



S O C I A L E C O L O G Y W O R K I N G P A P E R 1 7 6

Nadine Wolbart

**Treibhausgasemissionen österreichischer
Ernährungsweisen im Vergleich
Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen**

Wolbart, Nadine (2019):

Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich.
Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen

Social Ecology Working Paper 176
Vienna, January 2019

ISSN 1726-3816

Social Ecology Working Papers
Editorial Board: Christoph Görg, Barbara Smetschka, Helmut Haberl
sec.workingpapers@boku.ac.at

Institute of Social Ecology Vienna (SEC)
Department of Economics and Social Sciences (WiSo)
University of Natural Resources & Life Sciences, Vienna (BOKU)
Schottenfeldgasse 29
1070 Vienna, Austria
www.boku.ac.at/sec

© 2019 by Institute of Social Ecology Vienna

Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich

Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen*

von

Nadine Wolbart

** Masterarbeit verfasst am Institut für Soziale Ökologie, Studium der Sozial- und Humanökologie. Diese Arbeit wurde von Ao.Univ.-Prof. Mag. Dr. Helmut Haberl betreut.*

Abstract

Durch die Produktion, die Verarbeitung, den Konsum und die Entsorgung von Lebensmitteln fallen Emissionen von Treibhausgasen (THG) an, welche zum Klimawandel beitragen. Die Produktion tierischer Lebensmittel führt im Schnitt zu höheren THG-Emissionen, als die Produktion pflanzlicher Lebensmittel. Eine vegetarische Ernährungsweise hat demnach meist ein geringeres Treibhauspotential als eine omnivore. Die durchschnittliche österreichische Ernährung beinhaltet große Mengen an Fleisch im Vergleich zu anderen europäischen Ländern. Aus diesem Grund wäre das Reduktionspotential für Treibhausgase durch eine Ernährungsumstellung hier besonders hoch. Diese Arbeit vergleicht drei Ernährungsweisen in Österreich und zeigt, dass eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung 32% weniger Emissionen verursacht als die durchschnittliche österreichische Ernährung. Bei einer veganen Ernährung sind die Emissionen sogar um 71% geringer. Der Verzicht auf tierische Lebensmittel ist demnach klimaschonend und zugleich gesundheitsfördernd. Risiken, an kardiovaskulären Krankheiten, einigen Krebsarten oder Diabetes mellitus zu erkranken, sinken bei einer vegetarischen Ernährung. Diese Arbeit soll zeigen, welchen Einfluss bestimmte ernährungsbedingte Entscheidungen haben können.

During production, transmission and consumption of food, greenhouse gases are emitted which contribute significantly to climate change. Generally, the supply of animal-based food causes more GHG-emissions, than the supply of plant-based food. That's why a vegetarian diet is associated with lower GHG emissions than an omnivore diet. The average diet in Austria includes a bigger amount of meat than in other European countries. Therefore, the reduction potential of food-related GHG emissions in Austria is high. This study compares three different types of diets in Austria. It shows that an ovo-lacto-vegetarian diet produces 32% less emissions than the average Austrian diet, while a vegan diet produces even 71% less emissions than the average diet. The reduction of the consumption of animal based food is thus climate-friendly and at the same time beneficial for personal health. The risk of cardiovascular diseases, various types of cancer and diabetes mellitus are reduced following a vegetarian diet. The aim of the study is to show how the choice of food causes different effects.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	8
1.1. Hintergrund.....	8
1.2. Ziel der Arbeit und Fragestellung.....	9
1.3. Aufbau der Arbeit	10
2. Vegetarismus.....	11
3. Methode.....	13
3.1. Lebenszyklusanalyse	13
3.2. Recherche und Daten.....	14
3.3. Modellierung der Ernährungsweisen.....	17
3.4. Systemdefinition und Systemgrenzen	20
3.5. Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen.....	23
4. Ergebnisse	25
4.1. Die Ernährungsweisen im Vergleich	25
4.1.1. Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung.....	25
4.1.2. Ergebnisse der Treibhauspotentiale	28
4.2. Ernährung 1.....	30
4.3. Ernährung 2.....	31
4.4. Ernährung 3.....	33
5. Diskussion.....	34
5.1. Ernährung: Nachhaltigkeit und Gesundheit.....	34
5.2. Sensibilität der Daten.....	35
5.3. Vergleich mit der Literatur.....	37
5.4. Grenzen und mögliche Erweiterungen	40
5.5. Handlungsempfehlungen.....	41
6. Resümee	42
Literaturverzeichnis.....	43
Internetquellen.....	48
Anhang.....	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vereinfachte Betrachtung des Lebensweges eines Lebensmittels und Eingrenzung des betrachteten Systems in dieser Arbeit. Nur Emissionen innerhalb der schraffiert dargestellten Systemgrenzen werden hier untersucht.....	22
Abbildung 2: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen in Frischgewicht pro Lebensmittelkategorie für alle Ernährungen. Rot zeigt die durchschnittliche Ernährung in Österreich, grün eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung und blau eine vegane.	27
Abbildung 3: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen in Energie pro Lebensmittelkategorie für alle Ernährungen. Rot zeigt die durchschnittliche Ernährung in Österreich, grün eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung und blau eine vegane.	27
Abbildung 4: Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen und Anteile der Lebensmittelkategorien. Die durchschnittliche Ernährung in Österreich hat ein Treibhauspotential von über 1200 kg CO ₂ -eq pro Jahr, durch eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung kann es um rund ein Drittel reduziert werden und durch eine vegane Ernährung sogar um mehr als zwei Drittel.....	29
Abbildung 5: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1) in Frischgewicht.....	30
Abbildung 6: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1) in CO ₂ -eq.....	31
Abbildung 7: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) in Frischgewicht.....	32
Abbildung 8: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) in CO ₂ -eq.....	32
Abbildung 9: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer veganen Ernährung (Ernährung 3) in Frischgewicht	33
Abbildung 10: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer veganen Ernährung (Ernährung 3) in CO ₂ -eq	34
Abbildung 11: Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen mit anderen LCA-Werten aus der Literatur. Die Blauen Balken zeigen die Hauptergebnisse der Arbeit (Berechnung mit Mittelwerten), Gelb sind die Ergebnisse der Berechnung mit den Maximalwerten, Grün mit den Minimalwerten.	36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verhältnis der drei Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Protein, Fett) zweier vegetarischer Ernährungsweisen zu einer omnivoren Ernährung laut verschiedenen Studien. Mittelwerte dienen als Kriterien für die Modellierung der Ernährungsweisen 2 und 3.	19
Tabelle 2: Übersicht der Emissionswerte pro kg Produkt aus verschiedenen Studien, das gewichtete Mittel dient den weiteren Berechnungen dieser Arbeit. Angegeben in kg CO ₂ -eq.....	23
Tabelle 3: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen pro Lebensmittelkategorie, Angaben pro Person in kg Frischgewicht pro Jahr.....	26
Tabelle 4: Verhältnis der Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Protein, Fett) einer omnivoren Ernährung zu den vegetarischen Ernährungsweisen laut Literatur und laut den Ernährungsweisen in dieser Studie	28
Tabelle 5: Verbrauch der Makronährstoffe der durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1), einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) und einer veganen Ernährung (Ernährung 3) im Vergleich.....	28
Tabelle 6: Vergleich von Treibhausgas-Reduktionspotentialen ovo-lakto-vegetarischer und veganer Ernährungsweisen aus unterschiedlichen Studien	37
Tabelle 7: Energie-, Kohlenhydrat-, Protein- und Fettgehalt der Lebensmittel laut der österreichischen Nährwerttabelle (5). Angaben pro 100 g	49
Tabelle 8: Verbrauch in Frischgewicht nach den drei Ernährungsweisen. Angaben in kg pro Person und Jahr	53

1. Einleitung

1.1. Hintergrund

Eleven of the last twelve years (1995-2006) rank among the twelve warmest years in the instrumental record of global surface temperature (since 1850) [...] The temperature increase is widespread over the globe and is greater at higher northern latitudes. [...] Average Arctic temperatures have increased at almost twice the global average rate in the past 100 years (IPCC 2007: 30).

Das 21. Jahrhundert ist von zahlreichen Nachhaltigkeitsproblemen geprägt: Das rasche Voranschreiten des Klimawandels und das Erreichen beziehungsweise die Überschreitung weiterer planetarer Grenzen, sogenannter *planetary boundaries*, sind nur wenige Beispiele (Rockström u. a. 2009; Steffen u. a. 2015). Durch den Klimawandel entstehen Extremwetter-Ereignisse wie Dürreperioden, Überschwemmungen oder starke Stürme; außerdem steigt die Durchschnitts-Temperatur immer weiter an (siehe Zitat oben). Dass die erhöhte Treibhausgas-Konzentration in der Atmosphäre dafür verantwortlich ist und dass diese zum Großteil durch menschliches Handeln entsteht, konnte bereits durch zahlreiche Untersuchungen belegt werden (IPCC 2007).

Auch die Ernährung der Menschen führt zu vermehrten Treibhausgasen: Produktion (inklusive landwirtschaftlichen Vorleistungen), Verarbeitung, Verpackung, Handel, Transport, Lagerung, Zubereitung, Konsum und Entsorgung von Lebensmitteln sind wichtige Treiber des Klimawandels. Die globalen ernährungsbedingten Emissionen sind für schätzungsweise 19-29% der anthropogenen (=von Menschen verursachten) Treibhausgasemissionen verantwortlich (Vermeulen u. a. 2012). Diese Emissionen entstehen jedoch nicht zu gleichen Teilen in den einzelnen Produktionsphasen: laut einer Berechnung von de Schutter u. a. (2015) entstehen weltweit 80-86% der ernährungsbedingten Emissionen durch die Primärproduktion. Dabei handelt es sich um Emissionen aus den Vorleistungen, wie zum Beispiel Düngemittelproduktion etc., und um Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion. Alle späteren Phasen des Ernährungssystems erzeugen vergleichsweise wenig Emissionen.

Drei wichtige Treibhausgase werden durch folgende Prozesse freigesetzt: Kohlenstoffdioxid-Emissionen (CO₂) entstehen in der Landwirtschaft durch den Einsatz von Maschinen, beim Transport, der Lagerung und weiteren Produktionsschritten im Ernährungssektor. Methanemissionen (CH₄) werden beim Reisanbau, durch den Einsatz von bestimmten Düngemitteln und vor allem durch die Verdauung von Wiederkäuern freigesetzt. Durch Stickstoffdüngungen in der Landwirtschaft entstehen außerdem Lachgas-Emissionen (=Stickstoffmonoxid/N₂O) (Noleppa 2012; de Schutter u. a. 2015).

Food consumption accounts for an important proportion of the world GHG emissions per capita. Previous studies have delved in diets if certain foods are consumed rather than other, more GHG intensive products. For instance, vegetarian and low-meat diets have proved to be less carbon intensive than diets that are based on ruminant meat (Vázquez-Rowe u. a. 2017: 1).

Zahlreiche Studien konnten bereits bestätigen, dass ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen durch eine Ernährungsumstellung verringert werden können. Dabei spielt vor allem der hohe Fleischkonsum eine Rolle; wird dieser zurückgeschraubt, sinkt in den meisten Fällen das Treibhauspotential der Ernährung. Auch andere tierische Produkte, vor

allem hoch verarbeitete Milchprodukte, haben einen Einfluss auf das Treibhauspotential. Sie vom Speiseplan zu streichen, kann die Emissionen der Ernährung noch weiter reduzieren (Aleksandrowicz u. a. 2016; Baroni u. a. 2006; Berners-Lee u. a. 2012; van Dooren u. a. 2013; Heller und Keoleian 2014; Jungbluth u. a. 2015; Meier und Christen 2012; Pirotti u. a. 2015; Risku-Norja u. a. 2009; Rosi u. a. 2017; Scarborough u. a. 2014; Werner u. a. 2014).

Das Reduktionspotential der ernährungsbedingten Emissionen durch eine Ernährungsumstellung ist je nach Studie unterschiedlich hoch; die Ergebnisse liegen teils weit auseinander. Untersuchungen von Baroni u. a. (2006) in Italien ergaben, dass durch den Verzicht auf Fleisch und Fisch 74% der Emissionen eingespart werden könnten. Pirotti u. a. (2015) sowie auch Rosi u. a. (2017) führten ähnliche Studien zu diesem Thema in Italien durch, sie kamen allerdings nur auf ein Reduktionspotential von 13% (Pirotti u. a. 2015) beziehungsweise 34% (Rosi u. a. 2017) bei einer Ernährung ohne Fleisch und Fisch. Weitere Untersuchungen in Europa ergaben Reduktionspotentiale von 18-25% in Großbritannien (Berners-Lee u. a. 2012), 34% ebenfalls in Großbritannien (Scarborough u. a. 2014), 25% in der Schweiz (Jungbluth u. a. 2015), 23% in Deutschland (Meier und Christen 2012), , 22% in den Niederlanden (van Dooren u. a. 2013) und 33% in Dänemark (Werner u. a. 2014) bei Ernährungsweisen ohne Fleisch und Fisch. Die meisten Studien kamen auch zu dem Schluss, dass ein Verzicht auf alle tierischen Produkte in der Ernährung die Emissionen noch weiter senken würde. Für Italien berechneten Baroni u. a. (2006) dafür ein Reduktionspotential von 90% und Rosi u. a. (2017) von 41%. Berners-Lee u. a. (2012) kamen für Großbritannien auf 23-25%, Scarborough u. a. (2014) auf 50%. In der Schweiz sind es laut den Berechnungen von Jungbluth u. a. (2015) 35%, in Deutschland laut Meier und Christen (2012) 52%, in den Niederlanden laut van Dooren u. a. (2013) 35% und in Dänemark laut Werner u. a. (2014) 48%. Diese Reduktionspotentiale beziehen sich jeweils auf den Unterschied zur durchschnittlichen Ernährung des Landes und liegen teilweise deshalb weit auseinander.

Für Österreich sind in der Literatur keine Berechnungen dieser Art zu finden. Jedoch gibt es eine Untersuchung von de Schutter u. a. (2015), welche unter anderem das Reduktionspotential der ernährungsbedingten Emissionen einer gesunden Ernährung thematisiert. Das Ergebnis: 22% weniger Treibhausgasemissionen würden durch eine gesunde Ernährung in Österreich entstehen im Vergleich zur derzeitigen durchschnittlichen Ernährung.

1.2. Ziel der Arbeit und Fragestellung

Der Fleischkonsum in Österreich liegt deutlich über dem europäischen Durchschnitt (de Schutter u. a. 2015). Es ist also davon auszugehen, dass dieser Verzehr und damit das Treibhauspotential der österreichischen Ernährung erheblich reduziert werden kann. Dies zeigt sich bereits durch den Vergleich mit einer gesunden Ernährung von de Schutter u. a. (2015). Die aktuell durchschnittliche Ernährung in Österreich ist laut dem österreichischen Ernährungsbericht weder gesund noch nachhaltig; Übergewicht und andere ernährungsbedingte Krankheiten häufen sich (Elmadfa u. a. 2012). Eine emissionsarme und nachhaltige Ernährung hat laut Tilman und Clark (2014) auch positive gesundheitliche Auswirkungen auf die Menschen. Durch eine Umstellung auf eine vegetarische beziehungsweise weniger fleischbasierte Ernährung könnten Emissionen eingespart werden und gleichzeitig würde die allgemeine Gesundheit davon profitieren. Studien zur Emissionsreduktion solcher Ernährungsumstellungen sind für zahlreiche Länder zu finden, nicht aber für Österreich. Nun stellt sich die Frage, wie groß das Reduktionspotential in diesem Land ist, in dem die durchschnittliche Ernährung eine vergleichsweise hohe Menge an Fleisch beinhaltet. Wie hoch sind die Emissionen der durchschnittlichen österreichischen Ernährung

und wie hoch sind die Einsparungspotentiale, wenn sich Menschen ovo-lakto-vegetarisch oder vegan ernähren? In der vorliegenden Masterarbeit werden drei verschiedene Ernährungsweisen modelliert:

- Ernährung 1: durchschnittliche Ernährung in Österreich
- Ernährung 2: ovo-lakto-vegetarische Ernährung
- Ernährung 3: vegane Ernährung

Die Ernährungsweisen 2 und 3 werden jeweils selbst modelliert; basierend auf dem österreichischen Durchschnitt, der Ernährung 1, werden tierische Lebensmittel durch pflanzliche ersetzt. Kriterien für das Ersetzen der Lebensmittel sind: der gleiche Energiegehalt aller drei Ernährungsweisen und eine, laut Literatur, sinnvolle Makro-Nährstoffversorgung.

Durch Treibhauspotentiale einzelner Lebensmittel kann in Summe das Treibhauspotential ganzer Ernährungsweisen berechnet werden.

Die Ernährungsweisen werden verglichen, um das Reduktionspotential ernährungsbedingter Treibhausgasemissionen zu erhalten. Außerdem wird diskutiert, in welchem Verhältnis die Ergebnisse zu jenen aus anderen Studien stehen und wie eine vegetarische Ernährung die Gesundheit der Menschen beeinflusst.

1.3. Aufbau der Arbeit

Diese Arbeit ist wie folgt strukturiert:

Im Anschluss an die Einleitung wird in Kapitel 2 näher auf Vegetarismus und eine vegetarische Ernährung eingegangen. Es werden Arten und Motive von vegetarischen Ernährungsweisen angeführt und gesundheitliche Aspekte beleuchtet. Im darauffolgenden Kapitel 3 wird die Methode erklärt. In Kapitel 3.1. wird zunächst näher auf die Methode, den Aufbau und die Arten der Lebenszyklusanalyse eingegangen, anschließend folgt in Kapitel 3.2. eine Erklärung der Daten und Rechercheergebnisse für diese Arbeit. Daraufhin wird in Kapitel 3.3. die Modellierung der Ernährungsweisen genauer beschrieben, sowie die Kriterien und untersuchten Studien für die Ernährungs-Modellierung dargestellt. Das betrachtete System wird im Kapitel 3.4. präsentiert; hier werden außerdem Berechnungen angeführt, die für einheitliche Systemgrenzen nötig sind. In Kapitel 3.5. wird dargestellt, woher die Treibhauspotentiale der einzelnen Lebensmittel stammen und wie daraus die Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen berechnet werden. Anschließend folgt das Kapitel 4, in welchem die Ergebnisse der Arbeit präsentiert werden. Zu Beginn, in den Kapiteln 4.1.1. und 4.1.2., werden die Gesamtergebnisse der Berechnungen dargestellt und verglichen. In den darauffolgenden Kapiteln sind die Ergebnisse der Ernährungsweisen im Detail erklärt. Das Kapitel 5 stellt den Diskussions-Teil dieser Masterarbeit dar. Hier wird zu Beginn im Kapitel 5.1. der Zusammenhang von Nachhaltigkeit und Gesundheit im Bereich Ernährung erläutert. Im Kapitel 5.2. wird diskutiert wie sensibel die Ergebnisse der Arbeit sind und welche Auswirkungen kleine Veränderungen der Methode haben können. Ein Vergleich mit anderen Studien, die ähnliche Untersuchungen durchführten, ist im Kapitel 5.3. zu finden. Anschließend folgt im Kapitel 5.4. eine Aufzählung von Grenzen der Arbeit und möglichen Erweiterungen, die den Rahmen der Masterarbeit gesprengt hätten. Am Schluss des Diskussions-Kapitels werden noch Handlungsempfehlungen diskutiert. Die Arbeit endet mit einem kurzen Resümee im Kapitel 6 und anschließend sind noch Literaturverzeichnis und Anhang mit einigen Detailinformationen und Tabellen zu finden.

2. Vegetarismus

Die vegetarische Ernährung ist vielseitig; es gibt nicht die eine einheitliche Form. Es werden folgende Arten des Vegetarismus unterschieden:

- Flexetarisch: reduzierter Fleisch- und Fischverzehr (hierbei handelt es sich eigentlich um eine Mischform von omnivorer und vegetarischer Ernährung)
- Lakto-ovo-vegetarisch/ovo-lakto-vegetarisch: Verzicht auf Fleisch und Fisch (wird manchmal aber auch einfach als „vegetarisch“ bezeichnet, zum Beispiel bei Berners-Lee u. a. (2012))
- Lakto-vegetarisch: Verzicht auf Fleisch, Fisch und Ei
- Ovo-vegetarisch: Verzicht auf Fleisch, Fisch und Milch
- Pescetarisch/pesco-vegetarisch/demi-vegetarisch: Verzicht auf Fleisch
- Vegan: Verzicht auf alle tierischen Lebensmittel (auch Honig)

(Berners-Lee u. a. 2012; Clarys u. a. 2013; Draper u. a. 1993; Jungbluth u. a. 2015; Leitzmann und Keller 2010; Mangels u. a. 2003; Richter u. a. 2016; Scarborough u. a. 2014)

Vegetarismus bezieht sich oft nicht nur auf das Essverhalten. In vielen Fällen, vor allem bei Veganer_innen, werden auch Gebrauchsgegenstände und Konsumgüter gemieden, die durch Rohstoffe von Tieren gewonnen werden, wie zum Beispiel Leder, Wolle, Pelz etc. (Leitzmann und Keller 2010).

Der Begriff „Vegetarismus“ kommt ursprünglich aus dem Lateinischen; das Wort *vegetare* bedeutet „wachsen, beleben“, *vegetus* bedeutet „lebendig“ und *vegere* bedeutet „beleben, beseelen“ (Leitzmann und Keller 2010).

Der Begriff „vegan“ wurde eingeführt, da sich strenge Vegetarier_innen, zuerst milchfreie Vegetarier_innen genannt, abgrenzen wollten. Es handelt sich dabei um eine Abkürzung des Wortes *vegetarian* (Englert und Siebert 2016).

Laut einer Untersuchung von Meinungsraum (1) leben im Jahre 2018 rund 10% der Österreicher_innen vegetarisch. Im Jahr 2005 waren es nur 2,9%, der Anteil an der Gesamtbevölkerung ist also um ein Vielfaches gestiegen (2). Die Gründe, warum sich immer mehr Menschen für diese alternative Ernährungsweise entscheiden, sind unterschiedlich. Leitzmann und Keller (2010) unterscheiden folgende Motive:

- Ethische: Tier-Wohl, Rechte der Tiere, Ablehnung von Tötung und Massentierhaltung
- Gesundheitliche: Gewichtsabnahme, Prävention oder Heilung bestimmter Krankheiten, Steigerung der Leistungsfähigkeit
- Ökologische: Klimaschutz, Verminderung von Umweltbelastungen durch Tierhaltung
- Religiöse: Töten als Sünde, Fleischkonsum Tabu, Anstreben von Reinheit
- Ästhetische: Abneigung gegen Anblick toter Tiere oder Tierteile, Ekel vor Fleisch
- Hygienisch-toxikologische: bessere Küchenhygiene in vegetarischen Küchen, Verminderung der Schadstoffaufnahme
- Kosmetische: Gewichtsabnahme, Beseitigung von Hautunreinheiten
- Ökonomische: finanzielle Möglichkeiten, Angebot tierischer Lebensmittel in gewissen Ländern
- Politische: Vegetarismus als Beitrag zur Lösung des Welthungerproblems und/oder der patriarchalen Gesellschaftsordnung
- Soziale: Erziehung, Gewohnheit, Gruppeneinflüsse (*peer group*)
- Spirituelle: Freisetzung geistiger Kräfte, spirituelle Weiterentwicklung

Der Anteil der Vegetarier_innen ist weltweit sehr unterschiedlich: 2017 waren es in Österreich 9%, ebenso wie in Großbritannien und Deutschland; in Brasilien lag der Anteil bei 8%, in Irland bei 6% und in Australien bei 5%. Jedoch gibt es auch Länder mit einem größeren Vegetarier_innen-Anteil: in Italien waren es 2017 10%, in Taiwan 12%, in Israel 13% und in Indien 38% (3).

Auch gesundheitliche Aspekte spielen bei einer vegetarischen Ernährung eine Rolle: das Risiko an Diabetes mellitus, einer Herz-Kreislauf-Erkrankung, Atherosklerose, Krebs oder anderen chronischen Leiden zu erkranken, sinkt. Außerdem leiden Vegetarier_innen seltener an Hypertonie und sind auch seltener übergewichtig (Craig 2009; Key u. a. 2006; Leitzmann und Keller 2010; Mangels u. a. 2003). Aber eine vegetarische und vor allem auch eine vegane Ernährung bringt gewisse Risiken mit sich. In tierischen Lebensmitteln sind manche Nährstoffe in anderen Mengen vorhanden als in pflanzlichen Lebensmitteln. Daher ist es wichtig, darauf zu achten, die richtige Zusammensetzung dieser Inhaltsstoffe trotz einer hauptsächlich pflanzlichen Ernährung aufzunehmen.

Folgende Inhaltsstoffe sollten bei Vegetarier_innen beachtet werden:

- Vitamin D: wird durch Sonneneinstrahlung vermehrt vom Körper gebildet, ist aber auch in Seefischen und Milchprodukten enthalten; eine Supplementierung kann vorteilhaft oder in gewissen Fällen sogar erforderlich sein.
- Vitamin B2: ist in sehr vielen Milchprodukten enthalten; pflanzliche Quellen sind Nüsse, Hülsenfrüchte und Vollkornprodukte.
- Vitamin B12: findet sich ausschließlich in tierischen Produkten wie Fleisch, Fisch, Muscheln, Eiern und Milchprodukten; es gibt keine pflanzlichen Quellen, daher wird vor allem für Veganer_innen eine Supplementierung oder der Verzehr angereicherter Lebensmittel empfohlen.
- Eisen: wird meist durch verschiedene Fleischarten oder Eigelb aufgenommen; Hülsenfrüchte, Vollgetreide, Nüsse, Ölsamen und unterschiedliche Gemüsesorten wie zum Beispiel roher Spinat oder Fenchel können als pflanzliche Alternativen dienen.
- Zink: findet sich in vielen Fleischprodukten und Käse; kann aber durch eine erhöhte Aufnahme von Vollgetreide, Hülsenfrüchten und Nüssen ersetzt werden.
- Iod: ist in Fisch und Meeresfrüchten enthalten; vegane Alternativen sind Algen und auch jodiertes Salz oder Nahrungsergänzungsmittel.
- Kalzium: kann bei Veganer_innen ein kritischer Nährstoff sein, da ein Mangel zu einem erhöhten Osteoporose-Risiko führt; Kalzium ist in Milch und Milchprodukten enthalten, kann aber auch über entsprechende Mineralwasser aufgenommen werden.

(Craig 2009; Hahn u. a. 2016; Key u. a. 2006; Leitzmann und Keller 2010; Mangels u. a. 2003)

Eine gesunde Nährstoffversorgung durch Lebensmittel ist auch bei einer vegetarischen Ernährung möglich; nur bei Veganer_innen muss das Vitamin B12 durch Supplemente oder angereicherte Lebensmittel aufgenommen werden. Alle anderen Inhaltsstoffe sind auch in pflanzlichen Lebensmitteln enthalten (Craig 2009; Hahn u. a. 2016; Key u. a. 2006; Leitzmann und Keller 2010; Mangels u. a. 2003).

Die durchschnittlich durch Nahrung aufgenommene Energie ist bei Vegetarier_innen meist geringer als bei Nicht-Vegetarier_innen. Auch die Zusammensetzung der Makronährstoffe (Fette, Proteine, Kohlenhydrate) ist anders (Ball und Ackland 2000; Berners-Lee u. a. 2012; Clarys u. a. 2013; Draper u. a. 1993; Haddad u. a. 1999; Hahn u. a. 2016; Larsson und

Johansson 2002; Leitzmann und Keller 2010), deshalb wird dies bei der Modellierung der veganen Ernährungsweisen dieser Arbeit genauer betrachtet.

3. Methode

3.1. Lebenszyklusanalyse

Die Lebenszyklusanalyse, Ökobilanz, oder *life cycle assessment (LCA)* ist ein Instrument zur Erforschung von Umweltauswirkungen eines Produktes. (In manchen Fällen werden nicht Produkte, sondern Prozesse bilanziert, dies wird hier aber nicht weiter behandelt.) Die Produkte werden nach ISO-Standards anhand des gesamten Lebensweges, also von der Rohstoffentnahme bis zur Entsorgung der Abfälle („von der Wiege bis zur Bahre“), erforscht (Grünberg u. a. 2010; ISO 2006; Roy u. a. 2009; Siegenthaler 2006). In der Praxis wird dies jedoch oft anders gehandhabt, LCAs betrachten oft nicht den ganzen Lebensweg eines Produkts bis hin zur Entsorgung. In den meisten Fällen sind die Grenzen für das untersuchte System des Produktes enger gesetzt; international werden bei Lebensmitteln oft folgende vereinfachte Bezeichnungen für Systemgrenzen verwendet:

Farm/Cradle to:

- *Farm Gate*
- *Slaughterhouse*
- *Regional Distribution Centre*
- *Point of Sale*
- *Cooked at Home*
- *Grave*

(Clune u. a. 2017; Grünberg u. a. 2010; de Schutter u. a. 2015)

Mit der Hilfe einer Ökobilanz können die Ansatzpunkte zur Verbesserung unterschiedlicher Umwelteigenschaften eines Produkts aufgezeigt werden, sie kann als Information für Entscheidungsträger dienen, die Auswahl für Umweltindikatoren erleichtern und dient außerdem oft Marketing-Zwecken (ISO 2006).

Die Schritte einer LCA sind folgende:

- Festlegung des Ziel- und Untersuchungsrahmens: Hier werden das spezifische Produkt, die Systemgrenzen, die funktionelle Einheit, Absichten und Vermutungen festgelegt. Es ist für die weitere Vorgehensweise ausgesprochen wichtig, dass Ziel und Untersuchungsrahmen klar definiert sind, denn nur durch klare Grenzen können weitere Entscheidungen in einer entsprechenden Studie sinnvoll getroffen werden.
- Sachbilanz: Dabei handelt es sich um das Zusammentragen und Quantifizieren von In- und Outputs, die das untersuchte Produkt betreffen. Dieser Schritt der LCA ist in den meisten Fällen der Größte und Aufwendigste.
- Wirkungsabschätzung: Schließlich werden die Umweltauswirkungen des Produktes entlang des Lebensweges konkretisiert und beurteilt. Wichtige Umwelt-Kategorien sind zum Beispiel Klimawandel, Versauerung, Wasserverschmutzung, Luftverschmutzung, Toxizität und viele weitere.
- Auswertung und Interpretation: Hier werden alle Ergebnisse zusammengetragen, interpretiert und ein Fazit gezogen.

(Andersson u. a. 1994; ISO 2006; Roy u. a. 2009; Siegenthaler 2006)

Außerdem spielt in der LCA die funktionelle Einheit eine ausgesprochen wichtige Rolle, denn sie beschreibt die Hauptfunktion des untersuchten Produktes. Bei Lebensmitteln wird oft das

Gewicht als funktionelle Einheit verwendet, jedoch können auch die Energiemenge oder die Menge eines bestimmten Nährstoffes herangezogen werden, sofern dies zum Erkenntnisinteresse passt. Diese Arbeit beinhaltet LCAs, die das Gewicht als funktionelle Einheit verwenden, da Nährstoffe und Energiemengen in der Ernährungs-Modellierung bereits berücksichtigt wurden. Außerdem wird das Gewicht am häufigsten als funktionelle Einheit bei Lebensmitteln verwendet und daher existiert bereits eine große Anzahl an Daten (Roy u. a. 2009; Wandl und Haberl 2017; Weidema u. a. 2004).

In der Lebenszyklusanalyse gibt es eine Unterscheidung von *Attributional LCA* (A-LCA) und *Consequential LCA* (C-LCA). In der A-LCA wird das untersuchte System isoliert betrachtet; in der C-LCA werden auch Einflüsse außerhalb des Systems miteinbezogen (Ekvall und Weidema 2004; Mötzl 2011).

Die Attributional LCA (A-LCA) geht üblicherweise vom Status-Quo aus und betrachtet die unmittelbar mit dem System verbundenen Stoff- und Energieflüsse. Als Konsequenz werden Durchschnittswerte für einzelne Prozesseinheiten verwendet. [...] die C-LCA [konzentriert sich] auf die Folgen, welche eine Entscheidung oder eine Absatzänderung eines Produktes verursacht. Anders als die A-LCA beinhaltet die C-LCA damit auch Prozesse außerhalb des unmittelbaren Produktsystems (Mötzl 2011: 9).

In der Praxis wird meist die A-LCA durchgeführt, da sie die klassische Methode darstellt und zuerst entwickelt wurde, das System isoliert zu untersuchen ist außerdem in vielen Fällen einfacher. Das Ergebnis einer C-LCA ist oft aussagekräftiger (Mötzl 2011), jedoch auch unsicherer, da Systemeffekte nur modelliert werden können.

Auch hier wird die Methode der A-LCA angewandt, da sie für die Fragestellung und im Rahmen einer Masterarbeit dieser Art plausibler scheint.

Die vorliegende Arbeit behandelt Umweltauswirkungen in Bezug auf den Klimawandel, daher werden Treibhauspotentiale berechnet. Das Treibhauspotential gibt die Klimawirksamkeit der drei wichtigsten Treibhausgase an: Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Stickstoffmonoxid (N₂O). Diese Gase werden in kg CO₂-eq (CO₂-Äquivalenten) für einen Zeithorizont von 100 Jahren angegeben (IPCC 2007).

3.2. Recherche und Daten

Die Modellierung der drei Ernährungsweisen basiert auf den Versorgungsbilanzen von Statistik Austria (4). Für diese Arbeit werden folgende Versorgungsbilanzen verwendet: Ölsaaten, pflanzliche Öle, Getreide, Obst, Gemüse, Kartoffeln/Kartoffelstärke, Hülsenfrüchte, Reis, Zucker, Honig, Fleisch, Geflügel, Eier, Fische, Rohmilch und Milchprodukte.

Die Daten der Bilanzen beziehen sich auf den Verbrauch, was nicht mit dem Konsum von Lebensmitteln gleichzusetzen ist. Die Statistik Austria definiert den Ernährungsverbrauch wie folgt:

Sämtliche Nahrungsmittelmengen, die der Bevölkerung zum Verbrauch im Laufe des Bezugszeitraums zur Verfügung stehen, werden verbucht. Es handelt sich sowohl um jene Mengen, welche in ursprünglichem und weiterverarbeitetem Zustand auf den Markt kommen als auch um die direkt von den Erzeugern verbrauchten Mengen (Statistik Austria 2015: 12).

Verbrauchte Lebensmittel werden demnach nicht zur Gänze konsumiert, sie werden allerdings alle produziert. Da auch bei weggeworfenen Lebensmitteln Emissionen anfallen, gibt es in den folgenden Berechnungen keine weitere Unterscheidung zwischen konsumierten und verbrauchten Lebensmitteln. Die Zusammenstellung der Lebensmittel aus den Versorgungsbilanzen wird daher als „Ernährung“ bezeichnet.

Außerdem beziehen sich die Daten auf bestimmte Zeiträume. Eine zeitliche Einteilung der Daten ist unter anderem deshalb wichtig, weil nicht alle Versorgungsbilanzen für die gleichen Zeiträume erstellt wurden. Die Bilanzen tierischer Produkte beziehen sich immer auf Kalenderjahre; hier werden die Daten aus der Bilanz für das Jahr 2015 verwendet. Bei pflanzlichen Produkten beziehen sich die jeweiligen Bilanzen auf Wirtschaftsjahre, welche den Zeitraum 1. Juli bis 30. Juni betreffen. Eine Ausnahme ist die Zuckerbilanz, hier ist das Bilanzjahr von 1. Oktober bis 30. September. Für diese Kategorien werden die Versorgungsbilanzen der Saison 2015/2016 verwendet.

Der durchschnittliche Verbrauch einer Person in Österreich wurde von Statistik Austria berechnet, indem der Gesamtverbrauch je Produkt durch die Einwohnerzahl dividiert wurde. Alter, Geschlecht, Einkommen oder andere Faktoren wie zum Beispiel touristischer Einfluss wurden dabei nicht berücksichtigt (Statistik Austria 2015).

Die Auswahl der Lebensmittel für die Zusammenstellung der Ernährungsweisen ist zum Großteil von Statistik Austria übernommen. Ein paar Änderungen werden jedoch vorgenommen: Lebensmittel wie Kartoffelstärke, Milchpulver, Kondensmilch und Innereien werden auf ihre Ursprungsprodukte zurück gerechnet.

- Für die Herstellung von 1 kg Kartoffelstärke werden rund 5 kg Kartoffeln benötigt (Wildling, 2017, persönliche Mitteilung)¹. In Österreich wurden im Bilanzjahr 2015/2016 laut der Versorgungsbilanz 1,4 kg Kartoffelstärke verbraucht, aus diesem Grund wird der Verbrauch an Kartoffeln um 7 kg erhöht.
- 1 kg Milchpulver wird aus rund 8,32 kg Milch hergestellt, da Kuhmilch eine Trockenmasse von etwa 12% hat (Willam und Simianer 2011). Laut der Versorgungsbilanz wurden im Bilanzjahr 2015/2016 in Österreich 0,5 kg Milchpulver verbraucht, dies ergibt 4,16 kg Milch. Diese 4,16 kg werden der Kategorie Konsummilch hinzugefügt.
- Bei der Herstellung von Kondensmilch wird der Milch bis zu 70% Wasser entzogen. Außerdem wird oft Trockenmasse und Zucker hinzugefügt (Rimbach u. a. 2015). Da diese aber als eigene Lebensmittel in der Liste angegeben sind, werden sie hier in den Berechnungen nicht beachtet. Aus 1 kg Kondensmilch wird bei der Annahme eines 70% Wasserentzugs 3,33 kg Milch. Aus 1,1 kg Kondensmilch, wie in der Versorgungsbilanz angegeben, werden daher 3,67 kg Milch. Auch diese Milchmenge wird der Kategorie Konsummilch hinzugefügt.
- Rohmilch von der Kuh wird mit Konsummilch addiert, da dies innerhalb der betrachteten Systemgrenzen (siehe Kapitel 3.4.) keinen erheblichen Unterschied macht.
- Schaf- und Ziegenmilch haben nur geringe Verbrauchsmengen. Auf Grund ihrer Seltenheit und weil das Produktionsverfahren ähnlich der Kuhmilch ist, werden die Verbrauchsmengen zur Konsummilch hinzugefügt.
- Da die Kategorie Schmelzkäse sehr spezifisch ist und alle anderen Käsesorten eine gemeinsame Kategorie haben, wird auch der Schmelzkäse der Kategorie Käse

¹ Gespräch mit Herrn Erwin Wildling von Statistik Austria über die Versorgungsbilanzen, 15.09.2017

hinzugefügt. Dies ergibt allerdings eine kleine Unschärfe, da der Wassergehalt nicht bei allen Käsesorten gleich ist.

- Innereien werden auf die viel verzehrten Fleischsorten (Rind/Kalb, Schwein, Schaf/Ziege, Hühner/Hähne und Truthühner/-hähne) nach Gewicht der Tiere und nach Verzehrmenge aufgeteilt. Das durchschnittliche Lebendgewicht bei der Schlachtung der Tiere ist 490kg für Rind/Kalb, 115 kg für Schwein, 40 kg für Schaf/Ziege, 2 kg für Hühner/Hähne und 16 kg für Truthühner/-hähne (Willam und Simianer 2011). Die 0,255 kg Innereien werden anschließend gleichmäßig auf das Gesamtgewicht Fleisch dieser Tierarten verteilt. Insgesamt sind es laut Berechnung 0,004 kg Innereien pro kg Fleisch. So werden aus 11,644 kg Rind- und Kalbfleisch 11,691 kg; aus 39,100 kg Schweinefleisch 39,256 kg; aus 0,728 kg Schaf- und Ziegenfleisch 0,731 kg, aus 8,882 kg Hühnerfleisch 8,918 kg und aus 3,269 kg Truthahnfleisch 3,282 kg.

In der vorliegenden Arbeit wird mit Lebensmitteln gearbeitet, die auch als Primärlebensmittel bezeichnet werden können; ein großer Anteil wird jedoch noch weiterverarbeitet. Es werden daraus oft Lebensmittel mit einem höheren Convenience-Grad produziert. Bei *Convenience* handelt es sich um Bequemlichkeit und Komfort, im Bereich von Lebensmittel also um bereits teilweise zubereitete Gerichte (Wahrig-Burfeind 2007). Zum Beispiel wird Fleisch zu Wurst verarbeitet, Getreide zu Brot oder Tomaten zu einer fertigen Tomatensauce aus der Dose. Daraufhin kann auch noch eine Tiefkühlpizza mit der Tomatensauce, der Wurst und weiteren Lebensmitteln produziert werden. Je höher der Verarbeitungsgrad, desto höher ist im Normalfall auch der Convenience-Grad.

Diese vielen Weiterverarbeitungsschritte liegen allerdings alle außerhalb der Systemgrenzen der vorliegenden Arbeit (siehe Kapitel 3.4.). Die meisten Milchprodukte scheinen hier daher in der Kategorie „Milch“ auf, lediglich die drei häufigsten Milchprodukte werden als eigene Kategorie angeführt. Dabei handelt es sich um Obers/Rahm, Butter und Käse.

Weitere wichtige Informationen von Statistik Austria zu den Versorgungsbilanzen sind (4):

- Bei dem Pro-Kopf-Verbrauch aus der Getreidebilanz sind die Werte in Mehläquivalenten angegeben. Diese wurden mit Hilfe von Ausmahlungssätzen berechnet. Es handelt sich dabei also um die essbare Menge des Getreides.
- In der Fleischbilanz wurden bereits die Anteile, die von Menschen nicht verzehrt werden, abgezogen. Dabei handelt es sich beispielsweise um Knochen oder besonders sehniges Fleisch.
- In der Bilanz zu pflanzlichen Ölen wurden auch Öle, die in der Nahrungsmittelindustrie verwendet werden, miteinberechnet.
- Eine Besonderheit gibt es auch in der Obst-Bilanz: hier wurde das Gewicht von Schalenfrüchten inklusive Schale angegeben. Laut Statistik Austria (Wildling, 2017, persönliche Mitteilung) wurde hier mit 30% Schale gerechnet. Bei der folgenden Verwendung dieser Zahl werden die 30% Schale abgezogen; aus einem Pro-Kopf-Verbrauch von 3,2 kg werden also 2,2 kg.
- Die Versorgungsbilanz für Rohmilch bezieht sich lediglich auf Ab-Hof-Verkauf und Eigenbedarf.
- Private Eigenproduktionen in Kleingärten, auf Balkonen oder ähnlichem werden nicht berücksichtigt.

3.3. Modellierung der Ernährungsweisen

Die drei Ernährungsweisen werden mit Hilfe der Versorgungsbilanzen von Statistik Austria erstellt. Vor allem die Ernährung 1 basiert zur Gänze auf diesen Daten. Hier handelt es sich um die durchschnittliche Ernährung eines/r Österreicher_in, angegeben in Primärlebensmitteln. Die beiden anderen Ernährungsweisen sind veränderte Formen der österreichischen Durchschnittsernährung: die Ernährung 2 ovo-lakto-vegetarisch und die Ernährung 3 vegan, beides vegetarische Ernährungsformen. Es werden also tierische Lebensmittel durch pflanzliche Lebensmittel ersetzt. In der Ernährung 2 betrifft dies Fleisch- und Fischprodukte und in der Ernährung 3 alle tierischen Lebensmittel, zum Beispiel Milchprodukte, Eier und Honig. Um die Ernährungszusammenstellung der beiden vegetarischen Ernährungsweisen möglichst sinnvoll zu gestalten, werden die Energie und die Makronährstoffe aller Lebensmittel genauer betrachtet. Die Liste im Anhang 1 zeigt Energie-, Kohlenhydrat-, Protein- und Fettanteil der einzelnen Lebensmittel. Somit kann für die Ernährungsweise 1 die Energiemenge sowie auch die Mengen der verbrauchten Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Protein, Fett) für ein Jahr ermittelt werden. Hier ist aber zu erwähnen, dass durch die Statistiken nicht die gesamte Ernährung abgedeckt wird. Getränke, Gewürze, Kaffee, Tee und Kakaoprodukte sind ausgenommen, da hier laut Statistik Austria einerseits große Ungenauigkeiten in den Daten enthalten sind und andererseits zu wenig Daten vorhanden sind (Wildling, 2017, persönliche Mitteilung).

Vegetarier_innen nehmen durchschnittlich eine andere Menge an Energie und auch eine andere Zusammensetzung der Makronährstoffe zu sich. Hierfür werden folgende Studien genauer betrachtet:

- Ball und Auckland (2000) erforschten die Zinkaufnahme von Vegetarier_innen in Australien, sowie die Aufnahme von Protein, Kohlenhydrate, Fett und Ballaststoffen. Bei den untersuchten Männern wurde zwischen omnivor, lakto-ovo-vegetarisch und vegan unterschieden, bei den Frauen lediglich zwischen omnivor und vegetarisch, da zu wenige Veganerinnen für die Studie gewonnen werden konnten.
- Berners-Lee u. a. (2012) konstruierten drei ovo-lakto-vegetarische und drei vegane Ernährungsweisen und verglichen diese mit der Durchschnittsernährung Großbritanniens. Genauer betrachtet werden hier aber nur jeweils zwei (die dritte Modellierung war zu simpel: hier wurde der Verbrauch aller pflanzlichen Lebensmittel, gesunde sowie auch ungesunde, gleichmäßig erhöht ohne weitere Kriterien; sie wird hier deshalb nicht behandelt): Die einen Ernährungsweisen orientieren sich an einer typischen ovo-lakto-vegetarischen/veganen Ernährung in den USA, diese wurden aber auf die durchschnittliche Energieaufnahme in Großbritannien um skaliert. Die anderen beiden Ernährungsweisen werden als *thoughtful* bezeichnet, hier wurden tierische Produkte durch gesunde pflanzliche Produkte ersetzt.
- Clarys u. a. (2013) analysierten Verzehrsgewohnheiten von Vegetarier_innen und Mischköstler_innen (=Nicht-Vegetarier_innen) in Belgien. Sie unterschieden nicht zwischen verschiedenen Arten von Vegetarier_innen, ihre Kriterien waren aber der Verzicht auf Fleisch und Fisch. Dadurch wird die Ernährungsweise in der vorliegenden Arbeit der ovo-lakto-vegetarischen Ernährung zugeordnet.
- Draper u. a. (1993) forschten im Großraum London zur Energie- und Nährstoffaufnahme von Vegetarier_innen. Sie unterschieden zwischen vegan, lakto-ovo-vegetarisch, demi-vegetarisch (vermeiden nur Fleisch), dem nationalen Durchschnitt und weiter auch nach Geschlecht.
- Haddad u. a. (1999) untersuchten den Ernährungsstatus von 15 Veganerinnen, 10 Veganern, 10 Mischköstlerinnen und 10 Mischköstlern in den USA. Es wurden die

Aufnahme von Energie und Nährstoffen wie Fett, Protein, unterschiedliche Vitamine, Eisen, Magnesium, Zink etc. ermittelt.

- Larsson und Johansson (2002) verglichen die Ernährung von jungen Veganer_innen und Mischköstler_innen in Schweden. Es wurden Energieaufnahme sowie auch die Aufnahme zahlreicher Nährstoffe erhoben. Auch hier wurde eine Unterscheidung nach Geschlecht vorgenommen.

Die vorliegende Arbeit unterscheidet nicht zwischen einer durchschnittlichen Ernährung und einer omnivoren beziehungsweise Mischköstler_innen-Ernährung, da sich in den oben genannten Ländern sowie auch in Österreich der Großteil der Menschen omnivor ernährt (siehe Kapitel 2).

Um die beiden vegetarischen Ernährungsweisen zu modellieren wird jeweils das Verhältnis der einzelnen Makronährstoffe der vegetarischen Ernährungsweisen zu einer omnivoren Ernährung berechnet. Zum Beispiel Protein bei Veganer_innen: Hier wird die durchschnittliche Proteinaufnahme von Veganer_innen durch die Proteinaufnahme von Mischköstler_innen (omnivore Ernährung) dividiert um das Verhältnis zu erfahren. Die Tabelle 1 zeigt diese Berechnungen. Angelehnt an die Mittelwerte aus diesen Studien wurden die beiden vegetarischen Ernährungsweisen erstellt.

Für die Modellierung der Ernährungsweisen 2 und 3 werden also die Makronährstoffverhältnisse von Mischköstler_innen und Vegetarier_innen verglichen. In den Modellierungen wird außerdem versucht, dieses Verhältnis möglichst genau mit den vorhandenen Lebensmitteln zu erstellen. Gleichzeitig erfolgt das Modellieren in Anlehnung an folgende Studien: Clarys u. a. (2013); van Dooren u. a. (2013); Draper u. a. (1993); Goldstein u. a. (2016); Haddad u. a. (1999); Jungbluth u. a. (2015); Meier und Christen (2012); Pimentel und Pimentel (2003); Waldmann u. a. (2003). In den genannten Quellen wurden tierische Lebensmittel zwar auf unterschiedliche Weisen ersetzt, jedoch gibt es einige Gemeinsamkeiten: der Verbrauch pflanzlicher Protein-Quellen wie Hülsenfrüchte, Schalenobst, Sojabohnen und andere Ölsaaten wurden im Vergleich zur omnivoren Ernährung meist stark erhöht. Bei Obst, Gemüse, Kartoffeln, Reis und Getreide wurde der Verbrauch in den meisten Fällen zwar erhöht, jedoch weniger als bei den pflanzlichen Protein-Quellen. Außerdem werden die Angaben für eine gute Nährstoffversorgung bei Vegetarier_innen laut Kapitel 2 berücksichtigt: Ölsaaten, Schalenfrüchte, Getreide und Hülsenfrüchte sind wichtige Nährstoff-Lieferanten und werden deshalb erhöht.

Tabelle 1: Verhältnis der drei Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Protein, Fett) zweier vegetarischer Ernährungsweisen zu einer omnivoren Ernährung laut verschiedenen Studien. Mittelwerte dienen als Kriterien für die Modellierung der Ernährungen 2 und 3.

Studie	Proband_innen	Kohlenhydrate	Protein	Fett	Wo
ovo-lakto-vegetarisch / omnivor					
Ball und Ackland (2000)	Männer	1,23	0,74	0,84	Australien
Berners-Lee u. a. (2012)	ovo-lakto-vegetarische Ernährungsweise in den USA	1,15	0,73	0,86	Großbritannien
	gesund ovo-lakto- vegetarisch	1,22	0,75	0,83	Großbritannien
Clarys u. a. (2013)	Frauen und Männer	1,12	0,84	0,84	Belgien
Draper u. a. (1993)	Männer	1,03	0,76	0,89	Großbritannien
	Frauen	1,12	0,85	1,01	Großbritannien
Mittelwert	-	1,14	0,78	0,88	-
vegan / omnivor					
Ball und Ackland (2000)	Männer	1,42	0,75	0,90	Australien
Berners-Lee u. a. (2012)	vegane Ernährungsweise in den USA	1,23	0,61	0,80	Großbritannien
	gesund vegan	1,34	0,70	0,67	Großbritannien
Draper u. a. (1993)	Männer	1,06	0,75	0,82	Großbritannien
	Frauen	1,23	0,71	0,88	Großbritannien
Haddad u. a. (1999)	Männer	-	0,88	0,84	USA
	Frauen	-	0,70	0,68	USA
Larsson und Johansson (2002)	Männer	1,08	0,62	0,88	Schweden
	Frauen	1,10	0,69	0,77	Schweden
Mittelwert		1,21	0,71	0,80	-

Es wird auch darauf geachtet, dass alle drei Ernährungsweisen den gleichen Energiewert haben. Da dieser für Ernährung 1 bereits gegeben ist, müssen die beiden anderen Ernährungsweisen so angepasst werden, dass der die aufgenommene Menge an Nahrungsenergie ebenfalls dem österreichischen Durchschnitt entspricht.

In der Ernährung 2 werden Getreide und ähnliche Produkte wie Kartoffeln und Reis im Vergleich zur Ernährung 1 ein wenig erhöht. Pflanzliche Öle, Honig, Zucker und Butter werden in gleicher Menge beibehalten. Um ein Vielfaches erhöht werden Sojabohnen, Schalenobst und Hülsenfrüchte, da sie wichtige pflanzliche Proteinquellen darstellen. Andere Ölsaaten, Obst, Gemüse und Milchprodukte werden ebenfalls nur leicht erhöht, um die richtige Makronährstoff-Verteilung zu erhalten.

In der Ernährung 3 müssen noch mehr Produkte aus der Ernährung 1 ersetzt werden. Für eine ausbalancierte Nährstoffversorgung werden Lebensmittel wie Ölsaaten, Hülsenfrüchte und Schalenobst um ein Vielfaches erhöht, Sojabohnen sogar um mehr als das 14-fache. Getreide, Kartoffeln, Reis, Obst und Zucker werden leicht erhöht, Gemüse und pflanzliche Öle circa um das 1,5-fache.

3.4. Systemdefinition und Systemgrenzen

Um das Treibhauspotential von den drei Ernährungsweisen zu berechnen, werden zahlreiche Emissionszahlen von Lebensmitteln beziehungsweise deren Treibhauspotentiale benötigt. Ein Vergleichen oder Zusammenführen von mehreren LCA-Studien ist jedoch, wegen unterschiedlich gesetzter Systemgrenzen, nicht ohne weiteres möglich. Werte einer LCA-Studie, die das System bis zum Einzelhandel untersucht, können nicht mit Werten verglichen werden, die aus LCA-Studien bis zum Fabrikator stammen (Audsley u. a. 2009; Clune u. a. 2017; Noleppa 2012; Roy u. a. 2009). Aus diesem Grund müssen viele Daten umgerechnet werden. In dieser Arbeit werden die Emissionszahlen von der Farm bis zur Primärproduktion benötigt. Die Abbildung 1 zeigt das betrachtete System der vorliegenden Arbeit.

Die Systemgrenzen haben eine zentrale Rolle; für ein genaues Verständnis einer Studie oder um mit ihr weiter arbeiten zu können, müssen sie genau definiert und für die Öffentlichkeit zugänglich sein. Dies ist leider bei vielen Studien nicht der Fall, weshalb die Auswahl für die vorliegende Arbeit auf drei beschränkt ist. Bei einer Literaturrecherche sind erheblich mehr LCA-Studien zu Lebensmitteln zu finden, jedoch ist die Offenlegung der Systemgrenzen oft nicht gegeben. Im Anhang 2 ist daher eine Liste mit weiteren untersuchten Studien zu finden, die nach näherer Betrachtung leider nicht in die Berechnungen dieser Arbeit miteinbezogen werden können.

Um auf die gemeinsamen Systemgrenzen zu kommen, müssen die verwendeten Emissionszahlen für die folgende Berechnung zum Teil abgeschnitten werden. Dafür gibt es unterschiedliche Arten von Berechnungen, je nach Systemgrenzen der jeweiligen verwendeten Studie.

- In der Metaanalyse von Clune u. a. (2017) wurde das System Farm bis zum Großhandel betrachtet. Jegliche Daten aus untersuchten Studien, die nur bis zum Farmtor oder zur Schlachtung angegeben waren, wurden von Clune u. a. (2017) erweitert. Die Werte zur Erweiterung der Daten können für die Berechnung dieser Arbeit gut verwendet werden. Mit den offengelegten Angaben zu Emissionen von Verpackung und Transport zum Großhandel ist es möglich, die gesamten Daten der Metaanalyse so umzurechnen, dass sie in die hier benötigten Systemgrenzen passen. Für die Verpackung berechneten Clune u. a. (2017) mithilfe anderer Studien den Median 0,05 kg CO₂-eq pro kg Produkt und für den Transport zum Großhandel den Median 0,09 kg CO₂-eq pro kg Produkt. In der Metaanalyse wurde mit diesen Werten das System einiger Lebensmittel erweitert, in der vorliegenden Arbeit kann das betrachtete System somit mit diesen Werten verkleinert beziehungsweise abgeschnitten werden. Aus einem durchschnittlichen Emissionswert von 0,52 kg CO₂-eq pro kg Produkt für Weizen werden zum Beispiel 0,38 kg CO₂-eq pro kg Produkt, wenn Emissionen von Verpackung und Transport zum Großhandel abgezogen werden. Diese Berechnung wird für jedes Lebensmittel aus der Liste vorgenommen.

Wichtig ist hier auch, dass die Emissionszahlen einen globalen Durchschnitt zeigen, der aber trotzdem zum Großteil Industriestaaten behandelt, da es über diese Regionen mehr Daten gibt. Die Emissionszahlen von Fleisch von Wiederkäuern sowie von Milch beziehen sich jedoch auf Europa, da diese Zahlen meist hohe regionale Unterschiede aufweisen. Fleisch wurde hier in *bone-free meat* angegeben, was in den meisten LCA-Studien gleichgesetzt wird mit den essbaren Anteilen des Tieres. Hier werden daher keine Änderungen vorgenommen.

- Bei Meier und Christen (2012) wurden Lebensmittel von der Primärentnahme bis zum Einzelhandel betrachtet. In ihre Berechnungen wurden auch Emissionen von direkten Landnutzungsänderungen miteinbezogen, welche in der vorliegenden Arbeit nicht behandelt werden. Daher werden diese Emissionswerte subtrahiert. Außerdem werden die Emissionen von Verpackung zu Gänze und die Emissionen von Handel und Transport zur Hälfte abgezogen (da nicht angegeben wurde welcher Anteil des Transports erst nach der Primärproduktion passiert, wurde hier geschätzt es handle sich im Schnitt um die Hälfte). Am Beispiel Butter: Angegeben wurde ein Emissionswert von 19,7 kg CO₂-eq pro kg Produkt, durch die direkten Landnutzungsänderungen entstehen bei Butter laut Meier und Christen (2012) 1,37 kg CO₂-eq pro kg Produkt, bei der Verpackung 0,08 kg CO₂-eq pro kg Produkt und bei Handel und Transport 0,2 kg CO₂-eq pro kg Produkt. Werden diese Werte abgezogen (bei Handel und Transport jedoch nur die Hälfte, also 0,1 kg CO₂-eq), ergibt das einen Emissionswert von 18,15 kg CO₂-eq pro kg Butter.

In der Studie von Meier und Christen (2012) wurde bei Fleischprodukten leider nicht angegeben ob es sich um das gesamte Tier handelt, den essbaren Teil, oder alles außer den Knochen. Die Verzehrdaten, die Meier und Christen verwendeten, stammen aus der nationalen Verzehrsstudie II (Max Rubner-Institut und Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel 2008) für Deutschland. Darin wurden verzehrte Lebensmittel anhand von Interviews mit Konsument_innen berechnet. Daher ist anzunehmen, dass sich die angegebenen Fleischmengen lediglich auf die essbaren Teile der Tiere beziehen. Die Emissionszahlen für Fleisch von Meiner und Christen müssen daher nicht in knochenfreies Fleisch umgerechnet werden.

- Auch bei Audsley u. a. (2009) wurden die Treibhauspotentiale der Lebensmittel bis zum Großhandel hin berechnet. Es werden in der Studie Emissionen von Lebensmittel aus Großbritannien, dem Rest von Europa und dem Rest der Welt angegeben, jedoch bis zum Großhandel nach Großbritannien. Die Emissionen der Lebensmittel, welche nicht aus Großbritannien stammen, beinhalten demnach einen längeren Transportweg und sind in den meisten Fällen höher. Für die vorliegende Studie werden die Emissionswerte der Lebensmittel aus Großbritannien bevorzugt, da hier der Transport zum Großhandel vergleichsweise gering ausfällt. Diese Werte werden wie folgt an die Systemgrenzen angepasst: Der Minimalwert für die Emissionen beim Transport zum Großhandel aus der Studie von Clune u. a. (2017) wird abgezogen. Außerdem wird die Hälfte des Medianwertes für Verpackung abgezogen (auch von Clune u. a. (2017)), da angegeben wurde, dass nicht bei allen Lebensmitteln Verpackungen innerhalb der Systemgrenzen inkludiert seien (mehr dazu wurde in der Studie nicht erläutert). Bei Kohl werden dadurch zum Beispiel aus 0,22 kg CO₂-eq pro kg Produkt 0,175 kg CO₂-eq pro kg Produkt, es werden 0,025 kg CO₂-eq für die Verpackung und 0,02 kg CO₂-eq für den Transport abgezogen. Sofern keine Emissionswerte für Lebensmittel aus Großbritannien angegeben sind, werden die Werte für Lebensmittel aus dem Rest Europas verwendet. Hier wird der Medianwert für Transport-Emissionen von Clune u. a. (2017) und ebenfalls die Hälfte des Medianwertes für Verpackung abgezogen.

In der Studie wurde nicht direkt erwähnt ob das Fleisch in knochenfreier Menge angegeben wird, oder ob das ganze Tier gemeint ist. Es wurde jedoch davon berichtet, dass die Systemgrenze vor der Weiterverarbeitung des Fleisches in Wurst etc. endet. Alle Verarbeitungsschritte davor sind innerhalb der Systemgrenze. Daher wird angenommen, dass es sich um knochenfreies Fleisch handelt.

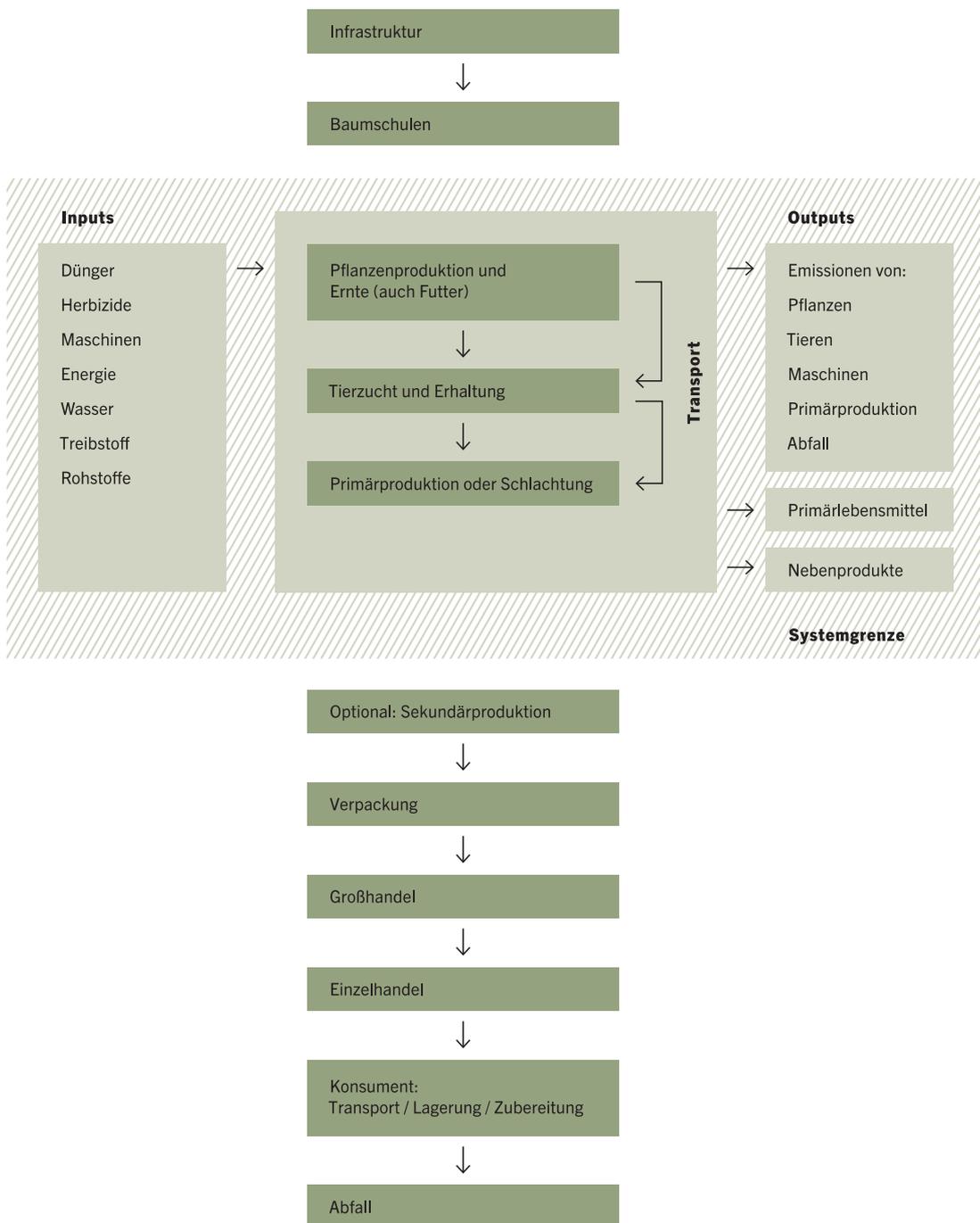


Abbildung 1: Vereinfachte Betrachtung des Lebensweges eines Lebensmittels und Eingrenzung des betrachteten Systems in dieser Arbeit. Nur Emissionen innerhalb der schraffiert dargestellten Systemgrenzen werden hier untersucht.

Ein weiterer wichtiger Punkt für die Vergleichbarkeit der Emissionszahlen unterschiedlicher Studien ist der Zeithorizont des Treibhauspotentials oder auch GWP (*Global Warming Potential*). Alle hier verwendeten Daten sind auf 100 Jahre bezogen. Dies ist zentral für die Umrechnung von CH₄ und N₂O in CO₂-Äquivalente. Es zeigt den Beitrag zur Klimaerwärmung im Vergleich zu CO₂ in einem bestimmten zeitlichen Horizont. Dafür gibt es

Umrechnungsfaktoren von IPCC, danach ist CH₄ 25-mal so wirksam und N₂O 298-mal so wirksam wie CO₂, wenn man einen Zeithorizont von 100 Jahren betrachtet (IPCC 2007).

3.5. Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen

Aus den bereits im vorigen Kapitel genannten Studien werden die Werte für die Treibhauspotentiale der einzelnen Lebensmittel entnommen, nachdem sie auf dieselben Systemgrenzen gebracht wurden. In der Metaanalyse von Clune u. a. (2017) wurden die Median-Werte für Berechnungen, Vergleiche und Diskussion verwendet, daher werden hier diese Werte angenommen. Die Zahlen aus der Studie von Audsley u. a. (2009) sind größtenteils für Lebensmittel die in Großbritannien produziert wurden, einige Lebensmittel in der Studie stammen jedoch aus dem Rest Europas: Körnermais, Sonnenblumenkerne, sonstige Ölsaaten, Marillen, Pfirsiche/Nektarinen, Tafeltrauben, alle Arten von Zitrusfrüchten, Melonen, und Spinat. Bei Meier und Christen (2012) handelt es sich um durchschnittliche Emissionsdaten aus Deutschland die mithilfe zahlreicher anderer Studien berechnet wurden. Folgend wird von jedem Lebensmittel das durchschnittliche Treibhauspotential dieser drei Studien berechnet, wobei die Werte von Clune u. a. (2017) eine höhere Gewichtung bekommen, da es sich hierbei um eine Metaanalyse handelt; sie werden doppelt so stark gewichtet wie jene der beiden anderen Studien. Weitere Studien dieser Art sind im Anhang 2 zu finden, hier wird außerdem auch angeführt wieso sie nicht in die Berechnungen hier miteinfließen.

Kategorien wie „sonstige Obstarten“ oder „anderes Getreide“ werden mit dem Durchschnitt aller Emissionswerte der Produkte, die in diese Kategorie passen, berechnet. Dies wird in den meisten Fällen nur mit den Werten aus der Studie von Clune u. a. (2017) gerechnet, da in der Metaanalyse die höchste Anzahl an Emissionswerten zu finden ist.

Die Tabelle 2 zeigt die Werte der Studien und die Ergebnisse der Berechnung des Gewichteten Mittels.

Tabelle 2: Übersicht der Emissionswerte pro kg Produkt aus verschiedenen Studien, das gewichtete Mittel dient den weiteren Berechnungen dieser Arbeit. Angegeben in kg CO₂-eq

Lebensmittel	Clune u. a. (2017)	Audsley u. a. (2009)	Meier und Christen (2012)	eigene Berechnung	Gewichtetes Mittel
Weichweizen	0,38	0,48			0,41
Hartweizen	0,38	0,48			0,41
Roggen	0,24	0,34			0,27
Gerste	0,29	3,20			1,26
Hafer	0,24	0,34			0,27
Körnermais	0,33	0,34			0,33
anderes Getreide*	0,30				0,30
Sonnenblumenkerne	1,27	2,09			1,54
Sojabohnen	0,35				0,35
sonstige Ölsaaten*	1,02	2,76			1,60
Pflanzliche Öle			1,73		1,73
Äpfel	0,15	0,28			0,19
Birnen	0,17	0,28			0,21

Marillen	0,29	0,32			0,30
Kirschen, Weichseln	0,25	0,28			0,26
Pfirsiche, Nektarinen	0,29	0,32			0,30
Zwetschgen, Pflaumen	0,31	0,28			0,30
Erdbeeren	0,44	0,80			0,56
sonstige Beeren*	0,73	0,80			0,75
Tafeltrauben	0,23	0,31			0,26
Bananen	0,58				0,58
Ananas	0,36				0,36
sonstige Obstarten*	0,35				0,35
Orangen	0,19	0,40			0,26
Mandarinen	0,31	0,40			0,34
Zitronen	0,12	0,40			0,21
Grapefruits	0,37	0,40			0,38
sonstige Zitrusfrüchte*	0,25	0,40			0,30
Trockenobst*				1,12	1,12
Schalenobst*	1,02		0,49		0,84
Champignons und Pilze	0,13	0,96			0,41
Erbsen	0,24	0,25			0,24
Gurken (Cornichons)	0,09	3,75			1,31
Gurken (Salat)	0,09	3,75			1,31
Karfiol	0,22	1,90			0,78
Karotten, Möhren	0,06	0,31			0,14
Kohl, Chinakohl	0,23	0,18			0,21
Kraut weiß u. rot	0,23	0,18			0,21
Melonen	0,20	1,44			0,61
Paprika, Pfefferoni	0,52	5,84			2,29
Paradeiser	0,31	3,75			1,46
Rote Rüben	0,10				0,10
Salat (Häupel-, Eissalat)	0,23	1,11			0,52
Salat (Sonstige)	0,23				0,23
Sellerie	0,04				0,04
Spargel	0,69	1,90			1,09
Spinat	0,40	2,11			0,97
Zwiebel	0,03	0,33			0,13
Zucchini	0,07				0,07
übrige Gemüsearten*	0,22				0,22
Kartoffeln	0,04	0,22			0,10
Hülsenfrüchte*	0,43		0,77		0,55
Reis	2,41				2,41

Zucker			1,43		1,43
Honig		0,96			0,96
Rind/Kalb	24,82	12,10	16,61		19,59
Schwein	5,25	4,41	6,43		5,33
Schaf/Ziege	32,56	14,57	15,31		23,75
Hühner	3,51	2,80	4,79		3,65
Truthühner	7,03	3,72	4,79		5,64
Enten	2,95		4,79		3,56
Gänse			4,79		4,79
Sonstiges Fleisch*	12,69				12,69
Fisch	3,35	5,32	1,93		3,49
Eier	3,32	2,90	2,66		3,05
Kuhmilch	1,16	1,15	2,10		1,39
Obers/Rahm	5,50		8,82		6,61
Butter	9,11		18,15		12,12
Käse	8,41		8,82		8,55

*= Werte dieser Lebensmittel werden aus anderen Werten berechnet und nicht direkt übernommen

Für einige Lebensmittel können keine Emissionszahlen gefunden werden. Dabei handelt es sich hauptsächlich um wenig konsumierte oder höher verarbeitete Produkte. Für diese werden folgende Umrechnungen und Änderungen vorgenommen:

- Trockenobst wird in keiner der verwendeten Studien behandelt. Aus diesem Grund wird die durchschnittliche Emissionszahl aller Obstsorten mit einem Umrechnungsfaktor für Rosinen von Scarborough u. a. (2014) multipliziert. Auf diese Weise werden Emissionszahlen von Trockenobst geschätzt. So werden aus durchschnittlich 0,35 kg CO₂-eq pro kg Obst 1,12 kg CO₂-eq pro kg Trockenobst.
- Es werden dieselben Emissionszahlen für Weichweizen und Hartweizen verwendet, da hier keine expliziten Unterscheidungen in den LCA-Studien zu finden sind.
- Bei den Gurken wird wie beim Weizen nicht nach Sorte unterschieden.
- Bei Kraut und Kohl wird ebenfalls derselbe Emissionswert verwendet, da sie im englischen Sprachgebrauch nicht zu unterscheiden sind.

Die Treibhauspotentiale der drei Ernährungsweisen werden zusammengestellt, indem die Treibhauspotentiale der einzelnen Lebensmittel in ihrer Verbrauchsmenge summiert werden.

4. Ergebnisse

4.1. Die Ernährungsweisen im Vergleich

4.1.1. Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung

Jedem/r österreichischen Bürger_in stehen täglich Lebensmittel mit einem Energiewert von 3051 kcal zu Verfügung, mit Ausnahme von Getränken, Gewürzen, Kaffee, Tee und Kakaoprodukten. Dies kann mit Hilfe der Ernährung 1 berechnet werden. In den vegetarischen Ernährungsweisen wird versucht, so nahe wie möglich an diese Zahl heran zu kommen. Das

Ergebnis sind jeweils 3038 kcal pro Tag bei Ernährung 2 und 3. (Den genauen Wert von 3051 zu treffen ist durch das weitere Kriterium der Makronährstoff-Verteilung nicht möglich.) Die Tabelle 3 zeigt die Zusammenstellung der Ernährungsweisen im Überblick, eine detailliertere Auflistung ist im Anhang 3 zu finden.

Tabelle 3: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen pro Lebensmittelkategorie, Angaben pro Person in kg Frischgewicht pro Jahr.

Produkt	Ernährung 1	Ernährung 2	Ernährung 3
Getreide	89,3	107,1	116,1
Ölsaaten	6,6	18,5	54,3
pflanzliche Öle	13,6	13,6	20,7
Obst	79,1	87,0	98,9
Trockenobst	1,3	1,4	1,6
Schalenobst	2,2	4,5	11,2
Gemüse	105,9	137,6	158,8
Kartoffel	55,7	66,8	72,4
Hülsenfrüchte	0,7	3,0	4,4
Reis	4,5	5,5	5,9
Zucker	33,2	33,2	35,9
Honig	1,1	1,1	0,0
Fleisch	65,0	0,0	0,0
Fisch	7,9	0,0	0,0
Eier	14,5	20,3	0,0
Milch	92,6	111,1	0,0
Obers	8,1	9,7	0,0
Butter	5,0	5,0	0,0
Käse	21,5	25,8	0,0

Für einen besser sichtbaren Vergleich der Verbrauchsmengen wurde die Abbildung 2 erstellt, sie zeigt dieselben Ergebnisse wie Tabelle 3, jedoch als Säulendiagramm dargestellt.

Die Abbildung 3 zeigt den Verbrauch in kcal je Lebensmittelgruppe für ein Jahr. Es sind klare Unterschiede zur Abbildung 2, dem Verbrauch in Frischgewicht, zu erkennen. Die hohen Verbrauchsmengen in Frischgewicht von Gemüse, Obst und Milch spiegeln sich zu Beispiel nicht in den Verbrauchsmengen in Energie wieder. In Energie gemessen ist Getreide/Reis/Kartoffel mit Abstand die größte Kategorie; durch diese Lebensmittel werden am meisten kcal aufgenommen.

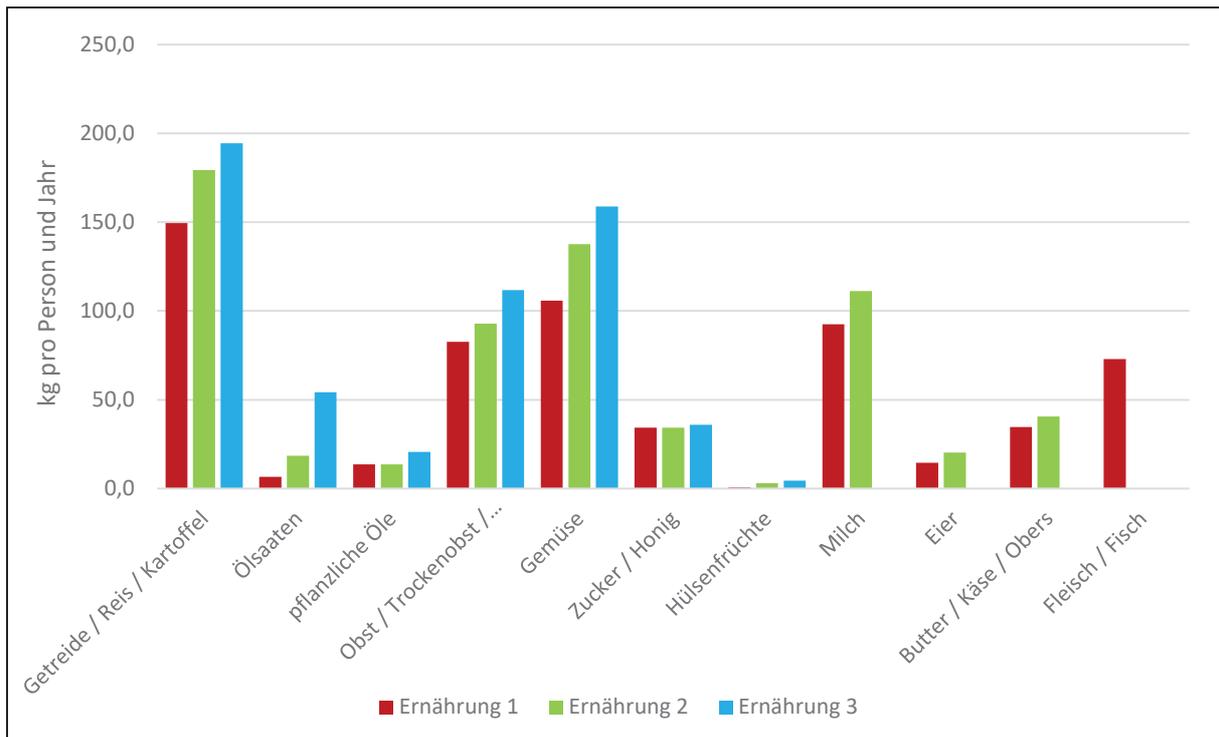


Abbildung 2: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen in Frischgewicht pro Lebensmittelkategorie für alle Ernährungsformen. Rot zeigt die durchschnittliche Ernährung in Österreich, grün eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung und blau eine vegane.

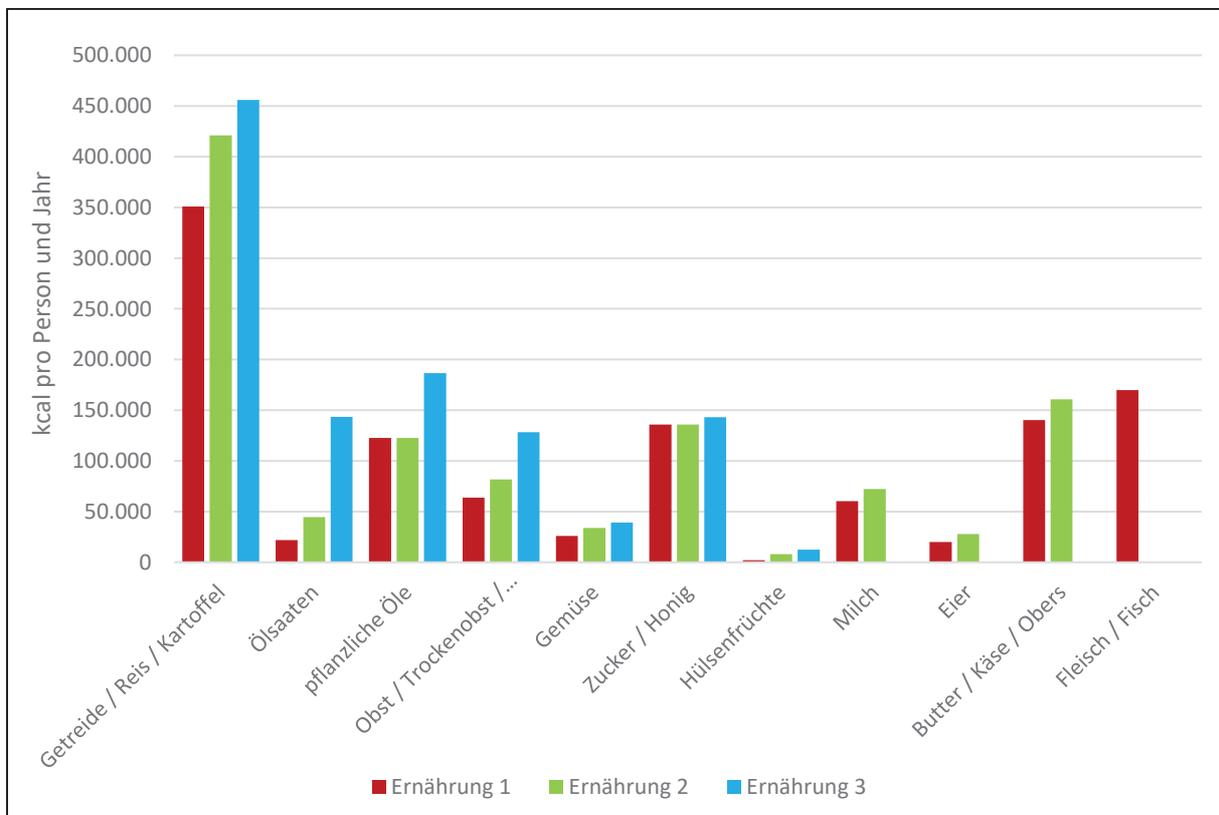


Abbildung 3: Ergebnisse der Ernährungs-Modellierung im Überblick. Verbrauchsmengen in Energie pro Lebensmittelkategorie für alle Ernährungsformen. Rot zeigt die durchschnittliche Ernährung in Österreich, grün eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung und blau eine vegane.

Wie bereits in Kapitel 3.3. berichtet wurde, spielt das Verhältnis der Makronährstoffe in der Ernährungs-Modellierung eine wichtige Rolle. Die Tabelle 4 zeigt den Mittelwert der Makronährstoffverhältnisse aus verschiedenen Studien (siehe Tabelle 1) und das Makronährstoffverhältnis der Ernährungsweisen der vorliegenden Arbeit.

Tabelle 4: Verhältnis der Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Protein, Fett) einer omnivoren Ernährung zu den vegetarischen Ernährungen laut Literatur und laut den Ernährungsweisen in dieser Studie

	Kohlenhydrate	Protein	Fett
ovo-lakto-vegetarisch / omnivor (siehe Tabelle 1)	1,14	0,78	0,88
Ernährung 2 / Ernährung 1	1,15	0,78	0,88
vegan / omnivor (siehe Tabelle 1)	1,21	0,71	0,80
Ernährung 3 / Ernährung 1	1,22	0,71	0,81

Zum Beispiel: Der Kohlenhydrat-Verbrauch bei einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung ist laut den untersuchten Studien um rund 14% höher als bei einer omnivoren Ernährung; in der vorliegenden Arbeit sind es 15%.

Die Tabelle 5 zeigt den Verbrauch der Makronährstoffe in den einzelnen Ernährungsweisen. Eine genauere Auflistung der Makronährstoff-Anteile von Lebensmitteln ist in Anhang 1 zu finden, die Verbrauchsmengen der Lebensmittel nach Gewicht in Anhang 3.

Tabelle 5: Verbrauch der Makronährstoffe der durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1), einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) und einer veganen Ernährung (Ernährung 3) im Vergleich.

	Ernährung 1	Ernährung 2	Ernährung 3
Angaben in g am Tag			
Kohlenhydrate	345	396	420
Protein	116	90	82
Fett	128	113	104
Angaben in kg im Jahr			
Kohlenhydrate	126	145	153
Protein	42	33	30
Fett	47	41	38

4.1.2. Ergebnisse der Treibhauspotentiale

Durch die Treibhauspotentiale der einzelnen Lebensmittel in Kombination mit dem Verbrauch können die Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen erstellt werden. Diese sind in der Abbildung 4 dargestellt. Die Ernährung 1 hat ein Treibhauspotential von rund 1257 kg CO₂-eq pro Jahr, im Vergleich dazu sind es bei der Ernährung 2 rund 849 kg CO₂-eq und bei der Ernährung 3 nur rund 366 kg CO₂-eq pro Jahr. Dies bedeutet Einsparungspotentiale von 32% für eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung und 71% für eine vegane Ernährung in Österreich.

Die einzelnen Lebensmittel haben sehr unterschiedliche Treibhauspotentiale. Pflanzliche Lebensmittel liegen meist unter 2, sehr oft unter 1 kg CO₂-eq pro kg Produkt. Ausnahmen sind Paprika mit 2,29 kg CO₂-eq pro kg Produkt und Reis mit 2,41 kg CO₂-eq pro kg. Tierische Lebensmittel wie Eier, Milch, Hühner, Enten und Fisch haben im Schnitt Treibhauspotentiale von weniger als 3 kg CO₂-eq pro kg Produkt. Darauf folgen Truthühner, Schwein und Milchprodukte mit Werten unter 10 kg CO₂-eq pro kg Produkt (mit der Ausnahme von Butter mit 12,12 kg). Die höchsten Treibhauspotentiale wurden für Wiederkäuer gefunden, Rind/Kalb führen im Schnitt zu 19,59 kg und Schaf/Ziege 23,75 kg CO₂-eq pro kg Produkt. Die Tabelle 2 zeigt dazu die genauen Werte für jedes Lebensmittel.

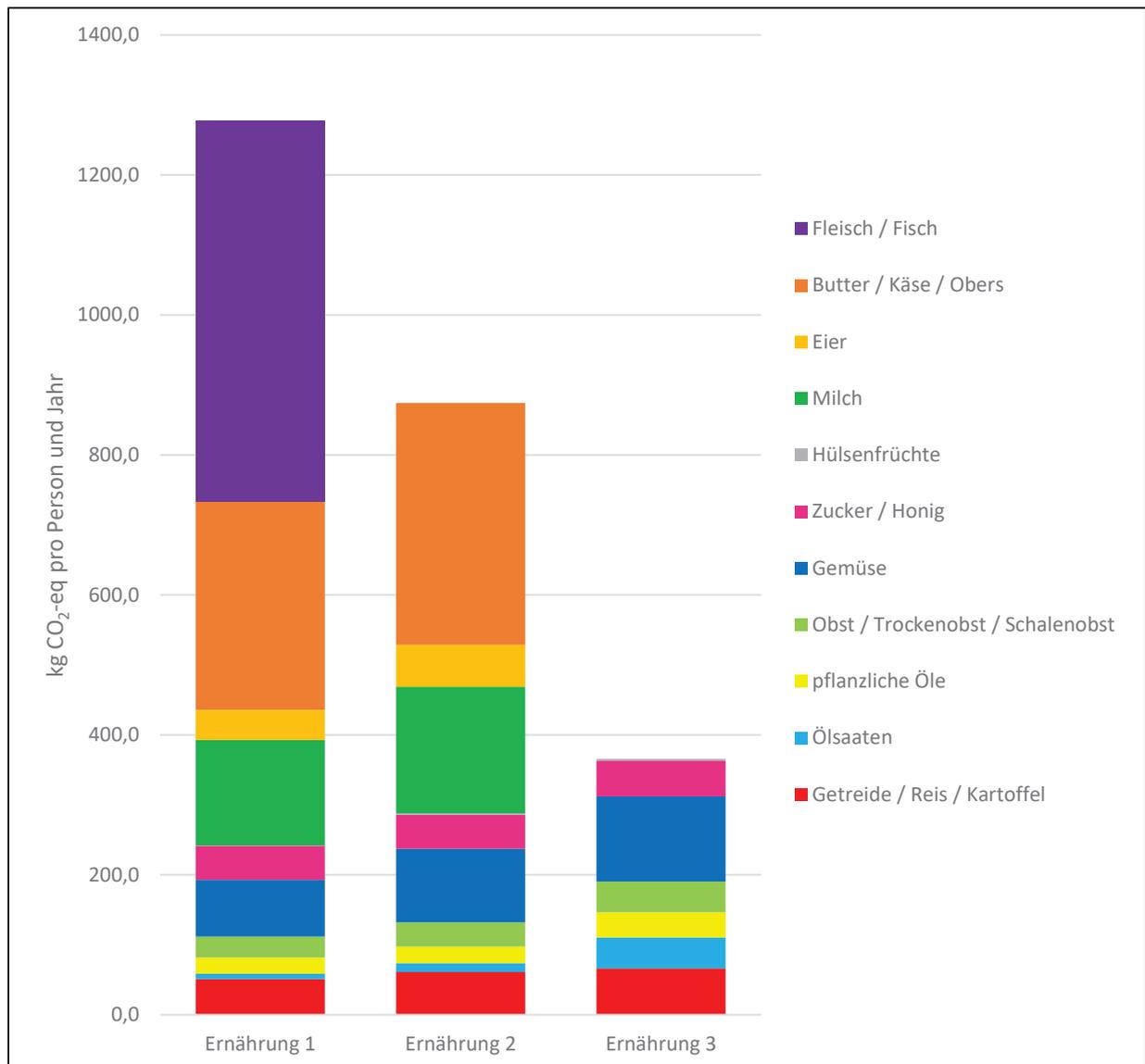


Abbildung 4: Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen und Anteile der Lebensmittelkategorien. Die durchschnittliche Ernährung in Österreich hat ein Treibhauspotential von über 1200 kg CO₂-eq pro Jahr, durch eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung kann es um rund ein Drittel reduziert werden und durch eine vegane Ernährung sogar um mehr als zwei Drittel.

Im weiteren Verlauf wird nun genauer auf die einzelnen Ernährungsweisen eingegangen.

4.2. Ernährung 1

Die Ernährung 1, der österreichische Durchschnitt, erschließt sich aus den Versorgungsbilanzen von Statistik Austria. In Abbildung 5 wird der Verbrauch in Frischgewicht, aufgeschlüsselt in verschiedene Lebensmittelkategorien, bei Ernährung 1 dargestellt. Es müssen dafür einige Kategorien zusammengefasst werden, da ansonsten ein Überblick nur schwer möglich wäre.

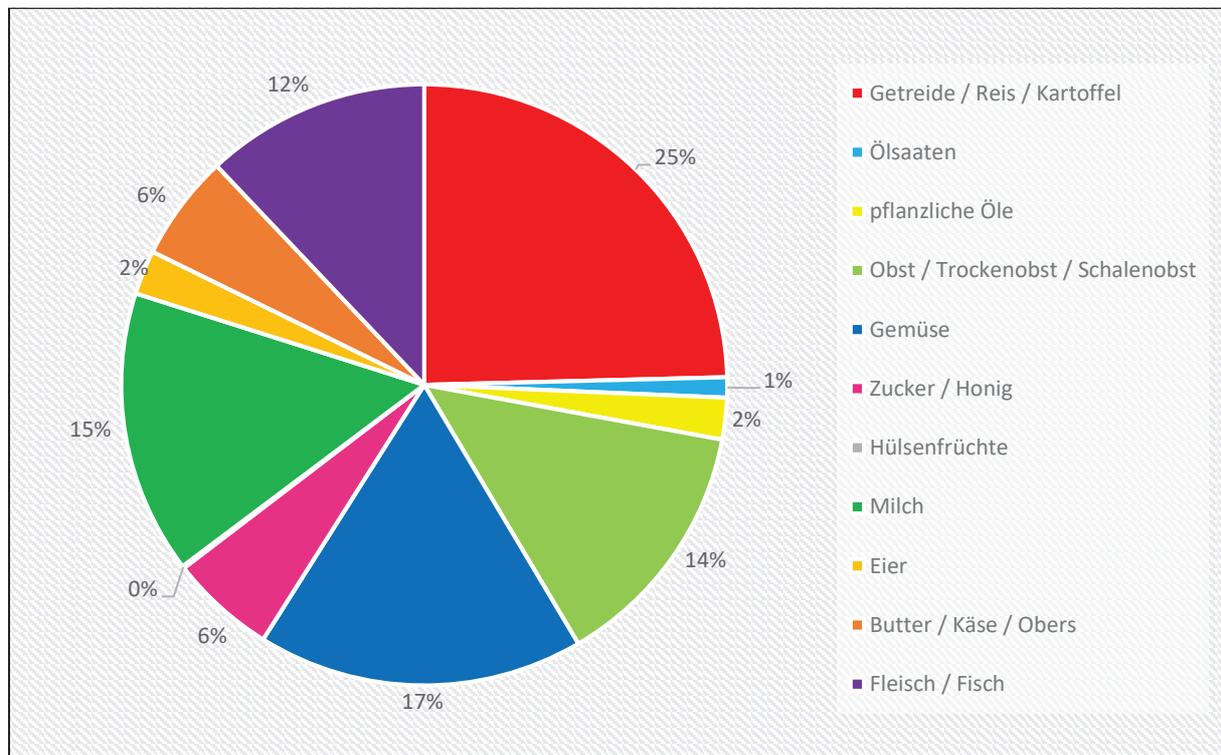


Abbildung 5: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1) in Frischgewicht

Den größten Anteil am Verbrauch hat die Kategorie Getreide/Reis/Kartoffeln, dabei handelt es sich rund um ein Viertel des Gesamtverbrauchs. Danach folgen Gemüse, Milch, Obst/Trockenobst/Schalenobst und Fleisch/Fisch. Den geringsten Anteil hat die Kategorie Hülsenfrüchte, sie liegt unter 1%. Detailliertere Verbrauchszahlen sind in Tabelle 3 zu finden und eine genaue Ausführung der einzelnen Lebensmittel inklusive Verbrauch ist im Anhang 3 zu finden.

Die Abbildung 6 zeigt ebenfalls die Ernährung 1, jedoch werden hier die Anteile am Treibhauspotential der einzelnen Lebensmittelkategorien dargestellt. Sie zeigt, dass tierische Produkte, allen voran Fleisch/Fisch, für den Großteil der Emissionen einer durchschnittlichen Ernährung in Österreich verantwortlich sind. Die tierischen Produkte machen in Summe über 82% der Emissionen aus. Im Vergleich dazu sind es beim Verbrauch (in Frischgewicht) laut Abbildung 5 rund 35%. Die Emissionsanteile der tierischen Produkte sind aus zwei Gründen verhältnismäßig hoch: zum einen wegen den generell hohen Emissionswerten pro Einheit der tierischen Lebensmittel, zum anderen aber auch wegen des hohen Verbrauchs. Besonders klimawirksam sind in dieser Ernährung Schwein mit 209,38 kg CO₂-eq, Rind/Kalb mit 228,97 kg CO₂-eq, Käse mit 183,98 kg CO₂-eq und Milch mit 128,86 kg CO₂-eq in der verbrauchten Menge. Dies ist nicht gleichzusetzen mit den Treibhauspotentialen pro kg Produkt.

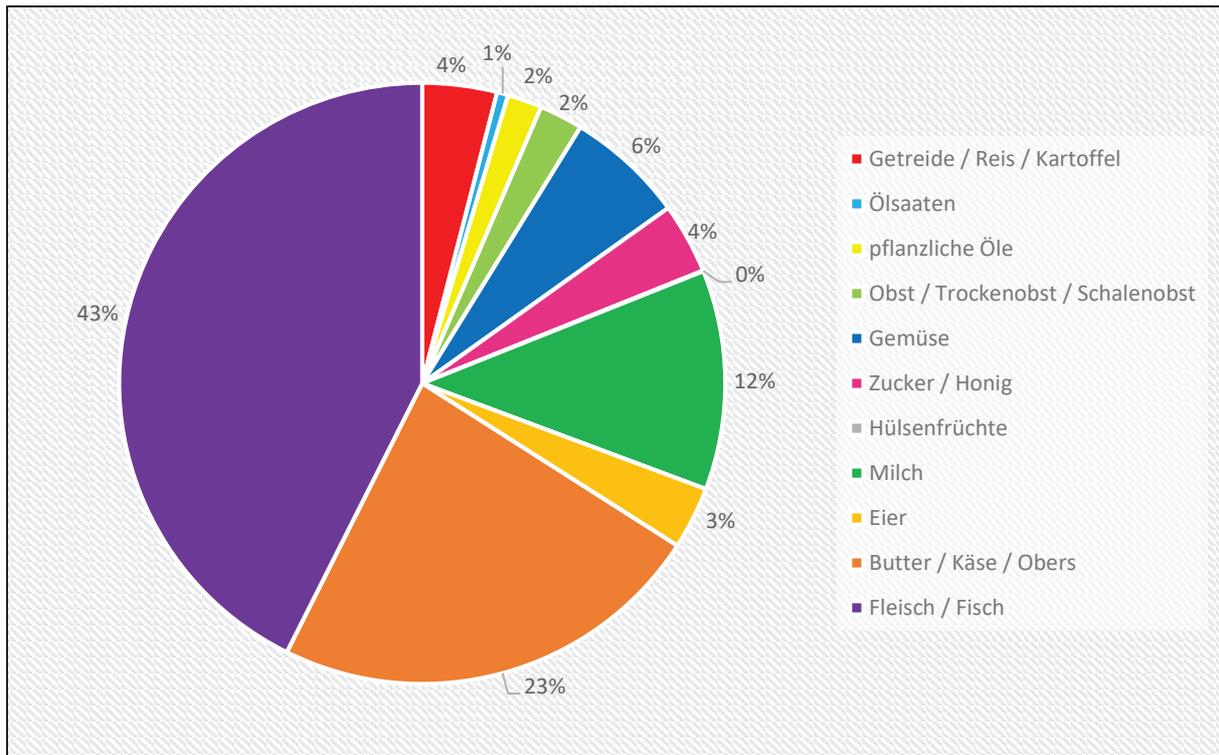


Abbildung 6: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer durchschnittlichen Ernährung in Österreich (Ernährung 1) in CO₂-eq

4.3. Ernährung 2

Die Ernährung 2 stellt eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung dar, es werden also alle Fleisch- und Fischprodukte aus der durchschnittlichen Ernährung in Österreich gestrichen und durch andere Lebensmittel ersetzt. Die Abbildung 7 zeigt, welche Lebensmittelgruppen hier in welchem Ausmaß verbraucht werden.

Getreide/Reis/Kartoffel haben auch hier den größten Anteil mit rund 28%, darauf folgen Gemüse, Milch und Obst/Trockenobst/Schalenobst. Wie in Ernährung 1 haben die Hülsenfrüchte den geringsten Anteil, hier rund 1%.

Die Abbildung 8 zeigt die Anteile des Treibhauspotentials der Lebensmittelkategorien der Ernährung 2. Rund 39% der CO₂-eq der ovo-lakto-vegetarischen Ernährung stammen von den drei häufigsten Milchprodukten: Butter, Käse und Obers. Wird das noch mit den anderen tierischen Lebensmitteln, nämlich Milch und Eiern, summiert, so ergibt dies rund 67%. Im Vergleich dazu betragen die Anteile der tierischen Lebensmittel am Verbrauch nur rund 26% (Abbildung 7).

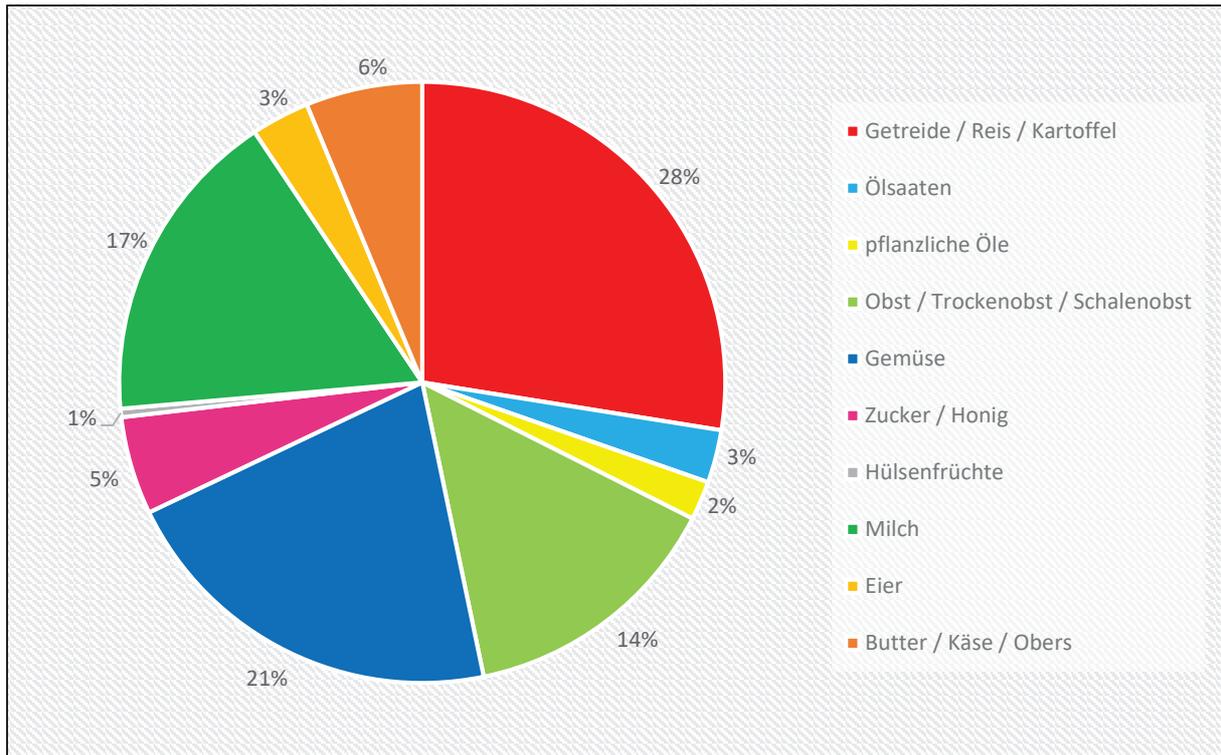


Abbildung 7: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) in Frischgewicht

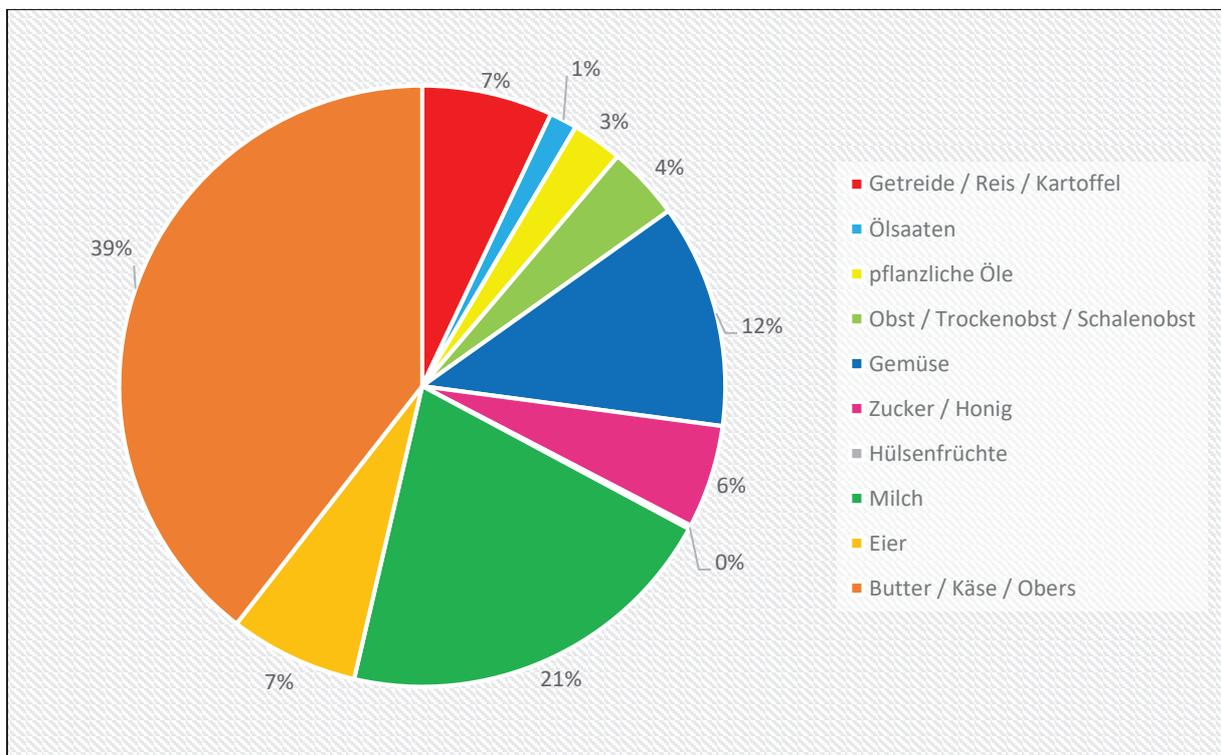


Abbildung 8: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer ovo-lakto-vegetarischen Ernährung (Ernährung 2) in CO₂-eq

4.4. Ernährung 3

Die Ernährung 3 ist vegan, es werden also alle tierischen Lebensmittel gestrichen und durch pflanzliche ersetzt. Die Abbildung 9 zeigt die Anteile der Lebensmittelkategorien am Gesamtverbrauch (in Frischgewicht). Auch hier entfällt der größte Anteil, mit über einem Drittel, auf die Kategorie Getreide/Reis/Kartoffel. Doch auch die Kategorie Gemüse hat einen Anteil von über einem Viertel. In der Abbildung 10 sind dagegen die Anteile am Treibhauspotential dargestellt. Vergleicht man diese beiden Abbildungen, ist zu erkennen, dass die Kategorie Getreide/Reis/Kartoffel einen wesentlich kleineren Anteil am Treibhauspotential hat, aus 34% Anteil am Verbrauch werden 18% am Treibhauspotential. Ganz anders ist es dafür bei Zucker, hier ist der Anteil am Verbrauch lediglich 6%, der Anteil am Treibhauspotential liegt dafür aber bei 14%. Auch die Kategorie pflanzliche Öle hat einen größeren Anteil am Treibhauspotential als am Verbrauch. Anders ist es bei Obst, diese Lebensmittel haben immerhin einen Anteil von 19% am Verbrauch; der Anteil am Treibhauspotential liegt dafür nur bei 12%.

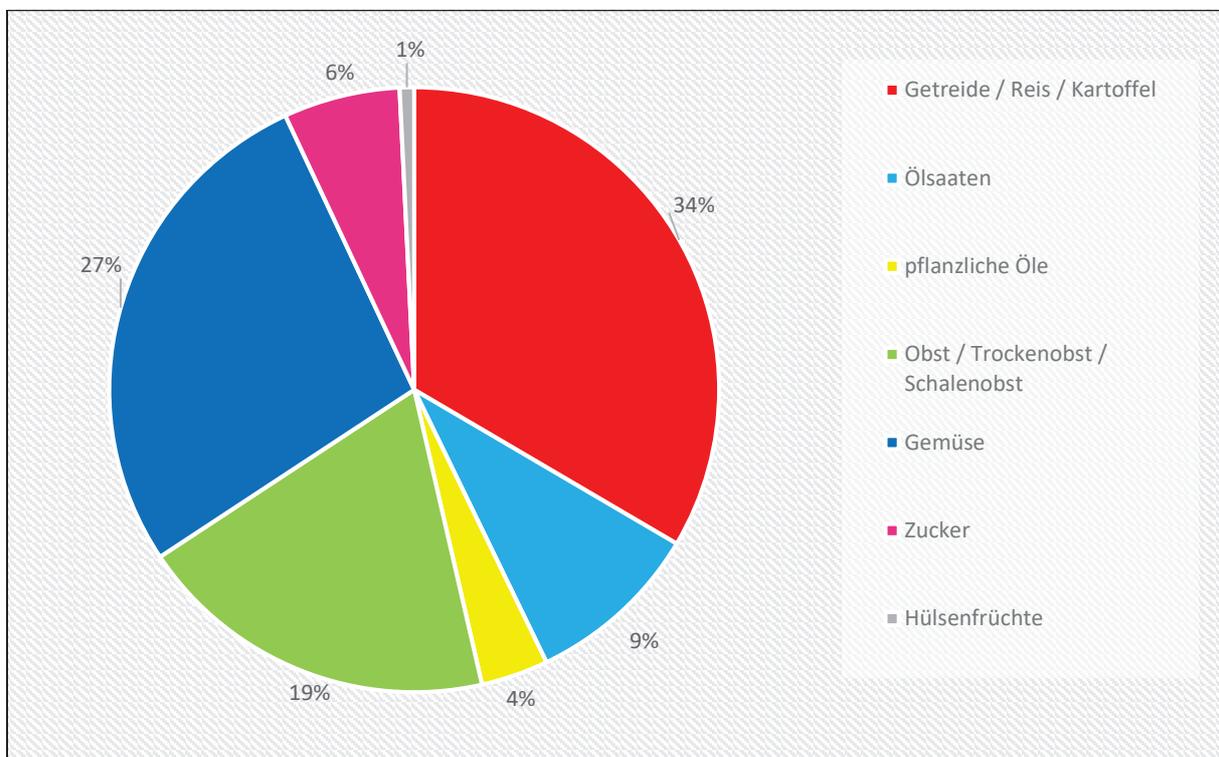


Abbildung 9: Anteile der Lebensmittelkategorien am Verbrauch einer veganen Ernährung (Ernährung 3) in Frischgewicht

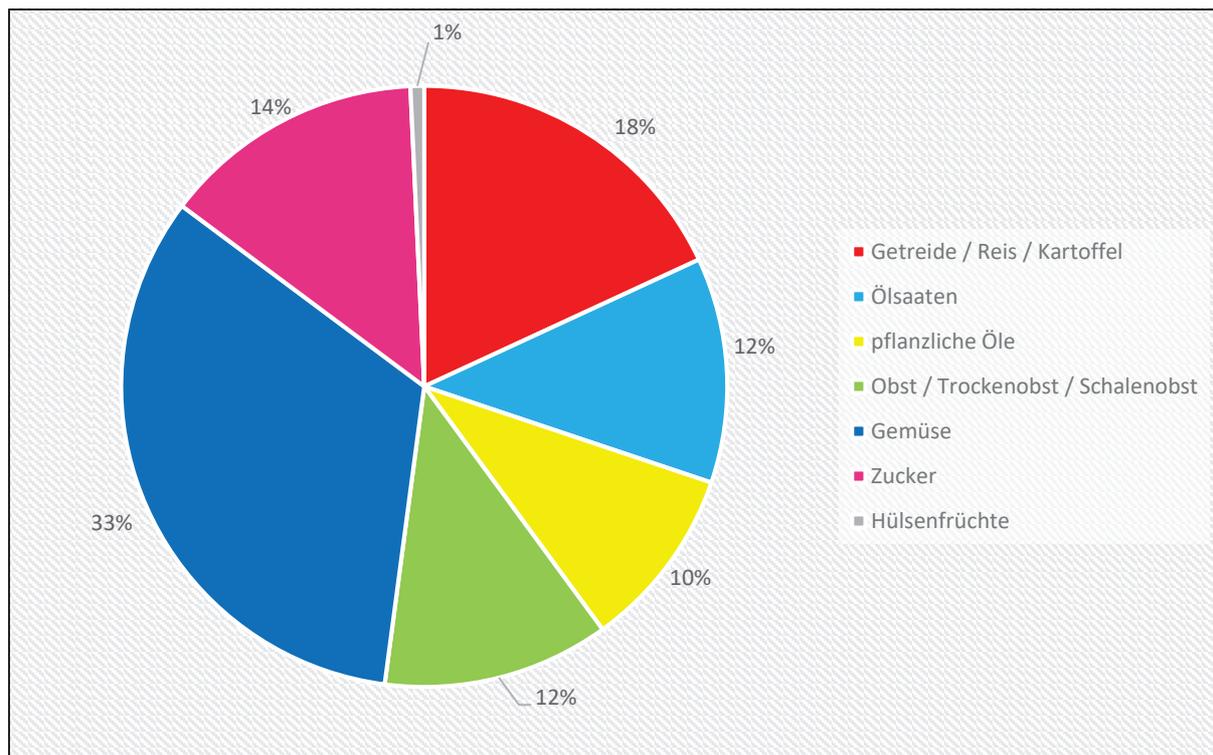


Abbildung 10: Anteile der Lebensmittelkategorien am Treibhauspotential einer veganen Ernährung (Ernährung 3) in CO₂-eq

5. Diskussion

5.1. Ernährung: Nachhaltigkeit und Gesundheit

Die Ernährung der Menschen bringt einige Umwelt- und Gesundheitsprobleme mit sich, hier ist auch die österreichische Ernährung keine Ausnahme. Die in dieser Arbeit thematisierten Treibhausgase tragen zum Klimawandel bei, was nur eine der planetaren Grenzen nach Rockström u. a. (2009) darstellt. Im Bereich Klima wurde die planetare Grenze bereits überschritten, ebenso wie in den Bereichen Stickstoffverschmutzung und Biodiversitätsverlust (Rockström u. a. 2009). Eine Aktualisierung des derzeitigen Stands der planetaren Grenzen von Steffen u. a. (2015) kam zu dem Ergebnis, dass auch die Landnutzungsänderungen bereits ein kritisches Problem darstellen. All diese Punkte sind zum Teil auch auf Ernährung zurückzuführen. Stickstoffverschmutzung beziehungsweise Eutrophierung kann zum Beispiel durch das Auftragen von Gülle auf Feldern entstehen (Westhoek u. a. 2014). Der Biodiversitätsverlust schreitet unter anderem voran, weil die Flächen ungenützter oder wenig genützter Natur immer geringer werden und der Mensch vermehrt in Ökosysteme eingreift (Foley u. a. 2005; Kleijn u. a. 2009; Newbold u. a. 2015). Landnutzung ist eng mit Ernährung verbunden und die Landwirtschaft hat einen erheblichen Einfluss auf die Art der Landnutzung.

Im europäischen Vergleich war der österreichische Fleischverzehr im Jahr 2011 der höchste und damit deutlich über dem Durchschnitt (de Schutter u. a. 2015). Daraus lässt sich schließen, dass der Fleischverzehr und damit auch die Treibhausgasemissionen der österreichischen Ernährung reduziert werden können. Damit könnte eine erhebliche Menge an Emissionen eingespart werden, wie die Berechnungen dieser Arbeit zeigen. Durch die Reduktion von Fleisch und anderen tierischen Lebensmitteln in der Ernährung der europäischen Bevölkerung können nicht nur Treibhausgase reduziert werden, auch

Stickstoffkonzentrationen in Boden und Luft können verringert werden und die durch den reduzierten Viehbestand neu gewonnenen Flächen anderweitig genutzt werden (Westhoek u. a. 2014).

Nicht nur die Umwelt leidet unter der Ernährung der Österreicher_innen, auch die Gesundheit der Menschen kann durch eine Veränderung der Ernährung verbessert werden. Rund 40% der österreichischen Erwachsenen zwischen 18 und 64 sind übergewichtig und davon 12 % adipös (krankhaft übergewichtig, fettleibig); auch im Kindesalter sind diese Tendenzen bereits erkennbar. Die Gründe dafür sind Bewegungsmangel und eine zu große Aufnahme von ungesunden Fetten, Zucker, Alkohol, Fleisch und Molkereiprodukten (Elmadfa u. a. 2012; de Schutter u. a. 2015). Nicht nur Übergewicht, sondern auch unterschiedliche Krankheiten können durch eine ungesunde Ernährung entstehen. In Kapitel 2 wurden bereits einige Krankheiten genannt, die mit einer erhöhten Aufnahme von tierischen Produkten einhergehen. Durch eine fleischbasierte Ernährung steigt das Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen sowie auch für einige Arten von Krebs, Diabetes und weitere Krankheiten (Elmadfa u. a. 2012; Key u. a. 2006; de Schutter u. a. 2015).

Ernährungsempfehlungen basieren mehr auf pflanzlichen Produkten; vor allem Gemüse, Getreide, Nüsse, Ölsaaten, Kartoffeln und Hülsenfrüchte sollten in größeren Mengen verzehrt werden. Dafür sollte die Aufnahme von Zucker, Fetten und tierischen Lebensmitteln verringert werden. Außerdem würde ein geringerer Energieumsatz, als es zur Zeit der Fall ist, für den/die Durchschnitts-Österreicher_in genügen (Elmadfa u. a. 2012; de Schutter u. a. 2015).

Im Bereich des Ernährungssektors sind einige *co-benefits* zwischen Umwelt und Gesundheit zu finden (Aleksandrowicz u. a. 2016; van Dooren u. a. 2013; Joyce u. a. 2014; Tilman und Clark 2014; Westhoek u. a. 2014). Von einer Ernährungsumstellung Richtung Ernährung 2 oder 3 der Österreicher_innen können die Umwelt sowie auch die Gesundheit der Menschen in Österreich profitieren.

5.2. Sensibilität der Daten

Um zu untersuchen wie stabil die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sind, wird die Berechnung der Treibhauspotentiale zwei weitere Male durchgeführt; einmal mit den geringsten Treibhauspotentialen (aus den untersuchten Studien) für jedes Lebensmittel, einmal mit den höchsten. Die Systemgrenzen werden auch bei diesen beiden Berechnungen wieder nach derselben Methode angepasst. In der Berechnung der Minimalwerte gibt es jedoch einige Ausnahmen, da viele Werte bereits so gering sind, dass ein Abzug von Verpackung- und Transportemissionen nicht mehr möglich ist. (Es handelt sich dabei um Werte unter 0,14 kg CO₂-eq pro kg Produkt.) Hier wird davon ausgegangen, dass diese Produkte kaum oder keine Verpackung und einen sehr geringen Transportweg haben. Bei diesen Emissionswerten wird nichts abgezogen, sie werden direkt übernommen.

Die Abbildung 11 zeigt die Ergebnisse im Vergleich. Die blauen Balken zeigen die Mittelwert-, also die Hauptergebnisse der vorliegenden Arbeit, an. Hier liegen die Treibhauspotentiale für die Ernährungsweisen bei rund 1257, 849 und 366 kg CO₂-eq pro Person pro Jahr. Die gelben Balken zeigen die Treibhauspotentiale, die mithilfe der Maximalwerte für die einzelnen Lebensmittel berechnet werden. Durch diese Berechnung erhöhen sich die Treibhauspotentiale auf 2565, 1612 und 767 kg CO₂-eq. Die Berechnung mit den Minimalwerten zeigen die grünen Balken, hier sind die Ergebnisse 599, 367 und 171 kg CO₂-

eq. Es wird deutlich, dass unterschiedliche Treibhauspotentiale für die einzelnen Lebensmittel zu einem großen Unterschied in den absoluten Ergebnissen führen. Auch das Verhältnis der Ernährungsweisen untereinander ändert sich ein wenig. Die relativen Werte sind jedoch ähnlich, was darauf hin weist, dass die Ergebnisse der relativen Einsparungen beziehungsweise der Reduktionspotentiale robust sind. Ein Beispiel: In der Berechnung mit den Minimalwerten liegt das Reduktionspotential der ovo-lakto-vegetarischen Ernährung bei 39%, in der Berechnung mit den Maximalwerten bei 37% und mit Mittelwerten sind es 32%.

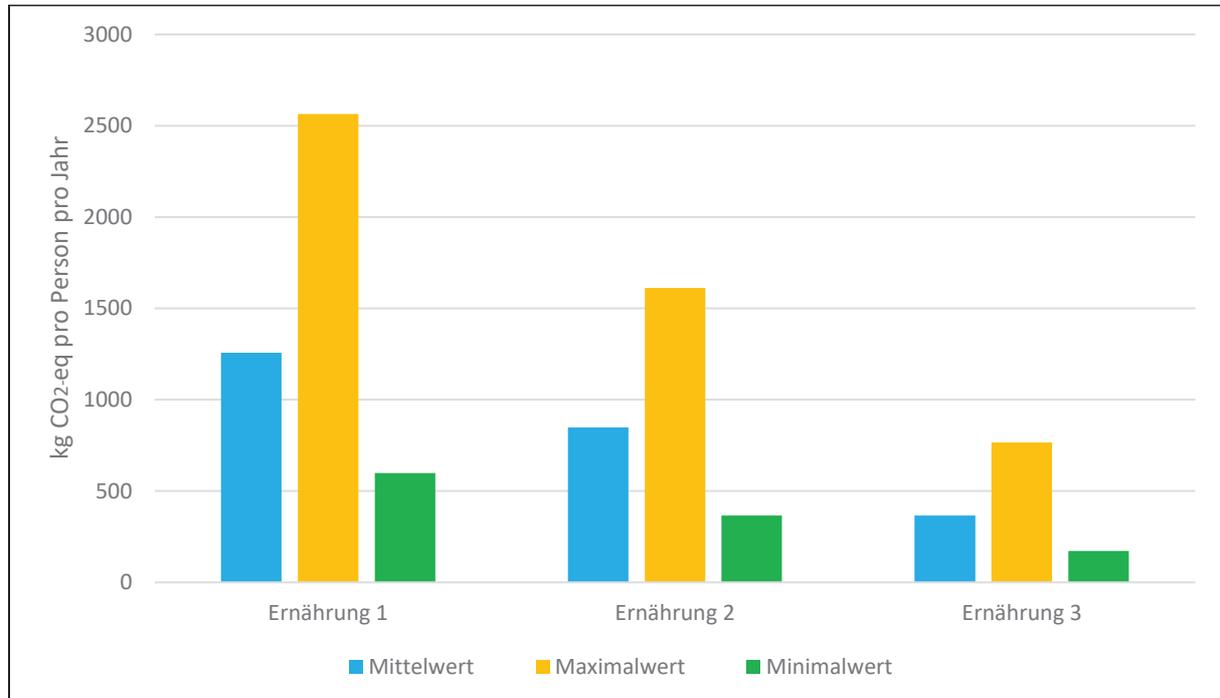


Abbildung 11: Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen mit anderen LCA-Werten aus der Literatur. Die Blauen Balken zeigen die Hauptergebnisse der Arbeit (Berechnung mit Mittelwerten), Gelb sind die Ergebnisse der Berechnung mit den Maximalwerten, Grün mit den Minimalwerten.

Diese Berechnungen zeigen, wie groß der Einfluss der verwendeten Daten auf das Ergebnis ist. Treibhauspotential-Berechnungen für Lebensmittel gibt es sehr viele, doch die Ergebnisse liegen oft weit auseinander.

Diese Unterschiede in den Ergebnissen entstehen oft durch:

- unterschiedliche Berechnungsmethoden (zum Beispiel Umgang mit Koppelprodukten)
- unterschiedliche Systemgrenzen (in dieser Arbeit wird versucht, alle Lebensmittel mit denselben Systemgrenzen zu betrachten; dies ist jedoch nicht bis ins kleinste Detail möglich, da die wenigsten Studien ihre Systemgrenzen so detailliert beschreiben)
- unterschiedlicher Detaillierungsgrad
- unterschiedlicher zeitlicher Bezug der Daten
- unterschiedliche Standorte (zum Beispiel durch unterschiedlich lange Transportwege oder unterschiedliches Klima der Region)
- unterschiedlicher Produktionsprozess oder -ablauf (zum Beispiel unterschiedliche Betriebsorganisation oder verwendete Maschinen)
- etc.

(Clune u. a. 2017; Grünberg u. a. 2010; Heller und Keoleian 2014; Noleppa 2012; Roy u. a. 2009)

Wegen dieser zahlreichen Einflussfaktoren auf die Treibhauspotentiale der Lebensmittel werden für die vorliegende Arbeit viele Berechnungen miteinbezogen und ein Durchschnitt der Ergebnisse ermittelt. Die Studien von Audsley u. a. (2009), Clune u. a. (2017) und Meier und Christen (2012) beinhalten gesammelt mehrere hundert Berechnungen für Treibhauspotentiale. Aus den verwendeten Werten dieser Studien wird ein gewichtetes Mittel berechnet und anhand dieser Zahlen ergeben sich die Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen dieser Arbeit.

5.3. Vergleich mit der Literatur

Die Reduktion des Treibhauspotentials der österreichischen Durchschnittsernährung wäre durch eine Umstellung auf eine vegetarische Ernährungsweise gut möglich. Laut den Berechnungen der vorliegenden Arbeit könnte das Treibhauspotential durch eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung um 32% und durch eine vegane Ernährung sogar um 71% reduziert werden. Die Tabelle 6 vergleicht Ergebnisse von unterschiedlichen Studien, die ebenfalls Treibhauspotentiale von vegetarischen Ernährungsweisen behandeln.

Tabelle 6: Vergleich von Treibhausgas-Reduktionspotentialen ovo-lakto-vegetarischer und veganer Ernährungsweisen aus unterschiedlichen Studien

Studie	Treibhauspotential-Reduktion in % zu omnivorer Ernährung	Wo
Aleksandrowicz u. a. (2016)	37% ovo-lakto-vegetarisch 45% vegan	global
Baroni u. a. (2006)	74% ovo-lakto-vegetarisch 90% vegan	Italien
Berners-Lee u. a. (2012)	18-25% ovo-lakto-vegetarisch 23-25% vegan	Großbritannien
Heller und Keoleian (2014)	33% ovo-lakto-vegetarisch 53% vegan	USA
Jungbluth u. a. (2015)	25% ovo-lakto-vegetarisch 35% vegan	Schweiz
Meier und Christen (2012)	23% ovo-lakto-vegetarisch 52% vegan	Deutschland
Pairotti u. a. (2015)	13% ovo-lakto-vegetarisch	Italien
Risku-Norja u. a. (2009)	48% vegan	Finnland
Rosi u. a. (2017)	34% ovo-lakto-vegetarisch 41% vegan	Italien
Scarborough u. a. (2014)	34% ovo-lakto-vegetarisch 50% vegan	Großbritannien
van Dooren u. a. (2013)	22% ovo-lakto-vegetarisch 35% vegan	Niederlande
Werner u. a. (2014)	33% ovo-lakto-vegetarisch 48% vegan	Dänemark
hier	32% ovo-lakto-vegetarisch 71% vegan	Österreich

Alle angeführten Studien stimmen in der Aussage, dass das Treibhauspotential durch eine vegetarische Ernährung reduziert werden kann, überein. Außerdem ist die Reduktion durch eine vegane Ernährung auch in allen angeführten Studien größer als die durch eine ovo-lakto-vegetarische. Die Reduktion der ovo-lakto-vegetarischen Ernährung um 32% im Vergleich zur omnivoren beziehungsweise durchschnittlichen Ernährung ist den meisten anderen Studien ähnlich. Nur die Berechnungen von Baroni u. a. (2006) und Pairotti u. a. (2015) zeigen ganz andere Werte. Bei der Reduktion des Treibhauspotentials der veganen Ernährung gibt es einen deutlichen Unterschied zu den meisten anderen Studien. Bis auf Baroni u. a. (2006) liegen die Reduktionspotentiale zwischen 35-53%, in der vorliegenden Studie jedoch bei 71%.

Dieser große Unterschied zu den anderen Untersuchungen kann mehrere Gründe haben:

- Die Systemgrenzen wurden in den Studien sehr unterschiedlich gesetzt. In einigen Studien, wie zum Beispiel bei Meier und Christen (2012), wurde die Verpackung miteinbezogen, in anderen Studien wurde die Verwertung im Haushalt inklusive Kühlung etc. miteinberechnet (zum Beispiel bei Baroni u. a. (2006)), teilweise wurden Landnutzungsänderungen geschätzt und einbezogen, wie zum Beispiel bei Meier und Christen (2012). Außerdem wurden oft verarbeitete Produkte für die Berechnung herangezogen.
- Verarbeitete Lebensmittel spielen hier eine große Rolle, sie haben in den meisten Fällen ein höheres Treibhauspotential als Primärprodukte (Grünberg u. a. 2010). Dies ist auch in der vorliegenden Arbeit bei den drei verarbeiteten Produkten zu sehen: Butter, Käse und Obers haben deutlich höhere Treibhauspotentiale als Milch. Dies kann jedoch nicht nur auf den Verarbeitungsgrad allein zurückgeführt werden, vor allem der geringe Wassergehalt lässt die Emissionen pro kg verarbeitetem Produkt steigen. Wasser ist in den Lebensmitteln hauptsächlich Füllmaterial, für die Emissionen ist eher der Energiegehalt verantwortlich. Daher verursachen Lebensmittel mit einem hohen Wassergehalt pro kg meist weniger Emissionen als Lebensmittel mit einem niedrigen Wassergehalt. Besonders in einer veganen Ernährung spielen verarbeitete Produkte meist eine Rolle, Fleisch wird meist durch Tofu, Seitan oder ähnliches ersetzt; Milch durch Sojamilch oder andere pflanzliche Alternativen. Laut Clune u. a. (2017) haben Sojabohnen ein Treibhauspotential von 0,49 kg CO₂-eq pro kg und Sojamilch eines von 0,75 kg CO₂-eq pro kg Produkt. Der Verarbeitungsgrad macht demnach einen Unterschied in den Emissionen. Dies kann ein Grund für das hohe Reduktionspotential veganer Ernährung in dieser Arbeit sein.
- Der Standort der Untersuchung ist ebenfalls wichtig. Die aufgelisteten Studien beinhalten zwar ausschließlich Berechnungen aus westlich-geprägten Ländern, jedoch gibt es keine weitere Studie über Österreich für einen genaueren Vergleich. Auch innerhalb Europas unterscheiden sich die Ernährungsweisen der Bevölkerung. In Südosteuropa wird zum Beispiel mehr Getreide, in Südwesteuropa mehr Fisch verbraucht (Tukker u. a. 2011). Wie bereits erwähnt, hatte Österreich im Jahr 2011 den höchsten Fleischverbrauch in Europa. Auch dies kann ein Grund sein, warum die Treibhauspotentiale der Ernährungsweisen 1 und 3 so weit auseinanderliegen.
- Ernährungsweisen werden auf unterschiedliche Weise modelliert, wodurch die Treibhauspotentiale maßgeblich beeinflusst werden. Zum Beispiel wurden von Berners-Lee u. a. (2012) drei ovo-lakto-vegetarische und drei vegane Ernährungsweisen zusammengestellt. Eine Art der Modellierung ist jedoch wenig plausibel und wird daher hier nicht besprochen (tierische Lebensmittel werden gestrichen und alle pflanzlichen Lebensmittel gleichmäßig erhöht). Die beiden anderen

Modellierungen wurden wie folgt erstellt: Die einen basieren auf einer durchschnittlichen ovo-lakto-vegetarischen oder veganen Ernährung in den USA laut anderen Studien. Die anderen entsprechen gesundheitlichen Empfehlungen. Durch die unterschiedlichen Modellierungen ergaben sich auch unterschiedliche Treibhauspotentiale. Bei Werner u. a. (2014) wurden zum Beispiel Obst-, Gemüse- und Getreideverbrauch bei den vegetarischen Ernährungsweisen nicht erhöht, im Unterschied zur vorliegenden Arbeit. Solche Unterschiede in den Zusammensetzungen der Ernährungsweisen könnten zum Teil für die weit auseinanderliegenden Ergebnisse der vorliegenden Arbeit verantwortlich sein. Bei Jungbluth u. a. (2015) wurde zum Großteil auch mit Primärlebensmitteln gearbeitet, jedoch wurde bei der veganen Ernährung Milch durch Sojamilch ersetzt. Bei Baroni u. a. (2006) wurde darauf geachtet, dass Energie und Nährstoffe in allen Ernährungsweisen in gleicher Menge aufgenommen werden. In der vorliegenden Arbeit werden die Ernährungsweisen jedoch mit unterschiedlichen Nährstoffmengen modelliert; auch dies könnte zum Unterschied der Ergebnisse beitragen.

- In den Berechnungen der vorliegenden Studie werden einige Lebensmittel nicht in die Ernährungsweisen miteinbezogen: Getränke, Gewürze, Tee, Kaffee und Kakao. Bei anderen Studien wurden diese in einigen Ernährungsweisen in unterschiedlichen Mengen verbraucht. Dies hat einen Einfluss auf das Treibhauspotential der Ernährungsweisen. Die Studie von Rosi u. a. (2017) zum Beispiel basiert nicht auf Ernährungs-Modellierungen, sondern wurde durch die Untersuchung von Proband_innen zusammengestellt. Hier ist die Aufnahme von alkoholischen Getränken in den Ernährungsweisen sehr unterschiedlich, bei der omnivoren Ernährung wird mehr als das Doppelte konsumiert.
- Verbrauch ist nicht mit Verzehr gleichzusetzen, dies stellt ebenfalls einen Unterschied in den aufgelisteten Studien dar. In der vorliegenden Studie wird mit dem Verbrauch von Lebensmitteln gearbeitet. Bei Baroni u. a. (2006) und Rosi u. a. (2017) zum Beispiel steht der Verzehr im Mittelpunkt. Wenn man davon ausgeht, dass Abfälle nicht in allen Lebensmittelkategorien in gleichen Mengen anfallen, kann dies ebenfalls Auswirkungen auf die Ergebnisse der Reduktionspotentiale haben.
- Die Umrechnungsfaktoren für CO₂-Äquivalente haben sich mit dem Erscheinen eines neuen IPCC Reports (2007) geändert. Risku-Norja u. a. (2009) rechneten aber zum Beispiel noch mit den Faktoren 310 für N₂O und 21 für CH₄, neuere Studien verwenden meist die Faktoren 298 für N₂O und 25 für CH₄. Auch dies beeinflusst teilweise die Ergebnisse.

Die Ergebnisse für die Treibhauspotentiale einer omnivoren Ernährung aus den unterschiedlichen Studien liegen zum Teil weit auseinander. Laut Jungbluth u. a. (2015) liegt das Treibhauspotential der durchschnittlichen Ernährung in der Schweiz bei 1808 kg CO₂-Äquivalenten im Jahr. Bei Meier und Christen (2012) sind es für Deutschland rund 1200 kg CO₂-Äquivalente und bei Werner u. a. (2014) 1648 kg CO₂-Äquivalente für die durchschnittliche Ernährung in Dänemark. Für Finnland kamen Risku-Norja u. a. (2009) auf 1692 kg CO₂-Äquivalente und für Großbritannien berechneten Berners-Lee u. a. (2012) das Treibhauspotential der durchschnittlichen Ernährung mit einem Ergebnis von 2634 kg CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Das Treibhauspotential der durchschnittlichen Ernährung in Österreich nach der Ernährung 1 dieser Arbeit liegt bei 1257 kg CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Laut de Schutter u. a. (2015) liegt das Treibhauspotential der österreichischen Ernährung bei 2210 kg CO₂-Äquivalenten pro Person und Jahr (Haushaltsebene und Food-Service-Ebene

ausgenommen). Hier sind jedoch Getränke, Kaffee, Tee, Kakao und verarbeitete Lebensmittel enthalten, was zu einem höheren Treibhauspotential führt, als die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen. Das Ergebnis nach Ernährung 1 dieser Arbeit ist außerdem sehr gering im Vergleich zum Ergebnis von Berners-Lee u. a. (2012), welches mehr als doppelt so hoch ist. Die Gründe dafür sind ähnlich wie bereits im letzten Absatz erwähnt: unterschiedlich gesetzte Systemgrenzen, unterschiedliche Standorte und daher andere Ernährungsweisen etc. Berners-Lee u. a. (2012) rechneten ebenfalls mit Verbrauch und nicht mit Verzehr, allerdings sind die Lebensmittel in der Studie hoch verarbeitet, was das Ergebnis stark beeinflussen kann. Die anderen Ergebnisse für Treibhauspotentiale einer omnivoren Ernährung sind dem Ergebnis aus dieser Arbeit ähnlich.

5.4. Grenzen und mögliche Erweiterungen

Die vorliegende Arbeit hat zum Teil enger gesetzte Systemgrenzen als andere ähnliche Studien (wie zum Beispiel Baroni u. a. (2006) oder Meier und Christen (2012)). Ein Grund dafür ist die Verfügbarkeit der Daten. Die Versorgungsbilanzen von Statistik Austria (4) geben hauptsächlich Primärprodukte an, weswegen der betrachtete Lebensweg der Lebensmittel nach der Primärproduktion beendet wird. Die darauffolgenden Lebensweg-Abschnitte sind ebenfalls wichtig für das Treibhauspotential. Jedoch ist dadurch die Aussage des Ergebnisses eine andere, denn so zeigt das Treibhauspotential die Emissionen während der Primärproduktion ungeachtet dessen, was danach mit dem Lebensmittel geschieht. Der nachfolgende Verarbeitungsgrad der Lebensmittel hat eine Auswirkung auf das Treibhauspotential und würde die Ergebnisse verändern, wenn die Ernährungsweisen unterschiedliche Mengen an verarbeiteten Produkten verbrauchen. Wenn zum Beispiel ein/e Veganer_in nach Ernährung 3 ihre Lebensmittel immer hoch-verteilt kauft und zuhause unter Umständen nur kurz aufwärmt wäre das Treibhauspotential kaum mit dem einer Person zu vergleichen, die sich nach Ernährung 1 ernährt und viel selbst zubereitet. Dabei kommt es jedoch stark darauf an wie die Produkte zu Hause zubereitet werden, denn auch hier benötigt das Kochen Energie. Der Vergleich des Treibhauspotentials einer Verarbeitung der Lebensmittel in den Haushalten mit einer industriellen Verarbeitung wäre ein wichtiges Forschungsthema, welches hier leider nicht untersucht werden konnte.

Durch die Methode der A-LCA wird das System sehr isoliert betrachtet. Einflüsse auf andere Bereiche werden nicht untersucht. Beispiele dafür wären Auswirkungen einer Ernährungsumstellung größerer Bevölkerungsgruppen und/oder ökonomische Auswirkungen eines reduzierten Verbrauchs tierischer Lebensmittel.

Außerdem werden in der Arbeit nur Prozessketten betrachtet und keine Emissionen durch Landnutzungsänderungen oder ähnliches miteinbezogen; dies ist im Rahmen der Masterarbeit leider nicht vollständig möglich. Berechnungen dieser Art gibt es jedoch von Audsley u. a. (2009), von Meier und Christen (2012) und von Noleppa (2012). Aus diesen Berechnungen lässt sich schließen, dass Emissionen aus globalen Landnutzungsänderungen zwischen 15-40% der gesamten nahrungsmittelbedingten Emissionen ausmachen.

Nicht nur unterschiedliche Lebensmittel werden unterschiedlich produziert, auch Lebensmittel derselben Art haben oft einen anderen Produktionsweg hinter sich. Eine Tomate kann zum Beispiel im Winter im Gewächshaus angebaut werden oder im Sommer im Freien. Außerdem kann sie aus der Region stammen oder einen weiten Transportweg zurücklegen.

Diese Art der Produktion hat große Auswirkungen auf das Treibhauspotential des Produktes (Theurl 2008). In dieser Arbeit wird versucht, für jedes Lebensmittel Durchschnittswerte zu verwenden, was die Art und den Standort der Produktion angeht. Aus diesem Grund werden zahlreiche LCA-Daten für die Berechnung des Durchschnitts des Treibhauspotentials verwendet.

Laut Leitzmann und Keller (2010) ist Vegetarismus nicht nur eine Ernährungsweise, sondern auch ein Lebensstil. Teilweise werden Konsumgüter und Gebrauchsgegenstände, die aus tierischen Rohstoffen gefertigt werden, gemieden. Vegetarier_innen treiben in vielen Fällen mehr Sport, rauchen weniger und trinken weniger Alkohol (Waldmann u. a. 2003). Sind die Gründe des Vegetarismus ökologischer Natur, ist anzunehmen, dass die Personen auch in anderen Lebensbereichen versuchen ökologisch zu leben. Dies kann zum Beispiel bedeuten, dass sie weniger Abfall produzieren. Für eine bessere Vergleichbarkeit wird in der vorliegenden Arbeit jedoch davon ausgegangen, dass in allen Ernährungsweisen gleich viel Abfall anfällt. Auch bei der verbrauchten Energiemenge ist anzunehmen, dass Vegetarier_innen sich nicht unbedingt gleich verhalten wie durchschnittliche österreichische Bürger_innen. Laut Ball und Ackland (2000), Davey u. a. (2003) und Spencer u. a. (2003) nehmen Vegetarier_innen, vor allem Veganer_innen, eine geringere Energiemenge zu sich. Die Ergebnisse sind jedoch besser vergleichbar, wenn alle Ernährungsweisen mit der gleichen Menge an Energie modelliert werden.

Die kritischen Mikronährstoffe bei vegetarischen Ernährungen wurden in Kapitel 2 präsentiert, in den Modellierungen der Ernährungsweisen haben sie jedoch nur geringen Einfluss. Auch dies stellt eine Grenze der vorliegenden Arbeit dar, denn eine vollwertige vegetarische Ernährung sollte zum Beispiel Vitamin B12-Supplemente beinhalten und dazu auf weitere wichtige Inhaltsstoffe achten.

Wichtig ist auch zu erwähnen, dass die Berechnungen anhand der Versorgungsbilanzen für ein Jahr erfolgen. In anderen Jahren waren Erntemengen aus Gründen wie zu Beispiel Wetter vielleicht höher oder niedriger. Dies sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

5.5. Handlungsempfehlungen

Es gibt zahlreiche Umweltprobleme, mit welchen die Gesellschaft derzeitiger Generationen konfrontiert ist. Das Thema Ernährung steht mit vielen dieser Probleme im Zusammenhang und die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass hier große Veränderungspotentiale vorhanden sind.

Die Öffentlichkeit schenkt der klimafreundlichen Ausrichtung der Ernährung eine immer größere Aufmerksamkeit. Es werden vermehrt Beiträge zu diesem Thema veröffentlicht, die konkrete Empfehlungen für die klimafreundliche Gestaltung von Einkauf, Lagerung und Zubereitung beinhalten. Da Handlungsempfehlungen das Potential haben, weit verbreitet und tatsächlich handlungsrelevant zu werden, ist eine Diskussion über deren Aussagekraft und Verlässlichkeit notwendig (Grünberg u. a. 2010: 63).

Handlungsempfehlungen sollten verständlich und kompakt präsentiert werden, was eine Vereinfachung des Themas miteinschließt. Aus diesem Grund sollte genau darauf geachtet werden, was kommuniziert wird. Häufige Empfehlungen im Bereich Ernährung sind:

- Produkte aus ökologischer Landwirtschaft kaufen
- regional und saisonal kaufen
- Verzehr von tierischen Produkten reduzieren
- gering verarbeitete Produkte kaufen
- energieeffiziente Haushaltsgeräte verwenden
- zu Fuß oder mit dem Fahrrad einkaufen gehen
- Lebensmittelabfall minimieren

(Grünberg u. a. 2010).

In den meisten Fällen sind diese Handlungsempfehlungen auch effizient, jedoch gibt es einige Ausnahmen die zu beachten sind. Ein Beispiel dafür ist: Obst und Gemüse aus Spanien lässt das Treibhauspotential der Lebensmittel um 160% steigen, wenn es mit dem LKW transportiert wird. Wenn das Obst und Gemüse aber aus Übersee mit dem Schiff angeliefert wird, ist die Emissionsbelastung geringer, obwohl der zurückgelegte Weg um ein Vielfaches länger ist. Wird ein Lebensmittel mit dem Flugzeug transportiert ändert sich das Treibhauspotential aber wieder um ein Vielfaches (Lackner 2008). So regional wie möglich zu konsumieren ist also nicht in jedem Fall klimafreundlicher.

Handlungsempfehlungen könnten effektiver sein, wenn der *co-benefit* von Gesundheit und Umwelt im Bereich Ernährung kommuniziert wird. Positive Auswirkungen auf die Gesundheit wirken sich für die Menschen direkter und greifbarer aus als positive Auswirkungen auf die Umwelt. Da der Mensch als Individuum betroffen ist, wird einer positiven Auswirkung auf die Gesundheit ein höherer Stellenwert zugeschrieben (Bürger 2017).

6. Resümee

Es steht außer Frage, dass die Menschheit großen Einfluss auf den Klimawandel hat. Aber es gibt zahlreiche Möglichkeiten dem entgegen zu wirken. Eine dieser Möglichkeiten ist eine Ernährungsumstellung. Diese Arbeit konnte zeigen, welche Auswirkungen eine Umstellung der Ernährung in Österreich auf das Treibhauspotential hätte, wenn der Verbrauch tierischer Produkte reduziert wird. Durch eine ovo-lakto-vegetarische Ernährung kann der/die Österreicher_in rund 32% der direkten nahrungsbedingten Emissionen einsparen und durch eine vegane Ernährung sind es sogar rund 71%. Eine solche klimaschonende Ernährung hat aber auch positive Auswirkungen auf die Gesundheit: das Risiko an kardiovaskulären Krankheiten, einigen Krebsarten, Diabetes mellitus etc. zu erkranken, sinkt. Der *co-benefit* einer vegetarischen oder fleischarmen Ernährung von Umweltauswirkungen und Gesundheit ist groß. Auch aus diesem Grund sollten Handlungsempfehlungen ausgearbeitet und gut kommuniziert werden.

Das Treibhauspotential der Ernährung ist jedoch nicht die einzig wichtige Auswirkung auf die Umwelt. Auch Wasserverbrauch, Flächenverbrauch, Versäuerung der Böden oder Energieverbrauch sind von großer Bedeutung. Dies konnte im Zuge der vorliegenden Masterarbeit nicht betrachtet werden, hier ist jedoch noch Potential für weitere wissenschaftliche Untersuchungen vorhanden.

Literaturverzeichnis

Aleksandrowicz, Lukasz; Green, Rosemary; Joy, Edward J. M.; u. a. (2016): „The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review“. In: *PLoS ONE*. 11 (11).

Andersson, Karin; Ohlsson, Thomas; Olsson, Pär (1994): „Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems“. In: *Trends in Food Science & Technology*. 5 (5), S. 134–138.

Audsley, Eric; Brander, Matthew; Chatterton, Julia; u. a. (2009): *How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope reduction by 2050*. WWF-UK.

Ball, M. J.; Ackland, M. L. (2000): „Zinc intake and status in Australian vegetarians“. In: *British Journal of Nutrition*. (83), S. 27–33.

Baroni, Luciana; Cenci, Lorenzo; Tettamanti, Massimo; u. a. (2006): „Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems“. In: *European Journal of Clinical Nutrition*. 61, S. 279–286.

Berners-Lee, M.; Hoolohan, C.; Cammack, H.; u. a. (2012): „The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices“. In: *Energy Policy*. 43 (Supplement C), S. 184–190.

Bürger, Caroline (2017): „Ernährungsempfehlungen in Österreich. Analyse von Webinhalten der Bundesministerien BMG und BMLFUW hinsichtlich Synergien zwischen gesunder und nachhaltiger Ernährung“. In: *Social Ecology Working Paper*. 173 .

Carlsson-Kanyama, Annika; González, Alejandro D. (2009): „Potential contributions of food consumption patterns to climate change“. In: *The American Journal of Clinical Nutrition*. 89 (5), S. 1704S–1709S.

Clarys, Peter; Deriemaeker, Peter; Huybrechts, Inge; u. a. (2013): „Dietary pattern analysis: a comparison between matched vegetarian and omnivorous subjects“. In: *Nutrition Journal*. 12, S. 82.

Clune, Stephen; Crossin, Enda; Verghese, Karli (2017): „Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories“. In: *Journal of Cleaner Production*. 140 , S. 766–783.

Craig, Winston J. (2009): „Health effects of vegan diets“. In: *The American Journal of Clinical Nutrition*. 89 (5), S. 1627S–1633S.

Davey, Gwyneth K.; Spencer, Elizabeth A.; Appleby, Paul N.; u. a. (2003): „EPIC–Oxford: lifestyle characteristics and nutrient intakes in a cohort of 33 883 meat-eaters and 31 546 non meat-eaters in the UK“. In: *Public Health Nutrition*. 6 (3), S. 259–268.

van Dooren, Corné; Marinussen, Mari; Blonk, Hans; u. a. (2013): „Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: A comparison of six dietary patterns“. In: *Food Policy*.

- Draper, Alizon; Lewis, Janet; Malhotra, Nina; u. a. (1993): „The energy and nutrient intakes of different types of vegetarian: a case of supplements?“. In: *British Journal of Nutrition*. (69).
- Ekvall, Tomas; Weidema, Bo P. (2004): „System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 9 (3), S. 161–171.
- Elmadfa, Ibrahim; Hasenegger, Verena; Wagner, Karin; u. a. (2012): *Österreichischer Ernährungsbericht 2012*. Wien: Bundesministerium für Gesundheit.
- Englert, Heike; Siebert, Sigrid (Hrsg.) (2016): *Vegane Ernährung*. Haupt Verlag UTB.
- Foley, Jonathan A.; DeFries, Ruth; Asner, Gregory P.; u. a. (2005): „Global Consequences of Land Use“. In: *Science*. 309 (5734), S. 570–574.
- Goldstein, Benjamin; Hansen, Steffen Foss; Gjerris, Mickey; u. a. (2016): „Ethical aspects of life cycle assessments of diets“. In: *Food Policy*. 59, S. 139–151.
- Grünberg, Julia; Nieberg, Hiltrud; Schmidt, Thomas G. (2010): „Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Re aktion“. In: *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research 2*.
- Haddad, Ella H.; Berk, Lee S.; Kettering, James D.; u. a. (1999): „Dietary intake and biochemical, hematologic, and immune status of vegans compared with nonvegetarians“. In: *The American Journal of Clinical Nutrition*. 70 (3), S. 586s–593s.
- Hahn, Andreas; Ströhle, Alexander; Wolters, Maike (2016): *Ernährung. Physiologische Grundlagen, Prävention, Therapie*. 3.Auflage. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Stuttgart.
- Heller, Martin C.; Keoleian, Gregory A. (2014): „Greenhouse Gas Emission Estimates of U.S. Dietary Choices and Food Loss“. In: *Journal of Industrial Ecology*. 19 (3), S. 391–401.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland.
- ISO (2006): *DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen*.
- Joyce, Andrew; Hallett, Jonathan; Hannelly, Toni; u. a. (2014): „The impact of nutritional choices on global warming and policy implications: examining the link between dietary choices and greenhouse gas emissions“. In: *Energy and Emission Control Technologies*. (2), S. 33–43.
- Jungbluth, Niels; Eggenberger, Simon; Keller, Regula (2015): *Ökoprofil von Ernährungsstilen*. (Projektbericht) Zürich: ESU-services.
- Key, Timothy J.; Appleby, Paul N.; Rosell, Magdalena S. (2006): „Health effects of vegetarian and vegan diets“. In: *Proceedings of the Nutrition Society*. 65 (1), S. 35–41.

- Kleijn, D.; Kohler, F.; Báldi, A.; u. a. (2009): „On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe“. In: *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 276 (1658), S. 903–909.
- Lackner, Maria (2008): „Sozialökologische Dimensionen der österreichischen Ernährung. Eine Szenarienanalyse“. In: *Social Ecology Working Paper*. 103.
- Larsson, Christel L.; Johansson, Gunnar K. (2002): „Dietary intake and nutritional status of young vegans and omnivores in Sweden“. In: *The American Journal of Clinical Nutrition*. 76 , S. 100–106.
- Leitzmann, Claus; Keller, Markus (2010): *Vegetarische Ernährung*. 2. Aufl. Stuttgart: Eugen Ulmer KG.
- Lindenthal, Thomas; Markut, Theresia; Hörtenhuber, Stefan; u. a. (2010): „Klimabilanz biologischer und konventioneller Lebensmittel im Vergleich“. In: *Ökologie und Landbau*. (Januar/Februar).
- Mangels, Ann Reed; Messina, Virginia; Melina, Vesanto (2003): „Position of the American Dietetic Association and Dietitians of Canada: Vegetarian diets“. In: *Journal of the American Dietetic Association*. 103 (6), S. 748–765.
- Max Rubner-Institut; Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel (2008): *Nationale Verzehrsstudie II, Ergebnisbericht, Teil 2*.
- Meier, Toni (2014): *susDISH - Methodenbeschreibung zur Bilanzierung gesundheitlicher, ökologischer und wirtschaftlicher Leistungen in der Gastronomie*. (Institut der Agrar- und Ernährungswissenschaften, Universität Halle-Wittenberg) Halle (Saale).
- Meier, Toni; Christen, Olaf (2012): „Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example“. In: *Environmental Science & Technology*. (47), S. 877–888.
- Mötzl, Hildegund; IBO GmbH (Hrsg.) (2011): „Consequential LCA – ein anderes Konzept der Lebenszyklusanalyse“. In: *IBOmagazin*. 4/11 , S. 9–12.
- Newbold, Tim; Hudson, Lawrence N.; Hill, Samantha L. L.; u. a. (2015): „Global effects of land use on local terrestrial biodiversity“. In: *Nature*. 520 (7545), S. 45–50.
- Noleppa, Steffen (2012): *Klimawandel auf dem Teller*. WWF Deutschland.
- Pairotti, Maria Beatrice; Cerutti, Alessandro Kim; Martini, Fiorenzo; u. a. (2015): „Energy consumption and GHG emission of the Mediterranean diet: a systemic assessment using a hybrid LCA-IO method“. In: *Journal of Cleaner Production*. (Carbon Emissions Reduction: Policies, Technologies, Monitoring, Assessment and Modeling), 103, S. 507–516.
- Pimentel, David; Pimentel, Marcia (2003): „Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment“. In: *The American Journal of Clinical Nutrition*. 78 (3), S. 660S–663S.
- Richter, Margrit; Boeing, Heiner; Grünewald-Funk, Dorle; u. a. (2016): „Vegane Ernährung. Position der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e. V. (DGE)“. In: *Ernährung Umschau*

international. 4.

Rimbach, Gerald; Nagursky, Jennifer; Erbersdobler, Helmut F. (2015): *Lebensmittel-Warenkunde für Einsteiger*. 2.Auflage. Springer Spektrum.

Risku-Norja, Helmi; Kurppa, Sirpa; Helenius, Juha (2009): „Dietary choices and greenhouse gas emissions – assessment of impact of vegetarian and organic options at national scale“. In: *Progress in Industrial Ecology, an International Journal*. 6 (4), S. 340–354.

Rockström, Johan; Steffen, Will; Noone, Kevin; u. a. (2009): „Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity“. In: *Ecology and Society*. 14 (2).

Rosi, Alice; Mena, Pedro; Pellegrini, Nicoletta; u. a. (2017): „Environmental impact of omnivorous, ovo-lacto-vegetarian, and vegan diet“. In: *Scientific Reports*. 7 (1), S. 6105.

Roy, Poritosh; Nei, Daisuke; Orikasa, Takahiro; u. a. (2009): „A review of life cycle assessment (LCA) on some food products“. In: *Journal of Food Engineering*. 90 , S. 1–10.

Scarborough, Peter; Appleby, Paul N.; Mizdrak, Anja; u. a. (2014): „Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK“. In: *Climatic Change*. 125, S. 179–192.

de Schutter, Liesbeth; Bruckner, Martin; Giljum, Stefan (2015): *Achtung: heiß und fettig - Klima und Ernährung in Österreich. Auswirkungen der österreichischen Ernährung auf das Klima*. (WWF Studie) Wien.

Siegenthaler, Claude Patrick (2006): *Ökologische Rationalität durch Ökobilanzierung. Eine Bestandsaufnahme aus historischer, methodischer und praktischer Perspektive*. Marburg: Metropolis (Ökologie und Wirtschaftsforschung).

Spencer, E A; Appleby, P N; Davey, G K; u. a. (2003): „Diet and body mass index in 38[thinsp]000 EPIC-Oxford meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans“. In: *Int J Obes Relat Metab Disord*. 27 (6), S. 728–734.

Statistik Austria (2015): *Standard-Dokumentation Metainformationen (Definitionen, Erläuterungen, Methoden, Qualität) zu den Versorgungsbilanzen für den tierischen und pflanzlichen Sektor*. Direktion Raumwirtschaft Bereich Land- und Forstwirtschaft.

Steffen, Will; Richardson, Katherine; Rockström, Johan; u. a. (2015): „Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet“. In: *Science*. 347 (6223), S. 1259855.

Theurl, Michaela C. (2008): „CO₂-Bilanz der Tomatenproduktion: Analyse acht verschiedener Produktionssysteme in Österreich, Spanien und Italien“. In: *Social Ecology Working Paper*. 110.

Tilman, David; Clark, Michael (2014): „Global diets link environmental sustainability and human health“. In: *Nature*. 515 (7528), S. 518–522.

Tukker, Arnold; Goldbohm, Alexandra; de Koning, Arjan; u. a. (2011): „Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe“. In: *Ecological Economics*. 70 , S. 1776–1788.

Vázquez-Rowe, Ian; Larrea-Gallegos, Gustavo; Villanueva-Rey, Pedro; u. a. (2017): „Climate change mitigation opportunities based on carbon footprint estimates of dietary patterns in Peru“. In: *PLOS ONE*. 12 (11), S. e0188182.

Vermeulen, Sonja J.; Campbell, Bruce M.; Ingram, John S.I. (2012): „Climate Change and Food Systems“. In: *Annual Review of Environment and Resources*. 37 (1), S. 195–222.

Vieux, F.; Darmon, N.; Touazi, D.; u. a. (2012): „Greenhouse gas emissions of self-selected individual diets in France: Changing the diet structure or consuming less?“. In: *Ecological Economics*. 75, S. 91–101.

Wahrig-Burfeind, Renate (2007): *Fremdwörterlexikon*. 2.Auflage März 2009. Deutscher Taschenbuch Verlag.

Waldmann, A; Koschizke, J W; Leitzmann, C; u. a. (2003): „Dietary intakes and lifestyle factors of a vegan population in Germany: results from the German Vegan Study“. In: *Eur J Clin Nutr*. 57 (8), S. 947–955.

Wandl, Marie-Theres; Haberl, Helmut (2017): „Greenhouse gas emissions of small scale ornamental plant production in Austria - A case study“. In: *Journal of Cleaner Production*. 141, S. 1123–1133.

Weidema, Bo; Wenzel, Henrik; Petersen, Claus; u. a. (2004): „The Product, Functional Unit and Reference Flows in LCA“. In: *Environmental News*. 70 .

Werner, Louise Bruun; Flysjö, Anna; Tholstrup, Tine (2014): „Greenhouse gas emissions of realistic dietary choices in Denmark: the carbon footprint and nutritional value of dairy products“. In: *Food & Nutrition Research*. 58.

Westhoek, Henk; Lesschen, Jan Peter; Rood, Trudy; u. a. (2014): „Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe’s meat and dairy intake“. In: *Global Environmental Change*. 26, S. 196–205.

Willam, Alfons; Simianer, Henner (2011): *Tierzucht. Grundwissen Bachelor*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

Internetquellen

- (1) <https://meinungsraum.at/2018/04/veganer-wuerden-bis-zu-50-prozent-mehr-fuer-lebensmittel-bezahlen/>
Zugriff: 26.03.2018
- (2) <https://www.vegan.at/inhalt/9-leben-vegetarisch-oder-vegan>
Zugriff: 20.02.2018
- (3) <https://www.worldatlas.com/articles/countries-with-the-highest-rates-of-vegetarianism.html>
Zugriff: 17.05.2018
- (4) http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/preise_bilanzen/versorgungsbilanzen/index.html
Zugriff: 10.07.2017
- (5) <http://www.oenwt.at/content/naehrwert-suche/>
Zugriff: 10.09.2017

Anhang 1

Tabelle 7: Energie-, Kohlenhydrat-, Protein- und Fettgehalt der Lebensmittel laut der österreichischen Nährwerttabelle (5). Angaben pro 100 g

Produkt	kcal	Kohlenhydrate	Protein	Fett
Weichweizen	343,9	72,3	10,0	1,0
Hartweizen	346,2	70,8	10,9	1,5
Roggen	323,0	60,7	9,5	1,7
Gerste	336,0	68,7	9,8	1,9
Hafer	349,2	55,7	10,7	7,1
Körnermais	344,0	66,3	8,7	2,8
anderes Getreide*	340,4	65,8	9,9	2,7
Sonnenblumenkerne	593,6	12,3	22,4	49,0
Sojabohnen	171,7	2,7	15,2	8,3
sonstige Ölsaaten*	382,7	7,5	18,8	28,7
pflanzliche Öle	900,0	0,0	0,0	100,0
Äpfel	63,9	14,4	0,3	0,0
Birnen	57,1	12,4	0,5	0,3
Marillen	44,9	8,5	0,9	0,1
Kirschen, Weichseln	63,5	13,3	0,9	0,3
Pfirsiche, Nektarinen	51,4	10,7	0,9	0,1
Zwetschken, Pflaumen	47,2	8,8	0,6	0,1
Erdbeeren	35,8	5,5	0,8	0,4
Sonstige Beeren	35,8	5,5	0,8	0,4
Tafeltrauben	71,6	15,2	0,7	0,3
Bananen	92,3	20,0	1,2	0,2
Ananas	57,8	12,4	0,5	0,2
Sonstige Obstarten*	56,5	11,5	0,7	0,2
Orangen	46,9	8,3	1,0	0,2
Mandarinen	52,9	10,1	0,7	0,3
Zitronen	38,2	3,2	0,7	0,6
Grapefruits	44,1	7,4	0,6	0,2
Sonstige Zitrusfrüchte*	45,5	7,3	0,8	0,3
Trockenobst	287,0	65,9	2,5	0,6
Schalenobst	576,0	7,5	29,8	48,1
Champignons und Pilze	26,1	0,6	4,3	0,3
Erbsen	50,6	5,5	5,0	0,9
Gurken (Cornichons)	13,9	1,8	6,0	0,2
Gurken (Salat)	13,9	1,8	6,0	0,2
Karfiol	28,1	2,3	2,5	0,3
Karotten, Möhren	38,7	6,8	0,8	0,2
Kohl, Chinakohl u. ä.	30,4	4,2	1,4	0,2
Kraut weiß u. rot	27,4	3,5	1,5	0,2

Melonen	38,1	8,3	0,6	0,2
Paprika, Pfefferoni	22,3	2,9	1,1	0,2
Paradeiser	19,9	2,6	1,0	0,2
Rote Rüben	40,0	8,1	1,5	0,1
Salat (Häupel-, Eissalat)	14,2	1,1	1,2	0,2
Salat (Sonstige)	14,2	2,2	1,2	0,2
Sellerie	21,6	2,2	1,2	0,2
Spargel	21,7	2,1	2,1	0,2
Spinat	25,7	0,7	3,5	0,4
Zwiebeln	30,1	4,9	1,2	0,3
Zucchini	23,7	2,4	2,1	0,3
Übrige Gemüsearten*	26,3	3,4	2,3	0,3
Kartoffeln	71,7	15,0	1,9	0,0
Hülsenfrüchte	278,0	41,9	22,9	1,4
Reis	125,2	27,8	2,6	0,2
Zucker	399,3	99,8	0,0	0,0
Honig	302,0	75,0	0,4	0,0
Rind/ Kalb	192,5	0,0	26,7	9,5
Schwein	273,5	0,0	23,3	20,1
Schaf/ Ziege	234,0	0,0	25,1	15,0
Hühner	229,1	0,0	21,7	15,8
Truthühner	188,7	0,0	27,6	8,7
Enten	189,0	0,0	25,1	9,8
Gänse	263,0	0,0	23,4	19,1
Sonstiges Fleisch*	224,3	0,0	19,3	10,9
Fisch	113,4	0,0	22,2	2,7
Eier	137,4	1,5	11,9	9,3
Konsummilch	65,0	4,7	3,4	3,6
Obers/Rahm	319,0	3,2	2,3	33,0
Butter	754,2	0,6	0,7	83,2
Käse	356,9	0,0	24,8	28,3

*= hier wurde immer der Durchschnitt aus Lebensmitteln dieser Kategorie berechnet

Anhang 2

- Carlsson-Kanyama und González (2009): Die Systemgrenzen hier sind von *farm to table*, es werden demnach Einkauf, Lagerung zuhause, Zubereitung etc. miteinberechnet. Da zu wenige Informationen zu diesen Lebensweg-Abschnitten der Produkte in der Studie veröffentlicht wurden, ist eine Umrechnung auf die Systemgrenzen der vorliegenden Arbeit nur mit großen Ungenauigkeiten und vielen Schätzungen möglich. Da die Studie außerdem nicht viele Lebensmittel behandelt, macht ein Einbezug in die Berechnungen wenig Sinn.
- de Schutter u. a. (2015): Diese Studie berechnete die Emissionswerte der einzelnen Lebensmittel mithilfe von sieben weiteren Studien. Ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit wurde hier der Durchschnitt der Werte aus den anderen Studien berechnet. Dabei handelt es sich um Werte von Lindenthal u. a. (2010), Noleppa (2012), Meier und Christen (2012), Meier (2014), Vieux u. a. (2012), Carlsson-Kanyama und González (2009) und Heller und Keoleian (2014). Diese Studien werden hier ebenfalls erwähnt, ihr Mittelwert ist daher unwichtig und aus diesem Grund werden die Emissionswerte von de Schutter u. a. (2015) nicht miteinbezogen.
- Heller und Keoleian (2014): Hierbei handelt es sich um eine Metaanalyse, in welcher jedoch die verwendete Methode nicht klar definiert und abgegrenzt wurde. Es wurden Studien mit unterschiedlichen Systemgrenzen einbezogen und nicht auf einheitliche Grenzen gebracht beziehungsweise wurde dieser Schritt nicht erwähnt. Demnach lässt sich vermuten, dass der Detaillierungsgrad zu gering ist für eine Verwendung in der vorliegenden Arbeit.
- Jungbluth u. a. (2015): Emissionswerte wurden nicht für einzelne Lebensmittel angeführt, sondern lediglich für Lebensmittelkategorien wie „tierische Produkte“ oder „Pflanzliche Eiweiße“. Dies ist für einen Einbezug in die Berechnungen der vorliegenden Arbeit zu wenig konkret. Außerdem enthält die Studie einige Schätzungen, welche nicht genau erklärt wurden. Beispiele dafür: Transportwege, Anteil an Lebensmitteln aus dem Gewächshaus etc.
- Lindenthal u. a. (2010): Die Anzahl der Emissionswerte aus dieser Studie, die für die vorliegende Arbeit benötigt werden, ist gering. Außerdem enden die Systemgrenzen erst im Supermarktregal und für eine Umrechnung zu den hier benötigten Systemgrenzen fehlen Informationen. Dieser Artikel beinhaltet nicht alle Details zur Studie, es handelt sich lediglich um einen Überblick und mehr wurde leider nicht veröffentlicht. Aus diesem Grund würde ein Einbeziehen in die Berechnungen der vorliegenden Arbeit zu großen Ungenauigkeiten führen und wird daher unterlassen.
- Meier (2014): Der Detaillierungsgrad dieser Studie ist teilweise geringer als für die Berechnungen der vorliegenden Arbeit benötigt. Es werden Emissionswerte für Kategorien wie „Obst“ oder „Backwaren“ angegeben; nur sehr wenige Werte sind für genauer definierte Lebensmittel. Außerdem sind die Berechnungen für großgastronomische Einrichtungen, die Systemgrenzen nach der Produktion sind also sehr komplex und nicht genau dargestellt. Diese beiden Gründe führen zu dem Entschluss auch die Werte dieser Studie wegzulassen.

- Noleppa (2012): Die Berechnung der Emissionswerte dieser Studie basiert auf den Zahlen aus Meier und Christen (2012) sowie aus Audsley u. a. (2009). Um diese in der vorliegenden Arbeit nicht doppelt zu zählen, werden die Emissionswerte aus dieser Studie nicht in die Berechnungen der vorliegenden Arbeit miteinbezogen.
- Scarborough u. a. (2014): Die Emissionswerte in dieser Studie wurden mithilfe von Audsley u. a. (2009) berechnet. Um diesen Werten aus Großbritannien nicht zu viel Gewichtung zu geben, wurde auch die Studie von Scarborough u. a. (2014) nicht für die Berechnungen verwendet.
- Vieux u. a. (2012): Die ausgewählten Lebensmittel in dieser Studie sind zum Großteil hoch verarbeitet (zum Beispiel Kartoffelchips oder pasteurisierter Orangensaft), außerdem wurden lediglich Minimal- und Maximalwerte angegeben, keine Mittelwerte. Auch von de Schutter u. a. (2015) wurden aus dieser Studie nur Emissionswerte entnommen, die sonst nirgendwo zu finden waren. Dies war lediglich bei Lebensmitteln der Fall, die in der Liste der vorliegenden Arbeit nicht enthalten sind (zum Beispiel Kaffee oder Ravioli). Aus diesen Gründen werden auch die Werte von Vieux u. a. (2012) nicht für die Berechnungen hier verwendet.

Anhang 3

Tabelle 8: Verbrauch in Frischgewicht nach den drei Ernährungsweisen. Angaben in kg pro Person und Jahr

Produkt	Ernährung 1	Ernährung 2	Ernährung 3
Weichweizen	58,8	70,6	76,5
Hartweizen	5,3	6,4	7,0
Roggen	9,3	11,2	12,1
Gerste	0,4	0,5	0,5
Hafer	1,5	1,8	1,9
Körnermais	12,7	15,3	16,6
anderes Getreide	1,2	1,5	1,6
Sonnenblumenkerne	0,7	0,8	3,3
Sojabohnen	2,3	13,3	33,8
sonstige Ölsaaten	3,6	4,3	17,2
pflanzliche Öle	13,6	13,6	20,7
Äpfel	19,6	21,5	24,5
Birnen	4,3	4,7	5,3
Marillen	2,3	2,5	2,9
Kirschen, Weichseln	1,9	2,1	2,4
Pfirsiche, Nektarinen	4,2	4,6	5,2
Zwetschken, Pflaumen	3,1	3,4	3,8
Erdbeeren	3,3	3,7	4,1
Sonstige Beeren	3,2	3,5	4,0
Tafeltrauben	3,4	3,8	4,3
Bananen	11,8	13,0	14,7
Ananas	2,1	2,4	2,7
Sonstige Obstarten	3,3	3,7	4,2
Orangen	6,7	7,4	8,4
Mandarinen	4,1	4,5	5,1
Zitronen	3,4	3,7	4,2
Grapefruits	1,0	1,1	1,2
Sonstige Zitrusfrüchte	1,5	1,6	1,9
Trockenobst	1,3	1,4	1,6
Schalenobst	2,2	4,5	11,2
Champignons und Pilze	2,2	2,9	3,3
Erbsen	0,8	1,1	1,3
Gurken (Cornichons)	1,7	2,3	2,6
Gurken (Salat)	6,3	8,2	9,4
Karfiol	1,0	1,3	1,5
Karotten, Möhren	7,2	9,4	10,8
Kohl, Chinakohl u. ä.	3,2	4,2	4,8
Kraut weiß u. rot	5,6	7,3	8,4

Melonen	4,5	5,9	6,8
Paprika, Pfefferoni	4,8	6,2	7,2
Paradeiser	28,9	37,6	43,4
Rote Rüben	0,9	1,2	1,3
Salat (Häupel-, Eissalat)	4,2	5,4	6,3
Salat (Sonstige)	3,2	4,2	4,8
Sellerie	1,0	1,3	1,5
Spargel	0,6	0,8	0,9
Spinat	1,1	1,4	1,6
Zwiebeln	10,1	13,1	15,1
Zucchini	1,8	2,4	2,8
Übrige Gemüsearten	16,7	21,8	25,1
Kartoffeln	55,7	66,8	72,4
Hülsenfrüchte	0,7	3,0	4,4
Reis	4,5	5,5	5,9
Zucker	33,2	33,2	35,9
Honig	1,1	1,1	0,0
Rind/ Kalb	11,7	0,0	0,0
Schwein	39,3	0,0	0,0
Schaf/ Ziege	0,7	0,0	0,0
Hühner	8,9	0,0	0,0
Truthühner	3,3	0,0	0,0
Enten	0,4	0,0	0,0
Gänse	0,2	0,0	0,0
Sonstiges Fleisch	0,7	0,0	0,0
Fisch	7,9	0,0	0,0
Eier	14,5	20,3	0,0
Konsummilch	92,6	111,1	0,0
Obers/Rahm	8,1	9,7	0,0
Butter	5,0	5,0	0,0
Käse	21,5	25,8	0,0

Kontakt

Nadine Wolbart

E-Mail: nadine.wolbart@gmail.com

Telefon: +43 664 5557504

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 1

Umweltbelastungen in Österreich als Folge menschlichen Handelns. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Hg.; Wien (1987)

Band 2

Environmental Policy as an Interplay of Professionals and Movements - the Case of Austria. Paper to the ISA Conference on Environmental Constraints and Opportunities in the Social Organisation of Space, Udine 1989.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1989)

Band 3

Umwelt & Öffentlichkeit. Dokumentation der gleichnamigen Tagung, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut in Wien, (1990)

Band 4

Umweltpolitik auf Gemeindeebene. Politikbezogene Weiterbildung für Umweltgemeinderäte.

Lackner, C.; Wien (1990)

Band 5

Verursacher von Umweltbelastungen. Grundsätzliche Überlegungen zu einem mit der VGR verknüpfbaren Emittenteninformationssystem.

Fischer-Kowalski, M., Kisser, M., Payer, H., Steurer A.; Wien (1990)

Band 6

Umweltbildung in Österreich, Teil I: Volkshochschulen. Fischer-Kowalski, M., Fröhlich, U.; Harauer, R., Vymazal R.; Wien (1990)

Band 7

Amtliche Umweltberichterstattung in Österreich.

Fischer-Kowalski, M., Lackner, C., Steurer, A.; Wien (1990)

Band 8

Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österr. VGR. Dokumentation des gleichnamigen Workshop, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut, Wien (1991)

Band 9

A Model for the Linkage between Economy and Environment. Paper to the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Dell'Mour, R., Fleissner, P., Hofkirchner, W.; Steurer A.; Wien (1991)

Band 10

Verursacherbezogene Umweltindikatoren - Kurzfassung. Forschungsbericht gem. mit dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Steurer, A., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 11

Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Haberl, H.; Wien (1991)

Band 12

Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Wenzl, P.; Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 13+

Transportintensität und Emissionen. Beschreibung österr. Wirtschaftssektoren mittels Input-Output-Modellierung. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Dell'Mour, R.; Fleissner, P.; Hofkirchner, W.; Steurer, A.; Wien (1991)

Band 14

Indikatoren für die Materialintensität der österreichischen Wirtschaft. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Payer, H. unter Mitarbeit von K. Turetschek; Wien (1991)

Band 15

Die Emissionen der österreichischen Wirtschaft. Systematik und Ermittelbarkeit. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Payer, H.; Zangerl-Weisz, H. unter Mitarbeit von R.Fellinger; Wien (1991)

Band 16

Umwelt als Thema der allgemeinen und politischen Erwachsenenbildung in Österreich.

Fischer-Kowalski M., Fröhlich, U.; Harauer, R.; Vymazal, R.; Wien (1991)

Band 17

Causer related environmental indicators - A contribution to the environmental satellite-system of the Austrian SNA. Paper for the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H., Steurer, A.; Wien (1991)

Band 18

Emissions and Purposive Interventions into Life Processes - Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper to the ÖGBPT Workshop on Ecologic Bioprocessing, Graz 1991.

Fischer-Kowalski M., Haberl, H., Wenzl, P., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 19

Defensivkosten zugunsten des Waldes in Österreich. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Institut für Wirtschaftsforschung.

Fischer-Kowalski et al.; Wien (1991)

Band 20*

Basisdaten für ein Input/Output-Modell zur Kopplung ökonomischer Daten mit Emissionsdaten für den Bereich des Straßenverkehrs.

Steurer, A.; Wien (1991)

Band 22

A Paradise for Paradigms - Outlining an Information System on Physical Exchanges between the Economy and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Wien (1992)

Band 23

Purposive Interventions into Life-Processes - An Attempt to Describe the Structural Dimensions of the Man-Animal-Relationship. Paper to the Internat. Conference on "Science and the Human-Animal-Relationship", Amsterdam 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 24

Purposive Interventions into Life Processes: A Neglected "Environmental" Dimension of the Society-Nature Relationship. Paper to the 1. Europ. Conference of Sociology, Vienna 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)

Band 25

Informationsgrundlagen struktureller Ökologisierung. Beitrag zur Tagung "Strategien der Kreislaufwirtschaft: Ganzheitl. Umweltschutz/Integrated Environmental Protection", Graz 1992.

Steurer, A., Fischer-Kowalski, M.; Wien (1992)

Band 26

Stoffstrombilanz Österreich 1988.

Steurer, A.; Wien (1992)

Band 28+

Naturschutzaufwendungen in Österreich.

Gutachten für den WWF Österreich. Payer, H.; Wien (1992)

Band 29+

Indikatoren der Nachhaltigkeit für die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung - angewandt auf die Region.

Payer, H. (1992). In: KudlMudl SonderNr. 1992:Tagungsbericht über das Dorfsymposium "Zukunft der Region - Region der Zukunft?"

Band 31+

Leerzeichen. Neuere Texte zur Anthropologie.

Macho, T.; Wien (1993)

Band 32

Metabolism and Colonisation. Modes of Production and the Physical Exchange between Societies and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1993)

Band 33

Theoretische Überlegungen zur ökologischen Bedeutung der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion.

Haberl, H.; Wien (1993)

Band 34

Stoffstrombilanz Österreich 1970-1990 - Inputseite.

Steurer, A.; Wien (1994)

Band 35

Der Gesamtenergieinput des Sozio-ökonomischen Systems in Österreich 1960-1991. Zur Erweiterung des Begriffes "Energieverbrauch".

Haberl, H.; Wien (1994)

Band 36

Ökologie und Sozialpolitik.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1994)

Band 37

Stoffströme der Chemieproduktion 1970-1990.

Payer, H., unter Mitarbeit von Zangerl-Weisz, H. und Fellinger, R.; Wien (1994)

Band 38

Wasser und Wirtschaftswachstum. Untersuchung von Abhängigkeiten und Entkoppelungen, Wasserbilanz Österreich 1991.

Hüttler, W., Payer, H. unter Mitarbeit von Schandl, H.; Wien (1994)

Band 39

Politische Jahreszeiten. 12 Beiträge zur politischen Wende 1989 in Ostmitteleuropa.

Macho, T.; Wien (1994)

Band 40

On the Cultural Evolution of Social Metabolism with Nature. Sustainability Problems Quantified.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1994)

Band 41

Weiterbildungslehrgänge für das Berufsfeld ökologischer Beratung. Erhebung u. Einschätzung der Angebote in Österreich sowie von ausgewählten Beispielen in Deutschland, der Schweiz, Frankreich, England und europaweiten Lehrgängen.

Rauch, F.; Wien (1994)

Band 42+

Soziale Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M., Madlener, R., Payer, H., Pfeffer, T., Schandl, H.; Wien (1995)

Band 43

Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluß von Ökosystemen. Sozio-ökonomische Aneignung von Nettoprimärproduktion in den Bezirken Österreichs.

Haberl, H.; Wien (1995)

Band 44

Materialfluß Österreich 1990.

Hüttler, W., Payer, H.; Schandl, H.; Wien (1996)

Band 45

National Material Flow Analysis for Austria 1992. Society's Metabolism and Sustainable Development.

Hüttler, W., Payer, H., Schandl, H.; Wien (1997)

Band 46

Society's Metabolism. On the Development of Concepts and Methodology of Material Flow Analysis. A Review of the Literature.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1997)

Band 47+

Materialbilanz Chemie-Methodik sektoraler Materialbilanzen.

Schandl, H., Weisz, H. Wien (1997)

Band 48

Physical Flows and Moral Positions. An Essay in Memory of Wildavsky.

Thompson, M.; Wien (1997)

Band 49

Stoffwechsel in einem indischen Dorf. Fallstudie Merkar.

Mehta, L., Winiwarter, V.; Wien (1997)

Band 50+

Materialfluß Österreich- die materielle Basis der Österreichischen Gesellschaft im Zeitraum 1960-1995.

Schandl, H.; Wien (1998)

Band 51+

Bodenfruchtbarkeit und Schädlinge im Kontext von Agrargesellschaften.

Dirlinger, H., Fliegenschnee, M., Krausmann, F., Liska, G., Schmid, M. A.; Wien (1997)

Band 52+

Der Naturbegriff und das Gesellschaft-Natur-Verhältnis in der frühen Soziologie.

Lutz, J. Wien (1998)

Band 53+

NEMO: Entwicklungsprogramm für ein Nationales Emissionsmonitoring.

Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Jorde, T.; Wien (1998)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 54+

Was ist Umweltgeschichte?

Winiwarter, V.; Wien (1998)

Band 55+

Agrarische Produktion als Interaktion von Natur und Gesellschaft: Fallstudie SangSaeng.

Grünbühel, C. M., Schandl, H., Winiwarter, V.; Wien (1999)

Band 56+

MFA 1996 - Implementierung der nationalen Materialflußrechnung

in die amtliche Umweltberichterstattung

Payer, H., Hüttler, W., Schandl, H.; Wien (1998)

Band 57+

Colonizing Landscapes: Human Appropriation of Net Primary Production and its Influence on Standing Crop and Biomass Turnover in Austria.

Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N. B., Weisz, H.; Wien (1999)

Band 58+

Die Beeinflussung des oberirdischen Standing Crop und Turnover in Österreich durch die menschliche Gesellschaft.

Erb, K. H.; Wien (1999)

Band 59+

Das Leitbild "Nachhaltige Stadt".

Astleithner, F.; Wien (1999)

Band 60+

Materialflüsse im Krankenhaus, Entwicklung einer Input-Output Methodik.

Weisz, B. U.; Wien (2001)

Band 61+

Metabolismus der Privathaushalte am Beispiel Österreichs.

Hutter, D.; Wien (2001)

Band 62+

Der ökologische Fußabdruck des österreichischen Außenhandels.

Erb, K.H., Krausmann, F., Schulz, N. B.; Wien (2002)

Band 63+

Material Flow Accounting in Amazonia: A Tool for Sustainable Development.

Amann, C., Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Grünbühel, C. M.; Wien (2002)

Band 64+

Energieflüsse im österreichischen Landwirtschaftssektor 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Darge, E.; Wien (2002)

Band 65+

Biomasseeinsatz und Landnutzung Österreich 1995-2020.

Haberl, H.; Krausmann, F.; Erb, K.H.; Schulz, N. B.; Adensam, H.; Wien (2002)

Band 66+

Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt. Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität.

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Schulz, N. B., Plutzer, C., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Weisz, H.; Sauberer, N., Pollheimer, M.; Wien (2002)

Band 67+

Materialflussrechnung London.

Bongardt, B.; Wien (2002)

Band 68+

Gesellschaftliche Stickstoffflüsse des österreichischen Landwirtschaftssektors 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Gaube, V.; Wien (2002)

Band 69+

The transformation of society's natural relations: from the agrarian to the industrial system. Research strategy for an empirically informed approach towards a European Environmental History.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Schandl, H.; Wien (2003)

Band 70+

Long Term Industrial Transformation: A Comparative Study on the Development of Social Metabolism and Land Use in Austria and the United Kingdom 1830-2000.

Krausmann, F., Schandl, H., Schulz, N. B.; Wien (2003)

Band 72+

Land Use and Socio-economic Metabolism in Preindustrial Agricultural Systems: Four Nineteenth-century Austrian Villages in Comparison.

Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 73+

Handbook of Physical Accounting Measuring bio-physical dimensions of socio-economic activities MFA – EFA – HANPP.

Schandl, H., Grünbühel, C. M., Haberl, H., Weisz, H.; Wien (2004)

Band 74+

Materialflüsse in den USA, Saudi Arabien und der Schweiz.

Eisenmenger, N.; Kratochvil, R.; Krausmann, F.; Baart, I.; Colard, A.; Ehgartner, Ch.; Eichinger, M.; Hempel, G.; Lehrner, A.; Müllauer, R.; Nourbakhch-Sabet, R.; Paler, M.; Patsch, B.; Rieder, F.; Schembera, E.; Schieder, W.; Schmiedl, C.; Schwarzlmüller, E.; Stadler, W.; Wirl, C.; Zandl, S.; Zika, M.; Wien (2005)

Band 75+

Towards a model predicting freight transport from material flows.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2004)

Band 76+

The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption.

Weisz, H., Krausmann, F., Amann, Ch., Eisenmenger, N., Erb, K.H., Hubacek, K., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2005)

Band 77+

Arbeitszeit und Nachhaltige Entwicklung in Europa: Ausgleich von Produktivitätsgewinn in Zeit statt Geld?

Proinger, J.; Wien (2005)

Mit + gekennzeichnete Bände sind unter <http://short.boku.ac.at/sec-workingpapers> Im PDF-Format und in Farbe downloadbar.

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 78+

Sozial-Ökologische Charakteristika von Agrarsystemen. Ein globaler Überblick und Vergleich.

Lauk, C.; Wien (2005)

Band 79+

Verbrauchsorientierte Abrechnung von Wasser als Water-Demand-Management-Strategie. Eine Analyse anhand eines Vergleichs zwischen Wien und Barcelona.

Machold, P.; Wien (2005)

Band 80+

Ecology, Rituals and System-Dynamics. An attempt to model the Socio-Ecological System of Trinket Island.

Wildenberg, M.; Wien (2005)

Band 81+

Southeast Asia in Transition. Socio-economic transitions, environmental impact and sustainable development.

Fischer-Kowalski, M., Schandl, H., Grünbühel, C., Haas, W., Erb, K.-H., Weisz, H., Haberl, H.; Wien (2004)

Band 83+

HANPP-relevante Charakteristika von Wanderfeldbau und anderen Langbrachesystemen.

Lauk, C.; Wien (2006)

Band 84+

Management unternehmerischer Nachhaltigkeit mit Hilfe der Sustainability Balanced Scorecard.

Zeithofer, M.; Wien (2006)

Band 85+

Nicht-nachhaltige Trends in Österreich: Maßnahmenvorschläge zum Ressourceneinsatz.

Haberl, H., Jasch, C., Adensam, H., Gaube, V.; Wien (2006)

Band 87+

Accounting for raw material equivalents of traded goods. A comparison of input-output approaches in physical, monetary, and mixed units.

Weisz, H.; Wien (2006)

Band 88+

Vom Materialfluss zum Gütertransport. Eine Analyse anhand der EU15 – Länder (1970-2000).

Rainer, G.; Wien (2006)

Band 89+

Nutzen der MFA für das Treibhausgas-Monitoring im Rahmen eines Full Carbon Accounting-Ansatzes; Feasibilitätsstudie; Endbericht zum Projekt BMLFUW-UW.1.4.18/0046-V/10/2005.

Erb, K.-H., Kastner, T., Zandl, S., Weisz, H., Haberl, H., Jonas, M.; Wien (2006)

Band 90+

Local Material Flow Analysis in Social Context in Tamale, Northern Mountain Region, Vietnam.

Hobbes, M.; Kleijn, R.; Wien (2006)

Band 91+

Auswirkungen des thailändischen logging ban auf die Wälder von Laos.

Hirsch, H.; Wien (2006)

Band 92+

Human appropriation of net primary production (HANPP) in the Philippines 1910-2003: a socio-ecological analysis.

Kastner, T.; Wien (2007)

Band 93+

Landnutzung und landwirtschaftliche Entscheidungsstrukturen. Partizipative Entwicklung von Szenarien für das Traisental mit Hilfe eines agentenbasierten Modells.

Adensam, H., V. Gaube, H. Haberl, J. Lutz, H. Reisinger, J. Breinesberger, A. Colard, B. Aigner, R. Maier, Punz, W.; Wien (2007)

Band 94+

The Work of Konstantin G. Gofman and colleagues: An early example of Material Flow Analysis from the Soviet Union.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2007)

Band 95+

Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen; Schlußbericht des deutsch-österreichischen Verbundprojektes.

Newig, J., Gaube, V., Berkhoff, K., Kaldrack, K., Kastens, B., Lutz, J., Schlußmeier, B., Adensam, H., Haberl, H., Pahl-Wostl, C., Colard, A., Aigner, B., Maier, R., Punz, W.; Wien (2007)

Band 96+

Rekonstruktion der Arbeitszeit in der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert am Beispiel von Theyern in Niederösterreich.

Schaschl, E.; Wien (2007)

Band 97+

Arbeit, gesellschaftlicher Stoffwechsel und nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M.; Schaffartzik, A., Wien (2007)

Band 98+

Local Material Flow Analysis in Social Context at the forest fringe in the Sierra Madre, the Philippines.

Hobbes, M., Kleijn, R. (Hrsg); Wien (2007)

Band 99+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in Spain, 1955-2003: A socio-ecological analysis.

Schwarzlmüller, E.; Wien (2008)

Band 100+

Scaling issues in long-term socio-ecological biodiversity research: A review of European cases.

Dirnböck, T., Bezák, P., Dullinger, S., Haberl, H., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Peterseil, J., Redpath, S., Singh, S., Travis, J., Wijdeven, S.M.J.; Wien (2008)

Band 101+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in the United Kingdom, 1800-2000: A socio-ecological analysis.

Musel, A.; Wien (2008)

Band 102 +

Wie kann Wissenschaft gesellschaftliche Veränderung bewirken? Eine Hommage an Alvin Gouldner, und ein Versuch, mit seinen Mitteln heutige Klima-politik zu verstehen.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2008)

Band 103+

Sozialökologische Dimensionen der österreichischen Ernährung – Eine Szenarienanalyse.

Lackner, M.; Wien (2008)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 104+

Fundamentals of Complex Evolving Systems: A Primer.
Weis, E.; Wien (2008)

Band 105+

Umweltpolitische Prozesse aus diskurstheoretischer Perspektive: Eine Analyse des Südtiroler Feinstaubproblems von der Problemkonstruktion bis zur Umsetzung von Regulierungsmaßnahmen.
Paler, M.; Wien (2008)

Band 106+

Ein integriertes Modell für Reichraming. Partizipative Entwicklung von Szenarien für die Gemeinde Reichraming (Eisenwurzten) mit Hilfe eines agentenbasierten Landnutzungsmodells.
Gaube, V., Kaiser, C., Widenberg, M., Adensam, H., Fleissner, P., Kobler, J., Lutz, J., Smetschka, B., Wolf, A., Richter, A., Haberl, H.; Wien (2008)

Band 107+

Der soziale Metabolismus lokaler Produktionssysteme: Reichraming in der oberösterreichischen Eisenwurzten 1830-2000.
Gingrich, S., Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 108+

Akteursanalyse zum besseren Verständnis der Entwicklungsoptionen von Bioenergie in Reichraming. Eine sozialökologische Studie.
Vrzak, E.; Wien (2008)

Band 109+

Direktvermarktung in Reichraming aus sozial-ökologischer Perspektive.
Zeitlhofer, M.; Wien (2008)

Band 110+

CO₂-Bilanz der Tomatenproduktion: Analyse acht verschiedener Produktionssysteme in Österreich, Spanien und Italien.
Theurl, M.; Wien (2008)

Band 111+

Die Rolle von Arbeitszeit und Einkommen bei Rebound-Effekten in Dematerialisierungs- und Dekarbonisierungsstrategien. Eine Literaturstudie.
Bruckner, M.; Wien (2008)

Band 112+

Von Kommunikation zu materiellen Effekten - Ansatzpunkte für eine sozial-ökologische Lesart von Luhmanns Theorie Sozialer Systeme.
Rieder, F.; Wien (2008)

Band 114+

Across a Moving Threshold: energy, carbon and the efficiency of meeting global human development needs.
Steinberger, J. K., Roberts, J.T.; Wien (2008)

Band 115

Towards a low carbon society: Setting targets for a reduction of global resource use.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Ayres, R.U.; Wien (2010)

Band 116+

Eating the Planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely - a scoping study.
Erb, K-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G.; Wien (2009)

Band 117+

Gesellschaftliche Naturverhältnisse: Energiequellen und die globale Transformation des gesellschaftlichen Stoffwechsels.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 118+

Zurück zur Fläche? Eine Untersuchung der biophysischen Ökonomie Brasiliens zwischen 1970 und 2005.
Mayer, A.; Wien (2010)

Band 119+

Das nachhaltige Krankenhaus: Erprobungsphase.
Weisz, U., Haas, W., Pelikan, J.M., Schmied, H., Himpelmann, M., Purzner, K., Hartl, S., David, H.; Wien (2009)

Band 120+

**LOCAL STUDIES MANUAL
A researcher's guide for investigating the social metabolism of local rural systems.**
Singh, S.J., Ringhofer, L., Haas, W., Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 121+

Sociometabolic regimes in indigenous communities and the crucial role of working time: A comparison of case studies.
Fischer-Kowalski, M., Singh, S.J., Ringhofer, L., Grünbühel C.M., Lauk, C., Remesch, A.; Wien (2010)

Band 122+

Klimapolitik im Bereich Gebäude und Raumwärme. Entwicklung, Problemfelder und Instrumente der Länder Österreich, Deutschland und Schweiz.
Jöbstl, R.; Wien (2012)

Band 123+

Trends and Developments of the Use of Natural Resources in the European Union.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Weisz, U.; Wien (2011)

Band 125+

Raw Material Equivalents (RME) of Austria's Trade.
Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Krausmann, F., Weisz, H.; Wien (2013)

Band 126+

Masterstudium "Sozial- und Humanökologie": Selbstevaluation 2005-2010.
Schmid, M., Mayer A., Miechtner, G.; Wien (2010)

Band 127+

Bericht des Zentrums für Evaluation und Forschungsberatung (ZEF). Das Masterstudium „Sozial- und Humanökologie“.
Mayring, P., Fenzl, T.; Wien (2010)

Band 128+

Die langfristigen Trends der Material- und Energieflüsse in den USA in den Jahren 1850 bis 2005.
Gierlinger, S.; Wien (2010)

Band 129+

Die Verzehrssteuer 1829 – 1913 als Grundlage einer umwelthistorischen Untersuchung des Metabolismus der Stadt Wien. Hauer, F.; Wien (2010)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

- Band 130+
Human Appropriation of Net Primary Production in South Africa, 1961- 2006. A socio-ecological analysis.
Niedertscheider, M.; Wien (2011)
- Band 131+
The socio-metabolic transition. Long term historical trends and patterns in global material and energy use.
Krausmann, F.; Wien (2011)
- Band 132+
„Urlaub am Bauernhof“ oder „Bauernhof ohne Urlaub“? Eine sozial-ökologische Untersuchung der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung und Zeitverwendung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Gemeinde Andelsbuch, Bregenzerwald.
Winder, M.; Wien (2011)
- Band 133+
Spatial and Socio-economic Drivers of Direct and Indirect Household Energy Consumption in Australia.
Wiedenhofer, D.; Wien (2011)
- Band 134+
Die Wiener Verzehrungssteuer. Auswertung nach einzelnen Steuerposten (1830 – 1913).
Hauer, F., Gierlinger, S., Nagele, C., Albrecht, J., Uschmann, T., Martsch, M.; Wien (2012)
- Band 135+
Zeit für Veränderung? Über die geschlechtsspezifische Arbeitsteilung und Zeitverwendung in landwirtschaftlichen Betrieben und deren Auswirkungen auf Landnutzungsveränderungen in der Region „Westlicher Wienerwald“. Eine sozial-ökologische Untersuchung.
Madner, V.; Wien (2013)
- Band 136+
The Impact of Industrial Grain Fed Livestock Production on Food Security: an extended literature review.
Erb, K-H., Mayer, A., Kastner, T., Sallet, K-E., Haberl, H.; Wien (2012)
- Band 137+
Human appropriation of net primary production in Africa: Patterns, trajectories, processes and policy implications.
Fetzel, T., Niedertscheider, M., Erb, K-H., Gaube, V., Gingrich, S., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C.; Wien (2012)
- Band 138+
VERSCHMUTZT – VERBAUT – VERGESSEN: Eine Umweltgeschichte des Wienflusses von 1780 bis 1910.
Pollack, G.; Wien (2013)
- Band 139+
Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950-2010. Trends und Drivers als Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage.
Willerstorfer, T.; Wien (2013)
- Band 140+
Veränderungen im sektoralen Energieverbrauch ausgewählter europäischer Länder von 1960 bis 2005.
Draxler, V.; Wien (2014)
- Band 141+
Wie das ERP (European Recovery Program) die Entwicklung des alpinen, ländlichen Raumes in Vorarlberg prägte.
Groß, R.; Wien (2013)
- Band 142+
Exploring local opportunities and barriers for a sustainability transition on a Greek island.
Petridis, P., Hickisch, R., Klimek, M., Fischer, R., Fuchs, N., Kostakiotis, G., Wendland, M., Zipperer, M., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2013)
- Band 143+
Climate Change Mitigation in Latin America: A Mapping of Current Policies, Plans and Programs.
Ringhofer, L., Singh, S.J., Smetschka, B.; Wien (2013)
- Band 144+
Arbeitszeit und Energieverbrauch: Grundsatzfragen diskutiert an der historischen Entwicklung in Österreich.
Weisz, U., Possanner, N.; Wien (2013)
- Band 145+
Barrieren und Chancen für die Realisierung nachhaltiger Mobilität. Eine Analyse der Zeitabhängigkeit von Mobilitätsmustern am Beispiel von Krems/Donau.
Gross, A.; Wien (2013)
- Band 147+
The rise of the semi-periphery: A physical perspective on the global division of labour. Material flow analysis of global trade flows (1970-2005).
Loy, C.; Wien (2013)
- Band 148+
Historische Energietransitionen im Ländervergleich. Energienutzung, Bevölkerung, Wirtschaftliche Entwicklung.
Pallua, I.; Wien (2013)
- Band 149+
Socio-Ecological Impacts of Land Grabbing for Nature Conservation on a Pastoral Community: A HANPP-based Case Study in Ololosokwan Village, Northern Tanzania.
Bartels, L. E.; Wien (2014)
- Band 150+
Teilweise waren Frauen auch Traktorist. Geschlechtliche Arbeitsteilung in landwirtschaftlichen Betrieben Ostdeutschlands heute – Unterschiede in der biologischen und konventionellen Bewirtschaftung.
Fehlinger, J.; Wien (2014)
- Band 151+
Economy-wide Material Flow Accounting Introduction and guide.
Krausmann, F., Weisz, H., Schütz, H., Haas, W., Schaffartzik, A.; Wien (2014)
- Band 152+
Large scale societal transitions in the past. The Role of Social Revolutions and the 1970s Syndrome.
Fischer-Kowalski, M., Hausknost, D. (Editors); Wien (2014)
- Band 153+
Die Anfänge der mineralischen Düngung in Österreich-Ungarn (1848-1914).
Mayrhofer, I.; Wien (2014)
- Band 154+
Environmentally Extended Input-Output Analysis.
Schaffartzik, A., Sachs, M., Wiedenhofer, D., Eisenmenger, N.; Wien (2014)
- Band 155+
Rural Metabolism: Material flows in an Austrian village in 1830 and 2001.
Haas, W., Krausmann, F.; Wien (2015)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 156+

A proposal for a workable analysis of Energy Return On Investment (EROI) in agroecosystems. Part I: Analytical approach.

Tello, E., Galán, E., Cunfer, G., Guzmán-Casado, G.I., Gonzales de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Sacristán, V., Marco, I., Padró, R., Moreno-Delgado, D.; Wien (2015)

Band 157+

Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Landwirtschaft und Landnutzung in der LEADER Region Mostviertel-Mitte.

Riegler, M.; Wien (2014)

Band 158+

Ökobilanzierung im Zierpflanzenbau. Treibhausgasemissionen der Produktion von Zierpflanzen am Beispiel eines traditionellen Endverkaufsbetriebs in Österreich.

Wandl, M. T.; Wien (2015)

Band 159+

CO₂-Emissionen und Ressourcennutzung im Bergtourismus. Zur Frage der nachhaltigen Bewirtschaftung einer alpinen Schutzhütte und des Carbon Footprint ihrer Gäste.

Fink, R.; Wien (2015)

Band 160+

Social Multi-Criteria Evaluation (SMCE) in Theory and Practice: Introducing the software OPTamos.

Singh, S. J., Smetschka, B., Grima, N., Ringhofer, L., Petridis, P., Biely, K.; Wien (2016)

Band 161+

„Und dann war das Auto auch wieder weg“ – Biografische Betrachtung autofreier Mobilität.

Sattlegger, L.; Wien (2015)

Band 162+

Die Konstruktion von traditional ecological knowledge: Eine kritische Analyse wissenschaftlicher Umwelt- und Naturschutzdiskurse.

Andrej, M.; Wien (2015)

Band 163+

Stickstoffflüsse von der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Lebensmittelverzehr in Österreich von 1965 bis 2010.

Sinnhuber, L.; Wien (2015)

Band 164+

Socio-ecological Impacts of Brick Kilns in the Western Ghats: A socio-metabolic Analysis of small-scale Brick Industries in the Mumbai Metropolitan Region, Maharashtra, India.

Noll, D.; Wien (2015)

Band 165+

Wachsende Fahrradnutzung in Wien und ihre Relevanz für Klima und Gesundheit.

Maier, P.; Wien (2015)

Band 166+

Auswirkungen von Krieg und Besetzung auf die Ressourcennutzung auf dem Truppenübungsplatz Döllersheim/Allentsteig in den Jahren 1938-1957.

Mittas, S.; Wien (2016)

Band 167+

Zwischen Kolonie und Provinz. Herrschaft und Planung in der Kameralprovinz Temeswarer Banat im 18. Jahrhundert.

Veichtlbauer, O.; Wien (2016)

Band 168+

The Relevance of Governance Quality for Sustainable Resource Use. Greece as a Case Study.

Kolar, J.; Wien (2016)

Band 169+

Environmental Conflicts in Austria from 1950 to 2015

Wendering, S.; Wien (2016)

Band 170+

Die sozial-ökologischen Auswirkungen der Palmölproduktion in ländlichen Gemeinden. Eine regionale Materialflussanalyse in der Mikroregion Tomé-Açu, Brasilien.

Kottusch, C.; Wien (2016)

Band 171+

Die Versorgung der Zivilbevölkerung mit Lebensmitteln und Ersatzlebensmitteln während des Ersten Weltkriegs.

Hallwirth, L.; Wien (2016)

Band 172+

Erntenebenprodukte als Ressource. Produktionsmengen, Verwendung und Nutzungspotentiale von Erntenebenprodukten des Zuckerrohrs.

Buchberger, A.; Wien (2017)

Band 173+

Ernährungsempfehlungen in Österreich. Analyse von Webinhalten der Bundesministerien BMG und BMLFUW hinsichtlich Synergien zwischen gesunder und nachhaltiger Ernährung.

Bürger, C.; Wien (2017)

Band 174+

Kraftwerke, Flussbäder und Hochwässer. Eine Umweltgeschichte des mittleren Kamp ab 1890.

Spitzbart-Glasl, C.; Wien (2018)

Band 175+

Von Überlebensstrategie zur biologischen Landwirtschaft. Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels in Montenegro von 1962 bis 2011.

Koppensteiner, S.; Wien (2018)

Band 176+

Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich. Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen.

Wolbart, N.; Wien (2019)