Projekt SUKI
Sustainable Kitchen

Möglichkeiten von Großküchen zur Reduktion ihrer CO_2-Emissionen

(Maßnahmen, Rahmenbedingungen und Grenzen)

Endbericht

Rindfleisch

Wien, März 2011

Initiative zur Erforschung einer umweltverträglichen nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung
Ressourcen Management Agentur

EUROPEAN UNION
European Regional
Development Fund

EUROPEAN TERRITORIAL CO-OPERATION
AUSTRIA-CZECH REPUBLIC 2007-2013
Gemeinsam mehr erreichen. Společně dosáhneme více.

„wir sind“

Klimabündnis Betrieb

Initiative zur Erforschung einer umweltverträglichen nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung
Ressourcen Management Agentur

Möglichkeiten von Großküchen zur Reduktion ihrer CO_2-Emissionen (Maßnahmen, Rahmenbedingungen und Grenzen) - Sustainable Kitchen

(Projekt SUKI)

RINDFLEISCH

(Vers. 1.0)

Hans Daxbeck
Doris Ehrlinger
Diederik de Neef
Marianne Weineisen

gefördert aus Mitteln
des Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung
des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit
der Stadt Wien – MA22 (ÖkoKauf) und MA38
des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung
des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung

Wien, März 2011

I M P R E S S U M :

Projektleitung:
Hans Daxbeck

Projektsachbearbeitung:
Hans Daxbeck, Diederik de Neef, Doris Ehrlinger, Marianne Weineisen

Projektpartner:
Österreich: Ressourcen Management Agentur (RMA), BIO AUSTRIA
Tschechien: Südböhmische Universität České Budějovice, Daphne ČR, EPOS

Mitarbeitende Großküchen:
Österreich:
Wien: Sozialmedizinisches Zentrum Baumgartner Höhe Otto-Wagner-Spital; EB-Restaurantsbetriebe Ges.m.b.H.
Niederösterreich: Landhausküche in St. Pölten, HBLA und Bundesamt für Wein- und Obstbau in Klosterneuburg
Oberösterreich: Landtagsküche in Linz; Landeskrankenhaus Rohrbach
Tschechien:
Südböhmen: Koleje a menzy der Südböhmischen Universität České Budějovice, Küche der Grundschule in Sezimovo Ústí
Vysočina: Küche der Fachschule in Jihlava
Südmähren: Küche der Grundschule in Brünn

Leadpartner:
Ressourcen Management Agentur (RMA)
Initiative zur Erforschung einer umweltverträglichen nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung
ZVR Zahl: 482686233

Argentinierstraße 48/2. Stock
1040 Wien
Tel.: +43 (0)1 913 22 52.0
Fax: +43 (0)1 913 22 52.22
Email: office@rma.at; www.rma.at

Kurzfassung

Die Lebensmittelproduktion hat beträchtliche Auswirkungen auf den Klimawandel, welcher eine der größten Herausforderungen unserer Zeit darstellt. Die Landwirtschaft ist weltweit für etwa 14 % aller anthropogenen Treibhausgasemissionen (v.a. CH_4, N_2O und CO_2), für 52 % der anthropogenen Methan- und für 84 % der Lachgasemissionen verantwortlich. Durch die Wahl der verwendeten Lebensmittel können Großküchen einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

Der Untersuchungsrahmen umfasst die biologische und konventionelle Produktion von Rindfleisch aus Deutschland (Region Düsseldorf) und beinhaltet die vorgelagerten Prozesse sowie die Prozesse Landwirtschaft, Handel und Verarbeitung. Die vorgelagerten Prozesse setzen sich aus der Erzeugung von Futtermittel und Energie zusammen. Der Beitrag zur Veränderung des Klimas wird mithilfe von CO_2-Äquivalenten (kurz CO_2 eq) angegeben. Für das Projekt SUKI wird die derzeit aktuellste Methode, ReCiPe 2008, gewählt, welche im November 2009 letztmals auf den neuesten Stand gebracht wurde und sich auf die zuletzt veröffentlichten Treibhauspotentiale des International Panel on Climate Change (IPCC) bezieht.

In der konventionellen Rindfleischproduktion in Deutschland stellt die Mastbullenhaltung in Tretmistställen ein weit verbreitetes Verfahren dar. Die Kälber stammen in der konventionellen Produktion aus der Milchviehhaltung. In der biologischen Produktion von Rindfleisch ist die Mast von Rindern in ganzjähriger Weidehaltung in Verbindung mit der Mutterkuhhaltung verbreitet.

Die Gesamtemissionen der konventionellen Rindfleischproduktion betragen 12,4 CO_2 pro Kilogramm Rindfleisch. Das biologisch produzierte Rindfleisch emittiert 13,3 CO_2 pro Kilogramm Fleisch. Der Prozess Landwirtschaft ist in beiden Produktionsweisen nahezu allein verantwortlich für die Höhe der Gesamtemissionen.

Bei konventionell produziertem Rindfleisch beträgt der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen 99 %, der Anteil des Handels rund 1 % und in der Verarbeitung 0,2 %. Die Landwirtschaft emittiert somit insgesamt 12,3 kg CO_2, der Handel 0,13 kg CO_2 und die Verarbeitung 0,03 kg CO_2. Im Prozess Landwirtschaft ist das Futtermittel (36%) und die Magengärung (24%) ausschlaggebend für die Höhe der gesamten CO_2 Emissionen.

Der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen von biologisch produziertem Rindfleisch beträgt 99 %, der Anteil des Transports rund 1 % und die Verarbeitung 0,2 %. Der Prozess Landwirtschaft emittiert 13,2 kg CO_2, der Prozess Handel 0,13 kg CO_2 und der Prozess Verarbeitung 0,03 kg CO_2. Im Prozess Landwirtschaft sind das Düngermanagement (24 %) und die Magengärung (33 %) ausschlaggebend für die Höhe der gesamten CO_2 Emissionen.

Die Produktion von konventionellem Rindfleisch in Deutschland emittiert somit 20 % mehr CO_2. als biologisch produziertes Rindfleisch. Der Prozess Landwirtschaft ist hauptverantwortlich für die Höhe der gesamten THG-Emissionen. Der Transport von Deutschland nach Ös-

terreich und die Verarbeitung von Rindfleisch sind für die Höhe der CO_2 Emissionen nicht relevant.

Aus den Ergebnissen des Projektes SUKI können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- 1 kg biologisch produziertes Rindfleisch aus Deutschland (Region Düsseldorf) emittiert mit 13,3 kg CO_2 7 % mehr CO_2 als 1 kg konventionell produziertes Rindfleisch aus derselben Herkunftsregion (12,4 kg CO_2).

- Die landwirtschaftliche biologische Produktion von 1°kg Rindfleisch in Deutschland (Region Düsseldorf) emittiert mit 13,2 kg CO_2 7 % mehr THG-Emissionen als 1°kg konventionell produziertes Rindfleisch aus derselben Herkunftsregion (12,3°kg CO_2).

- Der Transport von 1 kg Rindfleisch von Deutschland (Region Düsseldorf) nach Österreich (Wien) ist für 1,0 % (biologisch) bzw. 1,1 % (konventionell) der gesamten freigesetzten Emissionen verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

KURZFASSUNG V
INHALTSVERZEICHNIS I
1 EINLEITUNG 1
2 ZIELSETZUNG, FRAGESTELLUNG 3
3 METHODISCHES VORGEHEN 5
3.1 Untersuchungsrahmen – Systemdefinition 5
3.2 Vorgelagerte Prozesse 6
3.2.1 Futtermittel Erzeugung 6
3.2.2 Energie Erzeugung 8
3.3 Prozess Landwirtschaft 10
3.3.1 Allgemeine Annahmen 10
3.3.2 Magengärung 15
3.3.3 Wirtschaftsdüngermanagement 18
3.3.3.1 Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement 18
3.3.3.2 Direkte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement 21
3.3.3.3 Indirekte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement 23
3.3.4 Maschineneinsatz 26
3.4 Prozess Handel 30
3.4.1 Transport 30
3.4.1.1 Straßentransport 30
3.4.1.2 Bahntransport 31
3.4.1.3 Wassertransport 32
3.4.1.4 Lufttransport 34
3.4.1.5 Transportszenarien 34
3.4.2 Lagerung 36
3.5 Prozess Verarbeitung 39
3.5.1 Allgemeine Annahmen 39
4 ERGEBNISSE 41
5 SCHLUSSFOLGERUNGEN 49

6 LITERATUR.....51

1 Einleitung

Die Lebensmittelproduktion hat beträchtliche Auswirkungen auf den Klimawandel, welcher eine der größten Herausforderungen unserer Zeit darstellt. Die Landwirtschaft ist weltweit für etwa 14 % aller anthropogenen Treibhausgasemissionen (v.a. CH_4, N_2O und CO_2), für 52 % der anthropogenen Methan- und für 84 % der Lachgasemissionen verantwortlich.

Der Trend zur Verpflegung außer Haus ist ungebrochen. Gründe dafür sind wachsende berufliche, räumliche und soziale Mobilität, die Zunahme von Single-Haushalten und die zunehmenden Entfernungen zwischen Wohnort und Arbeitsplatz. Rund ein Fünftel der Lebensmittelausgaben der KonsumentInnen entfällt auf die Ernährung außer Haus, das entspricht rund 3 Mrd. Euro.

Großküchen verbrauchen täglich große Mengen an Energie. Diese setzt sich zum einen zusammen aus der direkten Energie, die für die Zubereitung von Speisen, Kühlung der Lebensmittel, Heizung, Beleuchtung, Lüftung, etc. aufgewendet wird. Zum anderen steckt neben dem Energiebedarf der Küche auch in den verarbeiteten Lebensmitteln Energie. Dieser indirekte Energiebedarf ergibt sich aus dem gesamten Energieverbrauch, der während der Produktion, Lagerung bzw. Kühlung und dem Transport vom Feld über den Handel bis in die Küche anfällt. Dieser indirekte Energiebedarf ist der so genannte „Ökologische Rucksack“ der Lebensmittel.

Während der direkte Energieverbrauch einer Küche relativ einfach ermittelt werden kann, ist der indirekte Energieverbrauch weitgehend unbekannt. Die Höhe der CO_2-Emissionen von Großküchen wird sowohl durch die Wahl der Lebensmittel als auch der Speisen wesentlich beeinflusst. Großküchen produzieren täglich bis zu 1,5 Mio. Speisen. Das Energieeinsparungspotential ist hoch. Untersuchungen zeigen, dass zwischen 20 % und 25 % des Energieverbrauchs eingespart werden können.

Durch die Wahl der verwendeten Lebensmittel können Großküchen einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Neben ernährungsphysiologischen und ökonomischen, spielen zunehmend auch ökologische Kriterien bei der Zusammensetzung der Menüs eine gewichtige Rolle. Die Frage, die sich stellt, lautet: Wie groß ist der Einfluss der Art der Produktion (konventionell/biologisch), des Ortes der Produktion (aus der Region/nicht aus der Region) und des Kaufzeitpunkts (saisonal/nicht saisonal) auf die CO_2-Emissionen von Lebensmitteln bzw. Speisen.

Eine bewusste Auswahl der Lebensmittel hat jedoch nicht nur ökologische Vorteile, sie trägt zudem zum Wohlbefinden der KonsumentInnen bei und stellt insbesondere in Schulküchen und in Küchen von Kindergärten eine Vorbildwirkung für jüngere Generationen dar.

2 Zielsetzung, Fragestellung

Das Ziel des Projekts SUKI ist es, die gesamten CO_2-Emissionen der am Projekt beteiligten Großküchen zu erfassen und die direkten und die indirekten Einflussmöglichkeiten von Großküchen auf ihre CO_2-Emissionen zu analysieren. Es werden Möglichkeiten und Grenzen von Großküchen zur Reduktion ihrer CO_2-Emissionen aufgezeigt.

Folgende Fragen werden beantwortet:

- Wie viel Energie wird in Großküchen für den gesamten Produktionsprozess eingesetzt?
- Inwiefern unterscheidet sich der Energieverbrauch von Frischkostküchen im Vergleich zu Cook&Chill Küchen?
- Wie viel Energie verbrauchten die eingesetzten Lebensmittel auf ihrem Weg vom Feld in die Küche? Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung der Produktionsart (konventionell, biologisch/ökologisch) bei der Auswahl der Lebensmittel auf die CO_2-Emissionen von Großküchen?
- Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung der Herkunft (Regionalität) bei der Auswahl der Lebensmittel auf die CO_2-Emissionen von Großküchen?
- Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung der Saisonalität bei der Auswahl der Lebensmittel auf die CO_2-Emissionen von Großküchen?
- Welche Speise trägt den größten ökologischen Rucksack?
- Welche kurz-, mittel- und langfristigen Maßnahmen zur CO_2-Emissionsreduktion können in den Großküchen getroffen werden?

Hintergrund ist das Bestreben, Großküchen auf dem Weg zu einer nachhaltigen Produktion und gleichzeitiger Erhöhung der Ernährungsqualität zu unterstützen, indem am Beispiel der THG-Emissionen ausgewählter Lebensmittel sowie Speisen aus unterschiedlichen Regionen und verschiedenen Produktionssystemen durch die Wahl der Rohstoffe bedingte Möglichkeiten einer Emissionseinsparung abgeleitet werden.

3 Methodisches Vorgehen

3.1 Untersuchungsrahmen – Systemdefinition

Die funktionelle Einheit ist 1 Kilogramm Rindfleisch, das vom Haupterzeugungsgebiet in Deutschland (Nordrhein-Westfalen; Düsseldorf) nach Wien geliefert wird. Das Produktsystem beinhaltet alle wesentlichen Aufwendungen für die Fleischproduktion.

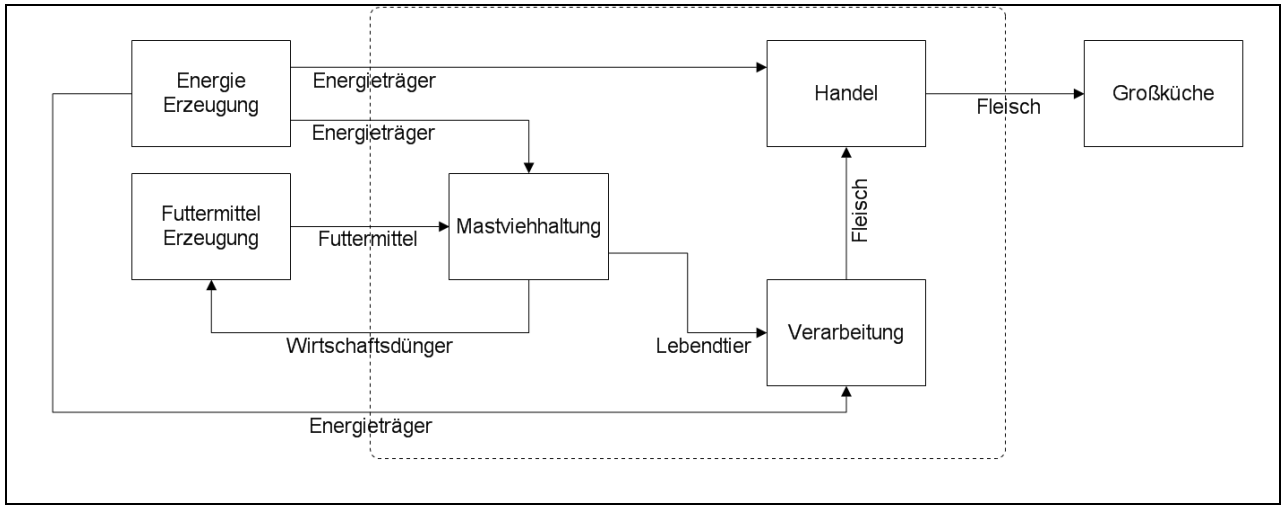

Abbildung 3-1: Systemdefinition Produktion, Transport und Verarbeitung von Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

Allokation

Der Prozess Rindviehhaltung (Mastviehhaltung) ist ein Multi-Outputprozess. Neben dem betrachteten Produkt Rindfleisch entstehen in der Rindfleischerzeugung weitere Produkte, die so genannten Koppelprodukte. Die ermittelten Stoff- und Energieflüsse und die damit verbundenen Umweltwirkungen werden dem Hauptprodukt Rindfleisch und den Nebenprodukten Wirtschaftsdünger und Fleisch der Altkuh zugeordnet.

Der Bilanzraum zur Rindfleischproduktion umfasst die Prozesse Rindviehhaltung, Handel und Verarbeitung. Berücksichtigt werden die vorgelagerten Prozesse Futtermittelerzeugung und Energieerzeugung. Nicht berücksichtigt werden Mineralfutter, Futterzusätze und Arzneimittel, da angenommen wird, dass ihre Klimawirkung aufgrund der geringen Menge gering ist. Ebenso wird der Verbrauch von Wasser nicht berücksichtigt.

3.2 Vorgelagerte Prozesse

3.2.1 Futtermittel Erzeugung

Als Grundlage für die Berechnung der Emissionen aus der Futtermittelerzeugung dienen die Daten der Ecoinvent Datenbank [Ecoinvent Centre, 2007]. Die für die Zusammensetzung der Futterrationen verwendeten Futtermittel werden der Futtermitteldatenbank der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich [Wenk et al., 2007] entnommen. Diese werden grob in drei Bereiche unterteilt: 1) Eiweißfutter, 2) Energiefutter, und 3) Rauhfutter. Die Unterteilung ist für die Unterscheidung von konventionellen oder biologischen Futterrationen von Bedeutung (siehe Kapitel 3.3.2 und 3.3.3). Die emissionsrelevanten Unterschiede zwischen konventioneller und biologischer Erzeugung bestehen hauptsächlich in der Fütterung.

Tabelle 3-1: Prozesse zur Futtermittelerzeugung aus der Ecoinvent Datenbank

Futtermittel Erzeugung in der konventionellen und biologischen Landwirtschaft				
Futtermittel		**Einheit**	**Wert**	**Quelle und Bemerkungen**
Eiweißfutter	Ackerbohne	kg CO_2e kg^{-1}	0,994	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Fava beans IP, at feed mill/CH U“
	Erbse	kg CO_2e kg^{-1}	0,869	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Protein peas IP, at feed mill/CH U“
	Kartoffeleiweiß	kg CO_2e kg^{-1}	0,6	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Potato starch, at plant/DE U“
	Maiskleber	kg CO_2e kg^{-1}	1,11	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Maize starch, at plant/DE U“
	Rapssamen	kg CO_2e kg^{-1}	1,24	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rape seed conventional, at farm/DE U“
	Rapssamen	kg CO_2e kg^{-1}	0,702	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rape seed conventional, Saxony-Anhalt, at farm/DE U“
	Rapssamen	kg CO_2e kg^{-1}	0,854	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rape seed extensive, at farm/CH U“
	Rapssamen	kg CO_2e kg^{-1}	1,6	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rape seed IP, at farm/CH U“

Futtermittel Erzeugung in der konventionellen und biologischen Landwirtschaft				
Futtermittel		**Einheit**	**Wert**	**Quelle und Bemerkungen**
	Rapssamen	kg CO_2e kg^{-1}	0,608	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rape seed, organic, at farm/CH U“
	Sojabohnen	kg CO_2e kg^{-1}	1,26	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Soy beans IP, at farm/CH U“
	Sojabohnen	kg CO_2e kg^{-1}	1,11	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Soy beans organic, at farm/CH U“
	Sojabohnen	kg CO_2e kg^{-1}	1,5	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Soybeans, at farm/BR U“
	Sojabohnen	kg CO_2e kg^{-1}	0,364	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Soybeans, at farm/US U“
Energiefutter	Weizen	kg CO_2e kg^{-1}	0,579	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Wheat IP, at feed mill/CH U“
	Weizen	kg CO_2e kg^{-1}	0,502	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Wheat organic, at feed mill/CH U“
	Gerste	kg CO_2e kg^{-1}	0,444	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Barley IP, at feed mill/CH U“
	Gerste	kg CO_2e kg^{-1}	0,457	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Barley organic, at feed mill/CH U“
	Kartoffel	kg CO_2e kg^{-1}	0,0925	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Potatoes IP, at farm/CH U“
	Kartoffel	kg CO_2e kg^{-1}	0,104	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Potatoes organic, at farm/CH U“
	Körnermais	kg CO_2e kg^{-1}	0,555	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grain maize IP, at feed mill/CH U“
	Körnermais	kg CO_2e kg^{-1}	0,435	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grain maize organic, at feed mill/CH U“
	Melasse	kg CO_2e kg^{-1}	0,0983	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Molasses, from sugar beet, at sugar refinery/CH U“
	Roggen	kg CO_2e kg^{-1}	0,347	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rye IP, at feed mill/CH U“
	Roggen	kg CO_2e kg^{-1}	0,435	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Rye organic, at feed mill/CH U“
	Futterrüben	kg CO_2e kg^{-1}	0,0311	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Fodder beets IP, at farm/CH U“
Rauhfutter	Grünfutter-Gras/Kräuter	kg CO_2e kg^{-1}	0,181	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from meadow intensive IP, at field/CH U“
	Grünfutter-Gras/Kräuter	kg CO_2e kg^{-1}	0,142	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from meadow intensive, organic, at field/CH U“
	Grünfutter-Gras/Kräuter	kg CO_2e kg^{-1}	0,0765	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from natural meadow extensive IP, at field/CH U“
	Grünfutter-Gras/Kräuter	kg CO_2e kg^{-1}	0,0762	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from natural meadow extensive organic, at field/CH U“
	Grünfutter-	kg CO_2e kg^{-1}	0,16	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from natural meadow intensive

Futtermittel Erzeugung in der konventionellen und biologischen Landwirtschaft				
Futtermittel		**Einheit**	**Wert**	**Quelle und Bemerkungen**
	Gras/Kräuter			IP, at field/CH U“
	Grünfutter-Gras/Kräuter	kg CO_2e kg^{-1}	0,12	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass from natural meadow intensive organic, at field/CH U“
	Grassilage	kg CO_2e kg^{-1}	0,201	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass silage IP, at farm/CH U“
	Grassilage	kg CO_2e kg^{-1}	0,149	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Grass silage organic, at farm/CH U“
	Heu	kg CO_2e kg^{-1}	0,0665	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Hay extensive, at farm/CH U“
	Heu	kg CO_2e kg^{-1}	0,185	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Hay intensive IP, at farm/CH U“
	Heu	kg CO_2e kg^{-1}	0,151	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Hay intensive organic, at farm/CH U“
	Maissilage	kg CO_2e kg^{-1}	0,0467	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Silage maize IP, at farm/CH U“
	Maissilage	kg CO_2e kg^{-1}	0,0311	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Silage maize organic, at farm/CH U“
	Stroh	kg CO_2e kg^{-1}	0,0842	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Straw IP, at farm/CH U“
	Stroh	kg CO_2e kg^{-1}	0,0554	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Straw organic, at farm/CH U“

3.2.2 Energie Erzeugung

Energie wird nicht direkt, sondern über Energieträger genutzt, in denen sie physikalisch oder chemisch gespeichert ist. Durch die Umwandlung der Primärenergieträger Erdöl, Kohle, Gas, Holz und Biomasse entstehen die Sekundärenergieträger Strom, Dampf und Druckluft.

Für die Prozesse Landwirtschaft, Handel und Verarbeitung werden unterschiedliche Energieträger benötigt. Die Emissionen aus der Erzeugung der Energieträger werden komplett aus der ecoinvent - Datenbank [Ecoinvent Centre, 2007] entnommen. In den Daten zur Erzeugung von Elektrizität sind berücksichtigt: Inlandserzeugung, Importe, Übertragungs- und Transformationsverluste sowie Schwefel- Hexafluorid (SF_6) Emissionen [Ecoinvent Centre, 2007].

Die für den Prozess Landwirtschaft relevanten Werte sind Niederspannungswerte. Für den industriellen Bereich, also den Prozess Verarbeitung sind Mittelspannungswerte angegeben. Für alle Heizprozesse wird generell Erdgas als Energieträger angenommen (z.B.

Beheizung Gewächshäuser) was im Einzelfall gesondert betrachtet werden muss. Daten zum Erdgas als Treibstoff und als Rohstoff für die Düngemittelherstellung werden nicht angepasst, sondern so verwendet wie sie in der Datenbank vorhanden sind.

In den Prozessen Landwirtschaft und Handel ist Diesel der meistverwendete Brennstoff. Berücksichtigt werden die Raffination von Diesel sowie der Transport des Diesels zum Endverbraucher. Grundlegende Annahme für die Dieselverbrauchsdaten in allen Prozessen stellt der durchschnittliche Stand der Technik in Europa dar, d.h. Diesel nach EN 590, mit niedrigem Schwefelgehalt. Die Raffination des Diesels ist im Vergleich zu den Verbrennungsprozessen beim Verbrauch bezüglich der Emissionen vernachlässigbar.

Die Emissionsfaktoren der Fernwärme aus der Müllverbrennung wird dem Prozess „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“ entnommen und nach den Regeln der Allokation 1/3 der Fernwärme zugerechnet.

Tabelle 3-2: In der Lebensmittelproduktionskette eingesetzte Energieträger

Erzeugung Energieträger			
Energieträger	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Diesel	kg CO_2e kg^{-1}	0,441	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U“
Elektrizität	kg CO_2e kWh^{-1}	0,431	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Electricity, low voltage, at grid/AT U“
	kg CO_2e kWh^{-1}	0,914	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Electricity, low voltage, at grid/CZ U“
	kg CO_2e kWh^{-1}	0,708	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Electricity, low voltage, at grid/DE U“
	kg CO_2e kWh^{-1}	0,627	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Electricity, low voltage, at grid/IT U“
	kg CO_2e kWh^{-1}	0,735	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Electricity, low voltage, at grid/HU U“
Erdgas	kg CO_2e MJ^{-1}	0,0708	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Heat, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW/RER U“
	kg CO_2e MJ^{-1}	0,0663	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Natural gas, burned in boiler condensing modulating >100kW/RER U“
Fernwärme	kg CO_2e MJ^{-1}	0,0738	[Ecoinvent Centre, 2007]: Prozess „Heat from waste, at municipal waste incineration plant/CH U“

3.3 Prozess Landwirtschaft

3.3.1 Allgemeine Annahmen

Im konventionellen Bereich orientieren sich die Annahmen an Vorgaben durch EU oder nationale Verordnungen. Die Annahmen im ökologischen Bereich orientieren sich an den Bioland Richtlinien. In der konventionellen Rindfleischerzeugung in Deutschland stellt die Mastbullenhaltung in Tretmistställen ein weitverbreitetes Verfahren dar. Die Kälber stammen im konventionellen Bereich aus der Milchviehhaltung. In der biologischen Erzeugung von Rindfleisch ist die Mast von Rindern in ganzjähriger Weidehaltung in Verbindung mit der Mutterkuhhaltung verbreitet.

Tabelle 3-3: Allgemeine Annahmen der konventionellen Landwirtschaft

Konventionelle Landwirtschaft				
Parameter	**Einheit**	**Wert**	**Spann-breite**	**Quelle und Bemerkungen**
Mastbeginn: Geburt Kalb	kg	280		Kalb aus Milchviehhaltung
Mastdauer	d	300		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011] [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 2011]
Lebendgewicht bei Schlachtung	kg	690		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011] [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 2011]
Schlachtgewicht	kg	393		Eigene Berechnung
Ausschlachtung	%	57		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011] [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 2011]
Anfall Gülle in kg $Tier^{-1}$ $Jahr^{-1}$	kg	10206		Eigene Berechnung nach [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]

Tabelle 3-4: Allgemeine Annahmen der biologischen Landwirtschaft

Biologische Landwirtschaft				
Parameter	**Einheit**	**Wert**	**Spannbreite**	**Quelle und Bemerkungen**
Mastbeginn: Geburt Kalb	kg	280		Kalb aus Mutterkuhhaltung, bis 8 Monate Kalb (EU-VO) → Kalbfleisch
Mastdauer	d	438		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011]150 Weidegang, 288 Stall
Lebendgewicht bei Schlachtung	kg	630		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011]
Schlachtgewicht	kg	347		Eigene Berechnung
Ausschlachtung	%	55		[Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2011]
Anfall Mist in kg Tier^{-1} Jahr^{-1}	kg	14649		Eigene Berechnung nach [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]

Tabelle 3-5: Energiegehalte und Verdaulichkeit der organischen Substanz der verwendeten Futtermittel

Type	Bezeichnung	Abk.	Energiegehalt des Futters (MJ (kg Frischmasse)$^{-1}$)	Verdaulichkeit der organische Substanz (%)	Ecoinventprozess
Eiweiß	Ackerbohne	Ab	17	83	Fava beans IP, at feed mill/CH U
	Erbse	Eb	16	89	Protein peas IP, at feed mill/CH U
	Kartoffel	Kap	21	89	Potato starch, at plant/DE U
	L-Lysin-HCL	Ly			k.A.
	Maiskleber	Mk	17	83	Maize starch, at plant/DE U
	Magermilchpulver	Mmp	18	95	k.A.
	Molkenpulver	Mop	16	94	k.A.
	Raps	Ra	18	76	Rape seed conventional, at farm/DE U; Rape seed conventional, Saxony-Anhalt, at farm/DE U; Rape seed extensive, at farm/CH U; Rape seed IP, at farm/CH U;

Type	Bezeichnung	Abk.	Energiegehalt des Futters (MJ (kg Frischmasse)$^{-1}$)	Verdaulichkeit der organische Substanz (%)	Ecoinventprozess
					Rape seed, organic, at farm/CH U
	Soja	So	18	90	soy beans IP, at farm/kg/CH; soy beans organic, at farm/kg/CH; soybeans, at farm/kg/BR; soybeans, at farm/kg/US
	L-Threonin	Th			k.A.
Energie	Futterweizen	Fw	16	91	Wheat IP, at feed mill/CH U; Wheat organic, at feed mill/CH U
	Gerste	Gr	16	94	Barley IP, at feed mill/CH U; Barley organic, at feed mill/CH U
	Kartoffel	Ka	4	89	Potatoes IP, at farm/CH U; Potatoes organic, at farm/CH U
	Mais	Ma	12	87	Grain maize IP, at feed mill/CH U; Grain maize organic, at feed mill/CH U
	Melasse	Mel	13	92	Molasses, from sugar beet, at sugar refinery/CH U
	Roggen	Ro	16	89	Rye IP, at feed mill/CH U; Rye organic, at feed mill/CH U
	Triticale	Tr	16	90	Wheat IP, at feed mill/CH U; Wheat organic, at feed mill/CH U
	Zuckerrübe	Zr	4	85	Fodder beets IP, at farm/CH U

Type	Bezeichnung	Abk.	Energiegehalt des Futters (MJ (kg Frischmasse)$^{-1}$)	Verdaulichkeit der organischen Substanz (%)	Ecoinventprozess
Rauh	Grünfutter-Gras/Kräuter	Gk	3	77	Grass from meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from meadow intensive, organic, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive organic, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive organic, at field/CH U
	Grünfutter-Gras/Mischbestand	Gm	3	75	Grass from meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from meadow intensive, organic, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive organic, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive organic, at field/CH U
	Grünmehl-Gras	GMg	16	71	k.A.
	Grünmehl-Kräuter	GMk	16	74	k.A.
	Grassilage	Gs	6	73	Grass silage IP, at farm/CH U; Grass silage organic, at farm/CH U

Type	Bezeichnung	Abk.	Energiegehalt des Futters (MJ (kg Frischmasse)$^{-1}$)	Verdaulichkeit der organische Substanz (%)	Ecoinventprozess
	Heu-Luzerne	Hl	16	65	hay extensive, at farm/kg/CH; hay intensive IP, at farm/kg/CH; hay intensive organic, at farm/kg/CH
	Luzerne grün	Hlg	3	70	Grass from meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from meadow intensive, organic, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow extensive organic, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive IP, at field/CH U; Grass from natural meadow intensive organic, at field/CH U
	Luzerne_silo	Hls	6	66	Grass silage IP, at farm/CH U; Grass silage organic, at farm/CH U
	Heu-gräserreicher Mischbestand	Hm	16	67	hay extensive, at farm/kg/CH; hay intensive IP, at farm/kg/CH; hay intensive organic, at farm/kg/CH
	Maissilage	Ms	7	74	silage maize IP, at farm/kg/CH; silage maize organic, at farm/kg/CH
	Stroh	St	16	44	straw IP, at farm/kg/CH; straw organic, at farm/kg/CH

Die konventionelle Ration wurde abgeleitet von [Gruber, 1996] [Hirschfeld et al., 2008] [Kirchgessner, 2004]. [Hirschfeld et al., 2008] gibt nur die Ration für Ochsen ab Absetzer bzw. Bulle ab Kalb an. Daher wurde die intensive Ration von [Gruber, 1996] (200 bis 738

kg) gewählt und dabei der Energiebedarf pro Tag geringfügig von 102 auf 106 MJ ME angehoben, um die höhere durchschnittliche Lebendmasse des berechneten Modells zu berücksichtigen.

Biologische Futterration nach [Hirschfeld et al., 2008] (basiert auf Redelberger – Naturland Süd-Ostoekolandbau.de). Ochsen haben bis zu 15 % höheren Futterverbrauch/kg Zuwachs gegenüber Bullen.

[Hirschfeld et al., 2008] gibt mittlere Zunahmen von 800 g an, [Kirchgessner, 2004] sieht mögliche Tageszunahmen von 800-1000 g auf der Weide, obwohl in der Praxis kaum 800 g erreicht werden. Bei [Hirschfeld et al., 2008] ist die Futteraufnahme auf der Weide eher konservativ angegeben und die Winterration sogar energetisch höher. [Kirchgessner, 2004] schlägt eine niedrigere Ration mit Zunahmen von 400-500 g im Winter vor, die sich über „kompensatorisches Wachstum“ günstig auf das Wachstum auf der Weide auswirken.

Tabelle 3-6: Futterrationen Mastrinder

Angaben in kg/FM	Mastbulle konventionell		Mastrind ökologisch	
	Menge in kg	Futtermittel	Menge in kg	Futtermittel
Rauhfutter	15,5	Maissilage, GPS, 38% TS -	18,4	Grassilage (Gs)
			49,3	Grassilage (35%T)
Energie	2	Fw, Futterweizen	1,1	-
Eiweiß	1	Sojaextraktionsschrot (So)	1	Erbse (Eb)
Heu	0,5		0,5	

3.3.2 Magengärung

Die bedeutendste Quelle von Methan in der Landwirtschaft ist die Magengärung der Rinder. Methan ist ein Nebenprodukt des fermentativen Abbaus von Zellwandmaterial im Vormagensystem der Rinder [Stangassinger, 2007]. Die Emissionen aus dem Dickdarm der Nichtwiederkäuer (Schweine, Geflügel) sind vernachlässigbar gering und werden nicht mit einbezogen [Flachowsky & Brade, 2007].

Die Menge an freigesetztem Methan aus der Magenfermentation ist abhängig von der Tierart, dem Alter, Gewicht und der Art der eingesetzten Futtermittel. Je größer die Menge an Futtermittel pro Funktionseinheit (kg Produkt) desto höher die Methanemissionen.

Auch die Anteile der verschiedenen Nährstoffe in der Futterration beeinflussen die CH_4 Bildung. Proteinarme Rationen bewirken eine verminderte Methanbildung infolge eines N-Defizits der Pansenmikroorganismen und des dadurch bedingt geringeren Zellwandabbaus. [Kirchgessner, 2004]. Die höchste CH_4 Bildung ist bei faserreichen Rationen und einem langsamen Faserabbau im Pansen zu erwarten. Bei Verfütterung von Zucker und Stärke (Getreide, Rüben, Kartoffeln) wären die CH_4 Emissionen aufgrund der schnelleren Fermentation geringer. Dies führt jedoch zu einer Senkung des pH-Werts im Pansen und ist nicht „wiederkäuertauglich“. Zudem kann davon Ausgegangen werden, dass diese Futtermittel mehr technische Energie zu ihrer Erzeugung benötigen und dass damit je Masseeinheit mehr CO_2 anfällt als beim Grünfuttereinsatz.

Um die Methanemissionen abschätzen zu können gibt es in den IPCC Richtlinien verschiedene Methoden. Die Tier 1(Default- Methode) ist anwendbar für Länder in denen die Methan Emissionen aus der Tierhaltung in Relation zu den Gesamtemissionen von untergeordneter Bedeutung sind, und/oder in denen die relevanten Daten nicht zur Verfügung stehen. Daher werden Standardwerte verwendet. Die Tier-2 oder First-order-Decay Methode ist detaillierter und für Länder mit großen Viehbeständen geeignet, in denen die Methan Emissionen aus der Tierhaltung einen großen Anteil an den gesamten Methan Emissionen Ausmachen. In Deutschland stammen zwei Drittel der Methan Emissionen aus der Rindviehhaltung [UBA, 2009]. Aus diesem Grund werden in dieser Studie werden die Emissionen anhand der Tier 2 (First-order-Decay Methode) abgeschätzt [De Klein et al., 2006]. Bei der Tier 2 Methode werden spezifische Daten zur Futteraufnahme (in MJ/Tier/Tag) verwendet und der Methan Umwandlungsfaktor wird tierartspezifisch berechnet [De Klein et al., 2006].

Die Methanemissionen aus der Magengärung werden anhand der Formel 3-1 aus IPCC 2006 ermittelt [De Klein et al., 2006]. Die Formel wird in einem Punkt an die spezifischen Anforderungen angepasst. In der Formel ist der Bezug auf ein Jahr vorgegeben, hier wird der Bezug auf die Produktionsdauer bzw. Mastdauer benötigt. Die Bruttoenergieaufnahme, berechnet anhand der Formel 3-2, basiert auf den Futterrationen aus der Tabelle 3-6 und den durchschnittlichen Energiegehalten der eingesetzten Futtermittel. Die Daten zu den Futtermitteln stammen aus der Futtermitteldatenbank der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich [Wenk et al., 2007].

Die Inputdaten für die Berechnung der Magengärung sind in der Tabelle 3-7 und der Tabelle 3-9 dargestellt.

Formel 3-1: Emissionsfaktor für Methanemissionen aus der enterischen Fermentation

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

EF: Methan Emissionsfaktor, kg CH_4 $Tier^{-1}$
GE: Brutto Energieaufnahme, MJ $Tier^{-1}$ Tag^{-1}
Ym: Methan Umwandlungsfaktor: Anteil der Bruttoenergie im Futter die in Methan umgewandelt wird, %
MD: Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer, Tage
55,65: Energiegehalt von Methan, MJ $(kg\ CH_4)^{-1}$

Formel 3-2: Brutto Energieaufnahme

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

E_{FUT}: Energiegehalt des Futtermittels, MJ $(kg\ Frischmasse)^{-1}$
m_{FUT}: Futteraufnahme in kg $Tier^{-1}$ Tag^{-1}

Tabelle 3-8: Inputdaten für die Methanemissionen aus der Magengärung in der konventionellen Rindviehhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Methanemissionen aus Magengärung in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Y_m	Methan Umwandlungsfaktor: Anteil der Brutto-energie im Futter die in Methan umgewandelt wird	%	5,5	[De Klein et al., 2006] Kap. 10.3.2,S.10.30,Tbl.10.12
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	570	[Kunz & Deerberg, 2004]

Tabelle 3-9: Inputdaten für die Methanemissionen aus der Magengärung in der biologischen Rindviehhaltung

Biologische Landwirtschaft – Methanemissionen aus Magengärung in der Rindviehhaltung

Parameter	Beschreibung	Einheit	Größe	Quelle und Bemerkungen
Y_m	Methan Umwandlungsfaktor: Anteil der Brutto-energie im Futter die in Methan umgewandelt wird,	%	5,5	[De Klein et al., 2006] Kap. 10.3.2,S.10.30,Tbl.10.12
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	630	[Kunz & Deerberg, 2004]

3.3.3 Wirtschaftsdüngermanagement

Zum Wirtschaftsdüngermanagement gehört die Lagerung, Aufbereitung und Ausbringung des hofeigenen Düngers (Gülle, Mist) aus der Tierhaltung. Lagerung, Aufbereitung und Ausbringung führen zur Freisetzung von Methan (CH_4), Lachgas (N_2O), Ammoniak (NH_3) und Stickstoff (N_2).

Die Emissionen sind abhängig von der Tierart, Menge und Zusammensetzung der Exkremente, deren Zusammensetzung wiederum von der Zusammensetzung der Futterration abhängt, von Haltungsform (mit Stroh oder strohlos), von der Lagerart und -dauer, Ausbringungsart und Ausbringungszeitpunkt. Durch die mikrobiellen Abbauprozesse unter anaeroben Bedingungen bei der Lagerung entsteht das meiste Methan [IPCC, 1996]. Daher sind die Methan Emissionen in der Güllewirtschaft am höchsten, da die Gülle meist in abgeschlossenen Behältern gelagert wird [Amon et al., 2009].

Auf die Höhe der Emissionen hat auch die Temperatur entscheidenden Einfluss. Bei der Ausbringung sind Höhe und Zusammensetzung der Emissionen abhängig von der Applikationstechnik. Eine flache Einarbeitung unmittelbar nach der Ausbringung erzeugt die geringsten Emissionen auf Ackerland. Auf Grünland führt die Ausbringung mit dem Schleppschuh zu den geringsten Emissionen [Wegener et al., 2006].

3.3.3.1 Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Die Methanemissionen aus Wirtschaftsdüngermanagement für Milch- und Rindviehhaltung werden anhand der Formel 3-2 und der Formel 3-3 aus IPCC 2006 [De Klein et al., 2006] ermittelt. Für die Methanemissionen im Bereich Schweinehaltung wird die Formel 3-3 verwendet.

Die Formel wird in einem Punkt an die spezifischen Anforderungen der Fleischerzeugung angepasst. Statt 365 Tage als Bezugszeitraum wird die durchschnittliche Mastdauer als Bezugszeitraum vorgegeben. Der Faktor MS wird in der Berechnung nicht mitberücksichtigt. Dieser Faktor bezeichnet den Anteil der Gesamtanzahl an Tieren in einem Land denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann, z.B. 50 % der Milchkühe in Deutschland werden dem Düngermanagementsystem Gülle zugeordnet. Hier wird für den konventionellen Bereich das Güllesystem angenommen und für den biologischen wird das Festmistsystem angenommen. Die Bruttoenergieaufnahme wird mit der Formel 3-2 berechnet und basiert auf den Futterrationen aus der Tabelle 3-6 und den durchschnittlichen Energiegehalten der eingesetzten Futtermittel.

Formel 3-3: Methan Emissionsfaktor aus dem Düngermanagement

$$EF_{(T)} = \left(VS_{(T)} \times MD\right) \times \left(B_{o(T)} \times 0{,}67 \times \left(\frac{MCF_{S,k}}{100} \right) \right)$$

$EF_{(T)}$: Emissionsfaktor der betreffenden Tierkategorie, kg CH_4 $Tier^{-1}$ $Jahr^{-1}$
$VS_{(T)}$: Ausscheidung leicht umsetzbarer Substanz, in kg Trockensubstanz $Tier^{-1}$ Tag^{-1}
$B_{o(T)}$: Maximale Methan- Produktionskapazität von Wirtschaftsdünger, m^3 CH_4 $(kg\ VS)^{-1}$
0,67: Umrechnungsfaktor, m^3 CH_4 $(kg\ CH_4)^{-1}$
$MCF_{S,k}$: Methanumwandlungsfaktor für Düngermanagementsystem Gülle oder Festmist, Klimaregion Kühl, %
MD: Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer, Tage

Formel 3-4: Ausscheidung leicht umsetzbarer Substanz von Vieh

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

GE: Bruttoenergieaufnahme, MJ $Tier^{-1}$ Tag^{-1}
DE%: Verdaulichkeit der organischen Substanz, %
UE x GE: Harnfaktor als Anteil der GE (0,04GE für Milch und Rindvieh; 0,02GE für Kraftfutterdiäten oder für Schwein)
ASH: Aschegehalt der Dünger berechnet als Anteil der Futteraufnahme (Trockensubstanz)

18,45: Umrechnungsfaktor, MJ kg^{-1}

Tabelle 3-10: Inputdaten für die Methanemissionen aus dem Düngermanagement in der konventionellen Rindviehhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Methanemissionen Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
ASH	Aschegehalt der Exkremente von Mastrindern	%	0,12	[Anderl et al., 2009] Kap.6.3,S.246,Tbl.155
MD	Mastdauer	Tage	330	
B_o	Maximale Methan- Produktionskapazität von Wirtschaftsdünger Mastrind	m^3 CH_4 (kg VS)$^{-1}$	0,18	[De Klein et al., 2006] Kap10,Annex10A.2,S.10.78,Tbl.10A-5
MCFg	Methanumwandlungsfaktor für Düngermanagementsystem Gülle, Klimaregion Kühl	%	17	[De Klein et al., 2006] Kap.10.4,S.10.44-47,Tbl.10.17
UE	Harnfaktor (Anteil von GE)	keine	0,04	[De Klein et al., 2006] Kap.10.4,S.10.42,Eq.10.24

Tabelle 3-11: Inputdaten für die Methanemissionen aus dem Düngermanagement in der biologischen Rindviehhaltung

Biologische Landwirtschaft – Methanemissionen Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
ASH	Aschegehalt der Exkremente von Mastrindern	%	0,12	[Anderl et al., 2009] Kap.6.3,S.246,Tbl.155
MD	Mastdauer	Tage	510	
B_o	Maximale Methan- Produktionskapazität von Wirtschaftsdünger Mastrinder	m^3 CH_4 (kg VS)$^{-1}$	0,18	[De Klein et al., 2006] Kap10,Annex10A.2,S.10.78,Tbl.10A-5
MCFf	Methanumwandlungsfaktor für Düngermanagementsystem Festmist, Klimaregion Kühl	%	2	[De Klein et al., 2006] Kap.10.4,S.10.44-47,Tbl.10.17
UE	Harnfaktor als Anteil von GE	keine	0,04	[De Klein et al., 2006] Kap.10.4,S.10.42,Eq.10.24

3.3.3.2 Direkte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Lachgas (N_2O) ist ein Zwischenprodukt im Stickstoffkreislauf und entsteht bei der Umwandlung von Nitrat in elementaren Stickstoff (N_2), die sogenannte Denitrifikation und bei der Umwandlung von Ammoniak (NH_3) zu Nitrat (NO_3), die Nitrifikation [Wrage, 2009]. Die Emission von Lachgas ist allgemein abhängig vom Nitratangebot, den Temperaturen und dem Wasserangebot. Im Wirtschaftsdüngermanagement beeinflussen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt des Düngers, Düngermanagementsystem und Lagerdauer die Menge an Emissionen [De Klein et al., 2006].

Organische Dünger wie Stallmist enthalten Stickstoff sowohl organisch gebunden als auch in Form von Ammonium (NH_4), nicht aber in Form von Nitrat wie Mineraldünger. Für die Pflanzen ist er erst verfügbar, wenn er im Boden mikrobiell umgesetzt, d.h. mineralisiert wurde. Bei der mikrobiellen Umwandlung organischer N-Dünger im Boden zu Ammonium (NH_4) und beim weiteren Abbau von NH_4 zu Nitrat (NO_3) treten gasförmige Verluste in Form von Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3) auf [Wrage, 2009]. Ammoniak (NH_3) zählt nach Kyoto- Protokoll nicht zu den THG- Emissionen, ist aber indirekt klimawirksam, da im Boden teilweise eine Umwandlung in N_2O stattfindet [Oltmanns et al., 2004].

Die direkten Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement werden nach IPCC 2006 anhand der Formel 3-5 ermittelt. Diese Formel wird den spezifischen Bedingungen angepasst. Der Faktor Anzahl der Tiere ($N_{(T)}$) wird gleich eins gesetzt, da die Emissionen auf ein Tier Bezug nehmen und dann in kg Produkt umgerechnet werden. Der Faktor MS wird in der Berechnung nicht mitberücksichtigt. Dieser Faktor bezeichnet den Anteil der Gesamtanzahl an Tieren in einem Land denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann, z.B. 50 % der Milchkühe in Deutschland werden dem Düngermanagementsystem Gülle zugeordnet. Hier wird für den konventionellen Bereich das Güllesystem angenommen und für den biologischen wird das Festmistsystem angenommen.

Für die durchschnittliche Stickstoffausscheidung (Nex) wird ein Standardwerts (NexS, kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1}) angenommen. Dieser wird über das durchschnittliche Gewicht der Tiere und die Produktionsdauer (Melktage bzw. Mastdauer) errechnet. Das Ergebnis wird anhand der Milchleistung, bzw. Produktionsleistung auf kg Produkt umgerechnet (kg N_2O (kg Milch oder Fleisch)$^{-1}$). In der Tabelle 3-12 und der Tabelle 3-13 sind die Inputwerte der Berechnungen gegeben.

Formel 3-5: Gesamte direkte Lachgas Emissionen aus Düngermanagement Festmist oder Gülle

$$N_2O_{D(mm)} = \left(\frac{NexS_{(T)}}{(1.000 \div Lgew)} \right) \times MD \times EF_{3(S)} \times \frac{44}{28}$$

$N_2O_{D(mm)}$: Direkte Lachgasemissionen aus Düngermanagement, kg N_2O
$NexS_{(T)}$: Durchschnittlicher Stickstoffausscheidung von Mastvieh, kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1};
Lgew: Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Lieferung zum Schlachthof, kg Tier^{-1}
MD: Anzahl Tage das produziert wird bzw. Mastdauer, Tage
$EF_{3(S)}$: Lachgas Emissionsfaktor aus Düngermanagementsysteme bez. Viehhaltung, kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$

Tabelle 3-12: Inputdaten für die direkte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der konventionellen Rindviehhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Direkte Lachgasemissionen aus Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$NexS_{(T)}$	Durchschnittlicher Dunganfall bzw. N-Ausscheidung von Milchvieh	kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1}	0,33	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5,S.10.59,Tbl.10.19
$EF_{3(g)}$	Lachgasemissionsfaktor aus Düngermanage-mentsystem Gülle	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,001	[Anderl et al., 2009] Kap.6.3,S.252,Tbl.164
Lgew	Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Anlieferung am Schlachthof	kg Tier^{-1}	500	
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	570	[Kunz & Deerberg, 2004]

Tabelle 3-13: Inputdaten für die direkte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der biologischen Rindviehhaltung

Biologische Landwirtschaft – Direkte Lachgasemissionen aus Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$NexS_{(T)}$	Durchschnittlicher Düngeranfall bzw. N-Ausscheidung von Milchvieh	kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1}	0,33	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5,S.10.59,Tbl.10.19
$EF_{3(f)}$	Lachgasemissionsfaktor aus Düngermanage-	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,02	[Anderl et al., 2009] Kap.6.3,S.252,Tbl.164

	mentsystem Festmist bez. Milchviehhaltung			
Lgew	Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Anlieferung am Schlachthof	kg Tier^{-1}	500	
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	630	[Kunz & Deerberg, 2004]

3.3.3.3 Indirekte Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

Die indirekten Emissionen werden nach den Bereichen „leaching“ (Auswaschung) und „runoff“ (Oberflächenabfluss) sowie den Emissionen, die durch atmosphärische Deposition gasförmiger N- Verbindungen entstehen, differenziert.

Für die Berechnung der indirekten Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in der Landwirtschaft werden Formeln aus IPCC 2006 verwendet (siehe Formel 3-6 und Formel 3-7) [De Klein et al., 2006]. Die Formeln werden den spezifischen Bedingungen angepasst.

Der Faktor Anzahl der Tiere ($N_{(T)}$) wird gleich eins gesetzt, da die Emissionen auf ein Tier Bezug nehmen und dann in kg/Produkt umgerechnet werden. Der Faktor MS wird in der Berechnung nicht mitberücksichtigt. Dieser Faktor bezeichnet den Anteil der Gesamtanzahl an Tieren in einem Land, denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann, z.B. 50 % der Milchkühe in Deutschland werden dem Düngermanagementsystem Gülle zugeordnet. Hier wird für den konventionellen Bereich das Güllesystem angenommen und für den biologischen Bereich wird das Festmistsystem angenommen.

Der Faktor N_{ex} bezeichnet die durchschnittliche Stickstoff-Ausscheidung im Wirtschaftsdünger pro Tier und Tag. Der Stickstoffanteil im Wirtschaftsdünger ist abhängig von der Tierart und der Zusammensetzung der Futterration.

Anhand der Formel 3-7 werden die indirekten Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement durch Oberflächenabfluss und Auswaschung, nach [De Klein et al., 2006] (Kombination der Formeln 10.28 & 10.29) adaptiert wie Formel 3-6 und ermittelt. Folglich werden die indirekten Lachgasemissionen anhand der Milch- bzw. Produktionsleistung pro kg Produkt berechnet (kg N_2O (kg Milch oder Fleisch)$^{-1}$). Fleisch wird anhand der Ausschlachtung auf das Netto-Schlachtgewicht umgerechnet, die indirekten Lachgasemissionen werden damit vollständig dem Fleisch zugerechnet.

Formel 3-6: Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement durch Ausgasung

$$N_2O_V = \left(\frac{\left(NexS_{(T)} \times MD\right)}{\left(1.000 \div Lgew\right)}\right) \times \left(\frac{Frac_{GasMS}}{100}\right) \times EF_4 \times \frac{44}{28}$$

N_2O_V: Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement durch Ausgasung,
$Frac_{GasMS}$: Stickstoff Anteil der als NH_3 und NO_x ausgast im Düngermanagementsystem (MS), %;
EF_4: Lachgas Emissionsfaktor für indirekte N_2O Emissionen aus NH_3 und NO_x bez. Viehhaltung, kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$

Formel 3-7: Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement infolge Oberflächenabfluss und Auswaschung

$$N_2O_L = \left(\frac{\left(NexS_{(T)} \times MD\right)}{\left(1.000 \div Lgew\right)}\right) \times \left(\frac{Frac_{leachMS}}{100}\right) \times EF_5 \times \frac{44}{28}$$

N_2O_L: Indirekte Lachgasemissionen aus Düngermanagement infolge Oberflächenabfluss und Auswaschung, kg N_2O Jahr^{-1}
$Frac_{leachiMS}$: Stickstoffanteil der durch Oberflächenabfluss und Auswaschung aus dem Düngermanagementsystem (MS) verloren geht
EF_5: Emissionsfaktor für N_2O Emissionen von Oberflächenabfluss und Auswaschung, kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$

Tabelle 3-14: Inputdaten für die indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der konventionellen Rindviehhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$NexS_{(T)}$	Durchschnittliche Ausscheidung von Stickstoff Mastrind	kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1}	0,33	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5,S.10.59,Tbl.10.19
$Frac_{gasMSg}$	Stickstoff Anteil der als NH_3 und NO_x ausgast im Düngermanagementsystem Gülle	%	40	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5.4,S.10.65,Tbl.10.22
EF_4	Lachgas Emissionsfaktor für indirekte N_2O Emissionen aus NH_3 und NO_x bez. Viehhaltung	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,01	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2.2,S.11.24,Tbl.11.3
$Frac_{leach}$	Stickstoffanteil der durch Oberflächenabfluss und Auswaschung aus dem Düngermanagementsys-	%	30	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2,S.11.24,Tbl.11.3

Konventionelle Landwirtschaft – Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
	tem (MS) verloren geht			
EF_5	Emissionsfaktor für N_2O Emissionen von Oberflächenabfluss und Auswaschung	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,0075	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2.2,S.11.24,Tbl.11.3
Lgew	Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Lieferung zum Schlachthof	kg Tier^{-1}	500	
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	570	[Kunz & Deerberg, 2004]

Tabelle 3-15: Inputdaten für die indirekten Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der biologischen Rindviehhaltung

Biologische Landwirtschaft – Indirekte Lachgasemissionen aus dem Düngermanagement in der Rindviehhaltung				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$NexS_{(T)}$	Durchschnittliche Ausscheidung von Stickstoff Mastrind	kg N (1.000 kg Tiermasse)$^{-1}$ Tag^{-1}	0,33	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5,S.10.59,Tbl.10.19
$Frac_{gasMSf}$	Stickstoff Anteil der als NH_3 und NO_x ausgast im Düngermanagementsystem Festmist	%	30	[De Klein et al., 2006] Kap.10.5.4,S.10.65,Tbl.10.22
EF_4	Lachgas Emissionsfaktor für indirekte N_2O Emissionen aus NH_3 und NO_x bez. Viehhaltung	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,01	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2.2,S.11.24,Tbl.11.3
$Frac_{leach}$	Stickstoffanteil der durch Oberflächenabfluss und Auswaschung aus dem Düngermanagementsystem (MS) verloren geht	%	30	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2,S.11.24,Tbl.11.3
EF_5	Emissionsfaktor für N_2O Emissionen von Oberflächenabfluss und Auswaschung	kg N_2O-N (kg N)$^{-1}$	0,0075	[De Klein et al., 2006] Kap.11.2.2,S.11.24,Tbl.11.3
Lgew	Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Lieferung zum Schlachthof,	kg Tier^{-1}	500	
MD	Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer	Tage	630	[Kunz & Deerberg, 2004]

3.3.4 Maschineneinsatz

Der Einsatz von landwirtschaftlichen Maschinen verursacht durch die Verbrennung von fossilen Treibstoffen Treibhausgasemissionen. Die Daten zum Maschineneinsatz (Dieselverbrauch pro Arbeitsschritt) werden der ecoinvent - Datenbank entnommen. Diese sind mit länderspezifischen Daten zum Treibstoffverbrauch vom KTBL (Deutschland) und vom OEKL (Österreich) vergleichbar.

In den Prozessen Landwirtschaft und Handel ist Diesel der meistverwendete Brennstoff. Berücksichtigt werden die Raffination von Diesel sowie der Transport des Diesels zum Endverbraucher. Grundlegende Annahme für die Dieselverbrauchsdaten in allen Prozessen stellt der durchschnittliche Stand der Technik in Europa dar, d.h. Diesel nach EN 590 mit niedrigem Schwefelgehalt. Die Raffination des Diesels ist im Vergleich zu den Verbrennungsprozessen beim Verbrauch bezüglich der Emissionen vernachlässigbar. Die Daten werden der ecoinvent - Datenbank entnommen. Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind [Nemecek & Kägi, 2007] entnommen. Für die Dichte von Diesel wird ein Durchschnittswert angenommen (siehe Tabelle 3-16).

In der ecoinvent - Datenbank wird Erdgas generell für alle Heizprozesse angenommen (z.B. Beheizung Gewächshäuser) was im Einzelfall gesondert betrachtet werden muss. Daten zum Erdgas als Treibstoff und als Rohstoff für die Düngemittelherstellung werden nicht angepasst, sondern unverändert der ecoinvent - Datenbank entnommen.

Tabelle 3-17 Allgemeine Annahmen bezüglich Treibhausgasemissionen durch Maschineneinsatz in der Landwirtschaft

Konventionelle und biologische Landwirtschaft – Allgemeine Annahmen				
Parameter	**Einheit**	**Größe**	**Aus:**	**Quelle und Bemerkungen**
CO_2 Emissionsfaktor durch Verbrennung von Diesel in landwirtschaftlichen Maschinen	kg CO_2 (kg Diesel)$^{-1}$	3,12		[Nemecek & Kägi, 2007] Kap.7.2.6,S.62,Tbl.7.1
CH_4 Emissionsfaktor durch Verbrennung von Diesel in landwirtschaftlichen Maschinen	kg CH_4 (kg Diesel)$^{-1}$	0,000129		[Nemecek & Kägi, 2007] Kap.7.2.6,S.62,Tbl.7.1
N_2O Emissionsfaktor durch Verbrennung von Diesel in landwirtschaftlichen Maschinen	kg N_2O (kg Diesel)$^{-1}$	0,00012		[Nemecek & Kägi, 2007] Kap.7.2.6,S.62,Tbl.7.1
Dichte von Diesel	kg l^{-1}	0,8325	Min. 0,820 Max. 0,845	http://de.wikipedia.org
CO_2 Emissionsfaktor durch Verbrennung von LPG in	kg CO_2 (kg	2,9		[Gomez et al., 2006]

Konventionelle und biologische Landwirtschaft – Allgemeine Annahmen				
Parameter	**Einheit**	**Größe**	**Aus:**	**Quelle und Bemerkungen**
landwirtschaftlichen Maschinen	Propan)$^{-1}$			Vol.2,S.2.22,Tbl.2.5 (Annahme: NCV_{LPG}:46 MJ/kg)
CH_4 Emissionsfaktor durch Verbrennung von LPG in landwirtschaftlichen Maschinen	kg CH_4 (kg Propan)$^{-1}$	2,3e^{-4}		[Gomez et al., 2006] Vol.2,S.2.22,Tbl.2.5 (Annahme: NCV_{LPG}:46 MJ/kg)
N_2O Emissionsfaktor durch Verbrennung von LPG in landwirtschaftlichen Maschinen	kg N_2O (kg Propan)$^{-1}$	4,6e^{-6}		[Gomez et al., 2006] Vol.2,S.2.22,Tbl.2.5 (Annahme: NCV_{LPG}:46 MJ/kg)

Tabelle 3-18: Energieverbrauch durch Maschineneinsatz in der konventionellen Tierhaltung

Konventionelle Landwirtschaft - Energieverbrauch			
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Melken	kWh kg^{-1}	0,0457	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Milking/CH U“
Dieselverbrauch - Nichtzuordenbar	kg kg^{-1}		[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U“
Stromverbrauch - Nichtzuordenbar	kWh kg^{-1}		[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Electricity, low voltage, at grid/AT U“

Tabelle 3-19: Energieverbrauch durch Maschineneinsatz in der biologischen Tierhaltung

Biologische Landwirtschaft - Energieverbrauch				
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Spanne**	**Quelle und Bemerkungen**
Melken	kWh kg^{-1}	0,0457	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Milking/CH U“	
Dieselverbrauch - Nichtzuordenbar	kg kg^{-1}		[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U“	
Stromverbrauch - Nichtzuordenbar	kWh kg^{-1}		[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Electricity, low voltage, at grid/AT U“	

Tabelle 3-20: Ressourceneinsatz und Treibhausgasemissionen durch Beheizung mit Erdgas in der konventionellen Tierhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Heizung mit Erdgas			
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Erdgasverbrauch	MJ $Tier^{-1}$		
Produktionsleistung	kg $Tier^{-1}$		
Erdgas	MJ (MJ Wärme)$^{-1}$	1,04	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Heat, natural gas, at boiler modulating <100kW/RER U“
Emissionsfaktor CO_2	kg CO_2 (MJ Erdgas)$^{-1}$	0,056	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“
Emissionsfaktor CH_4	kg CH_4 (MJ Erdgas)$^{-1}$	$0,2e^{-5}$	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“; grobe Schätzung, hohe Unsicherheit
Emissionsfaktor N_2O	kg N_2O (MJ Erdgas)$^{-1}$	$0,5e^{-6}$	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“; grobe Schätzung, hohe Unsicherheit

Tabelle 3-21: Ressourceneinsatz und Treibhausgasemissionen durch Beheizung mit Erdgas in der biologischen Tierhaltung

Biologische Landwirtschaft – Heizung mit Erdgas			
Ressourceneinsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Erdgasverbrauch	MJ $Tier^{-1}$		
Produktionsleistung	kg $Tier^{-1}$		
Erdgas	MJ (MJ Wärme)$^{-1}$	1,04	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Heat, natural gas, at boiler modulating <100kW/RER U“
Emissionsfaktor CO_2	kg CO_2 (MJ Erdgas)$^{-1}$	0,056	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“
Emissionsfaktor CH_4	kg CH_4 (MJ Erdgas)$^{-1}$	$0,2e^{-5}$	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“; grobe Schätzung, hohe Unsicherheit
Emissionsfaktor N_2O	kg N_2O (MJ Erdgas)$^{-1}$	$0,5e^{-6}$	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „Natural gas, burned in boiler modulating <100kW/RER U“; grobe Schätzung, hohe Unsicherheit

Tabelle 3-22: Ressourceneinsatz und Treibhausgasemissionen durch Beheizung mit Fernwärme aus Müllverbrennung in der konventionellen Tierhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Heizung mittels Fernwärme			
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Fernwärmeverbrauch	MJ $Tier^{-1}$		
Produktionsleistung	kg $Tier^{-1}$		
Emissionsfaktor CO_2	kg CO_2 (kg Abfall)$^{-1}$	1,197	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“; Summe der biogene und fossilen CO_2-Emissionen
Emissionsfaktor CH_4	kg CH_4 (kg Abfall)$^{-1}$	0,639e^{-5}	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“; Summe der biogene und fossilen CH_4-Emissionen
Emissionsfaktor N_2O	kg N_2O (kg Abfall)$^{-1}$	0,132e^{-4}	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“;
Netto Wärme-Energie Aus MSWI	MJ (kg Abfall)$^{-1}$	2,16	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“;
Allokationsfaktor		0,33	

Tabelle 3-23: Ressourceneinsatz und Treibhausgasemissionen durch Beheizung mit Fernwärme aus Müllverbrennung in der biologischen Tierhaltung

Konventionelle Landwirtschaft – Heizung mittels Fernwärme			
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Fernwärmeverbrauch	MJ $Tier^{-1}$		
Produktionsleistung	kg $Tier^{-1}$		
Emissionsfaktor CO_2	kg CO_2 (kg Abfall)$^{-1}$	1,197	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“; Summe der biogene und fossilen CO_2-Emissionen
Emissionsfaktor CH_4	kg CH_4 (kg Abfall)$^{-1}$	0,639e^{-5}	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste,

Konventionelle Landwirtschaft – Heizung mittels Fernwärme			
Ressourcen Einsatz	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
			22,9 % water, to municipal incineration“; Summe der biogene und fossilen CH_4-Emissionen
Emissionsfaktor N_2O	kg N_2O (kg Abfall)$^{-1}$	0,132e^{-4}	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“;
Netto Wärme-Energie Aus MSWI	MJ (kg Abfall)$^{-1}$	2,16	[Ecoinvent Centre, 2007]; Prozess: „disposal, municipal solid waste, 22,9 % water, to municipal incineration“;
Allokationsfaktor			

3.4 Prozess Handel

3.4.1 Transport

Der Prozess Transport wird in vier verschiedene Kategorien unterteilt: Straßentransport, Bahntransport, Lufttransport, und Seetransport. Im Folgenden werden die Transportkategorien definiert. Der Transport von Gütern wird anhand der Einheit Tonnenkilometer (tkm) dargestellt. Ein Tonnenkilometer (tkm) ist definiert als der Transport von einer Tonne Gütern mit einem bestimmten Transportmittel über 1 Kilometer.

3.4.1.1 Straßentransport

Der Straßentransport verursacht Emissionen von Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), und Lachgas (N_2O). Für die Berechnung der Emissionen aus dem Transport werden folgende Parameter benötigt: der Treibstoffverbrauch, die jeweilige Emissionsfaktoren, und die Auslastung der Lastkraftwagen (LKW). Die Parameter werden aus TREMOVE (www.tremove.org), ein europäisches Transportmodel, abgeleitet. Obwohl länderspezifische Methoden vorhanden sind, bietet das TREMOVE-Modell eine einheitliche Methodik für 31 europäische Länder was für das Ableiten der Parameter bevorzugt wird. In Tabelle 3-24 sind die durchschnittlichen Treibstoffverbräuche der schweren und leichten Nutzfahrzeuge der fünf Herkunftsländer dargestellt. Der Treibstoffverbrauch zwischen Fahrzeugtechnologieklassen (bzw. EURO-Standard) ist relativ niedrig, es wird deswegen ein durchschnittlicher Treibstoffverbrauch je Fahrzeugkategorie

(bzw. Nutzlastklasse) verwendet. Die Emissionsfaktoren sowie ein Maß für die Auslastung wurde das TREMOVE-Modell und ist in Tabelle 3-24 wiedergegeben. Die Methan Emissionsfaktoren sind signifikant höher als die in der ecoinvent - Datenbank angegebenen.

Tabelle 3-24: Durchschnittlicher Treibstoffverbrauch, Treibhausgasemissionsfaktoren und Auslastung je Fahrzeugkategorie

Durchschnittliche Emissionsfaktoren und Auslastung					
Fahrzeugkategorie	**kg Treibstoff vkm^{-1}**	**kg CO^2 vkm^{-1}**	**kg CH^4 vkm^{-1}**	**kg N^{2}O vkm^{-1}**	**Auslastung (vkm tkm^{-1})**
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

3.4.1.2 Bahntransport

Aus der Datenerhebung ist ersichtlich dass der Schienentransport für den Transport von Lebensmitteln nicht relevant ist. Österreichische Statistiken zeigen, dass etwa 16% der auf Schiene transportierten Güter Agrarerzeugnisse oder Lebensmittel sind [Statistik Austria, 2009]. Der Hauptanteil der Güter wird jedoch auf der Straße transportiert. Zur Berechnung der Umweltbelastung wird in verschiedenen Szenarien der Schienenverkehr mitberücksichtigt. Die Sachbilanzen für den Schienenverkehr werden der Ecoinvent-Datenbank entnommen [Ecoinvent Centre, 2007]. In diesen Daten wird berücksichtigt: Kraftstoffverbrauch des Gütertransports, die Produktion von Energieträgern und die damit verbundenen Emissionen (siehe Tabelle 3-25 für die Eckdaten der verwendete Prozesse).

Tabelle 3-25: Sachbilanzen des Schienentransports, [Ecoinvent Centre, 2007]

Prozess	**Diesel (kg tkm^{-1})**	**Elektrizität (kWh tkm^{-1})**	**Emissionen (kg CO_2e tkm^{-1})**
Transport, freight, rail/RER U	0,00226	0,0396	0,0287

Prozess	Diesel (kg tkm^{-1})	Elektrizität (kWh tkm^{-1})	Emissionen (kg CO_2e tkm^{-1})
Transport, freight, rail/AT U	0,00139	0,0622	0,0292

3.4.1.3 Wassertransport

Einige Lebensmittel (Bananen) und Futtermittel (Soja) werden über lange Seestrecken von zum Beispiel Süd-Amerika nach Europa transportiert. Diese Transporte werden berücksichtigt. Die Sachbilanz für transatlantischen Güterverkehr per Schiff wird der Ecoinvent - Datenbank entnommen (siehe Tabelle 3-26) [Ecoinvent Centre, 2007].

Lebensmittel werden meistens in Reefer-Container gekühlt oder tief gekühlt transportiert. Die entstehenden Emissionen werden berücksichtigt und anhand eines dieselangetriebenen Generators aus [Ecoinvent Centre, 2007]; modelliert (siehe Tabelle 3-27). Die spezifischen Energieverbräuche der Kühl- und Tiefkühlcontainer wurde von [Wild, 2004] übernommen.

Der gesamte Energieverbrauch ist anhand der Formel 3-8 ermittelt, eine Übersicht der Inputdaten ist in Tabelle 3-28 wiedergegeben.

Formel 3-8: Energieverbrauch für Kühl- und Tiefkühltransporte in Reefer-Container

$$E = \frac{\left(E_S \times \left(\frac{Di}{V \times UF}\right)\right)}{(NL \times DI)}$$

E: Energieverbrauch, kWh kg^{-1}
E_S: Spezifische Energieverbrauch der Containertype S, kW
Di: Transportabstand, km
V: Durchschnittlicher Fahrgeschwindigkeit, Knoten
UF: Umrechnungsfaktor, 1,852 km $Knoten^{-1}$
NL: Nutzlast, t

Tabelle 3-26: Sachbilanz des transatlantischen Schiffstransports, [Ecoinvent Centre, 2007]

Sachbilanz	Treibstoffverbrauch ($kg_{Treibstoff}$ tkm^{-1})	Emissionen (kg CO2e tkm^{-1})
Transport, transoceanic freight ship/OCE U	0,0025	0,00881

Tabelle 3-27: Sachbilanz des dieselangetriebenen Generators, [Ecoinvent Centre, 2007]

Sachbilanz	Treibstoffverbrauch ($kg_{Treibstoff}$ tkm^{-1})	Emissionen (kg CO2e tkm^{-1})
Transport, transoceanic freight ship/OCE U	0,0025	0,00881

Tabelle 3-28: Inputdaten für die Berechnung der Treibhausgasemissionen der Kühl- und Tiefkühlcontainer

	Kühlung und Tiefkühlung mit ‚Reefer-Container' während des Wassertransports			
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
Di	Distanz über die Container transportiert wird und in Kühl- bzw. Tiefkühlbetrieb ist	km		
Vkn (V)	Durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit	Knoten	20	Annahme
UFv	Umrechnungsfaktor	km $Knoten^{-1}$	1,852	
C20 (E_S)	Durchschnittlicher Energieverbrauch eines 20ft Kühl-containers bei transatlantischer Überfahrt zwischen Süd-Amerika und Nord-Europa	kW	2,9	[Wild, 2004]
F20 (E_S)	Durchschnittlicher Energieverbrauch eines 20ft Tief-kühlcontainers bei transatlantischer Überfahrt zwischen Süd-Amerika und Nord-Europa	kW	1,19	[Wild, 2004]
C40 (E_S)	Durchschnittlicher Energieverbrauch eines 40ft Kühl-containers bei transatlantischer Überfahrt zwischen Süd-Amerika und Nord-Europa	kW	5,8	[Wild, 2004]
F40 (E_S)	Durchschnittlicher Energieverbrauch eine 40ft Tiefkühl-containers bei transatlantischer Überfahrt zwischen Süd-Amerika und Nord-Europa	kW	2,38	[Wild, 2004]

	Kühlung und Tiefkühlung mit ‚Reefer-Container' während des Wassertransports			
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
NL20ft	Nutzlast eines 20ft Kühl- bzw. Tiefkühlcontainers	t	27,49	[Maerskline, Unbekannt]
NL40ft	Nutzlast eines 40ft Kühl- bzw. Tiefkühlcontainers	t	28,48	[Maerskline, Unbekannt]

3.4.1.4 Lufttransport

Im Vergleich zum gesamten Transportaufkommen beim Güterverkehr ist der Luftverkehr mit ca. 0,04 % der Gesamttonnage sehr gering. Allerdings ist die Umweltbelastung bei Lufttransporten pro tkm am höchsten und wird deshalb berücksichtigt. Um die Emissionen zu ermitteln werden die Sachbilanzen zu Lufttransporten der Ecoinvent - Datenbank entnommen [Ecoinvent Centre, 2007]. In den Sachbilanzen werden berücksichtigt: Kerosinverbrauch des Flugzeugs und die Erzeugung des Kerosins (siehe Tabelle 3-29).

Tabelle 3-29: Sachbilanzen der Lufttransport, [Ecoinvent Centre, 2007]

Sachbilanz	Treibstoffverbrauch ($kg_{Treibstoff}$ tkm^{-1})	Emissionen (kg CO2e tkm^{-1})
Transport, aircraft, freight, Europe/RER U	0,453	1,62
Transport, aircraft, freight, intercontinental/RER U	0,288	1,04

3.4.1.5 Transportszenarien

Tabelle 3-30: Transportszenario 1 für Rind und Rindfleisch aus Deutschland – Einsatz von SNF mit hohe Nutzlast

Transportszenario 1: Rindfleisch DE - MAX. SNF						
Transportstrecke	**Transportmittel**	**km**	**Transport-gewicht (t)**	**tkm**	**Transportdauer (h)**	**Quelle & Bemerkungen**
LW - VA (Schlachthof)	SNF 16-32t	100	0,0018	0,18	1,25	Annahme: durchschnittliche Distanz zwischen Landwirt und Schlachthof 100 km; Ausschlachtung: 56 %

Transportszenario 1: Rindfleisch DE - MAX. SNF						
Transportstrecke	**Transportmittel**	**km**	**Transport-gewicht (t)**	**tkm**	**Transportdauer (h)**	**Quelle & Bemerkungen**
VA (Schlachthof) - HA (Zwischenlager AT)	SNF >32t	900	0,001	0,9	11,25	Düsseldorf - Distributionszentrum AT
HA (Zwischenlager AT) - Großküche	SNF 7,5-16t	50	0,001	0,05	0,625	Distributionszentrum AT - Großküche
		100	0,001	0,1	1,25	Distributionszentrum AT - Großküche
		200	0,001	0,2	2,5	Distributionszentrum AT - Großküche

Tabelle 3-31: Transportszenario 2 für Rind und Rindfleisch aus Deutschland – Einsatz von SNF mit niedrige Nutzlast

Transportszenario 2: Rindfleisch DE - MIN. SNF						
Transportstrecke	**Transportmittel**	**km**	**Transport-gewicht (t)**	**tkm**	**Transportdauer (h)**	**Quelle & Bemerkungen**
LW - VA (Schlachthof)	SNF 7,5-16t	100	0,0018	0,18	1,25	Annahme: durchschnittliche Distanz zwischen Landwirt und Schlachthof 100 km; Ausschlachtung: 56 %
VA (Schlachthof) - HA (Zwischenlager AT)	SNF 7,5-16t	900	0,001	0,9	11,25	Düsseldorf - Distributionszentrum AT
HA (Zwischenlager AT) - Großküche	SNF 3,5-7,5t	50	0,001	0,05	0,625	Distributionszentrum AT - Großküche
		100	0,001	0,1	1,25	Distributionszentrum AT - Großküche
		200	0,001	0,2	2,5	Distributionszentrum AT - Großküche

Tabelle 3-32: Transportszenario 3 für Rind und Rindfleisch aus Argentinien – Transport mittels Containerschiff

Transportszenario 3: Rindfleisch AR						
Transportstrecke	**Transportmittel**	**km**	**Transport-gewicht (t)**	**tkm**	**Transportdauer (h)**	**Quelle & Bemerkungen**
LW - VA (Schlachthof)	SNF 16-32t	250	0,0018	0,45	3,125	Annahme: durchschnittliche Distanz zwischen Landwirt und Schlachthof 500 km; Ausschlachtung: 56 %

Transportszenario 3: Rindfleisch AR						
Transportstrecke	**Transportmittel**	**km**	**Transport-gewicht (t)**	**tkm**	**Transportdauer (h)**	**Quelle & Bemerkungen**
VA (Schlachthof) - HA (Hafen AR)	SNF >32t	500	0,001	0,5	6,25	Annahme: durchschnittlicher Distanz zwischen Schlachthof und Hafen AR 500 km
HA- (Hafen - AR) - HA (Hafen - DE)	Containerschiff	12.175	0,001	12,175	329	Annahme: Buenos Aires - Hamburg, 6575 nautical miles (www.searates.com/reference/portdistance)
HA (Hafen - DE) - HA (Zwischenlager DE)	SNF 16-32t	50	0,001	0,05	0,625	Annahme: durchschnittliche Distanz zwischen Hafen DE und Zwischenlager
HA (Zwischenlager DE) - HA (Zwischenlager AT)	SNF >32t	900	0,001	0,9	11,25	Hamburg - Distributionszentrum AT
HA (Zwischenlager AT) - Großküche	SNF 3,5-7,5t	50	0,001	0,05	0,625	Distributionszentrum AT - Großküche
		100	0,001	0,1	1,25	Distributionszentrum AT - Großküche
		200	0,001	0,2	2,5	Distributionszentrum AT - Großküche

3.4.2 Lagerung

Daten zum Energieverbrauch bei der Lagerung von Lebensmitteln werden der dänischen Datenbank Icafood [Nielsen et al., 2003] und der Studie von [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000] entnommen, die eine umfangreiche Datensammlung zu Energieverbräuchen im gesamten Lebensmittelsektor darstellt. Fallweise werden Sachbilanzen aus der ecoinvent - Datenbank entnommen [Ecoinvent Centre, 2007] (siehe Tabelle 3-33). In diesen Daten wird berücksichtigt: die Lagerung bei Raumtemperatur, die Kühllagerung und die Tiefkühllagerung.

Der Energieverbrauch für die Lagerung bei Raumtemperatur besteht aus Strom- und Wärmeverbrauch und wird anhand der Formel 3-9 berechnet und aus [Nielsen et al., 2003] und [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000] entnommen. Der Energieverbrauch der Kühlung und Tiefkühlung von Lebensmitteln wird anhand der Formel 3-10 berechnet, die ebenso von [Nielsen et al., 2003] und [Carlsson-

Kanyama & Faist, 2000] entnommen wird. Die Inputdaten der jeweiligen Prozesse sind in der Tabelle 3-34 und der Tabelle 3-35 dargestellt.

Formel 3-9: Energieverbrauch der Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur

$$E = E_S \times M_P \times t$$

E: Energieverbrauch für Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur, kWh kg^{-1}
E_S: Spezifischer Stromverbrauch für Lagerungstype S, kWh $(m^3)^{-1}$ Tag^{-1}
M_P: Gewicht des gelagerten Produktes, kg
t: Dauer, in der die Waren gelagert werden, Tage

Formel 3-10: Energieverbrauch der Kühl- und Tiefkühllagerung

$$E = E_S \times u \times V_P \times t$$

E: Energieverbrauch für Kühl- und Tiefkühllagerung, kWh kg^{-1}
u: Durchschnittliche Auslastung der Kühl- und Tiefkühllager, %
V_P: Volumen des gelagerten Lebensmittels, m^3 kg^{-1}

Tabelle 3-33: Sachbilanzen für die Berechnung der Treibhausgasemissionen des Energieverbrauchs, [Ecoinvent Centre, 2007]

Sachbilanz	kg CO_2e kWh^{-1}
Electricity, medium voltage, at grid/AT U	0,393
Heat, natural gas, at boiler modulating <100kW/RER U	0,270

Tabelle 3-34: Inputdaten für die Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur

Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$E_{S(E)}$	Spezifischer Stromverbrauch für die Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur	kWh kg^{-1} Tag^{-1}	0,00144	[Nielsen et al., 2003] [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]
$E_{S(G)}$	Spezifischer Wärmeverbrauch für die Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur	kWh kg^{-1} Tag^{-1}	0,002167	[Nielsen et al., 2003] [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]
M_P	Gewicht des gelagerten Produktes	kg		
t	Lagerdauer der Waren	Tage		

Tabelle 3-35: Inputdaten für die Kühl- und Tiefkühllagerung der Lebensmittel

Kühlung und Tiefkühlung im Lebensmittellager				
Parameter	**Beschreibung**	**Einheit**	**Größe**	**Quelle und Bemerkungen**
$E_{S(K)}$	Spezifischer Stromverbrauch für die Kühllagerung,	kWh $(m^3)^{-1}$ Tag^{-1}	0,59	[Nielsen et al., 2003] [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]
$E_{S(TK)}$	Spezifischer Stromverbrauch für die Tiefkühllagerung	kWh $(m^3)^{-1}$ Tag^{-1}	0,63	[Nielsen et al., 2003] [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]
u	Durchschnittliche Auslastung der Kühl- und Tiefkühllager	%	50	[Nielsen et al., 2003] [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]
V_P	Volumen des gelagerten Lebensmittels	m^3 kg^{-1}		
t	Lagerdauer der Ware	Tage		

Tabelle 3-36: Lagerung Rindfleisch

Lagerverfahren	**Mindestdauer In h/ Tagen (T)**	**Max. Lagerdauer in Tagen (T) Monaten (M)**	**Spanne**	**Temperatur in °C**	**Quelle**
Schnellkühlung	20 h		18 – 24 h	-1 bis +2	[Schuchmann &

Lagerverfahren	Mindestdauer In h/ Tagen (T)	Max. Lagerdauer in Tagen (T) Monaten (M)	Spanne	Temperatur in °C	Quelle
					Schuchmann, 2005]
Reifung	12 T		10 – 14 T	0 - 6	[Schuchmann & Schuchmann, 2005]
Tiefkühlung	-	15 M	8 – 15 M	-18 bis -20	[Schuchmann & Schuchmann, 2005]

3.5 Prozess Verarbeitung

3.5.1 Allgemeine Annahmen

Der Prozess Verarbeitung besteht aus der Schlachtung und Zerlegung der Tiere. Die Verarbeitung von Fleisch wird in Schlachtung, Grob- und Feinzerlegung und Portionieren in großküchengerechte Verarbeitungsmengen unterteilt.

Im Bereich Verarbeitung sind vor allem die Arbeitsschritte, für die thermische Energie benötigt wird, von Bedeutung wie z.B. Grob- und Feinzerlegung und Portionieren.

Tabelle 3-37: Energieverbrauch für die Schlachtung und Zerlegung der Rinder

Gesamtverbrauch spezifische Energie Verarbeitung Fleisch			
Parameter	**Einheit**	**Wert**	**Quelle und Bemerkungen**
Thermische Energie	kWh Schlachteinheit^{-1}*	11,4	[Westfleisch, 2009]
Elektrische Energie	kWh Schlachteinheit^{-1}	10,8	[Westfleisch, 2009]
SUMME	kWh Schlachteinheit^{-1}	22,2	[Westfleisch, 2009]

* Ein Schlachteinheit ist 1 Rind oder 4 Schweine

4 Ergebnisse

Der Beitrag zur Veränderung des Klimas wird mithilfe von CO_2-Äquivalenten (CO_2 eq) angegeben. Für das Projekt SUKI wird die derzeit aktuellste Methode, ReCiPe 2008, gewählt, welche im November 2009 letztmals auf den neuesten Stand gebracht wurde [SimaPro 7, 2009] und sich auf die zuletzt veröffentlichten Treibhauspotentiale des International Panel on Climate Change (IPCC) bezieht [Goedkoop et al., 2009, S. 3]. Als funktionelle Einheit werden kg CO_2 eq pro kg des jeweiligen Produktes festgelegt. Das bedeutet, dass sich die Ergebnisse der Berechnungen in kg CO_2 eq auf 1 kg des Lebensmittels beziehen, sodass die Vergleichbarkeit gewährleistet wird.

Die Beiträge der einzelnen Prozesse sind anhand eines Flussdiagramms dargestellt (siehe Abbildung 4-1). Das Flussdiagramm enthält die Prozesse Landwirtschaft, Handel und Verarbeitung. Der Prozess Handel beinhaltet die Prozesse Transport und Lagerung. Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden lediglich maximal die ersten sieben Ebenen dargestellt.

Die Gesamtemissionen der konventionellen Rindfleischproduktion betragen 12,4 CO_2 pro Kilogramm Rindfleisch. Das biologisch produzierte Rindfleisch emittiert 13,3 CO_2 pro Kilogramm Fleisch.

Der Prozess Landwirtschaft ist bei der Produktion von Rindfleisch in Deutschland (Region Düsseldorf) in beiden Produktionsweisen mit über 99 % nahezu allein verantwortlich für die Höhe der Gesamtemissionen.

Im Prozess der konventionellen Landwirtschaft sind die Prozesse mit den höchsten Anteilen an den Gesamtemissionen die Magengärung und das Futtermittel (Erzeugung von Rauhfutter), im Prozess der biologischen Landwirtschaft hingegen Düngermanagement und Magengärung.

CO_2 Emissionen von 1 kg konventionell produziertem Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

Die Abbildung 4-2 zeigt die Anteile der jeweiligen Prozesse an den gesamten CO_2 Emissionen für konventionell produziertes Rindfleisch. Der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen beträgt 99 %, der Anteil des Handels 1 % und die Verarbeitung 0,2 %. Der Prozess Landwirtschaft trägt insgesamt 12,3 kg CO_2 bei, der Prozess Handel 0,13 kg CO_2 und der Prozess Verarbeitung 0,03 kg CO_2.

Im Prozess Landwirtschaft sind das Futtermittel (36 %) und die Magengärung (24 %) ausschlaggebend für die Höhe der gesamten CO_2 Emissionen. Das Futtermittel beinhaltet die Bereitstellung von Energie-, Eiweiß-, und Rauhfutter. Die Bereitstellung der Futtermittel beinhaltet den Anbau der Futtermittel, d.h. es werden Maschineneinsatz, der Einsatz von Saatgut, Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln und der Transport der Rohstoffe berücksichtigt. Als Eiweißlieferant dient Soja. Berücksichtigt sind die landwirtschaftliche Produktion der Sojabohne in Brasilien und der Transport aus Brasilien nach Österreich.

Der Hauptanteil der Emissionen beim Eiweißfuttermittel stammt aus der Entwaldung von Flächen für den Anbau der Sojabohne. Durch die Umwandlung von Waldflächen in andere Nutzungsformen, hier in Ackerland für den Anbau der Sojabohne kommt es zur Freisetzung von Emissionen. Das Potential des tropischen Regenwalds als Kohlenstoffsenke liegt zwischen 0,6 +/- 0,3 Gt C im Jahr [Malhi, 2010]. Die Verarbeitung der Sojabohne zu Sojaschrot ist nicht berücksichtigt.

Auch in der Magengärung spielt das Eiweißfuttermittel eine entscheidende Rolle. Neben der Höhe der Futteraufnahme ist der Proteinanteil in Zusammenhang mit der Rauhfutteraufnahme mitentscheidend für die Höhe der CH_4-Emissionen [Flachowsky, 2008]. Das Rindfleisch wird mittels LKW (inkl. Kühlung) vom Haupterzeugungsgebiet Bayern (München) nach Österreich transportiert. Der Beitrag des LKW - Transports zu den gesamten CO_2 Emissionen ist mit 1 % sehr gering.

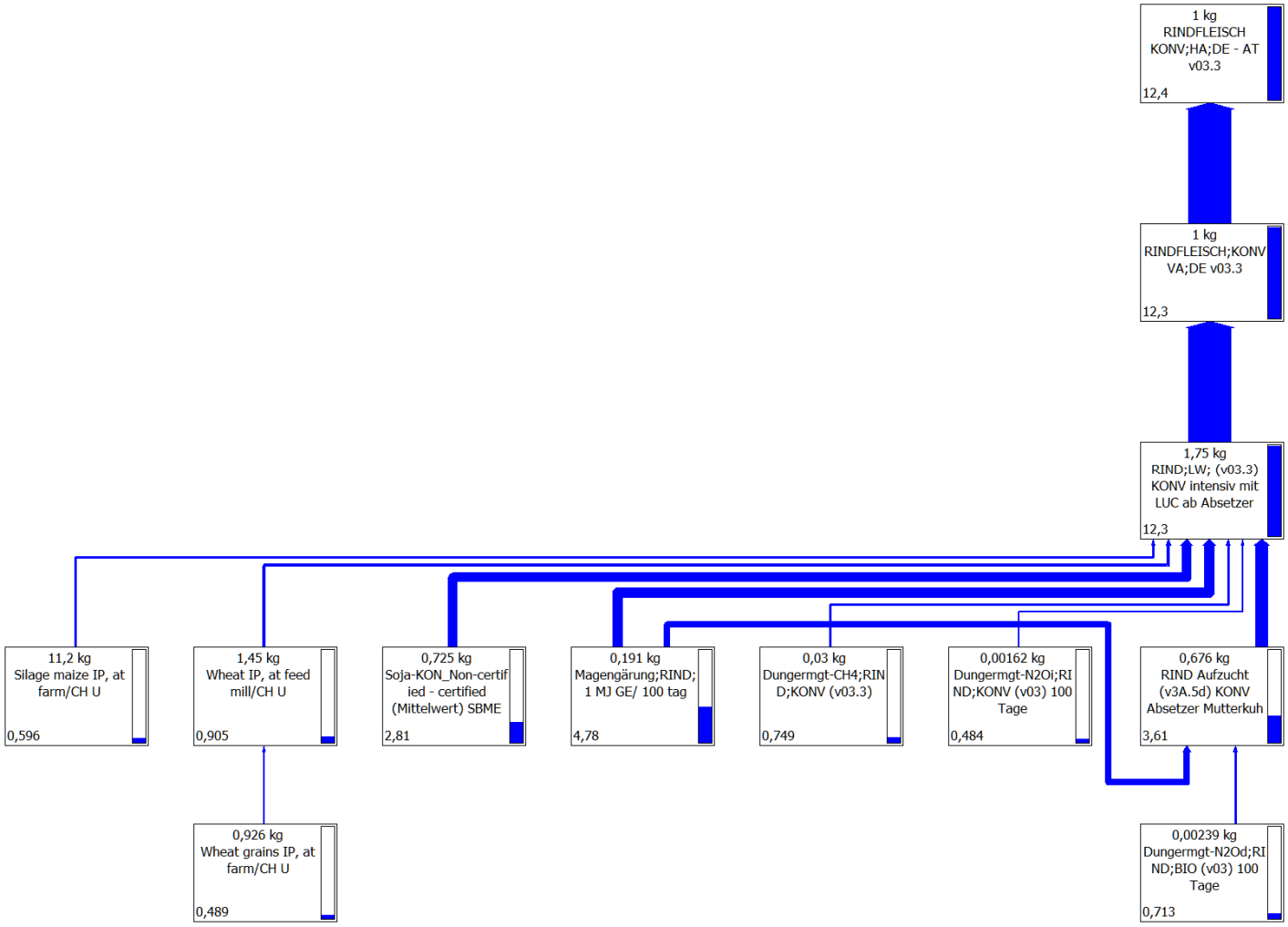

Abbildung 4-2: CO_2 Emissionen von 1 kg konventionell produziertem Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

CO_2 Emissionen von 1 kg biologisch produziertem Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

Die Abbildung 4-3 zeigt die Anteile der jeweiligen Prozesse an den gesamten CO_2 Emissionen für biologisch produziertes Rindfleisch. Der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen beträgt 99 %, der Anteil des Transports 1 % und die Verarbeitung 0,2 %. Der Prozess Landwirtschaft trägt insgesamt 13,2 kg CO_2 bei, der Prozess Handel 0,13 kg CO_2 und der Prozess Verarbeitung 0,03 kg CO_2. Im Prozess Landwirtschaft sind das Düngermanagement und die Magengärung ausschlaggebend für die Höhe der gesamten CO_2 Emissionen. Die Magengärung ist für 33 % der Emissionen im Prozess Landwirtschaft verantwortlich. Das Düngermanagement folgt mit einem Anteil von 24 %. Die biologische Futterration setzt sich aus Rauhfutter und Eiweißfutter zusammen. Da sich die biologische Produktion an den natürlichen Bedürfnissen der Tiere orientiert und die Verfütterung von Rauhfutter für den Wiederkäuer am artgerechtesten ist, ist der Hauptanteil in der biologischen Futterration Rauhfutter. Hier ist anzumerken, dass die Energiedichte im Rauhfutter geringer ist als im Energie- oder Eiweißfutter, weshalb ein größeres Volumen verfüttert werden muss, was mit höheren Emissionen einhergeht [Flachowsky & Brade, 2007].

Als Eiweißlieferant dienen Futtererbse und Ackerbohne. Berücksichtigt ist die landwirtschaftliche Produktion der Rohstoffe. Der Hauptanteil der Emissionen beim Eiweißfuttermittel stammt aus der Gründüngung mit Leguminosen. Ebenfalls von Bedeutung für die Höhe der Emissionen beim Futtermittel ist die Menge an Rauhfutter, die bereitgestellt werden muss und der damit verbundene Düngemittel- und Maschineneinsatz.

Das Rindfleisch wird mittels LKW (inkl. Kühlung) vom Haupterzeugungsgebiet Nordrhein-Westfalen (Düsseldorf) nach Österreich (Wien) transportiert. Der Beitrag des LKW- Transports zu den gesamten CO_2 Emissionen ist mit 1 % sehr gering.

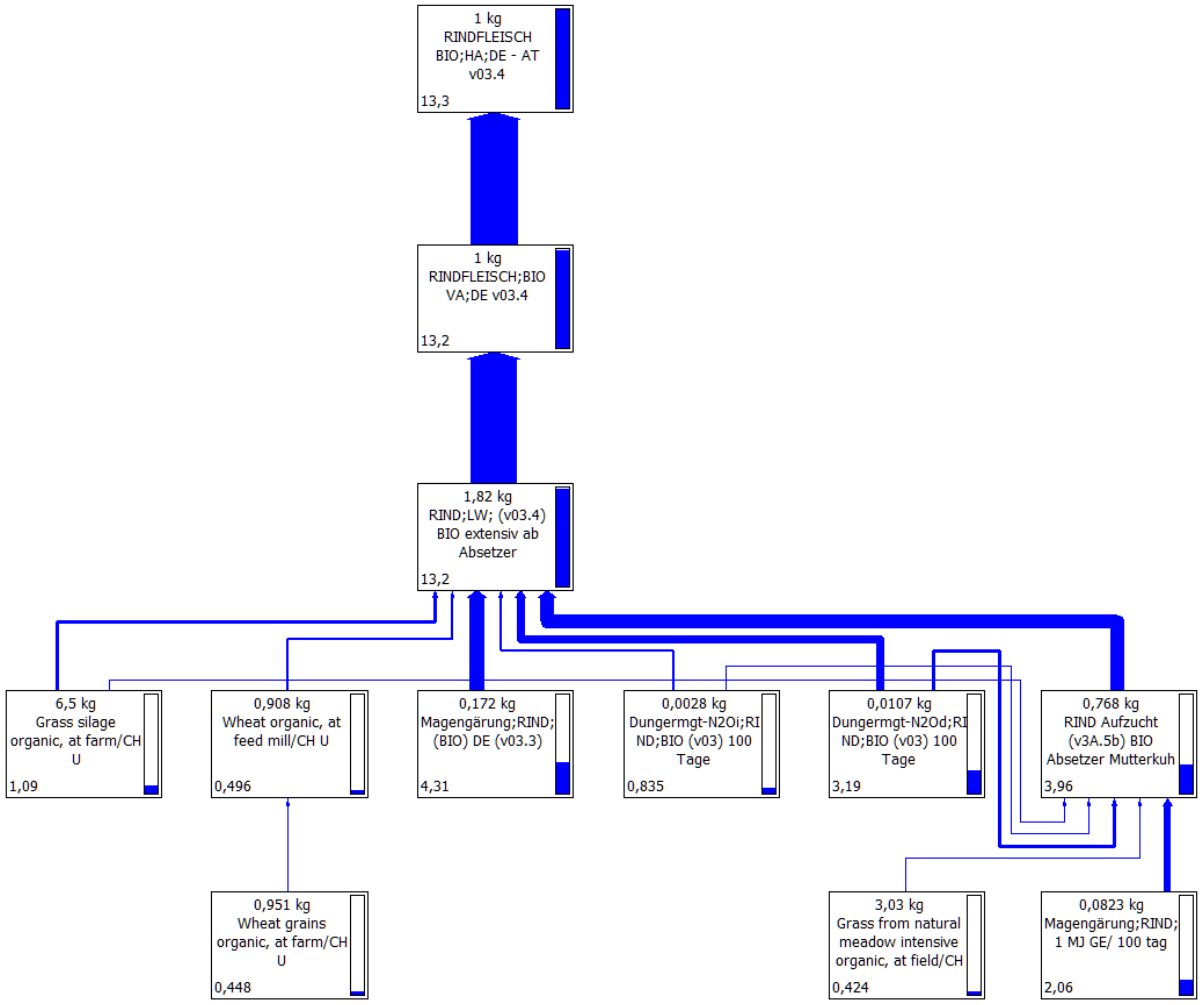

Abbildung 4-4: CO_2 Emissionen von 1 kg biologisch produziertem Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

Vergleich der CO_2 Emissionen von konventioneller und biologischer Produktion von 1 kg Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

Konventionell produziertes Rindfleisch emittiert mit 12,4 kg CO_2 pro kg Milch 7 % weniger CO_2 als biologisch produziertes Rindfleisch mit 13,3 CO_2 –pro kg.

Bei beiden Produktionsweisen ist der Prozess Landwirtschaft für die Höhe der Gesamtemissionen ausschlaggebend (siehe Abbildung 4-5).

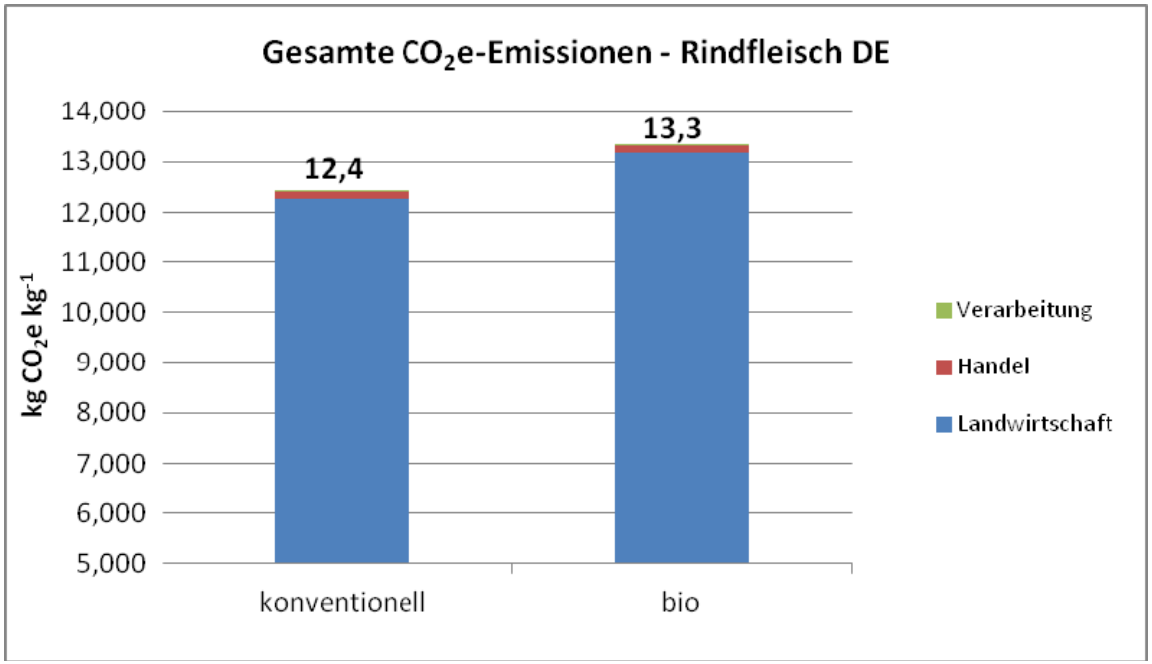

Abbildung 4-5: Vergleich der gesamten CO_2 Emissionen von konventioneller und biologischer Produktion von 1 kg Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

In der Landwirtschaft (siehe Abbildung 4-6) haben in der konventionellen Produktionsweise die Futtermittel den höchsten Anteil an den Gesamtemissionen, in der biologischen Produktionsweise die Magengärung.

In der biologischen Fleischproduktion stammen aus der Magengärung 33 % (4,31 kg CO_2) der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft, in der konventionellen Produktion hat das Futtermittel einen Anteil von 36 % (4,39 kg CO_2).

Die Emissionen aus der Magengärung sind in der biologischen Produktion damit um etwa ein Drittel geringer als in der konventionellen Produktion. Grund für die geringere Ausscheidung von Methan aus dem Verdauungstrakt der Rinder ist die proteinärmere Futterration in der biologischen Produktion [Flachowsky & Brade, 2007].

Durch weniger Protein in der Ration kommt es zu einem Stickstoffdefizit der Mikroorganismen, die die langkettigen Kohlehydrate (Rauhfutter) abbauen und daraus Energie und Methan erzeugen. In der konventionellen Produktion können die Mikroorganismen im Vormagensystem der Rinder durch den höheren Proteinanteil in der Ration aus weniger Rauhfutter mehr Methan erzeugen.

In der biologischen Produktion ist das Futtermittel für 13 % der Emissionen verantwortlich, in der konventionellen Produktion für 36 %. .

Ausschlaggebend für den höheren Anteil an Emissionen sind die verfütterte Menge und der damit verbundene Mehreinsatz an Maschinen und organischen Düngemitteln in der biologischen Produktion.

Das Düngermanagement verursacht in der konventionellen Produktion 1,3 kg CO_2 und in der biologischen Produktion 3,1 kg CO_2.

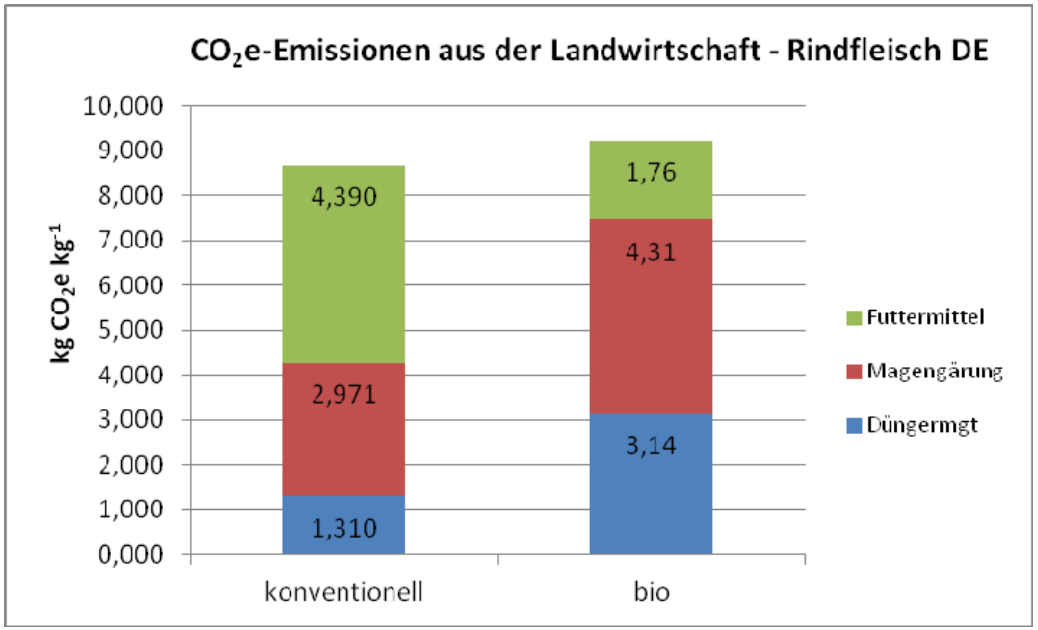

Abbildung 4-7: Vergleich der landwirtschaftlichen CO_2 Emissionen von konventioneller und biologischer Produktion von 1 kg Rindfleisch; Herkunft: Deutschland (Region Düsseldorf), Ziel: Österreich (Wien)

5 Schlussfolgerungen

In den Berechnungen wird der gesamte Lebenszyklus der Lebensmittel berücksichtigt, von der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland (Region Düsseldorf) bis in die Großküchen nach Österreich (Wien). Darin enthalten sind auch die vorgelagerten Prozesse (z.B. Erzeugung von Futtermittel und Energie), aber auch der Handel, der den Transport und die Lagerung (z.B. Kühlung) beinhaltet sowie die Verarbeitung berücksichtigt.

Die Gesamtemissionen von konventionell produziertem Rindfleisch aus Deutschland betragen 12,4 kg CO_2 pro Kilogramm Rindfleisch. Biologisch produziertes Rindfleisch emittiert mit insgesamt 13,3 kg CO_2 um 7 % mehr Emissionen. Bei beiden Produktionsweisen dominiert der Prozess Landwirtschaft mit 99 % den Gesamtausstoß an Emissionen. Die Verarbeitung und der Handel sind mit einem Anteil von 0,2 % und 1 % sehr gering.

- **1 kg biologisch produziertes Rindfleisch aus Deutschland (Region Düsseldorf) emittiert mit 13,3 kg CO_2 7 % mehr CO_2 als 1 kg konventionell produziertes Rindfleisch aus derselben Herkunftsregion (12,4 kg CO_2).**
  Die Landwirtschaft ist überwiegend für die Höhe der Emissionen verantwortlich. Dieser Prozess hat einen Anteil von 99 % an den gesamten THG-Emissionen in beiden Produktionsweisen. Durch den Transport und die Lagerung von konventionell sowie biologisch produziertem Rindfleisch werden 0,13 kg CO_2 freigesetzt. Die Verarbeitung trägt mit 0,03 kg CO_2 in beiden Produktionsweisen am wenigsten zu den gesamten Emissionen bei.

- **Die landwirtschaftliche biologische Produktion von 1°kg Rindfleisch in Deutschland (Region Düsseldorf) emittiert mit 13,2 kg CO_2 7 % mehr THG-Emissionen als 1°kg konventionell produziertes Rindfleisch aus derselben Herkunftsregion (12,3°kg CO_2).**
  Die Landwirtschaft ist bei beiden Produktionsweisen verantwortlich für die Höhe der gesamten Emissionen. In der konventionellen Produktion von Rindfleisch ist das Futtermittel mit einem Anteil von 36 % (4,4 kg CO_2) an den Emissionen im Prozess Landwirtschaft der bedeutendste Prozess (13 % bzw. 1,8 kg CO_2 biologisch). Die Magengärung nimmt in der biologischen landwirtschaftlichen Produktion von Rindfleisch mit 33 % (4,3 kg CO_2) den höchsten Anteil ein (24 % bzw. 3 kg CO_2 konventionell). Das Düngermanagement trägt in der konventionellen Produktion einen Anteil von 11 % bzw. 1,3 kg CO_2 an den gesamten landwirtschaftlichen Emissionen; in der biologischen Produktion sind es 24 % bzw. 3,1 kg CO_2 der gesamten landwirtschaftlichen Emissionen.

  Zu beachten ist, dass die Komplexität des Zusammenspiels der einzelnen Futterkomponenten Eiweiß, Energie und Rauhfutter in Zusammenhang mit der Emission von Methan im Prozess Magengärung noch nicht hinreichend untersucht wurde.

  In der biologischen Erzeugung ist vor allem der höhere mengenmäßige Einsatz von Futter verantwortlich für die Höhe der gesamten THG-Emissionen des biologisch produzier-

ten Rindfleischs. Bisher fehlen wissenschaftliche Ergebnisse, um hier eindeutige Aussagen treffen zu können.

- **Der Transport von 1 kg Rindfleisch von Deutschland (Region Düsseldorf) nach Österreich (Wien) ist für 1,0 % (biologisch) bzw. 1,1 % (konventionell) der gesamten freigesetzten Emissionen verantwortlich.**
  Durch den Transport von deutschem Rindfleisch nach Österreich werden 0,13 kg CO_2 emittiert

6 Literatur

Amon, B.; Fröhlich, M.; Hopfner-Sixt, K.; Amon, T.; Boxberger, J. (2009) Emissionsinventur in Österreich. Universität für Bodenkultur, Depratment für nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Landtechnik. Wien.

Anderl, M.; Freudenschuß, A.; Köther, T.; Kuschel, V.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Schodl, B.; Schwaiger, E.; Seuss, K.; Weiss, P.; Wieser, M.; Zethner, G. (2009) Austria's National Inventory Report 2009. Umweltbundesamt. http://www.umweltbundesamt.at/ileadmin/site/publikationen/REP0188.pdf. 08.09.2009.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2010) Basisdaten für die Ermittlung des Düngebedarfs und für die Umsetzung der Düngeverordnung.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2011) Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). LfL - Information. Hrsg. v. Pferdeernährung, A. W.-u. Poing.

Carlsson-Kanyama, A.; Faist, M. (2000) Energy use in the food sector. A data survey. Universität Stockholm, Department of Systems Ecology; ETH Zürich, Department of Civil and Environmental Engineering.

De Klein, C.; Novoa, R. S. A.; Ogle, S.; Smith, K. A.; Rochette, P.; Wirth, T. C.; McConkey, B. G.; Mosier, A.; Rypdal, K.; Walsh, M.; Williams, S. A. (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Geneva.

Ecoinvent Centre (2007) Ecoinvent data v2.0. Ecoinvent reports No. 1-25. Dübendorf (CH). Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Flachowsky, G. (2008) Wie kommen wir zu CO2-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft? Leibniz Institute for farm animal biology. Archiv Tierzucht. Hrsg. v. Leibniz Institute for farm animal biology, Dummerstorf, Germany. Institut für Tierernährung, Friedrich-Loeffler-Institut, Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit, Braunschweig,.

Flachowsky, G.; Brade, W. (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL),Braunschweig; Institut für Tierernährung, Tierärztliche Hochschule Hannover. Züchtungskunde.

Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; Schryver, A. D.; Struijs, J.; 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.

Gomez, D. R.; Watterson, J. D.; Americano, B. B.; Ha, C.; Marland, G.; Matsika, E.; Namayanga, L. N.; Osman-Elasha, B.; Saka, J. D. K.; Treanton, K. (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 2: Energy. IPCC.

Gruber, L., Steinwidder, A., (1996) Einfluß der Fütterung auf die Stickstoff- und Phosphorausscheidung landwirtschaflicher Nutztiere - Modellkalkulationen auf Basis einer Literaturübersicht. In: Die Bodenkultur. Vol. 47. Band 4. S. 255-277.

Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M.; Korbun, T. (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland,. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH. Schriftenreihe des IÖW. Berlin.

IPCC (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual Volume 3.

Kirchgessner, M. (2004) Tierernährung: Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. Hrsg. v. DLG-Verl.

Kirchgessner, M. (2011) Tierernährung - Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. Hrsg. v. Franz X. Roth, F. J. S., Gabriele I. Stangl.

Kunz, H.-J.; Deerberg, K.-H. (2004) Betriebswirtschaftlicher Vergleich von Ochsen- und Bullenmast. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein. Kiel.

Maerskline (Unbekannt) Maerskline Equipmentguide.

Malhi, Y. (2010) The carbon balance of tropical forest regions, 1990-2005. Oxford University, Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment. Environmental Sustainability. Oxfordshire.

Nemecek, T.; Kägi, T. (2007) Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich and Dübendorf, CH.

Nielsen, P. H.; Nielsen, A. M.; Weidema, B. P.; Dalgaard, R.; Halberg, N. (2003) LCA Food Database.

Oltmanns, M.; Müller-Lindenlauf, M.; Raupp, J. (2004) Konsequenzen der Mistaufbereitung für die Emission klimarelevanter Gase. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenwissenschaften.

Schuchmann, H.; Schuchmann, H. (2005) Lebensmittelverfahrenstechnik.Rohstoffe, Prozesse, Produkte. Hrsg. v. Wiley-VCH Verlag GmbH und Co KGaA. Weinheim.

SimaPro 7 (2009) Ökobilanzierungsprogramm SimaPro. Amersfoort. product ecology consultants.

Stangassinger, M. (2007) Zur Bedeutung der Nahrungsfaser für die Entwicklung und Funktion des Verdauungstraktes beim Wiederkäuer. Ludwig-maximilians-Universität München, Tierärztliche Fakultät, Institut für Physiologie, Physiologische Chemie und Tierernährung. Sekundärwirkungen von Futterinhaltsstoffen - vom Nährstoff zum Wirkstoff. Hrsg. v. Windisch, W.; Plitzner, C.;Kraft, M. München.

Statistik Austria (2009) Schiene - Transportaufkommen und -leistung nach den 10 Kapiteln des NST/R. .

UBA (2009) National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory. Dessau.

Wegener, J.; Lücke, W.; Heinzemann, J. (2006) Potentieller Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der THG in Deutschland. Georg-August Universität, Institut für Agrartechnik. Agrarwirtschaft. Göttingen.

Wenk, C.; Hinterberger, H.; Bracher, A.; Dahinden, M.; Schory, F. (2007) Schweizerische Futtermitteldatenbank. Forschungsanstalt Agroscope Liebefeld-Poiseux (ALP), EidgenössischeTechnische Hochschule Zürich (ETH-Z).

Westfleisch, e. (2009) Nachhaltigkeitsbericht 2009. Münster.

Wild, Y. (2004) Statistische Auswertung des E-Verbrauchs von Kühlcontainern auf fahrenden Schiffen. STG-Sprechtag Kühlcontainer. Hamburg. Dr.-Ing. Yves Wild Ingenierbüro GmbH.

Wrage, N. (2009) Grünland als Quelle und Senke für N2O. Futterbau und Klimawandel - Grünlandbewirtschaftung als Quelle und Senke für Treibhausgase. Kleve. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. 47-52.