

# Möglichkeiten von Großküchen zur Reduktion ihrer CO<sub>2</sub>-Emissionen

*(Maßnahmen, Rahmenbedingungen und Grenzen)*

Endbericht



## Ökobilanz von Speisen

Wien, September 2011



„wir sind“



**Klimabündnis  
Betrieb**



Initiative zur Erforschung einer umweltverträglichen nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung

**Ressourcen Management Agentur**

**Möglichkeiten von Großküchen  
zur Reduktion ihrer CO<sub>2</sub>-  
Emissionen  
(Maßnahmen, Rahmenbedingun-  
gen und Grenzen) -  
Sustainable Kitchen**

(Projekt SUKI)

**ÖKOBILANZ VON SPEISEN**

(Vers. 1.0)

**Hans Daxbeck  
Doris Ehrlinger  
Marianne Weineisen  
Diederik de Neef**

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  
dem Umweltministerium der Tschechischen Republik  
der Südböhmischen Universität České Budějovice  
der Masaryk-Universität in Brunn

Wien, März 2011

## IMPRESSUM :

### 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 Brunn

### Leadpartner:

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

Argentinerstraße 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](mailto:office@rma.at); [www.rma.at](http://www.rma.at)

## Abkürzungen

<b>Abkürzung</b>	<b>Englisch</b>	<b>Deutsch</b>
CC	Climate change	Klimawandel
OD	Ozone depletion	Ozonabbau
HT	Human toxicity	Humantoxizität
PO	Photochemical oxidation	Smogbildung
PM	Particulate matter formation	Feinstaubbildung
TA	Terrestrial acidification	Terrestrische Versauerung
FE	Freshwater eutrophication	Süßwassereutrophierung
ME	Marine eutrophication	Marine Eutrophierung
TET	Terrestrial ecotoxicity	Terrestrische Ökotoxizität
FET	Freshwater ecotoxicity	Süßwasserökotoxizität
MET	Marine ecotoxicity	Marine Ökotoxizität



## Kurzfassung

### Erdäpfelpuffer mit Gemüse

- Die wichtigsten Zutaten der Erdäpfelpuffer mit Gemüse sind die Erdäpfel und das Mehl mit einem mengenmäßigen Anteil von durchschnittlich 48 % bzw. 20 %. Dies gilt sowohl für die Speise aus konventionellen als auch biologischen Zutaten.
- Bei der Beitragsanalyse ist in der konventionellen Produktion der Prozess ‚Landwirtschaft‘ anteilmäßig der wichtigste Prozess, dicht gefolgt von dem Prozess ‚Handel‘.
- In der biologischen Produktion ist der Prozess ‚Handel‘ anteilmäßig der wichtigste Prozess, dicht gefolgt von dem Prozess ‚Landwirtschaft‘.
- In der konventionellen Landwirtschaft ist die anorganische Düngemittelherstellung durchschnittlich gesehen der wichtigste beitragende Faktor in den Wirkungskategorien.
- In der biologischen Produktion sind die Feldemissionen ausschlaggebend für den Prozess ‚Landwirtschaft‘.
- Lebensmitteltransporte sind beim Prozess ‚Handel‘ der wichtigste Faktor, die internationalen Transporte sind hierbei entscheidend.

### Nudeln mit Tomatensoße

- Die Nudeln tragen durchschnittlich am meisten zu den Wirkungskategorien bei, dies gilt sowohl für Speisen aus konventionellen als auch biologischen Zutaten.
- In der konventionellen Produktion ist der Prozess ‚Landwirtschaft‘ der wichtigste Prozess, im biologischen Bereich der Prozess ‚Handel‘.
- In der konventionellen sowie der biologischen Landwirtschaft trägt der Weizenanbau am meisten zu den Wirkungskategorien bei.
- Beim konventionellen Weizenanbau ist der Einsatz anorganischer Düngemittel ausschlaggebend.
- Beim biologischen Weizenanbau sind die Feldemissionen der wichtigste Faktor, die einzelnen Beiträge in den jeweiligen Wirkungskategorien sind jedoch hoch variabel und somit wenig aussagekräftig. Eine detaillierte Analyse bzw. Beschreibung wäre hier vorteilhaft.
- Sowohl in der konventionellen als auch in der biologischen Landwirtschaft ist hinsichtlich des Prozesses ‚Handel‘ die Lagerung der wichtigste Faktor, hauptsächlich bedingt durch die angenommene längere Lagerdauer von Weizen.
- Internationale Lebensmittel-Transporte tragen in beiden Produktionssystemen mehr zu den Wirkungskategorien bei als lokale Transporte.

### Schweinsbraten mit Kraut

- Die Fleischkomponente der Speise ist in allen Wirkungskategorien ausschlaggebend.
- Der Prozess ‚Landwirtschaft‘, insbesondere die Schweinehaltung, ist in allen Wirkungskategorien der wichtigste Prozess.
- Die Schweinehaltung umfasst das Düngermanagement, die Haltung, die Futtermittelerzeugung sowie die Heizung.
- Die Futtermittelerzeugung ist durchschnittlich betrachtet der wichtigste Teil-Prozess im Bezug auf die Umweltauswirkungen.

- Bei den Beitragsanalysen ergeben sich je nach Produktionssystem Unterschiede in den Wirkungskategorien ‚terrestrische Versauerung‘, ‚Feinstaubbildung‘ und ‚Klimawandel‘.

#### **Rindfleisch mit Salzerdäpfeln**

- Die Fleischkomponente der Speise ist im Bezug auf die Wirkungskategorien anteilmäßig die wichtigste Komponente sowohl bei der Speise aus konventionellen als auch aus biologischen Zutaten.
- In beiden Systemen ist der Prozess ‚Landwirtschaft‘ der einflussreichste Prozess, die Futtermittelherstellung ist hierbei die wichtigste Quelle der Umweltauswirkungen.
- Das Düngermanagement sowie die Rinderhaltung sind für die Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘ (CC), ‚Feinstaubbildung‘ (PM) und ‚terrestrische Versauerung‘ (TA) ausschlaggebend.



## Inhaltsverzeichnis

ABKÜRZUNGEN.....	V
KURZFASSUNG .....	VII
INHALTSVERZEICHNIS .....	I
1. EINLEITUNG .....	1
2. ZIELSETZUNG UND FRAGESTELLUNGEN.....	3
3. UNTERSUCHUNGSRAHMEN .....	5
4. METHODISCHES VORGEHEN .....	9
4.1 Auswahl der Speisen .....	9
4.2 Vorgelagerte Prozesse.....	12
4.3 Landwirtschaft.....	14
4.3.1 Allgemeine Annahmen.....	14
4.3.2 Feldemissionen.....	14
4.3.3 Durch das Düngermanagement bedingte Emissionen .....	25
4.3.4 Methanemissionen (CH <sub>4</sub> ) durch Magengärung .....	29
4.3.5 Maschineneinsatz .....	30
4.4 Handel.....	31
4.4.1 Transport.....	31
4.4.2 Lagerung.....	32
4.5 Verarbeitung.....	33
4.6 Methodik der Wirkungsabschätzung.....	33
5. SACHBILANZEN .....	43
5.1 Nudeln mit Tomatensoße.....	43
5.1.1 Nudeln.....	43
5.1.2 Tomatensoße.....	45
5.2 Erdäpfelpuffer mit Gemüse .....	52
5.2.1 Erdäpfel.....	52
5.2.2 Karotten .....	54
5.2.3 Lauch .....	54
5.2.4 Gelbe Rüben.....	54
5.2.5 Mehl .....	54

---

5.3	Schweinsbraten mit Kraut .....	54
5.3.1	Schwein .....	54
5.3.2	Kraut .....	57
5.3.3	Zwiebeln.....	59
5.4	Rindfleisch mit Salzerdäpfeln.....	59
5.4.1	Rindfleisch .....	59
5.4.2	Erdäpfel.....	61
6.	WIRKUNGSABSCHÄTZUNG .....	63
7.	BEWERTUNG .....	65
7.1	Beitragsanalyse.....	65
7.1.1	Erdäpfelpuffer mit Gemüse .....	65
7.1.2	Nudeln mit Tomatensoße.....	68
7.1.3	Schweinsbraten mit Kraut .....	70
7.1.4	Rindfleisch mit Salzerdäpfeln.....	73
7.2	Unsicherheitsanalyse .....	75
7.2.1	Datenunsicherheiten .....	75
7.2.2	Modellunsicherheiten .....	75
7.3	Sensitivitätsanalyse.....	76
8.	SCHLUSSFOLGERUNGEN .....	77
9.	LITERATUR.....	79
ANHANG	.....	87
	Wirkungsabschätzung der verschiedenen Speisen .....	87

## 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<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>), im konkreten 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 weitgehend unbekannt. Die Höhe der CO<sub>2</sub>-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 wichtige 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<sub>2</sub>-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 erfüllt insbesondere in Schulküchen und in Küchen von Kindergärten eine Vorbildfunktion für jüngere Generationen.



## 2. Zielsetzung und Fragestellungen

Die Umweltauswirkungen der vier Speisen ‚Nudeln mit Tomatensoße‘, ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘, ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘ und ‚Schweinsbraten mit Kraut‘ werden ökologisch bewertet. Das Ziel der Ökobilanzierung von Speisen ist, deutlich zu machen, dass bei der Beschaffung von Lebensmitteln nicht nur auf klimawirksame Emissionen geachtet, sondern idealerweise eine ‚ganzheitliche‘ Betrachtung des Produktes angestrebt werden soll. Die Ökobilanzierung der ausgewählten Speisen wird deswegen ergänzend zu der Berechnung der Klimawirksamkeit erstellt, um weitere potenzielle Umweltauswirkungen aufzuzeigen. Dies relativiert die Ergebnisse der CO<sub>2</sub>eq.-Berechnungen, da klar wird, dass neben Treibhausgasemissionen wie Kohlendioxid, Methan, und Lachgas, weitere potenziell umweltschädliche Prozesse stattfinden wie z.B. Versauerung, Eutrophierung.

Großküchenleiter und Großküchenleiterinnen der teilnehmenden Großküchen sind die Zielgruppe der Ökobilanzierung der Speisen. Die Zielgruppe gestaltet die Speisepläne, welche als Werkzeug eingesetzt werden, um die CO<sub>2</sub>-Emissionen und gegebenenfalls weitere Umweltauswirkungen zu reduzieren.

Es ist nicht Ziel des Projektes einen Produktvergleich zwischen z.B. biologisch und konventionell produzierten Speisen anzustellen. Um zu verhindern, dass die Ergebnisse des Projektes von Personen oder Organisationen außerhalb des Projekts falsch interpretiert werden, werden die Resultate der Ökobilanz nicht veröffentlicht. Die Interpretation der Ökobilanzergebnisse ist sehr sensibel und ist nur im Kontext des Projektes SUKI zu betrachten.

### *Fragestellungen:*

1. Welche der ausgewählten Wirkungskategorien sind neben der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ für die Speiseplangestaltung wichtig?
2. Wie sind die potenziellen Umweltauswirkungen der ausgewählten Speisen im Allgemeinen im Vergleich?
3. Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung der Produktionsart (konventionell/ biologisch) bei der Auswahl bzw. Beschaffung der Lebensmittel auf die potenziellen Umweltauswirkungen der Speisen?
4. Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung der Herkunft (aus der Region/nicht aus der Region) bei der Auswahl bzw. Beschaffung der Lebensmittel auf die Umweltauswirkungen der Speisen?
5. Welchen Einfluss hat die Berücksichtigung des Kaufzeitpunkts (saisonal/nicht saisonal) bei der Auswahl bzw. Beschaffung der Lebensmittel auf die Umweltauswirkungen der Speisen?



### 3. Untersuchungsrahmen

Speisen werden als eine Zusammensetzung verschiedener Komponenten bzw. Lebensmittel betrachtet. Die Umweltauswirkungen der einzelnen Komponenten werden ermittelt und nach Rezeptur in den jeweiligen Mengen zusammengefügt. Die eingesetzte Energie (Strom, Fernwärme, Gas etc.), welche für die Zubereitung der Speisen benötigt wird, wird berücksichtigt. Die Produktionskette der einzelnen Lebensmittel umfasst: Landwirtschaft, Handel (bzw. Transport und Lagerung), gegebenenfalls Verarbeitung und die Zubereitung der Speisen in den Großküchen. In der Abbildung 3-1 ist eine vereinfachte Darstellung der Systemdefinition wiedergegeben.

In den am Projekt SUKI teilnehmenden Großküchen werden den Gästen Menüs angeboten, meistens stehen jeden Tag zwei verschiedene Menüs zur Auswahl. Ein Menü besteht aus Vorspeise, Hauptspeise und Beilage sowie einer Nachspeise. Eine ‚Speise‘ - wie der Begriff im Projekt SUKI verwendet wird - umfasst die Hauptspeise plus Beilage (jeweils eine Portion) und ist Untersuchungsgegenstand der Ökobilanzierung.

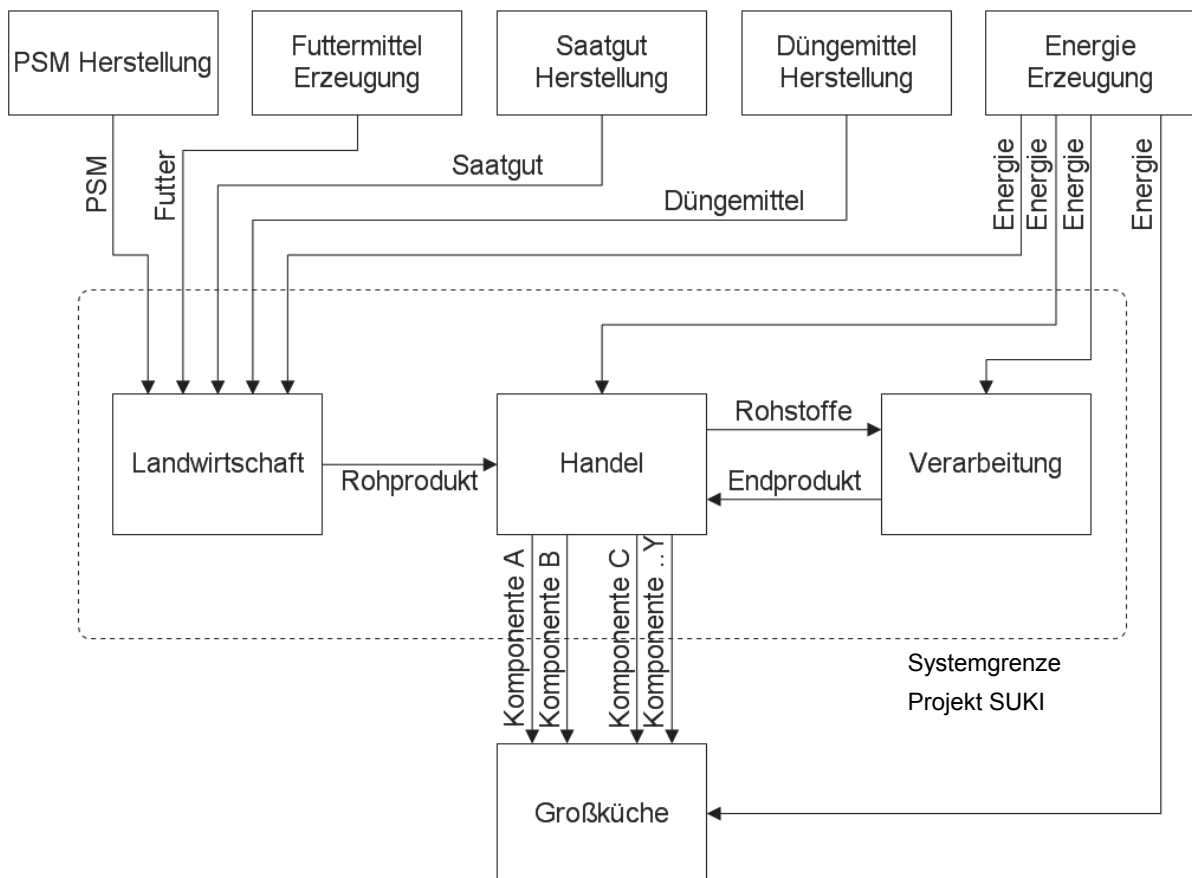


Abbildung 3-1: Systemdefinition der Ökobilanzierung von Speisen

Die Inputs fließen aus fünf, den untersuchten Prozessen ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ vorgelagerten Prozessen in das untersuchte System ein. Der vorgelagerte Pro-

zess ‚Energieerzeugung‘ umfasst die Erzeugung von Strom und Fernwärme, sowie die Herstellung von Erdgas und verschiedener Treibstoffe (hauptsächlich Diesel). Rohstoffe, Energieverbrauch im Herstellungsprozess, Transport- und Umwandlungsverluste werden ebenfalls berücksichtigt.

Der vorgelagerte Prozess ‚Düngemittelherstellung‘ setzt sich aus der Erzeugung von anorganischen sowie organischen Düngemitteln zusammen. Anorganische Düngemittelherstellung beinhaltet im Wesentlichen die Herstellung von den drei Hauptnährstoffen der Pflanzen: Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K). Organische Düngemittel umfassen Kompost, tierischen Dünger aus der Viehzucht und Gründünger bzw. den Anbau von verschiedenen Leguminosen.

Der Energieeinsatz zur Herstellung von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) wird in dem vorgelagerten Prozess ‚PSM Herstellung‘ berücksichtigt. Emissionen während des Herstellungsprozesses der PSM sind vernachlässigbar gering im Vergleich mit den durch den landwirtschaftlichen Einsatz verursachten Umweltbelastungen.

Das in der Landwirtschaft eingesetzte Saatgut wird im vorgelagerten Prozess ‚Saatgut Herstellung‘ miteinbezogen. Rohstoffinputs sowie Energieeinsatz werden ebenfalls erfasst.

Weiters werden in der Viehhaltung eingesetzte Futtermittel berücksichtigt. Eingesetzte Rohstoffe sowie Energie werden in die Ökobilanz einkalkuliert. Zu beachten sind die Landnutzungsänderungen („Land Use Change“), welche durch den Futtermittelanbau in Südamerika entstehen. Bedingt durch Abholzung und Umwandlung des Regenwaldes in Ackerland werden Treibhausgase in die Atmosphäre freigesetzt; auch diese Emissionen werden in der Ökobilanz berücksichtigt.

Außerhalb der Systemgrenze befinden sich insgesamt sechs ‚Prozesse‘. Bezüglich dieser Prozesse werden Hintergrunddaten verwendet. Die Umweltauswirkungen dieser Prozesse werden in den Prozessen ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ oder ‚Verarbeitung‘ dargestellt. Inputs wie Energie, Rohstoffe etc. und Outputs wie Emissionen, Koppel- und Nebenprodukte etc. werden miteinbezogen; feste Abfälle und Abwasser werden jedoch nicht berücksichtigt. Der Konsum der Speise, sowie Gebäude und Maschinen werden ebenso wenig einkalkuliert.

Als räumliche Systemgrenze wird die Welt gewählt, weil die Herkunft mancher Rohstoffe nicht bekannt ist. Zum Beispiel ist nicht nachvollziehbar, woher die Rohstoffe für die Herstellung von anorganischen Düngemitteln oder Pflanzenschutzmittel bezogen werden. Bezüglich fossiler Brennstoffe stellt sich die gleiche Frage, welche nicht hinreichend beantwortet werden kann. Zusätzlich werden Futtermittel außerhalb der EU bezogen (z.B. aus Südamerika), wodurch die Umweltauswirkungen eine globale Dimension annehmen.

In dem Produktionssystem fallen während der Produktion der Speisekomponenten verschiedene Koppelprodukte an. Beispielsweise ist Stroh ein Koppelprodukt der Weizenproduktion; in der Milchviehhaltung wird neben Milch ebenfalls tierischer Dünger produziert. Die Umweltauswirkungen werden deswegen den entsprechenden Prozessen zugeordnet bzw. allokiert.



Nach Empfehlung der ISO 14044 wird bei den Produkten aus der Tierhaltung (Milch, Joghurt, Schwein, Rind, Geflügel) eine Allokation auf ökonomischer Basis vorgenommen. Den Koppelprodukten werden also Energie- und Stoffströme im Verhältnis zu ihrem ökonomischen Wert zugeordnet.

Die modellspezifischen Daten werden für das Bezugsjahr 2008 erfasst. Hintergrunddaten werden in einem angemessenen Zeitrahmen miteinbezogen. Der verwendete Zeitrahmen variiert notwendigerweise je nach Verfügbarkeit der Hintergrunddaten zwischen den vorgelagerten Prozessen. In einem Extremfall basieren die Daten bezüglich des Energieeinsatzes bei der Herstellung von Pflanzenschutzmittel auf dem Jahr 1987 [Green, 1987].

Aus Gründen der Durchführbarkeit werden bei der Berechnung der Speisen nicht alle Speisekomponenten berücksichtigt. Ein mengenmäßiger Anteil ökobilanzierter Komponenten von zumindest 90 % der Speise wurde angestrebt. Dieser Anteil ist jedoch bei den verschiedenen Speisen unterschiedlich; die berücksichtigten Komponenten und deren Gesamtanteil an der Speise sind für jede Speise dokumentiert (siehe Kapitel 4.1).

Daten zu den vorgelagerten Prozessen bzw. Hintergrunddaten werden der Ecoinvent-2.2-Datenbank entnommen [Ecoinvent Centre, 2007]. Prozessspezifische Daten bzw. Vordergrunddaten werden vor Ort erfasst und durch Literaturrecherche ergänzt und abgesichert. Im Prozess ‚Landwirtschaft‘ umfassen die miteinbezogenen Daten sowohl die landwirtschaftlichen Inputs wie Düngemittel, Saatgut, Pflanzenschutzmittel, Futtermittel und Energieträger als auch die anfallenden Emissionen wie Feldemissionen, Düngermanagement und Magengärung. Im Prozess ‚Handel‘ wird die Erzeugung von Energieträgern, welche beim Transport und der Lagerung von Lebensmitteln zum Einsatz kommen, sowie deren Verbrauch bzw. Emissionen berücksichtigt. Der Energieeinsatz und anfallende Emissionen für die Verarbeitung der Lebensmittel werden ebenfalls miteinbezogen. Die prozessspezifischen Daten bzw. die vor Ort erfassten Daten werden durch Literaturrecherche ergänzt und abgesichert. Dabei wird vom Stand der Technik in Europa ausgegangen.



## 4. Methodisches Vorgehen

### 4.1 Auswahl der Speisen

Es werden repräsentative Speisen ausgewählt mit dem Ziel einen mengenmäßig größtmöglichen Anteil an den gesamten, in den Großküchen gekochten Speisen zu erfassen. Die zu bilanzierenden Speisen werden mit Hilfe der Speisepläne der Großküchen ausgesucht. Die Speisepläne beinhalten jene Menüs, welche im Laufe eines Jahres gekocht werden. Je nach Großküche werden fünf bzw. sieben Tage die Woche Menüs angeboten. In Krankenhausküchen werden zusätzlich verschiedene Kostarten wie Normalkost, diabetische Normalkost, leichte Vollkost oder vegetarische Kost bereitgestellt. Diese werden beim Auswahlprozess miteinbezogen.

Die Auswahl einer repräsentativen Speise pro Großküche gestaltet sich insofern schwierig, weil die Hauptkomponenten in vielfältigster Weise verarbeitet werden und daher eine bloße Auswahl aufgrund der Bezeichnung der Speisen nicht möglich ist. Bei der Auswahl der Speisepläne wird berücksichtigt, dass üblicherweise in einem bestimmten Rhythmus gekocht wird z.B. alle zwei Monate. Somit sind wiederkehrende Hauptkomponenten erkennbar, wodurch man die am häufigsten gekochten Speisen ableiten kann.

Bezüglich der Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. dem Aufzeigen von Emissionsunterschieden wird versucht, Menüs auszuwählen, welche unterschiedliche Hauptzutaten aufweisen. Es wird aufgrund der zu erwartenden Unterschiede in den Berechnungsergebnissen mindestens eine vegetarische Speise gewählt. Zum Vergleich mit den vegetarischen Speisen werden verschiedene Fleischspeisen betrachtet. Zusätzlich wird berücksichtigt, dass jene Lebensmittel, welche für die CO<sub>2</sub>-Emissionsberechnungen herangezogen werden, auch als Hauptzutaten in den ausgewählten Speisen für die Ökobilanz enthalten sind.

Folgende Speisen werden in der Ökobilanz berechnet:

- Nudeln mit Tomatensoße
- Erdäpfelpuffer mit Gemüse
- Schweinsbraten mit Kraut
- Rindfleisch mit Salzerdäpfeln

Für jede ausgewählte Speise wird das Rezept der jeweiligen Großküche herangezogen, zunächst auf die Einheit Kilogramm umgerechnet und in weiterer Folge auf eine Portion vereinheitlicht. In den Berechnungen wird - wenn möglich – ein mengenmäßiger Anteil von mindestens 90 % der gesamten Zutaten pro Speise berücksichtigt; die Hauptspeise und die Beilage werden dabei als Ganzes betrachtet. In der Tabelle 4-1 bis Tabelle 4-4 sind die ausgewählten Speisen und deren Speisekomponenten aufgelistet.

Tabelle 4-1: Zusammensetzung der Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

Speise	Komponente	Menge (g)	Anteil (%)	Kumulativer Anteil (%)
Nudeln mit Tomatensoße	Wasser <sup>1</sup>	500	n.b.	n.b.
	Nudeln	100	43	43
	Tomatencoulis – FP	50	21	64
	Tomatenpronto – FP	50	21	86
	Karotten	10	4	90
	Zwiebeln	10	4	94
	<i>Sellerie</i>	10	4	99
	<i>Olivenöl</i>	2	01	100
	<i>Salz</i>	1	0	100
	<i>Gewürzmischung</i>	-	-	-
<b>SUMME</b>		<b>733</b>	<b>100</b>	
<b>Berücksichtigt</b>		<b>720</b>	<b>98</b>	

Tabelle 4-2: Zusammensetzung der Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘ (Italien)

Speise	Komponente	Menge (g)	Anteil (%)	Kumulativer Anteil (%)
Erdäpfelpuffer mit Gemüse	Erdäpfel	120	43	43
	Karotten	40	14	57
	Lauch*	40	14	71
	Rüben – gelb**	40	14	85
	Mehl	15	5	90
	<i>Ei</i>	13	5	95
	Zwiebeln	5	2	97
	<i>Salz</i>	4	1	98
	<i>Butter</i>	2	1	99
	<i>Schnittlauch</i>	1	0	99
	<i>Zitronensaft</i>	1	0	100
	<i>Pfeffer</i>	0,7	0	100
	<i>Kümmel</i>	0,4	0	100
<b>SUMME</b>		<b>282</b>	<b>100</b>	
<b>Berücksichtigt</b>		<b>260</b>	<b>92</b>	

\* Als Zwiebeln berücksichtigt

\*\* Als Karotten berücksichtigt

<sup>1</sup> Das Wasser wird zum Kochen der Nudeln verwendet. Obwohl der größte Teil nicht verzehrt wird, ist das Wasser eindeutig der Speise zuzuordnen und wird deswegen in der Tabelle wiedergegeben.

Tabelle 4-3: Zusammensetzung der Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘

Speise	Komponente <sup>1</sup>	Menge (g)	Anteil (%)	Kumulativer Anteil (%)
Rindfleisch mit Salzerdäpfeln	Rindfleisch	152	52	52
	Erdäpfel	130	45	97
	Wasser	5	2	99
	Salz	4	1	100
	Zwiebeln	0,0085	0	100
	Karotten	0,0045	0	100
	Sellerie	0,0025	0	100
	Peterwurzeln	0,0015	0	100
	Lauch	0,0015	0	100
	Rindsuppe – klar	0,0015	0	100
	<b>SUMME</b>	<b>291</b>	<b>100</b>	
	<b>Berücksichtigt</b>	<b>282</b>	<b>97</b>	

Tabelle 4-4: Zusammensetzung der Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘

Speise	Komponente	Menge (g)	Anteil (%)	Kumulativer Anteil (%)
Schweinsbraten mit Kraut	Schopf	164	45	45
	Kraut	143	40	85
	Zwiebeln	21	4	91
	Schmalz	14	4	94
	Salz	4	1	96
	Mehl	4	1	97
	Essig	4	1	98
	Knoblauch	3	1	99
	Zucker	3	1	99
	Pfeffer	1	0	100
	Kümmel	1	0	100
	<b>SUMME</b>	<b>362</b>	<b>100</b>	
	<b>Berücksichtigt</b>	<b>342</b>	<b>94</b>	

<sup>1</sup> Das Rindfleisch wird mit Wasser und einer Gemüsemischung gekocht, was für eine Suppe verwendet wird. Deswegen werden 95% des Rindfleisches und 5% der übrigen Komponenten der Hauptspeise zugerechnet, umgekehrt wird 5% des Rindfleisches und 95% der übrigen Komponenten der Suppe zugerechnet.

## 4.2 Vorgelagerte Prozesse

### Futtermittelerzeugung

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. Die Futtermittel werden grob in drei Bereiche unterteilt: 1) Eiweißfutter, 2) Energiefutter und 3) Rauhfutter. Die Unterteilung ist für die Unterscheidung konventioneller und biologischer Futterrationen von Bedeutung. Es ergeben sich emissionsrelevante Unterschiede zwischen der konventionellen und biologischen Erzeugung der Futtermittel, da Eiweiß-, Energie- und Rauhfutter in unterschiedlichem Verhältnis verfüttert werden.

### Saatguterzeugung

Die Erzeugung von Saat- und Pflanzgut trägt im Allgemeinen geringfügig (unter 5 %) zu den gesamten Umweltauswirkungen der Lebensmittel bei [Nemecek & Kägi, 2007]. Eine Ausnahme stellen die Erdäpfel dar, weil eine größere Menge an Pflanzgut pro ha notwendig ist. Aufgrund des relativ niedrigen Anteils der Saat- und Pflanzguterzeugung an den gesamten Umweltauswirkungen wird dieser Prozess anhand der in der Ecoinvent-Datenbank vorhandenen Daten [Ecoinvent Centre, 2007] modelliert. Dabei wird lediglich für einjährige Kulturen der Input Saat- und Pflanzgut berücksichtigt. Für mehrjährige Kulturen (z.B. Obstsorten) wird die Erzeugung von Saat- und Pflanzgut aufgrund des niedrigen Beitrags zu den gesamten Umweltauswirkungen vernachlässigt.

### Mineralische Düngemittelerzeugung

Die Herstellung mineralischer Düngemittel verursacht Emissionen von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Phosphor- und Salpetersäure ( $\text{H}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ) [International Fertilizer Industry Association (IFA)]. Hinsichtlich der Produktion von Mineraldüngern werden die drei Hauptnährstoffe der Pflanzen Stickstoff (N), Phosphor ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) und Kalium ( $\text{K}_2\text{O}$ ) berücksichtigt. Die in dieser Studie verwendeten Emissionsfaktoren basieren auf der Studie von Davis und Hagl [Davis, 1999], welche derzeit die umfassendste und aktuellste darstellt. Die Umweltauswirkungen der mineralischen Düngemittelherstellung werden der Ecoinvent-Datenbank [Ecoinvent Centre, 2007] entnommen.

### Organische Düngemittelerzeugung

Die Erzeugung von Gülle und Festmist wird in vier Prozesse unterteilt. Diese Prozesse werden vom Düngermanagement der Viehhaltung abgeleitet. Bezüglich der Methanemissionen sowie der direkten und indirekten Lachgasemissionen wird für Mastvieh Gülle und Festmist berücksichtigt, wobei Gülle als Nebenprodukt der konventionellen Tierhaltung festgelegt wird und Festmist als Nebenprodukt der ökologischen Tierhaltung. Die Umweltauswirkungen werden mittels Allokationsfaktor den entsprechenden ‚Outputs‘ zugerechnet. Den Düngemitteln werden die Umweltauswirkungen durch ökonomische Allokation zugeschrieben.

### Erzeugung von Pflanzenschutzmitteln

Pflanzenschutzmittel werden anhand von generischen Sachbilanzen aus der Ecoinvent-Datenbank berücksichtigt [Ecoinvent Centre, 2007]. Die generischen Pflanzenschutzmittel (Pestizide) werden in drei Kategorien eingeteilt: Herbizide, Insektizide und Fungizide. Bei der Darstellung der Umweltauswirkungen werden die vorhandenen Sachbilanzen der Ecoinvent-Datenbank verwendet [Ecoinvent Centre, 2007]. Diese Sachbilanzen basieren auf der Arbeit von Green [Green, 1987] und sind derzeit die qualitativ hochwertigste Datenquelle bezüglich der Erzeugung von chemischen Düngemitteln [Nemecek & Kägi, 2007].

Biologische Pflanzenschutzmittel beruhen auf natürlichen, pflanzlichen oder tierischen Produkten, auf Mikroorganismen sowie auf Substanzen, die in Fallen eingesetzt werden oder solchen, die traditionell im ökologischen Landbau verwendet werden [Kelderer, 2011]. Konventionelle Pflanzenschutzmittel hingegen basieren auf chemischen Wirkstoffen. Die Herstellung von biologischen und konventionellen Pflanzenschutzmitteln ist somit sehr unterschiedlich. Aufgrund mangelnder Datenlage hinsichtlich der Herstellung von biologischen Pflanzenschutzmitteln wird im Rahmen des Bioanbaus die Erzeugung von biologischen Pflanzenschutzmitteln nicht berücksichtigt. Der erforderliche Maschineneinsatz für die Ausbringung der Pflanzenschutzmittel fließt jedoch in die Berechnungen mit ein (siehe Kapitel 4.3.5).

### Energieerzeugung

Energie wird nicht direkt genutzt, sondern über Energieträger, 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 Daten zu den Emissionen bedingt durch die Erzeugung der Energieträger werden komplett aus der Ecoinvent-Datenbank [Ecoinvent Centre, 2007] entnommen.

Bei der Erzeugung von Elektrizität werden berücksichtigt: Inlandserzeugung, Importe, Übertragungs- und Transformationsverluste sowie Schwefel-Hexafluorid-Emissionen ( $\text{SF}_6$ ) [Ecoinvent Centre, 2007]. Die für den Prozess ‚Landwirtschaft‘ relevanten Werte sind Niederspannungswerte. Für den industriellen Bereich, also den Prozess ‚Verarbeitung‘, sind Mittelspannungswerte angegeben. Generell wird Erdgas als Energieträger für alle Heizprozesse angenommen (z.B. Beheizung von Gewächshäusern), was im Einzelfall gesondert betrachtet werden muss. Daten zu Erdgas als Treibstoff und Rohstoff für die Düngemittelherstellung werden nicht angepasst, sondern wie in der Datenbank vorhanden verwendet.

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

## 4.3 Landwirtschaft

### 4.3.1 Allgemeine Annahmen

In der landwirtschaftlichen Produktion von Lebensmitteln wird zwischen konventionellen und biologischen Produktionssystemen unterschieden. Die Unterschiede zwischen den beiden Produktionssystemen werden in der Tierhaltung beim Düngermanagement und der Fütterung, im Pflanzenbau beim Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln deutlich. Die Produktionssysteme unterscheiden sich darüber hinaus in der Höhe des Ertrags bzw. der Produktionsleistung.

Die Produktion von pflanzlichen Produkten in konventionellen Produktionssystemen grenzt sich vor allem bezüglich des Einsatzes von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Ertrag von biologischen Produktionssystemen ab. Biologische Produktionssysteme können auch von einem stärkeren Maschineneinsatz geprägt sein, dies ist aber nicht immer so. Im konventionellen Pflanzenbau werden anorganische, aus mineralischen bzw. fossilen Rohstoffen produzierte Düngemittel verwendet. Die Herstellung anorganischer Düngemittel verursacht Emissionen, welche bei den Umweltauswirkungen der konventionellen Landwirtschaft mitberücksichtigt werden. In der biologischen Landwirtschaft kommen organische Düngemittel (z.B. Gülle, Festmist, Vinasse) zum Einsatz. Die Umweltauswirkungen von Gülle und Festmist werden anhand einer ökonomischen Allokation von Fleisch bzw. Milchprodukten ermittelt und in der konventionellen und biologischen Landwirtschaft berücksichtigt.

Die Erträge bzw. Produktionsleistung in der konventionellen Landwirtschaft sind durchschnittlich höher als in biologischen Systemen. Der Ertrag bzw. die Produktionsleistung sind sensibel handzuhaben, da sie die Wirkungskategorien stark beeinflussen. Bei der Datenerfassung wurden die jeweiligen Erträge vor Ort erhoben und durch Literaturrecherche abgesichert um Repräsentativität zu gewährleisten.

In der Tierhaltung werden Düngermanagementsysteme und Futterrationen betrachtet. In der konventionellen Tierhaltung werden üblicherweise Flüssigdünger-Managementsysteme angewendet. Bei der Ermittlung der Umweltauswirkungen wird für die konventionelle Landwirtschaft ein Gülle-System angenommen. In biologischen Tierhaltungssystemen werden Festmist-Systeme als repräsentativ befunden. Das Düngermanagementsystem beeinflusst die Art und Menge von Emissionen (z.B. Methan, Lachgas, Ammoniak).

### 4.3.2 Feldemissionen

#### 4.3.2.1 Ammoniak (NH<sub>3</sub>)

Luftetrug von Ammoniak aus der Landwirtschaft wird der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘ zugeordnet. Da landwirtschaftliche Regionen sich durch eine niedrige Bevölkerungsdichte auszeichnen, wird für diese Emission das Subkompartiment ‚niedrige Bevölkerungsdichte‘ gewählt.



**Ammoniak aus anorganischer Düngemittelanwendung in der Landwirtschaft**

Die durch Ausbringung von N-Düngemittel in der Landwirtschaft bedingten Ammoniakemissionen (NH<sub>3</sub>) werden in der Ökobilanz berücksichtigt. Es wird die von [Nemecek & Kägi, 2007] verwendete Methode für die Berechnung der NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Düngung mit anorganischen Düngemitteln angewandt. Nach der Formel 4-1 wurden die NH<sub>3</sub>-Emissionen ermittelt; die Emissionsfaktoren der jeweiligen Düngemittel sind in der Tabelle 4-5 wiedergegeben.

Formel 4-1: NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Ausbringung von anorganischen Düngemitteln

$$\text{NH}_{3\text{Kunstdünger}} = M \times \text{EF}_N \times \frac{10}{7}$$

Wobei:

NH<sub>3</sub>Kunstdünger: NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Ausbringung von anorganischen N-Düngemitteln, [kg NH<sub>3</sub> Jahr<sup>-1</sup>]

M: Menge ausgebrachter N-Düngemittel, [kg N-Düngemittel Jahr<sup>-1</sup>]

EF<sub>N</sub>: Emissionsfaktor des ausgebrachten N-Düngemittels, [%]

10/7: Umrechnungsfaktor zur Hochrechnung von NH<sub>3</sub>-N auf NH<sub>3</sub>, ohne Einheit

Tabelle 4-5: NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktoren von ausgewählten anorganischen N-Düngemitteln; [Nemecek & Kägi, 2007]

Düngemittelart	NH <sub>3</sub> -N Emissionsfaktor (%)
Ammoniumnitrat, Kalkammonsalpeter	2
Ammoniumsulfat	8
Urea	15
NPK-, NP-, NK-Düngemittel	4
UAN	8,5

**Ammoniakemissionen aus organischer Düngemittelanwendung in der Landwirtschaft**

Es wird angenommen, dass in der konventionellen Landwirtschaft hauptsächlich Gülle ausgebracht wird und in der biologischen Landwirtschaft überwiegend Festmist (siehe Kapitel 4.3.1). Die Ammoniakemissionen, die beim Ausbringen von organischen Düngemitteln entstehen, werden berücksichtigt. Die Methodik von [Nemecek & Kägi, 2007] wird für die Berechnung der jeweiligen NH<sub>3</sub>-Emissionen verwendet. Für die Berechnung von NH<sub>3</sub>-Emissionen, die durch den Einsatz von Gülle entstehen, wird die Formel 4-2 angewandt [Nemecek & Kägi, 2007]. Das Sättigungsdefizit der Luft (SD<sub>m</sub>) wird ebenfalls nach [Nemecek & Kägi, 2007] ermittelt und ist je Lebensmittel bzw. Herkunftsregion in der Tabelle 4-6 wiedergegeben. Der totale NH<sub>4</sub>-N-Gehalt (bzw. TAN) der Gülle ist in der Tabelle 4-7 angeführt [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010], dieser wird für alle Lebensmittel als gleich angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass keine zusätzlichen Maßnahmen gesetzt werden um die NH<sub>3</sub>-Emissionen zu reduzieren.

*Formel 4-2: NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Ausbringung von Gülle*

$$\text{NH}_{3\text{Gülle}} = \frac{17}{14} \times (-9,5 + 19,4\text{TAN} + 1,1\text{SD}_m) \times (0,0214\text{S} + 0,358) \times A_s$$

Wobei:

NH<sub>3Gülle</sub>: Ammoniakemissionen durch das Ausbringen von Gülle, [kg NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>]

TAN: Totaler NH<sub>4</sub>-N Gehalt in Gülle, [kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>]

S: Menge ausgebrachter Gülle, [m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>]

SD<sub>m</sub>: Sättigungsdefizit der Luft im Monat m

A<sub>s</sub>: Anteil der gesamten, mit Gülle gedüngten Fläche, [%/100]

*Tabelle 4-6: Sättigungsdefizit der Luft (SD<sub>m</sub>) je Lebensmittel bzw. Herkunftsregion und Monat*

Lebensmittel	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Erdäpfel	3,2	3,2	4,1	5,5	7,2	9,0	11,7	11,4	9,0	5,6	4,6	3,4
Kraut	0,8	0,9	1,4	2,4	3,4	4,0	4,1	3,3	2,7	1,6	0,9	0,6
Karotten	2,2	2,9	4,2	5,2	6,7	9,3	11,7	10,9	8,7	5,3	3,6	2,4
Zwiebel	1,5	2,4	4,5	6,0	8,7	11,4	14,9	13,6	9,8	5,3	2,1	1,5
Weizen	2,4	2,8	3,7	4,3	6,0	8,5	10,5	10,5	8,2	5,0	3,3	2,6
Tomaten	3,1	3,6	4,8	5,8	7,2	9,8	11,7	11,7	9,8	6,8	5,2	3,5

*Tabelle 4-7: NH<sub>4</sub>-N-Gehalt verschiedener N-Düngemittel; [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]*

N-Düngemittel	NH <sub>4</sub> -N Gehalt	Einheit
Mastbullengülle	1,9	kg m <sup>-3</sup>
Mastschweinegülle	2,7	kg m <sup>-3</sup>
Rindermist	0,8	kg t <sup>-1</sup>
Schweinemist	0,9	kg t <sup>-1</sup>

NH<sub>3</sub>-Emissionen, welche bei der Ausbringung von Festmist entstehen, werden nach der Formel 4-3 [Nemecek & Kägi, 2007] ermittelt. Der totale NH<sub>4</sub>-N Gehalt (bzw. TAN) im Festmist ist in der Tabelle 4-7 gegeben und wird für alle Lebensmittel als gleich angenommen.

*Formel 4-3: NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Ausbringung von Festmist*

$$\text{NH}_{3\text{Festmist}} = \frac{17}{14} \times (0,787\text{TAN} \times M + 0,757) \times 0,75 \times A_m$$

Wobei:

NH<sub>3Festmist</sub>: Ammoniakemissionen durch Ausbringung von Festmist, [kg NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>]

TAN: Totaler NH<sub>4</sub>-N Gehalt im Festmist, [kg NH<sub>4</sub>-N/t]

M: Menge ausgebrachter Festmist, [t ha<sup>-1</sup>]

A<sub>s</sub>: Anteil der gesamten, mit Festmist gedüngten Fläche, [%/100]

#### 4.3.2.2 Lachgas (N<sub>2</sub>O)

Landwirtschaftlich genutzte Böden enthalten in der durchwurzelten Bodenschicht zwischen 3.000 und 50.000 kg N/ha, wovon etwa 99 % in organischer Form gebunden sind. Für die treibhausrelevanten Emissionen (hier N<sub>2</sub>O) von Bedeutung ist die Menge an anorganisch vorliegendem Stickstoff (NO<sub>3</sub> und NH<sub>4</sub>), d.h. durch Mineralisierungsvorgänge entstandener oder durch Düngemittel eingebrachter Stickstoff. Direkte sowie indirekte Emissionen von Lachgas (N<sub>2</sub>O) entstehen auf landwirtschaftlich genutzten Böden hauptsächlich durch die Anwendung anorganischer und organischer Düngemittel [Spiess & Richner, 2005].

##### Direkte Lachgasemissionen

Bei den direkten Lachgas-Feldemissionen (N<sub>2</sub>O) werden die Emissionen als Folge der anorganischen, also mineralischen Stickstoffdüngung (F<sub>SN</sub>) und der organischen Stickstoffdüngung (F<sub>ON</sub>) (Harn und Exkremete der Weidetiere) berücksichtigt.

Nicht miteinbezogen werden: mineralisierter Stickstoff als Folge des Verlustes von organisch gebundenem Kohlenstoff aus der organischen Substanz im Boden (F<sub>SOM</sub>) und der Stickstoff aus Ernterückständen (F<sub>CR</sub>). Die daraus entstehenden Emissionen sind im Vergleich vernachlässigbar gering. Ebenfalls unberücksichtigt bleibt der bei dem Anbau von Leguminosen aus der Luft fixierte Stickstoff. Die Luftstickstofffixierung durch Leguminosen wie Luzerne und Ackerbohne ist im ökologischen Pflanzenbau, v.a. im Weizenanbau, der wichtigste Stickstofflieferant. Da die Datenlage bezüglich des Emissionsverhaltens der Leguminosen bisher noch unzureichend ist, um konkrete Aussagen treffen zu können, wurden die durch Leguminosen verursachten Emissionen nicht einkalkuliert [Strogies & Gniffke, 2009].

In der Formel 4-4 ist die Berechnungsmethode der N<sub>2</sub>O-N Emissionen wiedergegeben, adaptiert von [De Klein et al., 2006].

*Formel 4-4: Stickstoffanteil der Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Inputs*

$$N_2O - N_{N_{\text{inputs}}} = [(F_{SN} + F_{ON}) \times EF_1]$$

Wobei:

N<sub>2</sub>O-N<sub>N<sub>inputs</sub></sub>: jährliche, direkte Feldemissionen aus Stickstoff-Inputs in landwirtschaftlichen Böden, [kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

F<sub>SN</sub>: Aufgebrachte Menge anorganischer Düngemittel, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

F<sub>ON</sub>: Aufgebrachte Menge organischer Düngemittel, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

EF<sub>1</sub>: Emissionsfaktor für Lachgas-Emissionen aus landwirtschaftlichen Stickstoff-Inputs, [kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>]

Die durchschnittlichen Inputs an anorganischem Stickstoff (F<sub>SN</sub>) sind mit Hilfe von Fragenbogenerhebungen, Publikationen von Landwirtschaftskammern und entsprechender Fachliteratur ermittelt worden. Die Stickstoffverluste, welche durch die Verflüchtigung von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und Stickoxiden (NO<sub>x</sub>) entstehen, werden [Anderl et al., 2009] und [De Klein et al., 2006] entnommen (siehe Formel 4-5).

*Formel 4-5: Menge des aufgebrauchten Stickstoffs korrigiert um Verluste durch Verflüchtigung*

$$F_{SN} = N_{FERT} \times (1 - \text{Frac}_{GASF})$$

Wobei:

$N_{FERT}$ : Jährliche Menge an Stickstoff, die als Dünger aufgebracht wird, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$\text{Frac}_{GASF}$ : Anteil des Stickstoffs der sich in Form von NH<sub>3</sub> und NO<sub>x</sub> verflüchtigt, [kg/kg] (0,023 kg für mineralische Düngemittel und 0,153 kg für Harnstoff)

Organische Düngemittel umfassen: tierische Exkremente (Gülle, Festmist), Abwasserrückstände, Kompost und andere wie zum Beispiel Vinasse oder Gründünger. Die durchschnittlichen, organischen Stickstoff-Inputs ( $F_{ON}$ ) sind durch eine Fragebogenerhebung und Literaturrecherche ermittelt worden und werden anhand der Formel 4-6 nach [De Klein et al., 2006] berechnet. Die entsprechenden Stickstoffgehalte der organischen Düngemittel werden der Düngemitteltabelle der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010] entnommen.

*Formel 4-6: Jährlich aufgebrauchte Menge an organischem Stickstoff*

$$F_{ON} = F_{AM} + F_{SEW} + F_{COMP} + F_{OOA}$$

Wobei:

$F_{ON}$ : Jährlich aufgebrauchte Menge an organischem Stickstoff, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$F_{AM}$ : Jährlich aufgebrauchte Menge an N in Form von Wirtschaftsdünger, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$F_{SEW}$ : Jährlich aufgebrauchte Menge an N in Form von Abwasserrückständen, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$F_{COMP}$ : Jährlich aufgebrauchte Menge an N in Form von Kompost, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$F_{OOA}$ : Jährlich aufgebrauchte Menge an N in Form von sonstigen organischen Düngemittel, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

Bei Weidehaltungssystemen von Milch- und Mastvieh auf Grünland ist die Zufuhr von Stickstoff durch die Exkrementen der Tiere gewährleistet. Die entsprechenden Lachgasemissionen werden anhand von [De Klein et al., 2006] ermittelt (siehe Formel 4-7).

*Formel 4-7: N<sub>2</sub>O-N Emissionen als Folge der Zufuhr von Weidetierexkrementen*

$$N_2O - N_{PRP} = F_{PRP} \times EF_{PRP}$$

Wobei:

$N_2O - N_{PRP}$ : Jährliche, direkte Emissionen aus den Exkrementen der Weidetiere, [kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$F_{PRP}$ : Jährlich zugeführte Menge an Weidetierexkrementen, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$EF_{PRP}$ : Emissionsfaktor für N<sub>2</sub>O Emissionen aus den Exkrementen von Weidetieren, [kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>]

Mit der Formel 4-8, welche [De Klein et al., 2006] entnommen und angepasst wird, wird der Stickstoffanteil der Lachgasemissionen ( $N_2O-N$ ) auf Lachgas ( $N_2O$ ) hochgerechnet.

*Formel 4-8: Umrechnung von  $N_2O-N$  auf  $N_2O$*

$$N_2O = (N_2O - N_{N_{inputs}} + N_2O - N_{PRP}) \times \left( \frac{44}{28} \right)$$

### Indirekte Lachgasemissionen

Die Anwendung von anorganischen sowie organischen Düngemitteln kann auch zu indirekten Lachgasemissionen führen. Indirekte Lachgasemissionen entstehen durch Verflüchtigung des Stickstoffs in Form von Ammoniak ( $NH_3$ ) und Stickoxiden ( $NO_x$ ) und deren anschließende Umwandlung in Lachgas. Die indirekten Lachgasemissionen verursacht durch die Verflüchtigung von Stickstoff wurden nach [De Klein et al., 2006] mit Hilfe der Formel 4-9 ermittelt. Die Stickstoff-Inputs sind die gleichen wie bei der Berechnung der direkten Lachgasemissionen.

*Formel 4-9: Lachgas-Emissionen in Folge von atmosphärischer Deposition des aus landwirtschaftlichen Böden verflüchtigten Stickstoffs*

$$N_2O_{(ATD)} - N = [(F_{SN} \times \text{Frac}_{GASF}) + ((F_{ON} + F_{PRP}) \times \text{Frac}_{GASM})] \times EF_4$$

Wobei:

$N_2O_{(ATD)}-N$ : Jährliche Menge an Stickstoff, welche aus landwirtschaftlichen Böden ausgast, [kg  $N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ]

$F_{SN}$ : Aufgebrachte Menge an anorganischem Düngemittel, [kg N  $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ] (zur Abstimmung mit den direkten  $N_2O$  Emissionen wird hier  $N_{FERT}$  verwendet)

$\text{Frac}_{GASF}$ : Stickstoffanteil, der sich als  $NH_3$  und  $NO_x$  aus dem mineralischen Dünger verflüchtigt (atmosphärische Deposition), [kg N-Verflüchtigt (kg N) $^{-1}$ ] (0,023 für mineralische Düngemittel und 0,153 für Harnstoff)

$F_{ON}$ : Aufgebrachte Menge an organischem Düngemittel, [kg N  $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ]

$F_{PRP}$ : Jährliche Menge an von Weidetieren ausgeschiedenen Exkrementen, [kg N  $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ]

$\text{Frac}_{GASM}$ : Stickstoffanteil, der sich als  $NH_3$  und  $NO_x$  aus organischer Düngung verflüchtigt (atmosphärische Deposition), [kg N-Verflüchtigt (kg N) $^{-1}$ ]

$EF_4$ : Emissionsfaktor für  $N_2O$ -Emissionen aus atmosphärischer Deposition von Stickstoff, [kg  $N_2O-N$  (kg  $NH_3-N + NO_x-N$  verflüchtigt) $^{-1}$ ]

Weitere indirekte Lachgasemissionen werden durch Oberflächenabfluss und Auswaschung von Stickstoff aus landwirtschaftlichen Böden verursacht. Im Boden liegt der Stickstoff in Form von sehr mobilem Nitrat vor ( $NO_3$ ), das vor allem im Winterhalbjahr (kein Bewuchs) leicht mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden kann [Spiess & Richner, 2005].

Die indirekten Lachgasemissionen aus Oberflächenabfluss und Auswaschung von Stickstoff werden anhand der Formel 4-10 [De Klein et al., 2006] ermittelt.

*Formel 4-10: Jährliche N<sub>2</sub>O-N-Emissionen in Folge von Oberflächenabfluss und Auswaschung*

$$N_2O_L - N = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP}) \times \text{Frac}_{\text{LEACH-(H)}} \times \text{EF}_5$$

Wobei:

N<sub>2</sub>O<sub>L</sub>-N: Jährliche Menge an N<sub>2</sub>O-N-Emissionen in Folge von Oberflächenabfluss und Auswaschung, [kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>Jahr<sup>-1</sup>]

F<sub>SN</sub>: Aufgebrachte Menge an anorganischen Düngemitteln, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>] (zur Abstimmung mit den direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen wird hier N<sub>FERT</sub> verwendet)

F<sub>ON</sub>: Aufgebrachte Menge an organischen Düngemitteln, [kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

F<sub>PRP</sub>: Jährliche Menge an von Weidetieren ausgeschiedenem Harn und Dung, [kg N ha<sup>-1</sup>Jahr<sup>-1</sup>]

Frac<sub>LEACH-(H)</sub>: Anteil an der gesamten Menge an aufgebrachtem Stickstoff, welcher durch Oberflächenabfluss und Auswaschung verloren geht, [kg N (kg hinzugefügte N)<sup>-1</sup>]

EF<sub>5</sub>: Emissionsfaktor für N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Oberflächenabfluss und Auswaschung, [kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>]

Schließlich wird der Stickstoffanteil der indirekten Lachgasemissionen (N<sub>2</sub>O-N) auf Lachgas (N<sub>2</sub>O) mit Hilfe der Formel 4-11 hochgerechnet, adaptiert aus [De Klein et al., 2006].

*Formel 4-11: Jährliche Menge an indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen in Folge von landwirtschaftlichen Stickstoff-Inputs*

$$N_2O = (N_2O_{(ATD)} + N_2O_{\text{LEACH-(H)}}) \times \left(\frac{44}{28}\right)$$

#### 4.3.2.3 Stickoxide (NO<sub>x</sub>)

Stickoxide können durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse in den Böden produziert werden und stehen in Verbindung mit der Menge an aufgebrachten N-Düngemitteln [European Environment Agency (EEA), 2009]. Die EEA [European Environment Agency (EEA), 2009] verwendet einen NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktor von 0,026 kg NO<sub>x</sub> (kg N-Düngemittel)<sup>-1</sup> [Steinbrecher et al., 2008]. Dieser Faktor stellt den gewichteten Durchschnitt von Acker- und Weideland in Europa dar, bietet aber nicht die Möglichkeit dies in Bezug zu der verwendeten N-Düngemittelart oder Menge zu setzen. [Nemecek & Kägi, 2007] ermitteln die NO<sub>x</sub>-Emissionen als Faktor der indirekten Lachgasemissionen. Da die Lachgasemissionen ausführlich (mit Rücksichtnahme auf N-Düngemittelart und Menge) für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ berechnet worden sind, wird dieses Vorgehen übernommen. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen in landwirtschaftlichen Böden wird nach der Formel 4-12 berechnet. Diese Prozesse erfolgen parallel zu N<sub>2</sub>O-Emissionsprozessen, weshalb sie nicht korrigiert werden müssen [Nemecek & Kägi, 2007].

*Formel 4-12: NO<sub>x</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden*

$$\text{NO}_x = 0,21 \times \text{N}_2\text{O}$$

Wobei:

NO<sub>x</sub>: NO<sub>x</sub>-Emissionen, [kg NO<sub>x</sub> ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

N<sub>2</sub>O: Indirekte Lachgasemissionen ermittelt in Kapitel 4.3.2.2, [kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

**4.3.2.4 Phosphor (P)**

Phosphor ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und muss in ausreichender Menge den Pflanzen zur Verfügung stehen. Ein Teil der aufgebrauchten P-Düngemittel gelangt durch Auswaschungs-, Abschwemmungs- und Erosionsprozesse in Süßwasser-Ökosysteme, wodurch eine Eutrophierung verursacht wird. Für die Berechnung der P-Emissionen wird die bei [Nemecek & Kägi, 2007] angeführte Methode von [Prasuhn, 2006] verwendet. Auswaschungs-, Abschwemmungs-, und Erosionsfaktoren werden aus [Nemecek & Kägi, 2007] übernommen. Die übernommenen Faktoren werden für die schweizerischen Gegebenheiten entwickelt und sind damit nicht repräsentativ für die Herkunftsorte der ausgewählten Lebensmittel.

**Auswaschung**

Für Phosphorauswaschung ins Grundwasser wird die Formel 4-13 verwendet. Als durchschnittliche Menge an ins Grundwasser ausgewaschenem Phosphor wird 0,07 kg P ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> für Ackerland angenommen [Nemecek & Kägi, 2007]. Der Korrekturfaktor für Düngung mit Gülle wird anhand des P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalts der Gülle ermittelt (siehe Formel 4-14), P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalte der organischen Düngemittel sind in der Tabelle 4-8 wiedergegeben.

*Formel 4-13: Phosphorauswaschung ins Grundwasser [Nemecek & Kägi, 2007] & [Prasuhn, 2006]*

$$P_{\text{gw}} = P_{\text{gwI}} \times F_{\text{gw}}$$

Wobei:

P<sub>gw</sub>: Menge an ins Grundwasser ausgewaschenem Phosphor, [kg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

P<sub>gwI</sub>: Durchschnittliche Menge an Phosphorauswaschung ins Grundwasser, [kg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

F<sub>gw</sub>: Korrekturfaktor für Gülle-Düngung, ohne Einheit

*Formel 4-14: Korrekturfaktor für Düngung mit Gülle; [Nemecek & Kägi, 2007], [Prasuhn, 2006]*

$$F_{\text{gw}} = 1 + \left( \frac{0,2}{80} \times P_{2\text{O}_5} \right)$$

Wobei:

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt der Gülle, [kg m<sup>-3</sup>]

**Abschwemmung von löslichem Phosphor**

Phosphor-Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen ins Oberflächenwasser wird mit Hilfe der Formel 4-15 berechnet [Nemecek & Kägi, 2007]. Der Korrekturfaktor der jeweiligen Düngemittel wird mit der Formel 4-16 [Nemecek & Kägi, 2007] bestimmt und basiert auf den  $P_2O_5$ -Gehalten der Düngemittel (siehe Tabelle 4-8).

*Formel 4-15: Phosphor-Abschwemmung in das Oberflächenwasser; [Nemecek & Kägi, 2007], [Prasuhn, 2006]*

$$P_{ro} = P_{rol} \times F_{ro}$$

Wobei:

$P_{ro}$ : Phosphorverluste durch Abschwemmung, [ $kg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ ]

$P_{rol}$ : Durchschnittliche Phosphorverluste durch Abschwemmung, [ $kg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ ]

Ackerland:  $P_{rol} = 0,175\ kg\ P\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$

Weide – intensiv:  $P_{rol} = 0,25\ kg\ P\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$

Weide – extensiv:  $P_{rol} = 0,15\ kg\ P\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$

$F_{ro}$ : Korrekturfaktor für P-Düngung, ohne Einheit

*Formel 4-16: Korrekturfaktor für P-Düngung; [Nemecek & Kägi, 2007], [Prasuhn, 2006]*

$$F_{ro} = 1 + \frac{0,2}{80} \times P_{2O_{5min}} + \frac{0,7}{80} \times P_{2O_{5sl}} + \frac{0,4}{80} \times P_{2O_{5man}}$$

Wobei:

$P_{2O_{5min}}$ :  $P_2O_5$ -Gehalt in anorganischen Düngemitteln, [ $kg\ ha^{-1}$ ]

$P_{2O_{5sl}}$ :  $P_2O_5$ -Gehalt in Gülle, [ $kg\ ha^{-1}$ ]

$P_{2O_{5man}}$ :  $P_2O_5$ -Gehalt in Festmist, [ $kg\ ha^{-1}$ ]

*Tabelle 4-8: Durchschnittliche  $P_2O_5$ -Gehalte anorganischer und organischer Düngemittel*

Düngemittel	$P_2O_5$ -Gehalt	Einheit	Quelle
Mastbullengülle	1,8	$kg\ m^{-3}$	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]
Mastschweinegülle	2,5	$kg\ m^{-3}$	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]
Rindermist	2,7	$kg\ t^{-1}$	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]
Schweinemist	6,5	$kg\ t^{-1}$	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]
Ammoniumnitrat-Phosphat	0,52	$kg\ kg^{-1}$	[Ecoinvent Centre, 2007]
Diammoniumphosphat	0,46	$kg\ kg^{-1}$	[Ecoinvent Centre, 2007]
Monoammoniumphosphat	0,52	$kg\ kg^{-1}$	[Ecoinvent Centre, 2007]
Triple-Superphosphat	0,48	$kg\ kg^{-1}$	[Ecoinvent Centre, 2007]



Düngemittel	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -Gehalt	Einheit	Quelle
Anorganisch Durchschnitt	0,5	kg kg <sup>-1</sup>	Eigene Berechnung

#### 4.3.2.5 Schwermetalle

Für die Berechnung der Feldemissionen von Schwermetallen wird die Methode von [Nemecek & Kägi, 2007] verwendet; die berücksichtigten Schwermetalle sind in Tabelle 4-9 aufgelistet. Landwirtschaftliche Inputs wie Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel werden miteinbezogen, ebenso wie die Hintergrunddeposition von Schwermetallen aus anderen ökonomischen Sektoren [Nemecek & Kägi, 2007]. Nur die von der Landwirtschaft emittierten Schwermetalle wurden bilanziert, dies geschieht mit Hilfe eines Allokationsfaktors (siehe

Formel 4-17). Diese Methode berücksichtigt Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser, Erosion von Bodenteilchen ins Oberflächenwasser, und Emissionen landwirtschaftlicher Böden. Die Schwermetallgehalte des Saatguts, der Dünge- und Pflanzenschutzmittel werden aus den jeweiligen Sachbilanzen [Ecoinvent Centre, 2007] übernommen und sind in Tabelle 4-10 bis Tabelle 4-11 angeführt.

Tabelle 4-9: Schwermetalle: Auswaschungs- und Hintergrunddepositionsraten

Schwermetall	Auswaschung [mg ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]	Deposition [mg ha <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]
Cadmium (Cd)	50	700
Chrom (Cr)	21.200	3.650
Kupfer (Cu)	3.600	2.400
Blei (Pb)	600	18.700
Quecksilber (Hg)	1,3	50
Nickel (Ni)	Entf.	5.475
Zink (Zi)	33.000	90.400

Formel 4-17: Allokationsfaktor der Schwermetallemissionen der landwirtschaftlichen Inputs [Nemecek & Kägi, 2007]

$$A_i = \frac{M_{\text{agro } i}}{(M_{\text{agro } i} + M_{\text{deposition}})}$$

Wobei:

A<sub>i</sub>: Allokationsfaktor für Schwermetallemissionen der landwirtschaftlichen Inputs

M<sub>agro i</sub>: Gesamter Schwermetallinput aus den landwirtschaftlichen Inputs, [mg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

M<sub>deposition</sub>: Gesamter Schwermetallinput aus atmosphärischer Deposition, [mg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

Tabelle 4-10: Schwermetallgehalte anorganischer Düngemittel; [Nemecek & Kägi, 2007]

Schwermetall	N <sup>1)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]	P <sup>2)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]	K <sup>3)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]
Cadmium (Cd)	0,18	113,04	0,10

Schwermetall	N <sup>1)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]	P <sup>2)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]	K <sup>3)</sup> [mg (kg Nährstoff) <sup>-1</sup> ]
Chrom (Cr)	14,55	567,39	4,00
Kupfer (Cu)	25,45	97,83	4,00
Blei (Pb)	6,91	7,61	6,60
Nickel (Ni)	47,27	95,65	1,60
Zink (Zi)	181,82	650	64,00

<sup>1)</sup> Werte basieren auf Ammoniumnitrat

<sup>2)</sup> Werte basieren auf Triplesuperphosphat

<sup>3)</sup> Werte basieren auf Kaliumsulfat

Tabelle 4-11: Schwermetallgehalte organischer Düngemittel; [Nemecek & Kägi, 2007]

Schwermetall	Rindergülle [mg (kg DM) <sup>-1</sup> ]	Rindermist [mg (kg DM) <sup>-1</sup> ]	Schweinegülle [mg (kg DM) <sup>-1</sup> ]	Schweinemist [mg (kg DM) <sup>-1</sup> ]
Cadmium (Cd)	0,16	0,172	0,21	0,21
Chrom (Cr)	2,1	3,9	6,7	6,7
Kupfer (Cu)	19,1	23,9	115,3	115,3
Blei (Pb)	2,92	3,77	1,76	1,76
Quecksilber (Hg)	0,6	0,4	0,8	0,8
Nickel (Ni)	3,1	4,3	8,6	8,6
Zink (Zi)	123,3	117,7	746,5	746,5

### Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser

Emissionen von Schwermetallen ins Grundwasser werden mit einer konstanten Auswaschungsrate nach Formel 4-18 [Nemecek & Kägi, 2007] berechnet.

Formel 4-18: Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser; [Nemecek & Kägi, 2007]

$$M_{\text{leach } i} = m_{\text{leach } i} \times A_i$$

Wobei:

$M_{\text{leach } i}$ : Gesamte Schwermetallemissionen ins Grundwasser aus landwirtschaftlichen Inputs, [mg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$m_{\text{leach } i}$ : Durchschnittliche Auswaschungsrate von Schwermetallen in landwirtschaftlichen Böden, [mg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>] (siehe Tabelle 4-9)

$A_i$ : Allokationsfaktor für Schwermetallemissionen der landwirtschaftlichen Inputs

### Emissionen in landwirtschaftlichen Böden

Für die Berechnung der Emissionen von Schwermetallen in landwirtschaftlichen Böden wird Formel 4-18 angewendet.

### 4.3.3 Durch das Düngermanagement bedingte Emissionen

#### 4.3.3.1 Methan (CH<sub>4</sub>)

Die Methanemissionen des Wirtschaftsdüngermanagements für Milch- und Rindviehhaltung werden anhand Formel 4-19 und Formel 4-20 nach IPCC [2006] ermittelt [De Klein et al., 2006]. Für die Methanemissionen im Bereich Schweinehaltung wird die Formel 4-19 verwendet. Die Formel wurde an die spezifischen Anforderungen der Fleischerzeugung angepasst. Statt 365 Tagen als Bezugszeitraum wird die durchschnittliche Mastdauer als Bezugszeitraum vorgegeben. Der Faktor MS wird in der Berechnung nicht mitberücksichtigt. Dieser Faktor stellt den Anteil an der Gesamtanzahl der Tiere in einem Land dar, denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann. Hier wird für den konventionellen Bereich das Güllesystem und für den biologischen das Festmistsystem angenommen. Die Bruttoenergieaufnahme wird mit der Formel 4-21 berechnet und basiert auf den Futterrationen aus der Tabelle 5-47 und der Tabelle 5-34 und den durchschnittlichen Energiegehalten der eingesetzten Futtermittel.

*Formel 4-19: Methan Emissionsfaktor bedingt durch das Düngermanagement*

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

Wobei:

$EF_{(T)}$ : Emissionsfaktor der betreffenden Tierkategorie, [kg CH<sub>4</sub> Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>]

$VS_{(T)}$ : Ausscheidung leicht umsetzbarer Substanz, [kg Trockensubstanz Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

$B_{o(T)}$ : Maximale Methan-Produktionskapazität des Wirtschaftsdüngers, [m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> (kg VS)<sup>-1</sup>]

0,67: Umrechnungsfaktor, [m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> (kg CH<sub>4</sub>)<sup>-1</sup>]

$MCF_{S,k}$ : Methanumwandlungsfaktor des Düngermanagementsystems Gülle oder Festmist, Klimaregion kühl, [%]

MD: Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer, [Tage]

*Formel 4-20: Ausscheidung leicht umsetzbarer Substanz durch das Vieh*

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

Wobei:

GE: Bruttoenergieaufnahme, [MJ Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

DE%: Verdaulichkeit der organischen Substanz, [%]

UE x GE: Harnfaktor als Anteil von GE (0,04 GE für Milch und Rindvieh; 0,02 GE für Krafftterdiäten oder für Schwein)

ASH: Aschegehalt der Dünger berechnet als Anteil der Futteraufnahme (Trockensubstanz)

18,45: Umrechnungsfaktor, [MJ kg<sup>-1</sup>]

**Formel 4-21: Brutto Energieaufnahme**

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

Wobei:

$E_{\text{FUT}}$ : Energiegehalt des Futtermittels, [MJ (kg Frischmasse)<sup>-1</sup>]

$m_{\text{FUT}}$ : Futterraufnahme, [kg Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

**4.3.3.2 Lachgas (N<sub>2</sub>O)****Direkte Lachgasemissionen bedingt durch Wirtschaftsdüngermanagement**

Die direkten Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement werden nach IPCC [2006] anhand der Formel 4-22 ermittelt; diese Formel wird den spezifischen Bedingungen angepasst. Die Anzahl der Tiere ( $N_{(T)}$ ) wird gleich eins gesetzt, da sich die Emissionen auf ein Tier beziehen und dann in kg Produkt umgerechnet werden. Der Faktor MS wird in der Berechnung nicht mitberücksichtigt. Dieser Faktor stellt die Gesamtanzahl der Tiere in einem Land dar, denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann, z.B. 50 % der Milchkühe in Deutschland werden dem Düngermanagementsystem Gülle zugeordnet. Für die durchschnittliche Stickstoffausscheidung ( $N_{\text{ex}}$ ) wird ein Standardwert ( $N_{\text{exS}}$  in kg N (1.000 kg Tiermasse)<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>) angenommen. Dieser wird über das durchschnittliche Gewicht der Tiere und die Produktionsdauer (bzw. Mastdauer) errechnet. Das Ergebnis wird anhand der Produktionsleistung auf kg Produkt umgerechnet (in kg N<sub>2</sub>O (kg Fleisch)<sup>-1</sup>).

**Formel 4-22: Gesamte direkte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagementsystem Festmist oder Gülle**

$$N_2O_{D(\text{mm})} = \left( \frac{N_{\text{exS}}(T)}{(1.000 \div \text{Lgew})} \right) \times \text{MD} \times \text{EF}_{3(\text{s})} \times \frac{44}{28}$$

Wobei:

$N_2O_{D(\text{mm})}$ : Direkte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement, [kg N<sub>2</sub>O-N]

$N_{\text{exS}}(T)$ : Durchschnittliche Stickstoffausscheidung des Mastviehs, [kg N (1000 kg Tiermasse)<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

Lgew: Durchschnittliches Lebendgewicht der Tiere bei Lieferung an den Schlachthof, [kg Tier<sup>-1</sup>]

MD: Anzahl der Produktionstage bzw. Mastdauer, [Tage]

$\text{EF}_{3(\text{s})}$ : Lachgas-Emissionsfaktor bedingt durch das Düngermanagementsystem bez. auf die Viehhaltung, [kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>]

**Indirekte Lachgasemissionen bedingt durch das Wirtschaftsdüngermanagement**

Die indirekten Emissionen werden unterteilt in die Kategorien „leaching“ (Auswaschung), „runoff“ (Oberflächenabfluss) und in die Emissionen, welche durch die atmosphärische Deposition gasförmiger N-Verbindungen entstehen. Für die Berechnung der indirekten Lachgasemissionen bedingt durch das Wirtschaftsdüngermanagement in der Landwirtschaft wer-

den Formel 4-23 und Formel 4-24 des IPCC verwendet [De Klein et al., 2006]. Die Formeln wurden den spezifischen Bedingungen angepasst.

Die 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 stellt den Anteil an der Gesamtanzahl der Tiere in einem Land dar, denen ein bestimmtes Managementsystem zugeordnet werden kann. 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. Hierbei werden Standardwerte verwendet.

Mit Hilfe von Formel 4-24 werden die indirekten Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement infolge von Oberflächenabfluss und Auswaschung ermittelt. Hierzu werden die Formeln 10-28 und 10-29 kombiniert und adoptiert wie Formel 3-25 [De Klein et al., 2006]. In Folge werden die indirekten Lachgasemissionen mit Hilfe der Produktionsleistung pro kg Produkt berechnet (in kg  $N_2O$  (kg Fleisch)<sup>-1</sup>). Fleisch wurde anhand der Ausschachtung auf das Netto-Schlachtgewicht umgerechnet, die indirekten Lachgasemissionen werden damit vollständig dem Fleisch zugerechnet.

*Formel 4-23: Indirekte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement in Form von Ausgasung*

$$N_2O_V = \left( \frac{(N_{ex} S_{(T)} \times MD)}{(1.000 \div L_{gew})} \right) \times \left( \frac{Frac_{GasMS}}{100} \right) \times EF_4 \times \frac{44}{28}$$

Wobei:

$N_2O_V$ : Indirekte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement infolge von Ausgasung, [kg  $N_2O$  Jahr<sup>-1</sup>]

$Frac_{GasMS}$ : Stickstoffanteil, der im Düngermanagementsystem (MS) als  $NH_3$  und  $NO_x$  ausgast, [%]

$EF_4$ : Lachgas-Emissionsfaktor der indirekten  $N_2O$ -Emissionen in Form von  $NH_3$  und  $NO_x$  bez. auf die Viehhaltung, [kg  $N_2O-N$  (kg N)<sup>-1</sup>]

*Formel 4-24: Indirekte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement infolge von Oberflächenabfluss und Auswaschung*

$$N_2O_L = \left( \frac{(N_{ex} S_{(T)} \times MD)}{(1.000 \div L_{gew})} \right) \times \left( \frac{Frac_{leachMS}}{100} \right) \times EF_5 \times \frac{44}{28}$$

Wobei:

$N_2O_L$ : Indirekte Lachgasemissionen bedingt durch das Düngermanagement infolge von Oberflächenabfluss und Auswaschung, [kg  $N_2O$  Jahr<sup>-1</sup>]

$Frac_{leachMS}$ : Stickstoffanteil, der durch Oberflächenabfluss und Auswaschung dem Düngermanagementsystem (MS) verloren geht

EF<sub>5</sub>: Emissionsfaktor der N<sub>2</sub>O-Emissionen infolge von Oberflächenabfluss und Auswaschung, [kg N<sub>2</sub>O-N (kg N)<sup>-1</sup>]

#### 4.3.3.3 Ammoniak (NH<sub>3</sub>)

Für die Berechnung der durch das Wirtschaftsdüngermanagement bedingten Ammoniakemissionen wird die Tier-1-Methode der European Environment Agency (EEA) verwendet [European Environment Agency (EEA), 2009]. Es werden Standardemissionsfaktoren angenommen, wobei zwischen Tierart (Rind oder Schwein) und Düngermanagementsystem (Gülle- oder Festmistsystem) unterschieden wird. Die Standardfaktoren der Ammoniakemissionen des Wirtschaftsdüngermanagements sind in Tabelle 4-12 wiedergegeben. Die Emissionen werden über das Leben eines Tiers ermittelt; die Einheit AAP (durchschnittliche jährliche Population) wird deswegen mit Hilfe der Mastdauer berechnet. Bei einer Mastdauer von z.B. 570 Tagen entspricht der Wert AAP  $(570/n365) \times nEF$ .

Tabelle 4-12: Standard-NH<sub>3</sub>-Emissionsfaktoren nach Wirtschaftsdüngermanagementsystem; [European Environment Agency (EEA), 2009]

Tierart	Düngermanagementsystem	NH <sub>3</sub> -Emissionsfaktor [kg NH <sub>3</sub> AAP <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]
Rind	Gülle	13,4
Rind	Festmist	9,2
Schwein	Gülle	6,7
Schwein	Festmist	6,5

Formel 4-25: Durchschnittliche, jährliche Population (AAP) berechnet anhand der Mastdauer

$$AAP = \frac{MD}{n365}$$

Wobei:

AAP: Durchschnittliche, jährliche Population, [Anzahl Tiere]

MD: Mastdauer, [Tage]

n: Faktor, n=1 wenn MD ≤ 365 Tage, n=2 wenn 366 < MD ≤ 730, usw., ohne Einheit

#### 4.3.3.4 Stickoxide (NO<sub>x</sub>)

Für die Berechnung der Stickoxidemissionen bedingt durch das Wirtschaftsdüngermanagement wird ebenfalls die Tier-1-Methode der [European Environment Agency (EEA), 2009] verwendet. Es werden Standardemissionsfaktoren angenommen, wobei unterschieden wird zwischen Tierart (Rind oder Schwein) und Düngermanagementsystem (Gülle- oder Festmistsystem). Die Standardfaktoren der NO<sub>x</sub>-Emissionen bedingt durch Wirtschaftsdüngermanagement sind in Tabelle 4-13 wiedergegeben.

Tabelle 4-13: Standard-NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren nach Wirtschaftsdüngermanagement-system; [European Environment Agency (EEA), 2009]

Tierart	Düngermanagementsystem	NO <sub>x</sub> -Emissionsfaktor [kg NO <sub>x</sub> AAP <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]
Rind	Gülle	0,002
Rind	Festmist	0,094
Schwein	Gülle	0,001
Schwein	Festmist	0,045

#### 4.3.3.5 Feinstaub (PM<sub>10</sub>)

Für die Berechnung der Feinstaubemissionen aus der Tierhaltung wird gleichfalls die Tier-1-Methode der [European Environment Agency (EEA), 2009] verwendet. Es werden Standardemissionsfaktoren angenommen, wobei unterschieden wird zwischen Tierart (Rind oder Schwein). Die Standardfaktoren der PM<sub>10</sub>-Emissionen nach Tierart sind in Tabelle 4-14 angeführt.

Tabelle 4-14: Standard-PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren nach Tierhaltung; [European Environment Agency (EEA), 2009]

Tierart	PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktor [kg PM <sub>10</sub> AAP <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]	PM <sub>2,5</sub> -Emissionsfaktor [kg PM <sub>2,5</sub> AAP <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup> ]
Rind	0,24	0,16
Schwein	0,50	0,08

#### 4.3.4 Methanemissionen (CH<sub>4</sub>) durch Magengärung

Die bedeutendste Quelle der Methanemissionen 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, dem Gewicht und der Art der eingesetzten Futtermittel. Je größer die Menge an Futtermittel pro Funktionseinheit (in kg Produkt) ist, desto höher sind die Methanemissionen. Auch die Anteile der verschiedenen Nährstoffe in der Futtermittelration beeinflussen die CH<sub>4</sub>-Bildung. Proteinarme Rationen bewirken eine verminderte Methanbildung infolge eines N-Defizits der Pansenmikroorganismen und des dadurch bedingten geringeren Zellwandabbaus [Kirchgessner, 2004]. Die höchste CH<sub>4</sub>-Bildung ist bei faserreichen Rationen und einem langsamen Faserabbau im Pansen zu erwarten. Bei Verfütterung von Zucker und Stärke (Getreide, Rüben, Erdäpfeln) wären die CH<sub>4</sub>-Emissionen aufgrund der schnelleren Fermentation geringer. Dies führt jedoch zu einer Senkung des pH-Werts im Pansen und ist nicht „wiederkäuerartig“. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass diese Futtermittel

mehr technische Energie zu ihrer Erzeugung benötigen, womit pro Masseneinheit mehr CO<sub>2</sub> anfallen würde als beim Grünfutareinsatz.

Methanemissionen aus Magengärung werden mit Hilfe der Tier-2-Methode nach [De Klein et al., 2006] abgeschätzt. Bei der Tier-2-Methode werden spezifische Daten zur Futteraufnahme (in MJ/Tier/Tag) verwendet, der Methan-Umwandlungsfaktor wird tierartspezifisch festgelegt [De Klein et al., 2006]. Die Methanemissionen aus der Magengärung werden anhand der Formel 4-26 nach [De Klein et al., 2006] ermittelt. Die Formel muss in einem Punkt an die spezifischen Anforderungen angepasst werden: In der Formel ist der Bezug auf ein Jahr vorgegeben, hier wird der Bezug auf die Produktionsdauer bzw. Mastdauer benötigt. Die Bruttoenergieaufnahme, berechnet mit Hilfe von Formel 4-21, basiert auf den Futterrationen aus Tabelle 5-47 und den durchschnittlichen Energiegehalten der eingesetzten Futtermittel. Die Daten zu den Energiegehalten der Futtermittel stammen aus der Futtermitteldatenbank der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich [Wenk et al., 2007].

*Formel 4-26: Emissionsfaktor für Methanemissionen aus der enterischen Fermentation*

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

Wobei:

EF: Methan-Emissionsfaktor, [kg CH<sub>4</sub> Tier<sup>-1</sup>]

GE: Brutto-Energieaufnahme, [MJ Tier<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

Y<sub>m</sub>: 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<sub>4</sub>)<sup>-1</sup>]

#### 4.3.5 Maschineneinsatz

Der Einsatz von landwirtschaftlichen Maschinen verursacht Emissionen durch die Verbrennung von fossilen Treibstoffen. Es wird angenommen, dass Diesel der repräsentative Treibstoff in der Landwirtschaft ist. Die entsprechenden Emissionsfaktoren werden [Nemecek & Kägi, 2007] entnommen; es wird die Sachbilanz der Ecoinvent-Datenbank verwendet [Ecoinvent Centre, 2007].



## 4.4 Handel

### 4.4.1 Transport

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

Der Transportprozess wird anhand verschiedener Transportszenarien dargestellt. Es werden durchschnittliche Distanzen herangezogen, der Transport wird auf ein Kilogramm Endprodukt umgerechnet. Der Transport von Roh- und Zwischenprodukten (z.B. Weizen, Mehl) wird berücksichtigt. Die Transportdauer (wichtig für Transporte mit Kühlcontainern) wird mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 80 km/h ermittelt.

Der Straßentransport verursacht Emissionen von Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O). Für die Berechnung der Emissionen aus dem Transport werden folgende Parameter benötigt: der Treibstoffverbrauch, die jeweiligen Emissionsfaktoren und die Auslastung der Lastkraftwagen (LKW). Die Parameter werden aus TREMOVE ([www.tremove.org](http://www.tremove.org)), einem europäischen Transportmodell, 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 4-15 sind die durchschnittlichen Treibstoffverbräuche der schweren und leichten Nutzfahrzeuge der 5 Herkunftsländer angeführt. Die Unterschiede im Treibstoffverbrauch je nach Fahrzeugtechnologieklasse (bzw. EURO-Standard) sind relativ niedrig, es wird deswegen ein durchschnittlicher Treibstoffverbrauch je Fahrzeugkategorie (bzw. Nutzlastklasse) verwendet. Die Emissionsfaktoren sowie das Auslastungsmaß werden dem TREMOVE-Modell entnommen und sind in Tabelle 4-15 wiedergegeben.

*Tabelle 4-15: Durchschnittliche Treibhausgasemissionsfaktoren und Auslastung je Fahrzeugkategorie*

Fahrzeugkategorie	Treibstoffverbrauch [kg vkm <sup>-1</sup> ]	CO <sub>2</sub> [kg CO <sub>2</sub> vkm <sup>-1</sup> ]	CH <sub>4</sub> [kg CH <sub>4</sub> vkm <sup>-1</sup> ]	N <sub>2</sub> O [kg N <sub>2</sub> O vkm <sup>-1</sup> ]	Auslastung [vkm tkm <sup>-1</sup> ]
SNF >32t	0,299	3,14	1,65E-04	1,01E-04	0,08
SNF 16-32t	0,232	3,14	2,14E-04	1,30E-04	0,16
SNF 7,5-16t	0,172	3,14	9,07E-05	1,75E-04	0,28
SNF 3,5-7,5t	0,099	3,14	1,66E-04	3,05E-04	0,92
LNF <3,5t	0,062	3,15	1,18E-04	1,36E-04	1,25

#### 4.4.2 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, welche eine umfangreiche Datensammlung zu Energieverbräuchen im gesamten Lebensmittelsektor darstellt. Fallweise wurden Sachbilanzen aus der Ecoinvent-Datenbank verwendet [Ecoinvent Centre, 2007]. Bei diesen Daten wird berücksichtigt: die Lagerung bei Raumtemperatur, die Kühlung und die Tiefkühlung (siehe Tabelle 4-16).

Der Energieverbrauch für die Lagerung bei Raumtemperatur setzt sich zusammen aus Strom- und Wärmeverbrauch und wird mit der Formel 4-27 berechnet [Nielsen et al., 2003] und [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]. Der Energieverbrauch der Kühlung und Tiefkühlung von Lebensmitteln wird anhand der Formel 4-28 ermittelt, welche ebenso [Nielsen et al., 2003] und [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000] entnommen wird.

*Formel 4-27: Energieverbrauch der Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur*

$$E = E_S \times M_p \times t$$

Wobei:

E: Energieverbrauch der Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur, [kWh kg<sup>-1</sup>]

E<sub>S</sub>: Spezifischer Stromverbrauch nach Lagerungstyp S, [kWh (m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>]

M<sub>p</sub>: Gewicht des gelagerten Produktes, [kg]

t: Lagerdauer, [Tage]

*Formel 4-28: Energieverbrauch der Kühl- und Tiefkühlung*

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

Wobei:

E: Energieverbrauch der Kühl- und Tiefkühlung, [kWh kg<sup>-1</sup>]

u: Durchschnittliche Auslastung der Kühl- und Tiefkühlung, [%]

V<sub>p</sub>: Volumen des gelagerten Lebensmittels, [m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>]

*Tabelle 4-16: Spezifischer Energieverbrauch der Lebensmittellagerung; [Nielsen et al., 2003], [Carlsson-Kanyama & Faist, 2000]*

Parameter	Beschreibung	Einheit	Größe
E <sub>S(E)</sub>	Spezifischer Stromverbrauch der Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur	kWh kg <sup>-1</sup> Tag <sup>-1</sup>	0,00144
E <sub>S(G)</sub>	Spezifischer Wärmeverbrauch der Lebensmittellagerung bei Raumtemperatur	kWh kg <sup>-1</sup> Tag <sup>-1</sup>	0,002167
E <sub>S(K)</sub>	Spezifischer Stromverbrauch der Kühlung	kWh (m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> Tag <sup>-1</sup>	0,59
E <sub>S(TK)</sub>	Spezifischer Stromverbrauch der Tiefkühlung	kWh (m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> Tag <sup>-1</sup>	0,63

## 4.5 Verarbeitung

Die Verarbeitung der Lebensmittel wird nach deren Energieverbrauch modelliert. Der Energieverbrauch ist die wichtigste Quelle der CO<sub>2</sub>-Emissionen in der verarbeitenden Industrie. Um einen repräsentativen Wert der Verarbeitung zu erhalten, werden hauptsächlich Literaturdaten herangezogen, welche die erfassten Daten widerspiegeln. Einzelbetriebe sind nicht repräsentativ für diesen Sektor, zusätzlich sind genau Angaben durch das Betriebsgeheimnis bzw. den wirtschaftlichen Wettbewerb in der verarbeitenden Industrie sehr schwierig zu erheben.

## 4.6 Methodik der Wirkungsabschätzung

Für die Wirkungsabschätzung wird die derzeit aktuellste Methode ReCiPe 2008 gewählt, welche im November 2009 letztmals auf den neuesten Stand gebracht wurde [SimaPro 7, 2009]. Die Methode ReCiPe basiert auf dem Konzept der Schadensmodellierung. Anhand von 17 Midpoint-Indikatoren<sup>1</sup> werden potentiell auftretende Schäden<sup>2</sup> (Endpoints) an den drei Schutzgütern ‚Menschliche Gesundheit‘, ‚Ökosysteme‘ und ‚Ressourcen‘ modelliert. Damit werden die Umweltauswirkungen in Bezug gesetzt zu den potentiellen Umweltschäden basierend auf europäischen Durchschnittswerten.

Im Projekt SUKI werden Midpoint-Indikatoren verwendet. Die Bevorzugung von Midpoint-Verfahren in dieser Studie lässt sich aufgrund folgender Gegebenheiten erklären. Midpoint-Indikatoren weisen eine gute Messbarkeit und geringe Unsicherheiten auf, erlauben jedoch keine Darstellung der tatsächlichen Schäden. Mit Endpoint-Indikatoren können die tatsächlichen Schäden dargestellt werden, jedoch treten dabei erhöhte Unsicherheiten in den Aussagen auf, da neue zusätzliche Modellannahmen getätigt werden müssen. Die Unsicherheiten werden verstärkt, da bei der Bewertung der Schäden verschiedene Werthaltungen miteinbezogen werden müssen [Schebek, 2005].

ReCiPe 2008 unterscheidet zwischen drei Perspektiven: individualistisch (I), hierarchisch (H) und egalitär (E). Diese Perspektiven oder auch Archetypen versuchen das menschliche Verhalten hinsichtlich Entscheidungen in Ökobilanzprozessen zu charakterisieren [Goedkoop et al., 2009; ETH, 2010; Edelman et al., 2001]. Die Unterschiede liegen vor allem in der zeitlichen Dimension.

Die individualistische Perspektive (I) betrifft vor allem Kurzzeitinteressen, ist somit also eine kurzzeitige Perspektive. Dieser Archetyp glaubt an technologische Lösungen und an exakte Messwerte. Im Gegensatz zum Hierarchisten liegen die Prioritäten deutlich näher bei den Gesundheitsschäden. Die Schäden an den Ökosystemen fallen eher weniger ins Gewicht.

---

<sup>1</sup> Unter Midpoints versteht man Wirkungsindikatoren, die zwischen der Schadstoffemission und der eigentlichen Schädigung ansetzen, z.B. Treibhausgaspotentiale, Versauerung oder Ozonbildung [Zah et al., 2007, S. XVI]

<sup>2</sup> Endpoints beziehen sich auf die Schadenswirkung, z.B. die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Ökosysteme oder Ressourcen. Man spricht auch von „damage-categories“ [Goedkoop et al., 2000]

Bei der hierarchischen Perspektive (H) wird nach durch die Wissenschaft und Politik bestätigten Effekten gehandelt. Die zeitliche Dimension ist problemabhängig. Dieser Typ glaubt an politische Lenkungsmöglichkeiten und stellt die belebte Umwelt vor die unbelebte. Schäden am Ökosystem werden gleichstark bewertet wie Gesundheitsschäden, die Erschöpfung der Ressourcen hat die geringste Priorität.

Die egalitäre Perspektive (E) ist eine langfristige Perspektive und somit vorsorgend. Es werden Auswirkungen in der Zukunft, die jetzt noch nicht bekannt sind, später aber für Umweltschäden von Bedeutung sein werden, miteinbezogen. Dieser Archetyp ist eher skeptisch und steht der Welt sehr kritisch gegenüber. Der Egalitarist befürchtet negative Auswirkungen auf allen Ebenen; die Natur als Lebensraum des Menschen wird bei dieser Sichtweise in den Vordergrund gestellt [Goedkoop et al., 2009], [Frischknecht, 2010], [Anderl et al., 2008], [Edelmann et al., 2001].

Aufgrund der Praxistauglichkeit sowie der Anpassung an ISO 14044 wurde die Perspektive H mit einem Zeithorizont von 100 Jahren gewählt [Goedkoop et al., 2009, S.24].

### Auswahl der Wirkungskategorien

Die ausgewählten Wirkungskategorien stehen in engem Bezug mit dem Ziel des Projektes SUKI. Das Ziel dieser Ökobilanz ist die Umweltauswirkungen von vier ausgewählten Speisen, wie diese in den am Projekt teilnehmenden Großküchen zubereitet werden, zu erstellen. Dies dient dem Zweck den Küchenleitern und Küchenleiterinnen der jeweiligen Großküchen zu zeigen, dass sich bei der Beschaffung von Lebensmitteln die Entscheidungskriterien nicht nur auf eine einzelne Wirkungskategorie (z.B. Klimawandel) beschränken, sondern eine Vielzahl an Wirkungskategorien berücksichtigt werden sollten.

Das Projekt SUKI setzt sich für eine ‚nachhaltige‘ Beschaffung der Lebensmittel sowie einem angemessenen Energieeinsatz bei der Zubereitung der Speisen ein. Dabei sind Produktionsart (konventionelle oder biologische Produktion), Regionalität und Saisonalität die untersuchten Entscheidungskriterien. Die miteinbezogenen Wirkungskategorien werden basierend auf diesen drei leitenden Entscheidungskriterien aus den 18, in der Wirkungsabschätzungsmethode RECIPE 2008 verfügbaren Midpoint-Wirkungskategorien ausgewählt.

In der Tabelle 4-17 sind die berücksichtigten Wirkungskategorien angeführt; eine Kurzbeschreibung und Begründung für jede ausgewählte Wirkungskategorie ist in diesem Kapitel zu finden. Darüber hinaus folgen am Ende des Kapitels eine Auflistung der ausgeschlossenen Wirkungskategorien sowie eine Begründung für deren Ausschließung.

*Tabelle 4-17: Übersicht der ausgewählten Wirkungskategorien mit den zugehörigen Referenzsubstanzen, Einheiten und Kompartimenten [Goedkoop et al., 2009]*

Wirkungskategorie	Referenzsubstanz	Einheit	Sachbilanzparameter*
Klimawandel	Kohlendioxid	kg CO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O

Wirkungskategorie	Referenzsubstanz	Einheit	Sachbilanzparameter*
Stratosphärischer Ozonabbau	Trichlorfluormethan	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>	CFCs, HCFCs, HBFCs, CCl <sub>4</sub> , CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub> , CH <sub>3</sub> Br
Terrestrische Versauerung	Schwefeldioxid <sup>1</sup>	kg SO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>
Süßwasser-Eutrophierung	Phosphor (P)	kg Peq. kg <sup>-1</sup>	P in organischen und anorganischen Düngemitteln
Marine Eutrophierung	Stickstoff (N)	Kg Neq. kg <sup>-1</sup>	N in organischen und anorganischen Düngemitteln; NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>
Bildung von Feinstaub	PM <sub>10</sub>	kg PM <sub>10</sub> kg <sup>-1</sup>	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub>
Bildung von Photooxidantien	NMVOG	kg NMVOG kg <sup>-1</sup>	NO <sub>x</sub> , NMVOG
Humantoxizität	1,4-Dichlorobenzol	kg 1,4 DB kg <sup>-1</sup>	Humantoxische Substanzen z.B. Pestizide
Terrestrische Ökotoxizität	1,4-Dichlorobenzol	kg 1,4 DB kg <sup>-1</sup>	Ökotoxische Substanzen z.B. Pestizide
Süßwasser-Ökotoxizität	1,4-Dichlorobenzol	kg 1,4 DB kg <sup>-1</sup>	Ökotoxische Substanzen z.B. Pestizide
Marine Ökotoxizität	1,4-Dichlorobenzol	kg 1,4 DB kg <sup>-1</sup>	Ökotoxische Substanzen z.B. Pestizide
Landwirtschaftliche Landnutzung	Entf.	m <sup>2</sup> Jahr <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup> , t
Städtische Landnutzung	Entf.	m <sup>2</sup> Jahr <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup> , t
Naturlandtransformation	Entf.	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup>	m <sup>2</sup>

\* Die Auflistung der Sachbilanzparameter ist nicht vollständig

### **Klimawandel**

Klimawandel ist der Überbegriff jener Umwelteffekte, welche durch den Ausstoß von anthropogenen Treibhausgasen verursacht werden. Der primäre Effekt, die globale Erwärmung, wird durch den Wirkungsindikator ‚Verstärkung des Strahlungsantriebs‘ ausgedrückt (Einheit: Strahlungsleistung pro Fläche, bzw. W/m<sup>2</sup>) [Klöpffer & Grahl, 2009]. Der Beitrag zur Veränderung des Klimas wird mit Hilfe von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (kurz CO<sub>2</sub>eq.) angegeben. Diese Einheit basiert auf der Tatsache, dass jedes Treibhausgas die Atmosphäre bzw. das Klima unterschiedlich stark beeinflusst. Man spricht von verschiedenen hohen „Treibhauspotentialen“

<sup>1</sup> Als Maß der Versauerung wird hier der Basensättigungsgrad angewendet [Goedkoop et al., 2009]

bzw. dem „Global Warming Potential“ (GWP). Die Klimawirksamkeit der einzelnen Treibhausgase wird in Relation zu Kohlendioxid über einen Zeitraum von 100 Jahren ermittelt. Treibhausgase haben unterschiedliche troposphärische Lebensdauern, was durch das Definieren eines Zeithorizonts in den Berechnungen berücksichtigt wird. Üblich für die Durchführung von Ökobilanzen ist ein Zeithorizont von 100 Jahren [Klöpffer & Grahl, 2009]. Die verwendeten Charakterisierungsfaktoren (bzw. Treibhauspotentiale) werden in Tabelle 4-18 nach [Forster et al., 2007] wiedergegeben.

Tabelle 4-18: Treibhauspotenziale mit einem Zeithorizont von 100 Jahren ( $GWP_{100}$ ), [Forster et al., 2007]

Schadstoff	$GWP_{100}$	Einheit
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	1	kg CO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>
Methan (CH <sub>4</sub> )	25	kg CO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>
Lachgas (N <sub>2</sub> O)	298	kg CO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>

#### Begründung

Die Lebensmittelproduktion trägt durch die landwirtschaftliche Produktion, Transport, Lagerung und die Verarbeitung von Lebensmitteln erheblich zu den gesamten Treibhausgasemissionen bei. Lachgas- und Methanemissionen aus der Landwirtschaft allein entsprechen ca. 10 % der Treibhausgasemissionen Österreichs [Anderl et al., 2009]. Die Umweltauswirkungen der Treibhausgasemissionen sind auf globaler Ebene spürbar (Steigung des Meeresspiegel, Zunahme von extremen Wetterereignissen, Artenwanderung etc.). Berücksichtigung der Produktionsart, Regionalität und Saisonalität bei der Beschaffung der Lebensmittel ermöglichen die Reduzierung der Treibhausgasemissionen. Die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ ist eine wichtige Wirkungskategorie, da die Umweltauswirkungen erheblich sind und die ganze Welt betreffen. Notwendige Maßnahmen können aus einer Bilanzierung abgeleitet werden.

#### **Terrestrische Versauerung**

Atmosphärische Deposition von Sulfaten, Nitraten und Phosphaten verursacht eine Veränderung des pH-Werts des Bodens, was wiederum die Artenzusammensetzung der Bodenlebewesen beeinflusst bzw. verändert [Goedkoop et al., 2009]. Die Versauerung von terrestrischen Ökosystemen wird durch das terrestrische Versauerungspotenzial (Terrestrial Acidification Potential TAP) in SO<sub>2</sub>eq. ausgedrückt. In Tabelle 4-19 sind die terrestrischen Versauerungspotenziale von drei Schadstoffen, welche in der Wirkungsabschätzungsmethode von RECIPE 2008 berücksichtigt werden, wiedergegeben. Die angeführten Schadstoffe haben unterschiedliche Lebensdauern; für die Modellierung wird ein Zeithorizont von 100 Jahren gewählt.

Tabelle 4-19: Terrestrische Versauerungspotenziale mit einem Zeithorizont von 100 Jahren  $TAP_{100}$ , [Goedkoop et al., 2009]

Schadstoff	$TAP_{100}$	Einheit
NO <sub>x</sub>	0,56	kg SO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>
NH <sub>3</sub>	2,45	kg SO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>
SO <sub>2</sub>	1,00	kg SO <sub>2</sub> eq. kg <sup>-1</sup>

#### Begründung

Versauerung wird hauptsächlich durch SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- und NH<sub>3</sub>-Emissionen verursacht, welche überwiegend auf Verbrennungsprozesse (SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>) und landwirtschaftliche Produktion (NH<sub>3</sub>) zurückzuführen sind. Hauptsächlich natürliche Ökosysteme wie Wälder, Seen und Flüsse sind von Versauerung betroffen. Konsequenzen sind zum Beispiel die abnehmende Artenvielfalt in Gewässern und die Degradierung der Bodenstruktur in Wäldern, was die Nährstoffversorgung sowie den Wasserhaushalt negativ beeinflusst [Eco SMEs, 2004]. Angemessener Energieeinsatz sowie alternative, landwirtschaftliche Management- oder Transportsysteme können SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- und NH<sub>3</sub>-Emissionen vermindern. Hierbei können Großküchen geeignete Maßnahmen ergreifen, um negative Umweltauswirkungen zu reduzieren.

#### **Aquatische Eutrophierung**

Aquatische Eutrophierung ist die unerwünschte Bildung von Biomasse in aquatischen Ökosystemen durch anthropogene Einträge von düngend wirkenden Substanzen in die Umwelt [Klopffer & Grahl, 2009]. Es wird ein Überangebot an pflanzlichen Nährstoffen verursacht, was zu einem vermehrten photosynthetischen Aufbau von Biomasse führt. Dadurch verändert sich die Artenzusammensetzung in den aquatischen Ökosystemen, vor allem das Algenwachstum wird gefördert [Klopffer & Grahl, 2009]. Stickstoff (N) und Phosphor (P) sind die wichtigsten Einflussfaktoren in dieser Wirkungskategorie, weil sie die das Wachstum limitierenden Faktoren darstellen [Goedkoop et al., 2009]. Phosphor ist der limitierende Faktor in Süßwasser-Ökosystemen, Stickstoff im Meer [Klopffer & Grahl, 2009]. Die Eutrophierungspotenziale (EP) der verschiedenen Substanzen für die Bewertung der Süßwasser-Eutrophierung (FEP) und der Eutrophierung des Meeres (MEP) werden in Tabelle 4-20 dargestellt.

Tabelle 4-20: Aquatische Eutrophierungspotenziale [Goedkoop et al., 2009]

Schadstoff	Fate Faktor* (Jahr km <sup>-3</sup> )	EP	Einheit
Dünger P	1,72e <sup>-5</sup>	0,050	kg P-eq. kg <sup>-1</sup>
Kunstdünger P	1,83e <sup>-5</sup>	0,053	kg P-eq. kg <sup>-1</sup>
Dünger N	5,69e <sup>-6</sup>	0,079	kg N-eq. kg <sup>-1</sup>
Kunstdünger N	5,21e <sup>-6</sup>	0,073	kg N-eq. kg <sup>-1</sup>
NH <sub>3</sub>	8,01e <sup>-6</sup>	0,112	kg N-eq. kg <sup>-1</sup>
NO <sub>2</sub>	9,18e <sup>-6</sup>	0,128	kg N-eq. kg <sup>-1</sup>

\* Persistenz in der Umwelt

**Begründung**

Wenn Nährstoffe ins Gewässer gelangen, wird das Pflanzen-, vor allem das Algenwachstum beschleunigt und die Menge an Pflanzenresten nimmt zu. Die Zersetzung von Pflanzenresten verbraucht übermäßig viel Sauerstoff. Dadurch sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers unter einen kritischen Wert, was die Zersetzung durch aerobe Bakterien unterbindet. Anaerobe Bakterien setzen die Zersetzungsprozesse fort, dabei werden zum Teil toxische Substanzen wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak oder Methan frei. Dies führt zu Artensterben und dem Rückgang der biologischen Artenvielfalt [Eco SMEs, 2004]. Darüber hinaus verschlechtert sich die Wasserqualität, was die menschliche Nutzung des Wassers beeinträchtigt. Die wichtigsten Eutrophierungsquellen sind Abwasser und die Abschwemmung landwirtschaftlicher Böden. Abwasser wird in dieser Ökobilanz nicht berücksichtigt (Großküchen können die Abwasserwirtschaft kaum wählen oder beeinflussen). Bei der Wahl der landwirtschaftlichen Produktionsart ergeben sich für die Großküchen jedoch durchaus Möglichkeiten ihre Umweltauswirkungen zu reduzieren.

**Stratosphärischer Ozonabbau**

Die ca. 20 km dicke stratosphärische Ozonschicht absorbiert kurzwellige UV-B Sonnenstrahlung und schützt dadurch vor Gesundheitsschäden wie zum Beispiel Hautkrebs und Katarakten [Goedkoop et al., 2009]. Der Abbau der Ozonschicht wird von langlebigen Chlor- und Bromverbindungen in der Stratosphäre verursacht, diese sind enthalten in Treib-, Kälte-, und Reinigungsmitteln etc. Das stratosphärische Ozon-Abbaupotenzial (ODP) wird in kg CFC-11 kg<sup>-1</sup> quantifiziert. Die Potenziale der verschiedenen Substanzen sind in der Tabelle 4-21 angeführt.

*Tabelle 4-21: Stratosphärische Ozonabbau-Potenziale [Goedkoop et al., 2009]*

Schadstoff	ODP	Einheit
CFC-11	1	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
CFC-12	1	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
CFC-113	1	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
CFC-114	0,94	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
CFC-115	0,44	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-123	0,02	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-124	0,02	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-141b	0,12	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-142b	0,07	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-22	0,05	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-225ca	0,02	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
HCFC-225cb	0,03	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon-1201 (HBFC 1201)	1,4	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon-1202	1,3	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon-1211	6	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon1301	12	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>



Schadstoff	ODP	Einheit
Halon2311 (HBFC 2311)	0,14	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon-2401 (HBFC 2401)	0,25	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Halon-2402	6	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Carbontetrachloride	0,73	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Methylchloroform	0,12	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>
Methylbromide	0,38	kg CFC-11 kg <sup>-1</sup>

**Begründung:**

Chemische Verbindungen, die Chlor (Cl), Fluor (F) und Brom (Br) enthalten, sogenannte halogenierte Substanzen, welche den Abbau des stratosphärischen Ozons beschleunigen. Dadurch wird weniger kurzwellige UV-B Strahlung von der Ozonschicht absorbiert und gelangt somit vermehrt an die Erdoberfläche. Dies gefährdet die Gesundheit der Menschen, Tiere und Pflanzen auf globaler Ebene. Der Einsatz von Kältemitteln bei der Kühlung und Kühltransporten kann zur Emission von halogenierten Substanzen beitragen. Lagerung und Transport sind verbunden mit der Regionalität und Saisonalität eines Lebensmittels und deswegen wichtige Faktoren im Projekt SUKI.

***Bildung von Photooxidantien (Smog)***

Photochemischer Smog besteht aus Feinstaub (PM<sub>10</sub>) und troposphärischem Ozon. Unter Feinstaub versteht man Aerosole mit einem Durchmesser kleiner als 10µm, diese werden in der Atmosphäre durch u.a. Schwefeldioxid- (SO<sub>2</sub>), Ammoniak- (NH<sub>3</sub>) und Stickstoffoxid-Emissionen (NO<sub>x</sub>) gebildet [Goedkoop et al., 2009]. Ozon (O<sub>3</sub>) wird nicht direkt emittiert sondern entsteht als Folge von photochemischen Reaktionen zwischen NO<sub>x</sub> und Nichtmethan-Kohlenwasserstoffen (NMVOC). Diese Reaktionen werden durch die Sonnenintensität beeinflusst [Goedkoop et al., 2009]. Smog verursacht ein Spektrum an Gesundheitsproblemen, vor allem Erkrankungen der Atemwege treten gehäuft auf [Goedkoop et al., 2009]. Das Feinstaubbildungspotenzial (PMFP) wird in PM<sub>10</sub>eq. kg<sup>-1</sup> ausgedrückt, Ozonbildungspotenzial (POFP) in NMVOCeq. kg<sup>-1</sup> (siehe Tabelle 4-22).

Tabelle 4-22: Feinstaub- und Ozonbildungspotenziale; [Goedkoop et al., 2009]

Schadstoff	PMFP (kg PM <sub>10</sub> eq. kg <sup>-1</sup> )	POFP (kg NMVOCeq. kg <sup>-1</sup> )
PM <sub>10</sub>	1,00	-
NH <sub>3</sub>	0,31	-
NO <sub>x</sub>	0,21	1,00
SO <sub>2</sub>	0,19	-
NMVOC	-	1,00

**Begründung:**

Die wichtigsten Ursachen der troposphärischen Smog- und Ozonbildung sind der Verkehr und andere Verbrennungsprozesse. Energieverbrauch der verglichenen Produktionssysteme (biologische und konventionelle Landwirtschaft) sowie unterschiedliche Transportdistanzen bei regionalen bzw. Importprodukten tragen zur Smog- und Ozonbildung bei. Das Phänomen der Smog- und Ozonbildung ist regional bzw. lokal und stark abhängig von der Sonnenein-

strahlung. Da ein großer Teil der Lebensmittel aus Italien importiert wird (mehr Sonnenstunden und höhere Sonnenintensität), ist diese Wirkungskategorie relevant für das Projekt.

### **Humantoxizität**

Es werden zahlreiche toxische Substanzen durch anthropogene Prozesse freigesetzt, was die unterschiedlichsten Gesundheitsprobleme bewirkt. Zum Beispiel entstehen Schädigungen des Nervensystems, der Leber und Nieren, oder es treten vermehrt Krebserkrankungen und Entwicklungsstörungen auf [Eco SMEs, 2004]. Die Gefährlichkeit einer Substanz hängt ab von: ihrer Konzentration, der Expositionszeit, der Art der Aufnahme, Anfälligkeit der Zielgruppe und der Lebensdauer der Substanz [Eco SMEs, 2004]. Als Referenzsubstanz des Humantoxizitätspotenzials (HTP) wurde in RECIPE 2008 1,4-Dichlorobenzol-Äquivalent (kg DBeq.) gewählt [Goedkoop et al., 2009]. Das Humantoxizitätspotenzial berücksichtigt: die Konzentrationsänderung der Substanz, die Aufnahmemenge, Aufnahme­route (z.B. Inhalation, Ingestion) sowie den human-toxikologischen Effekt und den daraus resultierenden Schaden, jeweils für die verschiedenen Kompartimente (Süß- und Meereswasser, Stadt- und Landluft, landwirtschaftliche und industrielle Böden usw.) [Goedkoop et al., 2009].

#### Begründung:

Der Einsatz von oder Verzicht auf Pflanzenschutzmittel ist ein wichtiger Unterschied zwischen den betrachteten landwirtschaftlichen Produktionssystemen. Die humantoxische Wirkung der hundert bzw. tausend verschiedenen, verwendeten chemischen Substanzen lässt sich nur schwierig in einem Indikator zusammenfassen bzw. bewerten. Dennoch bietet die Wirkungskategorie ‚Humantoxizität‘ eine wichtige Unterstützung bei Beschaffungsentscheidungen, insbesondere hinsichtlich der Gemeinschaftsverpflegung (Krankenhäuser, Kindergarten etc.).

### **Ökotoxizität**

Wie schon im Abschnitt zur Humantoxizität erwähnt, gelangt eine Vielzahl von toxischen Substanzen infolge anthropogener Prozesse in die Umwelt. Konzentrationsänderungen der toxischen Substanzen in der Umwelt hängen zusammen mit unterschiedlich ausgeprägtem Artensterben. Die Umweltwirkungen von toxischen Substanzen sind sehr unterschiedlich und werden durch die Eigenschaften der Substanz selbst wie auch durch die betroffenen Lebewesen bestimmt [Eco SMEs, 2004]. Als Referenzsubstanz des Ökotoxizitätspotenzials (ETP) ist in RECIPE 2008 ebenfalls 1,4-Dichlorobenzol-Äquivalent (kg DBeq.) gewählt worden [Goedkoop et al., 2009]. Bei dieser Methode wird bezüglich der Ökotoxizität zwischen terrestrischer, mariner und Süßwasser-Ökotoxizität unterschieden. Ähnlich wie bei der Wirkungskategorie ‚Humantoxizität‘ werden bei der Ökotoxizität Konzentrationsänderungen und substanzspezifische Effekte miteinbezogen; Aufnahme sowie Aufnahme­route werden jedoch nicht berücksichtigt [Goedkoop et al., 2009].

#### Begründung:

Die Gesellschaft ist auf eine gesunde Umwelt angewiesen. Die Anwendung von toxischen Substanzen in der Landwirtschaft beeinträchtigt die Vitalität von sowohl natürlichen als auch

agrarischen Ökosystemen und verursacht ein Artensterben auf vielen verschiedenen Ebenen. Wie im Abschnitt zur Humantoxizität schon besprochen, ist die Bewertung der Umweltauswirkungen der vielen verschiedenen chemischen Substanzen äußerst schwierig. Dennoch unterstützt der Indikator die an dem Projekt SUKI beteiligten Großküchen bei der Entscheidung ob biologische oder konventionelle Lebensmittel eingekauft werden sollen.

### **Naturraumbeanspruchung (Landwirtschaftliche Flächennutzung, Städtische Flächennutzung, Landnutzungsänderungen)**

Die Wirkungskategorie ‚Naturraumbeanspruchung‘ spiegelt die infolge von Landnutzung entstehenden Ökosystem-Schäden wider [Goedkoop et al., 2009]. Sie ist im Wesentlichen ein Maß für die ‚naturnahe Fläche ausreichender Größe‘ [Klöpffer & Grahl, 2009]. Viele Tier- und Pflanzenarten sind in ihrem Fortbestand abhängig von naturbelassener oder extensiv genutzter Fläche. Zunehmende anthropogene Nutzung der verfügbaren Flächen bzw. Transformation von Naturflächen, führt zu Artensterben und Landschaftsverödung [Klöpffer & Grahl, 2009]. Landnutzung wird in der RECIPE 2008-Methode in der Einheit Quadratmeter pro Jahr ( $\text{m}^2 \text{Jahr}^{-1}$ ) ausgedrückt. Landnutzungsänderungen werden in Quadratmetern quantifiziert. In Tabelle 4-23 sind die Wirkungskategorien der Naturraumbeanspruchung sowie deren jeweilige Sachbilanzparameter aufgelistet.

Tabelle 4-23: Wirkungskategorien der Naturraumbeanspruchung

Wirkungskategorie	Einheit	Sachbilanzparameter
Landwirtschaftliche Landnutzung (ALO)	$\text{m}^2 \text{Jahr}^{-1}$	$A_{o(\text{agr})}$ : Landwirtschaftliche Fläche [ $\text{m}^2$ ] t: Dauer der Landnutzung [Jahr]
Städtische Landnutzung (ULO)	$\text{m}^2 \text{Jahr}^{-1}$	$A_{o(\text{urban})}$ : Städtische Fläche [ $\text{m}^2$ ] t: Dauer der Landnutzung [Jahr]
Naturland-Transformation (NLT)	$\text{m}^2 \text{m}^{-2}$	$A_{o(\text{trans})}$ : Transformierte Fläche [ $\text{m}^2$ ] t: Dauer der Landnutzung [Jahr]

### Begründung

Bei der Ökobilanzierung von Lebensmitteln darf die Landnutzung durch die Landwirtschaft nicht vernachlässigt werden [Klöpffer & Grahl, 2009]. Die Landwirtschaft zeichnet sich aus durch einen großen Landflächenanspruch; die entstehenden Umweltauswirkungen sind erheblich. Zusätzlich ist der Landflächenanspruch bei konventionellen und biologischen Systemen unterschiedlich, da die Erträge eines biologischen Produktionssystems durchschnittlich niedriger sind. Es wird also mehr Land benötigt um genauso viel Ertrag zu liefern wie beim konventionellen Anbau. Transport, Lagerung sowie Lebensmittelverarbeitung und Zubereitung beanspruchen ebenfalls Landfläche. Die Wahl von regionalen und saisonalen Lebensmitteln wirkt sich auch auf die Flächennutzung aus. Zum Beispiel beanspruchen international importierte Lebensmittel eine viel größere Infrastruktur als regionale Lebensmittel.

Für konventionelle und biologische Produktionssysteme innerhalb von Europa können Landnutzungsänderungen als gleich angenommen werden. Bei Tierfutterimporten aus Südamerika ist der Unterschied aber erheblich, weil Teile des Regenwaldes in landwirtschaftliche Flä-

che umgewandelt werden. Dies bewirkt eine Änderung der Artenzusammensetzung und ein lokales Aussterben vieler Pflanzen und Tiere.

### ***Nicht berücksichtigte Wirkungskategorien***

Insgesamt werden sechs Wirkungskategorien für die Berechnung der Ökobilanz nicht verwendet. In dem folgenden Kapitel folgt je Kategorie eine kurze Begründung für deren Ausschluss.

#### *Radioaktivität*

Die Wirkungskategorie ‚Radioaktivität‘ bewertet die Gesundheitsschäden infolge ‚routinemäßiger Freisetzung‘ von radioaktivem Material. Die Daten, auf welche Bezug genommen wird, stammen aus dem französischen Kernbrennstoffzyklus [Goedkoop et al., 2009]. Die Stromerzeugung wird in der Ökobilanz berücksichtigt, dennoch können die teilnehmenden Großküchen den verwendeten Strom-Mix der gesamten Produktionskette kaum bzw. gar nicht beeinflussen. Deswegen wird diese Wirkungskategorie bei der Ökobilanzierung der Speisen nicht miteinbezogen.

#### *Nutzung von (Süß-)Wasser*

Süßwasser ist in vielen Teilen der Welt eine knappe Ressource, wird jedoch in nur wenigen Prozessen irreversibel verbraucht [Klöpffer & Grahl, 2009]. Bei manchen Prozessen, wie zum Beispiel der landwirtschaftlichen Bewässerung, wird das Wasser zwar anthropogen genutzt, dabei aber nicht aus dem geologischen Kreislauf entfernt [Klöpffer & Grahl, 2009]. Da die Produktion der ökobilanzierten Lebensmittel hauptsächlich in Teilen von Europa stattfindet, wo Wasser reichlich verfügbar ist und im geologischen Kreislauf verbleibt, wird die Nutzung von (Süß-)Wasser nicht mitberücksichtigt.

#### *Verbrauch mineralischer Ressourcen*

Der Verbrauch bzw. die Knappheit mineralischer Ressourcen kann durch das Verhältnis der Reserven zu dem Jahresverbrauch ausgedrückt werden; dies spiegelt sich wider in der ‚statischen Reichweite‘ einer Ressource [Klöpffer & Grahl, 2009]. Mineralische Ressourcen sind zum Beispiel Erze, Sand, Kies, Phosphate etc. und sind notwendig als Baustoff für Gebäude und Maschinen sowie als Rohstoff für die Kunstdüngererzeugung. In dem Projekt SUKI werden Gebäude und Maschinen nicht miteinbezogen, da angenommen wird, dass die Gebäude- bzw. Maschinenausstattung in den verschiedenen Produktionssystemen ungefähr gleich ist. Phosphat muss laut einer Studie von [Klöpffer & Grahl, 2009] nicht berücksichtigt werden, weil diese Ressource eine sehr hohe statische Reichweite besitzt.

#### *Verbrauch fossiler Brennstoffe*

Knappheit fossiler Brennstoffe ist nicht eindeutig dem einen oder dem anderen Lebensmittelproduktionssystem zuzuordnen. Beide Produktionssysteme sind von der Kostensteigerung der Energieträger gleichermaßen betroffen. Die Umweltauswirkungen durch den Einsatz fossiler Brennstoffe werden bereits in anderen Wirkungskategorien berücksichtigt (‚Klimawandel‘, ‚Versauerung‘, ‚Bildung von Photooxidantien‘). Die Wirkungskategorie ‚Verbrauch fossiler Brennstoffe‘ wird deswegen in dieser Ökobilanz nicht miteinbezogen.

## 5. Sachbilanzen

### 5.1 Nudeln mit Tomatensoße

#### 5.1.1 Nudeln

##### 5.1.1.1 Konventioneller Weizenanbau (IT)

Tabelle 5-1: Input – Output-Tabelle des konventionellen Weizenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Weizen	kg ha <sup>-1</sup>	7.000		[Annata Agraria, 2008]
	Stroh	kg ha <sup>-1</sup>			
Input	N	kg N ha <sup>-1</sup>	150	100-200	[Annata Agraria, 2008]
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	80	60-100	[Sodi & Caini, 2007] & [Barbanti, 2004]
	K <sub>2</sub> O	kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	50	0-100	[Sodi & Caini, 2007] & [Barbanti, 2004]
	Herbizide	kg ha <sup>-1</sup>	0,2	-	[Annata Agraria, 2008]
	Insektizide	kg ha <sup>-1</sup>	0,3	-	[Annata Agraria, 2008]
	Fungizide	kg ha <sup>-1</sup>	0,7	-	[Annata Agraria, 2008]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	180	160-200	[Annata Agraria, 2008]

Tabelle 5-2: Maschineneinsatz beim konventionellen Weizenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	[Fia Piemonte, 2006]
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Fia Piemonte, 2006]
Eggen	1x	11,5	kg ha <sup>-1</sup>	[Fia Piemonte, 2006] & [Annata Agraria, 2008]
Düngen - mineralisch	3x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	[Fia Piemonte, 2006]
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	9x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	[Fia Piemonte, 2006]
Ernten	1x	33,3	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

### 5.1.1.2 Biologischer Weizenanbau (IT)

Tabelle 5-3: Input – Output-Tabelle des biologischen Weizenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Weizen	kg ha <sup>-1</sup>	6.000	-	[Messetti, 2010]
	Stroh	kg ha <sup>-1</sup>	-	-	-
Input	Milchviehmist	kg ha <sup>-1</sup>	19.230	-	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]; [Messetti, 2010]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	250	-	[Messetti, 2010]

Tabelle 5-4: Maschineneinsatz beim biologischen Weizenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	[Messetti, 2010]
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Messetti, 2010]
Düngen - Festmist	19,2 t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	[Messetti, 2010] & [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]
Ernten	1x	33,3	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

### 5.1.1.3 Mehl- und Teigwarenherstellung

Tabelle 5-5: Input – Output-Tabelle der Mehlherstellung

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Weizenmehl	kg	1	-	-
Input	Weizen	kg kg <sup>-1</sup>	1,3	-	[Heiss, 2004]
	Strom	kWh kg <sup>-1</sup>	0,071	0,062 - 0,08	[Heiss, 2004] & [Dübendorfer, 2007]

Tabelle 5-6: Input – Output-Tabelle der Teigwarenherstellung

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Teigwaren	kg	1	-	-
Input	Weizenmehl	kg (kg Teigwaren) <sup>-1</sup>	0,7	-	[Fa. Recheis, 2011]
	Strom	kWh (kg Teigwaren) <sup>-1</sup>	0,11	0,095 - 0,125	[Heiss, 2004]
	Wärme	MJ (kg Teigwaren) <sup>-1</sup>	0,73	-	[Heiss, 2004]

#### 5.1.1.4 Transporte

Tabelle 5-7: Übersicht der Transporte für konventionelle und biologische Nudeln

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Weizen	0,91	SNF 16-32t	50
Mehl	0,7	SNF 16-32t	50
Nudeln	1	SNF >32t	700
Nudeln	1	SNF 7,5 - 16t	100

#### 5.1.1.5 Lagerung

Tabelle 5-8: Durchschnittliche Lagerdauer von Weizen, Mehl und Teigwaren

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Lagerung	Weizen	180	[Transport-Information-Service, 2011a]
Raumtemperaturlagerung	Mehl	30	[Rosenfellner, 2010]
Raumtemperaturlagerung	Nudeln	180	[Transport-Information-Service, 2011a]

### 5.1.2 Tomatensoße

#### 5.1.2.1 Konventioneller Tomatenanbau (IT)

Tabelle 5-9: Input – Output-Tabelle des konventionellen Tomatenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Tomaten	kg ha <sup>-1</sup>	91.200	75.000 – 110.000	[Aster et al., 2009] & [ProF.i, 2010c] & [Bufacchi et al., 2010a]

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Input	N	kg N ha <sup>-1</sup>	184	150 - 202	[Bufacchi et al., 2010a] & [ProF.i, 2010c] & [Theurl, 2008]
	P	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	114	71 - 155	[Bufacchi et al., 2010a] & [ProF.i, 2010c] & [Theurl, 2008]
	K	kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	320	180 - 424	[Bufacchi et al., 2010a] & [ProF.i, 2010c] & [Theurl, 2008]
	Pestizide	kg ha <sup>-1</sup>	56	-	[Theurl, 2008]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	15	-	Berechnung nach: [Enza Zaden Deutschland GmbH & Co. KG, 2011] & [Lindner, 2011]

Tabelle 5-10: Maschineneinsatz beim konventionellen Tomatenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Pflanzen	1x	16,8	kg ha <sup>-1</sup>	[Bufacchi et al., 2010a]
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Bufacchi et al., 2010a]
Hacken	0,5x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	[Bufacchi et al., 2010a]
Fräsen	2x	14,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Bufacchi et al., 2010a]
Düngen - mineralisch	1x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	3x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Bewässerung	1x	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1x	0	kg ha <sup>-1</sup>	Händisch

### 5.1.2.2 Biologischer Tomatenanbau (IT)

Tabelle 5-11: Input – Output-Tabelle des biologischen Tomatenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Tomaten	kg ha <sup>-1</sup>	85.000	-	[Zenti, 2010]
Input	Festmist	kg ha <sup>-1</sup>	35.000	-	[Zenti, 2010]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	15	-	Berechnung nach: [Enza Zaden Deutschland GmbH & Co. KG, 2011] & [Lindner, 2011]



Tabelle 5-12: Maschineneinsatz beim biologischen Tomatenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Pflanzen	1x	16,8	kg ha <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
Grubbern	1x	15,5	kg ha <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
EGgen	1x	4,44	kg ha <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
Mulchen	1x	3,51	kg ha <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
Düngen - Festmist	35 t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	2x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	[Zenti, 2010]
Bewässerung	1x	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1x	0	kg ha <sup>-1</sup>	Händisch

### 5.1.2.3 Konventioneller Karottenanbau (IT)

Tabelle 5-13: Input – Output-Tabelle des konventionellen Karottenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Karotten	kg ha <sup>-1</sup>	66.300	40.000 – 80.000	[ISTAT, 2007] & [Corona, 2010] & [Aster et al., 2009]
Input	N	kg N ha <sup>-1</sup>	105		[Corona, 2010]
	P	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	98	70 - 150	[Aster et al., 2009] & [ProF.i, 2010a] & [Corona, 2010]
	K	kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	222	160 - 300	[Aster et al., 2009] & [ProF.i, 2010a] & [Corona, 2010]
	Festmist	kg ha <sup>-1</sup>	4.400	-	[Corona, 2010]
	Pestizide	kg ha <sup>-1</sup>	3,5	-	[Aster et al., 2009]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	2,5	-	[Aster et al., 2009]

Tabelle 5-14: Maschineneinsatz beim konventionellen Karottenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Säen	2x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	
Grubbern	1x	15,5	kg ha <sup>-1</sup>	
Fräsen	2x	14,1	kg ha <sup>-1</sup>	
Düngen - mineralisch	2,5x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	
Düngen - Festmist	4,4t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	
Spritzen von chemischen	2,5x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Pflanzenschutzmitteln				
Bewässerung	1	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1x	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	

#### 5.1.2.4 Biologischer Karottenanbau (IT)

Tabelle 5-15: Input – Output-Tabelle des biologischen Karottenanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Karotten	kg ha <sup>-1</sup>	60.000	-	[Giulliano, 2010]
	Vinasse	kg ha <sup>-1</sup>	900	-	[Giulliano, 2010]
Input	Festmist	kg ha <sup>-1</sup>	55.000	-	[Giulliano, 2010]
	Pestizide	kg ha <sup>-1</sup>		-	
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	2,5	-	[Aster et al., 2009]

Tabelle 5-16: Maschineneinsatz beim biologischen Karottenanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Säen	2x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	
Pflügen	2x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	
Hacken	4x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	
Abflammen	1x	3,3	kg ha <sup>-1</sup>	
Düngen - Vinasse	900 kg	0,217	kg m <sup>3</sup>	1 dm <sup>3</sup> Vinasse = 1,31 kg Vinasse, bzw. 900 kg Vinasse = 0,687 m <sup>3</sup> Vinasse
Düngen - Festmist	55 t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	1x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	
Bewässerung	1x	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1x	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	

## 5.1.2.5 Konventioneller Zwiebelanbau (IT)

Tabelle 5-17: Input – Output-Tabelle des konventionellen Zwiebelanbaus in Italien

I/ O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Zwiebel	kg ha <sup>-1</sup>	36.000	29.700 – 50.000	[ISTAT, 2007] & [Bucci, 2010] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bufacchi et al., 2010b] & [Aster et al., 2009]
Input	N	kg N ha <sup>-1</sup>	107	82 - 135	[Aster et al., 2009] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bucci, 2010] & [Bufacchi et al., 2010b]
	P	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	44	40 - 50	[Aster et al., 2009] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bucci, 2010] & [Bufacchi et al., 2010b]
	K	kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	116	82 - 140	[Aster et al., 2009] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bucci, 2010] & [Bufacchi et al., 2010b]
	Gülle	kg ha <sup>-1</sup>	2.500	-	[Lindenthal, 2010b]
	Pestizide	kg ha <sup>-1</sup>	4	-	
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	3	-	Berechnung nach: [Bittner, 2009] & [Pelzmann, 2004]

Tabelle 5-18: Maschineneinsatz beim konventionellen Zwiebelanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Bucci & Babini, 2005]
Eggen	4x	11,4	kg ha <sup>-1</sup>	[Bucci & Babini, 2005]
Düngen - mineralisch	7x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	[Bucci & Babini, 2005]
Düngen - Gülle	2,5m <sup>3</sup>	0,217	kg m <sup>-3</sup>	[Bucci & Babini, 2005]
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	10x	1,76	kg ha <sup>-3</sup>	[Bucci & Babini, 2005]
Bewässerung	0,5x	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

### 5.1.2.6 Biologischer Zwiebelanbau (IT)

Tabelle 5-19: Input – Output-Tabelle des biologischen Zwiebelanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Größe	Spanne	Quelle
Output	Zwiebel	kg ha <sup>-1</sup>	16.750	-	[Piazza, 2002]
Input	Festmist	kg ha <sup>-1</sup>	11.800	-	[Aster et al., 2009] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bucci, 2010] & [Bufacchi et al., 2010b] & [Lindenthal, 2010a] & [Piazza, 2002]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	2,4	-	Berechnung nach: [Bittner, 2009] & [Pelzmann, 2004]

Tabelle 5-20: Maschineneinsatz beim biologischen Zwiebelanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Pflügen	2x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Piazza, 2002]
Eggen	2x	11,4	kg ha <sup>-1</sup>	[Piazza, 2002]
Düngen - Festmist	11,8t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	[Aster et al., 2009] & [Bucci & Babini, 2005] & [Bucci, 2010] & [Bufacchi et al., 2010b] & [Lindenthal, 2010a] & [Piazza, 2002]
Hacken	4x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	[Piazza, 2002]
Abflammen	0,5x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	[Anderst, 2010]
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	4x	1,76	kg ha <sup>-3</sup>	[Piazza, 2002]
Ernten	1	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

### 5.1.2.7 Herstellung der Tomatensoßen-Basis

Es werden Tomatencoulis und Tomato-Pronto als Basis für die Tomatensoße eingesetzt. Es handelt sich hierbei um Fertigprodukte, deren Zusammensetzung geschätzt wird (siehe Tabelle 5-21).

Tabelle 5-21: Zusammensetzung und Energieeinsatz für die Tomatensoßen-Basis

Produkt	Zutaten	Menge [kg kg <sup>-1</sup> ]*	Rohstoff [kg]	Strom [kWh kg <sup>-1</sup> ]
Tomatencoulis	Tomaten – frisch	0,8	0,88	0,36
	Zwiebeln	0,1	0,08**	0,36**

Produkt	Zutaten	Menge [kg kg <sup>-1</sup> ]*	Rohstoff [kg]	Strom [kWh kg <sup>-1</sup> ]
Tomato-Pronto	Tomaten – frisch	0,7	0,77	0,36
	Tomatenmark	0,1	0,6	0,5
	Zwiebeln	0,1	0,08**	0,36**

\* Mengen wurden geschätzt

\*\* Wie Tomaten

### 5.1.2.8 Transporte

Tabelle 5-22: Übersicht der Transporte für die Tomatensoße

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Tomaten - frisch	1,35*	SNF 16-32t	100
Zwiebeln	0,1	SNF 16-32t	100
Tomatenmark	0,1	SNF 16-32t	0**
Tomatensoße	1,0	SNF > 32t	2.000
Tomatensoße	1,0	SNF 7,5 - 16t	100

\* 0,75 kg für die Tomatencoulis und Tomato-Pronto; 0,6 kg für das Tomatenmark

\*\* Es wird angenommen, dass das Tomatenmark von dem gleichen Produzenten hergestellt wird. Deswegen fallen keine zusätzlichen Transportkilometer an.

Tabelle 5-23: Übersicht der Transporte für Karotten und Zwiebeln

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Karotten	1	SNF 16-32t	100
Karotten	1	SNF > 32t	1.250
Karotten	1	SNF 7,5 - 16t	100
Zwiebeln	1	SNF 16-32t	100
Zwiebeln	1	SNF > 32t	750
Zwiebeln	1	SNF 7,5 - 16t	100

### 5.1.2.9 Lagerung

Tabelle 5-24: Übersicht der Lagerung der Tomaten und Tomatensoße

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Kühlagerung	Tomaten	3	[Anderst, 2010]
Kühlagerung	Zwiebeln	145	[Transport-Information-Service, 2011b] & [Schlessmann-Fister, 2010]

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Lagerung	Tomatensoße	3	Schätzung
Kühlagerung	Karotten	100	[Schlessmann-Fister, 2010]

## 5.2 Erdäpfelpuffer mit Gemüse

### 5.2.1 Erdäpfel

Tabelle 5-25: Input – Output-Tabelle des konventionellen Erdäpfelanbaus in Italien

I/O	Bezeichnung	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle
Output	Erdäpfel	kg ha <sup>-1</sup>	41.350	25.000 – 61.100	[ProF.i, 2010b] & [Aster et al., 2009] & [Baldoni & Giardini, 2007] & [ISMEA-ISTAT, 2008] & [Lovati & Chiapedi, 1997]
	N	kg N ha <sup>-1</sup>	137	120 - 150	[ProF.i, 2010b] & [Aster et al., 2009]
Input	P	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	83	45 - 120	[ProF.i, 2010b] & [Baldoni & Giardini, 2007] & [Aster et al., 2009] & [Borzatta & Pirazzini, 2005]
	K	kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	240	180 - 300	[ProF.i, 2010b] & [Baldoni & Giardini, 2007] & [Borzatta & Pirazzini, 2005] & [Aster et al., 2009]
	Herbizide	kg ha <sup>-1</sup>	0,27	-	[ISTAT, 2010]
	Insektizide	kg ha <sup>-1</sup>	0,52	-	[ISTAT, 2010]
	Fungizide	kg ha <sup>-1</sup>	3,44	-	[ISTAT, 2010]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	3.000	2.900 – 3.100	[Westfälisch-Lippischer Landwirtschaftsverband e.V., 2011]

Tabelle 5-26: Maschineneinsatz beim konventionellen Erdäpfelanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Erdäpfel- Legen	1x	8,9	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Baldoni & Giardini, 2007]
Grubbern	1x	15,5	kg ha <sup>-1</sup>	[Bufacchi et al., 2010b]
Eggen	1x	11,5	kg ha <sup>-1</sup>	[Baldoni & Giardini, 2007]
Fräsen	3x	14,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Baldoni & Giardini, 2007]
Düngen - mineralisch	3x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	[Baldoni & Giardini, 2007]
Spritzen von chemischen	9x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	[Baldoni & Giardini, 2007]

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Pflanzenschutzmitteln				
Bewässerung	1x	3,78	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
		876	kWh ha <sup>-1</sup>	
		1.200	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
Ernten	1x	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

Tabelle 5-27: Sachbilanz des biologischen Erdäpfelanbaus in Italien

I/ O	Bezeichnung	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle
Output	Erdäpfel	kg ha <sup>-1</sup>	40.150	30.300 – 50.000	[Naudi, 2010] & [Lovatti, 2002]
Input	Kompost	kg ha <sup>-1</sup>	1.500	1.000 – 2.000	[Naudi, 2010]
	Gülle*	kg ha <sup>-1</sup>	25.000	20.000 – 25.000	[Naudi, 2010]
	Herbizide	kg ha <sup>-1</sup>	0	-	Annahme
	Insektizide	kg ha <sup>-1</sup>	0	-	Annahme
	Fungizide	kg ha <sup>-1</sup>	0	-	Annahme
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	3.000	2.900 – 3.100	[Westfälisch-Lippischer Landwirtschaftsverband e.V., 2011]

Tabelle 5-28: Maschineneinsatz beim biologischen Erdäpfelanbau in Italien

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Erdäpfel-Legen	1x	8,9	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme
Striegeln	3x	1,6	kg ha <sup>-1</sup>	[Naudi, 2010]
Eggen	1x	11,5	kg ha <sup>-1</sup>	[Naudi, 2010]
Fräsen	2x	14,1	kg ha <sup>-1</sup>	[Naudi, 2010]
Düngen - Gülle	25 m <sup>3</sup>	0,217	kg m <sup>-3</sup>	[Naudi, 2010]
Düngen - Kompost	1,5 t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	[Naudi, 2010]
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	7x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	[Naudi, 2010]
Ernten	1x	28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Annahme

Tabelle 5-29: Übersicht der Transporte von frischen Erdäpfeln

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Erdäpfel	1	SNF 16-32t	100
Erdäpfel	1	SNF > 32t	1.300
Erdäpfel	1	SNF 7,5 - 16t	100

## 5.2.2 Karotten

Siehe Karotten, Kapitel 0 und 5.1.2.4

## 5.2.3 Lauch

Siehe Zwiebeln, Kapitel 5.1.2.5 und 5.1.2.6

## 5.2.4 Gelbe Rüben

Siehe Karotten, Kapitel 0 und 5.1.2.4

## 5.2.5 Mehl

Siehe Karotten, Kapitel 5.1.1

Tabelle 5-30: Übersicht der Transporte von konventionellem und biologischem Mehl

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Weizen	1,3	SNF 16-32t	50
Mehl	1	SNF 16-32t	50
Mehl	1	SNF >32t	1.150
Mehl	1	SNF 7,5 - 16t	100

## 5.3 Schweinsbraten mit Kraut

### 5.3.1 Schwein

Im konventionellen Bereich beziehen sich die getroffenen Annahmen auf EU-Vorgaben oder nationale Verordnungen. Die Annahmen im ökologischen Bereich orientieren sich an den Bioland-Richtlinien. In der Schweinefleischherzeugung in Deutschland stellt das ‚geschlossene System‘ ein weit verbreitetes Verfahren dar. Das geschlossene System beinhaltet, dass Sauhaltung/Ferkelerzeugung und Mastschweinhaltung in einem Betrieb stattfinden. Eine Zuchtsau wirft etwa 24 Ferkel im Jahr. Diese werden im angeschlossenen Mastbetrieb je nach Haltungsform 115 bis 150 Tage bis zu einem Gewicht von 105 bis 120 kg gemästet. In



konventionellen Produktionssystemen wird die Stallhaltung auf Voll- oder Teilspaltböden mit Flüssigmistverfahren angenommen; für den ökologischen Bereich die Stallhaltung mit Tiefstreuverfahren und Festmist. In Tabelle 5-31 bis Tabelle 5-34 sind die allgemeinen, in der Ökobilanz verwendeten Schweinehaltungsdaten wiedergegeben.

*Tabelle 5-31: Allgemeine Annahmen in der konventionellen Landwirtschaft*

Parameter	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle /Bemerkungen
Produktionsleistung Zuchtsau	Ferkel Jahr <sup>-1</sup>	24	22 – 26	[Weiß et al., 2005]
Aufzuchtzeit Ferkel	Tage	67	65 – 69	[Weiß et al., 2005]
Mastdauer	Tage	115	110 – 120	[Weiß et al., 2005]
Haltungsdauer	Tage	182	-	
Lebendgewicht	kg	105	100 – 110	[Weiß et al., 2005]
Ausschlachtung	%	79	78 – 81	[Weiß et al., 2005]
Schlachtgewicht	kg	83	-	
Anfall Gülle	kg Tier <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	819	-	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]

*Tabelle 5-32: Allgemeine Annahmen in der biologischen Landwirtschaft*

Parameter	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle
Produktionsleistung Zuchtsau	Ferkel Jahr <sup>-1</sup>	24	22 – 26	[Weiß et al., 2005]
Aufzuchtzeit Ferkel	Tage	67	65 – 69	[Naturland - Verband für ökologischen Landbau, 2007]
Mastdauer	Tage	150	130 – 180	[Naturland - Verband für ökologischen Landbau, 2007]
Haltungsdauer	Tage	217	-	
Lebendgewicht	kg	120	115 – 125	[Naturland - Verband für ökologischen Landbau, 2007]
Ausschlachtung	%	79	78 – 81	[Naturland - Verband für ökologischen Landbau, 2007]
Schlachtgewicht	kg	95	-	
Anfall Festmist	kg Tier <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	759,5	-	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]

*Tabelle 5-33: Energieverbrauch in der Schweinehaltung*

Produktionsverfahren	Einheit	Strom	Wärme	Quelle
Sauhaltung*	kWh Sau <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	270	950	[Averberg et al., 2009]
Mastschweinehaltung	kWh Platz <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	35	50	[Averberg et al., 2009]

\* inklusive Ferkelerzeugung

Tabelle 5-34: Futtermittelrationen von Schweinen [Kirchgessner, 2004]

Tier	Futtermittelart	Futtermittel	Menge [kg Tag <sup>-1</sup> ]*
Mastschwein – konv.	Rauhfutter	-	-
	Energiefutter	Mais - Körner	2,3
	Eiweißfutter	Sojaextraktionsschrot	0,5
Mastschwein – bio.	Rauhfutter	Heu/Stroh	0,3
	Energiefutter	Getreidemischung	2,2
	Eiweißfutter	Erbsen/Ackerbohnen	0,5

\* Angaben in kg Frischmasse (FM)

Tabelle 5-35: Übersicht für Transporte der konventionellen Schweineproduktion

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Sojabohnen	74,25	Übersee-Frachter	10.000
Sojabohnen	74,25	SNF >32t	500
Maiskörner	341,5	SNF >32t	100
Schwein	105	SNF 16-32t	100
Schweinefleisch	82,95	SNF >32t - gekühlt	900
Schweinefleisch	82,95	SNF 7,5 - 16	100

Tabelle 5-36: Übersicht für Transporte der biologischen Schweineproduktion

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Futtermittel	495,45	SNF >32t	100
Schwein	120	SNF 16-32t	100
Schweinefleisch	94,8	SNF >32t - gekühlt	900
Schweinefleisch	94,8	SNF 7,5 - 16	100

Tabelle 5-37: Lagerung von konventionellem Schweinefleisch

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Kühlagerung	Schweinefleisch	2,5	Datenerhebung

Tabelle 5-38: Energieverbrauch bei der Schlachtung und Zerkleinerung von Schweinen

Energie	Einheit	Wert	Quelle
Strom	kWh Schwein <sup>-1</sup>	2,7	[Westfleisch, 2009]
Wärme*	kWh Schwein <sup>-1</sup>	2,85	[Westfleisch, 2009]

\* Bei der Wärmeerzeugung wird Erdgas als Energieträger angenommen.

### 5.3.2 Kraut

Tabelle 5-39: Input – Output-Tabelle des konventionellen Krautanbaus in Deutschland

I/ O	Bezeichnung	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle
Output	Kraut	kg ha <sup>-1</sup>	58.300	48.200 – 67.710	[Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt, 2010] & [Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt, 2010] & [Goldhofer & Dunst, 2005]
Input	N	kg ha <sup>-1</sup>	314	250 - 350	[Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen] & [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2005]
	P	kg ha <sup>-1</sup>	90	-	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2005]
	K	kg ha <sup>-1</sup>	310	300 - 320	[Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2005] & [Drangmeister, 2003]
	Herbizide	kg ha <sup>-1</sup>	2,5	-	[Pflanzenschutzamt Berlin, 2007]
	Insektizide	kg ha <sup>-1</sup>	1,0	-	[Pflanzenschutzamt Berlin, 2007]
	Fungizide	kg ha <sup>-1</sup>	6,85	-	[Pflanzenschutzamt Berlin, 2007]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	0,45	-	[Wonneberger & Keller, 2004]

Tabelle 5-40: Maschineneinsatz beim konventionellen Krautanbau in Deutschland

Arbeitsgang	Wert	Treibstoff- verbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	
Pflügen	1x	26,1	kg ha <sup>-1</sup>	
Grubbern	1x	15,5	kg ha <sup>-1</sup>	
Eggen	2x	11,5	kg ha <sup>-1</sup>	
Hacken	4x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	
Düngen - mineralisch	4x	5,29	kg ha <sup>-1</sup>	
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	12x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	
Ernten		28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Händisch

Tabelle 5-41: Input – Output-Tabelle des biologischen Krautanbaus in Deutschland

I/O	Bezeichnung	Einheit	Wert	Spannbreite	Quelle
Output	Kraut	kg ha <sup>-1</sup>	42.500	35.000 – 50.000	[Drangmeister, 2003]
Input	Festmist	kg ha <sup>-1</sup>	49.500	15.000 – 40.000	Berechnung nach: [Ökolandbau, 2011] & [Lattauschke & Laber, 2002] & [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010] & [Drangmeister, 2003] & [Ökolandbau, 2011]
	Saatgut	kg ha <sup>-1</sup>	0,45	-	[Wonneberger & Keller, 2004]

Tabelle 5-42: Maschineneinsatz beim biologischen Krautanbau in Deutschland

Arbeitsgang	Wert	Treibstoffverbrauch	Einheit	Quelle
Säen	1x	3,82	kg ha <sup>-1</sup>	
Grubbern	1x	15,5	kg ha <sup>-1</sup>	
Eggen	2x	11,5	kg ha <sup>-1</sup>	
Fräsen	4x	14,1	kg ha <sup>-1</sup>	
Hacken	1x	3,28	kg ha <sup>-1</sup>	
Mulchen	1x	3,51		
Düngen - Festmist	49,5t	0,000531	kg kg <sup>-1</sup>	
Spritzen von chemischen Pflanzenschutzmitteln	7x	1,76	kg ha <sup>-1</sup>	
Ernten		28,1	kg ha <sup>-1</sup>	Händisch

Tabelle 5-43: Übersicht der Transporte von Kraut

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Kraut	1	SNF 16-32t	100
Kraut	1	SNF > 32t	1.000
Kraut	1	SNF 7,5 - 16t	100

Tabelle 5-44: Lagerung von Kraut

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Kühlagerung	Kraut	91	[Lattauschke & Laber, 2002]

### 5.3.3 Zwiebeln

Siehe Zwiebeln, Kapitel 5.1.2.5 und 5.1.2.6

## 5.4 Rindfleisch mit Salzerdäpfeln

### 5.4.1 Rindfleisch

In der konventionellen Produktion beziehen sich die getroffenen Annahmen auf EU-Vorgaben oder nationale Verordnungen. Die Annahmen in der ökologischen Produktion orientieren sich an den Bioland-Richtlinien. In der konventionellen Rindfleischerzeugung in Deutschland stellt die Mastbullenhaltung in Tretmistställen ein weit verbreitetes Verfahren dar. Die Kälber stammen im konventionellen Bereich aus der Milchviehhaltung. In biologischen Produktionssystemen ist die Mast von Rindern in ganzjähriger Weidehaltung in Verbindung mit der Mutterkuhhaltung gebräuchlich. In Tabelle 5-45 bis Tabelle 5-47 sind die Sachbilanzen der konventionellen und biologischen Rindviehhaltung dargestellt.

Tabelle 5-45: Allgemeine Annahmen in der konventionellen Rindviehhaltung

Parameter	Einheit	Wert	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 <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	kg	10.206	Eigene Berechnung nach [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2010]

Tabelle 5-46: Allgemeine Annahmen in der biologischen Rindviehhaltung

Parameter	Einheit	Wert	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	kg	14.649	Eigene Berechnung nach [Bayerische Landesanstalt für

Parameter	Einheit	Wert	Quelle und Bemerkungen
Tier <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>			Landwirtschaft, 2010]

Tabelle 5-47: Futtermittelrationen von Rindern [Kirchgessner, 2004]

Tier	Futtermittelart	Futtermittel	Menge [kg Tag <sup>-1</sup> ]*
Mastbulle – konv.	Rauhfutter	Maissilage	15,5
	Energiefutter	Futterweizen	2
	Eiweißfutter	Sojaextraktionsschrot	1
Mastrind – bio.	Rauhfutter	Grassilage (Gs)	18,4
	Energiefutter	Grassilage (35 %T)	49,3
	Eiweißfutter	Erbsen	1

\* Angaben in kg Frischmasse (FM)

Tabelle 5-48: Übersicht der Transporte in der konventionellen Rindfleischproduktion

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Sojabohnen	855	Übersee Frachter	10.000
Sojabohnen	855	SNF >32t	500
Futterweizen	2.850	SNF >32t	100
Rind	630	SNF 16-32t	100
Rindfleisch	359	SNF >32t - gekühlt	900
Rindfleisch	359	SNF 7,5 - 16 - gekühlt	100

Tabelle 5-49: Übersicht der Transporte in der biologischen Rindfleischproduktion

Ware	Transportgewicht [kg]	Transportmittel	Transportdistanz [km]
Futtererbsen	630	SNF >32t	100
Rind	600	SNF 16-32t	100
Rindfleisch	330	SNF >32t - gekühlt	900
Rindfleisch	330	SNF 7,5 – 16 - gekühlt	100

Tabelle 5-50: Lagerung von konventionellem Rindfleisch

Lagerverfahren	Lebensmittel	Lagerdauer [Tage]	Quelle
Kühlagerung	Rindfleisch	11	Datenerhebung

Tabelle 5-51: Energieverbrauch bei der Schlachtung und Zerkleinerung von Rind

Energie	Einheit	Wert	Quelle / Bemerkungen
Strom	kWh Rind <sup>-1</sup>	10,8	[Westfleisch, 2009]
Wärme*	kWh Rind <sup>-1</sup>	11,4	[Westfleisch, 2009]

\* Bei der Wärmeerzeugung wird Erdgas als Energieträger angenommen.

### 5.4.2 Erdäpfel

Siehe Erdäpfel, Kapitel 5.2.1





## 6. Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung der einzelnen Speisen mit Hilfe der ausgewählten Wirkungskategorien zeigt einen einheitlichen Trend. Im Vergleich mit vegetarischen Speisen haben Fleischspeisen durchschnittlich mehr Auswirkungen auf die Umwelt bzw. fallen in den einzelnen Wirkungskategorien stärker ins Gewicht. Dies wird durch die landwirtschaftliche Produktion des Fleisches verursacht, wobei die Futtermittelproduktion, Magengärung und das Düngermanagement ausschlaggebend sind (siehe auch Abschnitt 67.1). Anhand zweier Wirkungskategorien (‘Klimawandel‘ und ‘Eutrophierung‘) werden die Umweltauswirkungspotenziale von Fleischspeisen und vegetarischen Speisen nachfolgend illustriert. Die Umweltauswirkungspotenziale in den übrigen Wirkungskategorien sind im Anhang zu finden.

Bezüglich der Wirkungskategorie ‘Klimawandel‘ unterscheiden sich die Fleischspeisen stark von den vegetarischen Speisen (siehe Abbildung 6-1). Der Unterschied zwischen Speisen aus konventionellen bzw. biologischen Produktionssystemen ist hingegen minimal. Die Fleischkomponente der Speisen (Rind- oder Schweinefleisch) ist entscheidend in der Wirkungskategorie ‘Klimawandel‘. Hinsichtlich dieser Wirkungskategorie ist eine Fleischspeise mit Schweinefleisch einer mit Rindfleisch vorzuziehen, dadurch kann beispielsweise eine Reduzierung von ca. 2 kg CO<sub>2</sub>eq. pro Speise bewirkt werden. Die Magengärung der Rinder ist ausschlaggebend für das Klimawirkungspotenzial. Im Gegensatz dazu sind Schweine keine Wiederkäuer, was sich im Vergleich mit Rindern positiv auf das Klimawirkungspotenzial auswirkt.

Auch in der Wirkungskategorie ‘Eutrophierung‘ hat die Fleischspeise größere Umweltauswirkungen als die vegetarische Speise (siehe Abbildung 6-2). Wieder ist der Unterschied zwischen Speisen aus konventioneller oder biologischer Landwirtschaft gering. Im Vergleich mit Schweinefleisch hat Rindfleisch einen größeren Einfluss auf die Wirkungskategorie ‘Eutrophierung‘. Daher kann allein durch die Fleischwahl (Rind- oder Schweinefleisch) eine Reduktion der Umweltauswirkungen erreicht werden.

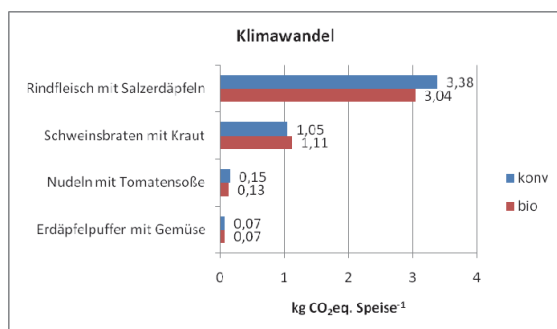


Abbildung 6-1: Klimawirkungspotenzial der verschiedenen Speisen

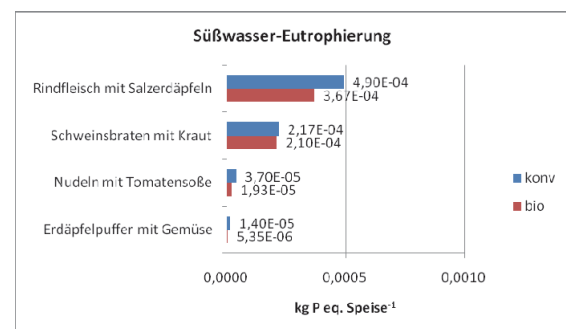


Abbildung 6-2: Süßwassereutrophierungspotenzial der verschiedenen Speisen



## 7. Bewertung

### 7.1 Beitragsanalyse

#### 7.1.1 Erdäpfelpuffer mit Gemüse

Ein mengenmäßiger Anteil von 92 % der Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘ wird bei der Ökobilanzierung berücksichtigt; dies umfasst die Lebensmittel: Erdäpfel, Karotten, Lauch, Rüben, Mehl und Zwiebeln (siehe Tabelle 4-2). Dabei werden Lauch zu den Zwiebeln und die Rüben zu den Karotten gezählt. Da Eier nicht zu den mengenmäßig wichtigen Lebensmitteln dieser Speise gehören, werden diese nicht in die Ökobilanzierung miteinbezogen [H. Daxbeck et al., 2010]. Die Umweltauswirkungen tierischer Produkte sind jedoch allgemein größer als die pflanzlicher Produkte, was sich auch in dem von [Nielsen et al., 2003] entnommenen Datensatz für Ei niederschlägt. Dieser Datensatz wird jedoch in den Berechnungen nicht verwendet, weil kein Unterschied zwischen konventionellen und biologischen Eiern gemacht wird.

Die Speise ‚Erdäpfel mit Gemüse‘ besteht aus Gemüse- und Getreideprodukten. Bei der konventionellen sowie biologischen Speise entspricht der Beitrag der Gemüsekomponenten an den gesamten Umweltauswirkungen der Lebensmittelkomponenten durchschnittlich 80 %, der der Getreideprodukte bzw. Mehl einem Anteil von rund 20 % (siehe Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2). Beim Gemüse haben Erdäpfel mit durchschnittlich 48 % den größten Einfluss auf die Umwelt. Die anteilmäßigen Umweltauswirkungen von Karotten, Lauch und Rüben stimmen mit ca. 10 % der gesamten Wirkung der Lebensmittelkomponenten überein.

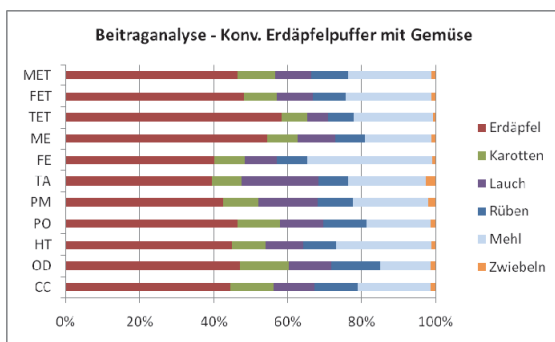


Abbildung 7-1: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der konventionellen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

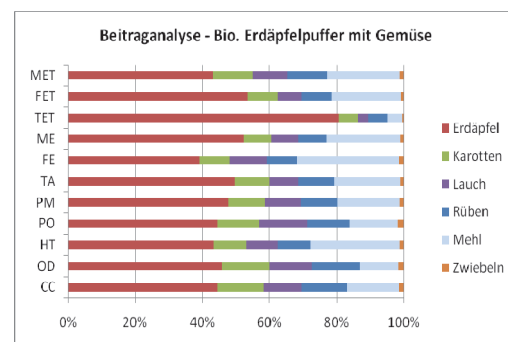


Abbildung 7-2: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der biologischen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

Bei den Prozessen sind bezüglich ihrer Umweltauswirkungen die Landwirtschaft und der Handel die wichtigsten Prozesse (siehe Abbildung 7-3 und Abbildung 7-4). Sie machen ca. 99 % der gesamten prozessbedingten Umweltauswirkungen bei konventionellen sowie bio-

logischen Systemen aus. Bei konventionellen Produktionssystemen ist der Prozess ‚Landwirtschaft‘ durchschnittlich für 52 %, der Prozess ‚Handel‘ für 47 % der Umweltauswirkungen verantwortlich. In biologischen Produktionssystemen ist dies genau umgekehrt. Die biologische Landwirtschaft trägt mit 47 %, der Handel mit 52 % zu den Umweltauswirkungen bei. Die wichtigste Quelle der Umweltauswirkungen in der konventionellen und biologischen Produktion ist die landwirtschaftliche Erzeugung von Erdäpfeln (konv. 26 %, bio. 13 %) und Weizen (konv. 27 %, bio. 8 %). Beim Prozess ‚Handel‘ haben der Transport und die Lagerung der Erdäpfel den größten Anteil an den Umweltauswirkungen. Verarbeitungsprozesse wie das Mahlen des Weizens für die Mehlherstellung entsprechen nur 1% der gesamten prozessbedingten Umweltauswirkungen und sind vernachlässigbar.

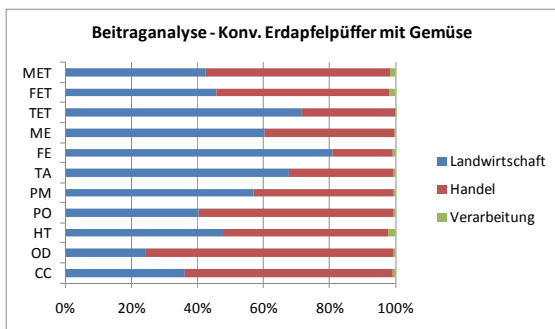


Abbildung 7-3: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der konventionellen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

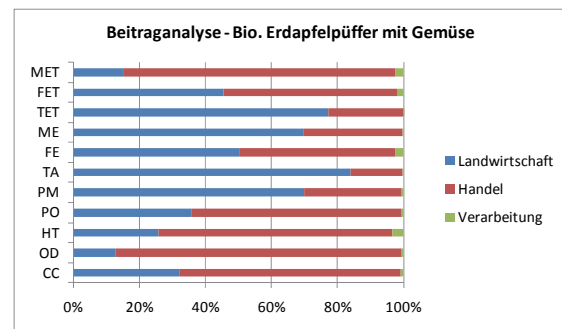


Abbildung 7-4: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der biologischen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

In der Abbildung 7-5 und der Abbildung 7-6 sind die Beiträge des Prozesses ‚Landwirtschaft‘ zu den Wirkungskategorien wiedergegeben, die Anteile der Prozesse ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht in der gleichen Abbildung dargestellt. In der konventionellen Landwirtschaft ist die Herstellung von anorganischen Düngemitteln in allen Wirkungskategorien durchschnittlich die wichtigste Ursache von Umweltauswirkungen (durchschnittlich 20 % der gesamten landwirtschaftlichen Umweltauswirkungen). Der Maschineneinsatz und die Saatgutherstellung tragen mit ca. 12 % ungefähr gleich stark zu den Umweltauswirkungen bei. In der biologischen Landwirtschaft sind die Feldemissionen mit durchschnittlich 15 % der wichtigste beitragende Faktor. Die Herstellung von organischem Düngemittel und Saatgut sowie der Maschineneinsatz sind mit einem Anteil von durchschnittlich 11 % in Bezug auf die Umweltauswirkungen in etwa gleich.

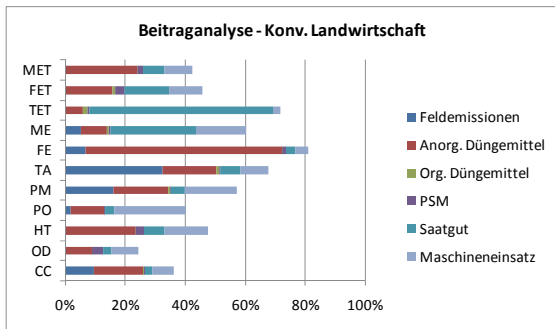


Abbildung 7-5: Beitragsanalyse der konventionellen Landwirtschaft der Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

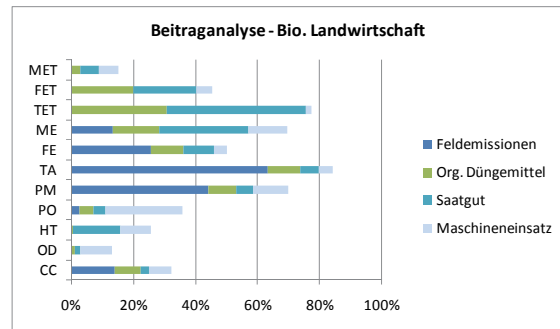


Abbildung 7-6: Beitragsanalyse der biologischen Landwirtschaft der Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

In der Abbildung 7-7 und der Abbildung 7-8 sind die Beiträge des Prozesses ‚Handel‘ zu den Wirkungskategorien abgebildet, die Anteile der Prozesse ‚Landwirtschaft‘ und ‚Verarbeitung‘ werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht in der gleichen Abbildung dargestellt. Der Prozess ‚Handel‘ umfasst die Lebensmitteltransporte und die Lagerung. Bei allen Wirkungskategorien hat der Transport der Lebensmittel den größten Einfluss auf die gesamten Umweltauswirkungen des Handels, internationale Transporte entsprechen einem Anteil von 24 % und lokale Transporte einem Anteil von 8 %. In der konventionellen und biologischen Produktion sind die Beiträge der Transporte in etwa gleich. Der Beitrag der Lagerung in der biologischen Produktkette entspricht durchschnittlich 19 %, das sind 4 % mehr als in der konventionellen Kette.

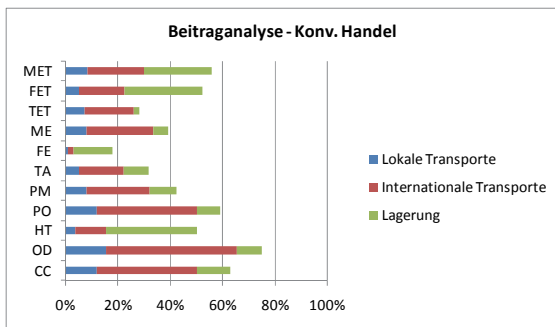


Abbildung 7-7: Beitragsanalyse des Handels der konventionellen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

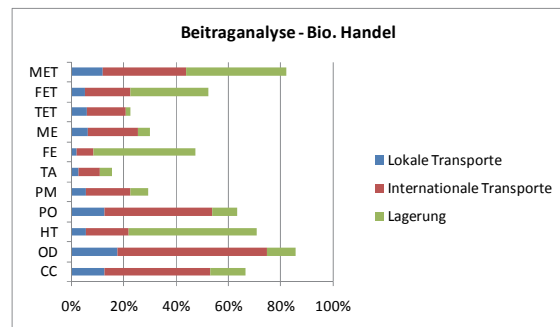


Abbildung 7-8: Beitragsanalyse des Handels der biologischen Speise ‚Erdäpfelpuffer mit Gemüse‘

## 7.1.2 Nudeln mit Tomatensoße

Bei der Ökobilanzierung der Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘ werden mengenmäßig 94 % der Speise bilanziert. Folgende Lebensmittel werden berücksichtigt: Nudeln (inklusive deren Vorprodukte Weizen und Mehl), Tomatensoße (bestehend aus frischen Tomaten, Tomatenmark und Zwiebeln), Karotten und Zwiebeln (siehe Tabelle 4-1). In der Abbildung 7-9 und der Abbildung 7-10 sind die Beiträge der einzelnen Lebensmittel an den gesamten Umweltauswirkungen der Lebensmittelkomponenten für die konventionell bzw. biologisch produzierten Nudeln mit Tomatensoße wiedergegeben. Sowohl bei konventionellen als auch biologischen Produktionssystemen haben die Nudeln mit durchschnittlich 62 % den größten Einfluss auf die Umwelt. Die Tomatensoße ist mit durchschnittlich 35 %-Anteil an den Umweltauswirkungen der Lebensmittelkomponenten ebenfalls eine wichtige Komponente der Speise. Die Karotten und Zwiebeln haben kaum Einfluss, jeweils durchschnittlich 1 % und sind daher vernachlässigbar.

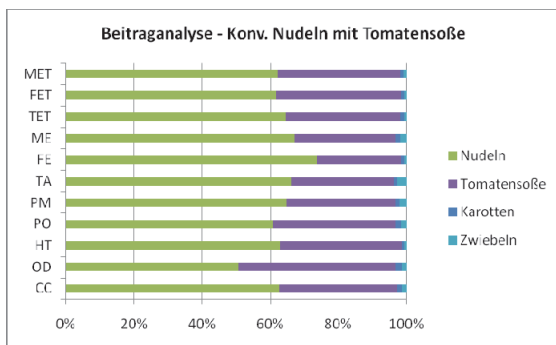


Abbildung 7-9: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der konventionellen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

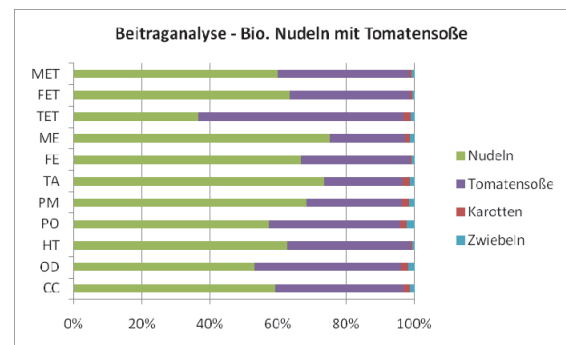


Abbildung 7-10: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der biologischen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

Die Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ wird in der Abbildung 7-11 und der Abbildung 7-12 wiedergegeben. Bei der konventionell produzierten Speise tragen die Landwirtschaft und der Handel mit jeweils durchschnittlich 39 % gleich stark zu den prozessbedingten Umweltauswirkungen bei. Der Anteil der Landwirtschaft bei der biologischen Speise ist mit durchschnittlich 30 % ungefähr 10 % niedriger als bei der konventionellen Speise. Der Handel ist für die biologische Speise mit durchschnittlich 44 % der wichtigste Prozess, der Beitrag der Verarbeitung an den Wirkungskategorien ist für beide Speisen durchschnittlich 24 %.

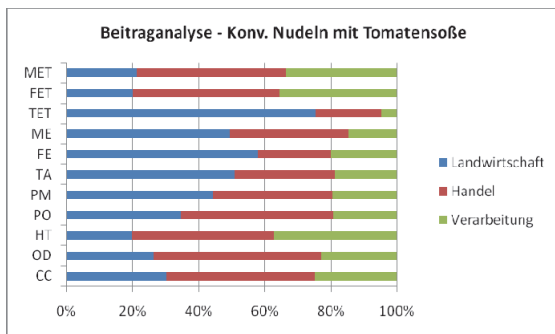


Abbildung 7-11: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der konventionellen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

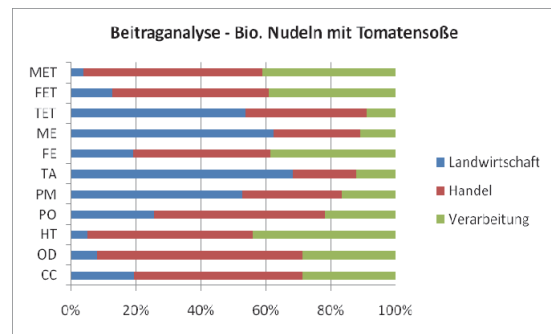


Abbildung 7-12: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der biologischen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

Beim Prozess ‚Landwirtschaft‘ ist der Weizenanbau sowohl bei konventionellen als auch biologischen Produktionssystemen mit 29 % bzw. 22 % der wichtigste Faktor (siehe Abbildung 7-13 und Abbildung 7-14). In den ausgewählten Wirkungskategorien leistet der Einsatz bzw. die Herstellung von anorganischen Düngemitteln den größten Beitrag beim konventionellen Weizenanbau sowie der konventionellen Landwirtschaft im Allgemeinen. In der biologischen Landwirtschaft sind die Feldemissionen der wichtigste Beitragsfaktor, gefolgt von der Saatgutherstellung. Die Ergebnisse für die biologische Landwirtschaft sind höchst variabel in den einzelnen Wirkungskategorien; z.B. ist die Saatgutherstellung nur für die marine Eutrophierung (ME) und terrestrische Ökotoxizität (TET) relevant. Die Feldemissionen sind bei der terrestrischen Versauerung (TA), Feinstaubbildung (PM), Eutrophierung (FE & ME) und dem Klimawandel (CC) wichtig. Durchschnittswerte bezüglich der Beiträge der Sub-Prozesse in den Wirkungskategorien sind hier deswegen wenig aussagekräftig.

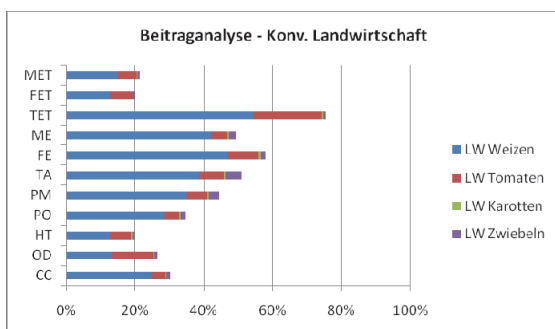


Abbildung 7-13: Beitragsanalyse der konventionellen Landwirtschaft der Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

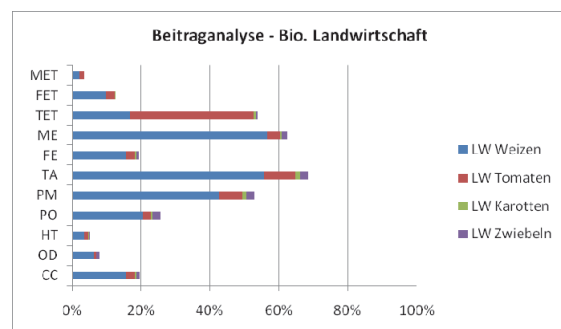


Abbildung 7-14: Beitragsanalyse der biologischen Landwirtschaft der Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

Beim Prozess ‚Handel‘ trägt die Lagerung der konventionellen und biologischen Produkte mit durchschnittlich 25 % am meisten zu den Umweltauswirkungen bei (siehe Abbildung 7-15 und Abbildung 7-16). Die Lebensmittel-Transporte entsprechen durchschnittlich 16 % der gesamten Umweltauswirkungen der Prozesse, wobei die internationalen Transporte den Löwenanteil ausmachen. Die Umweltauswirkungen der Lagerung hängen direkt zusammen mit der Menge an verwendeten Lebensmitteln, d.h. die Nudeln und Tomatensoße sind entscheidend. Bei der Lagerung ist auch der Weizen ausschlaggebend. Weizen kann lange Zeit gelagert werden, was bei der durchschnittlichen Lagerzeit berücksichtigt wird (siehe Tabelle 5-8).

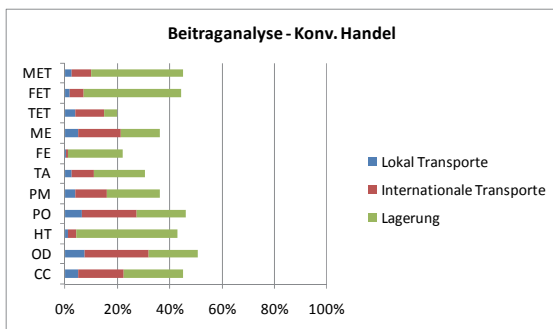


Abbildung 7-15: Beitragsanalyse des Handels der konventionellen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

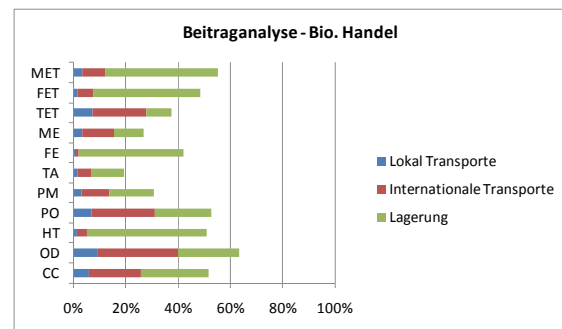


Abbildung 7-16: Beitragsanalyse des Handels der biologischen Speise ‚Nudeln mit Tomatensoße‘

### 7.1.3 Schweinsbraten mit Kraut

Ein mengenmäßiger Anteil von 94 % der Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘ wird bei der Ökobilanzierung berücksichtigt; dies umfasst die Lebensmittel: Schweinefleisch, Kraut, Zwiebel und Schmalz (siehe Tabelle 4-4). Das Schmalz wird dem Schweinefleisch zugeordnet. Der Anteil des Fleisches (inklusive Schmalz) an den gesamten Umweltauswirkungen der Lebensmittelkomponenten variiert zwischen 91 % und 100 % bei konventioneller Produktion (siehe Abbildung 7-17), und zwischen 92 % und 100 % bei der biologischen Produktion (siehe Abbildung 7-18). Fleisch ist daher die wichtigste Komponente der Speise bezüglich ihrer Umweltauswirkungen.



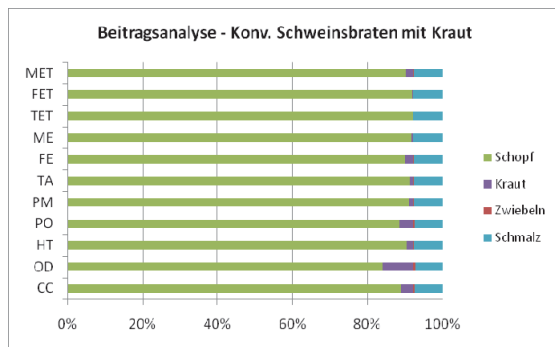


Abbildung 7-17: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der konventionellen Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘

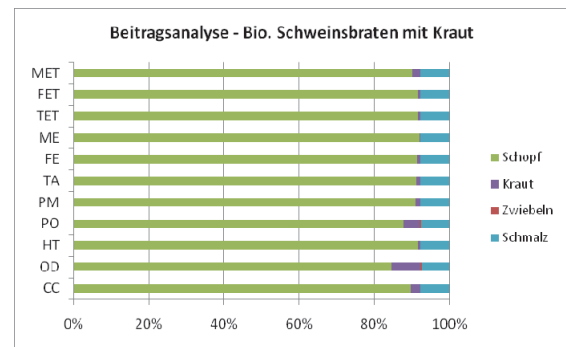


Abbildung 7-18: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der biologischen Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘

Die Anteile der einzelnen Prozesse (Landwirtschaft, Handel, Verarbeitung) an den gesamten, prozessbedingten Umweltauswirkungen sind in den Beitragsanalysen in der Abbildung 7-19 und Abbildung 7-20 wiedergegeben. Im Vergleich mit den anderen Prozessen ist die Landwirtschaft in Bezug auf die Umweltauswirkungen bei den ausgewählten Wirkungskategorien mit Abstand der wichtigste Prozess. Auf Grund ihres geringen Einflusses werden die Zwiebeln in den angeführten Abbildungen nicht weiter berücksichtigt, wodurch die gesamten aufsummierten prozessbedingten Umweltauswirkungen nicht 100 % ergeben. Für die Bewertung ist dies aber irrelevant.

Die landwirtschaftliche Produktion von Schwein und Kraut trägt in beiden Produktionssystemen mit jeweils ca. 96 % zu den gesamten Umweltauswirkungen der Prozesse bei. Die landwirtschaftliche Krautproduktion entspricht nur einem Anteil von ca. 0,5 % und ist im Vergleich mit der Schweineproduktion daher vernachlässigbar. Die Futtermittelherstellung für die Schweinehaltung ist mit durchschnittlich 67,5 % in allen Wirkungskategorien der wichtigste Prozess in Bezug auf die Umweltauswirkungen sowohl bei konventionellen als auch biologischen Produktionssystemen. Die Bereitstellung der Futtermittel beinhaltet den Anbau der Futtermittel, d.h. es werden Feldemissionen, Maschineneinsatz, Transport der Rohstoffe und die Herstellung des Saatguts als auch die Produktion der Dünge- und Pflanzenschutzmittel miteinbezogen. Bei der konventionellen Schweinehaltung werden die landwirtschaftliche Produktion der Sojabohnen in Brasilien und der Transport aus Brasilien nach Österreich berücksichtigt.

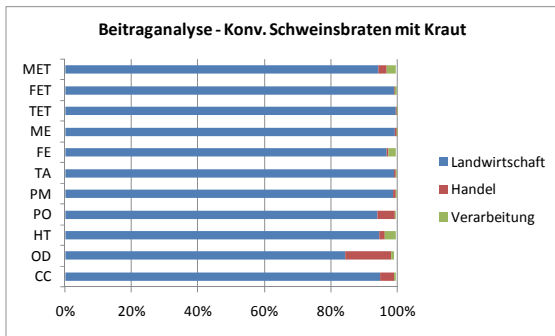


Abbildung 7-19: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der konventionellen Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘

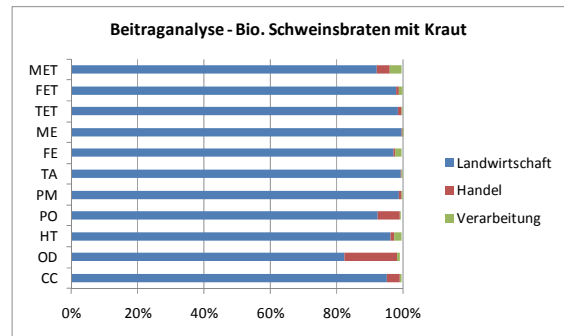


Abbildung 7-20: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der biologischen Speise ‚Schweinsbraten mit Kraut‘

Die anteilmäßigen Umweltauswirkungen des Düngermanagements, der Schweinehaltung sowie der Heizung sind in beiden Produktionssystemen in etwa gleich groß. Bezüglich Heizung wurden für biologische und konventionelle Produktionssysteme die gleichen Annahmen getroffen. Zwischen den Produktionssystemen variiert das Ergebnis nur marginal. Unterschiede ergeben sich, da die Produktionsleistung in biologischen Betrieben etwas geringer ausfällt (siehe Kapitel 5.3.1). In Abbildung 7-21 und Abbildung 7-22 sind die Beitragsanalysen der biologischen sowie konventionellen Schweinehaltung wiedergegeben; die Beitragsanalysen der landwirtschaftlichen Krautproduktion sowie die Prozesse ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ werden nicht angeführt.

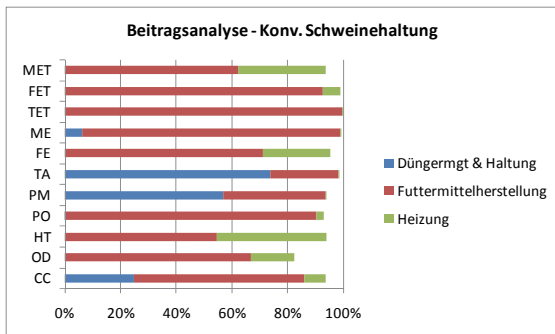


Abbildung 7-21: Beitragsanalyse der konventionellen Schweinehaltung

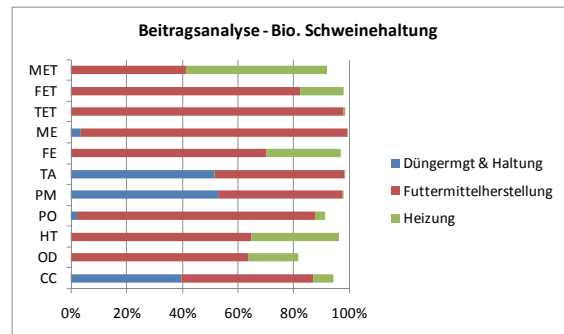


Abbildung 7-22: Beitragsanalyse der biologischen Schweinehaltung

Unterschiede zwischen den beiden Produktionssystemen sind bezüglich der Wirkungskategorien ‚terrestrische Versauerung‘ (TA) und ‚Klimawandel‘ (CC) zu beobachten. Die konventionelle Schweinehaltung trägt ca. 74 % zur Wirkungskategorie ‚terrestrische Versauerung‘ bei, die biologische Schweinehaltung nur 52 %. In der konventionellen Schweinehaltung werden üblicherweise Gülle-Managementsysteme angewendet, welche durchschnittlich mehr Ammoniak (NH<sub>3</sub>) emittieren als Festmistsysteme, die eher in der biologischen Schweine-

nehaltung zum Einsatz kommen (siehe auch Kapitel 4.3.3.3) [European Environment Agency (EEA), 2009]. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft sind neben  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus Verbrennungsprozessen - einer der wichtigsten Verursacher terrestrischer Versauerung.

Obwohl Gülle-Managementsysteme durch  $\text{NH}_3$ -Emissionen hinsichtlich der Wirkungskategorie ‚terrestrische Versauerung‘ einen negativen Einfluss ausüben, sind sie im Bezug auf die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ vorteilhafter als Festmistssysteme. Klimarelevante Emissionen bedingt durch das Düngermanagement sind Methan- ( $\text{CH}_4$ ) und Lachgasemissionen ( $\text{N}_2\text{O}$ ). In Gülle-Systemen wird die Gülle unter anaeroben Bedingungen zersetzt, wodurch größere Menge  $\text{CH}_4$  freigesetzt werden. In konventionellen Systemen wird siebenmal mehr  $\text{CH}_4$  emittiert als in Festmist-Systemen.

Für das Ergebnis der Wirkungsabschätzung in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ sind jedoch die Lachgasemissionen ausschlaggebend. Das Klimawirkungspotenzial von Lachgas ist ca. 12 mal höher als das von Methan (bzw.  $\text{N}_2\text{O} = 298 \text{ kg CO}_2\text{eq. kg}^{-1}$ ;  $\text{CH}_4 = 25 \text{ kg CO}_2\text{eq. kg}^{-1}$  bei einem Zeithorizont von 100 Jahren) [Forster et al., 2007]. In der biologischen Schweinehaltung werden um viermal mehr  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen freigesetzt als in der konventionellen. Im Düngermanagement entsteht Lachgas durch aerobe Nitrifikationsprozesse und anaerobe Denitrifikationsprozesse (direkte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen) sowie durch die sich aus Gülle und Festmist verflüchtigenden Stickoxide (indirekte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen). Da in Gülle-Systemen anaerobe Bedingungen vorherrschen, ist die Oxidation von Ammoniak-N zu Nitrat-N (Nitrifikation) stark eingeschränkt, wodurch schlussendlich weniger  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen entstehen. In Festmistsystemen überwiegen aerobe Bedingungen, auf Grund dessen Nitrifikations- und darauf folgende Denitrifikationsprozesse stattfinden können. Die indirekten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen sind in etwa gleich groß in Festmist- und Güllesystemen.

#### 7.1.4 Rindfleisch mit Salzerdäpfeln

Ein mengenmäßiger Anteil von 97 % der Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘ wird bei der Ökobilanzierung berücksichtigt; dies umfasst die Lebensmittel Rindfleisch und Erdäpfel (siehe Tabelle 4-3). Bei der konventionellen Speise variiert der Anteil des Fleisches an den gesamten Umweltauswirkungen der Lebensmittelkomponenten zwischen 94 % und 100 % (siehe Abbildung 7-23). Auch bei der biologischen Speise ist das Fleisch anteilmäßig am wichtigsten in Bezug auf die Umweltauswirkungen (siehe Abbildung 7-24). Somit ist Fleisch hinsichtlich der Umweltauswirkungen die wichtigste Komponente der Speise.

Die biologische Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘ trägt negativ zu der Wirkungskategorie ‚Humantoxizität‘ (HT) bei. Ein negativer Beitrag bezüglich Umweltauswirkungen bedeutet, dass das Produktionssystem positiv beeinflusst wird. Bei der Herstellung von organischer Grassilage reduziert sich die Menge an Schwermetallen in der Nahrungskette. Auf Grund von ‚negativen Schwermetallemissionen‘ ist die Menge an Schwermetallen, die das landwirtschaftliche Produktionssystem verlassen, höher als der Input an Schwermetallen. Hierbei ist

zu beachten, dass die Herstellung organischer Grassilage negative Umweltauswirkungen bezüglich anderer Wirkungskategorien (z.B. Ökotoxizität) mit sich bringt.

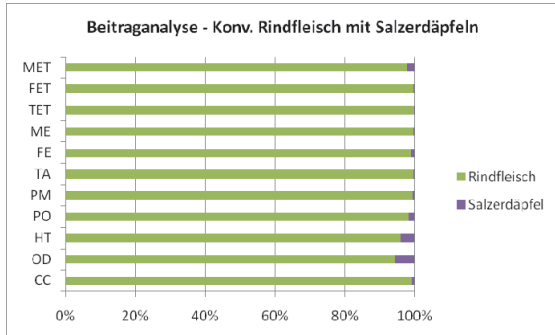


Abbildung 7-23: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der konventionellen Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘

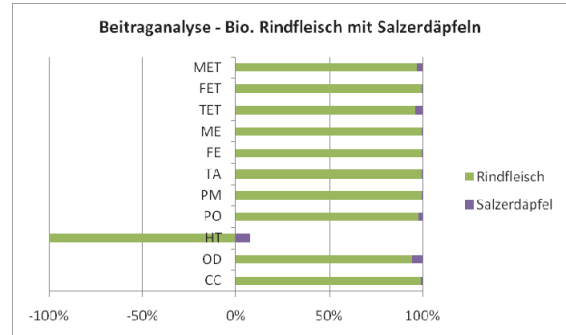


Abbildung 7-24: Beitragsanalyse der Lebensmittelkomponenten der biologischen Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘

Die Beiträge der einzelnen Prozesse (Landwirtschaft, Handel, Verarbeitung) zu den gesamten prozessbedingten Umweltauswirkungen sind in der Abbildung 7-25 und Abbildung 7-26 wiedergegeben. Die Landwirtschaft ist in den ausgewählten Wirkungskategorien bei weitem der wichtigste Prozess hinsichtlich der Umweltauswirkungen, welche durch die Produktion, den Handel und die Verarbeitung von Lebensmitteln verursacht werden. Der Prozess ‚Landwirtschaft‘ umfasst die Rinderhaltung und den Erdäpfelanbau. Die Rinderhaltung entspricht durchschnittlich 97 % der gesamten prozessbedingten Umweltauswirkungen, der Erdäpfelanbau nur 0,5 % und ist damit vernachlässigbar gering für diese Speise.

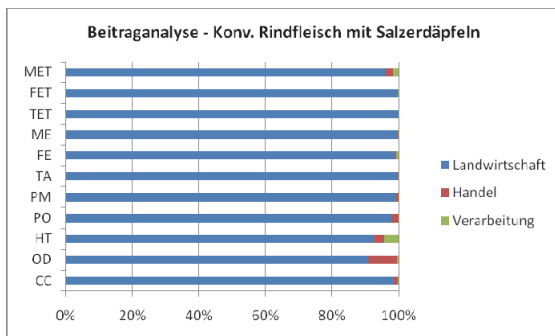


Abbildung 7-25: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der konventionellen Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘

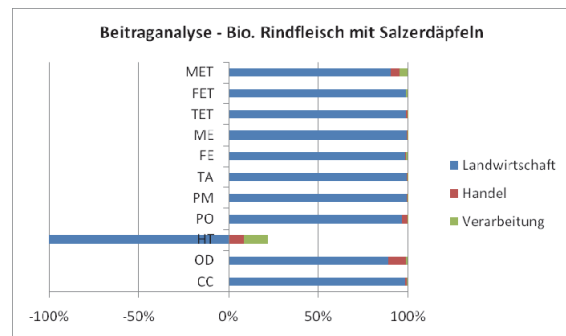


Abbildung 7-26: Beitragsanalyse der Prozesse ‚Landwirtschaft‘, ‚Handel‘ und ‚Verarbeitung‘ der biologischen Speise ‚Rindfleisch mit Salzerdäpfeln‘

Durchschnittlich betrachtet ist die Futtermittelherstellung für den größten Teil der landwirtschaftlichen Umweltauswirkungen sowohl bei konventionellen als auch biologischen Produktionssystemen verantwortlich (siehe Abbildung 7-27 und Abbildung 7-28). Düngermanagement und die Tierhaltung sind relevant für die Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘ (CC), ‚Feinstaubbildung‘ (PM) und ‚terrestrische Versauerung‘ (TA).

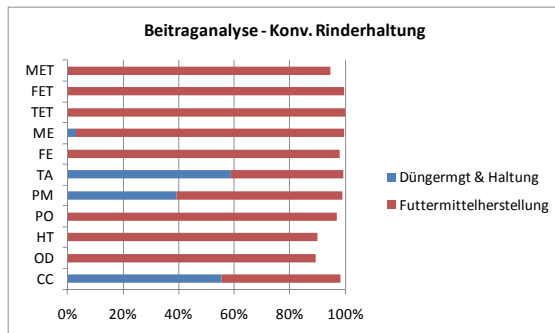


Abbildung 7-27: Beitragsanalyse der konventionellen Rinderhaltung'

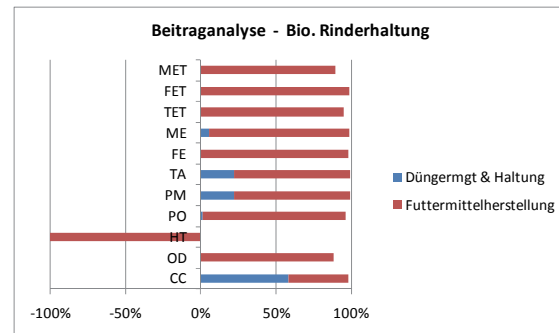


Abbildung 7-28: Beitragsanalyse der biologischen Rinderhaltung

## 7.2 Unsicherheitsanalyse

### 7.2.1 Datenunsicherheiten

Die für die Ökobilanz notwendigen, modellspezifischen Daten sind bei verschiedenen landwirtschaftlichen Betrieben, Lebensmittelhändlern und Betrieben der Lebensmittelindustrie erhoben worden. Für die ausgewählten Lebensmittel wird die gesamte Produktionskette, von der Landwirtschaft bis hin zur Küche, erfasst. Die ermittelten Daten werden mit Hilfe von Literaturrecherche überprüft bzw. ergänzt. Hinsichtlich der Datenerhebung ist die Stichprobengröße mit nur einigen Betrieben zu klein um repräsentative Aussagen treffen zu können; Aussagen gelten für die jeweiligen Betriebe. Die Hintergrunddaten werden der Ecoinvent-2.2-Datenbank [Ecoinvent Centre, 2007] entnommen und konsistent verwendet.

Für die erhobenen modellspezifischen Daten können auf Grund der kleinen Stichprobengröße keine konkreten Unsicherheitsangaben gemacht werden. Eine Unsicherheitsanalyse oder Monte-Carlo-Analyse wie üblicherweise zu diesem Zweck verwendet, wurde nicht durchgeführt, weil dies die Unsicherheiten der Ökobilanz verzerrt darstellen würde.

### 7.2.2 Modellunsicherheiten

Für die Berechnungen der landwirtschaftlichen Emissionen werden die allgemein anerkannten und weit verbreiteten Methoden des IPCCs und der EEA angewendet. Umweltemissionen wurden durch die Tier-1- und die Tier-2-Methode ermittelt. Diese Methoden werden für

nationale Emissionsinventuren entwickelt, können aber auch gut für einzelne Betriebe eingesetzt werden. Weitere Methodik wurde aus [Nemecek & Kägi, 2007] übernommen, was sich gut mit der für die Hintergrunddaten verwendeten Datenbank vereinbaren lässt. Ein Unsicherheitsbereich wird nicht ermittelt, weil hierfür auch der Unsicherheitsbereich der Daten bekannt sein müsste, dieser wird aber wie im Kapitel 7.2.1 begründet, nicht ermittelt.

### **7.3 Sensitivitätsanalyse**

Eine formelle Sensitivitätsanalyse wurde nicht durchgeführt, da eine Sensitivitätsanalyse unter anderem auf der Datenqualität beruht. Wie in Kapitel 7.2.1 erklärt, wurde eine Unsicherheitsanalyse nicht durchgeführt, in weiterer Folge wurde auf die formelle Durchführung der Sensitivitätsanalyse ebenfalls verzichtet. Während der Berechnungen hat sich jedoch herausgestellt, dass die landwirtschaftlichen Erträge einen großen Einfluss auf das Endergebnis ausüben. Auch der Einsatz von anorganischen Düngemitteln im konventionellen Ackerbau und der Maschineneinsatz in der biologischen Landwirtschaft sind wichtige Parameter. Bezüglich der Speisekomponenten ist die Fleischkomponente ausschlaggebend, gleichzeitig sind die Futtermittelherstellung sowie das Düngermanagement zu beachten.

## 8. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen einen konsequenten Trend im Vergleich zwischen Fleischspeisen und vegetarischen Speisen: die Umweltauswirkungen einer Fleischspeise sind größer als die Umweltauswirkungen einer vegetarischen Speise. Die Umweltauswirkungen werden durch die landwirtschaftliche Erzeugung tierischer Produkte verursacht; hinsichtlich der Umweltauswirkungen sind dabei das Düngermanagement, die Haltung sowie die Futtermittelerzeugung entscheidende Faktoren. Der Handel und die verarbeitende Industrie (Schlachtung und Zerlegung) sind im Vergleich mit der Tierhaltung vernachlässigbar.

- **Bei den verschiedenen Fleischkomponenten der Speisen hat Rindfleisch durchschnittlich betrachtet die höchsten Auswirkungen auf die Umwelt als z.B. Schweinefleisch.**

Die Ursache hierfür ist je Wirkungskategorie unterschiedlich, für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ ist die Magengärung der Wiederkäuer ausschlaggebend. Dies bedeutet, dass durch eine bewusste Auswahl der Fleischkomponente der Speise eine Reduzierung der Umweltauswirkungen bewirkt werden kann. Bezüglich der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ kann durch den Einsatz von Schweinefleisch im Vergleich zu Rindfleisch ca. 2 kg CO<sub>2</sub>eq. pro Speise reduziert werden.

- **Die Umweltauswirkungen der Gemüse- bzw. Getreidekomponenten der Speisen werden vor allem durch die Prozesse ‚Landwirtschaft‘ und ‚Handel‘ verursacht. Die beiden Prozesse tragen anteilmäßig etwa gleichstark zu den Umweltauswirkungen bei.**

In der konventionellen Landwirtschaft ist der Einsatz bzw. die Herstellung von anorganischen Düngemitteln entscheidend, in der biologischen Landwirtschaft die Feldemissionen.

- **Eine durchschnittliche Reduzierung der Umweltauswirkungen von bis zu 25% kann durch die regionale Beziehung von Gemüse- und Getreideprodukten erreicht werden.**

Im Prozess ‚Handel‘ sind internationale Transporte maßgeblich, was darauf hinweist, dass die Wahl von regionalen Gemüse- und Getreideprodukten eine wichtige Möglichkeit zur Reduzierung der Umweltauswirkungen bietet.

- **Basierend auf den verwendeten Daten und Methoden ist hinsichtlich der Umweltauswirkungen kein signifikanter Unterschied zwischen konventionellen und biologischen Speisen erkennbar.**

Dies lässt sich auch auf die Unsicherheiten der verwendeten Daten und Methoden zurückführen, welche für einen genauen und repräsentativen Vergleich konventioneller und biologischer Systeme nicht ausreichend sind.

- **Die Ergebnisse zeigen, dass im Bezug auf die einzelnen Wirkungskategorien beide Systeme ihre Vor- und Nachteile besitzen. Ethische Aspekte wie zum Beispiel artge-**

rechte Tierhaltung wurden bei den Wirkungskategorien jedoch nicht mitberücksichtigt.



## 9. Literatur

- Anderl, M.; Edelmann, A.; Freudenschuß, A.; Halper, D.; Kurzweil, A.; Poupa, S.; Wappel, D.; Weiss, P.; Wieser, M. (2008) Austria's Annual National Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2006 Submission under Decision 280/2004/EC. Umweltbundesamt GmbH. 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/fileadmin/site/publikationen/REP0188.pdf>. 08.09.2009.
- Anderst, M. (2010) Einfluss der Produktionsform, Regionalität und Saisonalität der eingekauften Lebensmittel auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Großküchen. CO<sub>2</sub>-Bilanzierung von Tomaten, Kopfsalaten, Karotten und Zwiebeln. Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Meteorologie. Wien.
- Annata Agraria (2008) Utilizzo die prodotti fitosanitari nella coltivazione del frumento tenero e duro.
- Aster, M.; Holzer, G.; Hauser, M.; Kerschbaumer, A.; Sigmund, M.; Stimpfl, E.; Zelger, R. (2009) Kulturanleitungen Gemüsebau 2009. Autonome Provinz Bozen - Südtirol. Abteilung Land-, Forst- und Hauswirtschaftliche Berufsbildung. Dienststelle Bergbauernberatung. <http://www.provincia.bz.it/land-hauswbildung/beratung/gemuese.asp>. 07. 01. 2010.
- Averberg, U.; Block, C.; Brüggemann, K. (2009) Energieeffizienzverbesserung in der Landwirtschaft. Energietechnik. Hrsg. v. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, L. N.-W.
- Baldoni, R.; Giardini, L. (2007) Patata - Solanum tuberosum L. Istruzione agraria online. <http://www.agraria.org/coltivazionierbacee/patata.htm?q=001>. 7.12.2010.
- Barbanti, L. (2004) I bilanci dei nutrienti nell'ambito di avvicendamenti colturali differenziati. Università di Bologna. Bologna.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2005) Feldgemüseanbau in Bayern. Ökonomik wichtiger Kulturen. Freising-Weihenstephan.
- 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.
- Bittner, M. (2009) Schriftliche Befragung am 08.11.2009. Landwirtschaftskammer Niederösterreich. Fachabteilung Pflanzenproduktion. Gänserndorf. Gänserndorf.

- Borzatta, P.; Pirazzini, M. (2005) Patata, ecco le buone regole per raccolti super. In: La Tecnica/Orticoltura. 75. S. 75-77.
- Bucci, V. (2010) Schriftliche Mitteilung am 15.02.2010. Agronomica Ricerca e Sviluppo. Bagnacavallo.
- Bucci, V.; Babini, D. (2005) La cipolla in Italia. Cooperative Terremerse. [http://www.ermesagricoltura.it/var/portale\\_agricoltura/storage/file/ra0507113s\\_1244543495.pdf](http://www.ermesagricoltura.it/var/portale_agricoltura/storage/file/ra0507113s_1244543495.pdf). 09. 04. .
- Bufacchi, M.; Lucaccioni, A.; Motta, A.; Marcelli, M.; Casagrande, C. (2010a) Manuale die corretta prassi per la produzione integrata del pomodoro da mensa in pieno campo. 3A-Parco Tecnologico Agroalimentare dell'Umbri (3A-PTA). [http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPP\\_Pomo\\_Mensa\\_Campo.pdf](http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPP_Pomo_Mensa_Campo.pdf). 15. 04.
- Bufacchi, M.; Lucaccioni, A.; Motta, A.; Marcelli, M.; Casagrande, C. (2010b) Manuela di Corretta prassi per la produzione integrata della cipolla. 3A-Parco Tecnologico Agroalimentare dell'Umbri (3A-PTA). [http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPP\\_Cipolla.pdf](http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPP_Cipolla.pdf). 27. 04. .
- 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.
- Corona, G. (2010) Mündliche Befragung am 03.03.2010. Landwirt in Arborea (Or), Italien. Coros Italiaz, Arborea.
- Davis, J., Haglund, C., (1999) Life Cycle Inventory (LCI) of fertiliser production. Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. SIK-report No. 654. Master Thesis. Chalmers University of Technology.
- 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.
- Drangmeister, H. (2003) Ökologischer Feldgemüseanbau. Beispiel Kopfkohlanbau.
- Dübendorfer, U. (2007) Energiehaushalt in der Mühle - Eine Herausforderung. Uzwil, Schweiz.
- Eco SMEs (2004) Eco SMEs - Services for green products. <http://www.ecosmes.net>. 02.08.2011.
- Ecoinvent Centre (2007) Ecoinvent data v2.0. Ecoinvent reports No. 1-25. Dübendorf (CH). Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Enza Zaden Deutschland GmbH & Co. KG (2011) Kulturinformation Tomaten. <http://www.enzazaden.de/GrowerServices/tips/tomaten.aspx#>. 8.4.2011.

- European Environment Agency (EEA) (2009) EMEP / EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency (EEA).
- Fa. Recheis (2011) Telefonat bezüglich der Mehlinputmenge für die Produktion von Teigwaren.
- Fia Piemonte (2006) Produzione di frumento e avena. Produzione avena. [www.cipespiemonte.it/cedo/allegati/marchetto/frumento.pdf](http://www.cipespiemonte.it/cedo/allegati/marchetto/frumento.pdf). 1.4.2011.
- 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.
- Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D. W.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D. C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; Van Dorland, R. (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Hrsg. v. Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, Tignor; Miller. Cambridge University Press. Cambridge. S. 129 - 234.
- Frischknecht, R. (2010) Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit Teil 2: Ökobilanzen Zürich. 112.
- Giulliano, N. (2010) Mündliche Mitteilung am 31.03.2010. Biolandwirt, Ferrara, Italien. Vaccolino.
- Goedkoop, M.; Effting, S.; Marcel, C. (2000) The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Live Cycle Impact Assessment, Manuel for Designers. 2nd edition. PRé product ecology consultants. Amersfoort.
- 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. Ministry of Housing, Spacial Planning and the Environment. Den Haag.
- Goldhofer, H.; Dunst, A. (2005) Feldgemüseanbau in Bayern. Ökonomik wichtiger Kulturen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising-Weihenstephan.
- Green, M. B. (1987) Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Energy in plant nutrition and pest control, Energy in world agriculture. 2. Hrsg. v. Hessel, Z. R. S. 165-177.
- H. Daxbeck; M. Binder; D. de Neef; M. Weineisen; Ehrlinger, D. (2010) Möglichkeiten von Großküchen zur Reduktion ihrer CO<sub>2</sub>-Emissionen: Methodenpapier Auswahl und CO<sub>2</sub>-Emissionsberechnungen von Lebensmittel und Speisen. Ressourcen Management Agentur (RMA). Wien.

- Heiss, R. (Hrsg.) (2004) Lebensmitteltechnologie: Biotechnologische, chemische, mechanische und thermische verfahren der Lebensmittelverarbeitung. Springer. Berlin Heidelberg.
- Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M.; Korbun, T. (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland,. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH. Schriftenreihe des IÖW. Berlin.
- International Fertilizer Industry Association (IFA) <http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/SUSTAINABILITY/Climate-change/Emissions-from-production.html>. 23.09.2010.
- ISMEA-ISTAT (2008) Stime di produzione delle patate nel 2008. Ortaggi e patate. In: News mercati -speciale stime di produzione.
- ISTAT (2007) Coltivazioni 2006 TOTALE ITALIA. Istituto Nazionale di Statistica. <http://www.istat.it/agricoltura/datiagri/coltivazioni/anno2006/ital2006.htm>. 07. 01. .
- ISTAT (2010) Utilizzo dei prodotti fitosanitari nella coltivazione della patata. [http://www.istat.it/salastampa/comunicati/non\\_calendario/20100203\\_00/](http://www.istat.it/salastampa/comunicati/non_calendario/20100203_00/). 18.03.2011.
- Kelderer, M. (2011) Mitteleinsatz im Bioanbau – Ein Labyrinth der Bürokratie? Voraussetzungen dafür, dass ein Mittel im Bioanbau eingesetzt werden darf - Fallbeispiel Pflanzenschutz. VZ-Laimburg. Laimburg.
- 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.
- Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009) Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen Vielfalt vom Hof - Fakten und Tipps rund um Einkommenskombinationen in NRW. <http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/landservice/buch/>. 22.3.2011.
- Lattauschke, G.; Laber, H. (2002) Hinweise zum umweltgerechten Anbau von Freilandgemüse im Freistaat Sachsen. Kohlgemüse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden.
- Lindenthal, T. (2010a) Schriftliche Mitteilung am 15.03.2010. Universität für Bodenkultur Wien. Zentrum für Globalen Wandel und Nachhaltigkeit. Wien.
- Lindenthal, T. (2010b) Schriftliche Mitteilung am 29.04.2010. Universität für Bodenkultur Wien. Zentrum für Globalen Wandel und Nachhaltigkeit. Wien.
- Lindner, U. (2011) Rund um die Tomate. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.

- Lovati, L.; Chiapedi, R. (1997) Patata: scelte varietali. Assessorato all'agricoltura. Regione Piemonte. <http://www.regione.piemonte.it/agri/ita/news/pubblc/quaderni/num4/art04-04.htm>. 05.01.2011.
- Lovatti, L. (2002) Patata: le cultivar adatte per la produzione biologica. Centro Recherche Produzione vegetale.
- Messetti, A. (2010) Mündliche Befragung mittels Fragebogen. Pescantina, Verona.
- Naturland - Verband für ökologischen Landbau, e. V. (2007) Grundlagen der Schweinehaltung. Gräfelfing. Öko-Beratungs Gesellschaft mbH und Erzeugerring für naturgemäßen Landbau e.V.
- Naudi, G. (2010) Mündliche Befragung mittels Fragebogen. Ferrara, Italien.
- 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.
- Ökolandbau (2011) Kohl. <http://www.oekolandbau.de/erzeuger/pflanzenbau/gemuesebau/feldgemuese/kohl/>. 02.02.2011.
- Pelzmann, H. (2004) Gemüsebau Praxis im freiland\_und\_unter\_folien. Hrsg. v. Österreichischer Agrarverlag. Klosterneuburg.
- Pflanzenschutzamt Berlin (2007) Pflanzenschutzhinweis für den Gemüsebau - Kohlgewächse. Berlin.
- Piazza, C. (2002) Controlli infestanti su cipolla in coltivazione biologica. Agraria sperimentale stuard. <http://www.stuard.it/allegato.asp?ID=231659>. 27. 04. .
- Prasuhn, V. (2006) Erfassung der PO4-Austräge für die Ökobilanzierung SALCA Phosphor. Agroscope Reckenholz - Tänikon ART.
- ProF.i (2010a) Carota. [http://fertirrigazione.it/ita\\_249/](http://fertirrigazione.it/ita_249/). 22. 03.
- ProF.i (2010b) Patata. [http://fertirrigazione.it/ita\\_250/](http://fertirrigazione.it/ita_250/). 06.12.2010.
- ProF.i (2010c) Pomodoro da mensa. [http://fertirrigazione.it/ita\\_239/](http://fertirrigazione.it/ita_239/). 22. 03. .
- Rosenfellner, M. (2010) Befragung mittels Fragebogen. St. Peter/Au.
- Schlessmann-Fister, H. (2010) Wie wird Gemüse richtig gelagert? Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz, Ernährungsberatung. <http://www.ernaehrungsberatung.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/0/B1BD83D9ECC4D8A7C125787E0036F4FE?OpenDocument>. 16.08.2011.

- SimaPro 7 (2009) Ökobilanzierungsprogramm SimaPro. Amersfoort. product ecology consultants.
- Sodi, F.; Caini, M. (2007) Grano o frumento tenero - Triticum spp. <http://www.agraria.org/coltivazionierbacee/granotenero.htm>. 23.3.2011.
- Spieß, E.; Richner, W. (2005) Stickstoff in der Landwirtschaft. Forschungsanstalt für Landwirtschaft Agroscope Reckenholz-Tänikon (FAL ART). Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL). Zürich.
- 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.
- Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt (2010) Hektarerträge ausgewählter Gemüsearten auf dem Freiland in Sachsen-Anhalt nach Jahren.
- Steinbrecher, R.; Smiatek, G.; Köble, R.; Seufert, G.; Theloke, J.; Hauff, K.; Ciccioli, P.; Vautard, R.; Curci, G. (2008) Intra- and inter-annual variability of VOC emissions from natural and semi-natural vegetation for Europe and neighbouring countries. In: Atmospheric Environment. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.072.
- Strogies, M.; Gniffke, P. (2009) Nationaler Inventarbericht Deutschland, Zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2007. Dessau. Umweltbundesamt. 572 p. 83-390.
- Theurl, M. C. (2008) CO<sub>2</sub>-Bilanz der Tomatenproduktion: Analyse acht verschiedener Produktionssysteme in Österreich, Spanien und Italien. Diplomarbeit. IFF - Faculty for Interdisciplinary Studies. Klagenfurt.
- Transport-Informationen-Service (2011a) Alphabetische Waren-Übersicht. [http://www.tis-gdv.de/tis/ware/inhalt\\_gesamt.htm](http://www.tis-gdv.de/tis/ware/inhalt_gesamt.htm). 31.3.2011.
- Transport-Informationen-Service (2011b) Zwiebeln. Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV). <http://www.tis-gdv.de/tis/ware/gemuese/zwiebeln/zwiebeln.htm>. 16.8.2011.
- Weiß, J.; Pabst, W.; Strack, K. E.; Granz, S. (2005) Tierproduktion. Hrsg. v. Verlag Paul Parey. Berlin.
- Wenk, C.; Hinterberger, H.; Bracher, A.; Dahinden, M.; Schory, F. (2007) Schweizerische Futtermitteldatenbank. Forschungsanstalt Agroscope Liebefeld-Poiseux (ALP), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETH-Z).
- Westfälisch-Lippischer Landwirtschaftsverband e.V. (2011) Anbautipps Kartoffeln. [http://www.bauernhof.net/lexikon/lex\\_a/anbautipps\\_kartoffeln.htm](http://www.bauernhof.net/lexikon/lex_a/anbautipps_kartoffeln.htm). 2.2.2011.
- Westfleisch, e. (2009) Nachhaltigkeitsbericht 2009. Münster.
- Wonneberger, C.; Keller, F. (2004) Gemüsebau. Stuttgart.

Zah, R.; Böni, H.; Gauch, M.; Hischer, R.; Lehmann, M.; Wäger, P. (2007) Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht. Empa. Abteilung Technologie und Gesellschaft. [http://www.erdgas.ch/fileadmin/authors/studien/studie\\_biotreibstoffe\\_mai\\_2007\\_1.pdf](http://www.erdgas.ch/fileadmin/authors/studien/studie_biotreibstoffe_mai_2007_1.pdf). 21. 01. .

Zenti, G. (2010) Mündliche Mitteilung am 31.03.2010. Biolandwirt, Verona, Italien. Verona.





# Anhang

## Wirkungsabschätzung der verschiedenen Speisen

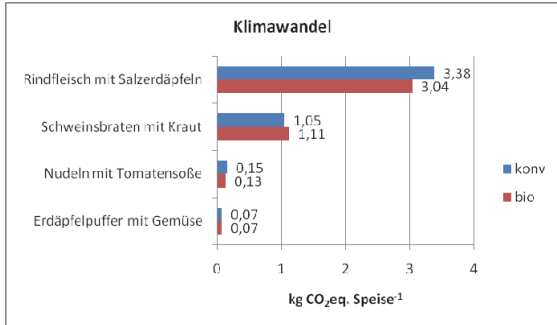


Abbildung 0-1: Klimawirkungspotenzial der verschiedenen Speisen

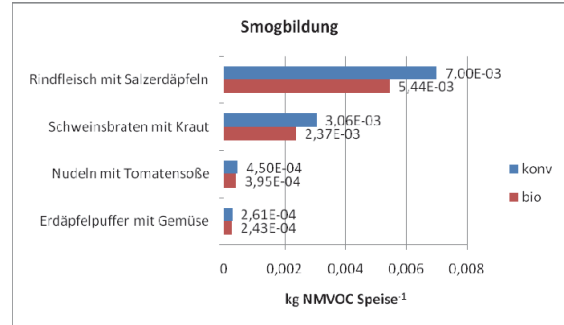


Abbildung 0-4: Sommersmog-Bildungspotenzial der verschiedenen Speisen

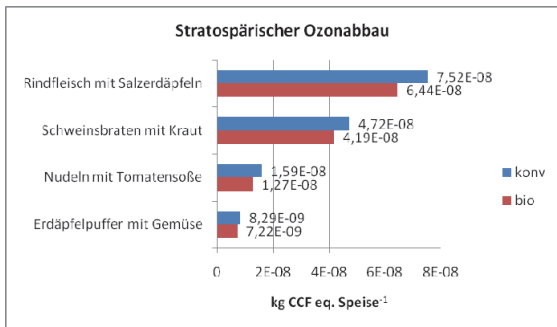


Abbildung 0-2: Stratosphärisches Ozonabbaupotenzial der verschiedenen Speisen

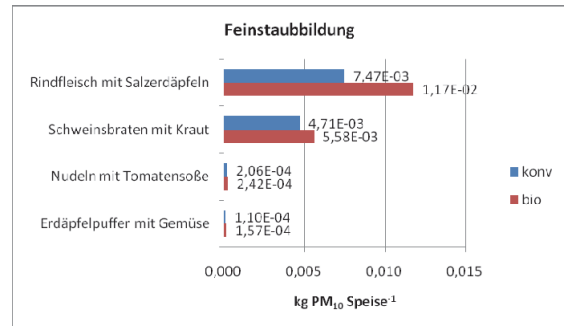


Abbildung 0-5: Feinstaubbildungspotenzial der verschiedenen Speisen

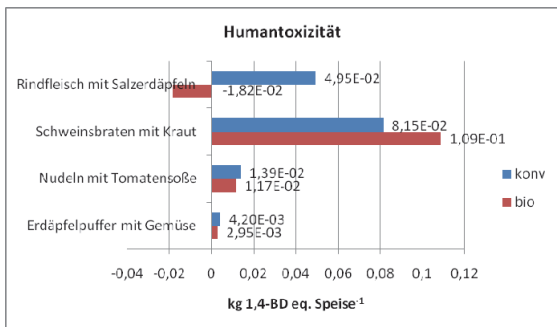


Abbildung 0-3: Humantoxizitätspotenzial der verschiedenen Speisen

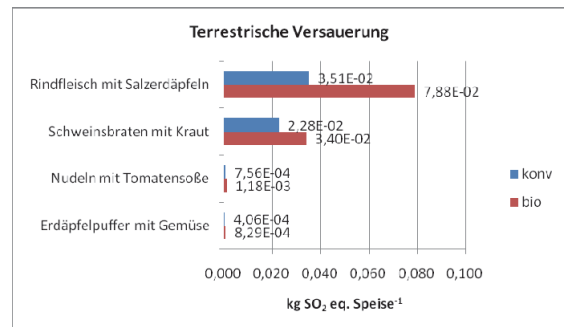


Abbildung 0-6: Terrestrisches Versauerungspotenzial der verschiedenen Speisen

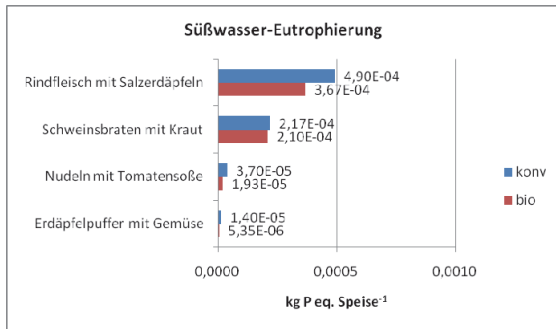


Abbildung 0-7: Süßwasser-Eutrophierungspotenzial der verschiedenen Speisen

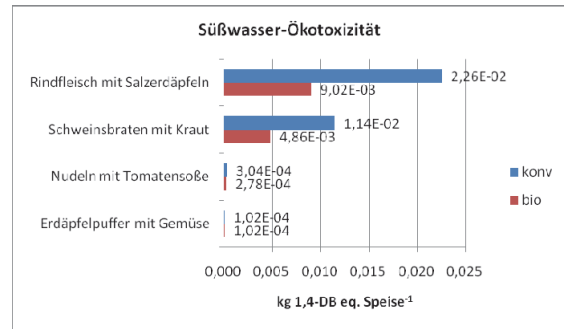


Abbildung 0-10: Süßwasser-Ökotoxizitätspotenzial der verschiedenen Speisen

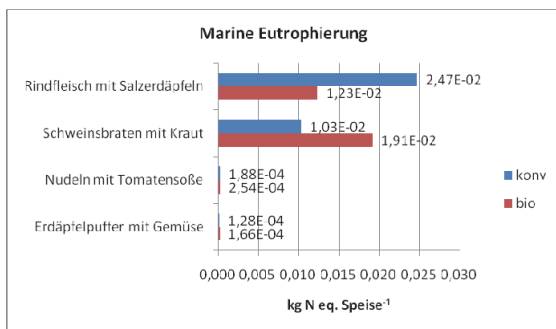


Abbildung 0-8: Marines Eutrophierungspotenzial der verschiedenen Speisen

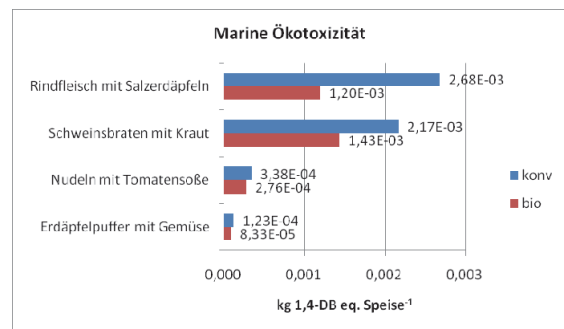


Abbildung 0-11: Marines Ökotoxizitätspotenzial der verschiedenen Speisen

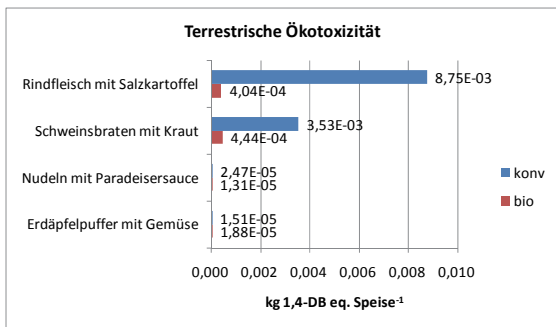


Abbildung 0-9: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der verschiedenen Speisen