ausschlachtung:   |  |  |
|                       |                                       |     |                           |      |                         | 81 %              |  |  |
| VA                    | SNF 7,5-                              | 110 | 0,001                     | 0,11 | 1,35                    | Transport         |  |  |
| (Schlachthof) -       | 16t                                   |     |                           |      |                         | Schlachthof -     |  |  |
| Großküche             |                                       |     |                           |      |                         | Großküche         |  |  |

Quelle: Eigene Darstellung

LW: Landwirtschaft

VA: Verarbeitung

Um etwaige Leerfahrten zu berücksichtigen, werden die angegebenen Transportstrecken doppelt gerechnet, was das Szenario realistischer gestaltet, den Transport aber überbewertet.

## 4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die THG-Bilanzen der biologischen und der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion gegenüber gestellt. Außerdem wird der Einfluss der Transporte an den THG-Emissionen über die gesamte Produktionskette von Rind- und Schweinefleisch bis zur Großküche ermittelt. Jene Prozesse mit den bedeutendsten Anteilen an THG-Emissionen werden ausgemacht und dargestellt. Des Weiteren wird gezeigt, welchen Einfluss die der Fleischproduktion nachgeschalteten Prozesse haben.

# 4.1 THG-Emissionen aus der landwirtschaftliche Produktion - Rindfleisch

Im folgenden Kapitel werden die Inputdaten zur Berechnung und die Ergebnisse zu THG-Emissionen jeweils für die konventionelle und die biologische Produktion angeführt. Die Angaben erfolgen in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Rindfleisch. Zuvor sollen allerdings noch Eigenschaften für die modellierten Produktionssysteme beschrieben werden, die eine hohe Relevanz für Treibhausgasemissionen aufweisen.

## 4.1.1 Charakteristika der modellierten Produktionssysteme

Nach Anderl et al. (2010b, S. 244) wird für die konventionelle Mastbullenhaltung ein Stallsystem ohne Anbindehaltung, auf Spaltenboden (Güllewirtschaft), welches in Österreich einen Anteil von 36,8 % (bezogen auf Mastfärsen, Bullen und Ochsen) ausmacht, angenommen.

Das durchschnittliche Lebendgewicht vor der Schlachtung beträgt in Österreich nach Statistik Austria (2009) für Maststiere etwa 689 kg/Tier. Bei einer Ausbeute von 56 % ergibt das ein Schlachtgewicht von 386 kg. Die Mastdauer wird entsprechend der Futterration mit 392 Tagen nach LfL (2010, S. 22) angenommen. Der Verbrauch an elektrischer Energie im Stall ist sehr gering, und wird mangels genauerer Angaben für die konventionelle Haltung mit 1,77 kWh als gleich hoch wie in der biologischen Mast, basierend auf Primärdaten, angenommen.

Die angepasste Futterration ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Futterration. Maststier – konventionell

| Futterration - konventionell (392 Masttage) |                       |                       |      |   |  |  |
|---|-----------------------|-----------------------|------|---|--|--|
| Futtermittel                                | kg FM d <sup>-1</sup> | kg<br>d <sup>-1</sup> | TM   | MJ Futterkomponente <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> |  |  |
| Maissilage (Annahme teigreif)               | 16,08                 |                       | 9,81 | 180,76  |  |  |
| Heu   | 0,54                  |                       | 0,47 | 8,57  |  |  |
| Sojaextraktionsschrot                       | 0,97                  |                       | 0,85 | 17,29   |  |  |
| Getreideschrot (Gerste, Roggen)             | 1,95                  |                       | 1,7  | 30,47   |  |  |
| Summe                                       | 19,53                 | 1                     | 2,83 | 237,08  |  |  |

Quelle: Eigene Berechnung, nach LfL (2010, S.22), erhöht um 5 %, um Verluste im Stall zu berücksichtigen

Um Futterverluste, welche im Stall stattfinden, und in den Rationsangaben der befragten Bio-Bauern enthalten sind, für den Verbrauch in der konventionellen Mast ebenfalls zu berücksichtigen, wurden die Mengenangaben nach LfL (2010, S. 22) um 5 % erhöht.

Nach Berechnungen auf Basis der Primärdaten für die biologischen Stiermastbetriebe und der konventionellen Stiermast aufgrund der Literaturdaten (LfL, 2010, S. 22), liegt die Mastdauer der konventionellen Tiere (392 Tage) um etwa 7 % niedriger als bei Bio-Tieren (420 Tage). Dementsprechend liegen bei gleichem Schlachtgewicht die täglichen Zunahmen um 7 % höher.

Mit der längeren Dauer der Mast geht ein höherer Energiebedarf für die Erhaltung der biologisch gehaltenen Stiere einher; zeitgleich kann auch angenommen werden, dass die Fleischzusammensetzung der biologischen Stiere einen höheren Fettgehalt aufweist, welcher einen etwas höheren Energiebedarf zum Ansatz benötigt (Hörtenhuber, 2011a). Nach Hörtenhuber (2011a) kann in der Folge davon ausgegangen werden, dass, nach oben beschriebenen Daten, der gesamte Bedarf an Energie in der Mastphase bei Bio-Stieren um etwa 4 % höher liegt als bei den konventionellen Stieren (der Energiebedarf für den Fleischansatz steigt dabei im Vergleich zur Erhaltung nur gering an). Nachdem die biologisch erzeugten Stiere eine längere Mastdauer aufweisen, liegt ihr Futter-Energiebedarf pro Tag jedoch auf vergleichbarer Höhe wie bei den konventionellen Stieren.

Nach Fürschuss (2011) ist die Haltung von Maststieren in der ökologischen Landwirtschaft eher unüblich, weil die Fütterung zu getreideintensiv und dadurch in der Regel unrentabel ist. Um einen Vergleich mit der gängigen konventionellen Fleischproduktion zu ermöglichen, wird auch für den Bio-Bereich die Stiermast für die Rindfleischproduktion herangezogen. Dadurch fallen die THG-Emissionen niedriger aus

als bei Vergleichssystemen, wie z.B. der Ochsenmast, welche nicht so intensiv wie die Stiermast gestaltet ist. Nach einer Befragung von vier Bio-Betrieben konnte eine Futterration für Bio-Maststiere zusammengestellt werden. Außerdem mästen alle diese Produzenten in eingestreuten Ställen, weshalb ein Düngermanagementsystem basierend auf Festmist als Referenz verwendet wird.

Weiters wird, ausgehend von einem Lebendgewicht vor der Schlachtung von 689 kg und einer Ausschlachtung von 56 % im Österreich-weiten Durchschnitt (Statistik Austria, 2009), für die biologische Stiermast ein Schlachtgewicht von 386 kg angenommen. Die Dauer der Mast beträgt nach Angaben aus Befragungen 420 Tage. Der Stromverbrauch im Stall wird, ausgehend von Primärdaten, mit 1,77 kWh angenommen.

Die Futterration, welche auf den Angaben von vier befragten Stiermästern beruht, ist in Tabelle 9 ersichtlich.

Tabelle 9: Futterration, Maststier - biologisch

| Futterration - biologisch (420 Masttage) |                       |                       |   |  |  |  |  |
|--|-----------------------|-----------------------|---|--|--|--|--|
|  |                       |                       |   |  |  |  |  |
| Futtermittel                             | kg FM d <sup>-1</sup> | kg TM d <sup>-1</sup> | MJ Futterkomponente <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> |  |  |  |  |
| Kleegrassilage                           | 22,56                 | 7,90                  | 141,45  |  |  |  |  |
| Heu                                      | 0,61                  | 0,54                  | 9,76  |  |  |  |  |
| Futtererbse                              | 0,95                  | 0,83                  | 15,49   |  |  |  |  |
| Getreideschrot (Gerste, Roggen)          | 1,91                  | 1,66                  | 29,8  |  |  |  |  |
| Summe                                    | 26,03                 | 10,92                 | 196,50  |  |  |  |  |

Quelle: Eigene Berechnung nach Daten von Bio Austria-Mitgliedern

Üblicherweise erfolgt die Aufzuchtphase des Stierkalbes (von 75 kg Lebendgewicht, LG, bis 200 kg LG) nicht am Stiermastbetrieb. Daher wird diese als Vorleistung zur Stiermast separat eingerechnet. Dabei benötigt das konventionell gehaltene Kalb laut LfL (2006, S. 5): 40 Liter Milchaustauscher (Annahme: 40 l Milch), in Summe 160 kg Kälberaufzuchtfutter (für Energie- und Proteinversorgung) sowie 288 kg Maissilage und 30 kg Kälberheu. Der Aufzuchtphase vorgelagerte THG-Emissionen (wie anteilsmäßige THG-Emissionen des Muttertieres oder von einem Milchbedarf für die erste Zeit nach der Abkalbung bis zu einem Lebendgewicht von 75 kg) liegen außerhalb der hierin betrachteten Systemgrenzen, und wurden für diese Berechnungen nicht betrachtet.

## 4.1.2 THG-Emissionen der Aufzuchtphase

Vor allem mit der Herkunft des eingesetzten Sojaextraktionsschrots sowie anderer Proteinkraftfuttermittel variiert der Emissionswert der Futtermittelbereitstellung der Aufzuchtphase: Bei (für Österreich) üblicher, latein-/amerikanischer Herkunft

konventioneller Sojaprodukte muss, aufgrund beachtlicher THG-Emissionen der Landnutzungsänderungen, von etwa 230 kg CO<sub>2</sub>-eq ausgegangen werden. Wird statt dessen eine europäische Sojaherkunft für den Extraktionsschrot oder andere, vergleichbare Proteinfuttermittel verwendet, resultieren lediglich ca. 120 kg CO<sub>2</sub>-eq aus der Futtermittelbereitstellung der Aufzuchtphase pro Stier (Hörtenhuber 2011a).

Zusätzlich müssen die Emissionsquellen der enterogenen Fermentation und von Wirtschaftsdüngern für die Aufzuchtphase noch mit bewertet werden.

Nach dem Berechnungsschema des deutschen nationalen Inventarberichts (Dämmgen et al., 2006) fallen pro Aufzuchtrind (bis ein halbes Jahr bzw. unter 220 kg LG) in der 15 Wochen dauernden Aufzuchtphase lediglich etwa 1,63 kg Methan an. Daraus resultieren etwa 41 kg CO<sub>2</sub>-eq (Hörtenhuber 2011a). Aufgrund einer anderen Einteilung bzw. Methodik ist kein vergleichbarer Wert direkt aus dem österreichischen nationalen Inventar oder nach deren Algorithmen ableitbar.

Die THG-Emissionen des Wirtschaftsdüngersystems können nach einer Berechnung für die 15 Wochen dauernde Aufzuchtphase – bei einer 50:50-Aufteilung in strohbasierte bzw. güllebasierte (oder Tiefstreu-) Haltungssysteme – mit 16,5 kg CO<sub>2</sub>-eq veranschlagt werden (Hörtenhuber 2011a).

In Summe entstehen in der Aufzucht THG-Emissionen von 177,5 kg  $CO_2$ -eq (biologisch) bis 287,5 kg  $CO_2$ -eq (konventionell) pro Jungstier (bis unter 220 kg Lebendgewicht) (siehe Abbildung 8), welche folgend für die gesamten THG-Emissionen pro kg verzehrsfähigem Fleisch berücksichtigt werden. Das bedeutet, dass die THG-Emissionen, welche pro Jungstier anfallen, auf die Fleischausbeute, die nach der Schlachtung des ausgemästeten Stiers anfällt, bezogen und als kg  $CO_2$ -eq aus der Aufzucht pro kg verzehrsfertigem Fleisch angegeben werden.

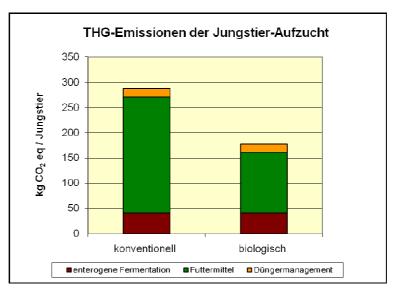


Abbildung 8: Treibhausgasemissionen, verursacht durch die Aufzucht der Stierkälber (in kg CO<sub>2</sub>-eq/Jungstier)

## 4.1.3 Konventionelle Rindfleischproduktion

Im Folgenden werden die in der landwirtschaftlichen Produktion entstehenden THG-Emissionen (Abbildung 9) näher erläutert. Insgesamt fallen im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion für 1 kg konventionell hergestelltes Rindfleisch **15,1 kg CO₂-eq** an.

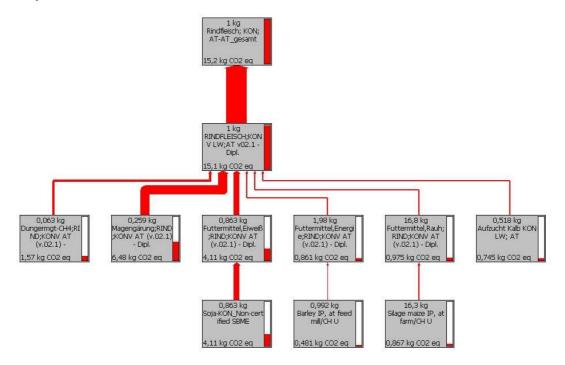


Abbildung 9: THG-Emissionen (in kg  $CO_2$ -eq), verursacht durch die konventionelle landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %\*

Quelle: Eigene Darstellung

\*Prozesse, die einen Anteil von weniger als 3 % ausmachen, werden nicht dargestellt.

Geordnet nach den in diesem Kapitel verwendeten Kategorien, sind die THG-Emissionen in Abbildung 10 dargestellt.

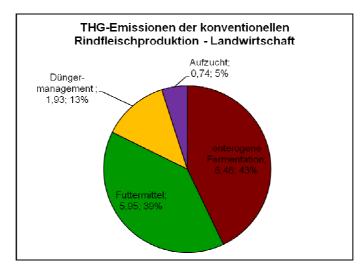


Abbildung 10: Durch die konventionelle Stiermast verursachte, nach Kategorien geordnete THG-Emissionen, (in kg CO<sub>2</sub>-eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%).

Quelle: Eigene Darstellung

## 4.1.3.1 Enterogene Fermentation

Die durch Magengärung entstehenden Methanemissionen liegen bei 0,26 kg Methan, bezogen auf 1 kg Rindfleisch. Umgerechnet in CO<sub>2</sub>-eq sind das 6,48 kg. Damit ist die enterogene Fermentation mit 43 % der größte Verursacher an THG-Emissionen in der konventionellen Produktion von Rindfleisch.

## 4.1.3.2 Futtermittel

Um 1 kg Rindfleisch herzustellen, werden 0,86 kg Eiweißfutter, 1,98 kg Energiefutter und 16,8 kg Raufutter benötigt, wodurch 4,11 kg  $\rm CO_2$ -eq, 0,86 kg  $\rm CO_2$ -eq bzw. 0,96 kg  $\rm CO_2$ -eq freigesetzt werden. Das bedeutet, dass Eiweißfutter für 27 % und Energie- und Raufuttermittel für je 6 % der THG-Emissionen verantwortlich sind. Insgesamt werden durch die Bereitstellung von Futtermitteln 39 % (5,95 kg  $\rm CO_2$ -eq) der THG-Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion verursacht.

## 4.1.3.3 Wirtschaftsdüngermanagement

Aufgrund von Wirtschaftsdüngermanagement werden während der Mastzeit eines Stieres rund 0,063 kg Methan, 0,000363 kg direktes und 0,000816 kg indirektes Lachgas gebildet. Aus diesen Werten ergeben sich 1,57 kg (10 %), 0,11 kg (1 %) und 0,24 kg (2 %) CO<sub>2</sub>-eq. Das bedeutet, dass insgesamt 1,93 kg CO<sub>2</sub>-eq durch Wirtschaftsdüngermanagement verursacht werden, was etwa 13 % der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion entspricht.

## 4.1.3.4 Kälberaufzucht und Energie

Pro kg verarbeitetes Stierfleisch werden durch die Aufzucht der Stierkälber bis zu einem Gewicht von 200 kg (siehe Kapitel 4.1.2) 0,74 kg  $CO_2$ -eq, also 5 %, bei konventioneller Wirtschaftsweise, freigesetzt. Die THG-Emissionen für den Stromverbrauch im Stall sind mit 0,02 kg  $CO_2$ -eq sehr gering.

## 4.1.4 Biologische Rindfleischproduktion

Die durch die landwirtschaftliche Produktion von Bio-Rindfleisch verursachten Gesamtemissionen sind in Abbildung 11 dargestellt und werden in den folgenden Unterkapiteln genau angeführt. Pro kg Rindfleisch aus biologischer Produktion fallen aus dem Prozess "Landwirtschaft" insgesamt **12,6 kg CO<sub>2</sub>-eq** an.

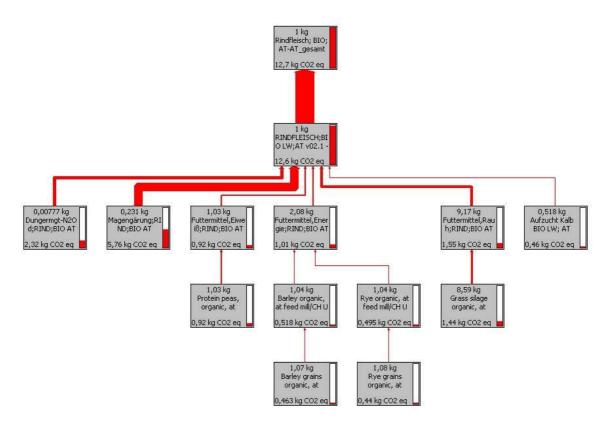


Abbildung 11: THG-Emissionen (in kg  $CO_2$ -eq), verursacht durch die biologische landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %\*

Geordnet nach den in diesem Kapitel verwendeten Kategorien, sind die THG-Emissionen in Abbildung 12 dargestellt.

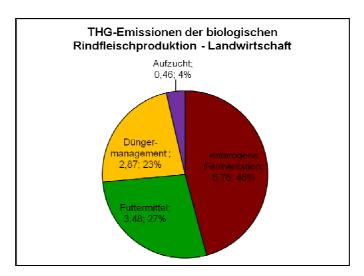


Abbildung 12: Durch die biologische Stiermast verursachte, nach Kategorien geordnete THG-Emissionen, (in kg  $CO_2$ -eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%).

Quelle: Eigene Darstellung

<sup>\*</sup>Prozesse, die einen Anteil von weniger als 3 % ausmachen, werden nicht dargestellt.

## 4.1.4.1 Enterogene Fermentation

Die durch den Prozess "Magengärung" verursachten Methanemissionen liegen bei 0,23 kg, was, umgerechnet in CO<sub>2</sub>-eq, 5,76 kg oder 46 % entspricht. Damit stellt die enterogene Fermentation auch in der biologischen Wirtschaftsweise den Hauptverursacher an THG-Emissionen dar.

#### 4.1.4.2 Futtermittel

Für die Produktion von 1 kg Rindfleisch sind während der Mastphase 1,03 kg Eiweißfutter, 2,08 kg Energiefutter und 9,17 kg Raufutter notwendig. Durch die Herstellung dieser Futterkomponenten werden 0,92 kg CO<sub>2</sub>-eq, 1,01 kg CO<sub>2</sub>-eq bzw. 1,55 kg CO<sub>2</sub>-eq verursacht, was 7 %, 8 % und 12 % der THG-Emissionen ausmacht. Die Produktion der Futtermittel ist daher insgesamt für 3,48 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 27 % der THG-Emissionen verantwortlich.

## 4.1.4.3 Wirtschaftsdüngermanagement

Durch hofeigenen Wirtschaftsdünger werden 0,0067 kg Methan, 0,0078 kg direktes und 0,0013 indirektes Lachgas freigesetzt. Das macht 0,17 kg  $CO_2$ -eq (1~%), 2,32 kg  $CO_2$ -eq (18~%) und 0,38 kg  $CO_2$ -eq (3~%) der THG-Emissionen aus. Das Wirtschaftsdüngermanagement ist also insgesamt für 2,87 kg  $CO_2$ -eq oder etwa 23~% (gerundet) der in der landwirtschaftlichen Produktion verursachten THG-Emissionen verantwortlich.

## 4.1.4.4 Kälberaufzucht und Energie

Während der Aufzuchtzeit der Jungstiere bis 200 kg werden 0,46 kg  $CO_2$ -eq pro kg Stierfleisch emittiert. Das sind 4 % der gesamten THG-Emissionen. Wie in der konventionellen Mast fallen auch in der biologischen etwa 0,02 kg  $CO_2$ -eq für den Stromverbrauch im Stall an.

# 4.2 Treibhausgasemissionen nachgelagerter Prozesse - Rindfleisch

Da die im folgenden Kapitel behandelten Prozesse nur einen sehr geringen Anteil der gesamten THG-Emissionen ausmachen, wird bei den getroffenen Annahmen nicht zwischen biologischer und konventioneller landwirtschaftlicher Produktion unterschieden.

Insgesamt fallen durch Lagerung und Verarbeitung etwa 0,003 % der THG-Emissionen entlang der gesamten Produktionskette bis zur Anlieferung zur Großküche pro kg Rindfleisch an.

## 4.2.1 Lagerung

Die entstehenden THG-Emissionen in  $CO_2$ -eq für die Lagerung betragen für 1 kg Rindfleisch 0,014 kg, und sind damit vernachlässigbar gering. Bezogen auf die konventionelle, wie auch auf die biologische Produktion ist das weit weniger als 1 % an den gesamten THG-Emissionen von Rind- und Schweinefleisch entlang der gesamten Produktionskette.

## 4.2.2 Verarbeitung

Durch den Prozess "Verarbeitung" werden 0,028 kg  $CO_2$ -eq freigesetzt, was weit unter 1 % der THG-Gesamtemissionen ausmacht, und zeigt, welch geringen Einfluss die Schlachtung der Tiere hat.

# 4.3 Treibhausgasemissionen verursacht durch Transporte – Rindfleisch

## 4.3.1 Transport Österreich

Für den Transport innerhalb von Österreich vom Produzenten zur Großküche in Wien fallen insgesamt 0,069 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Rindfleisch an, was einen Anteil an den THG-Gesamtemissionen von unter 1 % ausmacht, und deshalb vernachlässigbar gering ist.

## 4.3.2 Transportszenario Deutschland

Um ein Szenario für importiertes Rindfleisch aus Deutschland zu erstellen, werden alle Angaben wie für die Berechnungen für österreichisches Fleisch belassen, nur die Transportdistanz wird geändert.

Es wird angenommen, dass sich der Produzent bei Düsseldorf, in einem Umkreis von 50 km zum Zentrum, befindet. Nach einem Transport zu einem dort befindlichen Schlachthof, gelangt das verarbeitete Fleisch auf einer Strecke von 954 km nach Wien in die Großküche. Das ergibt eine gesamte Transportstrecke von 1.004 km.

Die so verursachten THG-Emissionen liegen bei 0,407 kg  $CO_2$ -eq (etwa 3 % der gesamten THGE), wodurch sich die gesamten THG-Emissionen pro kg Fleisch aus Deutschland auf 15,607 kg  $CO_2$ -eq (konventionell) bzw. 13,107 kg  $CO_2$ -eq (biologisch) erhöhen.

# 4.4 Gesamtübersicht der THG-Emissionen von Rindfleisch und Vergleich der landwirtschaftlichen Produktionsweisen

Um einen direkten Vergleich der beiden landwirtschaftlichen Produktionssysteme zu ermöglichen, werden die THG-Emissionen, verursacht durch die konventionelle und die biologische Produktion, gegenübergestellt (Abbildung 13).

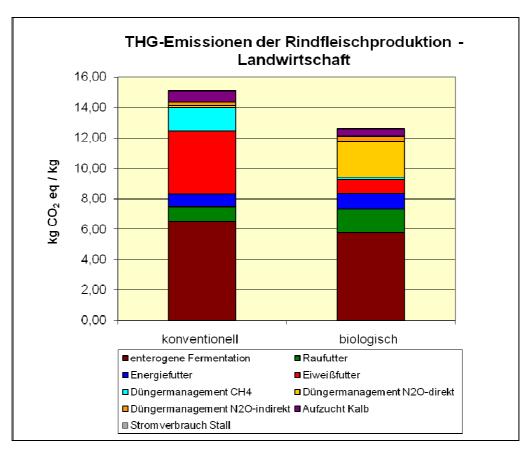


Abbildung 13: Vergleich der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion bei konventioneller und biologischer Haltung, in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch

Quelle: Eigene Darstellung

Die THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion betragen 15,1 kg  $CO_2$ -eq für die konventionelle, und 12,6 kg  $CO_2$ -eq für die biologische Produktion. Umgerechnet in

Prozent bedeutet das, dass pro kg biologischem Rindfleisch um 17 % weniger CO<sub>2</sub>-eq (durch die Landwirtschaft) freigesetzt werden.

Basierend auf den absoluten Werten aus Kapitel 4.1 ergeben sich die in Tabelle 10 angegebenen Werte in kg CO<sub>2</sub>-eq. Die Prozentangaben beschreiben die Höhe der THG-Emissionen der biologischen, bezogen auf die konventionelle, Produktion.

Tabelle 10: Vergleich der THG-Emissionen unterschiedlicher Produktionsweisen – Rindfleisch (in kg CO<sub>2</sub>-eq)

| Produktions-  | Enterogene   | Futtermittel | Dünger-    | Aufzucht | gesamt |
|---------------|--------------|--------------|------------|----------|--------|
| system        | Fermentation |              | management |          |        |
| konventionell | 6,48         | 5,95         | 1,93       | 0,74     | 15,1   |
| (%)           | (43)         | (39)         | (13)       | (5)      | (100)  |
| Biologisch    | 5,76         | 3,48         | 2,87       | 0,46     | 12,6   |
| (%)           | (46)         | (27)         | (23)       | (4)      | (100)  |
| %             | -11          | -41          | +33        | -38      | -17    |

Quelle: Eigene Darstellung

Die um 11 % geringeren THG-Emissionen durch Magengärung bei der biologischen Produktion ergeben sich dadurch, dass sich die Berechnung nach IPCC (2006) auf den Bruttoenergieinput pro Tag bezieht. Dieser ist bei biologisch gemästeten Stieren geringer. Auch durch die längere Mastdauer wird dieser Unterschied nicht vollständig ausgeglichen. Die große Differenz von -41 % für Bio-Betriebe in den THG-Emissionen durch die Futtermittelbereitstellung ist hauptsächlich auf den LUC während der Sojaproduktion zurückzuführen (siehe Kapitel 3.2.4.1). Die THG-Emissionen, welche mit der Gewinnung von Eiweißfuttermitteln einhergehen, liegen in der konventionellen Wirtschaftsweise um 78 % höher. Anders verhält es sich mit Klimagasen, welche ihre Ursache in der Herstellung von Energie- und Raufutter haben. Diese liegen bei biologischer Erzeugung um 37 % und 15 % höher. Jedoch sind diese beiden Futtermittelkomponenten nur für einen geringen Teil der Gesamtemissionen aus landwirtschaftlicher Produktion verantwortlich, und haben daher geringeren Einfluss.

Werden die THG-Emissionen durch Wirtschaftsdüngermanagement betrachtet, so ist zu erkennen, dass hier bei Bio-Betrieben insgesamt um 33 % höhere THG-Emissionen entstehen. Hauptverursacher hierbei sind direkte Lachgasemissionen (+95 % in Bio-Betrieben). Auch die indirekten Lachgasemissionen liegen bei biologischer Bewirtschaftung um 36 % höher. Das liegt einerseits an der Futterration, welche

beeinflusst, wie viel N ausgeschieden wird, andererseits auch an der Art der Berechnung. Wird die N-Ausscheidung (wie in der vorliegenden Arbeit) nach IPCC (2006) berechnet, so liegt sie um das Doppelte (Schwein) bzw. das Dreifache (Rind) höher, als wenn mit für Österreich spezifischen Werten gerechnet wird. Diese setzen eine fachgerechte Fütterung voraus, welche zwar wünschenswert ist, aber nicht immer durchgeführt wird. Aus diesem Grund ist es möglich, dass die Berechnung nach IPCC die N-Ausscheidung überschätzt, während sie mit nationalen Werten unterschätzt wird. Je nach Vorgehensweise schneidet, was die N<sub>2</sub>O-Emissionen betrifft, das Festmist- oder das Güllesystem besser ab.

Lediglich die Methanemissionen sind im konventionellen Güllesystem um 89 % höher. Grund dafür ist, dass Methan unter Luftabschluss entsteht, ein Zustand, der in den abgeschlossenen Güllebehältern gefördert wird.

Die um 38 % geringeren THG-Emissionen bei der Aufzucht der Stierkälber in Bio-Betrieben ergeben sich schließlich wieder aus der Fütterung von Soja aus Brasilien bei den konventionellen Betrieben und den damit einhergehenden THG-Emissionen durch LUC.

In Abbildung 14 sind die THG-Gesamtemissionen der Rindfleischproduktion für beide Produktionssysteme, inklusive Transport, Lagerung und Verarbeitung, dargestellt. Jedoch ändert sich der Gesamtwert an CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch wegen des geringen Einflusses der nachgelagerten Prozesse kaum mehr. Für konventionell hergestelltes Rindfleisch belaufen sich die gesamten THG-Emissionen auf 15,2 kg CO<sub>2</sub>-eq, für biologisches auf 12,7 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Rindfleisch.

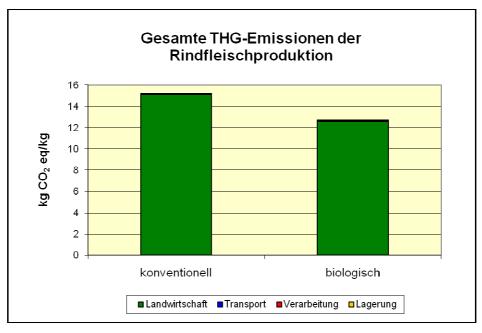


Abbildung 14: Gesamte THG-Emissionen der Rindfleischproduktion, in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch Quelle: Eigene Darstellung

Werden die Gesamtemissionen inklusive Transport, Lagerung und Verarbeitung betrachtet, so zeigt sich, dass 99 % der THG-Emissionen auf den Prozess "Landwirtschaft" zurückzuführen sind. Die auf die Landwirtschaft folgenden Schritte in der Prozesskette verursachen insgesamt nur weniger als 1 % der gesamten THG-Emissionen bei der Rindfleischerzeugung.

## 4.5 Treibhausgasemissionen der landwirtschaftlichen Produktion - Schweinefleisch

In diesem Kapitel werden die den Berechnungen zugrunde liegenden Inputdaten und die Ergebnisse für die konventionelle und biologische Schweinefleischproduktion angeführt. In beiden Systemen wird davon ausgegangen, dass die Ferkelproduktion, die Aufzucht und die Mast in einem Betrieb erfolgen. Das bedeutet, dass zwischen den einzelnen Stufen keine zusätzlichen Transporte anfallen, und in den Berechnungen alle entstehenden THG-Emissionen der einzelnen Mastphasen enthalten sind.

Die Angaben der THG-Emissionen erfolgen in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Schweinefleisch.

## 4.5.1 Charakteristika der modellierten Produktionssysteme

Basierend auf den Angaben nach SERI (2011) wird für die konventionelle Schweinemast ein Düngermanagementsystem basierend auf Güllewirtschaft angenommen. Das Lebendgewicht vor der Schlachtung beträgt 118 kg (SERI, 2005), und die Ausschlachtung liegt bei 81 % (Statistik Austria, 2009), was eine Fleischausbeute von 95,58 kg ergibt. Die Mastdauer wurde aufgrund der Daten selbst berechnet, und liegt nach Hörtenhuber (2011c) bei 120 Tagen.

Die in Tabelle 11 angegebene Futterration beinhaltet den Verbrauch der gesamten Futtermittel zur Mast eines Schweines, inklusive Ferkelaufzucht und Fütterung der Zuchtsau. Nach Mittermeyer (2011) wirft eine Zuchtsau etwa 20 Ferkel pro Jahr.

Tabelle 11: Futterration, Mastschwein – konventionell

| Futterration - konventionell      |                               |  |  |  |  |
|-----------------------------------|-------------------------------|--|--|--|--|
| Futtermittel                      | kg FM Mastdauer <sup>-1</sup> |  |  |  |  |
| Sojaschrot                        | 65,08                         |  |  |  |  |
| CCM-Mais                          | 199,83                        |  |  |  |  |
| Rapskuchen                        | 10,94                         |  |  |  |  |
| Gerste                            | 49,96                         |  |  |  |  |
| Getreidemischung (Weizen, Roggen) | 54,91                         |  |  |  |  |
| Trockenmais                       | 13,23                         |  |  |  |  |
| Summe                             | 393,95                        |  |  |  |  |

Quelle: Eigene Darstellung, nach SERI (2011) und Schlederer (2011)

Der Energieverbrauch im Stall für Heizung und Sonstiges wird nach Angaben des KTBL (2005, S. 30) berechnet, und beträgt demnach 25,73 kWh. Zusätzlich zum verbrauchten

Strom kommt noch der Aufwand für die Heizung hinzu, da für den konventionellen Bereich ein Warmstall angenommen wird. Deshalb fallen zusätzlich 50,4 MJ in Form von Heizöl an.

Die Daten für die biologische Schweinefleischproduktion stammen von Bio Austria (Mittermayer, 2011) und sind durchschnittliche Angaben, basierend auf tatsächlich praktizierenden Betrieben.

Demnach wird als Düngermanagementsystem Festmistwirtschaft angenommen. Die Mast erfolgt bis zu einem Lebendgewicht von 130 kg, was bei einer Ausschlachtung von 81 % (Statistik Austria, 2009) ein Schlachtgewicht von 105,3 kg ergibt. Die Mastdauer ist im biologischen Bereich etwas länger als im konventionellen und liegt bei etwa 135 Tagen (Mittermeyer, 2011).

Ebenfalls, wie für die Berechnung der konventionellen Betriebsweise, sind auch in dieser Futterration die Bereiche Zuchtsauenhaltung, Ferkelaufzucht und Mast enthalten (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Futterration, Mastschwein - biologisch

| Futterration - biologisch         |                               |  |  |  |
|-----------------------------------|-------------------------------|--|--|--|
| Futtermittel                      | kg FM Mastdauer <sup>-1</sup> |  |  |  |
| Trockenmais                       | 47,60                         |  |  |  |
| Getreidemischung (Weizen, Roggen) | 221,95                        |  |  |  |
| Ackerbohne                        | 81,90                         |  |  |  |
| Sojakuchen, getoastet             | 33,75                         |  |  |  |
| Kartoffeleiweiß (konventionell)   | 19,75                         |  |  |  |
| Gerste                            | 19,00                         |  |  |  |
| Summe                             | 423,95                        |  |  |  |

Quelle: Eigene Darstellung, nach Mittermeyer (2011)

Da für die biologische Schweinemast als Stallhaltungssystem ein Kaltstall (Mittermayer, 2011) üblich ist, fällt der Energieverbrauch geringer als in der konventionellen Mast aus. Die Heizung im Ferkelaufzuchtbereich erfolgt ausschließlich mittels Wärmelampen, wodurch der meiste Strom verbraucht wird. Insgesamt beträgt der Energieeinsatz 16,12 kWh, gerechnet auf eine Mastperiode.

### 4.5.2 Konventionelle Schweinefleischproduktion

Im nun folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse für die konventionelle Schweinefleischproduktion genauer dargestellt. Allein aus der landwirtschaftlichen

Produktion ergeben sich insgesamt THG-Emissionen in der Höhe von **4,95 kg CO₂-eq** pro kg Schweinefleisch (Abbildung 15).

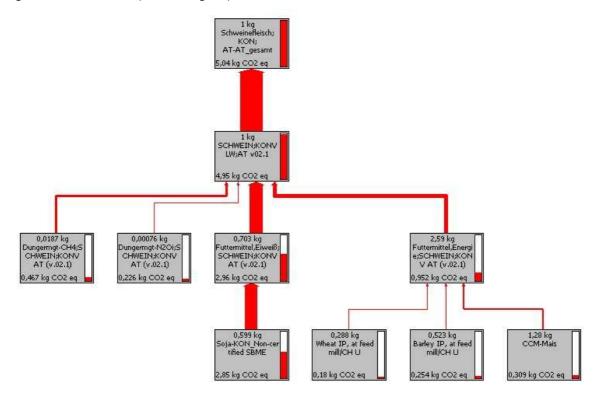


Abbildung 15: THG-Emissionen (in kg CO<sub>2</sub>-eq), verursacht durch die konventionelle landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %\*

Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 16 sind die THG-Emissionen pro kg Fleisch, geordnet nach den im Folgenden verwendeten Kategorien, dargestellt.

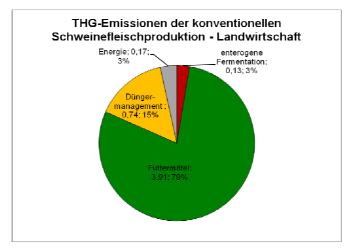


Abbildung 16: Durch die konventionelle Schweinemast verursachte, nach Kategorien geordnete THG-Emissionen, (in kg CO<sub>2</sub>-eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%).

Quelle: Eigene Darstellung

<sup>\*</sup>Prozesse, die einen Anteil von weniger als 3 % ausmachen, werden nicht dargestellt

## 4.5.2.1 Enterogene Fermentation

Pro kg Schweinefleisch werden etwa 0,00515 kg Methan emittiert. Das entspricht, umgerechnet in kg CO<sub>2</sub>-eq, 0,13 kg oder 3 % der THG-Gesamtemissionen, welche in der Landwirtschaft entstehen.

#### 4.5.2.2 Futtermittel

Um 1 kg Schweinefleisch konventionell zu produzieren, werden 0,7 kg Eiweiß- und 2,59 kg Energiefuttermittel benötigt. Dadurch ergeben sich THG-Emissionen von 2,96 kg CO<sub>2</sub>- eq und 0,95 kg CO<sub>2</sub>-eq, oder 60 % bzw. 19 % der gesamten landwirtschaftlichen THG-Emissionen. Insgesamt gehen mit der Futtermittelproduktion THG-Emissionen in der Höhe von 3,91 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 79 % der THG-Gesamtemissionen der Landwirtschaft einher. Damit ist die Herstellung von Futtermitteln, im speziellen von Soja, bei weitem für den größten Anteil an emittierten Klimagasen verantwortlich.

## 4.5.2.3 Wirtschaftsdüngermanagement

Aufgrund des in der konventionellen Schweinemast üblichen Güllesystems fallen 0,187 kg Methan, 0,000158 kg direktes und 0,00076 kg indirektes Lachgas an. In CO<sub>2</sub>-eq ausgedrückt sind das 0,47 kg CO<sub>2</sub>-eq (9 %), 0,05 kg CO<sub>2</sub>-eq (1 %) und 0,23 (5 %) kg CO<sub>2</sub>-eq. In Summe werden durch das Wirtschaftsdüngermanagement 0,74 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 15 % der THG-Gesamtemissionen der Landwirtschaft verursacht, wodurch diese Emissionsquelle die zweithöchste Relevanz aufweist.

## 4.5.2.4 Energie

Für die Herstellung von 1 kg Schweinefleisch werden im konventionellen Stallhaltungssystem 0,97 MJ in Form von elektrischer Energie und 0,53 MJ als Heizöl (leicht) benötigt. Nach Verwendung dieser Energieträger fallen 0,12 kg CO<sub>2</sub>-eq (2 %) bzw. 0,05 kg CO<sub>2</sub>-eq (1 %) an. Insgesamt werden durch den Energieeinsatz 0,17 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 3 % der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft verursacht. Damit steht die Bereitstellung und Verwendung von Energie an dritter Stelle der THG-Emittenten in der Prozesskette Landwirtschaft.

## 4.5.3 Biologische Schweinefleischproduktion

Im folgenden Kapitel werden die THG-Emissionen, welche mit der Herstellung von biologischem Schweinefleisch (landwirtschaftliche Produktion) einhergehen, genau angeführt. Um 1 kg Schweinefleisch zu produzieren, werden durch den Prozess "Landwirtschaft" 3,48 kg CO<sub>2</sub>-eq freigesetzt (siehe Abbildung 17).

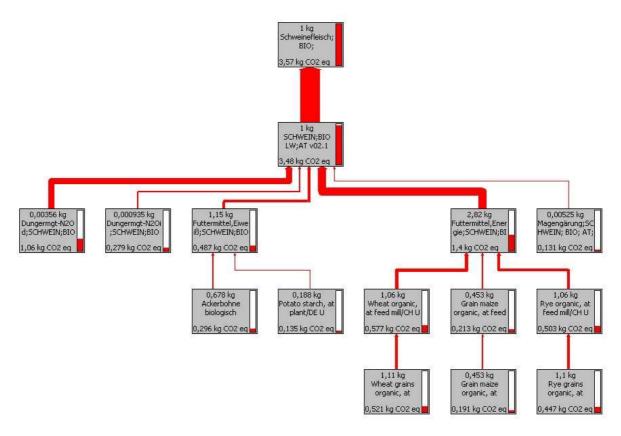


Abbildung 17: THG-Emissionen (in kg  $CO_2$ -eq), verursacht durch die konventionelle landwirtschaftliche Produktion in der Stiermast; cut off – Punkt 3 %\*

Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 18 sind die gesamten in der Landwirtschaft verursachten THG-Emissionen, geordnet nach den einzelnen Kategorien, dargestellt. Es ist zu erkennen, dass es zwischen den betrachteten Produktionssystemen beträchtliche Unterschiede in der Verteilung gibt.

<sup>\*</sup>Prozesse, die einen Anteil von weniger als 3 % ausmachen, werden nicht dargestellt.

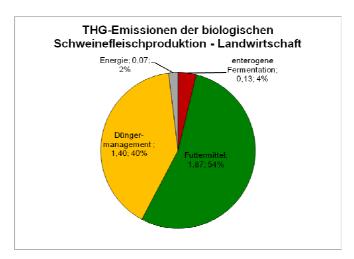


Abbildung 18: Durch die biologische Schweinemast verursachte, nach Kategorien geordnete THG-Emissionen, (in kg CO<sub>2</sub>-eq) pro kg Fleisch und deren Anteile (%).

## 4.5.3.1 Enterogene Fermentation

Die durch die enterogene Fermentation freigesetzte Menge an Methan beträgt 0,00525 kg bzw. 0,13 kg CO<sub>2</sub>-eq. Ausgedrückt in Prozent entspricht dies 4 % der THG-Emissionen, welche in der Landwirtschaft entstehen.

#### 4.5.3.2 Futtermittel

Die Futtermittelgewinnung stellt mit 1,87 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 54 % der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft den Hauptverursacher an THG-Emissionen dar. Für die Herstellung von 1 kg Fleisch ist es notwendig, 2,82 kg Energie- und 1,15 kg Eiweißfutter aufzubringen. Daraus entstehen 1,38 kg CO<sub>2</sub>-eq und 0,49 kg CO<sub>2</sub>-eq, was in Prozent 40 % bzw. 14 % der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft ausmacht. Obwohl auch in der biologischen Produktion die Futtermittelherstellung die meisten THG-Emissionen verursacht, fällt der Anteil weitaus geringer als in der konventionellen Produktion aus.

## 4.5.3.3 Wirtschaftsdüngermanagement

Den zweiten großen Verursacher an Klimagasen stellt das Wirtschaftsdüngermanagement dar. Dabei fallen rund 0,00224 kg Methan, 0,00356 kg direktes und 0,000935 kg indirektes Lachgas an. Umgerechnet in CO<sub>2</sub>-eq sind das 0,06 kg CO<sub>2</sub>-eq bzw. 1,06 kg CO<sub>2</sub>-eq und 0,28 kg CO<sub>2</sub>-eq. Ausgedrückt in Prozent an den landwirtschaftlichen THG-Emissionen macht das pro Komponente 2 %, 31 % und 8 %. Insgesamt fallen durch den Prozess "Düngermanagement" 1,4 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 40 % (gerundet) der landwirtschaftlichen THG-Emissionen an.

## 4.5.3.4 Energie

Da in der biologischen Produktion von einem Kaltstall ausgegangen wird, gibt es keinen eigenen Energieverbrauch für die Heizung. Es werden also lediglich 0,55 MJ an elektrischer Energie pro kg Schweinefleisch verwendet. Diese Menge verursacht 0,07 kg CO<sub>2</sub>-eq oder 2 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen.

## 4.6 Treibhausgasemissionen nachgelagerter Prozesse - Schweinefleisch

Insgesamt fallen für Lagerung und Verarbeitung etwa  $0,031~kg~CO_2$ -eq (konventionell) bzw.  $0,029~kg~CO_2$ -eq pro kg Fleisch an. Die Unterschiede ergeben sich durch die unterschiedlich hohen Fleischausbeuten pro Tier. Gemessen an den THG-Gesamtemissionen sind das rund 0,6~%, was zeigt, dass Lagerung und Verarbeitung nur von untergeordneter Bedeutung sind.

## 4.6.1 Lagerung

Aufgrund der Fleischlagerung (bei Fleischverarbeitung) werden  $0,00568~kg~CO_2$ -eq verursacht. Der Einfluss dieses Prozesses liegt deutlich unter 1 % der THG-Gesamtemissionen.

## 4.6.2 Verarbeitung

Die Verarbeitung trägt mit 0,0253 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) oder 0,023 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch) zu den Gesamtemissionen bei. Der etwas höhere Wert für konventionelle Schweine ergibt sich aus der geringeren Fleischausbeute pro Schlachtvorgang. In Prozent ausgedrückt, ist die Verarbeitung für weniger als 1 % der THG-Gesamtemissionen verantwortlich.

## 4.7 Einfluss der Transportemissionen

## 4.7.1 Transport Österreich

Für den Transport innerhalb von Österreich vom Produzenten zur Großküche in Wien fallen insgesamt 0,061 kg CO<sub>2</sub>-eq an. Bezogen auf die THG-Gesamtemissionen trägt dieser Wert nur zu 1,2 % (konventionell) und 1,7 % (biologisch) bei, weshalb dieser Prozess vernachlässigbar ist. Der höhere Anteil beim Bio-Schweinefleisch ergibt sich aus den geringeren THG-Gesamtemissionen.

## 4.7.2 Transport Deutschland

Um ein Szenario für importiertes Schweinefleisch aus Deutschland zu erstellen, werden alle Angaben wie für die Berechnungen für österreichisches Fleisch belassen, nur die Transportdistanz wird geändert.

Es wird angenommen, dass sich der Produzent bei Düsseldorf in einem Umkreis von 50 km zum Zentrum befindet. Nach einem Transport zu einem dort befindlichen Schlachthof, gelangt das verarbeitete Fleisch auf einer Strecke von 954 km nach Wien in die Großküche. Das ergibt eine gesamte Transportstrecke von 1.004 km.

Durch die Veränderung der Transportdistanz fallen nun 0,399 kg  $CO_2$ -eq (7 % - konventionell bzw. 10 % - biologisch) für den Transport an, was die THG-Gesamtemissionen auf 5,437 kg  $CO_2$ -eq (konventionell) bzw. 3,969 kg  $CO_2$ -eq erhöht.

# 4.8 Gesamtübersicht der THG-Emissionen von Schweinefleisch und Vergleich der Produktionsweisen

Abbildung 19 zeigt einen Vergleich der durch die Landwirtschaft verursachten THG-Emissionen von konventioneller und biologischer Wirtschaftsweise. Bei ersteren werden pro kg Schweinefleisch 4,95 kg CO<sub>2</sub>-eq freigesetzt, bei Bio-Betrieben 3,48 kg CO<sub>2</sub>-eq. Damit ergibt sich insgesamt ein um 30 % geringerer Emissionswert für Bio-Fleisch im Gegensatz zum konventionellen Fleisch.

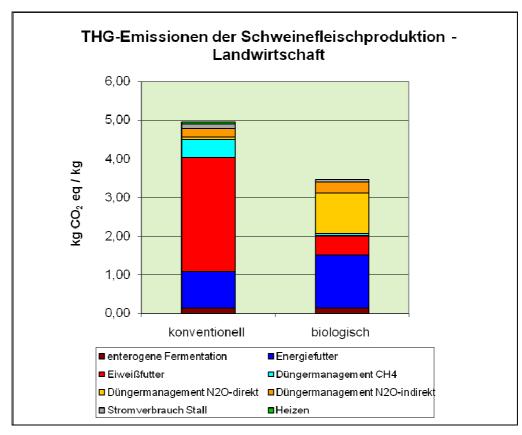


Abbildung 19: Vergleich der THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion bei konventioneller und biologischer Haltung, in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch

Quelle: Eigene Darstellung

Um die Unterschiede bezüglich der einzelnen Sektoren übersichtlich darzustellen, werden sie basierend auf den Daten aus Kapitel 4.5 in kg CO<sub>2</sub>-eq dargestellt (Tabelle 13). Die Prozentangaben und die dazugehörigen Vorzeichen beschreiben die Abweichung der THG-Emissionen in Bezug auf die Werte für die konventionelle Produktion.

Tabelle 13: Vergleich der THG-Emissionen unterschiedlicher Produktionsweisen – Schweinefleisch (in kg CO<sub>2</sub>-eq)

| Vergleich de   | Vergleich der THG-Emissionen unterschiedlicher Produktionsweisen - |      |            |      |       |  |  |
|--|--|------|------------|------|-------|--|--|
| Schweinefleisch  |  |      |            |      |       |  |  |
| Produktions- Enterogene Futtermittel Dünger- Energie gesam |  |      |            |      |       |  |  |
| system   | Fermentation   |      | management |      |       |  |  |
| Konventionell  | 0,129  | 3,91 | 0,74       | 0,17 | 4,95  |  |  |
| (%)  | (3)  | (79) | (15)       | (3)  | (100) |  |  |
| Biologisch   | 0,131  | 1,87 | 1,4        | 0,07 | 3,48  |  |  |
| (%)  | (4)  | (54) | (40)       | (2)  | (100) |  |  |

| % | +2 | -52 | +47 | -60 | -30 |
|---|----|-----|-----|-----|-----|
|   |    |     |     |     |     |

THG-Emissionen, welche durch die Magengärung entstehen, sind in beiden Produktionssystemen von untergeordneter Bedeutung. Auch der Unterschied zwischen den beiden Werten ist sehr gering. Geringfügig höhere THG-Emissionen für Bio-Schweine lassen sich durch die etwas längere Mastdauer erklären.

Von weitaus größerer Wichtigkeit ist die Gewinnung der Futtermittel. Mit 79 % ist dieser Prozess in der konventionellen Mast viel gewichtiger als in der biologischen, wo dieser nur 54 % ausmacht. Werden die beiden Werte in Relation gesetzt, zeigt sich, dass die Produktion der biologischen Futtermittel um 52 % weniger CO<sub>2</sub>-eq zur Folge hat. Hauptgrund dafür ist, dass in der konventionellen Wirtschaftsweise ein hoher Anteil an Soja verfüttert wird, welches, aus Südamerika stammend, hohe THG-Emissionen durch LUC verursacht. Werden lediglich die Eiweißkomponenten in der Fütterung betrachtet, so setzen Bio-Betriebe um 84 % weniger Klimagase frei. Für das Energiefutter werden in konventionellen Betrieben um 31 % weniger THG-Emissionen ausgestoßen, jedoch trägt dieser Wert nur geringer zu den gesamten durch die Futtermittelproduktion anfallenden Klimagasen bei.

Der Prozess "Wirtschaftsdüngermanagement" ist in der biologischen Produktion mit 40 %, im Gegensatz zu 15 % bei konventioneller Wirtschaftsweise, von größerer Wichtigkeit. Werden die gesamten durch den Wirtschaftsdünger freigesetzten THG-Emissionen (Methan und Lachgas) beider Systeme in Relation gesetzt, so stößt die Erzeugung von biologischem Fleisch pro kg um 47 % mehr CO<sub>2</sub>-eq aus. Die Methanemissionen liegen bei Bio-Betrieben um 88 % niedriger. Grund dafür ist, dass die konventionelle Mast auf Gülle-Wirtschaft basiert. Der so entstehende Luftabschluss in den Behältern begünstigt die Entstehung von Methan. Im Gegensatz dazu sind bei biologischer Bewirtschaftung die Emissionen von direktem Lachgas um 96 % und von indirektem um 19 % höher. Diese Differenz lässt sich durch die unterschiedlichen Futterrationen, welche entscheidend dafür sind, wie viel N ausgeschieden wird und durch die Art der Berechnung erklären (siehe Kapitel 4.4). Da Methan nicht so klimawirksam ist wie Lachgas, sind die insgesamt entstehenden THG-Emissionen in kg CO<sub>2</sub>-eq in biologischen Betrieben höher.

Der Bereich Energieverwendung verursacht im Bio-Bereich um 60 % weniger THG-Emissionen, da hier von einem Kaltstallsystem ausgegangen wird, was einen geringeren Verbrauch an Energieträgern zur Folge hat. Heizöl wird nicht verwendet, wodurch der Ausstoß an Klimagasen hierfür um 100 % niedriger liegt als in konventionellen Betrieben. Auch der Einsatz von elektrischer Energie ist in biologisch bewirtschafteten Ställen geringer, weshalb die dadurch verursachten CO<sub>2</sub>-eq um 43 % unter denen von konventionellen Ställen liegen.

In Abbildung 20 sind schließlich die THG-Gesamtemissionen einschließlich Transport, Lagerung und Verarbeitung dargestellt. Ähnlich wie bei Rindfleisch ändern sich die Werte auch hier kaum mehr, da diese der Produktion nachgeschalteten Prozesse, im Gegensatz zur Landwirtschaft, nur geringen Einfluss zeigen. Werden alle in der vorliegenden Arbeit betrachteten Emissionsquellen einbezogen, so ergibt sich für konventionelles Schweinefleisch ein Gesamtergebnis von 5,04 kg  $CO_2$ -eq, für biologisches von 3,57 kg  $CO_2$ -eq.

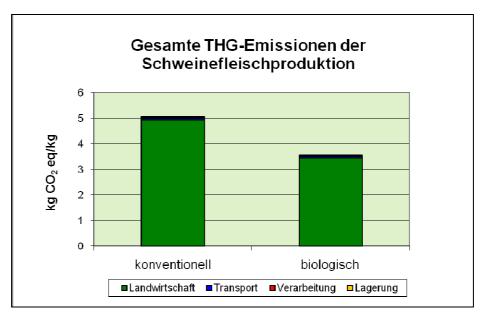


Abbildung 20: Gesamte THG-Emissionen der Schweinefleischproduktion, in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch

Quelle: Eigene Darstellung

Wird die gesamte Prozesskette betrachtet, so stellt die Landwirtschaft mit 98 % (konventionell) und 97 % (biologisch) den weitaus größten Emittenten dar. Transportemissionen machen bei konventioneller Produktion 1 % und bei biologischer Produktion 2 % aus. Durch Lagerung und Verarbeitung verursachte Klimagase liegen bei deutlich unter 1 %.

## 5 Diskussion

Damit die Ergebnisse dieser Arbeit besser eingeordnet werden können, werden sie im folgenden Kapitel mit Ergebnissen anderer Arbeiten verglichen. Etwaige Abweichungen sollen begründet und erklärt werden. Die interne Diskussion der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit erfolgte bereits im Kapitel 4.

## 5.1 Rindfleisch

Um einen Vergleich mit der Literatur zu ermöglichen, wird zunächst ein Überblick über andere Studien und deren Ergebnisse gegeben (Tabelle 14).

Tabelle 14: Übersicht über die Ergebnisse der THG-Bilanzierung von Rindfleisch anderer Studien in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch

| konventionell              | biologisch | Region      | System  | sonstige Anmerkungen   | Quelle  |
|----------------------------|------------|-------------|---|--|---|
| kg CO₂-eq kg <sup>-1</sup> |            |             |   |  |   |
| 10,57                      | 6,77       | Österreich  |   |  | Gemis 4.2 (2005) in Dorninger<br>und Freyer, 2008 |
| 8,40                       |            | Deutschland | aus Milchviehhaltung  |  |   |
| 7,86                       |            | Deutschland | konventionell plus (best practice); aus Milchviehhaltung                          |  |   |
|                            | 13,50      | Deutschland | Mastochse, biologisch aus<br>Milchviehhaltung                                     | inklusive Kälberaufzucht;<br>exklusive Herstellung der                             |   |
|                            | 11,00      | Deutschland | ökologisch plus (best practice);<br>Mastochse, biologisch aus<br>Milchviehhaltung | Anlagen und Geräte, sowie<br>Mineralfutter, Futterzusätze,<br>Arzneimittel, Wasser | Hirschfeld et al., 2008                           |
| 16,76                      |            | Deutschland | aus Mutterkuhhaltung  |  |   |
| 15,92                      |            | Deutschland | aus Mutterkuhhaltung;<br>konventionell plus                                       |  |   |

|       | 16,28 | Deutschland                      | Mastochse, biologisch aus<br>Mutterkuhhaltung                     |  |   |
|-------|-------|----------------------------------|---|--|---|
|       | 14,09 | Deutschland                      | Mastochse, biologisch aus<br>Mutterkuhhaltung; ökologisch<br>plus |  |   |
| 9,30  | 7,52  | Niederösterreich                 |   | inklusive Kälberaufzucht   | Amt der NÖ Landesregierung,<br>1999         |
| 13,31 | 11,37 |                                  |   |  | GEMIS 4.4 in Fritsche und<br>Eberle, 2007   |
| 10,69 | 10,16 | Deutschland                      |   |  | Taylor, 2000                                |
| 10,07 | 10,22 | Deutschland                      |   | Bezug auf Schlachtgewicht  | Woitowitz, 2007                             |
| 32,30 |       | Japan                            | aus Mutterkuhhaltung  | Betrachtet nur die Mastphase<br>von 8 - 26-28 Monaten; ohne<br>Verarbeitung und Lagerung | Ogino et al., 2004                          |
| 14,80 |       | USA                              | Feedlot-System USA  |  | Code also 4000                              |
| 8,10  |       | Afrika                           | traditionelle Weidehaltung Afrika                                 |  | Subak, 1999                                 |
| 23,00 |       |                                  | überwiegend Weide   |  |   |
| 11,00 |       | Deutschland                      | Stallhaltung, Grassilage, etwas<br>Kraftfutter                    | Mastphase von 150-550 kg<br>Lebendgewicht  | Flachowsky, 2008                            |
| 7,00  |       |                                  | Stallhaltung, Maissilage,<br>Kraftfutter                          |  |   |
| 11,50 |       | Deutschland                      |   | 125-625 kg Lebendgewicht   | Wechselberger, 2000                         |
| 8,50  |       |                                  | Integrierte Rindermast  |  | Reitmayer, 1995 zitiert in Flachowsky, 2008 |
| 39-56 |       | Deutschland, bzw.<br>Argentinien | mit LUC   | Inklusive Produktion, Transport,<br>Kühlung und Handel                                   | Reinhardt et al., 2009                      |
| 24-28 |       |                                  | ohne LUC  |  |   |
| 6,43  |       | Deutschland                      |   | nur Tierhaltung (ohne<br>Verarbeitung und Handel)  | Koerber et al., 2007                        |
| 15,80 | 18,20 | England                          | Systemgrenze "Hoftor"   | Bezug auf<br>Schlachtkörpergewicht   | Williams, 2006                              |
| 15,50 |       | England                          | konventionell   | inkludiert sind Vorleistungen und  | Edwards-Jones et al., 2009                  |
| 47,60 |       |                                  | extensive Bewirtschaftung   | Emissionen am Betrieb; Bezug auf Lebendgewicht   |   |

| 12,98    | 11,13 | Irland      | Systemgrenze "Hoftor"; aus<br>Mutterkuhhaltung | Bezug auf Lebendgewicht                          | Casey und Holden, 2006 |
|----------|-------|-------------|--|--|------------------------|
| 14,80    |       | Belgien     | Systemgrenze "Konsument"                       |  | Nemry, 2001            |
| 5,15E-01 |       | Deutschland | extensive Ganzjahresbeweidung                  | inklusive Entsorgung und<br>Trinkwasserverbrauch | Lange et al., s.a.     |
| 28,70    |       | EU-27       | Systemgrenze "Endverbrauch"                    |  | Weidema et al., 2008   |

Vorweg sei gesagt, dass es, um die Vergleichbarkeit zu wahren, sinnvoll erscheint, nur Studien aus Österreich oder Deutschland mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit (15,2 kg CO<sub>2</sub>-eq – konventionell und 12,7 kg CO<sub>2</sub>-eq – biologisch) zu vergleichen. Der Vollständigkeit halber sind aber auch Angaben aus anderen Ländern angeführt.

Insofern das Produktionssystem nicht explizit angeführt ist, wird angenommen, dass es sich um konventionelle Stiermast handelt. Außerdem kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei biologischer Produktion, sofern keine genaueren Angaben gemacht werden, um Ochsenmast handelt, da diese in der ökologischen Landwirtschaft gängiger ist.

Zu den GEMIS-Daten aus Dorninger und Freyer (2008) sowie Fritsche und Eberle (2007) fehlen grundlegende Angaben zur Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse, bzw. zum Rechenhergang, weshalb nicht genau geklärt werden kann, wodurch die Unterschiede zur erst genannten Arbeit zustande kommen. Es ist aber anzunehmen, dass THG-Emissionen von LUC nicht berücksichtigt wurden. Die Ergebnisse aus der zweiten genannten Studie mit GEMIS-Daten liegen mit 13,31 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) und 11,37 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch) im Bereich der Resultate dieser Arbeit.

Die Ergebnisse für Bio-Rindfleisch nach Hirschfeld et al. (2008) beziehen sich auf die Ochsenmast. Da diese nicht so intensiviert werden kann wie die Stiermast, sind hier, außer beim best-practice-System, geringfügig höhere Werte zu verzeichnen (13,5-16,28 kg CO<sub>2</sub>-eq). Die Ergebnisse der konventionellen Fleischproduktion liegen, bei entsprechender Kälberherkunft trotz dem Umstand, dass THG-Emissionen durch LUC unberücksichtigt bleiben, bei 15,92-16,67 kg CO<sub>2</sub>-eq, und damit nur gering über den Resultaten dieser Arbeit.

Mit 9,30 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) und 7,52 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch) liegen die Werte des Amtes der NÖ Landesregierung (1999) unter den hier ermittelten. Zumindest für die konventionelle Produktion liegt einer der Gründe darin, dass THG-Emissionen des LUC nicht bewertet wurden.

Nach Taylor (2000) liegen die THG-Emissionen pro kg Fleisch mit 10,69 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) bzw. 10,16 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch), speziell für die konventionelle Wirtschaftsweise, weit unter jenen in dieser Arbeit ermittelten. Jedoch kann die Berechnungsgrundlage nicht zurückverfolgt, und damit auch keine Erklärung für die Differenz gefunden werden. Der ebenfalls sehr niedrige Wert von 10,69 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg konventionell hergestelltem Fleisch kann durch fehlende Einbeziehung von LUC begründet werden.

Flachowsky (2008) errechnet für konventionelles Fleisch aus einer Mast basierend auf Maissilage eine Menge von 7,00 kg CO<sub>2</sub>-eg. Dieser Wert entspricht nur weniger als der

Hälfte der THG-Emissionen, welche in dieser Arbeit ermittelt wurden. Jedoch ist die Systemgrenze eine andere (nur Mastphase von 150-550 kg Lebendgewicht; ohne Vorleistungen der Aufzucht, etc.) und Landnutzungsänderungen fließen nicht ein.

Ähnliche Gründe liegen für den Wert von 11,50 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg konventionellem Fleisch nach Wechselberger (2000) vor, jedoch beinhaltet die Systemgrenze hier eine Mastdauer von 125-625 kg Lebendgewicht.

Reinhardt et al. (2009) kalkulierten mit einer wesentlich weiter gesteckten Systemgrenze, was weitaus höhere Emissionswerte pro kg Fleisch zur Folge hat. Genauso verhält es sich mit den Ergebnissen nach Weidema et al. (2008), welche basierend auf der Systemgrenze "Endverbraucher" eruiert wurden.

Der sehr niedrige THG-Emissionswert von 6,43 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg konventionellem Fleisch nach Koerber et al. (2007) kann mangels Datengrundlage nicht nachvollzogen oder begründet werden.

Lange et al. (s.a.) ziehen ein völlig anderes Produktionssystem (extensive Weidehaltung) für die Bilanzierung heran, weshalb die Ergebnisse nicht mit denen aus dieser Arbeit verglichen werden können.

Angesichts der in der oben angeführten Tabelle enthaltenen Ergebnisse, lässt sich erkennen, dass die Ergebnisse dieser Arbeit sowohl für die biologische, als auch für die konventionelle Produktion höher liegen (siehe Abbildung 21 und Abbildung 22) als der Durchschnitt. Das scheint einerseits an der Berücksichtigung des LUC sowie an der weiter gesteckten Systemgrenze zu liegen. Deutlich höhere Ergebnisse anderer Arbeiten lassen sich, zumindest teilweise, durch eine noch breiter gesteckte Systemgrenze, wie in Weidema et al. (2008), begründen.

Der hohe Einfluss von THG-Emissionen durch LUC mit importiertem Sojaextraktionsschrot zeigt sich bei einer Variation der einbezogenen Inputwerte ("Sensitivitätsanalyse"): wenn neben dem bereits angeführten Wert für Soja von 4,763 kg CO<sub>2</sub>-eq mit einem Wert von 5,410 kg CO<sub>2</sub>-eq (Hörtenhuber et al., 2010) gerechnet wird, erhöhen sich die THG-Gesamtemissionen pro kg konventionellem Stierfleischfleisch von 15,2 auf 15,8 kg CO<sub>2</sub>-eq. Die Änderung des Emissionswerts lediglich des einen Futtermittels mit geringem Anteil an der Futter-Gesamtration (5 % der FM) hat um 4 % erhöhte THG-Emissionen am fertigen Produkt zur Folge.

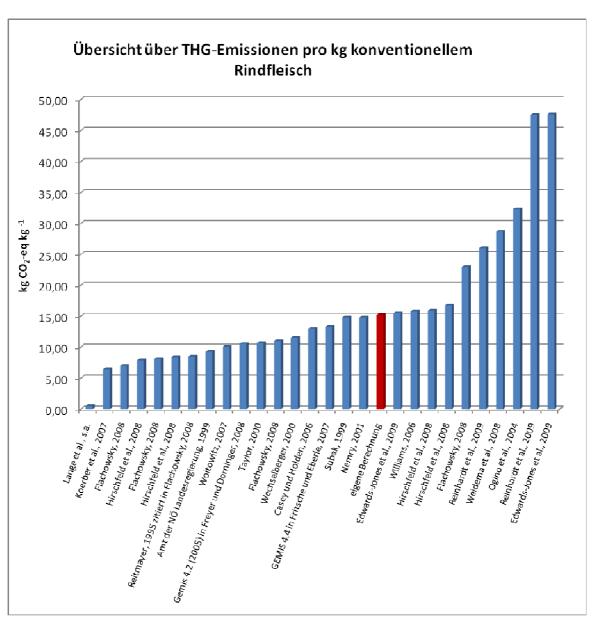


Abbildung 21: Übersicht über THG-Emissionen in CO₂eq / pro kg konventionellem Rindfleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit

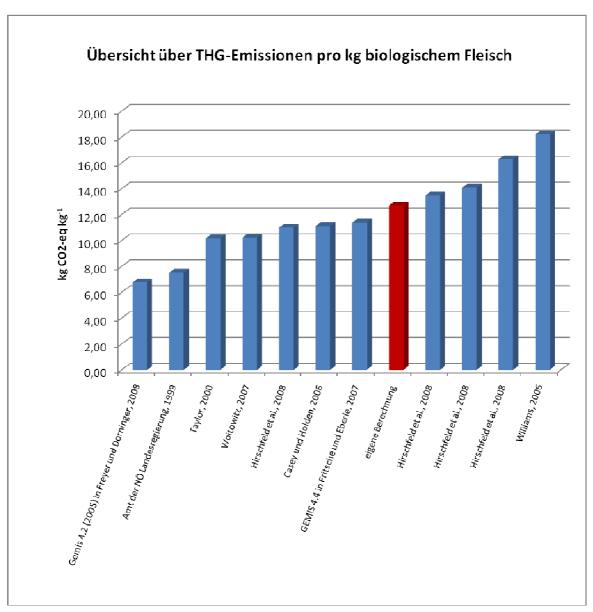


Abbildung 22: Übersicht über THG-Emissionen in CO₂eq / pro kg biologischem Rindfleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit

Ein Vergleich der einzelnen Stellgrößen mit Literaturwerten ist aufgrund der unterschiedlichen Einteilung bzw. wegen fehlender Angaben nicht möglich. In der Studie nach Hirschfeld et al. (2008) wird beispielsweise angegeben, wie viel Methan, Lachgas und Kohlendioxid pro kg Fleisch anfällt, jedoch nicht, wie viel kg CO<sub>2</sub>-eq für einzelne Teilprozesse, wie die Futtermittelbereitstellung, durch Energieerzeugung und enterogene Fermentation sowie durch Düngermanagement und Aufzucht in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch verursacht werden. Ohne diese Angaben ist eine Gegenüberstellung mit Werten aus der Literatur nicht möglich.

Da, wie bereits beschrieben, die landwirtschaftliche Produktion Hauptverursacher von THG-Emissionen ist (99 %), fallen nachgelagerte Prozesse (wie Transport der Lebendtiere und von Fleisch, Schlachtung und Lagerung) kaum ins Gewicht. Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen haben daher deutlich größeres Potential, wenn sie sich auf die landwirtschaftliche Produktion und Vorleistungen beziehen. Anders ist das bei Produkten wie Gemüse und Obst, bei welchen die THG-Gesamtemissionen bedeutend niedriger sind, weshalb der Transport einen höheren Anteil an den THG-Emissionen ausmacht. Beispielsweise liegen die CO<sub>2</sub>-eq pro kg Kopfsalat nach Lindenthal et al. (2010) bei 0,109-0,124 kg.

### 5.2 Schweinefleisch

Die zum Vergleich mit den eigenen Ergebnissen (5,04 kg CO<sub>2</sub>-eq bei konventioneller Wirtschaftsweise und 3,57 kg CO<sub>2</sub>-eq für biologische Erzeugung) herangezogenen Studien zum Thema "Schweinefleisch" sind in Tabelle 15 dargestellt.

Wie schon in der Diskussion zu Rindfleisch, werden auch hier nur Vergleiche zu Ergebnissen von Studien mit Bezug auf Österreich oder Deutschland durchgeführt.

Der Wert 3,20 kg CO<sub>2</sub>-eq aus der Westfleisch-Studie (2009) erscheint trotz weiterer Systemgrenzen sehr niedrig, und wird auf fehlende Berücksichtigung von LUC zurückgeführt.

Da die Berechnungsgrundlagen zu den GEMIS-Daten aus Dorninger und Freyer (2008) und Fritsche und Eberle (2007) nicht zur Verfügung stehen, können Abweichungen zu den Ergebnissen dieser Arbeit nicht erklärt werden.

Hirschfeld et al. (2008) berücksichtigen keine THG-Emissionen durch LUC von Importsoja, was die niedrigen Werte von konventionellem Schweinefleisch (3,07 kg CO<sub>2</sub>-eq bzw. 2,79 kg CO<sub>2</sub>-eq) erklärt. Zum Futtermittelanbau, speziell auf Bio-Betrieben, wird vornehmlich eigener Wirtschaftsdünger verwendet, weshalb es kaum zu THG-Emissionen durch Zukaufdünger kommt. Die Emissionswerte für Futtermittel in der vorliegenden Arbeit hingegen stammen großteils aus der Ecoinvent Datenbank, weshalb die Art der Düngung im Futtermittelanbau nicht selbst bestimmt werden kann, weil ein Eingriff in definierte Prozesse nicht möglich ist. Es scheint, dass deshalb die Ergebnisse für Bio-Fleisch mit 2,07 kg CO<sub>2</sub>-eq bzw. 1,70 kg CO<sub>2</sub>-eq niedriger sind.

Der ausnehmend hohe Wert von 15,13 kg  $CO_2$ -eq für Fleisch aus biologischer Haltung nach Taylor (2000) kann mangels angegebener Datengrundlage nicht nachvollzogen werden. Genauso verhält es sich mit dem Ergebnis 3,12 kg  $CO_2$ -eq für konventionelles Fleisch.

Trotz geringer Abweichungen liegen die Ergebnisse dieser Arbeit im Bereich derer nach Woitowitz (2007) mit 4,12 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) und 4,97 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch).

Nach Flachowsky (2008) werden durch die Produktion von 1 kg konventionellem Schweinefleisch je nach Produktionssystem 1,50-1,80 kg CO<sub>2</sub>-eq emittiert. Wie auch beim niedrigen Wert nach Korber et al. (2007) von 1,87 kg CO<sub>2</sub>-eq, scheint diese Differenz durch Nicht-Berücksichtigung von LUC begründbar zu sein. Zusätzlich wird in der zuletzt genannten Studie nur die Tierhaltung bilanziert, wobei eine genaue Angabe der Datengrundlage fehlt.

Der hohe Wert aus der Studie nach Weidema et al. (2008) von 11,20 kg CO<sub>2</sub>-eq kann zum Teil infolge der weiter gesteckten Systemgrenze bis hin zum Endverbrauch erklärt werden.

Die einzelnen Stellgrößen werden mit den Werten der Westfleischstudie (2009) verglichen. Da jedoch die Grenzen zwischen den Prozessen unterschiedlich sind, ist das nur bedingt möglich. Die Sojagewinnung trägt nach Westfleisch eG (2009) zu 4 % der THG-Emissionen bei. Nach den Ergebnissen dieser Arbeit sind es jedoch 60 % der THG-Emissionen, welche durch Eiweißfuttermittel verursacht werden. Diese große Differenz lässt sich auf die Berücksichtigung von LUC in dieser Arbeit zurückführen. Nach Westfleisch eG (2009) betragen die THG-Emissionen von weiteren Futtermitteln inklusive Mineralfutter und Futtermischer 47 %, Stallemissionen 32 % und THG-Emissionen verursacht durch den Stallbetrieb 6 %. Laut der vorliegenden Arbeit werden durch Energiefutter inklusive Mineralfutter 19 %, und durch enterogene Fermentation und Düngermanagement insgesamt 18 % der THG-Emissionen freigesetzt. Wegen des hohen Anteils von Sojaextraktionsschrot an den gesamten THG-Emissionen fallen diese Bereiche im Vergleich zur Westfleischstudie geringer aus. Der in der vorliegenden Arbeit errechnete Wert von 3 % der THG-Emissionen für den Stallbetrieb liegt im Bereich des Wertes nach Westfleisch eG (2009).

THG-Emissionen, welche durch den Transport von Schweinefleisch und der Lebendtiere sowie durch Schlachtung und Lagerung verursacht werden, tragen zu etwa 2 % der Gesamtemissionen bei. Dies zeigt, dass nachgelagerte Prozesse, wie auch bei Rindfleisch, nur geringen Einfluss haben. Maßnahmen zur Verringerung von THG-Emissionen sollten sich daher vor allem auf die landwirtschaftliche Produktion konzentrieren. Trotzdem sind Transporte von Lebendtieren aus Sicht des Tierschutzes möglichst kurz zu halten.

Tabelle 15: Übersicht über die Ergebnisse der THG-Bilanzierung von Schweinefleisch anderer Studien in kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg Fleisch

| konventionell              | biologisch | Region              | System                                    | sonstige Anmerkungen                              | Quelle  |
|----------------------------|------------|---------------------|---|---|---|
| kg CO₂-eq kg <sup>-1</sup> |            |                     |   |   |   |
| 3,20                       |            | Deutschland/Münster | Entsorgung inkludiert                     | Ferkelaufzucht bis Fleischverkauf                 | WESTFLEISCH eG, 2009                              |
| 4,18                       | 2,45       | Deutschland         |   |   | Gemis 4.2 (2005) in Dorninger<br>und Freyer, 2008 |
| 3,07                       |            | Deutschland         |   | inklusive Ferkelaufzucht;                         |   |
| 2,79                       |            | Deutschland         | konventionell plus (best practice)        | exklusive Herstellung der Anlagen                 |   |
|                            | 2,07       | Deutschland         |   | und Geräte sowie Mineralfutter,                   | Hirschfeld et al., 2008                           |
|                            | 1,70       | Deutschland         | ökologisch plus (best practice)           | Futterzusätze, Arzneimittel,<br>Wasser            |   |
| 3,25                       | 3,04       |                     |   |   | GEMIS 4.4 in Fritsche und<br>Eberle, 2008         |
| 3,12                       | 15,13      | Deutschland         |   |   | Taylor, 2000                                      |
| 4,12                       | 4,97       | Deutschland         |   | Bezug auf Schlachtgewicht                         | Woitowitz, 2007                                   |
| 1,80                       |            | Deutschland         |   | 700 g Tageszunahme                                | Floobowsky 2008                                   |
| 1,50                       |            | Deutschland         |   | 900 g Tageszunahme                                | Flachowsky, 2008                                  |
| 2,30                       | 3,97       |                     | Systemgrenze "Hoftor" ohne<br>Schlachtung | Bezug auf Lebendgewicht                           | Basset-Mens und Van der<br>Werf, 2005             |
| 1,87                       |            | Deutschland         |   | nur Tierhaltung (ohne<br>Verarbeitung und Handel) | Koerber et al., 2007                              |
| 6,36                       | 5,64       | England             | Systemgrenze "Hoftor"                     | Bezug auf Schlachtkörpergewicht                   | Williams, 2006                                    |
| 3,60                       | 4,30       | Niederlande         |   |   |   |
| 3,50                       | 4,40       | England             | inklusive Schlachtung                     |   | Kool et al., 2010                                 |
| 3,70                       | 5,00       | Deutschland         | ilikiusive Schlachtung                    |   | Roof et al., 2010                                 |
| 3,50                       | 4,00       | Dänemark            |   |   |   |
| 3,60                       |            | Belgien             | Systemgrenze "Konsument"                  |   | Nemry, 2001                                       |
| 11,20                      |            | EU-27               | Systemgrenze "Endverbrauch"               |   | Weidema et al., 2008                              |

Quelle: Eigene Darstellung

Im Vergleich zu jeweiligen Durchschnitten aller, in der obigen Tabelle angeführten Werte, liegen jene dieser Arbeit für die konventionelle Produktion höher und für die biologische Produktion niedriger (siehe Abbildung 23 und Abbildung 24). Wie auch für Rindfleisch, scheinen auch hier wieder die Berücksichtigung von LUC sowie verschieden breit gesteckte Systemgrenzen verantwortlich zu sein.

Um den Einfluss von LUC in der Sojaproduktion zu verdeutlichen, wird auch hier, neben dem bereits angeführten und in die Berechnungen der Endergebnisse integrierten Wert für Soja von 4,763 kg CO<sub>2</sub>-eq, mit einem Wert von 5,410 kg CO<sub>2</sub>-eq (Hörtenhuber et al., 2010) gerechnet, wodurch sich die THG-Gesamtemissionen pro kg konventionellem Schweinefleisch auf 5,43 kg CO<sub>2</sub>-eq erhöhen. Diese kleine "Sensitivitätsanalyse" zeigt die hohe Relevanz des Sojaextraktionsschrots, insbesondere von dessen Landnutzungsänderungen. Soja hat einen Anteil an der Futterration von nur 16,5 %. Durch die Änderung der CO<sub>2</sub>-eq pro kg erhöhen sich die THG-Gesamtemissionen um 7 %.

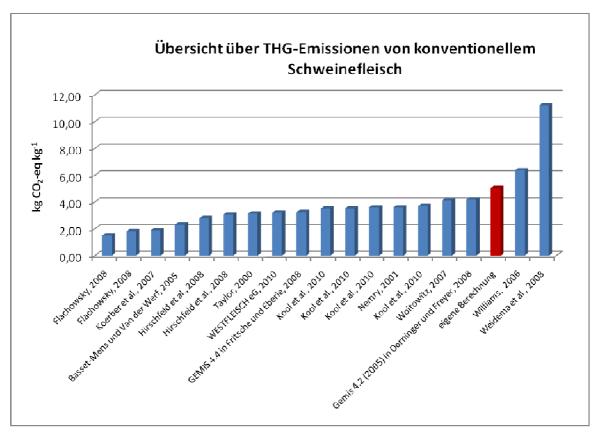


Abbildung 23: Übersicht über THG-Emissionen in CO₂-eq / pro kg konventionellem Schweinefleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit Quelle: Eigene Darstellung

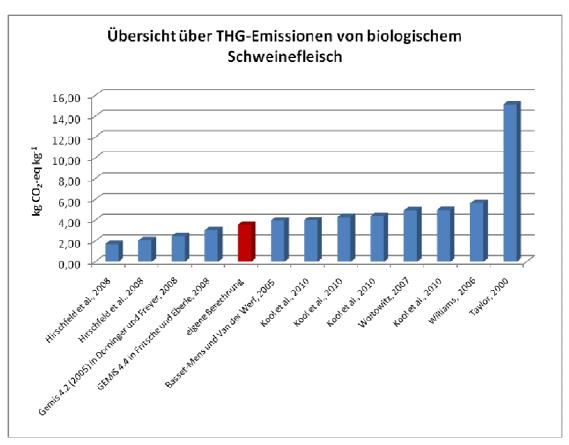


Abbildung 24: Übersicht über THG-Emissionen in  $CO_2$ -eq / pro kg biologischem Schweinefleisch in der Literatur und Verortung der Ergebnisse dieser Arbeit

Quelle: Eigene Darstellung

## 6 Zusammenfassung

Angesichts der Tatsache, dass die Landwirtschaft einen wesentlichen Beitrag an Treibhausgasemissionen (THG; N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub>) leistet, und vor dem Hintergrund, dass in österreichischen Großküchen täglich 1,8 Millionen Mahlzeiten serviert werden, lässt sich erkennen, dass mit der richtigen Auswahl an Lebensmitteln ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden kann.

Ziel dieser Arbeit war es herauszufinden, wie hoch die THG-Emissionen pro kg Rind- bzw. Schweinefleisch sind. Außerdem sollte geklärt werden, ob es Unterschiede in den THG-Emissionen in den einzelnen Produktionsweisen, also biologisch und konventionell, gibt, und welche Prozesse Hauptverursacher für die Freisetzung von THG sind.

Betrachtet wurde der gesamte Herstellungsprozess von Fleisch, angefangen von den, der Landwirtschaft vorgelagerten Prozessen (Vorleistungen) wie Energieerzeugung und Futtermittelgewinnung sowie der Mastphase, welche die Prozesse Magengärung, Düngermanagement, Energieverbrauch im Stall und Aufzucht berücksichtigt, bis hin zu der Landwirtschaft nachgelagerten Schritten wie Transport, Schlachtung und Verarbeitung und Lagerung, die bis zur Großküche reichen.

Um die THG-Emissionen möglichst genau zu bilanzieren, wurden Primärdaten mittels Betriebs-Befragungen (landwirtschaftliche Betriebe, Verarbeiter, Großküchen) erhoben und durch Daten aus der Literatur ergänzt bzw. abgesichert. Die Kalkulation erfolgte mittels der LCA-Software SimaPro nach der LCA-Methode Recipe 2008. Die Ergebnisse werden in CO<sub>2</sub>-Äguivalenten (CO<sub>2</sub>-eq) angegeben.

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit sind:

1: Die landwirtschaftliche Produktion ist mit 99 % Hauptverursacher der THG-Emissionen, welche mit der Erzeugung von Rindfleisch einhergehen. Ausgedrückt in CO<sub>2</sub>-eq sind das 15,1 kg CO<sub>2</sub>-eq für konventionell und 12,6 kg CO<sub>2</sub>-eq für biologisch hergestelltes Rindfleisch. Betrachtet man auch der Landwirtschaft nachgeschaltete Prozesse, so erhöhen sich die THG-Emissionen nur geringfügig auf 15,2 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) bzw. 12,7 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch). Das zeigt ganz klar, dass Maßnahmen zur Minderung der THG-Emissionen der Rindfleischerzeugung im Bereich der Landwirtschaft zu setzen sind, und, dass im Hinblick auf den Klimaschutz biologisch erzeugtes Fleisch zu bevorzugen ist.

- 2: In der Schweinefleischproduktion ist die Landwirtschaft mit etwa 98 % hauptverantwortlich für die Freisetzung von THG. In CO<sub>2</sub>-eq entspricht das 4,95 kg CO<sub>2</sub>-eq für konventionelles und 3,48 kg CO<sub>2</sub>-eq für biologisches Schweinefleisch. In Summe, also inklusive nachgelagerter Prozesse, fallen 5,04 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) und 3,57 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch) bei der Erzeugung von Schweinefleisch an. Es wird deutlich, dass auch bei Schweinefleisch die der Landwirtschaft nachgelagerten Prozessschritte nur geringen Einfluss auf die THG-Emissionen haben, weshalb es ratsam ist, Maßnahmen zur Senkung auf dem Gebiet "Landwirtschaft" zu setzen. Des Weiteren ist ersichtlich, dass biologisch hergestelltes Schweinefleisch das Klima weniger belastet, und deshalb aus Klimaschutzgründen bevorzugt werden sollte.
- 3: Die THG-Emissionen, welche durch die Transporte innerhalb der gesamten Prozesskette verursacht werden, sind je nach Fleischsorte mit unter 1 % bis zu etwa 2 % der THG-Gesamtemissionen oder 0,069 kg CO<sub>2</sub>-eq (Rindfleisch) bzw. 0,061 kg CO<sub>2</sub>-eq (Schweinefleisch) sehr gering. Maßnahmen zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen besitzen in diesem Bereich daher nur relativ geringe Klimaschutzrelevanz.
- 4: Sowohl in der Rind-, wie auch in der Schweinefleischproduktion, ist der Hauptverursacher von THG-Emissionen die Landwirtschaft.

Innerhalb dieser sind die größten Emittenten in der Rinderhaltung die Magengärung mit  $6,48\ kg\ CO_2$ -eq oder  $43\ \%$  (konventionell) bzw.  $5,76\ kg\ CO_2$ -eq oder  $46\ \%$  (biologisch) und die Futtermittelproduktion mit  $5,95\ kg\ CO_2$ -eq oder  $39\ \%$  (konventionell) bzw.  $3,48\ kg\ CO_2$ -eq oder  $27\ \%$  (biologisch). Für biologisch gemästete Stiere ist auch das Düngermanagement mit  $2,87\ kg\ CO_2$ -eq-Emissionen oder  $23\ \%$  eine bedeutende Emissionsquelle.

Im Bereich der Schweinemast ist der Hauptverursacher an THG die Bereitstellung von Futtermitteln. Diese schlägt mit 3,91 kg  $CO_2$ -eq oder 79 % (konventionell) bzw. 1,87 kg  $CO_2$ -eq oder 54 % (biologisch) zu Buche. An zweiter Stelle folgt das Düngermanagement mit 0,74 kg  $CO_2$ -eq oder 15 % (konventionell) bzw. 1,40 kg  $CO_2$ -eq oder 40 % (biologisch).

5: Die THG-Emissionen nachgelagerter Prozesse umfassen (neben Teilen der Transporte) die Schlachtung und Lagerung, und sind mit 0,003 % der THG-Gesamtemissionen der Rindfleischerzeugung bzw. mit 0,6 % der THG-Gesamtemissionen aus der Schweinefleischproduktion nahezu unbedeutend.

## 7 Abstract und Kurzfassung

### 7.1 Abstract

Agriculture generates a large share of greenhouse gas emissions. Given that, measures in this sector can substantially contribute to climate protection. The objective of this study is to find out how high GHG emissions per kg beef and pork are. Furthermore, it aims to clarify whether there are any significant differences in GHG emissions between organic and conventional production methods, and also which processes are the main sources for the release of GHG.

The study looks at the entire manufacturing process of meat. The calculation is made using LCA-Software SimaPro, following IPCC guidelines and is based on primary and secondary data. Results are indicated in CO<sub>2</sub>- equivalents (CO<sub>2</sub>-eq).

With 99 % agricultural production is the main source of GHG emissions in regard to the production of beef. The most important emitting processes are enterogenic fermentation with 43-46 % and fodder production including LUC with 27-39 %. Taking into account the processes following agriculture, GHG emissions increase only marginally to 15.2 kg CO<sub>2</sub>-eq (conventional) and 12.7 kg CO<sub>2</sub>-eq (organic).

In pork production, 98 % of GHG stems from agriculture. Fodder production is with 54-79 % the main source followed by GHG emissions caused by the management of farm fertiliser with 15-40 %. In total, including downstream processes, 5.04 kg  $CO_2$ -eq incur with conventional and 3.57 kg  $CO_2$ -eq with organic pork production.

It can be observed that downstream steps have only little impact on total GHG emissions. Thus it is advisable to take climate protection measures in the agricultural sector. Furthermore, it is evident that production of organic meat is markedly less detrimental to the climate than production of conventional meat. Organically produced meat emits 16 % (beef) or 29 % (pork) fewer  $CO_2$ -eq.

## 7.2 Kurzfassung

Die Landwirtschaft verursacht einen wesentlichen Beitrag an Treibhausgasemissionen (THGE;  $N_2O$ ,  $CH_4$  und  $CO_2$ ), sodass mit THGE-einsparenden Maßnahmen auf diesem Sektor ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden kann. Ziel dieser Arbeit war es, die THGE bei Rind- bzw. Schweinefleisch entlang der gesamten Produktionskette von der Landwirtschaft bis zur Großküche zu quantifizieren. Außerdem sollte geklärt werden, ob es Unterschiede in den THGE der konventionellen und biologischen landwirtschaftlichen Produktionskette gibt, und welche Prozesse im Bereich Landwirtschaft die Hauptverursacher für die THGE sind.

Die THG-Bilanzierung erfolgte als Life Cycle Assessment (LCA) entsprechend den Richtlinien des IPCC. Die Kalkulation wurde mittels der LCA-Software SimaPro durchgeführt und basiert auf Primär- und Sekundärdaten. Die Ergebnisse werden in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (CO<sub>2</sub>-eq) pro kg Fleisch angegeben.

Es zeigt sich, dass die landwirtschaftliche Produktion mit 99 % Hauptverursacher der THGE, welche mit der Erzeugung von Rindfleisch einhergehen, ist. Die enterogene Fermentation emittiert mit 43-46 % die meisten THG, gefolgt von der Futtermittelproduktion, inklusive LUC, mit 27-39 %. Werden auch die der Landwirtschaft nachgelagerten Prozesse betrachtet, so erhöhen sich die THGE nur geringfügig auf 15,2 kg CO<sub>2</sub>-eq (konventionell) bzw. 12,7 kg CO<sub>2</sub>-eq (biologisch).

In der Schweinefleischproduktion ist die Landwirtschaft mit etwa 98 % hauptverantwortlich für die THGE. Die größten Anteile werden durch die Erzeugung der Futtermittel (54-79 %) und durch das Management von Wirtschaftsdünger (15-40 %) freigesetzt. Inklusive nachgelagerter Prozesse verursacht die Schweinefleischproduktion 5,04 kg  $CO_2$ -eq (konventionell) und 3,57 kg  $CO_2$ -eq (biologisch).

In der vorliegenden Arbeit wurde deutlich, dass die der Landwirtschaft nachgelagerten Schritte nur geringen Einfluss auf die THGE von Fleisch haben, weshalb es ratsam ist, Maßnahmen zum Klimaschutz in der Tierernährung und -haltung zu setzen. Des Weiteren ist ersichtlich, dass Bio-Fleisch das Klima um 16 % (Rind) bzw. um 29 % (Schwein) weniger belastet als konventionelles.

### 8 Literaturverzeichnis

- Agrarmarkt Austria. (AMA, s.a. a): Fütterung [online]. <a href="http://www.rund-ums-rind.at/index.php?id=fuetterung">http://www.rund-ums-rind.at/index.php?id=fuetterung</a> [abgefragt am 16.11.2010]. Wien.
- Agrarmarkt Austria (AMA, s.a. b): Wenn's dem Schwein schmeckt... [online]. <a href="http://www.rund-ums-schwein.at/index.php?id=futter">http://www.rund-ums-schwein.at/index.php?id=futter</a> [abgefragt am 24.11.10]. Wien.
- Amon, B. (2006): Emissionen umwelt- und klimarelevanter Gase aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung. Habilitation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Amon, B.; Fröhlich, M.; Weißensteiner, R.; Zablatnik, B. und Amon, T. (2007): Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Amt der NÖ Landesregierung. (1999): Einfluss von Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Ernährung auf das Klima. Endbericht. Red. Steinmüller, H.; Schütz, O. und Kunyik, F. St. Pölten.
- Anderl, M.; Bednar, B.; Böhmer, S.; Gössl, M.; Gugele, B.; Ibesich, N.; Jöbstl, R.; Kuschel, V.; Lampert, C.; Muik, B.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Schachermayer, E.; Schneider, J.; Seuss, K.; Sporer, M.; Stranner, G.; Storch, A.; Weiss, P.; Wiesenberger, H.; Winter, R.; Zethner, G. und Zechmeister, A. (2010a): Klimaschutzbericht 2010 [online]. <a href="http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0267.pdf">http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0267.pdf</a> [abgefragt am 23.03.2011]. Wien.
- Anderl, M.; Gangl, G.; Gugele, B.; Ibesich, N.; Köther, T.; Muik, B.; Poupa, S.; Pazdernik, K. und Schodl, B. (2009): Bundesländer Luftschadstoffinventur 1990–2007. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2009). Umweltbundesamt. Wien.

- Anderl, M.; Köther, T.; Muik, B.; Pazdernik, K.; Stranner, G.; Poupa, S. und Wieser, M. (2010b): Austria's Informative Inventory Report (IIR) [online]. <a href="http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0245.pdf">http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0245.pdf</a> [abgefragt am 08.02.2011]. Wien.
- Anderst, M. (2010): Einfluss der landwirtschaftlichen Produktionsform, Regionalität und Saisonalität der eingekauften Gemüsearten auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Großküchen. CO<sub>2</sub>-Bilanzierung von Tomaten, Kopfsalaten, Karotten und Zwiebeln. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Basset-Mens, C. und Van der Werf, H. M. G. (2005): Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 105 (2005) S. 127–144. Frankreich.
- Bernstein, L.; Bosch, B.; Canziani, O.; Chen, Z.; Christ, R.; Davidson, O.; Hare, W.; Huq, S.; Karoly, D.; Kattsov, V.; Kundzewicz, Z.; Liu, J.; Lohmann, U.; Manning, M.; Matsuno, T.; Menne, B.; Metz, B.; Mirza, M.; Nicholls, N.; Nurse, L.; Pachauri, R.; Palutikof, J.; Parry, M.; Qin, D.; Ravindranath, N.; Reisinger, A.; Ren, J.; Riahi, K.; Rosenzweig, C.; Rusticucci, M.; Schneider, S.; Sokona, Y.; Solomon, S.; Stott, P.; Stouffer, R.; Sugiyama, T.; Swart, R.; Tirpak, D.; Vogel, C.; Yohe, G. und Barler, T. (2007): Climate Change 2007 Synthesis Report [online]. <a href="http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\_syr.pdf">http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\_syr.pdf</a> [abgefragt am 07.07.2011] Intergovernmental Panel on Climate Change. Valencia.
- Bio Austria. (2010): Daten erhoben zum Handel mit Rind- und Schweinefleisch für das Interreg-Projekt "Sustainable Kitchen". Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft BMLFUW. (2006): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage. Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft BMLFUW. (2009): Lebensmittelbericht 2008 [online]. <a href="http://www.lebensmittelnet.at/article/articleview/63870/1/24306">http://www.lebensmittelnet.at/article/articleview/63870/1/24306</a> [abgefragt am 12.08.2011]. Wien.

- Casey, J.W. und Holden N.M. (2006): Greenhouse Gas Emissions from Conventional, Agri-Environmental Scheme, and Organic Irish Suckler-Beef Units. In: J. Environ. Qual. 35: S. 231–239 (2006). doi:10.2134/jeg2005.0121. Madison, USA.
- Dämmgen, U.; Lüttich, M.; Döhler, H.; Eurich-Menden, B. und Osterburg, B. (2006):

  Nationaler Inventarbericht 2006 Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft
  [online]. <a href="http://literatur.vti.bund.de/digbib extern/zi039211.pdf">http://literatur.vti.bund.de/digbib extern/zi039211.pdf</a> [abgefragt am 19.07.11]. Hrsg. Dämmgen, U. Landbauforschung Völkenrode, SH 291, S. 47-222. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
- Daxbeck, H.; Ehrlinger, D.; De Neef, D. und Weineisen, M. (2011 unveröffentlicht): Möglichkeiten von Großküchen zur Reduktion ihrer CO<sub>2</sub>-Emissionen (Maßnahmen, Rahmenbedingungen und Grenzen) Sustainable Kitchen. Projekt SUKI. 5. Zwischenbericht (Vers. 0.3.1). Wien.
- Dorninger, M. und Freyer, B. (2008): Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich: Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich. Universität für Bodenkultur. Institut für Ökolandbau. Wien.
- Ecoinvent Centre (2007): Ecoinvent data v2.0. Ecoinvent reports No. 1-25. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf (CH).
- Edwards-Jones, G.; Plassmann, K. und Harris, I.M. (2009): Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. In: Journal of Agricultural Science (2009), 147, S. 707–719. doi:10.1017/S0021859609990165. Cambridge University Press 2009. School of the Environment and Natural Resources, Bangor University. England.
- Flachowsky, G. (2008): Wie kommen wir zu CO<sub>2</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft?. Arch. Tierz., Dummerstorf 51 (2008) Sonderheft, S. 67-82. Institut für Tierernährung, Friedrich-Loeffler-Institut (FLI), Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit. Braunschweig, Deutschland.
- Fritsche, U. R. und Eberle, U. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln Arbeitspapier. Ökoinstitut e.V. Darmstadt.

- Fürschuss, N. (2011): Pers. Comm. am 22.02.2011. Berater bei Bio Austria. Wien.
- Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; Schryver, A. D.; Struijs, J. und van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. Niederlande.
- Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M. und Korbun, T. (2008): Klimawirkungen der deutschen Landwirtschaft [online].

  <a href="http://www.foodwatch.de/foodwatch/content/e36/e68/e13683/e17357/e17366/IOE">http://www.foodwatch.de/foodwatch/content/e36/e68/e13683/e17357/e17366/IOE</a>

  <a href="http://www.foodwatch.de/foodwatch/content/e36/e68/e13683/e17357/e17366/IOE">W Klimawirkungen der Landwirtschaft SR 186 08 ger.pdf</a> [abgefragt am 4.4.2011]. Schriftenreihe des IÖW 186/09. Berlin.
- Horn, S. (2002): Ökobilanzen im Chemieunterricht Darstellung eines experimentellen und computerunterstützten Zuganges. Dissertation an der Johann Wolfgang Goethe-Universität. Frankfurt am Main.
- Hornung, H. H. (2004): Schlachtung. In: Lebensmitteltechnologie Biotechnologische, chemische, mechanische und thermische Verfahren der Lebensmittelverarbeitung. 6. Auflage. Hrsg. Heiss, R. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Hörtenhuber, S. (2011a): Pers. Comm. am 10.05.2011. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- Hörtenhuber, S. (2011b): Pers. Comm. am 16.05.2011. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- Hörtenhuber, S. (2011c): Pers. Comm. am 05.07.2011. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.
- Hörtenhuber, S. (2011d): Pers. Comm. am 27.07.2011. Institut für Nutztierwissenschaften, Department für nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Wien und Forschungsinstitut für biologischen Landbau Österreich, Wien.

- Hörtenhuber, S.; Lindenthal, T. und Zollitsch, W. (2011): Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. Journal of the Science of Food and Agriculture. Volume 91, Issue 6, April 2011, S. 1118–1127. Wien.
- Hörtenhuber, S.; Lindenthal, T.; Amon, B.; Markut, T.; Kirner, L. und Zollitsch, W. (2010): Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems-model calculations considering the effects of land use change. In: Renewable Agriculture and Food Systems. doi:10.1017/S1742170510000025. Cambridge University Press. Wien.
- Hülsbergen, K.J. und Küstermann, B. (2007): Ökologischer Landbau Beitrag zum Klimaschutz [online]. <a href="http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p 24745.pdf">http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p 24745.pdf</a> [abgefragt am 21.07.2011]. In: Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern Öko-Landbau-Tag 2007 am 7. März 2007 in Freising-Weihenstephan Tagungsband. Hrsg. Wiesinger, K.; S. 9-21. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising-Weihenstephan.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [online]. <a href="http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html">http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html</a> [abgefragt am 20.07.2011]. Genf.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007): IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4) (Working Groups I, II, III) [online]. <a href="http://www.ipcc.ch/publications">http://www.ipcc.ch/publications</a> and data/publications and data reports.shtml [abgefragt am 28.01.2011]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, USA.
- Jeroch, H.; Drochner, W. und Simon, O. (1999): Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere
   Ernährungsphysiologie, Futtermittelkunde, Fütterung. Eugen Ulmer Verlag.
   Stuttgart.
- Kirchgeßner, M.; Roth, F. X.; Schwarz, F. J. und Stangl, G. I. (2008): Tierernährung 12. neu überarbeitete Auflage. DLG-Verlags-GmbH. München.

- Koerber, K.; Kretschmer, J. und Schlatzer, M. (2007): Ernährung und Klimaschutz Wichtige Ansatzpunkte für verantwortungsbewusstes Handeln [online]. <a href="http://www.bfeoe.de/hintergrund/eif\_0507\_130\_137\_1U.pdf">http://www.bfeoe.de/hintergrund/eif\_0507\_130\_137\_1U.pdf</a> [abgefragt am 11.08.2011]. Deutschland.
- Kool, A.; Blonk, H.; Ponsioen, T.; Sukkel, W.; Vermeer, H.; De Vries, J. Und Hoste, R. (2010): Carbon footprints of conventional and organic pork. Assessment of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany. Niederlande.
- KTBL Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. (2005):
   Energieversorgung in Geflügel- und Schweineställen KTBL-Fachgespräch vom
   14. 15. November 2005 in Osnabrück. KTBL-Schrift 45. Osnabrück.
- Küsters, J. und Brentrup, F. (2008): Energie der Erzeugung und Verwendung von mineralischen Düngemitteln Stand und Perspektiven. KTBL-Schrift 463, KTBL Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Hrsg. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt.
- Lange, S.; Hothum, S.; Luick, R.; Reisinger, E. und Schmincke, E. (s.a.): Ökobilanz der Rindfleischproduktion aus extensiver Ganzjahresbeweidung (nach ISO-Standard). Bewertung technischer Aufwendungen am Beispiel der Rinderhaltung in der Agrar GmbH Crawinkel/Thüringen. Institut für angewandte Forschung Hochschule für Forstwirtschaft. Rottenburg.
- LfL Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2006): Gruber Tabelle zur Fütterung der Fresser, Bullen, Ochsen, Kalbinnen, Kühe. 12. Auflage/2006. Freising-Weihenstephan.
- LfL Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2010): Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast Fresser, Bullen, Ochsen, Mastfärsen, Mastkühe. 15. Auflage/2010. Freising-Weihenstephan.
- Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Rudolph, G. und Hanz, K. (2010): Klimabilanz von Ökoprodukten Klimavorteile erneut nachgewiesen. In: Ökologie und Landbau 153, 1/2010. S. 51-53. Wien.

- Löthe, K. (1999): Strategien zur Verminderung von Gasemissionen aus verschiedenen landwirtschaftlichen Betriebssystemen. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG. Universität Hohenheim.
- Mittermeyer, H. (2011): Pers. Comm. am 14.04.2011. Berater bei Bio Austria.
- Nemry, F.; Theunis, J.; Brechet, T.H. und Lopez, P. (2001): Greenhouse Gas Emissions

  Reduction [online].

  <a href="http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub">http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub</a> ostc/CG2131/rappCG31 en.pdf

  [abgefragt am 11.08.2011]. IDD Institut Wallon VITO. Brüssel.
- Nielsen, P.H. (2003): Cool and frozen storage in wholesale. LCA Food Database [online]. <a href="http://www.lcafood.dk/processes/trade/wholsalecoolstorage.html">http://www.lcafood.dk/processes/trade/wholsalecoolstorage.html</a> [abgefragt am 5.7.2011].
- Ogino, A.; Kaku, K.; Osada, T. und Shimada, K. (2004): Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. National Institute of Livestock and Grassland Science, Tsukuba, Ibaraki, Japan. J. Anim. Sci. 2004. 82; S. 2115–2122. American Society of Animal Science. Japan.
- Omelko, M. (2004): Bioschweinehaltung in Österreich. Dissertation an der Universität für Bodenkultur. Wien.
- Reinhardt, G.; Gärtner, S.; Münch, J. und Häfele, S. (2009): Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel: Energie- und Klimagasbilanzen. Hrsg. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Heidelberg.
- Reitmayr, T. (1995): Entwicklung eines rechnergeschützten Kennzahlensystems zur ökonomischen und ökologischen Beurteilung von agrarischen Bewirtschaftungsformen Dargestellt an einem Beispiel. Zitiert in: Flachowsky, G. (2008): Wie kommen wir zu CO<sub>2</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft?. Arch. Tierz., Dummerstorf 51 (2008) Sonderheft, S. 67-82. Institut für Tierernährung, Friedrich-Loeffler-Institut (FLI), Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit. Braunschweig, Deutschland.

- Resch, R. (2007): Neue Futterwerttabellen für den Alpenraum. 34. Viehwirtschaftliche Fachtagung, 19. 20. April 2007; S. 61-75. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning.
- Saling, P. und Kölsch, D. (2008): Ökobilanzierung: Energieverbräuche und CO<sub>2</sub>Emissionen von Pflanzenschutzmitteln. In: Energieeffiziente Landwirtschaft –
  KTBL-Schrift 463. KTBL-Tagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Hrsg.
  Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL). Fulda.
- Schlederer, J. (2011): Schriftliche Mitteilung am 14.04.2011.
- Schweizerische Futtermitteldatenbank Schweizerische Eidgenossenschaft. (2007):

  Schweizerische Futtermitteldatenbank [online]. <a href="http://www.feed-alp.admin.ch/start.php">http://www.feed-alp.admin.ch/start.php</a> [abgefragt am 19.07.2011]. Liebefeld-Posieux.
- SERI Sustainable Europe Research Institute. (2011): Schweinefleischproduktion in Österreich – Klimaauswirkungen und Ressourceneffizienz. Studie im Auftrag von SPAR Österreichische Warenhandels-AG. Wien
- SimaPro 7 (2009): Ökobilanzierungsprogramm SimaPro. Uster. ESU-Services Ltd.
- Statistik Austria (2009): Lebend- & Schlachtgewichte Jahresergebnis 2009, Schnellbericht 1.8. STATISTIK AUSTRIA Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.
- Subak, S. (1999): Global environmental costs of beef production. In: Ecological Economics 30 (1999); S. 79–91. University of East Anglia und University College London.
- Taylor, C. (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation an der Justus-Liebig-Universität. Gießen.
- Umweltbundesamt. (2011): Methan [online]. <a href="http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/luft/treibhausgase/methan/">http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/luft/treibhausgase/methan//</a> [abgefragt am 28.11.2011]. Wien.

- UNEP United Nations Environment Programme. (2009): Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development [online]. <a href="http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines\_slcA.pdf">http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines\_slcA.pdf</a> [abgefragt am 10.08.2011]. Hrsg. Benoît, C. und Mazijn, B.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC): Kyoto Protocol Reference Manual [online].

  <a href="http://unfccc.int/resource/docs/publications/08 unfccc kp ref manual.pdf">http://unfccc.int/resource/docs/publications/08 unfccc kp ref manual.pdf</a>
  [abgefragt am 11.07.2011]. Bonn.
- Wechselberger, P. (2000): Ökonomische und ökologische Beurteilung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systeme anhand ausgewählter Kriterien. Dissertation an der technischen Universität München.
- Weidema, B.P.; Wesnaes, M.; Hermansen, J.; Kristensen, T. und Halberg, N. (2008): Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products. Hrsg. Eder, P. und Delgado, L. European Communities.
- Westfleisch eG. (2009): Geschäftsbericht 2009 [online]. <a href="http://www.westfleisch.de/fileadmin/Bilder/02">http://www.westfleisch.de/fileadmin/Bilder/02</a> Unternehmen/02.07 Archiv/02.07. <a href="https://online.org/01.05/2009/Geschaeftsbericht-AG-2009.pdf">01 Geschaeftsberichte/2009/Geschaeftsbericht-AG-2009.pdf</a> [abgefragt am 11.08.2011]. Münster.
- Wieser, M.; Poupa, S.; Anderl, M.; Wappel, D.; Kurzweil, A.; Hapler, D. und Weiss, P. (2004): Austria's National Inventory Report 2004 Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change [online]. <a href="http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE244.pdf">http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE244.pdf</a> [abgefragt am 08.04.2011]. Wien.
- Williams, A.G.; Audsley, E. und Sandars, D.L. (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University und Defra.

- Woitowitz, A. (2007): Auswirkungen einer Einschränkung des Verzehrs von Lebensmitteln tierischer Herkunft auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren dargestellt am Beispiel konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise. Dissertation an der technischen Universität München.
- Wood, S. und Cowie, A. (2004): A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. Wales.
- Zollitsch, W.; Wagner, E. und Wlcek, S. (2002): Ökologische Schweine/Geflügel Fütterung. Österreichischer Agrarverlag. Leopoldsdorf.

## 9 Anhang

# 9.1 Auszug aus dem Fragebogen für die biologische/ökologische Landwirtschaft am Beispiel der Rindfleischproduktion

|                 | Fragebogen   | zur biologischen Rindfleischproduktion   |
|-----------------|--|--|
| Ausgefüllt durc | Ausgefüllt durch:  Im Zuge meiner Masterarbeit, welche ich an der Univers schreibe, beschäftige ich mit mit den Treibhausgasemis |  |
| Name            |  | Produktion von Rind- und Schweinefleisch. Dieses Thema behandle ich im Zuge des<br>Interreg-Projekts "Sustainable Kitchen" (SUKI). Das Interreg-Projekt SUKI erfasst die<br>gesamten CO <sub>2</sub> -Emissionen von Großküchen und die Möglichkeiten zur Reduktion<br>dieser. Gemeinsam mit der Ressourcen Management Agentur (RMA) und   |
| Betrieb         |  | tschechischen Partnern werden die CO <sub>2</sub> -Emissionen und der Energieverbrauch bei der<br>Produktion von in Großküchen verwendeten Lebensmitteln, berechnet. Ziel des Projekts   |
| Adresse         |  | ist es, die Großenergieverbraucher in den Küchen zu erkennen und deren CO <sub>2</sub> - Emissionen zu reduzieren. Weiterführende Informationen finden Sie auf der SUKI- Homepage unter suki.rma.at.  Um die Berechnungen durchführen zu können, ist Ihre Mithilfe erforderlich. Aus diesem Grund bitte ich Sie, diesen Fragebogen auszufüllen, was etwa 30 Minuten erfordern wird. Falls Daten nicht vorhanden sind, so schätzen Sie diese bitte und kennzeichnen Sie diese durch den Zusatz "S". |
| Telefon         |  | Ich möchte mich schon im Vorhinein für Ihre Informationen und Ihre Mitarbeit sehr<br>herzlich bedanken!  |
| Email           |  | Iris Kral  |
| Kontakt         | daten: Bio Austria<br>Iris Kral<br>Theresianumgasse 11<br>1040 Wien  | Iris.Kral@BioAustria.at  |



### Ausfüllhilfe

Der vorliegende Fragebogen gliedert sich in folgende Abschnitte:

- Allgemeine Informationen
- Maschineneinsatz (in der Wiesenpflege, Futtermittelproduktion, Stallarbeit)
- Düngemittel für den Futtermittelanbau

- Haltungsbedingungen
- Futtermittel in Eigenproduktion, Zukauf
- Schlachtung, falls direkt am Hof durchgeführt

Allgemeine Informationen: Auf Seite 3 geben Sie bitte die Anzahl des Bestands sowie die Anzahl der männlichen und weiblichen Tiere und auch des Jungviehs an. Für die Berechnungen benötigen wir auch die durchschnittliche Mastdauer eines Rindes wie auch die Anzahl der geborenen Kälber pro Mutterkuh. In Spalte 4 tragen Sie bitte die benötigte Fläche für die Rindfleischproduktion in ha ein. Die durchschnittliche Anzahl an Schlachtungen pro Jahr geben Sie in Spalte 5 an. Wählen Sie die verwendeten Energiequellen und geben Sie die jeweiligen Verbräuche für die Rindfleischproduktion an.

Haltungsbedingungen: Wählen Sie die am Hof übliche Haltungsform und geben Sie an in welchem Zeitraum sich die Tiere im Stall bzw. auf der Weide befinden. Ich ersuche Sie die Mengen an Einstreu in kg pro m² sowie die Einstreuart anzugeben. Falls im Stall eine Lüftungsanlage oder Heizung in Betrieb ist, führen Sie den Verbrauch in kWh pro Tag und die durchschnittliche Betriebsdauer in Tagen auf Seite 5 (Haltungsbedingungen 2) an.

Maschineneinsatz: Die Seiten 6 bis 8 befassen sich ausschließlich mit dem Maschineneinsatz! Geben Sie bitte die Bezeichnung der verwendeten Geräte (z.B. Traktor + Anhänger) für die jeweiligen Arbeitsschritte an. Für die Berechnung sind auch die Dauer und die Anzahl des jeweiligen Arbeitsschrittes erforderlich. Ebenso wird der Treibstoffverbrauch in Liter pro Stunde für die Berechnungen benötigt. Beim Arbeitsschritt "Einsatz von Aufbereitern" kreuzen Sie bitte Zutreffendes an! Unter "Sonstiges" können Sie weitere Arbeitsschritte anführen.

Futtermittel: Auf den Seiten 9 bis 12 werden Daten über Futtermittel erhoben. Versuchen Sie die täglichen Futterrationen pro Großvieheinheit in kg und auch den Fütterungszeitraum in Monaten anzugeben. Beachten Sie, dass die Daten der Futtermittel aus Eigenproduktion auf den Seiten 9 bis 11, die zugekauften Futtermittel auf Seite 12 erhoben werden!

Düngemittel: Die im Durchschnitt ausgebrachten Düngemittel in kg pro Hektar, die Art der Lagerung, die durchschnittliche Lagermenge in kg sowie die durchschnittliche Lagerdauer in Tagen geben Sie bitte auf Seite 13 an.

Schlachtung: Falls direkt am Hof Schlachtungen durchgeführt werden, geben Sie bitte die verwendeten Maschinen, deren Energie-, Wasser- oder/und Treibstoffverbräuche an!



| Allgemeine Informationen |         |  |  |   |                                      |                                     |     |
|--------------------------|---------|--|--|---|--------------------------------------|-------------------------------------|-----|
| Anzahl des Be            | estands | durchschnittliche<br>Mastdauer der<br>Rinder | durchschnittlich<br>e Anzahl an<br>Kälber pro Jahr | Landfläche für<br>die Rindfleisch-<br>produktion in<br>ha | Anzahl der Schlachtungen<br>pro Jahr | Energieverbräu<br>Rindfleischproduk |     |
| insgesamt:               | Stück   | Wochen                                       | Stück  | ha  | Stück                                | Strom                               | kWh |
| männlich:                | Stück   |  |  |   |                                      | Gas                                 | m³  |
| weiblich:                | Stück   |  |  |   |                                      | Heizöl                              | 1   |
| Jungvieh:                | Stück   |  |  |   |                                      | Diesel                              | 1   |
|                          |         |  |  |   |                                      | Sonstiges:                          |     |
|                          |         |  |  |   |                                      |                                     |     |
|                          |         |  |  |   |                                      |                                     |     |



| Haltungsbedingungen 1 |            |   |  |                           |                               |                                     |
|-----------------------|------------|---|--|---------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
|                       |            | Zeitraum  |  | Einstreumenge             |                               |                                     |
| Haltungsform          | ganzjährig | Sommer<br>(Monate bitte<br>angeben, z.B.<br>Mai bis Juli) | Winter<br>(Monate bitte<br>angeben, z.B.<br>Oktober bis<br>Jänner) | Stroh (Menge in kg/m²)    | Strohmehl<br>(Menge in kg/m²) | Strohhäcksel<br>(Menge in<br>kg/m²) |
| Anbindestall          |            |   |  |                           |                               |                                     |
| Tiefstreulaufstall    |            |   |  |                           |                               |                                     |
| Tretmiststall         |            |   |  |                           |                               |                                     |
| Boxenstall            |            |   |  |                           |                               |                                     |
| Spaltenboden          |            |   |  |                           |                               |                                     |
| Weidehaltung          |            |   |  | keine Angabe erforderlich | keine Angabe<br>erforderlich  | keine Angabe<br>erforderlich        |



| Haltungsbedingungen 2 |  |  |   |  |  |  |
|-----------------------|--|--|---|--|--|--|
| Haltungsform          | Lüftungsanlage,<br>wenn vorhanden<br>(Verbrauch in kWh<br>pro Tag) | durchschnittliche Betriebsdauer<br>in Tagen pro Jahr | Heizung, wenn vorhanden<br>(Verbrauch in kWh pro Tag) | durchschnittliche Betriebsdauer in<br>Tagen pro Jahr |  |  |
| Anbindestall          |  |  |   |  |  |  |
| Tiefstreulaufstall    |  |  |   |  |  |  |
| Tretmiststall         |  |  |   |  |  |  |
| Boxenstall            |  |  |   |  |  |  |
| Spaltenboden          |  |  |   |  |  |  |
| Weidehaltung          | keine Angabe erforderlich  |  | keine Ar  | ngabe erforderlich                                   |  |  |

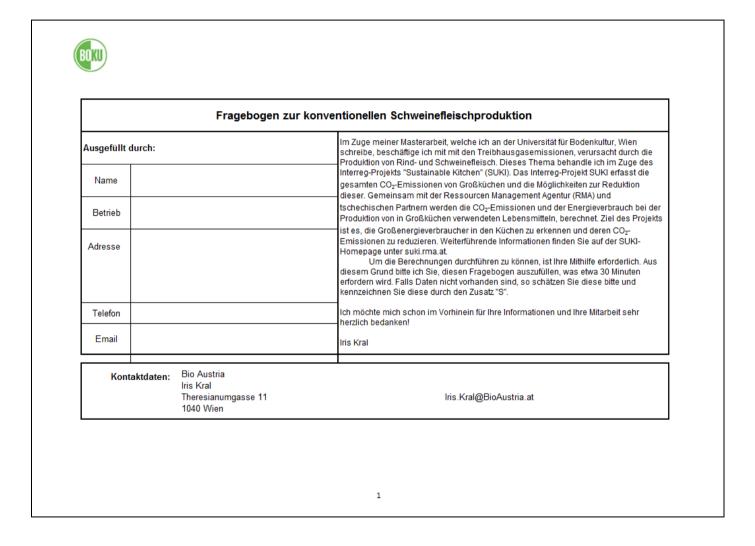


| Eigenproduktion           | Futtermittel - <u>Grundfutter</u> |   |  |  |  |
|---------------------------|-----------------------------------|---|--|--|--|
| Futterart/<br>Bezeichnung | Futterration (kg/GVE)             | Fütterungszeitraum (z.B. April bis Mai) |  |  |  |
| Gras, Grassilage          |                                   |   |  |  |  |
| Heu                       |                                   |   |  |  |  |
| Mais, Maissilage          |                                   |   |  |  |  |
| Schnitzelsilage           |                                   |   |  |  |  |
| Weidegras                 |                                   |   |  |  |  |
| Sonstiges:                |                                   |   |  |  |  |
|                           |                                   |   |  |  |  |
|                           |                                   |   |  |  |  |
|                           |                                   |   |  |  |  |
|                           |                                   |   |  |  |  |



| Eigenproduktion  | Futtermittel - <u>Kraftfutter</u> |   |  |  |  |
|------------------|-----------------------------------|---|--|--|--|
| Bezeichnung      | Futterration (kg/GVE)             | Fütterungszeitraum (z.B. April bis Mai) |  |  |  |
| Sojaschrot       |                                   |   |  |  |  |
| Weizen           |                                   |   |  |  |  |
| Gerste           |                                   |   |  |  |  |
| Hafer            |                                   |   |  |  |  |
| Trockenschnitzel |                                   |   |  |  |  |
| Leinkuchen       |                                   |   |  |  |  |
| Melasse          |                                   |   |  |  |  |
| Sonstiges:       |                                   |   |  |  |  |
|                  |                                   |   |  |  |  |
|                  |                                   |   |  |  |  |
|                  |                                   |   |  |  |  |

# 9.2 Auszug aus dem Fragebogen für die konventionelle Landwirtschaft am Beispiel der Schweinefleischproduktion





#### Ausfüllhilfe

Der vorliegende Fragebogen gliedert sich in folgende Abschnitte:

- Allgemeine Informationen
- Haltungsbedingungen
- Maschineneinsatz
- Futtermittel
- Düngemittel für den Futtermittelanbau
- Schlachtung, falls direkt am Hof durchgeführt

Allgemeine Informationen: Auf Seite 3 geben Sie bitte die Anzahl der Schweine sowie die Anzahl an männlichen und weiblichen Tieren an. Die durchschnittliche Mastdauer geben Sie bitte in Wochen oder Tagen an. Die Fläche die für die Schweineproduktion verbraucht wird und wie viele Tiere im Jahresdurchschnitt geschlachtet werden, geben Sie in Spalte 4 und 5 ein. Wählen Sie die verwendeten Energiequellen und führen Sie die jeweiligen Verbräuche für die Schweinefleischproduktion an.

Haltungsbedingungen: Wählen bzw. ergänzen Sie die Einstreuart und geben Sie die Menge in kg/m² an. Geben Sie auch den Flächenverbrauch pro Schwein in m² an. In Spalte 3 kreuzen Sie bitte die jeweilige Haltungsform an. Falls im Stall eine Beleuchtung oder Heizung in Betrieb ist, führen Sie den Verbrauch in kWh pro Tag und die durchschnittliche Betriebsdauer in Tagen auf Seite 3 an.

Maschineneinsatz: Die Seiten 5 bis 7 befassen sich ausschließlich mit dem Maschineneinsatz! Geben Sie bitte die Bezeichnung der verwendeten Geräte (z.B. Traktor + Anhänger) für die jeweiligen Arbeitsschritte an. Je nach der eingesetzten Maschine führen Sie den Treibstoff- bzw. Wasserverbrauch an.

Futtermittel: Auf den Seiten 8 und 9 werden Daten über selbst produzierte Futtermittel erhoben. Geben Sie den Namen des Futtermittels, die tägliche Futterration pro Schwein, wie auch den Fütterungszeitraum in Monaten an. Falls Sie Futtermittel zukaufen, so tragen Sie den Namen, wenn möglich das Herkunftsland, die Zusammensetzung, die Futterration, den Fütterungsanteil in % oder kg sowie den Fütterungszeitraum auf Seite 10 ein.

Düngemittel: Geben Sie für die Düngemittel die Sie verwenden, die durchschnittliche Ausbringungsmenge in kg pro Hektar an. In Spalte 3 beschreiben Sie die Art der Lagerung (in Behältern oder Gruben). Weiters führen Sie auf Seite 11 an, wie viel kg pro Tag an Mist, etc. anfallen und wie lange der Dünger im Durchschnitt gelagert wird.

Schlachtung: Falls direkt am Hof Schlachtungen durchgeführt werden, geben Sie bitte auf der Seite 12 die verwendeten Maschinen, deren Energie-, Wasser- oder/und

Treibstoffverbräuche an! Unter "Sonstiges" können Sie noch weitere eindesetzte Maschinen anführen.



| Allgemeine Informationen |                         |   |   |                                      |   |     |  |
|--------------------------|-------------------------|---|---|--------------------------------------|---|-----|--|
| Anzahl des Bestands      | durchschn.<br>Mastdauer | durchschnittliche<br>Anzahl an Ferkel<br>pro Jahr | Landfläche für<br>die<br>Schweinefleisch-<br>produktion in ha | Anzahl der Schlachtungen<br>pro Jahr | Energieverbräud<br>Schweinefleischprode |     |  |
| insgesamtStück           | Wochen                  | Stück   | ha  | Stück                                | Strom                                   | kWh |  |
| männlich: Stück          |                         |   |   |                                      | Gas                                     | m³  |  |
| weiblich: Stück          |                         |   |   |                                      | Heizöl                                  | !   |  |
|                          |                         |   |   |                                      | Diesel                                  | 1   |  |
|                          |                         |   |   |                                      | Sonstiges:                              |     |  |
|                          |                         |   |   |                                      |   |     |  |
|                          |                         |   |   |                                      |   |     |  |
|                          |                         |   |   |                                      |   |     |  |



| Haltungsbedingungen |                                |                                       |   |  |   |                                      |   |
|---------------------|--------------------------------|---------------------------------------|---|--|---|--------------------------------------|---|
| Eins                | streu                          | Flächenverbrauch<br>pro Schwein in m² | Haltungsform<br>(Zutreffendes<br>bitte ankreuzen) | Beleuchtung<br>(Verbrauch in<br>kWh/Tag) | durchschnittliche<br>Beleuchtungsdauer in<br>Tagen pro Jahr | Heizung<br>(Verbrauch in<br>kWh/Tag) | durchschnittliche<br>Heizungsdauer<br>in Tagen pro Jahr |
| Einstreuart         | Einstreu-<br>menge in<br>kg/m² | m²                                    | Spaltenboder                                      | kWh                                      | Tage  | kWh                                  | Tage  |
| Stroh               | kg                             |                                       | Teilspalten 🗌                                     | kWh                                      | Tage  | kWh                                  | Tage  |
| Heu                 | kg                             |                                       | Tiefstreu   | kWh                                      | Tage  | kWh                                  | Tage  |
| Erde                | kg                             |                                       |   | kWh                                      | Tage  | kWh                                  | Tage  |
| Sonstiges:          | kg                             |                                       |   | kWh                                      | Tage  | kWh                                  | Tage  |
|                     |                                |                                       |   |  |   |                                      |   |
|                     |                                |                                       |   |  |   |                                      |   |
|                     |                                |                                       |   |  |   |                                      |   |
|                     |                                |                                       |   |  |   |                                      |   |



| Eigenproduktion           | Futtermittel - <u>Grundfutter</u> |  |                           |                                  |  |  |  |
|---------------------------|-----------------------------------|--|---------------------------|----------------------------------|--|--|--|
| Futterart/<br>Bezeichnung | Futterration<br>(kg/Schwein/Tag)  | Fütterungszeitraum (z.B. April bis<br>Mai) | Futterart/<br>Bezeichnung | Futterration<br>(kg/Schwein/Tag) | Fütterungszeitra<br>um (z.B. April bis<br>Mai) |  |  |
| Mais                      | kg                                |  | Ackerbohnen               | kg                               |  |  |  |
| Weizen                    | kg                                |  | Schlempe                  | kg                               |  |  |  |
| Weizenkleie               | kg                                |  | Raps                      | kg                               |  |  |  |
| Gerste                    | kg                                |  | Lupinen                   | kg                               |  |  |  |
| Sojaschrot                | kg                                |  | Sonstiges:                |                                  |  |  |  |
| Kartoffeln                | kg                                |  |                           |                                  |  |  |  |
| Rotklee                   | kg                                |  |                           |                                  |  |  |  |
|                           |                                   |  |                           |                                  |  |  |  |
|                           |                                   |  |                           |                                  |  |  |  |

## 9.3 Auszug aus dem Fragebogen für den Handel am Beispiel von Rindfleisch

### Transport des biologischen Rindfleisches vom Produzenten bzw. Zwischenhändler 1 (Bitte auch ausfüllen, wenn der Transport von den Produzenten bzw. Zwischenhändlern geleistet wurde.) Monate (Bitte aggregieren Sie die Monate, in denen 1 der Transport ähnlich verläuft.) 2 Abholort Name des Produzenten/ Zwischenhändlers Ort der Zwischenlagerung wenn keine: weiter bei 5 Ablieferungsort: 5 (Wenn keine Zwischenlagerung) Anzahl der Fahrten im 6 Х Х angeg. Zeitraum 7 Transportmittel Leergewicht des 8 t t Fahrzeugs in Tonnen Nutzlast des Fahrzeugs 9 t t in Tonnen Temperatur im 10 Lagerraum des °C °C °C Fahrzeugs in °C Gibt es zwischen den Transporten Ruhepausen? Wenn ja, h h h geben Sie bitte die Dauer in Stunden an. Wie hoch ist der Energieverbrauch für 12 die Kühlung während kWh kWh kWh der Dauer der Ruhepausen?

| 13 | Treibstoffverbrauch des<br>Transportmittels in l/km | I  | I  | I  |
|----|---|----|----|----|
| 14 | Transportkilometer pro<br>Abholung                  | km | km | km |