

Aus dem Institut der Agrar- und Ernährungswissenschaften
(Geschäftsführender Direktor: Prof. Dr. Reinhold Jahn)

der Naturwissenschaftlichen Fakultät III
(Dekan: Prof. Dr. Peter Wycisk)

der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg

**Umweltwirkungen der Ernährung
auf Basis nationaler Ernährungserhebungen
und ausgewählter Umweltindikatoren**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

von

Dipl. Ernährungswissenschaftler Toni Meier

Halle (Saale)

2013

Aus dem Institut der Agrar- und Ernährungswissenschaften
(Geschäftsführender Direktor: Prof. Dr. Reinhold Jahn)
der Naturwissenschaftlichen Fakultät III
(Dekan: Prof. Dr. Peter Wycisk)

der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg

**Umweltwirkungen der Ernährung
auf Basis nationaler Ernährungserhebungen
und ausgewählter Umweltindikatoren**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von

Dipl. Ernährungswissenschaftler Toni Meier
geb. am 28.10.1980 in Suhl

Gutachter: Prof. Dr. Olaf Christen
Prof. Dr. Michael Ristow
Prof. em. Dr. Christian Barth

Verteidigung am: 21.01.2013

Halle (Saale)

2013

Inhaltsverzeichnis

Abstract	6
Zusammenfassung	9
1 Einleitung	12
1.1 Umweltbilanzierung von Nahrungsmitteln und Verzehrsmustern	13
1.1.1 Problemstellung und Kenntnisstand	14
1.2 Zielpfade ökologischer Nachhaltigkeit im Agrar- und Ernährungssektor	19
1.3 Ernährungsrelevante Umweltwirkungskategorien	22
2 Methoden- und Datenauswahl	24
2.1 Methodenüberblick	25
2.1.1 Ökobilanz nach ISO 14040/14044	25
2.1.2 CO ₂ -Fußabdruck nach ISO 14067	25
2.1.3 Ökoeffizienzanalyse	25
2.1.4 Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse (PROSA, SEEBALANCE®)	26
2.1.5 Betriebliche Umweltmanagementsysteme im Bereich Landwirtschaft (REPRO, KUL/USL, SALCA, INDIGO®)	26
2.1.6 Öko-Audit (EMAS) nach ISO 14001	27
2.1.7 Umweltspezifische Input-Output-Analysen im Bereich Landwirtschaft/Ernährung (UGR, EIPRO, EXIOBASE)	28
2.1.8 Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)	30
2.2 Gewählte Methode: Input-Output Ökobilanz (IO-LCA)	32
2.2.1 Zielsetzung, Untersuchungsrahmen und funktionelle Einheit	34
2.3 Datenauswahl Ernährung	37
2.3.1 Auswahl und Anpassung der Ernährungsdaten	37
2.3.2 Ausgewählte Produktgruppen	41
2.3.3 Ausgewählte soziodemographische Merkmale	43
2.4 Datenauswahl Umwelt	43
2.4.1 Ausgewählte Umweltindikatoren	45
2.4.2 Treibhausgasemissionen	46
2.4.3 Ammoniakemissionen	53
2.4.4 Flächenbedarf	55
2.4.5 Wasserbedarf	57
2.4.6 Phosphorbedarf	60
2.4.7 Energieverbrauch	64
2.5 Bilanzierung der Prozessabschnitte entlang der Wertschöpfungskette	69
2.5.1 Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU)	69
2.5.2 Umweltwirkungen aus der landwirtschaftlichen Vorkette	70
2.5.3 Umweltwirkungen aus der Verarbeitung von Nahrungsmitteln	70
2.5.4 Umweltwirkungen importierter Nahrungsmittel, Selbstversorgungsgrade und Futtermittelzusammensetzungen	71
2.5.5 Transportdistanzen und Transportmittel	75
2.5.6 Groß- und Einzelhandel	77
2.5.7 Verpackungen	78

2.6	Verwendete Software.....	79
3	Ergebnisse	80
3.1	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse nach Produktgruppen (Umweltprofile). 80	
3.1.1	Milchprodukte.....	82
3.1.2	Fleisch-, Wurst- und Eiprodukte	87
3.1.3	Fische und Krustentiere.....	93
3.1.4	Getreide- und Kartoffelprodukte	95
3.1.5	Gemüse- und Obstprodukte	98
3.1.6	Nüsse und Samen.....	101
3.1.7	Pflanzliche Öle und Fette	103
3.1.8	Zucker und Süßwaren	105
3.1.9	Getränke	107
3.2	Umwelteffekte nach Umweltindikatoren im Agrar- und Ernährungssektor	123
3.2.1	Treibhausgasemissionen.....	123
3.2.2	Ammoniakemissionen	133
3.2.3	Flächenbedarf	139
3.2.4	Wasserbedarf (blau).....	146
3.2.5	Phosphorbedarf.....	152
3.2.6	Primärenergieverbrauch.....	157
3.2.7	Indikatorspezifische Umweltintensität im Verhältnis tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel.....	164
3.2.8	Umwelteffekte des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006.....	165
3.3	Umwelteffekte nach Bevölkerungsgruppen.....	168
3.3.1	Verzehrs-Verbrauchsumrechnung	168
3.3.2	Umwelteffekte nach Geschlecht	171
3.3.3	Anpassung der beiden Verbrauchsprofile auf Basis der Verbrauchsmenge	182
3.3.4	Hochrechnung der Ergebnisse auf Bundesebene.....	187
3.4	Ergebnisse nach Altersgruppen und Geschlecht	189
3.4.1	Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht.....	192
3.4.2	Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht	195
3.4.3	Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht	196
3.4.4	Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht	198
3.4.5	Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht.....	200
3.4.6	Primärenergieverbrauch nach Altersgruppen und Geschlecht	202
3.5	Ergebnisse nach sozialer Gruppe und Geschlecht	205
3.5.1	Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	208
3.5.2	Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht	210
3.5.3	Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht	212
3.5.4	Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht	213
3.5.5	Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	215
3.5.6	Primärenergieverbrauch nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	217
3.6	Ergebnisse nach Bundesländern	220
3.6.1	Treibhausgasemissionen nach Bundesländern	224
3.6.2	Ammoniakemissionen nach Bundesländern.....	227
3.6.3	Flächenbedarf nach Bundesländern.....	230
3.6.4	Bedarf an blauem Wasser nach Bundesländern.....	232
3.6.5	Phosphorbedarf nach Bundesländern	234
3.6.6	Primärenergieverbrauch nach Bundesländern.....	236
3.6.7	Zwischenfazit der soziodemographischen Auswertung.....	239

3.7	Umwelteffekte von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	241
3.7.1	Anpassung der Verzehrssituation im Jahr 2006 an die Empfehlungen	242
3.7.2	Treibhausgasemissionen von Empfehlungen und Ernährungsweisen	248
3.7.3	Ammoniakemissionen von Empfehlungen und Ernährungsweisen	250
3.7.4	Flächenbedarf von Empfehlungen und Ernährungsweisen	252
3.7.5	Wasserbedarf (blau) von Empfehlungen und Ernährungsweisen.....	253
3.7.6	Phosphorbedarf von Empfehlungen und Ernährungsweisen	255
3.7.7	Primärenergieverbrauch von Empfehlungen und Ernährungsweisen.....	256
3.7.8	Zwischenfazit	260
3.7.9	Umwelteffekte von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht	262
3.8	Umweltwirkungen der Ernährung von 1961 bis 2007	280
3.8.1	Einfacher, explorativer Ansatz	283
3.8.2	Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen von 1961-2007	284
3.8.3	Ernährungsbedingte Ammoniakemissionen von 1961-2007	285
3.8.4	Ernährungsbedingter Flächenbedarf von 1961-2007	286
3.8.5	Ernährungsbedingter Bedarf an blauem Wasser von 1961-2007.....	287
3.8.6	Ernährungsbedingter Phosphorbedarf von 1961-2007	287
3.8.7	Ernährungsbedingter Primärenergieverbrauch von 1961-2007	288
3.9	Umweltwirkungen auf Basis der Ersten Nationalen Verzehrsstudie (1985-1989).....	290
3.9.1	Umweltbilanzierung	293
3.9.2	Zwischenfazit	298
3.10	Sensitivitätsanalyse	300
4	Diskussion.....	303
4.1	Vergleich der Ergebnisse	303
4.1.1	Treibhausgasemissionen.....	303
4.1.2	Ammoniakemissionen	307
4.1.3	Flächenbedarf	308
4.1.4	Wasserbedarf (blau)	310
4.1.5	Phosphorbedarf.....	310
4.1.6	Energieverbrauch.....	311
4.2	Einschränkungen bei der Interpretation der Ergebnisse	312
5	Schlussfolgerungen	316
	Veröffentlichungen	320
	Abkürzungsverzeichnis	321
	Tabellenverzeichnis.....	323
	Abbildungsverzeichnis	326
	Quellen / Literatur	331
	Anhang	348

Abstract

Thesis title: Environmental impacts of the nutrition in Germany based on representative data and specific environmental indicators

Goal

Principal goal of this study was to analyse the intake of food and beverages in Germany based on representative data from an environmental perspective. Thereby data from the last National Nutrition Survey (NNS) in the year 2006 was used, which allowed a subgroup specific consideration (gender, age groups, social groups and regions).

Furthermore, the nutritional habits in the year 2006 were environmentally examined in comparison to former consumption data from 1961 to 2007 (with a special focus to the years 1985-89) and compared in relation to dietary recommendations (D-A-CH, UGB) and dietary styles (ovo-lacto vegetarian, vegan) to determine relevant environmental protection potentials and identify points for policy decisions.

Material and methods

Based on representative consumption and intake data an **attributional input-output LCA** (life cycle assessment) was conducted according to ISO 14040/14044 (2006). The environmental impact assessment was based mainly on the input-output tables of SEEA (System of Environmental and Economic Accounting), which were complemented by several LCA data sets to consider the impacts of agricultural upstream processes, food imports, food processing, trade/transport and packaging. Thus, the **system boundaries** are set **cradle-to-store**. The **functional unit** considered on the product level refers to 1 kg consumed product. In the analysis between 17 food groups and seven beverage groups were distinguished. As regards environmental impact assessment, global warming potential (GWP) was assessed, which included emissions from direct land use change and land use (**dLUC, LU**), along with five inventory indicators (ammonia emissions, land use, blue water use, phosphorous use and primary energy use (PEU)).

Results

The result section is divided in three parts. **Firstly**, environmental profiles on the product level could be elaborated, which underline the findings of other authors: higher environmental loads for animal products and lower loads for plant-based products (exception: blue water use). Based on consumption data these environmental factors could be **secondly** used to extrapolate on national level by generating food supply schemes of environmental

impacts (including feeds, imports, exports and industrial usage). **Thirdly**, socio-demographic factors were analysed by using intake data from both National Nutrition Surveys and compared environmentally with dietary recommendations and dietary styles.

Tab. 1. Environmental impacts of food consumption in the years 1985-89, 2006 (incl. genders) in Germany and of several dietary recommendations & dietary styles, based on 2,000 kcal person⁻¹ day⁻¹

		1985-89 mean	2006 mean	2006 men	2006 women	D-A-CH	UGB	ovo-lacto vegetarian	vegan
CO _{2e} emissions	t p ⁻¹ yr ⁻¹	2.27	2.05	2.13	1.97	1.81	1.79	1.41	0.97
NH ₃ emissions	kg p ⁻¹ yr ⁻¹	7.6	6.4	6.8	6.0	5.0	4.5	3.2	0.7
Land use	m ² p ⁻¹ yr ⁻¹	2,433	2,090	2,202	1,977	1,765	1,698	1,378	1,056
Water use (blue)	m ³ p ⁻¹ yr ⁻¹	24.9	28.8	26.1	31.4	21.0	20.8	52.5	59.8
Phosphorous use	kg p ⁻¹ yr ⁻¹	7.7	6.4	6.8	6.1	5.6	5.4	4.0	2.4
Primary energy use (PEU)	GJ p ⁻¹ yr ⁻¹	13.9	13.5	13.7	13.4	12.5	12.8	10.5	9.4

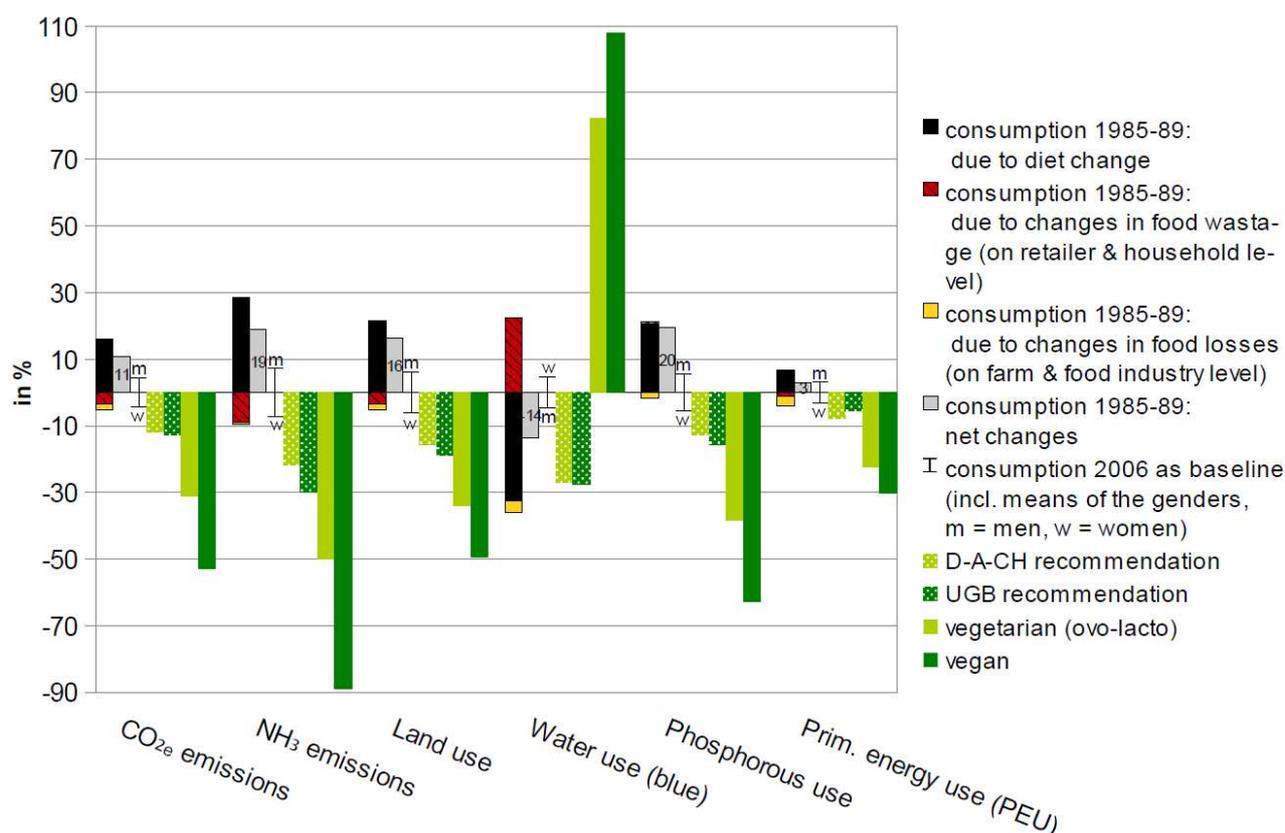


Fig. 1. Environmental impacts of food consumption in 2006 in Germany as baseline scenario in comparison to the years 1985-89 as well as dietary recommendations and dietary styles, based on 2,000 kcal person⁻¹ day⁻¹

Table 1 gives an overview over the nutrition-related environmental impacts in the year 2006 (incl. gender), 1985-89 and the recommendations as well as dietary styles. In figure

1 the results are shown relatively. With regards to the analysed scenarios the highest impact changes would be expected from the vegan and the ovo-lacto vegetarian diet. The impact potentials of the recommendations of UGB and D-A-CH range on the 3rd and 4th position, but are still significant. With exception of blue water the saving potentials of women are lower. In other words, the average female diet is already closer to the recommendations. In comparison to the years 1985-89 all indicators (exception blue water) show lower impacts, mainly derived by **changes in the diet**. In comparison to that, impact changes due to **food losses** and **food wastage** were lower and mainly contrarian, which could be explained by higher food losses in 2006 compared to 1985-89.

Discussion

Taking different reference years, countries, system boundaries and data sets into consideration our results are comparable to other studies. Nevertheless, limitations due to assumptions must be mentioned and have to be considered for proper interpretation of the results.

Conclusions

Depending on the indicator analysed, the German agri-food sector influences substantially various environmental impact categories. To address the corresponding environmental goals effectively (climate, resource and biodiversity protection etc.), the sector should be considered from a systemic point of view. As mentioned in this study, there exist three main strategies to stimulate production- and demand-side interventions resulting in environmental benefits: (i) efficiency gains by technical improvements in the supply chain as well as the method of agricultural production (conventional, organic, conv./organic optimized) (ii) reduced food losses and wastage as well as (iii) different diet profiles. As the results show, the highest environmental benefits expected would result in reduced food wastage and altered diet profiles. To tap the full potential of altered dietary patterns mainly younger and middle-aged men have to be addressed.

Zusammenfassung

Ziel

Im Mittelpunkt der Arbeit stand das Ziel, den Nahrungsmittel- und Getränkeverzehr in Deutschland auf Basis repräsentativer Daten ökologisch auszuwerten. Dabei konnte auf Verzehrsdaten aus der letzten nationalen Verzehrsstudie (NVSII) im Jahr 2006 zurückgegriffen werden, die eine Auswertung nach Geschlecht, Altersgruppen, sozialer Gruppe und Bundesländern ermöglichte.

Zudem wurde das Ernährungsverhalten im Jahr 2006 im Vergleich zu früheren Verbrauchsdaten (1961-2007) sowie im Kontext von Ernährungsempfehlungen (DGE, UGB) und Ernährungsweisen (ovo-lacto-vegetarisch, vegan) ökobilanziell ausgewertet, um Umweltentlastungspotentiale zu bestimmen und Anknüpfungspunkte für umweltpolitische Entscheidungen zu identifizieren.

Material und Methoden

Aufbauend auf repräsentativen Verbrauchs- und Verzehrsstatistiken wurde eine **attributive Input-Output Ökobilanz** nach ISO 14040/14044 (2006) durchgeführt. Im Bereich der agrarökologischen Bewertung konnte dabei auf das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' aus den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen zugegriffen werden, welches um Ökobilanzdaten aus landwirtschaftlichen Vorleistungen sowie aus nachgelagerten Bereichen (Verarbeitung, Handel/Transport, Verpackung) erweitert wurde (**Untersuchungsrahmen: cradle-to-store**). Zudem konnten Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (**dLUC, LU**) berücksichtigt werden. Die **funktionelle Einheit** wurde in der Arbeit definiert mit einem Kilogramm verbrauchtem Nahrungsmittel bzw. Getränk. Innerhalb der Analyse wurde zwischen 17 Nahrungsmittel- und sieben Getränkegruppen differenziert. In Bezug auf Umwelteffekte wurden folgende Indikatoren untersucht: Treibhausgas- und Ammoniakemissionen, Flächenbedarf, Bedarf an blauem Wasser, Phosphorbedarf sowie der Primärenergieverbrauch (PEV).

Ergebnisse

Der Ergebnisteil untergliedert sich in drei Bereiche. **Erstens** konnten produktgruppenspezifische Umweltprofile erstellt werden, die im groben die Ergebnisse anderer Autoren widerspiegeln: höhere Umweltbelastungen bei tierischen Produkten und niedrigere Belastungen durch die Bereitstellung von pflanzlichen Produkten (Ausnahme: Bedarf an blauem Wasser). Aufbauend auf amtlichen Produktions-, Handels- und Verbrauchsdaten konnten diese umweltspezifischen Faktoren genutzt werden, um **zweitens** auf Bundesebene zu

extrapolieren und die Effekte von Im- und Exporten des deutschen Agrar-Ernährungssektors ernährungsökologisch zu untersuchen. **Drittens** wurden die erstellten Umweltprofilaten genutzt, um die Verzehrdaten aus den beiden Nationalen Verzehrsstudien soziodemographisch sowie im Kontext von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen zu untersuchen. Einen gebündelten Überblick über die pro Kopf bezogenen Umwelteffekte im Jahr 2006, 1985-89 sowie von den Ernährungsempfehlungen und den Ernährungsweisen gibt Tab. 2. In Abb. 2 werden die Unterschiede prozentual dargestellt.

Tab. 2. Umwelteffekte der Ernährung in den Jahren 1985-89 und 2006 (inkl. Geschlechter), von Ernährungsempfehlungen (DGE, UGB) und Ernährungsweisen, auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

		1985-89 Mittelwert	2006 Mittelwert	2006 Männer	2006 Frauen	DGE (D-A-CH)	UGB	ovo-lacto- vegetarisch	vegan
CO _{2e} -Emissionen	t p ⁻¹ a ⁻¹	2,27	2,05	2,13	1,97	1,81	1,79	1,41	0,97
NH ₃ -Emissionen	kg p ⁻¹ a ⁻¹	7,6	6,4	6,8	6,0	5,0	4,5	3,2	0,7
Flächenbedarf	m ² p ⁻¹ a ⁻¹	2.433	2.090	2.202	1.977	1.765	1.698	1.378	1.056
Wasserbedarf (blau)	m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	24,9	28,8	26,1	31,4	21,0	20,8	52,5	59,8
Phosphorbedarf	kg p ⁻¹ a ⁻¹	7,7	6,4	6,8	6,1	5,6	5,4	4,0	2,4
Primärenergie- verbrauch (PEV)	GJ p ⁻¹ a ⁻¹	13,9	13,5	13,7	13,4	12,5	12,8	10,5	9,4

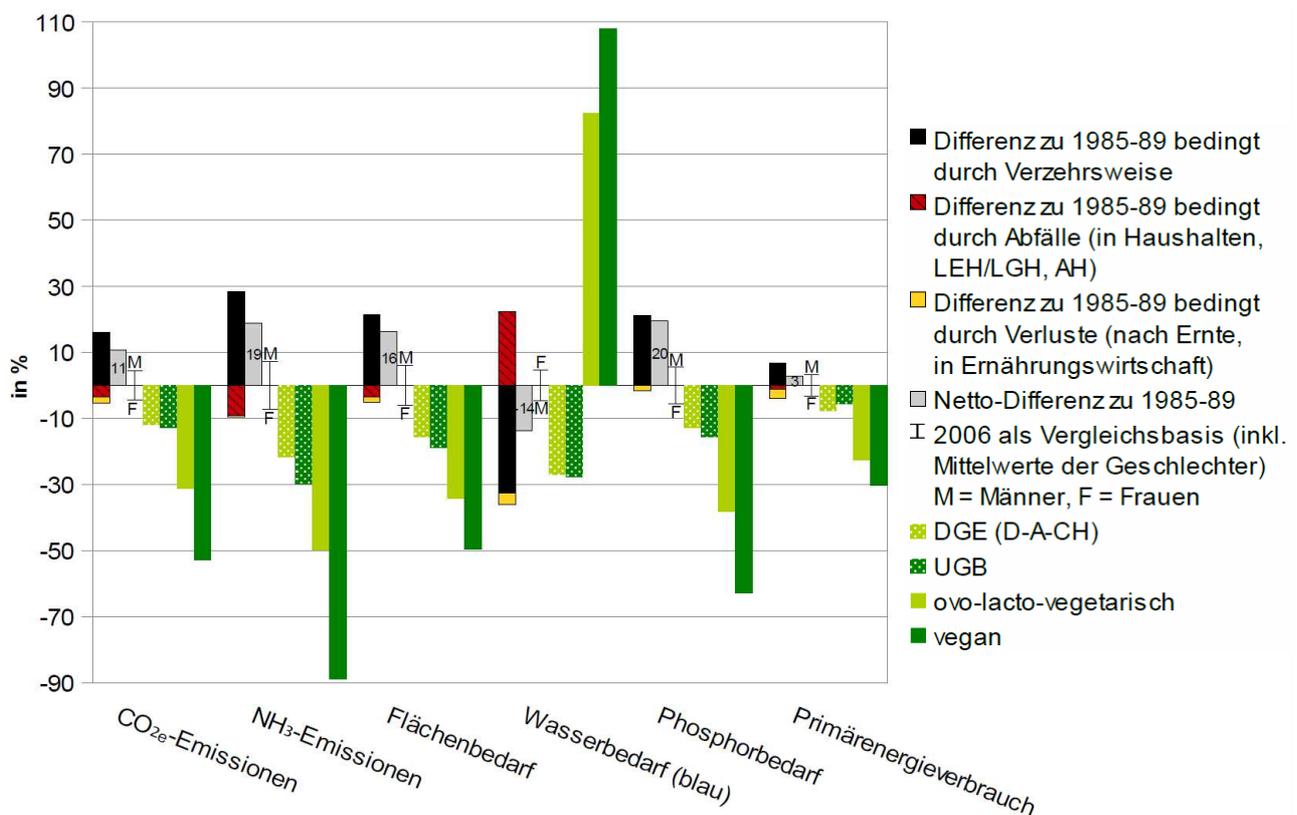


Abb. 2. Prozentuale Veränderungen der Umwelteffekte der Ernährung in den Jahren 1985-89, von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zum Jahr 2006, auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

In den untersuchten Szenarien würden sich die größten Veränderungspotentiale aus der veganen und ovo-lacto-vegetarischen Ernährungsweise ergeben. Die immer noch deutlichen Veränderungspotentiale der Ernährungsempfehlungen des UGB und der DGE rangieren diesbezüglich an dritter und vierter Position. Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser sind dabei die Einsparpotentiale bei den Frauen geringer. Im Vergleich zum Verzehr in den Jahren 1985-89 wurden bei allen Indikatoren, mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser, deutliche Umweltentlastungen festgestellt, die sich in erster Instanz aus **veränderten Verzehrsgewohnheiten** erklären. Umweltveränderungen durch **Nahrungsmittelverluste** und **-abfälle** waren demgegenüber geringer und großteils entgegengesetzt, was auf vermehrte Verluste und Abfälle in den relevanten Produktgruppen im Jahr 2006 gegenüber 1985-89 zurückzuführen ist.

Diskussion

Werden unterschiedliche Zeit- und Ortsbezüge sowie unterschiedliche Systemgrenzen und Datenquellen berücksichtigt, sind die Resultate in dieser Arbeit mit den Ergebnissen anderer Autoren vergleichbar. Nichtsdestotrotz müssen Einschränkungen, die sich aus den in der Bilanzierung gemachten Angaben ergeben, bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Schlussfolgerungen

In Abhängigkeit vom untersuchten Umweltindikator trägt der Agrar- und Ernährungssektor ganz wesentlich zu verschiedenen Umweltwirkungen in Deutschland bei. Um entsprechende Zielvorgaben zum Umweltschutz (Klima-, Ressourcen-, Biodiversitätsschutz etc.) möglichst effektiv zu verfolgen, sollte der Sektor aufgrund seines großen Einflusspotentials als Gesamtsystem betrachtet werden. Wie in der Arbeit gezeigt werden konnte, existieren drei verschiedene Strategieansätze, die durch produktions- und verbrauchsseitige Veränderungen zu Umweltentlastungen im Agrar- und Ernährungsbereich beitragen können: (i) Effizienzsteigerungen durch technische Innovationen in der gesamten Prozesskette sowie durch die landwirtschaftliche Produktionsweise (konventionell-, ökologisch, konv.-/ökol.-optimiert), (ii) Vermeidung von Verlusten und Abfällen, (iii) Umstellung von Ernährungsmustern. Wie die Ergebnisse zeigen, sind die höchsten Umweltentlastungen dabei durch verringerte Nahrungsmittelabfälle und veränderte Ernährungsmuster v.a. bei Männern im jüngeren und mittleren Alter zu erreichen.

1 Einleitung

Im Laufe der anhaltenden gesellschaftlichen Debatte um Umweltschutz, mit derzeit wichtigen Themen wie Klimawandel, Artenschwund und Ressourcenknappheit, gewinnt der Themenkomplex Landwirtschaft-Ernährung-Umwelt zunehmend an Bedeutung. Verschiedene Faktoren, wie Produktions- und Verzehrweisen, aber auch politisch-kulturelle Rahmensetzungen, entscheiden darüber, wie stark Umweltsysteme durch die Bereitstellung von Nahrungsmitteln beeinflusst werden. Die adäquate Versorgung der Bevölkerung mit ausreichenden, gesunden und abwechslungsreichen Nahrungsmitteln ist eine der Hauptaufgaben des Agrar- und Ernährungssektors. Allerdings werden mit der zunehmenden Verbreitung westlicher Konsummuster¹ durch einen erhöhten Verzehr von tierischen Produkten, gesättigten Fettsäuren und einfachen Kohlenhydraten nicht nur erhöhte Gesundheits-, sondern auch Umweltrisiken diskutiert. Mit Ausnahme der Unterbrechungen durch die beiden Weltkriege war seit der letzten kartoffelfäulebedingten Hungersnot in den Jahren 1846/47 die Versorgung der Bevölkerung in Deutschland mit quantitativ ausreichenden Nahrungsmitteln gewährleistet (TEUTEBERG & WIEGELMANN 1986). Im ganzen 19. Jahrhundert bildeten jedoch noch pflanzliche Nahrungsmittel „das eigentliche Rückgrat der Volksernährung. [...] Erst im Jahr 1911 konnten sich die animalischen Nahrungsmittel endgültig den ersten Platz sichern“ (ebd., S. 275). Westliche Konsummuster, die zunehmend auch in Schwellen- und Entwicklungsländern Einzug erhalten, führen insgesamt zu einer quantitativ besseren Versorgung weiter Bevölkerungsgruppen. Allerdings steht die übermäßige Praxis westlicher Konsummuster auch im Zusammenhang mit Wohlstandserkrankungen wie Übergewicht, Gicht, Diabetes und Krebs (sog. *noncommunicable diseases*, WCRF 2007). Zudem ist die Bereitstellung der Nahrungsmittel und Getränke an intensive agrarindustrielle Produktionsweisen gekoppelt, die in globale Warenströme und Wertschöpfungsketten eingegliedert sind. Allesamt Faktoren, die bezüglich ihrer agrar-ökologischen Tragfähigkeit und ihrer Auswirkungen auf umgebende Ökosysteme zu untersuchen und zu diskutieren sind.

Nicht-nachhaltige Verzehr- und Produktionspraktiken verschärfen die Einflussnahme des Menschen auf globale und lokale Schutzgüter. Der internationale Handel mit Agrargütern und Nahrungsmitteln, in den Deutschland als weltweit zweitgrößter Importeur und dritt-

¹ sog. *western dietary patterns* nach WCRF (2007), umgangssprachlich auch als *western style diet* bezeichnet

größter Exporteur stark eingebunden ist (BMELV 2010), beeinflusst Ökosysteme global und führt zu Wirkungsverlagerungen in andere Erdteile. Neben der Beeinträchtigung von Ökosystemen und daran gekoppelten Leistungen (sog. *ecosystem services*) wird gleichzeitig deren natürliche Regenerationskraft und Anpassungsfähigkeit geschmälert (MEA 2005). Nach der Definition der Brundtlandschen Bedürfnisgerechtigkeit jetziger und zukünftiger Generationen (WCED 1987) werden damit ökologische, soziale und gesundheitliche Folgekosten nicht nur ins Ausland (intra-generationell), sondern auch in die Zukunft externalisiert (inter-generationell). Westliche Konsummuster belasten somit nicht nur die Gesundheit und Gesundheitssysteme in Industrie- und Schwellenländern, sondern führen auch zu Externalisierungen von Umweltkosten, die sich nachteilig auf andere Menschen im Ausland und auf zukünftige Generationen auswirken. Als Antwort darauf wurden bereits verschiedene politische Zielvorgaben gesetzt. So fordert eine Hauptmaßnahme des Abschlusscommuniqués der Rio 20+ Konferenz die „*Förderung nachhaltiger Verbrauchs- und Produktionsmuster*“ (UN 2012, S. 11). Auf europäischer Ebene sollen bis „*spätestens 2020 Anreize für gesündere und nachhaltigere Erzeugungs- und Verbrauchsstrukturen weit verbreitet sein und zu einer Reduzierung des Ressourceninputs in die Lebensmittelkette um 20% geführt haben. Die Entsorgung von genusstauglichen Lebensmittelabfällen in der EU sollte halbiert worden sein*“ (EU-Kom 2011, S. 21).

In diesem Kontext möchte vorliegende Arbeit Ansatzpunkte im Bereich Ernährung für eine nachhaltigere Entwicklung identifizieren und auf Basis repräsentativer Verzehr- und Umweltdaten in Deutschland Umweltschutzpotentiale quantifizieren.

1.1 Umweltbilanzierung von Nahrungsmitteln und Verzehrsmustern

Basierend auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen werden quantitative Umweltbewertungen landwirtschafts- und ernährungsbezogener Aktivitäten seit Anfang der 1970er Jahre durchgeführt. In Abhängigkeit der Problemstellung und der zur Verfügung stehenden Datenbasis haben sich verschiedene Methoden und Konzepte etabliert, die im folgenden kurz erwähnt werden: Ökobilanzen (LCA), Input-Output-Analysen / Umweltökonomische Gesamtrechnungen (EE-IOA², UGR), Stoffstromanalysen, Ökoeffizienzanalysen, Öko-Audits, Betriebliche Umweltmanagementsysteme u.a.m. In Kapitel 2 (Methoden- und Datenauswahl, S. 24ff.) werden entsprechende Methoden und Konzepte genauer vorgestellt,

2 *Environmental-extended input-output analysis*

sowie die methodischen Ansätze, die dieser Arbeit zugrunde liegen, herausgearbeitet.

1.1.1 Problemstellung und Kenntnisstand

Bedeutsam in der Umweltbewertung von Nahrungsmitteln und Verzehrweisen sind Ökobilanzen (LCA) und umweltbezogene Input-Output-Analysen (EE-IOA, UGR). Im Zuge des Aufbaus und der Weiterentwicklung produktspezifischer Umweltdatenbanken sowie der zunehmenden Relevanz des Themenkomplexes Ernährung-Landwirtschaft-Umwelt ist in den letzten Jahren eine Zunahme von wissenschaftlichen Publikationen in diesem Bereich festzustellen. Die Datenbank *Web of Knowledge* listet insgesamt 230 Artikel zu den Suchbegriffen „Ökobilanz + Nahrungsmittel“ sowie 51 Treffer zu „Input-Output-Analyse + Nahrungsmittel“ mit einer starken Zunahme seit dem Jahr 2000. Während Ökobilanzstudien in der Regel auf einem *bottom-up* Ansatz basieren, d.h. aus spezifischen und detaillierten Einzeluntersuchungen hervorgehen, basieren Input-Output-Analysen auf einem *top-down* Ansatz, d.h. auf umweltspezifischen Input-Output-Tabellen der (amtlichen) Statistik. Zur Einordnung der Suchbegriffe sei auf diese beiden methodischen Ansätze an dieser Stelle nur hingewiesen. Die damit verbundenen Implikationen hinsichtlich des Forschungsziels werden in Kapitel 2.2 (S. 32ff.) dargestellt. Die folgende Tab. 3 gibt einen Überblick über die Treffer nach Suchbegriffen. In Abb. 3 sind die Treffer im Zeitverlauf dargestellt.

Produktspezifische Ökobilanzstudien („life cycle assessment“ + foods) kommen dabei am häufigsten vor, gefolgt von input-output basierten Untersuchungen. Die kleinere Anzahl von verzehrmusterspezifischen Untersuchungen ergibt sich daraus, dass sich Verzehrsmuster aus verschiedenen Einzelnahrungsmitteln zusammensetzen, und aus diesem Grund eine umfangreichere Datenbasis zur Verfügung stehen muss. Bedingt durch die Fülle der Veröffentlichungen werden im Folgenden ausschließlich ausgewählte und für diese Arbeit relevante Publikationen vorgestellt.

Tab. 3. Publikationsrecherche im *Web of Knowledge*³

Suchbegriffe	Treffer
„life cycle assessment“ + food	230
„life cycle assessment“ + food + patterns	20
„input-output-analysis“ + foods	51
„input-output-analysis“ + food + patterns	8

³ Recherche am 12.12.11 unter <http://apps.webofknowledge.com>

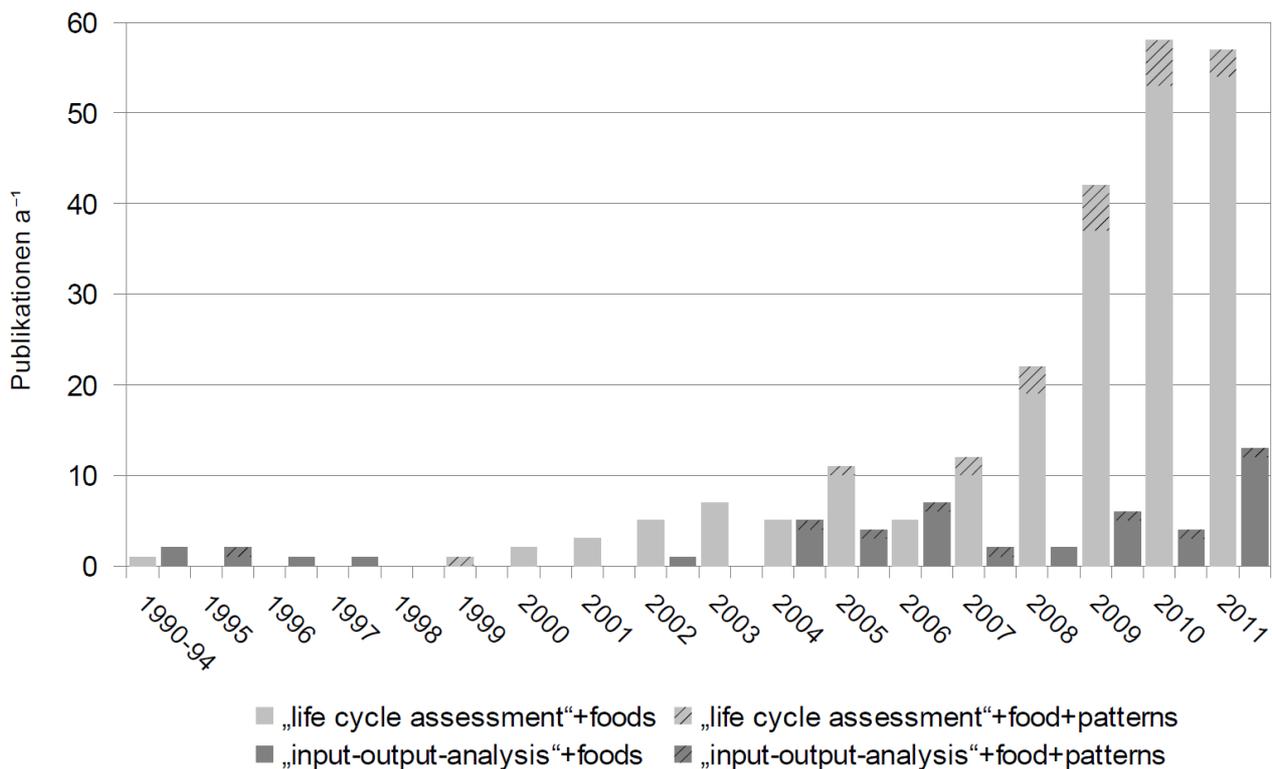


Abb. 3. Publikationen im Zeitverlauf

Methoden zur umweltbezogenen Bilanzierung von Nahrungsmitteln und Verzehrswesen werden seit Mitte der 1970er Jahre diskutiert (PIMENTEL ET AL. 1973, LEACH 1975, SLESSER ET AL. 1977, CREMER & OLTERS DORF 1979). In Folge der Ölkrise Anfang der 1970er Jahre und der 1972 im Auftrag des *Club of Rome* veröffentlichten Studie 'Grenzen des Wachstums' (MEADOWS ET AL. 1972) fanden in Bezug auf Nahrungsmittel dabei vor allem Berechnungen hinsichtlich der Knappheit fossiler Energieträger, landwirtschaftlich nutzbarer Flächen und abiotischer Ressourcen (Mineralien zur Düngemittelherstellung etc.) statt. Methodisch basierten die von LEACH (1975) und SLESSER ET AL. (1977) gemachten Berechnungen zur Nahrungsmittelproduktion auf den aus den Wirtschaftswissenschaften bekannten Input-Output-Analysen (LEONTIEF 1970, 1986). SLESSER ET AL. (1977) untersuchten zudem die Energieintensitäten unterschiedlicher Verzehrswesen.

Im Zuge der Diskussion des anthropogenen Einflusses auf den Treibhauseffekt, die sich verstärkt nach der Veröffentlichung des Berichtes 'Unsere gemeinsame Zukunft' der Brundtland-Kommission für Umwelt und Entwicklung, des sog. Brundtland-Berichts, entwickelt hat (WCED 1987), rückte die Einflussanalyse und -bewertung von Produkten, Prozessen und Systemen hinsichtlich deren klimatischen Folgen vermehrt in den Fokus (MEI-

ER & SCHLICH 1996). Energiebilanzen als Vorstufe zur Abschätzung der Klimarelevanz unterschiedlicher Bodennutzungssysteme der Landbewirtschaftung wurden von HAAS & KÖPCKE (1994) im Rahmen der Enquete-Kommission 'Schutz der Erdatmosphäre' vorgelegt. In dieser Kommission wurde von KRAMER ET AL. (1994) zudem die Klimarelevanz des Ernährungssektors beschrieben. Dabei wurde in einer Grobanalyse anhand der Indikatoren CO₂-Äquivalente und Primärenergieeinsatz der Gesamteinfluss der Ernährung in der Bundesrepublik Deutschland (ohne neue Bundesländer, Basisjahr 1991) abgeschätzt.

TAYLOR (2000) bilanzierte auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie I und der Gießener Vollwert-Ernährungsstudie den Einfluss unterschiedlicher Ernährungsweisen⁴ sowie unterschiedlicher Produktionsverfahren (konventionell, ökologisch). Zur Bilanzierung der Umweltindikatoren Primärenergieeinsatz, Treibhausgas- und Versauerungspotential wurden hierzu Ökobilanzergebnisse verwendet, die mit der Software GEMIS modelliert wurden.

Neben einem ausführlichen Methodenvergleich gab JUNGBLUTH (2000) einen umfassenden Überblick über die bis dahin ökobilanziell erfassten Nahrungsmittel nach Produktionsweisen (konventionell, integriert, ökologisch). Im Kontext einer Tagebuchstudie für den Einkauf von Fleisch und Gemüse (Studienpopulation n=134) in der Schweiz untersuchte dieser die ökologischen Einsparpotentiale unterschiedlicher Handlungsoptionen. Die Bewertungsmethoden *Eco-indicator 95* und die der *Umweltbelastungspunkte* vergleichend, wurde ein breites Set an Wirkungskategorien⁵ analysiert. Zudem wurde in der Arbeit ein Konzept für eine Ökobilanz mit einem modularen Ansatz ausgearbeitet, welches auch ansatzweise im Rahmen dieser Arbeit verwendet werden soll.

Weitere Arbeiten, die sich mit den Umweltwirkungen verschiedener Handlungsoptionen und Verzehrweisen im deutschsprachigen Raum auseinandersetzen, sind die von SEEMÜLLER (2000), WIEGMANN ET AL. (2005) und WOITOWITZ (2007). SEEMÜLLER (2000) untersuchte in seiner Arbeit den Einfluss veränderter Verzehrsmuster im Hinblick unterschiedlicher Landbewirtschaftungssysteme (konventionell, ökologisch). Er kommt u.a. zu dem Ergebnis, dass bei einer Reduktion des Anteils „tierischer“ Kalorien von 39% auf 24% im Bundesdurchschnitt, die landwirtschaftliche Nutzfläche Deutschlands ausreichen würde, die Versorgung zu 100% mit Lebensmitteln aus ökologischem Anbau sicherzustellen. Der Anteil „tierischer“ Kalorien von 24% entspräche dabei dem Verhältnis in der italienischen Durchschnittskost, sprich einer mediterranen Kost (ebd.). Im Rahmen des Gemeinschafts-

4 TAYLOR (2000) unterschied dabei zwischen Mischkost, vegetarischer und nicht-vegetarischer Vollwertkost

5 JUNGBLUTH (2000) untersuchte folgende Indikatoren: Treibhausgaspotential, Kanzerogenität, Pestizide, Schwermetalle, Wintersmog, Energieressourcen, Überdüngung, Ozonabbau, Photosmog, Versauerung, Radioaktivität

projekts 'Ernährungswende' untersuchten WIEGMANN ET AL. (2005) unterschiedliche Ernährungsstile stoffstromanalytisch. Mittels der Bilanzierungssoftware GEMIS wurden die Umweltwirkungskategorien Treibhausgas- und Versauerungspotential szenarienhaft untersucht und den Bereichen Innerhaus- und Außerhausverzehr zugeordnet. WOITOWITZ (2007) stellt in seiner Untersuchung die Frage, welchen Einfluss ein verminderter Fleischkonsum bzw. ein verminderter Konsum tierischer Produkte auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren⁶ hat. Bei der Reduzierung orientierte er sich dabei an den Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (ebd., DGE 2006).

Auf Basis agrarstatistischer Input-Output-Tabellen beschreiben SCHMIDT & OSTERBURG (2009) im sog. Berichtsmodell 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen die Effekte der deutschen Landwirtschaft mittels ökologischer, ökonomischer und sozialer Indikatoren. Im Gegensatz zu früheren gesamtsektoralen Arbeiten (HAAS & KÖPCKE 1994, KRAMER ET AL. 1994) wurde dabei im Zeitverlauf zwischen 41 verschiedenen Agrarproduktgruppen und 17 Indikatoren unterschieden. In Kapitel 2 (S. 30ff.) wird auf die Arbeit von SCHMIDT & OSTERBURG (2009) detaillierter eingegangen.

CARLSSON-KANYAMA (1998) analysierte in einer Ökobilanz den Einfluss unterschiedlicher Menükomponenten auf Treibhausgasemissionen in Schweden. Neben dem überproportionalen Einfluss tierischer Komponenten, unterstreicht die Autorin, dass Effizienzfortschritte im technischen Bereich (bspw. im Transportwesen durch niedrigere Kraftstoffverbräuche pro LKW) dazu tendieren, durch einen Mehrkonsum untergraben bzw. sogar überkompensiert zu werden (ebd.). In einer weiteren Arbeit untersuchten CARLSSON-KANYAMA & GONZALES (2009) das Verhältnis der zur Verfügung gestellten Eiweiße und entsprechender Treibhausgasemissionen.

Neben dem Energie- und Flächenbedarf ermittelte GERBENS-LEENES (2006) den Wasserbedarf der Durchschnittskost in den Niederlanden. Zudem verglich sie ihre Ergebnisse mit anderen europäischen Verzehrsmustern sowie offiziellen Ernährungsempfehlungen in den Niederlanden.

WEIDEMA ET AL. (2008) untersuchten auf Basis nationaler Input-Output-Tabellen und sog. NAMEA⁷-Matrizen den Einfluss des Verbrauchs von Fleisch- und Milchprodukten innerhalb der EU-27. Von den 15 untersuchten Umweltwirkungskategorien war der Einfluss der Ernährung auf folgende Kategorien am größten: Ökotoxizität, Eutrophierung, Flächenbedarf

6 WOITOWITZ (2007) untersuchte die Indikatoren Primärenergieverbrauch, Treibhausgaspotential, Arbeitskräfteeinsatz, Flächeninanspruchnahme

7 *National accounting matrices with environmental accounts*

und Versauerung.

STEHFEST ET AL. (2009) untersuchten mit der Modellierungssoftware IMAGE (*Integrated Model to Assess the Global Environment*) den Einfluss eines verminderten Verzehrs tierischer Produkte auf globaler Ebene in Bezug auf Treibhausgasemissionen und Flächenbedarf. In einer ähnlichen Arbeit berechneten POPP ET AL. (2010) mit dem Modell MagPIE (*Model of Agricultural Production and its Impact on the Environment*) die Kosten verschiedener Umweltschutzstrategien im Ernährungsbereich. Demnach sind Verzehr-, und damit Nachfrageänderungen (Suffizienz- und Substitutionsansatz⁸) deutlich günstiger als produktions- und verfahrenstechnische Lösungen (Effizienzansatz), um Klimaschutzziele zu erreichen.

LEIP ET AL. (2010) ermittelten mit einem *top-down* Ansatz produktspezifische Treibhausgas-, Ammoniak- und NO_x-Emissionen im Tierhaltungssektor innerhalb der Mitgliedstaaten der EU-27. Als Bilanzierungsmodell fungierte dabei CAPRI (*Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System*). Neben klassischen landwirtschaftlichen und verarbeitungsspezifischen Emissionen wurden dabei Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) in verschiedenen Szenarien kalkuliert.

MUÑOZ ET AL. (2010) erstellten auf Basis verschiedener Produkt-Ökobilanzen die Umweltbilanz der spanischen Durchschnittskost. Im Rahmen des kompletten Lebenszyklus der untersuchten Nahrungsmittel wurde in dieser Arbeit besonderer Wert auf die Abfallphase (inkl. Abwasser- und Klärschlammbehandlung) gelegt.

TUKKER ET AL. (2011) untersuchten, ein breiteres Spektrum an Umwelteinflüssen abdeckend, die Einflüsse verschiedener Verzehrweisen und möglicher Rebound-Effekte innerhalb der EU-27. Basierend auf europaweit konsistenten Input-Output-Tabellen (E3IOT) und der Bilanzierungssoftware CAPRI wurden folgende Umweltwirkungen betrachtet: abiotischer Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonschichtzerstörung, Humantoxizität, Ökotoxizität, Entstehung bodennahen Ozons, Versauerung und Eutrophierung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die Umweltbewertung des Agrar- und Ernährungssektors innerhalb der letzten Jahrzehnte stark professionalisiert und diversifiziert hat, teilweise auch institutionalisiert wurde. Für viele große Unternehmen im Agri-Food-Sektor ist die regelmäßige Erstellung von Nachhaltigkeitsberichten (inkl. Ökobilanzen von Produkten und Prozessen) im Rahmen von unternehmerischer Gesellschaftsverantwortung (*corporate social responsibility*, CSR) Standard. Im Zuge besserer und umfas-

8 zur begrifflichen Abgrenzung vgl. Kapitel 1.2, S.19

senderer Umweltdaten werden Versuche unternommen, neben klassischen Umweltindikatoren wie Energieverbrauch und Schadgasemissionen, weitere aus Umweltsicht hoch brisante Themen wie Biodiversitäts-, Waldverlust und Wasserknappheit in Bewertungssysteme zu integrieren.

Darüber hinaus sind v.a. Unternehmen interessiert, ökonomische Belange in die Ausrichtung ihres Umweltengagements zu integrieren. Methoden wie das *Life Cycle Costing* (LCC) oder der Ökoeffizienzanalyse (SALING ET AL. 2002) sind daraus hervorgegangen. Ein weiteres Ziel in Richtung einer umfassenden quantifizierbaren Nachhaltigkeitsanalyse wird durch die Integration **gesellschaftlicher bzw. sozialer Auswirkungen** in den Kriterienkatalog erreicht. Ein wichtiger Grundstein im Hinblick auf ein international standardisiertes Bewertungsverfahren wurde hierbei durch die SETAC/UNEP *Life Cycle Initiative* gelegt (SETAC/UNEP 2009).

1.2 Zielpfade ökologischer Nachhaltigkeit im Agrar- und Ernährungssektor

Bedeutsam im Hinblick auf Lösungsansätze von Nachhaltigkeitsproblemen im Agrar- und Ernährungsbereich ist die Unterscheidung der Untersuchungsperspektiven: Umweltbewertung auf Produktions- oder auf Nachfrageseite. Produktions- bzw. Produktanalysen zielen in der Regel darauf ab, Herstellungsverfahren ökonomisch und ökologisch zu optimieren, um durch ein günstigeres Input-Output-Verhältnis mehr Nutzen und geringere Kosten zu generieren (Effizienzansatz). Innerhalb des produktionsspezifischen Untersuchungsrahmens ist diese technische Herangehensweise legitim, greift jedoch im Hinblick einer Gesamtbewertung der gesellschaftlichen Nachfrage nach mannigfaltigen Produkten und Dienstleistungen zu kurz. Technische Fortschritte allein (z.B. verbesserte Fütterungsstrategien, kraftstoffsparende Traktoren oder effizientere Kaffeemaschinen) führen in der Regel durch effizientere Technologien und ein effizienteres Design zu geringeren Stückkosten und damit geringeren Verkaufspreisen an den Endkonsumenten. Bis zu einem gewissen Punkt der Sättigung können diese verringerten Preise eine stärkere Nachfrage induzieren, was ein Rebound-Dilemma⁹ verursacht: Umweltgewinne durch eine effizientere und damit kostengünstigere Produktion der Güter werden so durch eine verstärkte Nachfrage konterkariert, was im Endeffekt zu einer Nettobelastung der Umwelt führen kann (DRUCKMAN ET AL. 2011, WEIZSÄCKER ET AL. 2010).

9 in der Literatur auch beschrieben als 'Jevons Paradox' oder 'Khazzom-Brooks-Postulat' (vgl. HERTWICH 2005, WEIZSÄCKER et al. 2010, SANTARIUS 2012)

Um dieses Problem zu lösen, wurde in der transdisziplinären Forschungsdisziplin der 'Industriellen Ökologie'¹⁰ die Strategietriade von **Effizienz, Suffizienz und Konsistenz** entwickelt (HUBER 2000). HUBER argumentiert, dass ein „wirklich nachhaltiger Entwicklungspfad“ nur dann eingeschlagen werden kann, wenn sich die Resultate aus Effizienzsteigerungen widerspruchsfrei (d.h. konsistent) mit globalen Umweltzielen vereinbaren lassen. Vor dem Hintergrund der Anfälligkeit von Effizienzgewinnen für Rebound-Effekte kann dies jedoch nur gelingen, wenn sie durch Suffizienzmaßnahmen flankiert werden. Damit sind steuerungspolitische Maßnahmen gemeint, die einem Mehrkonsum entgegenwirken.

Was bedeutet das für den Agrar- und Ernährungsbereich?

Um einen „wirklich nachhaltigen Entwicklungspfad“ (HUBER 2000) im Bereich Landwirtschaft-Ernährung einzuschlagen, sind Effizienzsteigerungen im Agrar- und Ernährungssektor (in der Produktion, Verarbeitung, Distribution, im Inner- und Außerhausverzehr etc.) notwendig, aber nicht hinreichend. Suffizienz spielt in der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten in der Wertschöpfungskette und in der Vermeidung von Nahrungsmittelabfällen im Haushalt eine Rolle, kann jedoch bezogen auf den eigentlichen Verzehr gesamtgesellschaftlich keine Option sein. Denn Ernährung dient nicht nur der ausreichenden, sondern der optimalen Versorgung des menschlichen Stoffwechsels mit Makro- und Mikronährstoffen. In Anbetracht der Tatsache, dass der Begriff der Suffizienz nicht nur mit einer Verhinderung von Mehrkonsum, sondern auch mit Konsumverzicht bzw. Abstinenz verbunden wird, ist eine vollständige Übertragung der drei Kriterien Effizienz, Suffizienz und Konsistenz auf den Agrar-Ernährungsbereich nicht befriedigend. Hinzu kommt, dass sich der Mensch als Omnivor (Allesesser) aus einer Vielfalt an Nahrungsmitteln optimal ernähren kann, und in folge - bis zu einem gewissen Grad - Nahrungsmittel durch andere ersetzen vermag, ohne gesundheitlichen Schaden zu nehmen. Um einen „wirklich nachhaltigen Entwicklungspfad“ (ebd.) im Bereich der Ernährung einzuschlagen, erscheint es deshalb notwendig, das Merkmal der Suffizienz zu spezifizieren und das Kriterium der **Substitution** neu einzuführen. Angepasst an das Agrar- und Ernährungssystem lassen sich die drei modifizierten Kriterien der Effizienz, Suffizienz und der Substitution unter dem Dach der Konsistenz mit folgenden Kernfragen umschreiben:

- 1) Effizienz (Wirkungsgrad): Wie effizient können Nahrungsmittel produziert, verarbeitet, distribuiert sowie zubereitet und entsorgt werden?

10 vgl. SOCOLOW ET AL. (1994), GRAEDEL (1994), AYRES & AYRES (1996)

- 2a) Suffizienz in Bezug auf Nahrungsmittelverluste/-abfälle: Inwieweit können entlang der Wertschöpfungskette und im Haushalt Nahrungsmittelverluste reduziert werden?
- 2b) Suffizienz in Bezug auf Verzehr: Inwieweit können Personengruppen mit einer positiven Energie- und Nährstoffbilanz (Übergewichtige, Adipöse) ihre Nahrungsaufnahme reduzieren?
- 3) Substitution: Bis zu welchem Grad können ressourcenintensiv produzierte Nahrungsmittel im Haushalt durch den Verbraucher (Verzehrweise), aber auch in der Ernährungswirtschaft, durch umweltfreundlichere, jedoch physiologisch gleichrangige, ersetzt werden?

Da die Prozesse der Produktion und des Verbrauchs über die bereitgestellten Produkte unweigerlich miteinander verzahnt sind, sind produktions- sowie verbrauchsseitige Maßnahmen mit dem Ziel einer geringeren Umweltbelastung zu einem gewissen Grad innerhalb aller genannten Strategien denkbar. Allerdings entscheidet über deren Erfolg, wie stark Umweltschutzmaßnahmen in beide Bereiche eingebettet und aufeinander abgestimmt sind. Beispielsweise müssen einerseits effizientere Kühlgeräte entwickelt und produziert werden. Auf der anderen Seite bedarf es informierter Verbraucher, die es sich auch leisten können, diese Produkte nachzufragen. Dieses Beispiel ließe sich auch auf umweltfreundlichere Nahrungsmittel übertragen. Um optimal zu funktionieren, also um konsistent zu sein, muss Umweltschutz immer gleichermaßen aus Produktions- und Verbrauchersicht gedacht werden. Ansonsten verpuffen Potentiale oder werden durch Rebound-Effekte zunichte gemacht.

Hinsichtlich der Wirksamkeit bzw. Konsistenz der drei genannten Ansätze zeigen Arbeiten von OSTERBURG ET AL. (2009) und STEHFEST ET AL. (2009), dass effizienzsteigernde Maßnahmen nicht überschätzt, und Maßnahmen im Bereich der Substitution/Suffizienz nicht unterschätzt werden sollten. Ohne Berücksichtigung des schmälernenden Einflusses von Rebound-Effekten beziffern McMICHAEL ET AL. (2007) und WEIDEMA ET AL. (2008) die maximalen Reduktionspotentiale durch technologische Effizienzgewinne auf unter 20%. Hierbei schließen die Autoren Maßnahmen im Bereich der Müllvermeidung bereits mit ein. POPP ET AL. (2010) konstatieren, dass Verzehr- und damit Nachfrageänderungen einflussreicher und deutlich günstiger sein können, um positive Umwelteffekte im Bereich der Ernährung zu erreichen.

1.3 Ernährungsrelevante Umweltwirkungskategorien

Neben den in der Literaturübersicht genannten Umweltwirkungskategorien sind weitere Umwelteffekte im Bereich der Ernährung bedeutsam. Die folgende Tab. 4 gibt einen Überblick über die wichtigsten Umweltindikatoren und deren Wirkungskategorien, die in der Quantifizierung von Umwelteffekten im Bereich Landwirtschaft-Ernährung eine Rolle spielen. Dabei werden die Indikatoren in Input- und Output-Indikatoren untergliedert. Während Output-Indikatoren Aufschluss über die Freisetzungen (*releases*) von Schadstoffen in unterschiedliche Umweltmedien geben, informieren Input-Indikatoren über die stattgefundenen Ressourcennutzung (*resource use*). Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden die in Tab. 4 fett markierten Indikatoren untersucht (siehe dazu vertiefend Kapitel 2.4, S. 43ff.).

Innerhalb der Wirkungsabschätzung wird zwischen sog. *midpoint*- und *endpoint*-Kategorien unterschieden, wobei letztere sich aus ersten zusammensetzen. Werden alle *endpoint*-Kategorien zu einem Einzelwert aggregiert, spricht man von sog. Einpunkt- bzw. Ökopunktverfahren (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Diese wurden entwickelt, um die komplexen Wirkungsweisen verschiedener Umweltwirkungskategorien anschaulich zusammenzufassen und in einem Wert darzustellen. Allerdings ist mit einer zunehmenden Aggregation von Einzelwerten auch eine zunehmende Intransparenz verbunden, was die Interpretation erschwert. Zudem werden bei Einpunktverfahren unterschiedliche Gewichtungen der Wirkungskategorien unterstellt, was für die Interpretation des Endwertes entsprechende Vorkenntnisse voraussetzt.

Tab. 4. Umweltindikatoren im Bereich Landwirtschaft-Ernährung nach KLÖPFFER & GRAHL (2009), WEIDEMA ET AL. (2008), TUKKER ET AL. (2006), JUNGBLUTH (2000)

	Umweltindikatoren ¹¹ (auf Sachbilanzebene)	Wirkungskategorien (auf Wirkungsbilanzebene)	
		midpoint-Kategorie	endpoint (damage)-Kategorie
Output- Indikatoren	PO ₄ ³⁻ -Äquivalente (P, CSB,N, NH ₃ /NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ /HNO ₃ u.a.m.)	Eutrophierungspotential Wasser	
	PO ₄ ³⁻ -Äquivalente (NH ₃ , NO _x)	Eutrophierungspotential Boden	Qualität von Ökosystemen
	PSM-, Schwermetall-Äquivalente	Flora- und Faunatoxizität	
	CO ₂ -Äquivalente (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, SF ₆ , FKW, HFKW)	Treibhausgaspotential (Klimaänderung) ¹²	
	Prozentualer Artenrückgang	Bio- und Agrodiversität	
	SO ₂ -Äquivalente (NO _x , SO ₂ , H ₂ S, HCl, HF, NH ₃ u.a.m.)	Versauerungspotential	
	C ₂ H ₄ -Äquivalente	Smog-/Ozonbildungspotential (troposphärisch)	
	CFC 11-Äquivalente	Ozonerstörungspotential (stratosphärisch)	
	Geruchsschwellenwerte ¹³ (NH ₃ , H ₂ S u.a.m.)	Geruchsbelastung	
	Schalldruck in Dezibel	Lärm	Menschliche Gesundheit ¹⁴
PSM-, Schwermetall-, Radionuklid-Äquivalente	Humantoxizität		
Input- Indikatoren	Energieverbrauch	Verbrauch nicht-/erneuerbarer Energie	
	Flächenbedarf	Landnutzung, Flächendruck auf Ökosysteme	
	Wasserbedarf (direkt, virtuell)	Wassernutzung, Nutzungskonkurrenz	Biotische und abiotische Ressourcennutzung
	Antimon-(Sb)-Äquivalente (Cd, Pb, Hg, Cu, Sn, Zn u.a.m.)	Abbau von Mineralien (ADP ¹⁵), MIPS ¹⁶	
	N, P, K, Ca-Verbrauch	Abbau von Mineralien, Nährstoffeffizienzen	

11 Eine vollständige Liste der Umweltindikatoren und entsprechender Wirkungspotentiale in CML (2010)

12 nach ISO 14040/14044 (2006) eine midpoint-Kategorie

13 bspw. OTV *Odour threshold values* nach GUINÉE (2002)

14 bspw. in DALY *Disability-adjusted lost life years* nach WHO (2006)

15 ADP = *Abiotic Depletion Potential*

16 MIPS = *Materialintensität pro Serviceeinheit* nach SCHMIDT-BLEEK & BIERTER (1998)

2 Methoden- und Datenauswahl

Die Komplexität der Umweltwirkungen landwirtschafts- und ernährungsbezogener Aktivitäten sowie die Vielfalt möglicher Zielstellungen und Betrachtungsweisen führte innerhalb der letzten Jahrzehnte zur Entwicklung verschiedener Bewertungskonzepte, die sich in Teilbereichen überschneiden oder ergänzen können (Tab. 5). Aufgrund der Vielfalt der in diesem Bereich entwickelten Konzepte und Modelle können an dieser Stelle nur ausgewählte und für diese Arbeit bedeutsame Konzepte vorgestellt werden. Einen breiteren Überblick geben dazu GRIEBHAMMER ET AL. (2007), BOCKSTALLER ET AL. (2006), OSTERBURG ET AL. (2009), MEINHOLD (2010) und KLÖPFFER & GRAHL (2009).

Die in der Tabelle fett markierten Konzepte finden im Rahmen dieser Arbeit Anwendung.

Tab. 5. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertungskonzepte im Bereich Landwirtschaft-Ernährung

Fokus	Sachbilanzebene	Wirkungsbilanzebene
Produktspezifischer Fokus (bottom-up)	<p>Ökobilanz (LCA) nach ISO 14040/14044 (2006)</p> <p>CO₂-Fußabdruck nach ISO 14067 (2011)</p> <p>Ökoeffizienzanalyse</p> <p>Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse (PROSA, SEEBALANCE® u.a.m)</p> <p>Stoffstromanalyse¹⁷ (Energie-, Material- und Wasserbilanz)</p>	
Betriebswirtschaftlicher Fokus (bottom-up)	<p>Betriebliche Umweltmanagementsysteme im Bereich Landwirtschaft (REPRO¹⁸, KSNL¹⁹, SALCA²⁰, INDIGO®²¹ u.a.m.)</p> <p>Öko-Audit (EMAS) nach ISO 14001 (2004)</p> <p>Stoffstromanalyse (Energie-, Material- und Wasserbilanz)</p>	
Volkswirtschaftlicher/ sektoraler Fokus (top-down)	<p>Umweltspezifische Input-Output-Analysen (EE-IOA)²² im Bereich Landwirtschaft/Ernährung (UGR²³, EIPRO²⁴, EXIOBASE²⁵ u.a.m.)</p> <p>Nachhaltigkeitsanalyse (SIA)</p> <p>Stoffstromanalyse (Energie-, Material- und Wasserbilanz)</p>	

17 Stoffstromanalysen werden auch bezeichnet als *Material flow analysis* (MFA)

18 vgl. HÜLSBERGEN (2003)

19 Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft (KSNL), vgl. ECKERT ET AL. (1999), BREITSCHUH ET AL. (2001), KTBL (2008)

20 *Swiss agricultural life cycle assessment* (SALCA), vgl. BOCKSTALLER ET AL. (2006)

21 *Indicateurs de diagnostic global á la parcelle* (INDIGO), vgl. BOCKSTALLER ET AL. (2006)

22 *Environmental-extended input-output analysis* (EE-IOA)

23 Berichtsmodul Landwirtschaft und Umwelt der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010)

24 *Environmental impact of products* (EIPRO), vgl. TUKKER ET AL. (2006)

25 *Environmental accounting framework using externality data and input-output tools data base* (EXIOBASE), vgl. KONING ET AL. (2008)

2.1 Methodenüberblick

2.1.1 Ökobilanz nach ISO 14040/14044

Mit der international etablierten und ISO-normierten Methode der Ökobilanz (*life cycle assessment* = LCA) können Produkte und Dienstleistungen in Bezug auf ihre Umwelteffekte untersucht werden. In Deutschland gelten folgende Ausgaben: DIN EN ISO 14040:2009 (regelt Grundsätze und Rahmenbedingungen) und DIN EN ISO 14044:2006 (regelt Anforderungen und Anleitungen). Bedingt durch den universellen Charakter der ISO-Norm 14040/14044 werden sektoren- bzw. produktspezifische Angaben darin nicht gemacht. Detailliertere Vorgaben, speziell für Nahrungsmittel, werden durch sog. Produktkategorieregeln (*Product category rules*, PCR) gegeben, die in Einklang mit der ISO-Norm 14025 für Umweltdeklarationen (*Environmental product declarations*, EPD) zu erstellen sind (ISO 14025 2006). Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit lagen in der Datenbank des internationalen EPD®-Systems 26 Produktkategorieregeln für Nahrungsmittel und Getränke vor²⁶.

2.1.2 CO₂-Fußabdruck nach ISO 14067

CO₂-Fußabdruckberechnungen können als spezifischer Teil einer Ökobilanz (LCA) gesehen werden. Im Zuge einer zunehmenden Relevanz treibhausgasspezifischer Berechnungen wurden unterschiedliche Methoden und Berechnungsmodelle entwickelt, deren Ergebnisse nur schwer untereinander vergleichbar sind. Durch Normierung der Grundsätze, Rahmenbedingungen und Anforderungen versucht die ISO-Norm 14067 (2011) eine Vereinheitlichung und damit eine Vergleichbarkeit der Berechnungen zu erreichen. Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit befand sich diese ISO-Norm noch in der Entwicklungsphase. Mit der Fertigstellung ist 2013 zu rechnen²⁷.

2.1.3 Ökoeffizienzanalyse

Im Gegensatz zur Ökobilanz, die ausschließlich ökologische Aspekte in Betracht zieht, werden in einer Ökoeffizienzanalyse zusätzlich ökonomische Parameter im Sinne der Lebenszykluskostenrechnung (*life cycle costing*, LCC) untersucht (GRIEBHAMMER ET AL.

²⁶ www.environdec.com (zuletzt geprüft am 16.12.11)

²⁷ www.iso.org

2007). Ökoeffizienz wird demnach definiert als Umweltbelastung pro Geldwert des untersuchten Produktes oder der untersuchten Dienstleistung.

2.1.4 Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse (PROSA, SEEBALANCE®)

Zusätzlich zu ökologischen und ökonomischen Aspekten, die mit Ökobilanzen und Ökoeffizienzanalysen abgebildet werden können, untersuchen Produkt-Nachhaltigkeitsanalysen auch die Einflüsse auf gesellschaftliche Determinanten. Ausgehend von der bereits 1987 entwickelten Produktlinienanalyse (Öko-Institut 1987), die international keine breite Anwendung fand, wurde die Methode PROSA (*Product Sustainability Assessment*) entwickelt (GRIEßHAMMER ET AL. 2007). Während dabei im Bereich ökologischer und ökonomischer Bilanzierungen auf bereits etablierte Methoden (bspw. Ökobilanz) zurück gegriffen wurde, mussten andere Module (bspw. die Sozialbilanz, die Nutzenanalyse) neu entwickelt bzw. um Nachhaltigkeitselemente ergänzt werden (ALTNER ET AL. 2007). Eine andere Methode, die ökologische, ökonomische und soziale Aspekte gleichermaßen versucht zu berücksichtigen, ist die von der BASF entwickelte Methode SEEBALANCE® (KIRCHERER 2005).

2.1.5 Betriebliche Umweltmanagementsysteme im Bereich Landwirtschaft (REPRO, KUL/USL, SALCA, INDIGO®)

Die Vielfalt standortgebener Voraussetzungen landwirtschaftlicher Betriebe haben im Bereich der Produktionsbewertung zur Entwicklung einer Vielzahl von Bewertungsmodellen und -ansätzen geführt, die aufgrund ihrer Fülle jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht in Gänze beschrieben werden können. Erwähnt sei an dieser Stelle das Modell REPRO, entwickelt an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, welches zur Erstellung des DLG-Nachhaltigkeitszertifikats²⁸ verwendet wird (HÜLSBERGEN 2003, CHRISTEN ET AL. 2009). An der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) wurden die Bewertungsmodelle USL (Umweltsicherungssystem Landwirtschaft) und KSNL (Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft) entwickelt, welche zur Betriebszertifizierung eingesetzt werden können. Neben ökologischen Aspekten beinhaltet die Vergabe des DLG- und des KSNL-Zertifikats zudem ökonomische und soziale Kriterien (CHRISTEN ET AL. 2009, KTBL 2008). SALCA (*Swiss agricultural life cycle assessment*) ist eine Ökobilanzmethode, welche von Agroscope FAL Reckenholz (Zürich) entwickelt wurde. Sie dient der Analyse und Optimie-

28 www.nachhaltige-landwirtschaft.org (DLG-Portal zum Nachhaltigkeitszertifikat), zuletzt geprüft am 04.06.12

zung der Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion. Die Methode wird vorwiegend in der agrarökologischen Forschung eingesetzt, dient aber ebenfalls, als Basis des betrieblichen Umweltmanagements, der Errechnung von Agrar-Umweltindikatoren im landwirtschaftlichen Sektor und der Ermittlung von Ökoinventaren im Rahmen der Integrierten Produktpolitik der Schweiz (BOCKSTALLER ET AL. 2006). In Frankreich wurde die Methode INDIGO® von der Arbeitsgruppe 'Nachhaltige Landwirtschaft' der INRA (*Institut national de la recherche agronomique*) in Zusammenarbeit mit der *Association pour la relance agronomique en Alsace* (ARAA) entwickelt (ebd.).

2.1.6 Öko-Audit (EMAS) nach ISO 14001

Das *Eco-Management and audit-scheme* (EMAS) zertifiziert auf Basis der ISO-Norm 14001 (2004) Betriebe, Institutionen und andere Körperschaften in Europa, die die ökologischen Kriterien des Audits erfüllen. Grundlage der Zertifizierung ist ein kontinuierlicher Optimierungsprozess hinsichtlich der Umweltverträglichkeit gemäß dem Grundsatz: planen, ausführen, kontrollieren, optimieren (*plan, do, check, act*). Im Gegensatz zu den zuvor genannten Managementsystemen im Bereich Landwirtschaft sind EMAS-Zertifizierungen für alle Akteure im Bereich Landwirtschaft-Ernährung möglich, d.h. für Produzenten, Verarbeiter, Groß- und Einzelhandel sowie Einrichtungen der Gastronomie. Tab. 6 gibt einen Überblick über die im Jahr 2011 EMAS-zertifizierten Unternehmen in der Agrar- und Ernährungswirtschaft.

Tab. 6. EMAS-Zertifizierungen in der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft²⁹ (Stand: 12/2011)

Wirtschaftszweig	Anzahl
Landwirtschaft & Jagd	21
Herstellung von Nahrungs- & Futtermittel	48
Herstellung von Getränken	26
Großhandel	17
Einzelhandel	8
Gastronomie	26

Zur strategischen Unterstützung des EMAS-Zertifizierungsprozesses in Deutschland wurde 1995 vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) der

²⁹ www.emas.de (zuletzt überprüft am 20.06.12)

Umweltgutachterausschuß (UGA) eingerichtet³⁰.

Stoffstromanalysen können als wesentlicher Teil aller genannten Untersuchungskonzepte gesehen werden, da jede quantitative Umweltbewertung und Wirkungsabschätzung auf real existierenden Stoffflüssen, die in der Sachbilanz erhoben werden, aufbauen muss. Daher können Stoffflussanalysen auch im Hinblick aller genannten Fokusse (vgl. Tab. 5, S. 24) vorkommen. Je nach Untersuchungsdesign werden verschiedene Stoffe bzw. Materialien untersucht, die hinsichtlich ihrer physikalischen, biologischen (bspw. biotisch/abiotisch) oder energetischen (bspw. fossil/erneuerbar) Eigenschaften weiter unterschieden werden können.

2.1.7 Umweltspezifische Input-Output-Analysen im Bereich Landwirtschaft/Ernährung (UGR, EIPRO, EXIOBASE)

Input-Output-Analysen nehmen ihren Ursprung in der von dem Nobelpreisträger Wassily Leontief entwickelten Methode der sektorenspezifischen Beschreibung der Gesamtwirtschaft mittels sog. Input-Output-Matrizen (LEONTIEF 1970, 1986). Dabei werden die Verhältnisse realwirtschaftlicher Input- und Outputflüsse genutzt, um mittels technischer Koeffizienten bzw. Faktoren die Umwelteffekte pro Sektor oder pro Produkteinheit zu ermitteln (ebd.). Die Zuordnung (Allokation) der Umwelteffekte auf die entsprechende Produkteinheit kann dabei auf Basis der Masse (physisch), des Wertes (monetär) sowie auf Basis des Energiegehaltes (energetisch) oder bestimmter Inhaltsstoffe (bspw. des N-Gehaltes) erfolgen. Während die energetische Allokation vor allem in der Umweltbewertung von Agrarkraftstoffen³¹ angewendet wird, findet die Allokation nach Masse, nach Geldwert oder nach bestimmten Inhaltsstoffen vornehmlich im Bereich der Nahrungs- und Futtermittel Anwendung. Ausgehend von Leontiefs Vorarbeiten im Bereich umweltspezifischer Input-Output-Analysen wurde Ende der 1980er Jahre von UNstats, der Statistikabteilung der Vereinten Nationen, die Entwicklung eines internationalen Systems der umweltökonomischen Gesamtrechnungen (*System of environmental and economic accounting*, SEEA) initiiert. Durch die Integration ökologischer Indikatoren in die nationalen Officialstatistiken sollte so die Grundlage für die Berechnung eines Ökosozialproduktes gelegt werden, welches den Wohlstandsindikator des Bruttosozialproduktes ablösen sollte. Der letzte Abschlussbericht des BMU-Beirates für Umweltökonomische Gesamtrechnungen schreibt

30 www.uga.de (zuletzt geprüft am 20.06.12)

31 vgl. Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (BMELV 2009a)

dazu (Beirat UGR 2002, S. 20):

„[Es] ist nicht zu übersehen, dass für die monetäre Bewertung der Ressourcenströme, der Umweltbelastungen und des Naturvermögens zwar zahlreiche Lösungen im Detail in Frage kommen. Im Endeffekt aber bleibt die Erkenntnis haften, dass es dafür – zumindest aus der Sicht der neoklassischen Wertlehre auf der Basis von individuellen Präferenzen – ein in sich geschlossenes und umsetzbares Bewertungskonzept nicht gibt. Dieser Sachstand ist einerseits zwar enttäuschend; er begründet nicht zuletzt den Tatbestand, dass ein „Ökosozialprodukt“ auf der Basis des Wertmaßstabes der individuellen Präferenzen nicht ermittelt werden kann.“

Dennoch werden die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen als adäquates Mittel angesehen, um ökologisch relevante Daten in die amtliche Statistik zu integrieren, um letztendlich sorgsam mit dem Naturvermögen umzugehen (ebd.). Auf internationaler Ebene befindet sich die Fortentwicklung der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit in einem dritten Revisionsprozess (nach Revisionen in den Jahren 1993 und 2003). Mit einem Abschluss wird frühestens 2013 gerechnet³². Auf europäischer Ebene hat das europäische Parlament mit der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 über eine verpflichtende stärkere Einbindung der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen in die nationalen Statistiken entschieden. Mit einer Übergangsfrist von zwei Jahren ist mit der Rechtsgültigkeit dieser Verordnung ab 2013 zu rechnen (EP 2011).

Um den Umsetzungsprozess Umweltökonomischer Gesamtrechnungen auf europäischer Ebene stärker voranzutreiben, und zudem ein breiteres Set an Umweltindikatoren abzubilden, werden von der Generaldirektion Umwelt (*DG Environment*) die Politikstrategien *Sustainable Consumption and Production* (SCP) und die *Integrated Product Policy* (IPP) verfolgt. Um Entscheidungen in diesen Politikfeldern zu unterstützen, wurden hierzu im 6. und 7. Forschungsrahmenprogramm die Datenbanken EIPRO und EXIOBASE aufgebaut. Projekte zu EIPRO (*Environmental Impacts of Products*) wurden durch das *Joint Research Centre am Institute of Prospective Technological Studies JRC-IPTS* (Sevilla, Spanien) und am *Centrum voor Milieukunde Leiden CML* (Niederlande) durchgeführt. Darin wurden die Umweltwirkungen verschiedener Konsumfelder auf Basis von 478 Produktgruppen innerhalb der EU-25 untersucht. Bezüglich der Datenherkunft wurde einerseits auf Input-Output basierte Officialstatistiken, andererseits auf Ökobilanzergebnisse aus *bottom-up* Untersuchungen zurückgegriffen (IO-LCA). Wichtig hinsichtlich der Unterschiedlichkeit zur EXIO-BASE-Datenbank ist, dass in EIPRO ausschließlich europäische Durchschnittswerte zur

³² <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp> (zuletzt geprüft am 20.06.12)

Berechnung der Produktbelastungen berechnet wurden. Diese sind konsistent zur amtlichen Statistik von Eurostat, erlauben jedoch keine Aussagen über die Unterschiedlichkeit der Produktionsbedingungen in den einzelnen EU-Mitgliedstaaten (TUKKER ET AL. 2006). Durch einen multi-regionalen Ansatz wurde stattdessen in der Datenbank EXIOBASE (*Environmental accounting framework using externality data and input-output tools data base*) versucht, diese Datenlücke zu schließen (MONGELLI ET AL. 2011, KONING ET AL. 2008). Diese Datenbank wurde in den Jahren 2007 bis 2011 am *Centrum voor Milieukunde Leiden CML* (Niederlande) und in der *Fondazione Eni Enrico Mattei FEEM* (Mailand, Italien) im Rahmen des Projekts EXIOPOL (*Environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis*) aufgebaut. Neben der EU-27 sind in der Datenbank die Produktions- und Verbrauchsstatistiken anhand von 129 Industriesektoren weltweit erfasst. An diese Sektoren wiederum sind entsprechende Ressourcenverbräuche und Emissionen gekoppelt. In der Datenbank werden 80 Ressourceninputs und 30 Emissionsarten unterschieden (ebd.).

2.1.8 Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)

In Deutschland werden die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen auf Basis umweltspezifischer Input-Output-Analysen vom Statistischen Bundesamt zusammengestellt. Derzeit gibt es vier Berichtsmodule (Destatis 2011):

- Private Haushalte und Umwelt
- Verkehr und Umweltauswirkungen
- **Landwirtschaft und Umwelt**
- Waldgesamtrechnung.

Nahezu konsistent in die amtliche Statistik eingebettet, sind diese für weitergehende Berechnungen geeignet. Bezogen auf den deutschen Agrarsektor liefert das Berichtsmodule 'Landwirtschaft und Umwelt' innerhalb der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2009, 2010) konsistente sektorale und rohproduktspezifische Daten. Durch die Untergliederung des Berichtsmoduls in seinerseits 41 Unterkategorien bzw. Produktionsverfahren sind so repräsentative umweltbezogene Aussagen hinsichtlich der produzierten Agrargüter möglich (ebd.).

Die folgende Tab. 7 gibt einen Überblick über die im Berichtsmodule 'Landwirtschaft und Umwelt' erfassten Indikatoren - untergliedert nach den Nachhaltigkeitsdimensionen ökolo-

gisch, ökonomisch und sozial. Die in der Tabelle fett markierten ökologischen Indikatoren wurden im Rahmen dieser Arbeit untersucht.

Tab. 7. Indikatoren im UGR Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' nach Nachhaltigkeitsdimensionen, nach SCHMIDT & OSTERBURG 2010

ökologisch	ökonomisch	sozial
CO₂-Emissionen	Bruttowertschöpfung	Arbeitskräfteeinsatz
CH₄-Emissionen	Nettowertschöpfung	
N₂O-Emissionen	Produktionswerte	
NH₃-Emissionen	Subventionen	
NMVOC-Emissionen	Steuern	
NO-Emissionen	Vorleistungen (monetär)	
N-, P-, K-, Ca-Einsatz		
Flächenbedarf		
Energieverbrauch		
Wasserbedarf (blau)		
Risiko der PSM-Anwendung		
Flächennutzungsintensität ³³		

Als Vorzug der Daten aus dem Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' ist zudem die Darstellung der Ergebnisse in Zeitreihen zu nennen. So können Veränderungen landwirtschaftlicher Umwelteinflüsse seit 1991 deutlich gemacht werden.

Nachteilig erweist sich, dass im Vergleich zu klassischen Ökobilanzinventardaten das Set der untersuchten Umweltindikatoren deutlich schmaler ist. Zudem werden Umwelteffekte aus landwirtschaftlichen Vorleistungen nicht direkt berücksichtigt. Daher sind Unterschätzungen tatsächlicher Umweltwirkungen wahrscheinlich, wenn ausschließlich Daten aus dem Berichtsmodul verwendet werden, um produktspezifische Umweltprofile zu erstellen. Hinzu kommt, dass in die Berechnung der Emissionen aus der Tierhaltung nur innerdeutsche Emissionen eingehen, da nur die innerdeutsche Produktion im System abgebildet wird. Somit werden alle Importe und Exporte (bspw. von Futtermitteln) und daran geknüpfte Emissionen im System nicht erfasst. Dies führt bei importierten Agrargütern, die hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen intensiver im Ausland produziert wurden, auf Produktions- und Nachfrageebene zu Unterschätzungen der Umweltwirkungen.

33 aggregiert aus Erosionsrisiko, Bodenschadverdichtung, Risiko der PSM-Anwendung, Düngemittleinsatz

Aus volkswirtschaftlicher/sectoraler Sicht ist von Bedeutung, dass bei den UGR das Augenmerk der Umweltbewertung entweder auf die Produktion oder den Verbrauch (bzw. die Nachfrage) der betreffenden Güter gelegt werden kann (Destatis 2011). Im Vergleich der beiden Ansätze sind verbrauchsspezifische Bilanzierungen aufwendiger, da neben der eigentlichen Produktion im Inland, Importe, Exporte und Lagerungsverluste sowie daran gekoppelte Umwelteffekte in die Berechnungen mit einfließen müssen. Da im Kern dieser Arbeit die Umweltbilanzierung des Verzehrs von Nahrungsmitteln steht, musste der verbrauchsspezifische Ansatz zur Anwendung kommen.

2.2 Gewählte Methode: Input-Output Ökobilanz (IO-LCA)

Im Kontext des Forschungsziels, den Nahrungsmittelverzehr in Deutschland produktgruppen- und bevölkerungsspezifisch unter ökologischen Gesichtspunkten auszuwerten, erschien die Kombination der Methode Ökobilanz mit dem Ansatz der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen am vorteilhaftesten. Dabei wurden die methodischen Vorteile der Ökobilanz (international anerkannte und standardisierte Vorgaben hinsichtlich der Durchführung) mit den statistischen Vorteilen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (Repräsentativität, eindeutiger zeitlicher und räumlicher Bezug, Konsistenz) kombiniert.

Wie Abb. 3 'Publikationen im Zeitverlauf' (S. 15) zeigte, ist dieses methodische Vorgehen im Rahmen nahrungsmittel- und verzehrsweisenspezifischer Umweltuntersuchungen nicht unüblich, jedoch aufgrund des höheren Dateninputs nicht so weit verbreitet, wie klassische Ökobilanzstudien. Die im Rahmen dieser Arbeit gewählte Methodik lässt sich als IO-LCA (Input-Output LCA) oder Hybrid-LCA bezeichnen. SUH (2003) beschreibt diese Methode folgendermaßen.

IO-LCA nach SUH (2003)	Eine klassische Ökobilanz (LCA) liefert auf Basis einer Funktionellen Einheit sehr spezifische und detaillierte Ergebnisse, ist jedoch unvollständig im Hinblick auf Systemgrenzen. Stattdessen sind Input-Output-Analysen (IOA) repräsentativer und hinsichtlich ihrer Systemgrenzen umfassender, erreichen jedoch in der Breite der zu beschreibenden Umwelteffekte eine geringere Spezifität. Versuche, die Vorteile beider Ansätze zu vereinen, gehen zurück bis in die 1970er Jahre.
------------------------	---

Abb. 4. Input-Output Ökobilanz nach SUH (2003)

Da zum Zeitpunkt der für diese Arbeit notwendigen Berechnungen keine belastbaren Input-Output-Daten auf europäischer bzw. internationaler Ebene zur Verfügung standen, wurden zur Bilanzierung der Umwelteffekte durch Nahrungsmittelimporte weitestgehend klassische LCA-Daten genutzt, die hinsichtlich der Systemgrenzen an diese Arbeit angepasst wurden, um so deren Vergleichbarkeit zu ermöglichen.

Die zwischenzeitlich auf europäischer Ebene aufgebaute Datenbank EXIOBASE (MONGELLI ET AL. 2011, KONING ET AL. 2008), die für die EU-27 und den Rest der Welt sektoren- und produktspezifische Daten zur Verfügung stellt, konnte aufgrund ihrer Veröffentlichung im Jahr 2012 nicht mehr im Rahmen dieser Arbeit genutzt werden.

Methodisch orientiert sich das Vorgehen in der Arbeit an der ISO-Normenserie 14040/14044 (2006) zu Ökobilanzen. Folgende Arbeitsschritte werden demnach definiert:

- 1) Festlegung des **Ziels**, des **Untersuchungsrahmens** und der **funktionellen Einheit** (*Goal and Scope Definition, Functional Unit*)
- 2) **Sachbilanzierung**: Input-Output-Flüsse entlang des Lebensweges (*Life Cycle Inventory LCI*)
- 3) **Wirkungsabschätzung**: Klassifizierung der Sachbilanzdaten zu Wirkungskategorien, Bewertung der Umweltwirkungen, transparente Modellierung und Allokation der Wirkungskategorien nach Inventarisierung (*Life Cycle Impact Assessment LCIA*)
- 4) **Auswertung, kritische Prüfung**: Vergleich und Interpretation der Ergebnisse auf Grundlage der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung der Zieldefinition, Sensitivitätsanalysen kritischer Ergebnisse, Peer Review.

Die folgende Abb. 5 gibt einen Überblick über das methodische Vorgehen in dieser Arbeit, in Anlehnung an die oben genannte ISO-normierte Methodik der Ökobilanz. In den folgenden Absätzen werden die einzelnen Schritte genauer beleuchtet.

Gemäß ISO 14040 / 14044 (2006) Ökobilanz / Life Cycle Assessment (LCA)



Abb. 5. Methodische Vorgehensweise im Rahmen der Arbeit

2.2.1 Zielsetzung, Untersuchungsrahmen und funktionelle Einheit

2.2.1.1 Zielsetzung

Hauptziel der Arbeit war es, die Umweltwirkungen des Nahrungsmittelverzehrs in Deutschland nach soziodemographischen Merkmalen auf Basis konsistenter Umwelt- und Ernährungsdaten zu beschreiben. Untersucht wurde dies anhand von 24 Produktgruppen, vier soziodemographischen Faktoren und sechs Umweltindikatoren. Daraus leiteten sich vier Zielfelder und daran gekoppelte Forschungsfragen ab:

1) Absolute Umwelteffekte von Nahrungsmitteln und Getränken

Welche Umweltwirkungen waren mit der Produktion und dem Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken im Jahr 2006 in Deutschland verbunden? Wie sind diese Umweltwirkungen gesamtgesellschaftlich einzuordnen?

2) Soziodemographischer Vergleich

Inwieweit beeinflussten soziodemographische Merkmale Verzehrsunterschiede und daran

gekoppelte Umweltwirkungen? Welches soziodemographische Merkmal hat den größten Einfluss auf ernährungsbedingte Umwelteffekte?

3) **Vergleich mit Verzehrsempfehlungen und Ernährungsweisen sowie ein rückblickender Vergleich (1961-2007) mit Fokus auf der Nationalen Verzehrsstudie I (1985-89)**

Zu welchen ökologischen Veränderungen würde eine stärkere Ausrichtung der Essgewohnheiten an Ernährungsempfehlungen (DGE, UGB) und Ernährungsweisen (ovo-lacto-vegetarisch, vegan) führen? Wie hat die Durchschnittskost innerhalb der letzten Jahrzehnte die Umwelt beeinflusst? Welche Trends sind erkennbar?

4) **Potentiale, Handlungsoptionen**

Wo besteht Handlungsbedarf? Welche Handlungsempfehlungen können für Entscheidungsträger in Politik, Ernährungswirtschaft und Ernährungsberatung formuliert werden?

2.2.1.2 **Untersuchungsrahmen: *cradle-to-store***

Entlang der Wertschöpfungskette von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Getränken wurden in der Arbeit folgende Phasen in ihren Umweltwirkungen untersucht: Produktion (inkl. Vorprozessen und Emissionen aus dLUC, LU), Verarbeitung, Handel & Transport sowie Verpackung (vgl. Tab. 8). Die Systemgrenzen sind somit definiert von *cradle-to-store* (von der Wiege bis zum Verkauf). Im Falle der Außerhaus-Verpflegung (Individual- und Gemeinschaftsgastronomie) bezieht sich die Systemgrenze *store* auf den Verkauf an die gastronomische Einrichtung (und nicht an den Endverbraucher).

Nicht enthalten in der Untersuchung sind die Umweltwirkungen der Haushaltsphase (Einkaufsfahrten, Lagerung, Zubereitung) sowie der Entsorgungsphase (der Abwässer und der Nahrungsmittelabfälle), da soziodemographische Faktoren, die man zur Auswertung dieser Phasen benötigt hätte, nicht in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008) erhoben wurden.

Tab. 8. Untersuchte Phasen im Untersuchungsrahmen dieser Arbeit

Phase (Modul)	Bilanzierungsansatz	Datenquellen
1) Landwirtschaftliche Produktion inklusive Vorkette	<i>top-down</i>	EE-IOA
- direkte Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU)	<i>top-down, bottom-up</i>	EE-IOA, LCA
- Vorleistungen (Düngemittel-, PSM-, Gebäude- & Maschinenproduktion, Futtermitteltransporte, Dienstleistungen)	<i>top-down</i>	EE-IOA
- Landwirtschaft direkt	<i>top-down</i>	EE-IOA
2) Verarbeitung (Ernährungsgewerbe)	<i>top-down</i>	EE-IOA, LCA
3) Handel, Transport	<i>bottom-up</i>	LCA
4) Verpackung	<i>bottom-up</i>	LCA

EE-IOA: *Environmental-extend input-output analysis* (umweltspezifische Input-Output Analysen, z.B. Umweltökonomische Gesamtrechnungen)

LCA: *Life cycle assessment* (Ökobilanz)

Wie in der Tabelle ersichtlich wurde hinsichtlich der Datenherkunft weitestgehend versucht, auf Daten aus konsistenten und repräsentativen *top-down* Untersuchungen (EE-IOA / UGR) zurückzugreifen. Diese Daten wurden für die Prozesse Handel/Transport (inkl. Importe) und Verpackung um klassische Ökobilanzdaten (*bottom-up*) ergänzt.

2.2.1.3 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit bezieht sich in dieser Arbeit auf 1 Kilogramm verbrauchtes Nahrungsmittel bzw. Getränk.

2.2.1.4 Attributive vs. folgeorientierte Ökobilanz

In der wissenschaftlichen Literatur wird zwischen einem beschreibenden bzw. attributiven (*attributional*) und einen folgeorientierten Ansatz (*consequential*) in der Ökobilanzerstellung unterschieden (EKVALL & WEIDEMA 2004, SCHMIDT 2008, THOMASSEN ET AL. 2008, EARLES & HALOG 2011). Ziel des folgeorientierten Ansatzes ist es, durch Systemerweiterung und damit Allokationsvermeidung indirekte Auswirkungen einer potenziellen Veränderung in einem komplexen Markt besser abbilden zu können. Diese Methode ist geeignet für prospektive Untersuchungen (*ex-ante*). Im Gegensatz dazu hat die ältere Methode der attributiven Ökobilanz einen eher beschreibenden Charakter, der für rückblickende Untersuchungen (*ex-post*) geeignet ist. Da es das primäre Ziel dieser Arbeit war, die Umweltwirkungen des Verzehrs im Jahr 2006 zu beleuchten, wurde ein attributiver Ansatz gewählt.

2.3 Datenauswahl Ernährung

Im Folgenden werden die Datenquellen vorgestellt, die zur Abbildung des Nahrungsmittelverzehr zu Rate gezogen wurden.

2.3.1 Auswahl und Anpassung der Ernährungsdaten

Im Kern des Forschungsvorhabens stand die ökobilanzielle Auswertung des Nahrungsmittelverzehr in Deutschland auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II (NVSII). Frühere Arbeiten (TAYLOR 2000, HOFFMANN 2002, WIEGMANN ET AL. 2005, WOITOWITZ 2007), die sich ähnlichen Fragestellungen widmeten, stützten sich auf Ernährungsdaten aus der Nationalen Verzehrsstudie I (KÜBLER ET AL. 1995), aus Einkommens- und Verbrauchsstichproben (Destatis, mehrere Jahrgänge) oder auf Daten aus eigenen Befragungen. Während sich die Arbeiten von TAYLOR (2000) und HOFFMANN (2002) auf den Nahrungsmittel- und Getränkeverzehr beziehen, der im Rahmen der Nationalen Verzehrsstudie I (NVS I) Ende der 1980er Jahre ausschließlich in den alten Bundesländern erhoben wurde, konnte im Rahmen dieser Arbeit erstmals eine ökobilanzielle Auswertung der Nationalen Verzehrsstudie II erfolgen. Diese wurde in den Jahren 2005/2006 im gesamten Bundesgebiet unter ca. 19.000 Teilnehmern im Alter von 14 - 80 Jahren erhoben (MRI 2008). Bezüglich der Genauigkeit und der Repräsentativität stellen die Verzehrsstudien eine wichtige Datengrundlage dar, die im Rahmen von *scientific-use-files* für weitere wissenschaftliche Arbeiten genutzt werden können.

Beim Vergleich beider Studien fällt auf, dass die untersuchte Alterspanne von 14 - 80 Jahren in der NVSII im Gegensatz zu 4 - 94 Jahren in der NVSI enger ausfällt. In Folge sank die Repräsentativität von 96% der Gesamtbevölkerung in der NVSI auf 83% in der NVSII (Tab. 9). Im Gegensatz zur NVSI und der daran gekoppelten VERA³⁴-Untersuchung wurden in der NVSII keine Blut- und Urinentnahmen zu klinisch-biochemischen Analysen durchgeführt.

34 VERA: Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktoren-Analytik

Tab. 9. Vergleich der Nationalen Verzehrsstudien

	Nationale Verzehrsstudie I + VERA	Nationale Verzehrsstudie II
Beauftragte Institution	GfK Nürnberg ³⁵	MRI (ehemals BfEL) – Max Rubner-Institut
Datenerhebung durch	GfK Nürnberg	TNS-Healthcare München ³⁶
Erhebungszeitraum	10/1985-01/1989	11/2005-12/2006
Erhebungsort	Alte Bundesländer	Gesamtes Bundesgebiet
Stichprobenumfang	24.632 deutschsprachige Personen	19.329 deutschsprachige Personen
<i>darin</i>	11.141 persönliche Strukturinterviews	15.371 Dietary History Interviews 1.021 Wiegeprotokolle
	2.064 klinisch-biochemische Untersuchungen von Blut- & Urinproben (VERA)	
Methoden	<ul style="list-style-type: none"> • 7-Tage Verzehrs- und Tätigkeitsprotokoll • Persönliches Strukturinterview (eines zufällig gewählten Haushaltsmitgliedes ab dem 14. Lebensjahr) • Blut- und Urinprobenuntersuchung (VERA) 	<ul style="list-style-type: none"> • Eingangsinterview (CAPI³⁷) • Dietary History Interview (DISHES 05) • Anthropometrische Messungen • Fragebogen (Hintergrundwissen) • Wiegeprotokoll 2x 4 Tage einer Unterstichprobe (n = 1.021) • 24-Stunden-Recall (CATI³⁸) 2x
Untersuchte Nahrungsmittelgruppen (-subgruppen)	24 (90)	16 (58)
Untersuchte Variablen	680	ca. 650
Untersuchte Alterspanne	4 - 94	14 - 80
repräsentativ für:	59,2 Millionen Personen	68,4 Millionen Personen
in % zur Gesamtpopulation	95,9 %	83,1 %
Altersgruppen	4-6 7-9 10-12 13-14 15-18 19-24 VERA 25-50 VERA 51-64 VERA 64-94	14-18 19-24 25-34 35-50 51-64 65-80
Kosten	NVSI: 5.138.334 DM VERA: 10.415.045 DM	NVSI: 6.547.433,80 € ³⁹
Anreize zur Studienteilnahme (<i>Incentives</i>)	Teilnahme NVSI: Präsent oder 25,- DM, ggf. Ausfertigung eines individuellen „Ernährungspasses“, der über Ernährungsstatus informiert Teilnahme VERA: 35,- DM	ggf. Fahrtkostenzuschuss
Quellen	FDG (1992), KÜBLER ET AL. (1995)	MRI (2008)

35 GfK: Gesellschaft für Konsumforschung

36 TNS: Taylor Nelson Sofres (Marktforschungsinstitut)

37 CAPI: *Computer assisted personal interview*38 CATI: *Computer assisted telephone interview*

39 laut Anfrage der Bundestagsfraktion Bündnis 90 / Die Grünen beim BMELV (Referat 115) im März 2010

Bedingt dadurch, dass zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit die Nationale Verzehrsstudie II noch nicht vollständig ausgewertet vorlag, musste hinsichtlich der Produktgruppen 'Gerichte auf Basis von ...' ein gesondertes Zuordnungsverfahren entwickelt werden, um diese dennoch auswerten zu können. In den Ergebnisberichten der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008, MRI 2008a) stellen 'Gerichte auf Basis von ...' heterogene Produktgruppen dar, die sich aus mehreren Einzelkomponenten zusammensetzen. Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit stand die Zuordnung dieser Einzelkomponenten in die eigentliche Hauptgruppe mittels einer Rezeptdatenbank noch aus. 'Gerichte auf Basis von ...' lagen bei folgenden Produktgruppen vor: Milch/ -erzeugnisse, Eiprodukte, Fische/Krustentiere, Getreideerzeugnisse, Gemüse und Kartoffeln. Bei 'Gerichten auf Basis von Fleisch' konnte auf exakte Daten zurückgegriffen werden, die als *scientific-use-file* nach Tierarten aufgeschlüsselt vorlagen. Obwohl jede Einzelzutat der entsprechenden Gruppe zugeordnet hätte werden müssen, wurde die gesamte Gruppe der Hauptzutat nach zugeteilt. Die Gruppe 'Gerichte auf Basis von Milch' wurde zu jeweils einem Drittel auf die drei Milchproduktgruppen 'Milch/-getränke', 'Milcherzeugnisse' und 'Käse und Quark' nach Masse zugeordnet. Daraus resultierende Ungenauigkeiten konnten teilweise durch die im Folgenden vorgestellte Methode der notwendigen Umrechnung der Verzehr- in Verbrauchsmengen minimiert werden.

Da von ökologischer Relevanz nicht nur die Mengen sind, die tatsächlich verzehrt werden, sondern letztendlich die Mengen, die insgesamt zur Verfügung stehen bzw. produziert wurden, muss der Umweltbewertung des Nahrungsmittelverzehrs der *Verbrauch* und entsprechende *Produktionsmengen* zu Grunde gelegt werden. Hinsichtlich der Umrechnung des Verzehrs in entsprechende Verbrauchs- und Produktionsmengen wurde im Gegensatz zu zurückliegenden Arbeiten hierbei nicht auf ökonomisch ermittelte Werte⁴⁰ zurückgegriffen, sondern das Jahr 2006 betreffende Agrar- und Ernährungsstatistiken zu Rate gezogen (BMELV StatJB 2009). Somit konnte eine konsistente Einbettung der Umrechnung in die Officialstatistik erfolgen (Tab. 10). Dadurch konnten nicht direkt zugeordnete Einzelzutaten innerhalb der 'Gerichte auf Basis von ...' im Rahmen der Arbeit indirekt ernährungsökologisch berücksichtigt werden, da durch den Abgleich mit der amtlichen Statistik eingesetzte Rohstoffe bei den direkt betrachteten Gruppen zu entsprechend niedrigeren Umrechnungsfaktoren und damit erhöhten Differenzen zwischen Verzehr und Verbrauch/Versorgung führten (vgl. dazu vertiefend Kap. 3.3.1, S. 168).

40 TAYLOR (2000) und HOFFMANN (2002) greifen auf Umrechnungsfaktoren von ZACHARIAS (1992), KOK ET AL. (1993) und GEDRICH (1997) zurück.

Tab. 10. Wichtige Begriffe in Agrar-, Ernährungs- und Verzehrsstatistiken

Begriff	Beschreibung
Erzeugung (<i>production</i>)	Entsprechende Daten beschreiben die Mengen an Agrargütern, die land- oder fischereiwirtschaftlich erzeugt bzw. angelandet wurden. In Deutschland werden diese Daten in den Statistischen Jahrbüchern über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des BMELV aus meldepflichtigen landesstatistischen Daten zusammengestellt (BMELV StatJB, verschiedene Jahrgänge).
Versorgung* (<i>supply</i>)	Werden Produktionsdaten um Handelssalden (Importe, Exporte), Lagerveränderungen sowie um die Abgänge für den nicht-menschlichen Verzehr in den Industrie- und Energiesektor erweitert, resultieren daraus die statistisch zur Verfügung stehenden Versorgungsmengen zur menschlichen Ernährung im Inland. Diese Werte sind international und im Zeitverlauf gut vergleichbar und werden von der FAO zur Erstellung der <i>food balance sheets (FBS)</i> herangezogen. In Deutschland werden diese Informationen in den Statistischen Jahrbüchern über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des BMELV zusammengestellt (BMELV StatJB, verschiedene Jahrgänge). Entsprechende Mengen sind in dieser Arbeit von ernährungsökologischer Relevanz.
Verbrauch* (<i>consumption</i>)	Werden ausgehend von der Versorgung Nachernte- und Marktverluste abgezogen, resultiert daraus der Verbrauch an Nahrungsmitteln und Getränken zur menschlichen Ernährung im Inland. Verbrauchsdaten werden einerseits in den Statistischen Jahrbüchern des BMELV und andererseits in den Einkommens- und Verbrauchsstichproben (EVS) des Statistischen Bundesamtes zur Verfügung gestellt (Destatis, verschiedene Jahrgänge). Bedingt durch unterschiedliche Erfassungsweisen sind entsprechende Verbrauchsmengen nicht voll identisch. Die Mengen, die nicht der menschlichen Ernährung dienen (bspw. industriell hergestelltes Futter für Heimtiere) werden in der Regel aus den Versorgungs- und Verbrauchsdaten rausgerechnet. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass für die menschliche Ernährung erfasste Verbrauchsmengen im Haushalt individuell an Haustiere verfüttert werden.
Verzehr** (<i>intake</i>)	Verzehrsdaten spiegeln die Mengen wider, die tatsächlich verzehrt wurden. Dabei treten in der Regel Mengenveränderungen bedingt durch Zubereitungsverfahren auf (Quellen, Braten, Eindicken etc.) sowie fallen vermeidbare und nicht-vermeidbare Abfälle an. Zudem muss berücksichtigt werden, dass in Verzehrerhebungen auch Nahrungsmittel erfasst werden, die in amtlichen Agrar- und Ernährungsstatistiken unberücksichtigt bleiben (bspw. Obst/Gemüse aus Haus- und Schrebergärten, Obst/Kräuter/Pilze von Gemeinflächen (Wiesen, Wälder)).

* Auf Basis des Statistischen Jahrbuchs (BMELV, verschiedene Jahrgänge) ist eine Differenzierung von Versorgung und Verbrauch bei folgenden Agrargütern möglich: Eier, Getreide, Gemüse, Hülsenfrüchte, Obst, Schalenobst, Kartoffeln. Bei verarbeiteten Produkten (Milchprodukte, Fleischprodukte, pflanzl. Öle und Fette, Zucker, Getränke) sind die Angaben zu Versorgung und Verbrauch identisch, da keine Angaben zu Nachernte- und Marktverlusten eingerechnet bzw. erhoben werden.

** Die Verzehrsabschätzung von Fleischprodukten im Statistischen Jahrbuch (BMELV, verschiedene Jahrgänge), die seit Ende der 1980er Jahre vom Bundesmarktverband für Vieh und Fleisch vorgenommen wird, unterscheidet sich deutlich von den Verzehrsmengen, die in der NVS II (MRI 2008a) erhoben wurden.

Mit Hilfe der amtlichen Verbrauchs- bzw. Versorgungsdaten konnte der Verzehr nicht nur konsistent auf umweltrelevante Mengen hochgerechnet werden, sondern auch Nahrungsverluste und -abfälle konsistent und produktspezifisch abgebildet werden.

So wurde beim Vergleich der Umwelteffekte der Ernährung im Jahr 2006 mit der Ernährung in den Jahren 1985-89 ein verändertes Aufkommen von Nahrungsmittelverlusten (*food losses*) und Nahrungsmittelabfällen (*food wastage*) berücksichtigt (siehe Kap. 3.9, S. 290ff). Während Verluste in der Erzeugung und Verarbeitung als Nachernte- und Marktverluste auftreten, fallen Nahrungsmittelabfälle im Lebensmittelhandel, in der Außerhaus-Verpflegung und im Haushalt an. Weitere Details zu dieser Methode (Definitionen, Algorithmen, Formeln) finden sich in MEIER & CHRISTEN (2013).

2.3.2 Ausgewählte Produktgruppen

Bei der Auswahl der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke wurde sich an der Unterteilung in der Nationalen Verzehrsstudie II (NVSII) orientiert. Untersucht wurden demnach 24 Produktgruppen, die ca. 99% der in der Studie erfassten Nahrungsmittel und Getränke mengenmäßig abdecken (Tab. 11). Aufgrund keiner zufriedenstellenden Möglichkeit einer stringenten Zuordnung der einzelnen Komponenten in den sehr heterogenen Produktgruppen 'Suppen & Eintöpfe', 'Soßen & würzende Zutaten' sowie 'Knabberartikel' wurde diese Produktgruppen nur teilweise direkt ernährungsökologisch untersucht. Während 'Nüsse und Nussmischungen' innerhalb der 'Knabberartikel' der Produktgruppe 'Nüsse & Samen' zugeordnet werden konnten, wurden 'Sojaerzeugnisse' aus der Produktgruppe der 'sonstigen vegetarischen Produkte' der Produktgruppe 'Gemüse' zugeteilt. Die Produktgruppe der sonstigen alkoholischen Getränke (Alkopops, Cocktails etc.) wurde zur Hälfte den Spirituosen zugeordnet.

Tab. 11. Einteilung der untersuchten Produktgruppen

Produkt-kategorie	Untersuchte Produktgruppen	bestehend aus	
tierische Produkte	Butter	Süßrahm-, Sauerrahmbutter	
	Milchpro- dukte	Käse, Quark	Hart, Schnitt- und Weichkäse, Pasta-filata etc.
		Milcherzeugnisse	Joghurt/Kefir, saure Sahne, Kondensmilch etc.
		Milch, -getränke	Vollmilch, Halbfettmilch, Magermilch etc.
	Fleisch- und Wurstpro- dukte	Rind-, Kalbfleisch	
		Schweinefleisch	Schweine-, Ferkelfleisch
		Geflügelfleisch	Hähnchen-, Putenfleisch
		sonst. Fleisch	Schaf, Ziege, Kaninchen, Wild etc.
	pflanzliche Produkte	Eiprodukte	Eier, Eiersalat etc.
		Fische, Krustentiere	Fische, Krusten- und Schalentiere (Shrimps etc.)
Getreideprodukte		Brot, Dauer-/Backwaren, Teigwaren, Müsli etc.	
Gemüse		Gemüse, Gemüseerzeugnisse, Pilze, Hülsenfrüchte	
Obst		Obst, Obsterzeugnisse, Trockenobst	
Nüsse, Samen		Nussmuße, Nüsse & Samen pur	
Kartoffelprodukte		Kartoffeln, Batate, Tobinambur	
pflanzliche Öle, Fette		Margarine, Speiseöle	
Zucker, Süßwaren		Süßigkeiten (inkl. Schokolade), Speiseeis ⁴¹ , Zucker	
Getränke		Mineralwasser	Flaschenwasser (kein Leitungswasser)
	Kaffee, Tee (schwarz, grün)		
	Früchte-, Kräutertee		
	Erfrischungsgetränke, Säfte	Säfte, Nektare, Fruchtsaftgetränke, Limonaden	
	Bier		
	Wein, Schaumwein	Rotwein, Weißwein, Sekt etc.	
	Spirituosen	Alkoholgehalt: 33 Vol%	

Bezogen auf die Gesamtmenge machten die nicht direkt allozierten Produkte folgende Anteile aus: 8,8% bezogen auf alle festen Nahrungsmittel (ohne Getränke), 0,03% bezogen auf alle Nahrungsmittel und Getränke. Obwohl nicht direkt zugeordnet, wurde dieser Rest dennoch im Rahmen der Arbeit ernährungsökologisch betrachtet, da durch den Abgleich mit den amtlichen Verbrauchszahlen eingesetzte Rohstoffe (bspw. Gemüse und Fleisch als Suppenbestandteile, Getreide und Kartoffeln als Grundlage für Soßen etc.) bei den di-

⁴¹ Speiseeis enthält Milcherzeugnisse (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

rekt betrachteten Gruppen zu entsprechend niedrigeren Umrechnungsfaktoren und damit erhöhten Differenzen zwischen Verzehr und Verbrauch führten (siehe dazu vertiefend den entsprechenden Ergebnisteil in Kap. 3.3.1, S. 168f., und die Diskussion in Kap. 4.2, S. 312f.).

2.3.3 Ausgewählte soziodemographische Merkmale

Die Auswahl der soziodemographischen Merkmale Geschlecht, Altersgruppe, soziale Gruppe und Bundesländer erfolgte auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a). Im Falle von nationalen Hochrechnungen, die nach Geschlecht, Altersgruppen und Bundesländern durchgeführt worden sind, wurden statistische Daten zur jeweiligen Bevölkerungsgruppenstärke im Jahr 2006 zu Grunde gelegt (Destatis 2007a).

2.4 Datenauswahl Umwelt

Die EU-Kommission definiert im **Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa** für den Agrar- und Ernährungssektor folgendes Etappenziel (EU-Kom 2011, S. 21):

„Spätestens 2020 sind Anreize für gesündere und nachhaltigere Erzeugungs- und Verbrauchsstrukturen weit verbreitet und haben zu einer Reduzierung des Ressourceninputs in die Lebensmittelkette um 20% geführt. Die Entsorgung von genusstauglichen Lebensmittelabfällen in der EU sollte halbiert worden sein.“

Weiterhin führt die Kommission aus, dass die Wertschöpfungskette von Nahrungsmitteln und Getränken in der EU für 17% der direkten Treibhausgasemissionen und 28% des Verbrauchs materieller Ressourcen verantwortlich ist. Weiter heißt es (EU-Kom 2011, S. 21), dass *„unsere Verbrauchsmuster globale Auswirkungen haben, insbesondere in Zusammenhang mit dem Verzehr tierischer Eiweiße. [...] Eine gemeinsame Anstrengung von Landwirten, der Nahrungsmittelindustrie, Einzelhändlern sowie Verbraucherinnen und Verbrauchern in Form von ressourcenschonenden Erzeugungsmethoden, der Auswahl nachhaltiger Lebensmittel (im Einklang mit den WHO-Empfehlungen [...]) und weniger Lebensmittelabfällen kann zu mehr Ressourceneffizienz und Ernährungssicherheit weltweit beitragen.“* Für den Bereich Landwirtschaft-Ernährung schlägt die Kommission im o.g. Fahrplan folgende Maßnahmen vor (Tab. 12).

Tab. 12. EU-Maßnahmenkatalog im Bereich Landwirtschaft-Ernährung

Ressource	Maßnahmen
Fossile Brennstoffe	<ul style="list-style-type: none"> - Verwendung fossiler Brennstoffe durch bessere Energieeffizienz in der Lebensmittelproduktion reduzieren - Nachteilige Auswirkungen der Substitution fossiler Brennstoffe durch Biokraftstoffe verhindern
Werkstoffe und Mineralien	<ul style="list-style-type: none"> - Nutzung von Mineralien und Werkstoffen optimieren (z. B. Phosphor) - Verpackungen verbessern für bessere Haltbarkeit und Recyclingfähigkeit
Wasser	<ul style="list-style-type: none"> - Wassernutzung in der Landwirtschaft optimieren - Hochwasser und Trockenheiten verhindern (durch Bekämpfung des Klimawandels) - Verfügbarkeit von sauberem Wasser für hochwertige Erzeugnisse sicherstellen - Belastung durch Düngemittel und Pestizide vermeiden
Luft	<ul style="list-style-type: none"> - Treibhausgasemissionen reduzieren - SO₂- und NO_x- Emissionen reduzieren
Land	<ul style="list-style-type: none"> - Landnutzung optimieren, um sie mit anderen Verwendungen in Einklang zu bringen - Erschlossenes fruchtbares Land für Landwirtschaft nutzen - Landnahme verringern (z. B. durch optimale Aufnahme tierischer Eiweiße)
Böden	<ul style="list-style-type: none"> - Bodenverlust umkehren - Gehalt an organischen Stoffen in Böden wiederherstellen - Bodenschäden durch SO₂- und NO_x-Emissionen verhindern - Belastung durch Düngemittel und Pestizide vermeiden
Ökosysteme: Biodiversität	<ul style="list-style-type: none"> - Ökosysteme erhalten und wiederherstellen, um Bestäubung, Wasserrückhaltung usw. sicherzustellen - Eutrophierung durch Düngemittel vermeiden und Pestizideinsatz reduzieren - Biodiversität durch gute landwirtschaftliche Praxis verbessern
Meeresressourcen	<ul style="list-style-type: none"> - Fischbestände auffüllen sowie Beifänge und Rückwürfe vermeiden - Zerstörerische Fangpraktiken abschaffen - Nachhaltige Aquakultur entwickeln - Verschmutzung von Küstengebieten durch Düngemittel reduzieren - Abfälle im Meer vermeiden
Abfall	<ul style="list-style-type: none"> - Lebensmittelverschwendung verringern - Recyclingfähige/biologisch abbaubare Verpackungen verwenden - Kompostierung biologischer Abfälle entwickeln
Politische Initiativen der EU	<ul style="list-style-type: none"> - GAP-Reform (2011) - Vorschlag für eine Innovationspartnerschaft für landwirtschaftliche Produktivität und Nachhaltigkeit (2011) - Grünbuch über Phosphor (2012) - Mitteilung über nachhaltige Lebensmittel (2013)

Die genannten Ziele dieser Arbeit, die absoluten ernährungsbedingten Umwelteffekte zu ermitteln und soziodemographisch sowie mit Ernährungsempfehlungen zu vergleichen, können im Kontext der in der Tabelle erwähnten Ressourcen und Maßnahmen gelesen werden. Konkrete Schnittmengen stellen alle fett markierten Punkte dar. Ausgewählte Umweltindikatoren und damit untersuchte Umweltwirkungen werden im Folgenden vorgestellt.

2.4.1 Ausgewählte Umweltindikatoren

Die Auswahl der untersuchten Umweltindikatoren erfolgte aufgrund folgender Kriterien:

- hohe Umweltrelevanz
- Bilanzierbarkeit
- gute Verfügbarkeit weitgehend konsistenter, belastbarer und aktueller Daten.

Im Lichte der drei genannten Kriterien wurde eine umfassende Literatur- und Datenbankrecherche durchgeführt. Daraus resultierend wurden folgende Umweltindikatoren zur Analyse im Rahmen dieser Arbeit ausgewählt:

- Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äquivalenten = CO_{2e})
- Ammoniakemissionen
- Flächenbedarf
- Wasserbedarf (blaues Wasser)
- Phosphorbedarf (in Reinnährstoff)
- kumulierter Primärenergieverbrauch (PEV).

Tab. 13 gibt einen Überblick über die ausgewählten Umweltindikatoren, deren Untersuchungsrahmen entlang der Prozesskette und eine Einordnung hinsichtlich des Schadenpotentials.

Tab. 13. Ausgewählte Umweltindikatoren, Untersuchungsrahmen und Wirkungskategorien

	Umweltindikator	aggregiert aus	Prozessphasen				Umweltwirkungskategorie ⁴²	
			Produktion	Verarbeitung	Handel, Transport	Verpackung	Midpoint-Wirkung	Endpoint-(Damage) Wirkung
Output-Indikatoren	CO _{2e} -Emissionen	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	x	x	x	x	Treibhausgaspotential (Klimaänderung)	Menschliche Gesundheit, Qualität von Ökosystemen
	NH ₃ -Emissionen	NH ₃ , NH ₄ ⁺	x	x	x	x	Schlüsselprekursor Versauerungs-, Eutrophierungspotential Geruchsbelastung	
Input-Indikatoren	Flächenbedarf	Ackerfläche, Grünland, Dauerkulturen	x			x	Landnutzung, Flächendruck auf andere Ökosysteme, Precursor Biodiversität	Biotische und abiotische Ressourcennutzung
	Wasserbedarf	blauem Wasser	x	x		x	Wassernutzung, Nutzungskonkurrenz	
	Phosphorbedarf		x				Abbau von Mineralien	
	Primärenergieverbrauch	nicht-/ erneuerbaren Energieträgern	x	x	x	x	Primärenergieverbrauch	

42 nach JOLLIET ET AL. 2003

2.4.2 Treibhausgasemissionen

Global hat der Sektor Landwirtschaft einen Anteil an den anthropogenen Treibhausgasemissionen in Höhe von 10-12% (IPCC 2007). Im Rahmen der internationalen Klimaberichterstattung unter dem Kyoto-Protokoll wird der Sektor Landwirtschaft in der Quellgruppe IV gefasst. Der Sektor ist direkt verantwortlich für 57% der weltweiten Lachgasemissionen (N_2O), 47% der Methan- (CH_4), sowie $<1\%$ der Kohlendioxidemissionen (CO_2). Aus methodologischen Gründen berücksichtigen diese Zahlen jedoch weder Emissionen aus Landnutzungsänderungen (LUC) und Landnutzung (LU) noch Emissionen aus fossilem Energieverbrauch in landwirtschaftlichen Betrieben oder Emissionen aus vor- und nachgelagerten Bereichen (Agrarchemie-, Ernährungsindustrie etc.) (BODIRSKY ET AL. 2009). Diese Emissionen werden anderen Sektoren zugeordnet. Die direkten und indirekten Landnutzungsänderungen in Betracht ziehend errechneten BELLARBY ET AL. (2008) einen Anteil der Landwirtschaft an den globalen Treibhausgasemissionen in Höhe von 17-32%. Die große Schwankungsbreite resultiert aus den Unsicherheiten, die mit der Quantifizierung von Landnutzungsänderungen behaftet sind. Die FAO (2010) beziffert den Anteil der Agrar- und Ernährungswirtschaft (inkl. Vorkette) an den globalen Treibhausgasemissionen mit 33%.

Im Jahr 2006 wurden in Deutschland 974 Mio. t CO_2 -Äquivalente (CO_{2e}) emittiert. 7,4% bzw. 71,7 Mio. t CO_{2e} entstammen dabei der Gruppe Landwirtschaft, Jagd und Fischerei (Destatis 2011, vgl. Abb. 6, S. 50). Betrachtet man allerdings die gesamte Prozesskette im Bereich Landwirtschaft-Ernährung (Tab. 14) ergeben sich je nach Systemgrenzen und Bezugsjahr Anteile von 16-22% (KRAMER ET AL. 1994, TAYLOR 2000, QUACK 2004, WIEGMANN ET AL. 2005). VON KOERBER & KRETSCHMER (2009) geben einen Mittelwert von 20% an. Im Klimabericht des BMELV (2008a) werden die entstehenden Treibhausgasemissionen entlang der Prozesskette von Nahrungsmitteln wie folgt angegeben:

Tab. 14. Treibhausgasemissionen in der deutschen Agrar-, Ernährungswirtschaft und im Haushalt nach BMELV (2008a)

Emissionsquellen	Quelle	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	insgesamt
		in Mio. t CO _{2e}			
Vorleistungen aus der Landwirtschaft	Geschätzt 1999, OSTERBURG ET AL. (2009)				45,3
Strom		3,0			3,0
Dünger		8,4		7,9	16,3
Futtermittel		13,0			13,0
Maschinen, Gebäude, andere Vorleistungen		13,0			13,0
Landwirtschaft	CRF-Kategorie, UBA (2008)				111,6
Verdauung	4.A		18,3		18,3
direkt Wirtschaftsdüngermanagement	4.B		5,0	3,0	8,0
Landwirtschaftliche Böden	4.D		-0,6	37,8	37,2
indirekt Landnutzung/Landnutzungsänderung: Ackerland	5.B	25,0			25,0
Landnutzung/Landnutzungsänderung: Grünland	5.C	16,6			16,6
<i>darunter Emissionen aus Moornutzung</i>	4.D, 5.B, 5.C	36,9		5,1	42,0
Direkter Energieverbrauch (Land- und Forstwirtschaft, Fischerei)	1.A4c	6,4	0,03	0,03	6,5
Herstellung von Nahrungs- und Futtermitteln, Getränken	Destatis (2007)	10,7			10,7
Handel	KRAMER ET AL. (1994)				35,0
Verpackung		13,4			13,4
Gütertransporte		10,1			10,1
Gebäudeunterhaltung/Lagerhaltung		11,5			11,5
Haushalt	KRAMER ET AL. (1994)				75,0
Heizen von Küchen- und Essraum		24,0			24,0
Kühlgeräte		15,0			15,0
Gastgewerbe		10,0			10,0
Nahrungsmittelleinkauf		9,0			9,0
Erhitzen		8,0			8,0
Spülen		8,0			8,0
Essenfahren		1,0			1,0
SUMME⁴³		~ 200	~ 23	~ 55	~ 278

43 Eine Aufsummierung der einzelnen Posten ist aufgrund unterschiedlicher Zeitbezüge unter rein wissenschaftlichen Kriterien nicht zulässig. Dennoch wurden gerundete Summen explorativ ermittelt, um einen besseren Überblick zu gewähren.

Hinsichtlich der verursachten Treibhausemissionen fallen die einzelnen Bereiche innerhalb der Prozesskette unterschiedlich stark ins Gewicht. In der landwirtschaftlichen Vorkette (16%) und während der landwirtschaftlichen Produktion (40%) entstehen zusammen 56% der Emissionen. Der Bereich der Ernährungsindustrie und des -handwerks ist für 4%, der Handel (inkl. Verpackung, Gebäudeunter- und Lagerhaltung) von Nahrungsmitteln für 13% der Emissionen zu verantworten. In der Haushaltsphase von Nahrungsmitteln entstehen 27% der mit dem Verbrauch von Nahrungsmitteln verbundenen Treibhausgasemissionen, d.h. durch Einkaufsfahrten, Kühlung, Kochen, Spülen sowie Lagerung.

Auf Basis der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen haben OSTERBURG ET AL. (2009) den Agrarsektor nach erzeugten Produktgruppen betrachtet (Bezugsjahr 1999). Demnach entfallen 75% der im Agrarsektor anfallenden Treibhausgasemissionen auf die Produktion tierischer Produkte, lediglich 25% entstehen bei der Produktion pflanzlicher Produkte. Innerhalb der Kategorie der tierischen Nahrungsmittel entfallen ca. 2/3 auf die Herstellung von Milch und Rindfleisch (Wiederkäuerprodukte) und ca. 1/3 der Emissionen entstehen während der Aufzucht von Schweinen und Geflügel.

Nahrungsmittelverluste und -abfälle

Einen bisher wenig beachteten Hotspot im Bereich Landwirtschaft-Ernährung-Umwelt stellen die Nahrungsmittelverluste und -abfälle dar, die während der Erzeugung, der Verarbeitung und im Haushalt anfallen. Das Abfallaufkommen von Nahrungsmitteln im Haushalt wird in verschiedenen Studien mit bis zu 25% geschätzt (JUNGBLUTH 2000, QUESTED & JOHNSEN 2009). Jüngste Untersuchungen von KRANERT ET AL. (2012) geben ein aufschlussreicheres Bild für die Situation in deutschen Haushalten. Pro-Kopf fallen demnach $81,6 \text{ kg a}^{-1}$ Nahrungsmittel- und Getränkeabfälle an. Davon sind $53,1 \text{ kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vermeidbar und teilweise vermeidbar. Bezogen auf die Verbrauchsdaten im Jahr 2006, die dieser Arbeit zu Grunde liegen, ergeben sich somit vermeidbare / teilweise vermeidbare Abfälle in Höhe von 0,8% bei den Getränken bis 13,5% beim Gemüse (Tab. 15).

Nach OSTERBURG ET AL. (2009) könnten 15% der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen eingespart werden, wenn der Anteil der weggeworfenen Nahrungsmittel von 25% auf 10% gesenkt würde.

Tab. 15. Nahrungsmittelabfälle in Haushalten nach Produktgruppen, eigene Berechnung auf Basis von KRANERT ET AL. (2012)

	Abfälle in Haushalten			Vermeidbare / teilweise vermeidbare Abfälle in Haushalten			Verbrauch/ Versorgung 2006 kg p ⁻¹ a ⁻¹	Vermeidbarer / teilweise vermeidbarer Anteil in %
	von	kg p ⁻¹ a ⁻¹ bis	MW*	von	kg p ⁻¹ a ⁻¹ bis	MW*		
Milchprodukte	7,4	9,6	8,5	3,7	4,8	4,3	134,4	3,2%
Fleisch- und Fischprodukte	7,4	9,6	8,5	2,9	3,8	3,4	101,3	3,3%
Backwaren	9,3	12,1	10,7	7,0	9,1	8,1	108,0	9,9%
Teigwaren			0,0	2,3	3,0	2,7		
Gemüse	32,0	41,6	36,8	11,8	15,2	13,5	100,0	13,5%
Obst				8,3	10,7	9,5	93,8	10,1%
Speisereste (Selbstgekochtes, Fertiggerichte)	10,0	13,0	11,5	5,7	7,4	6,6		
Sonstiges	-	-	-	1,3	1,7	1,5		
Getränke**	5,0	6,5	5,8	3,2	4,2	3,7	445,0	0,8%
Summe	71,1	92,4	81,8	46,2	59,9	53,1		

* Mittelwert: arithmetisches Mittel (eigene Berechnung)

** Getränke ohne Leitungswasser, Kaffee und Tee

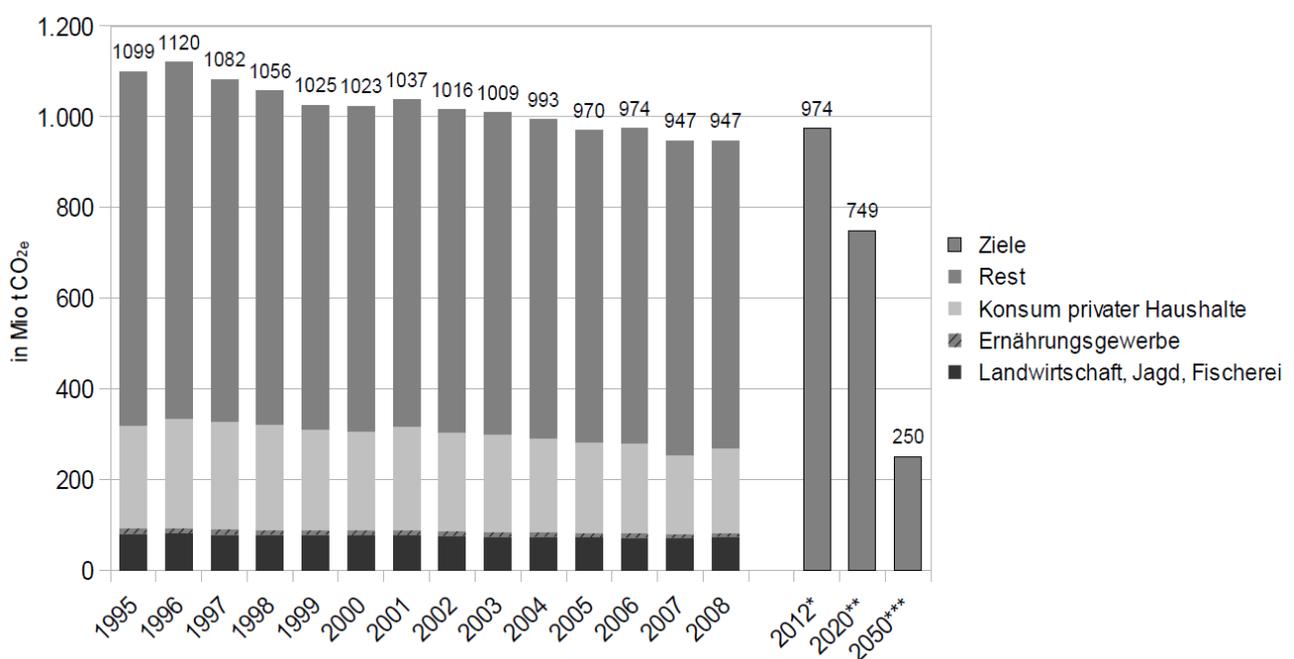
Zielvorgaben zum Klimaschutz

Als Unterzeichner und Vertragsstaat des rechtsverbindlichen Kyoto-Protokolls hat sich Deutschland neben anderen Industrienationen dazu verpflichtet, Treibhausgasemissionen bis Ende des Jahres 2012 um 21% im Vergleich zum Basisjahr 1990⁴⁴ zu reduzieren. Die Trendentwicklung der damit einhergehenden jährlichen Berichterstattung deutet darauf hin, dass Deutschland seiner Verpflichtung nachkommen wird (Abb. 6). Da die USA das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert haben, sank die gemeinsame Reduktionsverpflichtung der Annex-I Anhang-B Staaten (d.h. der verpflichteten Industriestaaten) von 5,2% auf 4,2% (OLIVIER ET AL. 2011). Trotz unterschiedlichster Emissionsentwicklungen in den einzelnen Anhang-B Staaten, werden diese bis Ende 2012 insgesamt eine Reduktion um 16% erreichen (ebd.). Global betrachtet werden jedoch diese Minderungen durch steigende Treibhausgasausstöße anderer Staaten überkompensiert. Während seit den 1990er Jahren der Anteil der sich unter dem Kyoto-Protokoll verpflichteten Industriestaaten (Anhang-B) an den globalen Treibhausgasemissionen von ca. zwei Drittel auf unter 50% gefallen ist, sind die Gesamtemissionen weltweit von 1990 bis 2010 um 45% gestiegen (ebd.). Große Schwellenländer, wie Indien, China und Brasilien, sind zwar Unterzeichner des Kyoto-Protokolls, allerdings als Anhang-A Staaten lediglich zur Berichterstattung, jedoch nicht zu Emissi-

44 Nicht auf 1990 bezieht sich das Basisjahr in folgenden Ländern: Bulgarien (1988), Ungarn (1985-87), Polen (1988), Rumänien (1989), Slovenien (1986), vgl. UNFCCC 2008

onsminderungen rechtsverbindlich verpflichtet. Rein formal läuft das Kyoto-Protokoll Ende 2012 aus. Entscheidend für den Erfolg des Folgeabkommens, global zu Netto-Einsparungen der Treibhausgasemissionen beizutragen, sind demnach neben rechtsverbindlichen Minderungspflichten die Teilnahme und Ratifizierung möglichst *aller* Nationalstaaten. Inwieweit der Aktionsplan der 17. Vertragsstaatenkonferenz Ende 2011 in Durban erfolgreich umgesetzt werden kann, um bis 2015 ein rechtsverbindliches Klimaabkommen auszuhandeln, das ab 2020 in Kraft treten soll, wird sich zeigen (IISD 2011).

Auf nationaler Ebene sieht das integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung (Meseberger Beschlüsse) aus dem Jahr 2007 vor, Treibhausgasemissionen in Deutschland bis 2020 um 40%, bezogen auf das Jahr 1990, zu reduzieren (BMU 2007). Dieses Ziel wurde von der Regierungskoalition der Legislaturperiode 2009-2013 bestätigt (Bundesregierung 2009).



* Reduktionsziel 2012 gemäß Kyoto-Protokoll

** Reduktionsziel 2020 gemäß Meseberger Beschlüssen nach BMU (2007)

*** Reduktionsziel 2050 gemäß G8-Ministererklärung (2009)

Abb. 6. Treibhausgasemissionen und Reduktionsziele in Deutschland⁴⁵ nach Destatis (2011) und UBA (2010)

Langfristig streben die Industrieländer der G8 an, ihre Treibhausgasemissionen um 80% bis 2050, bezogen auf das Basisjahr 1990, zu reduzieren (G8 2008). Nicht nur auf supra-

45 gemäß CRF unter UNFCCC: Treibhausgase ohne Emissionen aus LULUCF

nationaler, sondern auch auf nationaler Ebene soll das langfristige 80%-Reduktionsziel bis 2050 durch die Bundesregierung verpflichtend verankert werden (UBA 2010a). Für Deutschland würde sich damit eine Obergrenze der jährlichen zulässigen Emissionen von 250 Mio. t CO_{2e} für das Jahr 2050 ergeben. Bezogen auf das Jahr 2008 ergäbe sich bis 2050 eine jährliche Gesamtreduktion um 74% bzw. 679 Mio. t CO_{2e} (Abb. 6).

Derartige Reduktionsziele sind ohne Emissionseinsparungen im Bereich Landwirtschaft-Ernährung nur schwer erreichbar, da sich dieser Bereich laut BMELV (2008a) bereits für ca. 280 Mio. t CO_{2e} verantwortlich zeichnet (vgl. Tab. 14, S. 47). Konkrete Emissionsminderungsziele für den Agrar- und Ernährungssektor existieren jedoch derzeit auf nationaler Ebene nicht.

Auf EU-Ebene existiert jedoch ein entsprechendes Ziel für den Agrarsektor. Die EU-Kommission gibt eine Emissionsminderung der Nicht-CO₂-Treibhausgase (CH₄, N₂O) aus dem EU-Agrarsektor bis 2050 gegenüber 1990 von 42% bis 49% vor (EU-Kom 2011). Derartige Rückgänge sind ausschließlich durch effizienzsteigernde Maßnahmen nicht zu realisieren. Auch Verbände und Nichtregierungsorganisationen haben sich zum Klimaschutz im Agrarsektor positioniert. In einem Strategiepapier zum Klimaschutz hat der Deutsche Bauernverband die Ziele formuliert, die Emissionen von Lachgas und Methan bis 2020 um insgesamt 25% und bis 2030 um 30% gegenüber 1990 zu senken (DBV 2010). Die Klima-Allianz, ein Bündnis von Umweltverbänden, Entwicklungsorganisationen, Kirchen und Gewerkschaften, fordert die Festschreibung eines verbindlichen Aktionsprogramms für den Agrarsektor (Klima-Allianz 2010). Der Naturschutzbund Deutschland (NABU) fordert eine Reduzierung der Treibhausgase aus der deutschen Landwirtschaft von 40% bis 2020 gegenüber 1990, entsprechend dem Reduktionsziel der Bundesregierung für energiebedingte Treibhausgasemissionen (NABU 2010; Bundesregierung 2009).

Maßnahmen zum Klimaschutz können unter den beiden Strategien **Vermeidung** (*mitigation*) und **Anpassung** (*adaption*) subsumiert werden. Im Klimaschutzbericht des BMELV (2008a) werden unter dem Punkt Vermeidung folgende Maßnahmen des Bundes genannt (S. 20):

- Schutz von Dauergrünland vor Umbruch und Umwandlung in Ackerland
- Renaturierung und Vernässung von Niedermooren
- Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Produktion (biologisch-technische Optimierungen)
- Reduzierung von CH₄-Emissionen (aus Wirtschaftsdüngerlagerung)

- Reduzierung von N₂O-Emissionen (aus Düngung)
- Energieeinsparung
- Forschung
- Förderung der Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen und Bioenergie.

Obwohl in dem Bericht (S. 19) „*der Zusammensetzung des Speiseplans*“ das größte Einsparpotential zugebilligt wird, taucht eine entsprechende Maßnahme, dieses Potential auch zu nutzen, nicht auf. Ähnlich verhält es sich mit dem relevanten Punkt der Nahrungsmittelabfälle. Zwar wird in dem Bericht an den Verbraucher appelliert, Lebensmittelverderb zu vermeiden. Allerdings wird es versäumt, die Potentiale aus der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten im Haushalt und in der Agrar-/ Ernährungsindustrie konkret mit Maßnahmen des Bundes zu flankieren.

Als wichtiger Punkt wird im Bereich der Forschung die Weiterentwicklung quantitativer Bewertungsmethoden wie Ökobilanzen auf System-, Betriebs- und Produktebene genannt. Vor allem im Bereich der Emissionen aus Boden- und Landnutzung sowie aus Landnutzungswandel sieht der Klimaschutzbericht noch großen Forschungsbedarf. Durch den Einbezug klimarelevanter Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) trägt diese Arbeit zum Schließen dieser Forschungslücke bei.

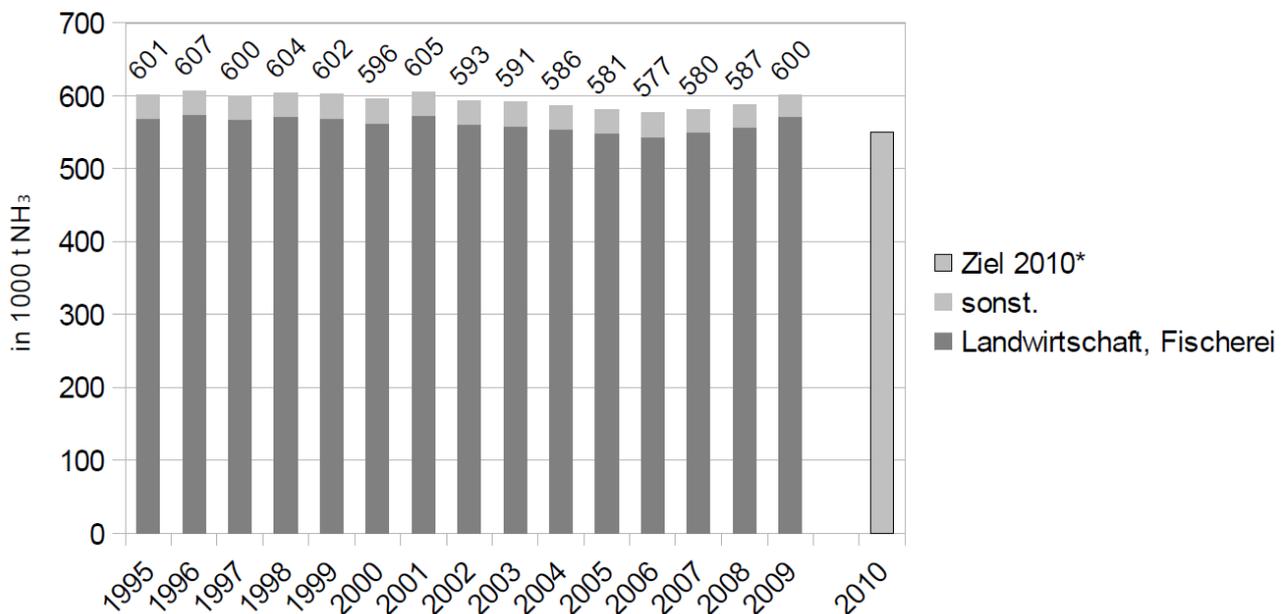
Wie in Kapitel 1.2 (S. 19) dargelegt, können im Agrar- und Ernährungsbereich drei Strategien bzw. Ansätze zur Erreichung ökologisch-konsistenter Nachhaltigkeit unterschieden werden (Effizienz, Suffizienz, Substitution). In der Gesamtschau lässt sich feststellen, dass der Bericht, trotz Benennung des Verbrauchers als wichtigen steuernden Akteur, im Kontext dieser Strategiemöglichkeiten zu kurz greift, da Lösungspotenziale entweder im Bereich der Effizienz (technische Lösungen, Optimierungen etc.) oder im Bereich der Forschung gesucht werden. Bei letzterem entscheidet letztendlich der Forschungsgegenstand, welche Ansätze bedient werden. Explizite Maßnahmen des Bundes im Hinblick auf Konsistenz, Suffizienz oder Substitution werden nicht genannt.

Treibhausgasfaktoren

In vorliegender Arbeit werden die Treibhausgasemissionen in einem Wirkhorizont von 100 Jahren nach IPCC (2006) berechnet. Demnach haben die betrachteten klimawirksamen Gase folgende Äquivalenzfaktoren: N₂O = 298, CH₄ = 25, CO₂ = 1. Die Angabe erfolgt in CO₂-Äquivalenten (CO_{2e}).

2.4.3 Ammoniakemissionen

Erhöhte Ammoniakemissionswerte werden neben Nitrat-Auswaschungen und N_2O -Emissionen durch unausgeglichene Stickstoffsalden bzw. Stickstoff-Überschüsse bedingt. Mit Unterzeichnung des Göteborg-Protokolls 1999 und der NEC-Richtlinie 2001/81/EG hat sich Deutschland verpflichtet, ab 2010 die Höchstgrenze für die Emissionen von Ammoniak von 550.000 t jährlich nicht zu überschreiten (EUP & EUR 2001). Bedeutsam in diesem Zusammenhang ist zudem die IPPC-Richtlinie 2008/1/EG (EUP & EUR 2008), die einzuhaltende Standards beim Neubau von großen Mastanlagen⁴⁶, Schlachthöfen und weiterverarbeitenden Betrieben der Ernährungswirtschaft definiert. Kurioserweise bleiben große Milchviehanlagen von der Richtlinie unberührt. Einen Überblick über die Entwicklung der nationalen Ammoniakemissionen gibt Abb. 7.



* gemäß NEC-Richtlinie 2001/81/EG (EUP & EUR 2001)

Abb. 7. Nationale Ammoniakemissionen nach Destatis (2012a)

Trotz der Nähe zum Zielwert für das Jahr 2010 ist seit 2006 ein leichter, jedoch konstanter Anstieg der nationalen NH_3 -Emissionen festzustellen. Damit wird es unwahrscheinlicher, dass der Zielwert erreicht wird. Bedingt durch den Zeitverzug der Berichterstattung lagen zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit noch keine Zahlen für das Jahr 2010 vor. OSTERBURG ET AL. (2010) gehen davon aus, dass ohne zusätzliche Maßnahmen im Agrarsek-

⁴⁶ die IPPC-Richtlinie gilt ab 40.000 Stellplätzen bei Geflügel, ab 2.000 Stellplätzen bei Mastschweinen (>30 kg) und ab 750 Plätzen bei Sauen, vgl. EUP & EUR (2008)

tor dieser Höchstwert nicht dauerhaft unterschritten werden kann.

Ausgeglichene Nährstoffsalden und damit einhergehende hohe Nährstoffeffizienzen sind für die ökologische und ökonomische Tragfähigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben von hoher Bedeutung. Neben Phosphor und Kalium ist Stickstoff hierbei als Düngemittel, aber auch als Umweltkontaminant von Relevanz. Hohes Gülleaufkommen führt vor allem in Regionen mit flächenintensiver Viehhaltung zu überdurchschnittlich hohen Stickstoffsalden und damit zu erhöhten Ammoniakemissionen. Im Übermaß in die Umwelt eingetragener **Stickstoff** führt zu weitreichenden Problemen (UBA 2009a, RAVISHANKARA ET AL. 2009):

- Verunreinigung des Grundwassers und damit einhergehenden Gesundheitsgefahren für den Menschen/Säuglinge (Zyanose, Methämoglobinämie)
- Eutrophierung und Versauerung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme
- Entstehung des Treibhausgases N_2O
- Schädigung der stratosphärischen Ozonschicht
- Entstehung von bodennahem Ozon und Feinstaub und damit einhergehenden Ernteverlusten und Gesundheitsgefahren
- Verringerung der Artenvielfalt in nährstoffarmen Biotopen
- Verwitterung von Materialien und Kulturgütern.

Aufgrund dieser zentralen Stellung im Belastungs- und Wirkungsgefüge der Umweltmedien und Biotoptypen wird dieser Indikator als Schlüsselindikator in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung verwendet. Bis 1900 lag die durchschnittliche landwirtschaftliche Stickstoff-Düngung in Deutschland bei unter 20 kg pro Hektar und Jahr (BMELF 1956). Bis Ende der 1980er Jahre stiegen die eingesetzten Stickstoff-Mengen im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft auf durchschnittlich 220 kg pro Hektar und Jahr (BACH ET AL. 1997). Sie erreichten in Sonderkulturen und Gebieten der Intensivtierhaltung Werte von über 300 kg pro Hektar und Jahr allein durch den Einsatz von Handelsdüngern (SRU 1985). Obwohl der **Stickstoffüberschuss** im bundesdeutschen Durchschnitt einhergehend mit rückläufigen Viehbestandszahlen in den neuen Bundesländern nach der Wiedervereinigung im gleitenden 3-Jahresmittel von 130 kg im Jahr 1991 auf 95 kg pro Hektar im Jahr 2009 abfiel, wurde die Zielmarke von 80 kg pro Hektar und Jahr im Jahr 2010 nicht erreicht. Für 2010 wurde ein vorläufiger Wert von 96 kg pro Hektar dokumentiert (Destatis 2012d).

Ammoniak im speziellen wird für eine Reihe von ungünstigen Auswirkungen auf die Um-

welt und die menschliche Gesundheit verantwortlich gemacht (HEYES ET AL. 2011, AMANN ET AL. 2011):

- Gesundheit: Beitrag zur Bildung von Feinstaub, Geruchsbelastung
- Umwelt: Beitrag zu Eutrophierung und Versauerung
- Klima: Beitrag zu kurzfristigen Treibhauseffekten.

Vor allem im Nahbereich von Mastanlagen und Güllebehältern wirkt austretender Ammoniak eutrophierend und versauernd. Zudem trägt Ammoniak über die Bildung von Aerosolen zum Treibhauseffekt bei. Im Gegensatz zu den langfristig wirksamen Treibhausgasen (CO_2 , CH_4 , N_2O , H-FKW/HFCs, FKW/PFCs, SF_6) werden Ammoniak und andere kurzfristig klimawirksame Substanzen (Feinstaub, SO_2 , NO_x , VOC, CO) nicht im Rahmen des Kyoto-Protokolls erfasst (HEYES ET AL. 2011). Eine latente Gesundheitsgefahr stellt Ammoniak über die Bildung von Feinstaub dar. Dabei wird zwischen Partikelgrößen $<10 \mu\text{m}$, $<2,5 \mu\text{m}$ und $<0,1 \mu\text{m}$ unterschieden. Neben Atemwegserkrankungen (Asthma, Lungenkrebs) wirkt Feinstaub allergiefördernd. Für Deutschland im Jahr 2000 geben AMANN ET AL. (2011) eine Verkürzung der statistisch durchschnittlichen Lebenszeit durch Ammoniakemissionen um 9,8 Monate an.

Bedingt durch das Auslaufen des Göteborg-Protokolls im Jahr 2010 wurden verschiedene Maßnahmen und Szenarien diskutiert, um die nachteiligen Effekte von grenzüberschreitender Luftverschmutzung weiter zu reduzieren. Je nach politischem Willen und technischem Innovationspotential wird für 2020 in Deutschland eine durchschnittliche Lebenszeitverkürzung von 3,9 bis 4,8 Monaten erwartet (ebd.). Der entsprechende Korridor bei Ammoniakemissionen liegt dabei für das Jahr 2020 zwischen 371.000 t und 568.000 t. Zur Zielerreichung werden in AMANN ET AL. (2011) lediglich technische Lösungen genannt. Zu den wichtigsten Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft zählen: Vermeidung von Überdüngung sowie Optimierung des Güllemanagements und der Gülleausbringung. Das Potential verbrauchsseitiger Einflussfaktoren, z.B. eine veränderte Zusammensetzung des Speiseplans oder die Vermeidung von Nahrungsverlusten, wurde im Rahmen dieser Arbeit untersucht.

2.4.4 Flächenbedarf

Mit ca. 170.000 km^2 bzw. 48 % der Landesfläche stellt die Landwirtschaft den größten Flächennutzer in Deutschland dar (BMELV StatJB 2009). Davon wurden im Jahr 2007 ca.

119.000 km² für den Ackerbau, 49.000 km² als Grünland und 2.000 km² für Dauerkulturen genutzt (ebd.). Innerhalb der ackerbaulichen Nutzung wurden ca. 20.000 km² zum Anbau von nachwachsenden Rohstoffen, v.a. zur Herstellung von Rapsöl und anderen Energieträgern, verwendet (ebd.). Bedingt durch den Import landwirtschaftlicher Güter und Nahrungsmittel werden zudem Flächen im Ausland benötigt, um die Nachfrage in Deutschland zu bedienen. Andererseits werden durch den Export landwirtschaftlicher Produkte Flächen in Deutschland durch ausländischen Konsum beansprucht. Bedingt durch die starke Einbindung Deutschlands in den Weltagrarhandel ist der Umfang des im Ausland verursachten Flächenbedarfs und daran geknüpfter Umwelteffekte von großer Relevanz. Im Jahr 2006 stellte Deutschland den weltweit zweitgrößten Agrarimporteureur sowie den viertgrößten Exporteur agrar- und ernährungswirtschaftlicher Güter dar (BMELV StatJB 2009). Die letzten verfügbaren Daten für das Jahr 2009 platzieren Deutschland beim Import weiterhin auf Platz zwei, beim Export jedoch auf Platz drei der führenden Staaten im agrar- und ernährungswirtschaftlichen Export (BMELV StatJB 2011). Im Fokus agrar-ökologischer Arbeiten stand dabei die Quantifizierung dieses sog. **virtuellen Landhandels** sowie der sich daraus ergebende Nettoflächensaldo. Das Konzept des virtuellen Landhandels wurde in Anlehnung an das Konzept des virtuellen Wassers (ALLAN 1993) entwickelt. Darauf wird vertieft im nächsten Abschnitt eingegangen. WITZKE ET AL. (2011) berechneten für den Import landwirtschaftlicher Produkte nach Deutschland einen Flächenbedarf im Ausland von ca. 68.800 km² im Durchschnitt der Jahre 2008-2010 - vornehmlich für die Produktion von Futtermitteln (Soja in Südamerika). Für die EU-27 ermittelten sie eine Fläche von ca. 288.000 km² (ebd.). STEGER (2005), der eine ähnliche Arbeit für die EU-15 in Zeit von 1990-2000 durchführte, errechnete einen Nettoflächensaldo von 250.000 - 330.000 km² pro Jahr.

Die Notwendigkeit, den ernährungsbedingten Flächenbedarf zu betrachten, ergibt sich einerseits aus der Tatsache, dass Fläche global begrenzt ist, sowie andererseits daraus, dass von der Art der Fläche sowie der Flächenbewirtschaftung Ökosystemdienstleistungen abhängen. Der zunehmende Anbau von nachwachsenden Rohstoffen sowie die Zunahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen (77 ha pro Tag im Jahr 2010) haben dazu geführt, dass der Druck auf Flächen zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion in Deutschland stetig zunimmt (Destatis 2012). Die Nutzungskonkurrenz um landwirtschaftliche Böden wird zudem durch den erforderlichen Ausbau der erneuerbaren Energien (Windparks, Photovoltaikanlagen) sowie durch notwendige Aufforstungsmaßnahmen verschärft. Das Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBSR 2011) ermittelte für den Zeitraum 2005-2008 eine Abnahme der landwirtschaftlichen Fläche um 115 ha pro Tag, währenddessen Sied-

lungs- und Verkehrsflächen um 104 ha pro Tag und Wald um 50 ha pro Tag zunehmen. Bereits im Jahr 2002 wurde in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie „Perspektiven für Deutschland“ von der Bundesregierung das Ziel verankert, die Neuinanspruchnahme von Siedlungs- und Verkehrsfläche auf 30 ha pro Tag im Jahr 2020 zu begrenzen (Bundesregierung 2002). Hinzu kommt, dass Ertragssteigerungen bei wichtigen Kulturarten, die die Nutzungskonkurrenz teilweise entkrampfen könnten, innerhalb der letzten Jahre in Deutschland (und anderen Industrieländern) lediglich moderat oder eher rückläufig waren (BMELV StatJB 2011). Auf globaler Ebene führen Faktoren wie Bevölkerungswachstum, Veränderungen der Verzehrsmuster im Zuge von Wohlstand und Verstädterung sowie der zunehmende Anbau nachwachsender Rohstoffe (v.a. Agrartreibstoffe) zu einer erhöhten Nutzungskonkurrenz um die knappe Ressource Boden.

Neben dem Flächenbedarf für Importe konnten im Rahmen dieser Arbeit auch der Flächenbedarf für Agrarexporte aus Deutschland ermittelt werden. Hinsichtlich der Flächenart wurde dabei zwischen Ackerfläche, Grünland und Dauerkulturen unterschieden. Zudem konnten im Rahmen der ökobilanziellen Untersuchung die Flächen zur Produktion der Verpackungsmaterialien untersucht werden.

2.4.5 Wasserbedarf

Bedingt durch die direkte Abhängigkeit allen Lebens von einer ausreichenden Versorgung mit sauberem Wasser, kommt der quantitativen und qualitativen Bewertung von Wasser in Umwelt, Politik und Wirtschaft eine große Bedeutung zu. Verfügbarkeitsprobleme sind derzeit in Deutschland, bedingt durch günstige Witterungsbedingungen, eher selten (BMU 2010); im Gegensatz zu großen ariden und semiariden Gebieten in Asien, Afrika und Amerika, in denen eher die Umschreibung 'Wasser - das blaue Gold des 21. Jahrhunderts' zu trifft. Dennoch ist als Folge des Klimawandels auch in Deutschland mit veränderten Niederschlagsmustern zu rechnen. Neben einer Verschiebung der Sommerniederschläge in die Wintermonate sollen Starkregenereignisse in Anzahl und Intensität zunehmen. Während Regenfälle im Westen wahrscheinlicher werden, werden im östlichen Teil Deutschlands eher Niederschlagsabnahmen erwartet. Auf globaler Ebene werden für aride und semiaride Gebiete noch weitaus ungünstigere Szenarien diskutiert (ebd.). Dennoch sollte die gute Versorgungslage in Mitteleuropa nicht darüber hinweg täuschen, dass global die Knappheit der Ressource Wasser bereits heute zu zahlreichen Konflikten beiträgt. Neben der Bedeutung als essentielles Nahrungsmittel stellt Wasser einen Hauptinputfaktor in der Landwirtschaft, der Industrie und im Haushalt dar, mit weltweit unterschiedlichen Anteilen.

Während in Afrika, Asien und Südamerika bis zu 84% der Wasserentnahme für landwirtschaftliche Zwecke gebraucht wird (Bewässerung, Reinigung, Tränken der Tiere etc.), werden nur relativ kleine Anteile von der Industrie beansprucht (bis 15%). Im Gegensatz dazu wird im industriell geprägten Deutschland ein Großteil (83%) des aus dem natürlichen Kreislauf entnommenen Wassers für industrielle Zwecke genutzt und nur ein sehr geringer Teil (3%) in der Landwirtschaft verbraucht (Abb. 8).

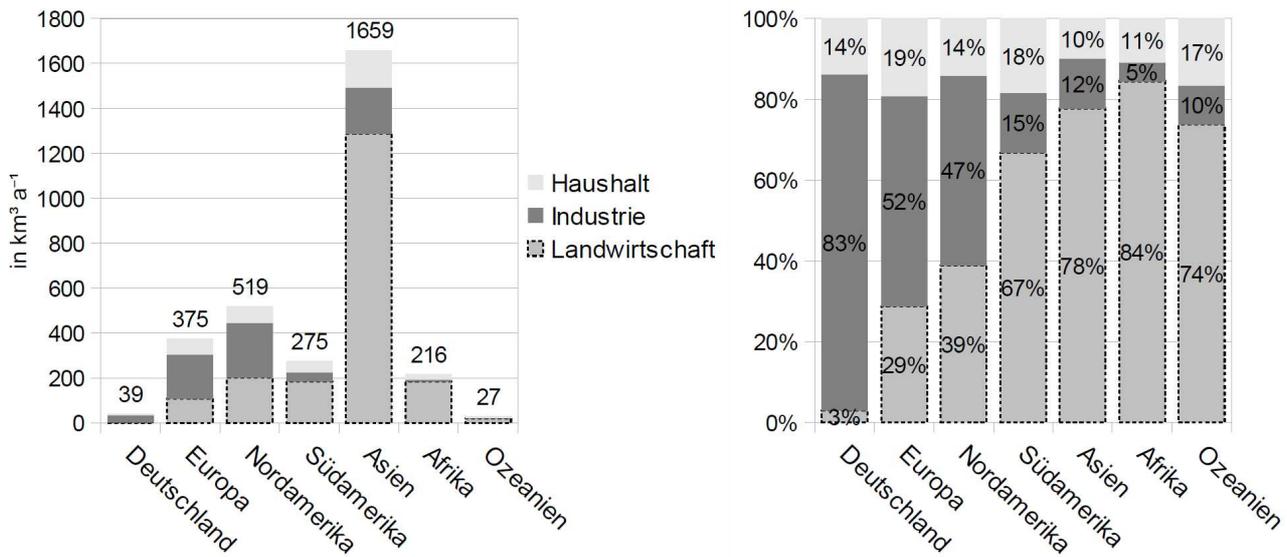


Abb. 8. Wasserentnahme nach Sektoren und Regionen im Durchschnitt der Jahre 1998 - 2002 nach FAO Aquastat (2012)

Wasserbewertungskonzepte

Im Rahmen der agrar- und ernährungsökologischen Wasserbewertung haben sich vier unterschiedliche Konzepte etabliert. Diese werden im Folgenden in Tab. 16 kurz vorgestellt. Der in dieser Arbeit untersuchte Wasserindikator wird hieraus abgeleitet.

Tab. 16. Überblick über Wasserbewertungskonzepte

Bewertungskonzept	Beschreibung
Wasserentnahme (<i>water withdrawal</i>)	Beschreibt die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser aus dem natürlichen Wasserkreislauf. Das Konzept der Wasserentnahme wird in der Officialstatistik verwendet und liegt Abb. 8 zu Grunde.
Virtuelles Wasser	Basiert auf den Arbeiten von ALLAN (1993, 1994). Virtuelles Wasser setzt sich zusammen aus: - blauem Wasser (Grund- und Oberflächenwasser) - grünem Wasser (Niederschlag).

Wasserfußabdruck	<p>Geht aufbauend auf ALLAN (1993, 1994) auf die Arbeiten von HOEKSTRA ET AL. (2011, 2006) zurück. Zusätzlich zum blauen und grünen Wasser, setzt sich der Wasserfußabdruck aus sog. grauem Wasser zusammen. Graues Wasser wird definiert als die Menge Wasser, die benötigt wird, um Schadstoffe im Abwasser wieder auf ihre natürliche Konzentration in der Umwelt zu verdünnen. Damit schließt das Konzept auch eine qualitative Komponente mit ein.</p> <p>Der Wasserfußabdruck setzt sich zusammen aus:</p> <ul style="list-style-type: none"> - blauem Wasser (Grund- und Oberflächenwasser) - grünem Wasser (Niederschlag) - grauem Wasser
Wasserstress-Index (WSI)	<p>Im Gegensatz zur rein quantitativen Wasserversorgung (bspw. zur Produktion eines Produktes bzw. einer Dienstleistung), setzt der Wasserstress-Index (WSI) den lokalen Wasserbedarf ins Verhältnis zur lokalen Verfügbarkeit bzw. Knappheit von Wasser. So ist bspw. die Produktion von Agrartreibstoffen in vielen Regionen möglich, allerdings übt deren Anbau unterschiedlichen Druck auf lokale Wasservorräte aus, was andere Wassernutzer benachteiligt. Diesem Zusammenhang wird im WSI Rechnung getragen (vgl. BROWN & MATLOCK 2011, PFISTER ET AL. 2009).</p> <p>Der WSI setzt sich somit zusammen aus:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Verhältnis der lokalen Wasserverfügbarkeit und des lokalen Wasserbedarfs - Wasserverfügbarkeit (blaues + grünes Wasser)

Zudem wird auf Verbraucherebene zwischen direktem und indirektem Wasserverbrauch unterschieden. 'Direkt' meint dabei das Wasser, was tatsächlich im Haushalt aus dem Wasserhahn kommt bzw. im Nahrungsmittel enthalten ist. Die Bezeichnung 'indirektes' Wasser zielt auf die Wassermenge ab, die während des Herstellungsprozesses von Konsumgütern benötigt wurde (HOEKSTRA ET AL. 2011). Im Gegensatz zum direkten Wasser macht indirektes Wasser bzw. Prozesswasser den Großteil des Wasserverbrauchs aus Verbrauchersicht aus. Mit dem Ziel einer stärkeren internationalen Vereinheitlichung der Wasserbewertung in Ökobilanzen befindet sich derzeit die ISO-Norm 14046 (2011) in Entwicklung.

Untersuchter Indikator: Wasserbedarf (blaues Wasser)

Im Rahmen der amtlichen Statistik und des UGR-Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' (Destatis 2010, SCHMIDT & OSTERBURG 2010) findet ausschließlich das Konzept der Wasserentnahme (*water withdrawal*) Anwendung. Da sich dieses auf die Entnahme

von Grund- und Oberflächenwasser bezieht, ist es mit dem Ansatz des 'blauen Wassers' vergleichbar. Der produktspezifische Bedarf an blauem Wasser wurde für die inländische Produktion aus dem UGR-Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) ermittelt. Zur Quantifizierung des blauen Wasserbedarfs der Importe wurde auf die länder- und produktspezifische Datenbank von MEKONNEN & HOEKSTRA (2010) zurückgegriffen, die blaues, grünes und graues Wasser unterscheidet. Während sich die Angaben von MEKONNEN & HOEKSTRA (2010) auf einen Referenzzeitraum von 1996 - 2005 beziehen, gelten die von SCHMIDT & OSTERBURG (2010) für das Jahr 2003. Aus fachlich-methodischer Sicht wäre die Untersuchung des Einflusses der Ernährung auf den Wasserstress-Index am vielversprechendsten, weil damit Knappheitsprobleme am realistischsten dargestellt werden könnten. Da hierzu produkt- und ortsspezifische Daten zum Zeitpunkt des Verfassens der Arbeit nicht in der nötigen Breite zur Verfügung standen, wurde der Bedarf an blauem Wasser untersucht. Im Vergleich zu den verbleibenden Indikatoren (Wasserfußabdruck, virtuelles Wasser) ist der Indikator der Wasserentnahme (*water withdrawal*) noch am ehesten geeignet, Knappheits- bzw. Verfügbarkeitsprobleme abzubilden. Dies resultiert aus dem Umstand, dass Bewässerungsanlagen in der Regel erst dann kostenintensiv installiert werden, wenn die Niederschläge (d.h. grünes Wasser) nicht ausreichen, um Agrargüter zu produzieren.

2.4.6 Phosphorbedarf

Phosphor als essentieller Nährstoff für Pflanze, Tier und Mensch ist in seinem Vorkommen im Erdmantel als Ressource endlich und global relativ ungleichmäßig verteilt. Die weltweite Fördermenge an Phosphatgestein lag im Jahr 2010 bei 176 Mio. t (2006: 142 Mio. t) mit einem Phosphorergehalt von ca. 15% (USGS mehrere Jahrgänge, CORDELL ET AL. 2009). Hauptförderländer sind Marokko, China, die USA und Rußland (USGS mehrere Jahrgänge). Der gewonnene Phosphor wird zu ca. 80% in der Düngemittelindustrie und zu 5% zur Herstellung von Futtermitteln benötigt. Die verbleibenden 15% werden für industrielle Zwecke gebraucht (LAMPRECHT ET AL. 2011). Deutschland verfügt über keine nennenswerten Phosphatlagerstätten und ist damit auf Importe angewiesen. Durch die Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist) sowie den Einsatz von Knochenmehlen und Klärschlamm konnte in der Landwirtschaft ein Phosphorkreislauf aufgebaut werden, der zu einer erhöhten Ressourceneffizienz bei Phosphor beitrug. Jedoch führten gestiegene hygienische Anforderungen an Klärschlamm und Knochenmehle, bedingt durch uner-

wünschte Rückstände und die Konsequenzen aus der BSE-Krise 2001, teilweise zu einer Durchbrechung des Phosphorkreislaufs, einem Rückgang in der Ressourceneffizienz und damit zur Verschärfung der geopolitischen Frage um Phosphor (LAMPRECHT ET AL. 2011). Klärschlämme und Knochenmehle werden zunehmend in Verbrennungsanlagen thermisch entsorgt (BMELV StatJB 2011). Ein Umstand, der vor allem bei Phosphatdüngern innerhalb der letzten Jahre zu überdurchschnittlichen Preissteigerungen geführt hat. Die nächste Abb. 9 gibt einen Überblick über die Preisentwicklung bei wichtigen Düngemitteln in Deutschland. Die deutlichsten Preissteigerungen sind bei Phosphor zu verzeichnen, mit einem Anstieg von über 100% im Vergleich zum Niveau der 1990er Jahre. Der Anstieg ist jedoch nicht nur vom Vorkommen des Rohstoffs abhängig, sondern wird auch von steigenden Energiepreisen, Transportkosten und wirtschaftspolitischen Entscheidungen (bspw. Exportzölle) beeinflusst.

Für wie viele Jahre reichen die weltweiten Phosphatreserven?

Lange Zeit ging man davon aus, dass unter gleichbleibendem Verbrauch die Phosphatreserven für über 100 Jahre reichen könnten (USGS 1996-2010). CORDELL ET AL. (2009) kamen jedoch zu dem Ergebnis, dass die Reserven bereits in 50-100 Jahren erschöpft sein könnten, insofern globale Trends, wie Bevölkerungszuwachs, veränderte Verzehrsmuster und erhöhte hygienische Anforderungen, betrachtet werden. Zudem wären maximale Fördermengen und der damit verbundene *phosphorous peak* bereits im Jahre 2035 zu erwarten. Im Gegensatz dazu geht das Internationale *Fertilizer Development Centre* (VAN KAUWENBERGH 2010) von einer Reichweite von 300-400 Jahren aus. Bedingt durch Neubewertungen bekannter Phosphatstätten in Marokko/Westsahara und neu entdeckter Vorkommen im Atlantik und Pazifik geht auch aus der neuesten USGS-Erhebung hervor, dass die Phosphatreserven für über 300 Jahre reichen könnten (USGS 2011). Allerdings beruhen die Zahlen der USGS (2011), die teilweise von VAN KAUWENBERGH (2010) übernommen wurden, weiterhin auf der Annahme einer gleichbleibenden Phosphornachfrage. Zukünftig ist sehr wahrscheinlich damit zu rechnen, dass aufgrund erschwerter Förderbedingungen in schwierig zu erschließenden Gebieten (Tiefsee etc.) und niedrigeren Phosphatkonzentrationen in den Lagerstätten an Land die Produktionskosten weiter steigen werden.

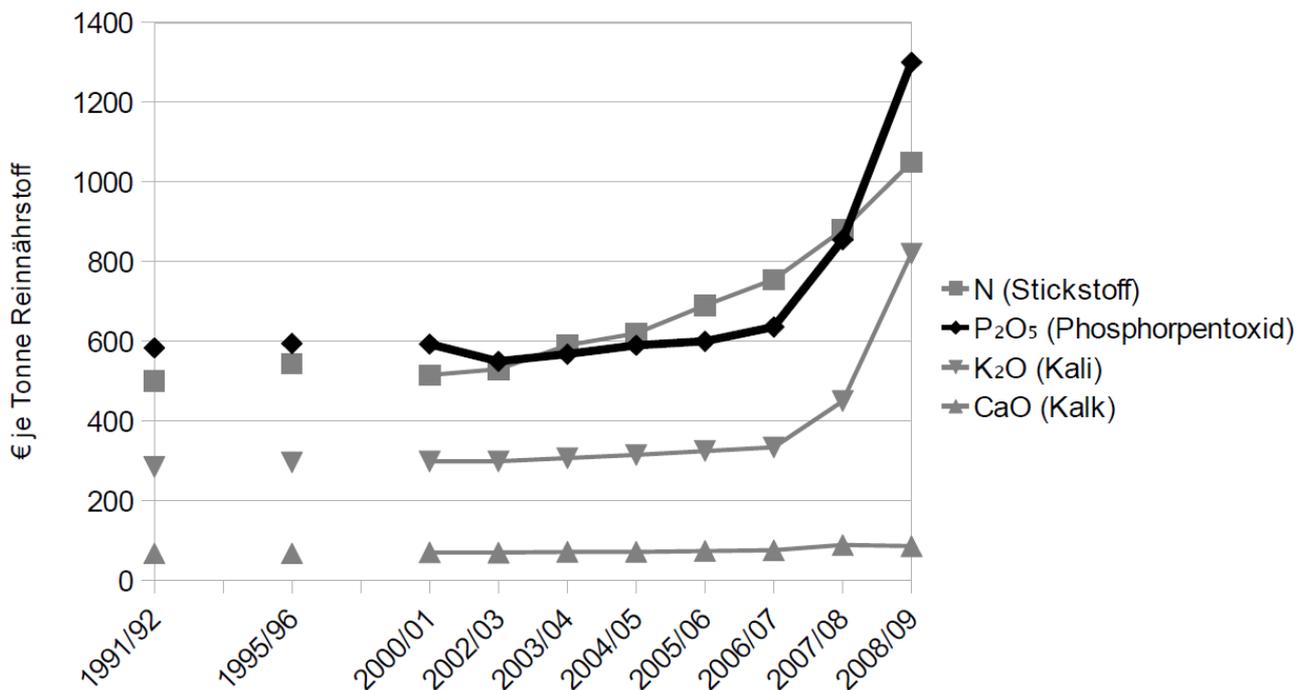


Abb. 9. Durchschnittliche Einkaufspreise der Landwirtschaft für Düngemittel (in Reinnährstoff) nach BMELV StatJB (mehrere Jahrgänge)

Hinzu kommt das Risiko einer langfristigen Anreicherung von Uran und anderen Nukleotiden in Böden durch die erhöhten Gehalte dieser radioaktiven Substanzen in importierten Phosphatdüngern (RÖMER ET AL. 2010). Dabei ist die Höhe der Radioaktivität vom Fördergebiet abhängig.

Phosphor ist jedoch nicht nur unter Versorgungsgesichtspunkten, sondern auch aus agrarökologischer Perspektive interessant. Im Gegensatz zu Pflanzen sind Tiere (und auch der Mensch) in ihrer Verwertung des mit der Nahrung aufgenommenen Phosphors recht ineffizient. Über 70% des von Nutztieren aufgenommenen Phosphors gelangen über den Urin und Kot wieder in die Umwelt (LAMPRECHT ET AL. 2011). Während beim Einsatz von Phosphor in Handelsdüngern seit Jahren ein stetiger Rückgang auf unter 20kg ha⁻¹ festzustellen ist (Abb. 10), führt das Ausbringen von Wirtschaftsdünger in tiermastintensiven Regionen und auf austragsgefährdeten Standorten regelmäßig zu Überschreitungen der zulässigen Phosphatkonzentrationen im Grundwasser.

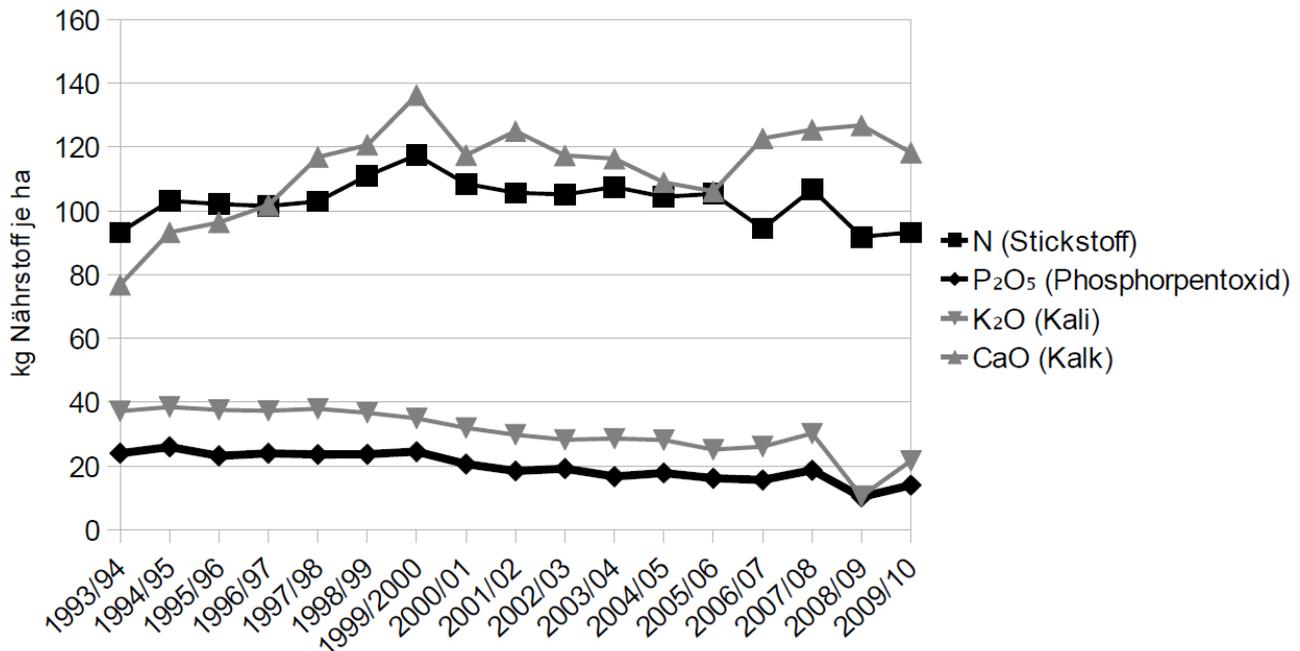


Abb. 10: Einsatz von Handelsdünger in Deutschland in kg Reinnährstoff pro Hektar (ohne Brache) nach BMELV StatJB (mehrere Jahrgänge)

So wurde die Güteklasse II und I (=guter und sehr guter ökologischer Zustand) der chemischen Gewässergüteklassifikation im Jahr 2005 für Gesamtphosphor lediglich an 27% von 151 LAWA-Messstellen⁴⁷ erreicht (UBA 2011). Die ökologische Güteklasse eines Wasserkörpers ergibt sich dabei aus dem Grad der Abweichung vom natürlichen Zustand des Gewässertyps hinsichtlich Vorkommen und Häufigkeit der lebensraumtypischen Arten. Inwieweit das Umweltziel der Wasserrahmenrichtlinie (EUP & EUR 2000) erreicht wird, bis 2015 in allen Oberflächen- und Grundgewässern mindestens einen guten ökologischen Zustand herzustellen, bleibt fraglich.

Während sich die Phosphoreinträge aus Industrie und kommunalen Klärwerken im Zeitraum von 1985 bis 2005 um 86% verringert haben, bedingt durch bessere Verfahren der Phosphorrückgewinnung (P-Elimination) und dem Rückgang phosphathaltiger Waschmittel, konnte der Eintrag aus der Landwirtschaft um lediglich 1% reduziert werden (UBA 2011). Im Jahr 2005 wurden 23.000 t Phosphor in die deutschen Oberflächengewässer eingetragen, wobei 54% auf die Landwirtschaft zurückzuführen sind. Das UBA (2011) geht davon aus, dass neben der Fischerei die größten ökologischen Probleme in Nord- und Ostsee durch Eutrophierung verursacht werden.

Neben Nitratreinträgen sind die Risiken hoher Phosphatfrachten vielfältig. In Tab. 17 wer-

⁴⁷ LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

den die wichtigsten Umwelteffekte, differenziert nach Binnen- und Küstengewässern, genannt.

Tab. 17: Umwelteffekte hoher Phosphateinträge in Binnen- und Küstengewässer
nach O´SULLIVAN & REYNOLDS (2005), KLAPPER (1992)

Umwelteffekte	
Binnengewässer	<p>Übersorgung des Phytoplanktons (Eutrophierung) führt während dessen Absterbens zu verstärkten anaeroben Prozessen. Überwiegen anaerobe gegenüber aeroben Prozessen, spricht man vom 'Umkippen' (<i>population turnover</i>) des Gewässers.</p> <p>Eutrophierung führt zur Entstehung und Emission von Faulgasen (Methan, Schwefelwasserstoff etc.).</p> <p>Eutrophierung führt zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung und zu Artenverlust (Biodiversitätsverlust).</p>
Küstengewässer	<p>Übersorgung von Meeresalgen führt zu massiver Vermehrung (Eutrophierung) und sog. Algenblüte. Anlandungen der gebildeten Algenteppe im Uferbereich möglich.</p> <p>Gesundheitsgefahr für Menschen und Tiere durch Bildung toxischer Substanzen im Algent Teppich.</p> <p>Eutrophierung führt zur Entstehung und Emission von Faulgasen (Methan, Schwefelwasserstoff etc.).</p> <p>Eutrophierung führt zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung und Artenverlust (Biodiversitätsverlust).</p>

2.4.7 Energieverbrauch

Als Folge der Ölkrise Anfang der 1970er Jahre entwickelte sich die Bewertung des Energieverbrauchs als ökonomischer und ökologischer Leitindikator, wobei die Untersuchung des Energieverbrauchs aus fossilen, d.h. nicht-erneuerbaren Quellen, im Vordergrund stand. Mit der aufkommenden Problematik des Klimawandels Mitte der 1980er Jahre kam der Quantifizierung der Energieverbräuche aus fossilen und erneuerbaren Quellen eine weitere Bedeutung zu. Während CO₂-Emissionen aus erneuerbaren Energien im globalen Kohlenstoffkreislauf durch Photosynthese immer wieder gebunden werden, führt die Verbrennung fossiler Energieträger zu einer Nettoanreicherung von CO₂ in der Atmosphäre. Die Freisetzung treibhausgasrelevanter CO₂-Emissionen und der Verbrauch fossiler Energie stehen in einem direkten Zusammenhang.

Im Jahr 2006 wurden in Deutschland 14.786 PJ⁴⁸ Primärenergie verbraucht, was - bedingt durch Umwandlungsverluste, Leitungsverluste und nicht-energetischen Verbrauch - in ei-

48 1 PJ (Petajoule) = 10¹⁵ J = 1 Billiarde J

nem Endenergieverbrauch von 9.296 PJ resultierte (AG Energiebilanzen 2010). Bei 82,3 Millionen Einwohnern entsprach das einem Pro-Kopf-Verbrauch an Primärenergie von 180 GJ a⁻¹ (= 49.900 kWh a⁻¹) bzw. 113 GJ a⁻¹ (= 31.370 kWh a⁻¹) an Endenergie. Der Anteil erneuerbarer Energie⁴⁹ am Primärenergieverbrauch stieg von 1,3% im Jahr 1990 auf 9,4% im Jahr 2010 an (BMU 2011). Im Referenzjahr 2006 lag der Anteil bei 6,3% (ebd.). Bezogen auf den Endenergieverbrauch stieg der Anteil von 1,9% im Jahr 1990 auf 11,3% im Jahr 2010 (2006: 8,0%). Durch den Einsatz erneuerbarer Energien konnten im Jahr 2010 insgesamt 120 Mio. t Treibhausgasemissionen eingespart werden, wobei 75 Mio. t CO_{2e} im Stromsektor, 40 Mio. t CO_{2e} bei der Wärmeerzeugung und 5 Mio. t CO_{2e} im Verkehrssektor eingespart werden konnten (ebd.). Das Langfristziel auf nationaler Ebene sieht vor, bis 2050 den Anteil erneuerbarer Energie am Gesamtenergieverbrauch von 50% zu erreichen (Bundesregierung 2009a).

Bedingt durch die aggregierte Darstellung im Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) ist eine detaillierte Betrachtung des Energieverbrauchs nach Energieträgern nicht möglich. Eine produktspezifische Betrachtung des *Primärenergieverbrauchs* (PEV) wurde dadurch erschwert, dass sich energetische Angaben im Berichtsmodul auf die *Endenergieverbräuche* beziehen. Eine entsprechende Umrechnung von 127 PJ a⁻¹ auf den Primärenergieverbrauch in Höhe von 169 PJ a⁻¹ im Jahr 2003 erfolgte auf Basis von sektorenübergreifenden UGR-Daten des Statistischen Bundesamts für den Gesamtbereich Landwirtschaft (Destatis 2012b). Ungenauigkeiten beim Disaggregieren auf die einzelnen Produktgruppen mussten dabei in Kauf genommen werden, da sonst eine energetische Auswertung *cradle-to-store* nicht möglich gewesen wäre.

Hinzu kommt der Umstand, dass im Berichtsmodul Energieverbräuche aus landwirtschaftlichen Vorleistungen (Düngemittel-, PSM-, Maschinenproduktion etc.) nicht direkt ausgewiesen werden. Um diese dennoch zu berücksichtigen, wurden über entsprechende Handelsdüngergaben und entsprechende finanzielle Vorleistungen, die im Berichtsmodul produktspezifisch erfasst sind, die entsprechenden Primärenergieverbräuche abgeschätzt (basierend auf SCHMIDT & OSTERBURG 2005, BRENTRUP & PALLIERE 2008). Produktspezifische Angaben zum Anteil erneuerbarer Energien konnten auf Basis dieser Methode nicht gemacht werden.

Um dennoch die Entwicklung der emissionsrelevanten Energieverbräuche und den Ein-

49 Erneuerbare Energie aus Wind- und Wasserkraft, Photovoltaik sowie Biomasse

satz erneuerbarer Energien im Agrar-Ernährungssektor insgesamt zu betrachten, wurde in den folgenden Abbildungen auf sektorenübergreifende UGR-Daten zurückgegriffen (Destatis 2011b). Damit können branchenspezifische Aussagen zu den Produktionsbereichen 'Landwirtschaft und Jagd' (CPA⁵⁰ - 08 01) sowie 'Herstellung von Nahrungs-, Futtermitteln und Getränken' (CPA - 08 15) im Zeitverlauf gemacht werden (Abb. 11 und Abb. 12).

Im Produktionsbereich 'Landwirtschaft und Jagd' ist der Primärenergieverbrauch von 222 PJ im Jahr 1995 auf 162 PJ im Jahr 2009 zurückgegangen (minus 27%), was vor allem auf den verminderten Einsatz von Heizöl zurückzuführen ist. Den größten Anteil am Primärenergieverbrauch stellt, über den betrachteten Zeitraum nahezu gleich bleibend, der Einsatz von Diesel dar (2009: 63%). Der Anteil aus erneuerbaren Energien lag im Jahr 2009 bei 2,9% (Destatis 2011b).

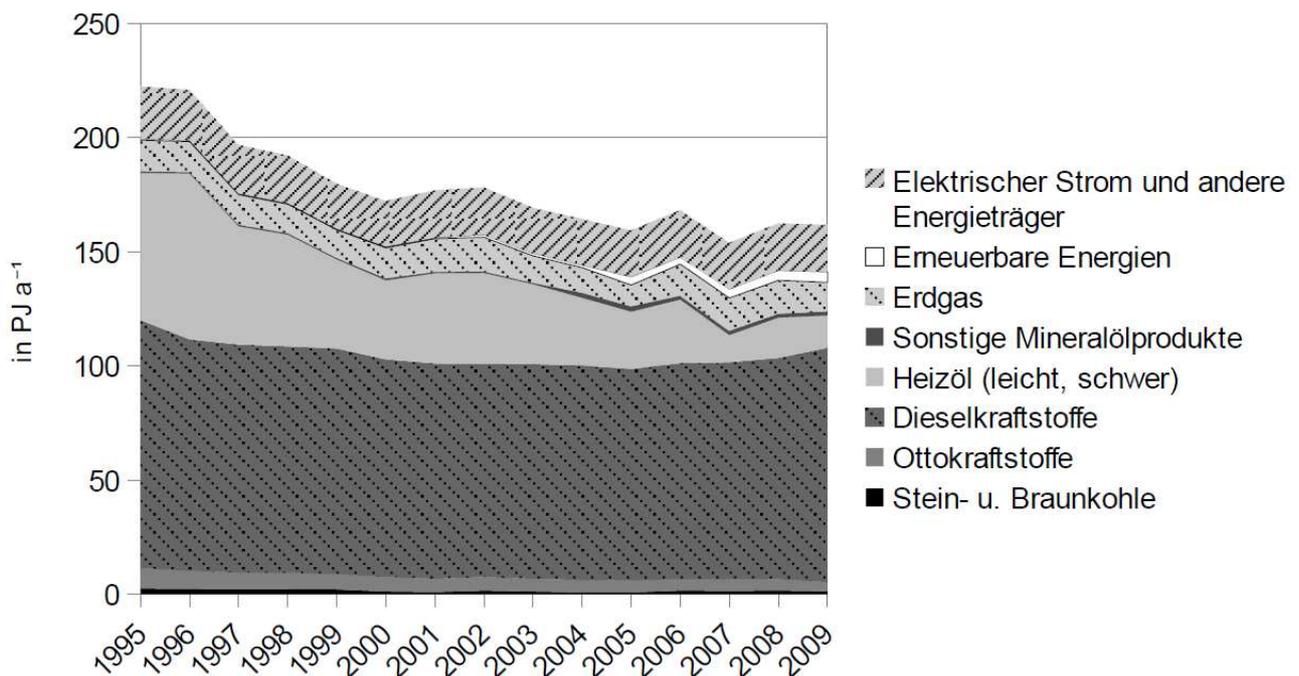


Abb. 11. Primärenergieverbrauch in Landwirtschaft und Jagd nach Destatis (2011b)

50 CPA = Classification of Products by Activity

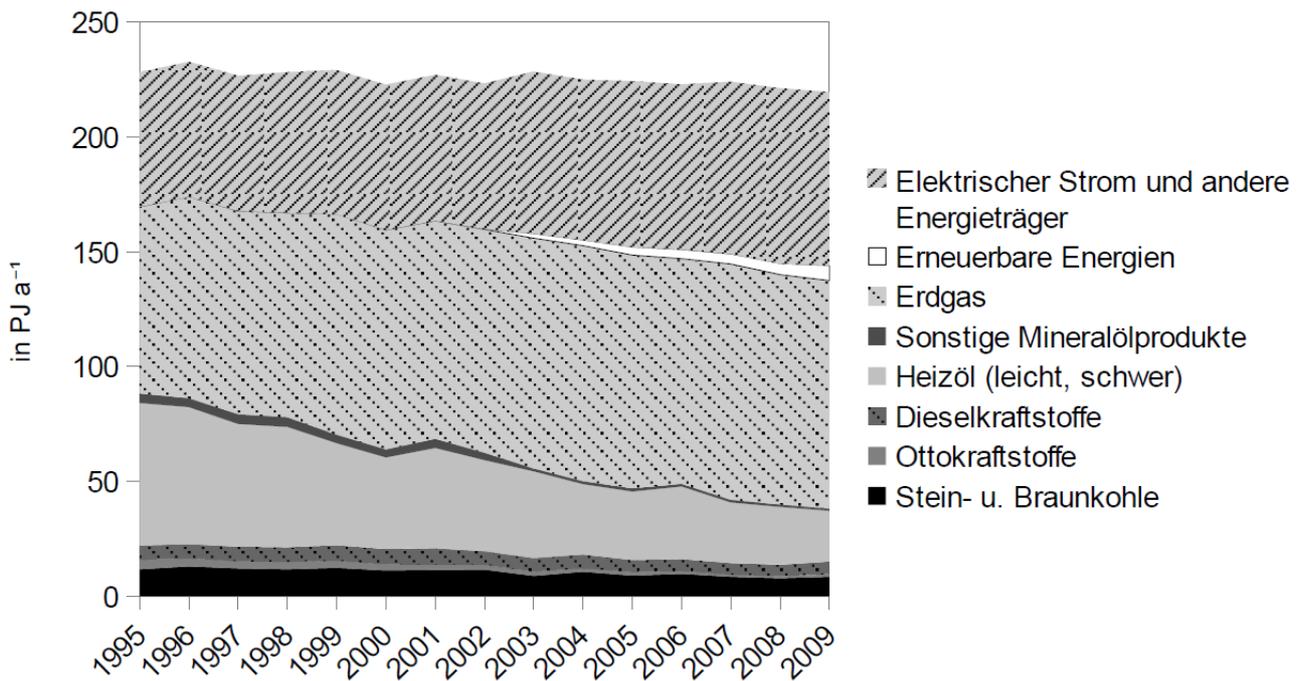


Abb. 12. Primärenergieverbrauch im Ernährungsgewerbe (Herstellung von Nahrungs-, Futtermitteln und Getränken) nach Destatis (2011b)

Im Gegensatz zu 'Landwirtschaft und Jagd' sank der Primärenergieverbrauch im Ernährungsgewerbe nur geringfügig - um 4% von 228 PJ im Jahr 1995 auf 219 PJ im Jahr 2009 (Destatis 2011b). Innerhalb der Branche ist ein Rückgang im Einsatz von Heizöl sowie eine Zunahme im Einsatz von Erdgas, Strom und erneuerbaren Energien festzustellen. Im Jahr 2009 lag der Anteil der erneuerbaren Energien bei 3,0% des Gesamtenergieverbrauchs (ebd.).

Der Anteil erneuerbarer Energien in 'Landwirtschaft und Jagd' sowie im Ernährungsgewerbe konnte im Vergleich zum Bundesdurchschnitt mit den Ausbauraten der letzten Jahre nicht mithalten (Abb. 13). Obwohl von 2000 bis 2009 der Ausbau erneuerbarer Energien in 'Landwirtschaft und Jagd' sowie im Ernährungsgewerbe deutlich zugenommen hat, hinkt das Ausbauniveau dem Bundesdurchschnitt um ca. zehn Jahre hinterher. Demnach besteht beim Ausbau erneuerbarer Energien in der Land- und Ernährungswirtschaft deutlicher Aufholbedarf. In Abb. 13 ist zudem der Anteil erneuerbarer Energien im deutschen Fischereisektor dargestellt. Bedingt durch unterschiedliche Erfassungskonzepte (UGR-Konzept, VGR-Konzept) sind die in Abb. 13 gemachten Angaben nicht mit den weiter oben genannten Zahlen zum Anteil erneuerbarer Energien am bundesweiten Primärenergieverbrauch vergleichbar (BMU 2011).

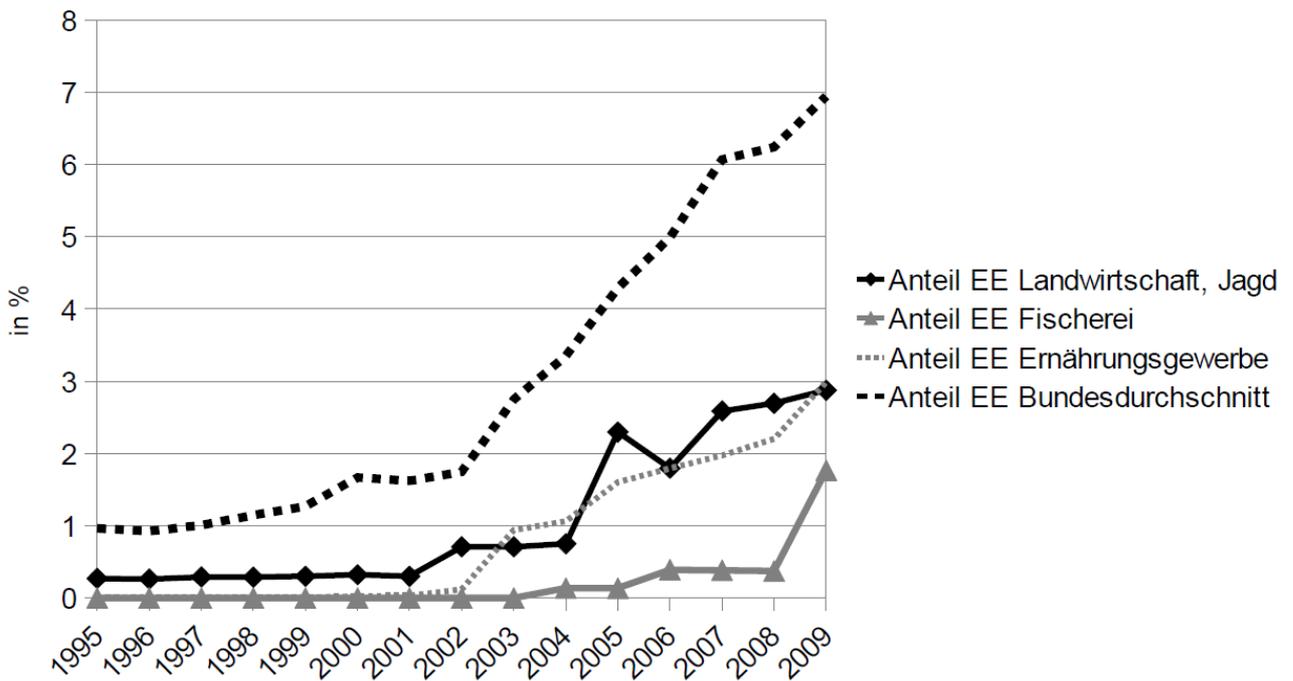


Abb. 13. Anteil erneuerbarer Energien (EE) am Primärenergieverbrauch in Landwirtschaft & Jagd, Fischerei sowie im Ernährungsgewerbe im Vergleich zum Bundesdurchschnitt (in %) nach Destatis (2011b), UGR-Konzept

2.5 Bilanzierung der Prozessabschnitte entlang der Wertschöpfungskette

Bei der Auswahl der in der Arbeit verwendeten Umweltdaten wurde weitestgehend auf repräsentative umweltspezifische Input-Output Daten (*top-down*) zurückgegriffen. Dabei stellt das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' innerhalb der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) den Kern der Umweltbilanzierung dar (Bezugsjahr 2003). Dieses wurde ausgewählt, da es, trotz der in Kapitel 2.1.8 (S. 30f.) genannten Nachteile, die zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit konsistentesten Umweltdaten in der Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren zur Verfügung stellte. Daten aus dem Berichtsmodul wurden im Bereich von Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) und anderen umweltrelevanten Aktivitäten in der landwirtschaftlichen Vorkette mit Daten aus LEIP ET AL. (2010) und BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) ergänzt. Die Ermittlung der Umwelteffekte von Koppelprodukten (bspw. Rindfleisch/Milch, Rapsschrot/Rapsöl oder Zuckerrübenmelasse/Rübenzucker) erfolgte auf Basis einer **Allokation nach Masse**. Angaben zur Futtermittelzusammensetzung, die den untersuchten tierischen Produktkategorien zu Grunde liegen, beruhen auf CAPRI (LEIP ET AL. 2010a). Für den Prozess der Verarbeitung von Nahrungsmitteln im Ernährungsgewerbe wurden sektorenspezifische *top-down* Daten im Jahr 2006 zu Rate gezogen (BMELV StatJB 2009). Zur Beschreibung der Umwelteffekte, die durch Handel/Transport (inkl. Importe) und die Herstellung der Verpackungsmaterialien anfielen, wurden weitestgehend klassische Ökobilanzdaten (*bottom-up*) genutzt. Auf diese Weise konnten erstmalig auf Bundesebene repräsentative Daten zum Nahrungsmittelkonsum mit weitgehend konsistenten Daten der entsprechenden Umweltnutzung in Korrelation gesetzt werden.

2.5.1 Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU)

LEIP ET AL. (2010) ermittelten im Rahmen des GGELS-Projekts (*Greenhouse Gas Emissions from the European Livestock Sector*) die Treibhausgas-, Ammoniak- und NO_x-Emissionen im Tierhaltungssektor der EU-27 auf NUTS-2 Ebene⁵¹ für das Jahr 2004. Als Bilanzierungsmodell diente dabei CAPRI (*Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System*). Neben klassischen landwirtschaftlichen und verarbeitungsspezifischen Emissionen wurden im GGELS-Projekt Emissionen aus direkten Landnutzungsän-

⁵¹ *Nomenclature des unités territoriales statistiques* (NUTS), Gebietseinheitensystematik der EU, NUTS-2 steht für Gebiete der Größe von Bundesländern oder Teile von Bundesländern

derungen (dLUC) und Landnutzung (LU) nach einem Tier-1 Ansatz gemäß IPCC (2006) in drei verschiedenen Szenarien auf einer zehnjährigen Basis (1996-2006) kalkuliert. Während Szenario-1 ein Minimum-Szenario darstellt - mit Umwandlungen von Flächen mit niedrigen Kohlenstoffgehalten (bspw. Grünland, Savannen), präsentiert sich Szenario-3 als ein Maximum-Szenario - mit Umwandlungen von Flächen mit sehr hohen Kohlenstoffgehalten (Rodung von tropischem Wald zur Nutzung als Weide oder Acker). Nach LEIP ET AL. (2010) stellt das Szenario-2 einen probaten Mix beider dLUC-Szenarien dar. Dieses Szenario wurde im Rahmen dieser Arbeit als Standard-Szenario betrachtet.

Während in LEIP ET AL. (2010) Emissionen aus LU innerhalb und außerhalb der EU vorkamen, fanden Emissionen aus dLUC ausschließlich im europäischen Ausland v.a. durch den Anbau von Soja in Südamerika statt. Unter Emissionen aus LU wurden dabei CO₂-Freisetzung/C-Sequestrierung konventioneller Böden sowie die CO₂/N₂O-Freisetzung extrem kohlenstoffreicher Böden zusammengefasst.

In die Berechnungen der Emissionen aus dLUC sind CO₂-Emissionen aus ober- und unterirdischer Biomasseveränderung sowie CH₄- und N₂O-Emissionen aus Biomasseverbrennung eingegangen.

2.5.2 Umweltwirkungen aus der landwirtschaftlichen Vorkette

Umweltwirkungen aus der landwirtschaftlichen Vorkette wurden bei den Treibhausgasemissionen und beim Primärenergieverbrauch separat berücksichtigt. Umwelteffekte aus der Düngemittelproduktion gehen auf BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) zurück. Aufbauend auf einem Ansatz von SCHMIDT ET AL. (2005) konnten über entsprechende monetäre Vorleistungen, die im Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) produktspezifisch erfasst werden, weitere Emissionen und Energieverbräuche aus der Pflanzenschutzmittelproduktion, der Produktion und Unterhaltung von Gebäuden und Maschinen sowie aus betriebsrelevanten Dienstleistungen abgeschätzt werden.

2.5.3 Umweltwirkungen aus der Verarbeitung von Nahrungsmitteln

Zur Quantifizierung der Umweltwirkungen aus der Verarbeitung von Nahrungsmitteln wurde auf die Tabellen 'Energieverbrauch des produzierenden Ernährungsgewerbes' im Statistischen Jahrbuch für das Jahr 2006 zurückgegriffen (BMELV StatJB 2009, S. 291). Die zugrunde liegenden Erhebungen erstreckten sich bis zum Berichtsjahr 2006 in der Regel

auf sämtliche Betriebe von Unternehmen mit mindestens 20 tätigen Personen. Im Vorjahresvergleich werden darin die Primärenergieverbräuche, differenziert nach sieben Energieträgern und 33 Wirtschaftszweigen, innerhalb des deutschen Ernährungsgewerbes unterschieden. Zur Ermittlung daran gekoppelter Emissionen (CO_{2e} , NH_3) wurden die emissionsrelevanten Energieträger mit entsprechenden Emissionsfaktoren aus GEMIS 4.6 (Jahresbezug: 2005) verrechnet (Öko-Institut 2010). Zur Bestimmung produktspezifischer Werte auf Basis der Funktionellen Einheit von 1 kg wurden diese durch die entsprechenden Produktionsmengen geteilt. Da die Anteile erneuerbarer Energien im Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' nicht separat ausgewiesen wurden, erfolgte eine Auswertung lediglich auf Basis des Gesamtprimärenergieverbrauchs. Daten zum Verbrauch blauen Wassers⁵² in der Verarbeitung wurden aus Erhebungen der Ernährungswirtschaftsmeldeverordnung (EWMV) entnommen. Aus Gründen der nationalen Ernährungssicherung werden diese Daten in regelmäßigen Abständen von der BLE erhoben, um einen Überblick über die Wasserversorgung des Ernährungsgewerbes aus dem öffentlichen Wassernetz bzw. eigenen Quellen zu haben (BLE 2007). Diese Daten (26 Wirtschaftszweige, Bezugsjahr 2006) sind vom Umfang vergleichbar mit den Daten aus den Tabellen zum Energieverbrauch des produzierenden Ernährungsgewerbes und daher auf Basis der 24 untersuchten Produktgruppen geeignet, die Umwelteffekte aus der Verarbeitung repräsentativ abzubilden.

2.5.4 Umweltwirkungen importierter Nahrungsmittel, Selbstversorgungsgrade und Futtermittelzusammensetzungen

Bedingt durch die Fülle agrar- und ernährungswirtschaftlicher Importe und Exporte war es unmöglich, alle Handelsströme und daran gekoppelte Umwelteffekte, die letztendlich den Nahrungsmittelverzehr in Deutschland im Jahr 2006 tangierten, in der Arbeit zu betrachten. Um den Einfluss importierter Güter und deren Umwelteffekte in der Arbeit zu berücksichtigen, wurde auf Basis des entsprechenden Selbstversorgungsgrads der im Inland produzierte Anteil je Nahrungsmittelgruppe ermittelt (Abb. 14).

52 vgl. Kapitel 2.4.5 (S. 57ff.) zur Methodik der Wasserbilanzierung

Selbstversorgungsgrad	Er zeigt, in welchem Umfang die Erzeugung der heimischen Landwirtschaft den Bedarf (Gesamtverbrauch) decken kann oder um welchen Prozentsatz die Produktion den inländischen Bedarf übersteigt. Der Selbstversorgungsgrad ist gleich der Inlandserzeugung in Prozent des Gesamtverbrauchs für Nahrung, Futter, industrielle Verwertung, Saatgut, Marktverluste.
-----------------------	---

Abb. 14: Definition Selbstversorgungsgrad nach BMELV StJB (2009)

Bei tierischen Produkten wurden dabei die Selbstversorgungsgrade der Futtermittel berücksichtigt. Somit ergibt sich bspw. auch beim Rind-/Kalbfleisch ein Auslandsanteil. Obwohl der Selbstversorgungsgrad beim eigentlichen Rind-/Kalbfleisch im Jahr 2006 bei 126,1% lag, wurden lediglich 98,8% der Futtermittel dafür im Inland produziert. Die Aufteilung der einzelnen Futtermittel auf die entsprechenden tierischen Produktionsverfahren erfolgte auf Basis von LEIP ET AL. (2010a) sowie des Futteraufkommens aus Inlandserzeugung und aus Einfuhren im Jahr 2005/2006 (BMELV StJB 2009). Details zur Futtermittelzusammensetzung nach Tierarten finden sich im Anhang der Publikation MEIER ET AL. (2013). Durch Übertragung des Selbstversorgungsgrades der Futtermittel auf die Selbstversorgungsgrade der Nahrungsmittel wurden aggregierte Werte ermittelt, die zur Abschätzung des Produktionsanteils im In- und Ausland eingeflossen sind (Tab. 18).

Länderspezifische Umweltdaten, die die Produktionsbedingungen in den entsprechenden Exportländern widerspiegeln, wurden bei den grau hinterlegten Werten in Tab. 18 berücksichtigt.

Tab. 18. Selbstversorgungsgrade und aggregierte Inlandsanteile der untersuchten Produktgruppen 2006 in %, eigene Berechnungen auf Basis von BMELV StatJB (2009) und LEIP ET AL. (2010a)

	Nahrungsmittel	Futtermittel	Aggregierter Inlandsanteil	Anmerkungen
Butter	81,3		78,1	
Käse, Quark	116,8		96,7	
Milcherzeugnisse	130,7	96,7	96,7	
Milch, -getränke	115,8		96,7	Aggregation durch prozentuale Übertragung der Selbstversorgungsgrade der Futtermittel auf Selbstversorgungsgrade der Nahrungsmittel, abzüglich Exporte (vgl. Kap. 3.1.1, 3.1.2)
Rind, Kalbfleisch	126,1	98,7	98,7	
Schweinefleisch	96,3	82,5	78,9	
Geflügelfleisch	85,9	86,5	72,4	
Sonstiges Fleisch	60,8	97,0	57,8	
Eiprodukte	70,6	92,9	63,4	
Fische, Krustentiere	25,2		25,2	Zur Abschätzung des ausländischen Futteranteils in Aquakultur lag kein belastbares Material zur Verfügung (Kap. 3.1.3)
Getreideprodukte	109,5		100,0	Eigene Berechnung auf Basis des eingesetzten Getreides & Zuckers (Kap. 3.1.4)
Gemüse	36,1		36,1	
Obst	10,9		10,9	
Nüsse, Samen	8,7		8,7	
Kartoffelprodukte	137,0		100,0	
Pflanzliche Öle, Fette	30,0		30,0	Auf Basis der für die menschliche Ernährung eingesetzten pflanzlichen Öle u. Fette (aus Raps, Sonnenblume, Soja, Ölpalme, vgl. Kap. 3.1.7)
Zucker, Süßwaren (inkl. Kakao)	122,6		83,7	Auf Basis des eingesetzten Zuckers, Kakaos, pflanzl. Öle, Milcherzeugnisse (Kap. 3.1.8)
Mineralwasser (Flasche)	89,1		89,1	nach VDM 2007
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	0,0		0,0	
Kräuter-, Früchtetee	53,8		53,8	Auf Basis von StatJB 2009 & WKF 2007
Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare	75,0		75,0	Auf Basis des eingesetzten Obstes & Zuckers (vgl. Kap. 3.1.9.4)
Bier	101,4		100,0	
Wein, Sekt	44,5		44,5	
Spirituosen	82,6		82,6	

In der nächsten Tab. 19 werden die Arbeiten zusammen gefasst, die zur Umweltprofilbeschreibung dieser Importgüter verwendet wurden. Dabei handelt es sich einerseits um klassische *bottom-up* Daten (bspw. SANJUAN ET AL. 2005, NTIAMOAH & AFRANE 2008) sowie andererseits um Arbeiten, die einem *top-down* Ansatz folgten (bspw. MEKONNEN & HOEKSTRA 2010). Für die Importanteile der anderen Produktgruppen wurden deutsche Produktionsbedingungen unterstellt.

Tab. 19. Verwendete Arbeiten zur Abschätzung der Umwelteffekte durch Importe

Nahrungs- / Futtermittel	Quelle, Datenbank	Anmerkungen
Fische, Krustentiere	LCA Food Database (NIELSEN ET AL. 2003)	- Ortsbezug: Dänisches Hoheitsgebiet - Zeitbezug: 1999/2000 - folgeorientierter (<i>consequential</i>) Ansatz - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Flächen-, Wasser- & Phosphorbedarf, Primärenergieverbrauch (PEV)
Gemüse (Anteile gewichtet 2006)	MEKONNEN & HOEKSTRA (2010)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 1996 - 2005 - Indikator: Wasser (blau) - Importzusammensetzung 2006 (BMELV StatJB 2009): Niederlande 45%, Spanien 35%, Italien 14%, andere 7%
Obst (Anteile gewichtet 2006)	MEKONNEN & HOEKSTRA (2010)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 1996 - 2005 - Indikator: Wasser (blau) - Importzusammensetzung 2006 (BMELV StatJB 2009): Spanien 36%, Italien 21%, Ecuador 12%, Kolumbien 10%, Costa Rica 9%, andere 12%
Orangen, Zitrusfrüchte	SANJUAN ET AL. (2005)	- Ortsbezug: Spanien, Provinz Valencia - Zeitbezug: 2000 - integrierte Produktion - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Flächen- & Phosphorbedarf, PEV
Nüsse, Samen (Anteile gewichtet 2006)	MEKONNEN & HOEKSTRA (2010)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 1996 - 2005 - Indikator: Wasser (blau) - Importzusammensetzung 2006 (FAO Stat 2011a) Herkunft: China 34%, USA 31%, Türkei 14%, Deutschland 9%, Iran 5%, Vietnam 5%, andere 2%; Fruchtart: Erdnuss 29%, Mandel 24%, Haselnuss 16%, Sonnenblumenkerne 9%, Walnuss 9%, Pistazien 6%, Cashewnuss 5%, andere 2%
	FAO Stat (2011a, 2011b)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 2006 - Indikator: Flächenbedarf (Ertrag) - Importzusammensetzung 2006 s.o.
Kakao	NTIAMOAH & AFRANE (2008)	- Ortsbezug: Ghana - Zeitbezug: 2004/2005 - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Phosphorbedarf, PEV
	FAO Stat (2011a, 2011b)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 2006 - Indikator: Flächenbedarf (Ertrag)
Kaffee	COLTRO (2006), HUMBERT ET AL. (2009)	- Ortsbezug: Brasilien - Zeitbezug: 2001 - 2003 - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Phosphorbedarf, PEV

Fortsetzung:

Nahrungs- / Futtermittel	Quelle, Datenbank	Anmerkungen
Kaffee	FAO Stat (2011a, 2011b)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 2006 - Indikator: Flächenbedarf (Ertrag) - Importzusammensetzung 2006: Brasilien 36%, Vietnam 23%, Kolumbien 11%, Indonesien 8%, andere 22%
Tee (grün, schwarz)	MEKONNEN & HOEKSTRA (2010)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 1996 - 2005 - Indikator: Wasser (blau) - Importzusammensetzung 2006 (FAO Stat 2011a): China 22%, Indonesien 14%, Sri Lanka 13%, Indien 13%, andere 38%
	FAO Stat (2011a, 2011b)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 2006 - Indikator: Flächenbedarf (Ertrag) - Importzusammensetzung 2006 s.o.
Weintrauben, Wein	MEKONNEN & HOEKSTRA (2010)	- Ortsbezug: weltweit, länderspezifisch - Zeitbezug: 1996 - 2005 - Indikator: Wasser (blau) - Importzusammensetzung 2006 (BMELV StatJB 2009): Italien 45%, Frankreich 17%, Spanien 16%, andere 22%
Sojaschrot, Sojaöl	FRITSCHKE ET AL. (2010), Öko-Institut (2010)	- Ortsbezug: Brasilien, Argentinien - Zeitbezug: 2005 - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Flächen-, Wasser- & Phosphorbedarf, PEV
Palmkuchen, Palmöl	YUSOFF & HANSEN (2007), ASPAR (2001), Öko-Institut (2010)	- Ortsbezug: Malaysia, Indonesien - Zeitbezug: 2005 - Indikatoren: Treibhausgas- & Ammoniakemissionen, Flächen-, Wasser- & Phosphorbedarf, PEV

2.5.5 Transportdistanzen und Transportmittel

Die Ermittlung umweltrelevanter Angaben hinsichtlich des Transports von Nahrungsmitteln erfolgte im Rahmen der Arbeit auf Basis folgender Parameter: Transportmittel (Übersee-/Binnenschiff, Eisenbahn, LKW), Transportdistanz (km), Transportmenge (t) und Transportleistung (tkm), wobei sich die Transportleistung aus der Multiplikation von Transportdistanz und Transportmenge ergibt. Produktspezifische Angaben auf Basis von Einzelnahrungsmitteln hinsichtlich Distanzen, Mengen und Transportleistung können aufbauend auf offiziellen statistischen Daten nicht gemacht werden. Offizielle statistische Quellen (Statistische Bundesamt, Bundesamt für Verkehr, DIW 2008) erlauben innerhalb des Ernährungs- und Agrarsektors lediglich eine Differenzierung nach 'Land-/forstwirtschaftlichen Erzeugnissen', 'Nahrungs-/Futtermitteln' und 'Düngemitteln'.

Daher wurde innerhalb Deutschlands allen untersuchten Produktgruppen die gleiche mittlere Transportdistanz von 177 km im Jahr 2006 unterstellt (DIW 2008). Diese wurde, gewichtet mit den transportierten Tonnagen, aus den mittleren Transportdistanzen des Straßengüter- und Schienenverkehrs sowie der Binnenschifffahrt ermittelt (vgl. Tab. 20). Methodisch wurde sich dabei an den Arbeiten von TAYLOR (2000) und HOFFMANN & LAUBER (2001) orientiert. Wie erwähnt, wird in der verwendeten Datenquelle DIW (2008) lediglich zwischen den Gütergruppen 'Land-/forstwirtschaftliche Erzeugnisse', 'Nahrungs-/ Futtermittel' und 'Düngemittel' unterschieden. Bei dieser Aggregationsstufe können die nicht-ernährungsrelevanten Untergruppen 'Holz, Kork' (GV05) und 'Textile Rohstoffe' (GV04) innerhalb der 'Land-/forstwirtschaftlichen Erzeugnisse' nicht ausgeschlossen werden. Auf Basis officialstatistischer Daten ist eine derartige genauere Unterscheidung lediglich im Bereich des Schienenverkehrs möglich. Um den Anteil ernährungsrelevanter Güter innerhalb 'Land-/forstwirtschaftlicher Erzeugnisse' dennoch abzuschätzen, wurde deshalb allen Transportmitteln das entsprechende Verhältnis aus der Güterverkehrsstatistik der Eisenbahn im Jahr 2006 zu Grunde gelegt (Destatis 2011a). Darin waren 28% ernährungsrelevant und 72 % nicht-ernährungsrelevant.

Tab. 20. Maßzahlen des Transportwesens für den deutschen Ernährungssektor, Bezugsjahr 2006 nach DIW (2008), Destatis (2011a)

			Anmerkungen
Mittlere Transportdistanz pro Produkteinheit	in km	177	Gewichtet nach Transportleistung aus Straßen-, Schienenverkehr und Binnenschifffahrt
Transportmenge	in Mio t	432	
Transportleistung	in Mrd tkm	76,5	

Zur Abschätzung der Umwelteffekte aus Importen wurden innerhalb Europas Transporte auf dem Landweg und aus Übersee Transporte auf dem Seeweg angenommen. Transporte mit dem Flugzeug wurden im Rahmen der Arbeit nicht untersucht (vgl. dazu KELLER 2010 und HOFFMANN & LAUBER 2001). Tab. 21 gibt einen Überblick über die in der Arbeit betrachteten mittleren Transportdistanzen.

In Tab. 22 werden die in der Arbeit berücksichtigten Transportmittel und deren Bezeichnung in GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) zusammengefasst. Dabei wurde zwischen ungekühlten, gekühlten und tiefgekühlten Transportbedingungen differenziert.

Tab. 21. Transportdistanzen zu europäischen und überseeischen Handelspartnern

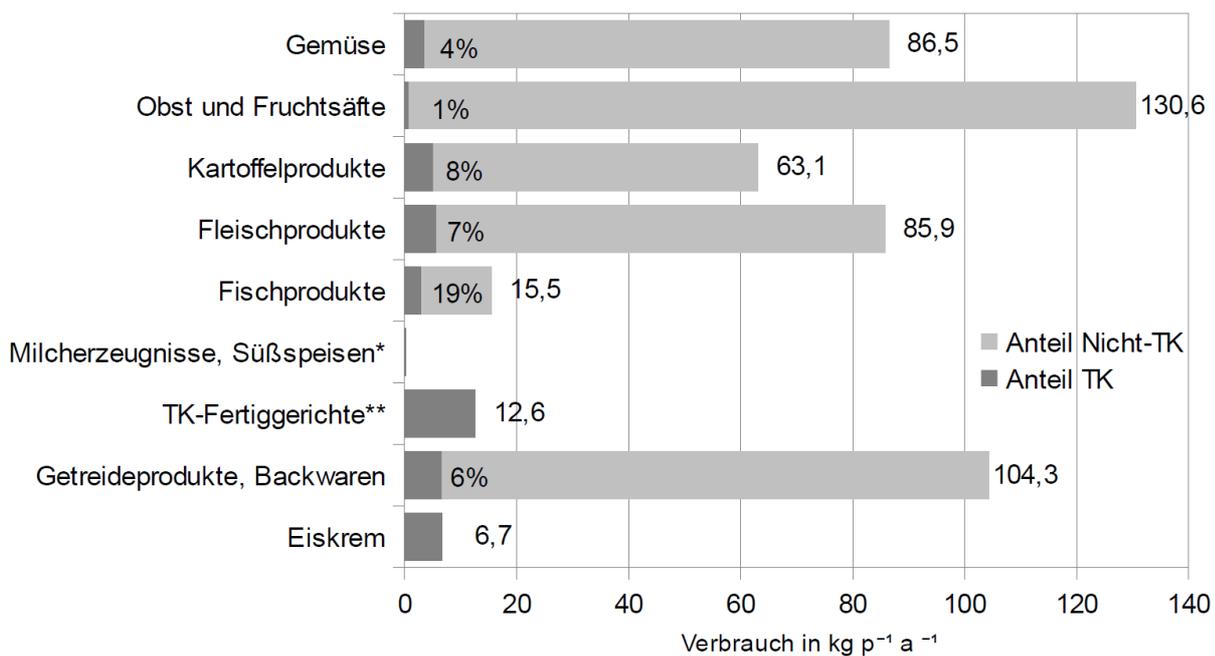
Mittlere Transportdistanzen nach Deutschland	in km	Quelle
Spanien (Landweg)	2.200	http://maps.google.de (zuletzt geprüft am 22.12.11)
Italien (Landweg)	1.350	
Niederlande (Landweg)	500	
USA (Seeweg)	9.400	http://sea-distances.com (zuletzt geprüft am 22.12.11)
Costa-Rica (Seeweg)	9.500	
Kolumbien (Seeweg)	9.100	
Ecuador (Seeweg)	10.900	
Brasilien (Seeweg)	10.500	
Argentinien (Seeweg)	12.200	
Indien (Seeweg)	12.200	
China (Seeweg)	18.500	
Vietnam (Seeweg)	17.200	
Malaysia (Seeweg)	16.600	
Indonesien (Seeweg)	16.300	
Neuseeland (Seeweg)	21.400	

Tab. 22. Transportmittel, Bezugsjahr 2005

Transportmittel	Bezeichnung in GEMIS 4.6	Quelle
LKW	Lkw-Diesel-DE-2005	Öko-Institut (2010) IFEU (2010)
Binnenschiff	Schiff-Binnen-Diesel-DE-2005	
Eisenbahn	Zug-Güter-Elektro-DE-2005-Basis	
Überseeschiff	Überseeschiff-2005	

2.5.6 Groß- und Einzelhandel

Umwelteffekte durch Kühlung und Tiefkühlung während Lagerung und Transport im Groß- und Einzelhandel wurden über entsprechende Anteile im Tiefkühlbereich nach Angaben des deutschen Tiefkühlinstituts (2010) und BMELV StatJB (2009) ermittelt (Abb. 15). Als durchschnittliche Tiefkühl-dauer bis zum Verkauf der Produkte wurden 60 Tage angenommen (Öko-Institut 2010). Für leicht verderbliche Nahrungsmittel (tierische Produkte, Obst, Gemüse, Kartoffeln) wurden gekühlte Transport- und Lagerungsbedingungen unterstellt. Entsprechende Umwelteffekte wurden mittels GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) modelliert.



* keine Zuordnung zum Gesamtverbrauch möglich, da in der Statistik Milcherzeugnisse nicht klar definiert sind

** keine Zuordnung zum Gesamtverbrauch möglich, da der Gesamtverbrauch an Fertiggerichten statistisch nicht erfasst wird.

Abb. 15. Anteil Tiefkühlkost (TK) am Verbrauch pro Kopf nach Produktgruppen (2006) nach BMELV StatJB (2009) und Tiefkühlinstitut (2010)

2.5.7 Verpackungen

Die Bilanzierung des Materialaufkommens aus Nahrungsmittel- und Getränkeverpackungen erfolgte auf Basis standardisierter Referenzverpackungen für jede Produktgruppe. Zur Charakterisierung der entsprechenden Umwelteffekte wurde auf einen Pool aus elf ernährungsrelevanten Verpackungsmaterialien zurückgegriffen (Tab. 23). Exportiert wurden entsprechende Umweltdaten aus GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010). Zeitbezug der Herstellung der Verpackungsmaterialien ist das Jahr 2005 bzw. das Jahr 2000. Neben Umverpackungen, die vor allem im Lebensmittelgroß- und -einzelhandel transportbedingt zum Einsatz kommen, wurden bei der Bilanzierung der Getränkeverpackungen entsprechende Wiederbefüllraten nach IFEU (2011) berücksichtigt (Tab. 24). Zur Ermittlung der prozentualen Verteilung unterschiedlicher Verpackungsmaterialien im Getränkebereich (Glas, PET, Getränkekarton/Verbund) im Jahr 2006 wurden folgende Quellen genutzt: Mineralwasser nach Angaben des Verbandes Deutscher Mineralbrunnen e.V. (VDM 2007), Erfrischungsgetränke/Säfte nach Angaben der Wirtschaftsvereinigung Alkoholfreie Getränke e.V. (WAFG 2009) und des Verbandes der Deutschen Fruchtsaftindustrie e.V. (VdF 2007), Bier nach den Angaben des Deutschen Brauerbundes (Brauerbund 2009).

Tab. 23: Betrachtete Verpackungsmaterialien nach Öko-Institut (2010)

Material	Bezeichnung in GEMIS 4.6	Zeitbezug
HDPE (<i>high density</i> Polyethylen)	Chem-Org\HDPE-DE-2005	2005
LDPE (<i>low density</i> Polyethylen)	Chem-Org\LDPE-DE-2005	2005
PS (Polystyrol)	Chem-Org\PS-DE-2005/en	2005
PET (Polyethylenterephthalat)	Chem-Org\PET-DE-2000	2000
PP (Polypropylen)	Chem-Org\PP-DE-2005	2005
Glas (für Konserven, Getränke)	Steine-Erden\Glas-flach-DE-2005	2005
Aluminium (für Getränkedosen)	Metall\Aluminium-mix-DE-2005	2005
Blech (für Konserven-/ getränkedosen, Kronkorken)	Metall\Stahl-Blech-DE-2005	2005
Papier, Pappe neu (aus Frischfaser)	Papier-Pappe\Kraftliner-EU	2000
Papier, Pappe recycelt (aus Altpapier)	Papier-Pappe\Testliner-DE	2000
Holz (für Paletten)	Forst\Holz-SE	2000

Tab. 24: Wiederbefüll- und Wiedernutzungsraten von Verpackungen nach IFEU (2011)

	Wiederbefüll- bzw. Wiedernutzungsrate
Flasche, Glas Mehrweg, 0,7 L	30
Flasche, PET Mehrweg, 1,0 L	20
HDPE-Getränkekasten	45
Standardpalette (EUR-Norm)	25

2.6 Verwendete Software

Die Modellierung der Umweltprofile sowie die Erstellung der Grafiken und Tabellen erfolgte in der Arbeit mittels Open Office Calc 3.3.0. Die im nächsten Kapitel dargestellten Flussdiagramme wurden mit der Software e!Sankey® 2.5 generiert. Daten aus den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) und dem statistischen Jahrbuch (BMELV StatJB, mehrere Jahrgänge) wurden nach kritischer Prüfung weitestgehend per Excel-Sheets übernommen. Die Umweltprofildaten zur Erzeugung von Fisch wurden mittels SIMAPRO® 7.2 modelliert. Die Umweltdaten aus GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) und aus den anderen Arbeiten wurden weitestgehend per Hand übernommen.

Die Übertragung der Verzehrdaten erfolgte per Hand oder im Falle der Bereitstellung der Daten als *public-* (NVS I) bzw. *scientific-use-file* (NVS II) per Excel-Sheets. Die NVS II-Daten, die als *scientific-use-file* zur Verfügung standen (Fleischprodukte, Butter), wurden mit SPSS/PASW® 18 verarbeitet.

3 Ergebnisse

3.1 Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse nach Produktgruppen (Umweltprofile)

In Anlehnung an die in der Nationalen Verzehrsstudie II (NVSII, MRI 2008a) vorgenommenen Produktgruppeneinteilung wurden Sach- und Wirkungsbilanzen erstellt. Das Untersuchungsspektrum umfasst somit 17 Nahrungsmittel- und sieben Getränkegruppen mit fünf Sachbilanzindikatoren und einem Wirkungsindikator (Tab. 25).

Im Folgenden werden die ermittelten Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse, die als Grundlage der ökobilanziellen Verzehrsmusteranalyse dienen, nach Produktgruppen steckbriefartig dargestellt. Dabei werden die ermittelten Belastungswerte nach Prozessabschnitten entlang der Wertschöpfungskette gegliedert. Innerhalb der landwirtschaftlichen Produktion wird zudem zwischen Belastungen unterschieden, die im In- bzw. Ausland angefallen sind. Grundlage dieser Abschätzung bilden entsprechende Selbstversorgungsgrade im Jahr 2006 (BMELV StatJB 2009), deren Herleitung in Kapitel 2.5.4 (S. 71f.) beschrieben wurde.

Tab. 25. Einteilung der untersuchten Produktgruppen und Umweltindikatoren

Produkt-kategorie	Produktgruppe	bestehend aus	Sachbilanz-indikatoren	Wirkungs-indikator	
tierische Produkte	Milchprodukte	Butter	Süßrahm-, Sauerrahmbutter	Input-Indikatoren: Flächenbedarf, Wasserbedarf (blau), Phosphorbedarf, Primärenergieverbrauch Output-Indikatoren: CO ₂ -, Methan-, Lachgas-, Ammoniakemissionen	Treibhausgas-Emissionen
		Käse, Quark	Hart, Schnitt- und Weichkäse, Pasta-filata etc.		
		Milcherzeugnisse	Joghurt/Kefir, saure Sahne, Kondensmilch etc.		
		Milch, -getränke	Vollmilch, Halbfettmilch, Magermilch etc.		
	Fleisch- und Wurstprodukte	Rind-, Kalbfleisch			
		Schweinefleisch	Schweine-, Ferkelfleisch		
Geflügelfleisch		Hähnchen- Putenfleisch			
	sonst. Fleisch	Schaf, Ziege, Kaninchen, Wild etc.			
pflanzliche Produkte	Eiprodukte	Eier, Eiersalat			
	Fische, Krustentiere	Fische, Krusten- und Schalentiere (Shrimps etc.)			
	Getreideerzeugnisse	Getreideerzeugnisse	Brot, Dauer-/Backwaren, Teigwaren, Müsli etc.		
		Gemüse	Gemüse, Gemüseerzeugnisse, Pilze, Hülsenfrüchte		
		Obst	Obst, Obsterzeugnisse, Trockenobst		
		Nüsse, Samen	Nüsse pur, Nussmischungen, Nussmuse		
		Kartoffelprodukte	Kartoffeln, Batate, Tobinambur		
		pflanzliche Öle, Fette	Margarine, Speiseöle		
		Zucker, Süßwaren	Süßigkeiten (inkl. Schokolade), Speiseeis ⁵³ , Zucker		
	Getränke	Mineralwasser	Flaschenwasser (kein Leitungswasser)		
		Kaffee, Tee (schwarz, grün)			
		Kräuter-, Früchtetee			
		Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare	Säfte, Nektare, Fruchtsaftgetränke, Limonaden		
Bier					
Wein, Schaumwein		Rotwein, Weißwein, Sekt etc.			
Spirituosen	Alkoholgehalt: 33 Vol%				

⁵³ Speiseeis enthält Milcherzeugnisse (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

3.1.1 Milchprodukte

Zur Bilanzierung der Milchprodukte wurden vier Gruppen gebildet: Butter, Käse/Quark, Milcherzeugnisse sowie Milch/-getränke (Tab. 26 bis Tab. 29). Grundlage der Aufteilung (Allokation) der Milchäquivalente auf die einzelnen Gruppen bildete der im Jahr 2006 in Deutschland gemeldete durchschnittliche Fett- (4,16%) und Eiweißgehalt (3,40%) der an die Molkereien angelieferten Rohmilch sowie entsprechende Fett- und Eiweißgehalte der erzeugten Molkereiprodukte (BLE 2010). Das Allokationsverfahren orientiert sich dabei methodisch an den Umweltproduktdeklarationen (EPD) nach ISO 14025 (2006). Innerhalb dieser wurden spezifische Produktkategorieregeln erstellt, die beschreiben, wie im Falle einer Umweltbewertung von Molkerei- und Eiprodukten vorgegangen werden sollte. Diese Regeln wurden in vorliegender Arbeit als Orientierungsmaßstab genutzt (EPD 2010). Obwohl dabei bei Milchprodukten eine Allokation auf Basis aller Inhaltsstoffe (nach Trockenmasse) empfohlen wird, konnte in dieser Arbeit lediglich auf Basis des Fett- und Eiweißgehaltes alloziert werden, da andere Inhaltsstoffangaben im Rahmen der Marktordnungswaren-Meldeverordnung der Milchwirtschaft nicht zur Verfügung stehen (BLE 2010).

Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion wurden auf Basis des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) ermittelt. Für den Bereich der landwirtschaftlichen Vorkette (Vorleistungen, dLUC/LU) wurden diese um Daten von LEIP ET AL. (2010), BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) ergänzt. Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport (inkl. Tiefkühlung) und Verpackung wurden gemäß den in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) gemachten Angaben bilanziert.

Tab. 26. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Butter (83% Fett, 0,8% Protein, 1kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen		
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	7,72	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,37	viii	
		Grünland Inland	m ² /kg	5,92	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	1,37	ii, v	
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	3,64	i,ii,iii,iv,v,vii		CH ₄	g/kg	0,11	ii, v	
		Grünland Ausland	m ² /kg	3,37	i,ii,iii,iv,v,vii		N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v	
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	63,62	i, ii, v		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,91	ii, v	
		Ausland	l/kg	16,66	i,ii,iii,iv,v,vii		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	4,13	ii, v	
	Phosphor	Inland	g/kg	50,63	i, ii, v		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	1,71	viii	
		Ausland	g/kg	19,29	i,ii,iii,iv,v,vii		CO ₂	kg/kg	1,71	ii, v	
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	57,50			CH ₄	g/kg	-		
			aus Vorleistungen*	MJ/kg	34,64		i, xi	N ₂ O	g/kg	-	
			direkt**	MJ/kg	22,87		i, x	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	16,16	viii
		Inland	MJ/kg	36,82	i, ii, v		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	2,22	i, ii, xi	
		Ausland	MJ/kg	20,68	i,ii,iii,iv,v,vii		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	1,46	i, ii	
							CH ₄	g/kg	318,95	i, ii	
							N ₂ O	g/kg	15,12	i, ii	
				∑ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	13,95	v				
				∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	5,29	v				
				Ammoniak							
				Erzeugung Inland	g/kg	64,36	i, ii, v				
				Erzeugung Ausland	g/kg	18,09	i, ii, iii, iv, v				
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,43	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,22	v, vii, viii			
	Primärenergie	MJ/kg	2,15	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii			
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix			
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix			
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,08	v, vii, viii			
	Wasser (blau)	l/kg	1,23	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii			
	Primärenergie	MJ/kg	1,27	v, vii							
Summe	Fläche	m ² /kg	20,67		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	19,74				
	Wasser (blau)	l/kg	85,94		Ammoniak	g/kg	82,45				
	Phosphor	g/kg	69,92								
	Primärenergie	MJ/kg	64,15								

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 27. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Käse & Quark (18% Fett, 22% Protein, 1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen									
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	3,69	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,66	viii								
		Grünland Inland	m ² /kg	4,45	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	0,65	ii, v								
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	1,74	i, ii, iii, iv, v, vii		CH ₄	g/kg	0,05	ii, v								
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	37,58	i, ii, v		N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v								
							Ausland	l/kg	0,80	i, ii, iii, iv, v, vii	dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,44	ii, v				
											dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	1,97	ii, v				
	Phosphor	Inland	g/kg	30,44	i, ii, v		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,82	viii								
							Ausland	g/kg	2,98	i, ii, iii, iv, v, vii	CO ₂	kg/kg	0,82	ii, v				
											CH ₄	g/kg	-					
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	27,49	i, xi		i, ii, iii, iv, v, vii	N ₂ O	g/kg	-								
								aus Vorleistungen*	MJ/kg	16,56	i, xi	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	7,73	viii			
								direkt**	MJ/kg	10,93	i, x	CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	1,06	i, ii, xi			
								Inland	MJ/kg	26,59	i, ii, v	i, ii, iii, iv, v, vii	CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,70	i, ii		
													Ausland	MJ/kg	0,90	i, ii, iii, iv, v, vii	CH ₄	g/kg
								CO ₂	g/kg	7,23	i, ii							
								Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	8,26	v							
	Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,93	v														
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,43	v, vi	v, vii, viii, ix	Ammoniak												
						Primärenergie	MJ/kg	2,15	v	Erzeugung Inland	g/kg	38,83	i, ii, v					
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	v, vii, ix	v, vii, viii, ix	Erzeugung Ausland	g/kg	0,59	i, ii, iii, iv, v									
						Fläche	m ² /kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,22	v, vii, viii					
Verpackung	Wasser (blau)	l/kg	1,50	v, vii	v, vii, viii, ix	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii									
						Primärenergie	MJ/kg	5,62	v, vii	v, vii, viii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix				
											Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix				
Summe	Fläche	m ² /kg	9,89	v, vii	v, vii, viii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,42	v, vii, viii									
						Wasser (blau)	l/kg	44,31	v, vii	v, vii, viii, ix	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii				
											Phosphor	g/kg	33,42	v, vii, viii, ix	v, vii, viii, ix	Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	10,03
																Primärenergie	MJ/kg	38,50

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 28. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Milcherzeugnisse (Joghurt, Kaffeesahne, saure Sahne etc.) (7% Fett, 5% Protein, 1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	1,15	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,20	viii
		Grünland Inland	m²/kg	1,38	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	0,20	ii, v
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	0,54	i,ii,iii,iv,v,vii		CH ₄	g/kg	0,02	ii, v
	Wasser (blau)						N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v
		Inland	l/kg	11,69	i, ii, v		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,14	ii, v
		Ausland	l/kg	0,25	i,ii,iii,iv,v,vii		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,61	ii, v
	Phosphor						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,25	viii
		Inland	g/kg	9,47	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	0,25	ii, v
		Ausland	g/kg	0,93	i,ii,iii,iv,v,vii		CH ₄	g/kg	-	
	Primärenergie						N ₂ O	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	8,55			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	2,40	viii
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	5,15	i, xi		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,33	i, ii, xi
		direkt**	MJ/kg	3,40	i, x		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,22	i, ii
		Inland	MJ/kg	8,27	i, ii, v		CH ₄	g/kg	47,43	i, ii
		Ausland	MJ/kg	0,28	i,ii,iii,iv,v,vii		N ₂ O	g/kg	2,25	i, ii
					∑ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	2,57	v		
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,29	v		
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	12,08	i, ii, v		
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,18	i, ii, iii, iv, v		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,43	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,22	v, vii, viii		
	Primärenergie	MJ/kg	2,15	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix		
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,32	v, vii, viii		
	Wasser (blau)	l/kg	1,42	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
	Primärenergie	MJ/kg	3,46	v, vii						
Summe	Fläche	m²/kg	3,08		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	3,60			
	Wasser (blau)	l/kg	17,79		Ammoniak	g/kg	12,26			
	Phosphor	g/kg	10,40							
	Primärenergie	MJ/kg	17,39							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 29. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Milch, -getränke (2,4% Fett, 3,4% Protein, 1 kg)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)															
				Quellen				Quellen												
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	0,54	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,10	viii										
		Grünland Inland	m ² /kg	0,65	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	0,10	ii, v										
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	0,25	i,ii,iii,iv,v,vii		CH ₄	g/kg	0,01	ii, v										
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	5,48	i, ii, v		N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v										
							Ausland	l/kg	0,12	i,ii,iii,iv,v,vii	dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,06	ii, v						
											dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,29	ii, v						
	Phosphor	Inland	g/kg	4,44	i, ii, v		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,12	viii										
							Ausland	g/kg	0,43	i,ii,iii,iv,v,vii	CO ₂	kg/kg	0,12	ii, v						
											CH ₄	g/kg	-							
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	4,01	i, xi		i,ii,iii,iv,v,vii	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,13	viii									
												aus Vorleistungen*	MJ/kg	2,41	i, xi	CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,15	i, ii, xi	
												direkt**	MJ/kg	1,59	i, x	CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,10	i, ii	
												Inland	MJ/kg	3,88	i, ii, v	CH ₄	g/kg	22,23	i, ii	
												Ausland	MJ/kg	0,13	i,ii,iii,iv,v,vii	i,ii,iii,iv,v,vii	N ₂ O	g/kg	1,05	i, ii
												Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,14	v					
	Ammoniak	Erzeugung Inland	g/kg	5,66	i, ii, v		i,ii,iii,iv,v,vii	Erzeugung Ausland	g/kg	0,09	i, ii, iii, iv, v									
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,43	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,22	v, vii, viii												
	Primärenergie	MJ/kg	2,15	v					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii								
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix												
									Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix								
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,12	v, vii, viii												
	Wasser (blau)	l/kg	1,83	v, vii					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii								
	Primärenergie	MJ/kg	1,73	v, vii																
Summe	Fläche	m ² /kg	1,45		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,88													
	Wasser (blau)	l/kg	11,85						Ammoniak	g/kg	5,75									
	Phosphor	g/kg	4,87																	
	Primärenergie	MJ/kg	11,12																	

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.2 Fleisch-, Wurst- und Eiprodukte

Fleisch- und Wurstwaren wurden nach Tierarten gegliedert untersucht. Dabei wurde zwischen Rind-/Kalbfleisch, Schweinefleisch, Geflügelfleisch und sonstigem Fleisch unterschieden (Tab. 31 bis Tab. 34). Unter sonstigem Fleisch wurden Schaf, Ziege, Kaninchen und Wild subsumiert. Die Sach- und Wirkungsbilanzdaten beziehen sich dabei auf 1 kg Schlachtgewicht (funktionelle Einheit). Was als Schlachtgewicht gilt, ist in der Verordnung über die Preismeldung bei Schlachtkörpern und deren Kennzeichnung des Vieh- und Fleischgesetzes definiert als das „*Warmgewicht des geschlachteten und ausgeweideten Tieres*“ (BMELV 2008). Bei Schweinen müssen bspw. folgende Teile vor der Ermittlung des Schlachtgewichts entfernt werden: Zunge, Geschlechtsorgane, Rückenmark, Organe der Brust- und Bauchhöhle, Flomen, Nieren, Zwerchfell, Zwerchfellpfeiler und Gehirn. Die Differenz zwischen Lebend- und Schlachtgewicht fällt bei Monogastriern (Schwein, Geflügel) in der Regel kleiner aus als bei Wiederkäuern, der Ausschachtungsgrad ist dementsprechend höher (vgl. Tab. 30). Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion wurden auf Basis des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) ermittelt. Für den Bereich der landwirtschaftlichen Vorkette (Vorleistungen, dLUC/LU) wurden diese um Daten von LEIP ET AL. (2010), BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) ergänzt. Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport (inkl. Tiefkühlung) und Verpackung wurden gemäß den in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) gemachten Angaben bilanziert.

Tab. 30: Umrechnungskoeffizienten von Lebend- in Schlachtgewicht nach BMELV StatJB (2009)

Tierart	Koeffizient	Tierart	Koeffizient
Bullen	0,56	Ziegen	0,48
Kühe	0,49	Pferde	0,50
Färsen	0,52	Hühner	0,73
Kälber	0,54	Enten	0,80
Schweine	0,77	Gänse	0,80
Schafe	0,48	Truthühner	0,81

Bei Eiprodukten erfolgt die Angabe der Sach- und Wirkungsbilanzdaten in Schalengewicht (Tab. 35).

Tab. 31. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Rind-, Kalbfleisch (1 kg Schlachtgewicht)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	5,33	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,47	viii
		Grünland Inland	m ² /kg	17,86	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	1,46	ii, v
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	2,22	i, ii, iii, iv, v, vii		CH ₄	g/kg	0,15	ii, v
	Wasser (blau)						N ₂ O	g/kg	0,01	ii, v
		Inland	l/kg	63,85	i, ii, v		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,94	ii, v
		Ausland	l/kg	12,51	i, ii, iii, iv, v, vii		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	4,03	ii, v
	Phosphor						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	1,53	viii
		Inland	g/kg	94,12	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	1,53	ii, v
		Ausland	g/kg	3,72	i, ii, iii, iv, v, vii		CH ₄	g/kg	-	
	Primärenergie						N ₂ O	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	64,39			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	14,38	viii
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	41,42	i, xi		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	2,46	i, ii, xi
		direkt**	MJ/kg	22,97	i, x		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	1,36	i, ii
		Inland	MJ/kg	63,55	i, ii, v		CH ₄	g/kg	204,51	i, ii
		Ausland	MJ/kg	0,84	i, ii, iii, iv, v, vii		N ₂ O	g/kg	18,27	i, ii
					Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	15,70	v		
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,68	v			
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	74,46	i, ii, v		
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,75	i, ii, iii, iv, v		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	6,73	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,58	v, vii, viii		
	Primärenergie	MJ/kg	4,66	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,31	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix		
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix		
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,42	v, vii, viii		
	Wasser (blau)	l/kg	1,50	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
	Primärenergie	MJ/kg	5,62	v, vii						
Summe	Fläche	m ² /kg	25,41		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	18,58			
	Wasser (blau)	l/kg	84,59		Ammoniak	g/kg	75,21			
	Phosphor	g/kg	97,84							
	Primärenergie	MJ/kg	77,98							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 32. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Schweinefleisch (1 kg Schlachtgewicht)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen				
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	6,07	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,95	viii			
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	2,83	i,ii,iii,iv,v,vii		CO ₂	kg/kg	0,95	ii, v			
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	15,59	i, ii, v		CH ₄	g/kg	0,09	ii, v			
							Ausland	l/kg	5,84	i,ii,iii,iv,v,vii	N ₂ O	g/kg	0,00
	Phosphor	Inland	g/kg	16,71	i, ii, v		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,66	ii, v			
							Ausland	g/kg	5,39	i,ii,iii,iv,v,vii	dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	2,49
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	35,71			Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	1,59	viii			
							aus Vorleistungen*	MJ/kg	23,85	i, xi	CO ₂	kg/kg	1,59
		direkt**	MJ/kg	11,86	i, x		CH ₄	g/kg	-				
		Inland	MJ/kg	26,79	i, ii, v		N ₂ O	g/kg	-				
		Ausland	MJ/kg	8,92	i,ii,iii,iv,v,vii		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	4,20	viii			
								CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	1,26	i, ii, xi		
	Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	6,73	v, vi		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,63	i, ii			
							Primärenergie	MJ/kg	4,66	v	CH ₄	g/kg	30,60
		Primärenergie	MJ/kg	3,31	v, vi, ix		Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	4,57	v			
Handel, Transport		Primärenergie	MJ/kg	3,31	v, vi, ix	Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	2,17	v				
Verpackung		Fläche	m²/kg	0,01	v, vii	Ammoniak							
						Wasser (blau)	l/kg	1,50	v, vii	Erzeugung Inland	g/kg	30,70	i, ii, v
						Primärenergie	MJ/kg	5,62	v, vii	Erzeugung Ausland	g/kg	2,69	i, ii, iii, iv, v
Summe		Fläche	m²/kg	8,91		Treibhausgase							
	Wasser (blau)					l/kg	29,66		CO _{2e} in kg/kg	0,58	v, vii, viii		
	Phosphor					g/kg	22,10		Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii	
	Primärenergie					MJ/kg	49,30		CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix		
					Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,42	v, vii, viii					
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii					
					Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	7,94						
					Ammoniak	g/kg	33,40						

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 33. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Geflügelfleisch (1 kg Schlachtgewicht)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	4,03	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,59	viii
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	2,20	i,ii,iii,iv,v,vii		CO ₂	kg/kg	0,59	ii, v
	Wasser (blau)						CH ₄	g/kg	0,05	ii, v
		Inland	l/kg	4,56	i, ii, v		N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v
	Ausland	l/kg	2,44	i,ii,iii,iv,v,vii	dLUC min (Sze. I)		CO _{2e} in kg/kg	0,41	ii, v	
	Phosphor						dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	1,48	ii, v
		Inland	g/kg	11,15	i, ii, v		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	1,30	viii
		Ausland	g/kg	4,83	i,ii,iii,iv,v,vii		CO ₂	kg/kg	1,30	ii, v
	Primärenergie						CH ₄	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	29,22			N ₂ O	g/kg	-	
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	22,63	i, xi		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	2,76	viii
		direkt**	MJ/kg	6,59	i, x		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	1,22	i, ii, xi
		Inland	MJ/kg	19,35	i, ii, v		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,36	i, ii
		Ausland	MJ/kg	9,87	i,ii,iii,iv,v,vii		CH ₄	g/kg	2,23	i, ii
							N ₂ O	g/kg	3,78	i, ii
					Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	2,94	v		
					Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,71	v		
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	19,71	i, ii, v		
					Erzeugung Ausland	g/kg	4,42	i, ii, iii, iv, v		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	6,73	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,58	v, vii, viii		
	Primärenergie	MJ/kg	4,66	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,31	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix		
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,42	v, vii, viii		
	Wasser (blau)	l/kg	1,50	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
	Primärenergie	MJ/kg	5,62	v, vii						
Summe	Fläche	m²/kg	6,24		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	5,85			
	Wasser (blau)	l/kg	15,23		Ammoniak	g/kg	24,13			
	Phosphor	g/kg	15,98							
	Primärenergie	MJ/kg	42,81							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 34. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse sonstiges Fleisch (1 kg Schlachtgewicht)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)					
				Quellen			Quellen			
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	6,58	i, ii, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,41	viii
		Grünland Inland	m ² /kg	9,38	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	1,40	ii, v
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	3,95	i, ii, iii, iv, v, vii		CH ₄	g/kg	0,15	ii, v
	Wasser (blau)						N ₂ O	g/kg	0,01	ii, v
		Inland	l/kg	84,82	i, ii, v		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,88	ii, v
		Ausland	l/kg	3,52	i, ii, iii, iv, v, vii		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	4,08	ii, v
	Phosphor						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,36	viii
		Inland	g/kg	61,65	i, ii, v		CO ₂	kg/kg	0,36	ii, v
		Ausland	g/kg	6,46	i, ii, iii, iv, v, vii		CH ₄	g/kg	-	
	Primärenergie						N ₂ O	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	55,94			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	14,28	viii
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	27,64	i, xi		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	1,59	i, ii, xi
		direkt**	MJ/kg	28,30	i, x		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	1,63	i, ii
		Inland	MJ/kg	32,36	i, ii, v		CH ₄	g/kg	268,28	i, ii
		Ausland	MJ/kg	23,58	i, ii, iii, iv, v, vii		N ₂ O	g/kg	14,59	i, ii
					Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	8,47	v		
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	7,58	v			
				Ammoniak						
				Erzeugung Inland	g/kg	99,48	i, ii, v			
				Erzeugung Ausland	g/kg	1,01	i, ii, iii, iv, v			
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	6,73	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,58	v, vii, viii		
	Primärenergie	MJ/kg	4,66	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,31	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix		
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix		
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,01	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,42	v, vii, viii		
	Wasser (blau)	l/kg	1,50	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii		
	Primärenergie	MJ/kg	5,62	v, vii						
Summe	Fläche	m ² /kg	19,92		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	17,24			
	Wasser (blau)	l/kg	96,58		Ammoniak	g/kg	100,49			
	Phosphor	g/kg	68,11							
	Primärenergie	MJ/kg	69,53							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 35. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Eier, Eiprodukte (Hühnerlei, 1 kg Schalengewicht)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen						
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	3,47	i, v	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,16	viii					
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	0,31	i, iii, iv, v, vii		CO ₂	kg/kg	0,16	ii, v					
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	6,21	i, v		CH ₄	g/kg	0,01	ii, v					
							Ausland	l/kg	0,81	i, iii, iv, v, vii	N ₂ O	g/kg	0,00	ii, v	
											dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,13	ii, v	
	Phosphor	Inland	g/kg	9,52	i, v		dLUC max (Sze. III)	kg/kg	0,29	ii, v					
							Ausland	g/kg	0,80	i, iii, iv, v, vii	Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,84	viii	
											CO ₂	CO _{2e} in kg/kg	0,84	ii, v	
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	17,40	i, xi		i, iii, iv, v, vii	CH ₄	g/kg	-					
								aus Vorleistungen*	MJ/kg	13,12	i, xi	N ₂ O	g/kg	-	
								direkt**	MJ/kg	4,29	i, x				
								Inland	MJ/kg	11,04	i, v	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,66	viii
								Ausland	MJ/kg	6,37	i, iii, iv, v, vii	CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,63	i, ii, xi
												CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,21	i, ii
													CH ₄	g/kg	1,45
							N ₂ O	g/kg	2,65	i, ii					
							Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,59	v					
					Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,07	v							
					Ammoniak										
					Erzeugung Inland	g/kg	19,14	i, ii, v							
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,57	i, ii, iii, iv, v							
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	-	v, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,07	v, vii, viii							
	Primärenergie	MJ/kg	0,55	v	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii							
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,45	v, vii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v, vii, viii, ix							
					Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii, ix							
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,02	v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,18	v, vii, viii							
	Wasser (blau)	l/kg	1,75	v, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	v, vii							
	Primärenergie	MJ/kg	2,98	v, vii											
Summe	Fläche	m ² /kg	3,80		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	3,11								
	Wasser (blau)	l/kg	8,77		Ammoniak	g/kg	19,71								
	Phosphor	g/kg	10,32												
	Primärenergie	MJ/kg	24,39												

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Leip et al. 2010a, (iii) Yusoff & Hansen 2007, (iv) Aspar 2001, (v) BMELV StatJB 2009, (vi) BLE 2007, (vii) Öko-Institut 2010, (viii) IPCC 2006, (ix) DIW 2008, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.3 Fische und Krustentiere

Umweltangaben zu Fischprodukten beruhen auf den für das 2006 statistisch erfassten Verbrauchsmengen, die im Rahmen der amtlichen Fischstatistik jährlich erhoben werden (BLE 2009). Im Gegensatz zur Umweltprofilerstellung der anderen Produktgruppen konnte für Fischprodukte nicht auf das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) zurückgegriffen werden, da darin sowohl Anlandungen als auch die Produktion von Fischen in Aquakultur nicht erfasst wurden. Um dennoch den Verzehr von Fischprodukten in der Arbeit zu erfassen, wurde zur Bilanzierung von Fischprodukten auf die LCA-Food Datenbank (NIELSEN ET AL. 2003) zurückgegriffen. Diese stellt für Anlandungen sowie für die Produktion von Fischen/Krustentieren in Aquakultur geeignete Umweltdaten zur Verfügung.

Unter Berücksichtigung der in der LCA-Food Datenbank untersuchten und den im Jahr 2006 durchschnittlich verbrauchten Fischarten (BLE 2009) wurde ein durchschnittlicher Referenzfisch modelliert, welcher der Umweltprofilerstellung zu Grunde gelegt wurde. Dieser setzte sich aus folgenden Anteilen zusammen: 48% Köhler⁵⁴, 23% Hering, 21% Forelle, 8% Garnelen. Die Produktion von Forellen erfolgt in der LCA-Food Datenbank (NIELSEN ET AL. 2003) in Aquakultur. Dabei wurden Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und aus Landnutzung (LU), die bei der Produktion der Futtermittel (vornehmlich Getreide) anfallen, aufgrund mangelnder Daten nicht berücksichtigt. Demnach sind Unterschätzungen der Umwelteffekte möglich. Im Gegensatz zum attributiven Ansatz, welcher der Umweltbilanzierung in dieser Arbeit zu Grunde liegt, wurden alle Ökobilanzen in der LCA-Food Datenbank mit einem folgeorientierten Ansatz (*consequential approach*) erstellt (zur Unterscheidung der beiden Ansätze siehe Kapitel 2.2.1.4, S. 36). Die Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse in Tab. 36 beziehen sich auf 1 kg Fanggewicht. Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport (inkl. Tiefkühlung) und Verpackung wurden gemäß den in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) gemachten Angaben bilanziert.

54 im Handel und umgangssprachlich als Seelachs bezeichnet

Tab. 36. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Fische, Krustentiere (1 kg Fanggewicht)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)				
				Quellen			Quellen		
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	0,04	i, ii	Treibhausgase			
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	0,13	i, ii	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	0,00	i, ii	CO ₂	kg/kg	-	
		Ausland	l/kg	0,00	i, ii	CH ₄	g/kg	-	
						N ₂ O	g/kg	-	
	Phosphor	Inland	g/kg	1,09	i, ii	dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ausland	g/kg	3,30	i, ii	dLUC max (Sze. III)	kg/kg	-	
						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Primärenergie	Anlandung, Aquakultur	MJ/kg	0,22		CO ₂	CO _{2e} in kg/kg	-	
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	-		CH ₄	g/kg	-	
		direkt**	MJ/kg	-		N ₂ O	g/kg	-	
		Inland	MJ/kg	0,05	i, ii	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,29	vi
		Ausland	MJ/kg	0,16	i, ii	CO ₂ (Vorl.* + Energie**)	kg/kg	1,19	i
						CH ₄	g/kg	1,51	i
				N ₂ O	g/kg	0,24	i		
				Σ Inland (LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,33	ii		
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,97	ii		
				Ammoniak					
				Erzeugung Inland	g/kg	0,06	i, ii		
				Erzeugung Ausland	g/kg	0,17	i, ii		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	9,13	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,51	ii, v, vi	
	Primärenergie	MJ/kg	4,40	ii, iii	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, v	
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	ii, v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,21	ii, v, vi, vii	
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, v, vii	
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, v	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,37	iii, v, vi	
	Wasser (blau)	l/kg	5,58	ii, v	Ammoniak	g/kg	0,00	iii, v	
	Primärenergie	MJ/kg	5,26	ii, v					
Summe	Fläche	m²/kg	0,17		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	2,39		
	Wasser (blau)	l/kg	14,71		Ammoniak	g/kg	0,23		
	Phosphor	g/kg	4,39						
	Primärenergie	MJ/kg	13,10						

Quellen: (i) Nielsen et al. 2003, (ii) BLE 2009, (iii) BMELV StatJB 2009, (iv) BLE 2007, (v) Öko-Institut 2010, (vi) IPCC 2006, (vii) DIW 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.4 Getreide- und Kartoffelprodukte

Im Gegensatz zu Fischprodukten wurden die Umweltprofile von Getreide- und Kartoffelprodukten sowie allen weiteren Produktgruppen auf Basis des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) in Kombination mit weiteren *top-down* und *bottom-up* Daten erstellt. Hinsichtlich Emissionen aus dLUC, LU und landwirtschaftlichen Vorleistungen wurde dieses um Angaben von LEIP ET AL. (2010a), BRENTRUP & PALLIÉRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) erweitert.

Das Umweltprofil der in der Arbeit betrachteten Getreideprodukte wurde auf Basis der Mengenanteile der eingesetzten Rohstoffe, die im Statistischen Jahrbuch dokumentiert werden (BMELV StatJB 2009), für das Jahr 2006 ermittelt. Die in die Ökobilanzierung eingeflossenen Mengenanteile setzten sich aus 83,0% Weichweizenmehl, 10,9% Roggenmehl und 6,1% Rübenzucker zusammen. Der Einsatz von Rübenzucker erklärt sich aus der Tatsache, dass die Produktgruppe auch zuckerhaltige Back- und Dauerbackwaren enthält. Neben Berücksichtigung des Tiefkühlanteils (vgl. Abb. 15, S. 78) fanden zudem bei der Umweltprofilerstellung folgende verfahrenstechnische Faktoren Beachtung: Ausmahlgrad von 80% des eingesetzten Weichweizen- und Roggenmehls, Gewichtszunahme durch Wasserzugabe während des Backprozesses um 12% im Jahr 2006 (BMELV StatJB 2009).

Basierend auf LEIP ET AL. (2010a) wurden beim eingesetzten Weizen Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) berücksichtigt. Weitere ernährungsrelevante Getreidesorten (Reis, Hafer, Dinkel, Hartweizen, Hirse etc.) sowie die Verwendung von Nüssen und Samen (Sonnenblumenkerne, Kürbiskerne etc.) sowie von pflanzlichen Ölen und Fetten wurden aufgrund Ermangelung belastbarer Verwendungsdaten nicht innerhalb der Produktgruppe untersucht. Aufgrund des Selbstversorgungsgrades über 100%, sowohl bei den untersuchten Getreidearten als auch beim Zucker, wurden gemäß der in Kapitel 2.5.4 (S. 71) beschriebenen Methode keine Auslandsanteile berechnet. Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport (inkl. Tiefkühlung) und Verpackung wurden gemäß den in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) gemachten Angaben bilanziert.

Bei der Umweltprofilerstellung der Kartoffelprodukte wurde der entsprechende Anteil an Tiefkühlkost im Sortiment berücksichtigt (vgl. Abb. 15, S. 78).

Tab. 37. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Getreideprodukte (1 kg)

Input (Bedarf)					Output (Emissionen)			
					Quellen			
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche				Treibhausgase			
	Ackerfläche Inland	m²/kg	1,74	i, ii	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	v
	Ackerfläche Ausland	m²/kg	-		CO ₂	kg/kg	0,01	vi
	Wasser (blau)				CH ₄	g/kg	0,00	vi
	Inland	l/kg	0,75	i, ii	N ₂ O	g/kg	-	
	Ausland	l/kg	-		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	vi
	Phosphor				dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	vi
	Inland	g/kg	5,16	i, ii	Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,07	v
	Ausland	g/kg	-		CO ₂	kg/kg	0,07	vi
	Primärenergie				CH ₄	g/kg	-	
	Landwirtschaft	MJ/kg	2,66		N ₂ O	g/kg	-	
	aus Vorleistungen*	MJ/kg	1,79	i, ix	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,58	v
	direkt**	MJ/kg	0,87	i,viii	CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,13	i, ix
	Inland	MJ/kg	2,66	ii	CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,06	i
	Ausland	MJ/kg	-		CH ₄	g/kg	-	
					N ₂ O	g/kg	1,31	i
					Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,66	ii
					Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-	
					Ammoniak			
					Erzeugung Inland	g/kg	1,92	i, ii
				Erzeugung Ausland	g/kg	-		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	3,59	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,58	ii, iv, v
	Primärenergie	MJ/kg	5,01	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,30	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	ii, iv, v, vi
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,09	ii, iv, v
	Wasser (blau)	l/kg	1,09	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv
	Primärenergie	MJ/kg	1,36	ii, iv				
Summe	Fläche	m²/kg	1,75		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,53	
	Wasser (blau)	l/kg	5,43		Ammoniak	g/kg	1,92	
	Phosphor	g/kg	5,16					
	Primärenergie	MJ/kg	9,33					

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Leip et al. 2010a, (viii) Destatis 2011b, (ix) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, Pflanzenschutzmittel-, Gebäude- & Maschinenproduktion

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 38. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kartoffelprodukte (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen					
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m ² /kg	0,29	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-					
		Ackerfläche Ausland	m ² /kg	-			CO ₂	kg/kg	-					
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	1,37	i, ii		CH ₄	g/kg	-					
							Ausland	l/kg	-		N ₂ O	g/kg	-	
							Phosphor	Inland	g/kg		0,87	i, ii	dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg
	Ausland	g/kg	-	dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg								-	
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	0,62	i, viii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-					
							aus Vorleistungen*	MJ/kg	0,41		CO ₂	kg/kg	-	
							direkt**	MJ/kg	0,22		CH ₄	g/kg	-	
							Inland	MJ/kg	0,62		N ₂ O	g/kg	-	
							Ausland	MJ/kg	-		Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,10	v
											Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	3,62	ii, iii		Ammoniak				i, ii			
							Primärenergie	MJ/kg	1,31			Erzeugung Inland	g/kg	0,33
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	1,81	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,13	ii, iv, v						
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv						
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	ii, iv, v, vi						
					Wasser (blau)	l/kg	0,75	ii, iv						
					Primärenergie	MJ/kg	1,38	ii, iv						
Summe	Fläche	m ² /kg	0,30		Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,10	ii, iv, v						
					Wasser (blau)	l/kg	5,74	ii, iv						
					Phosphor	g/kg	0,87	ii, iv						
					Primärenergie	MJ/kg	5,12	ii, iv						
					Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,53							
					Ammoniak	g/kg	0,34							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Destatis 2011b, (viii) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.5 Gemüse- und Obstprodukte

Die Umweltprofile von Gemüse und Obst wurden für die landwirtschaftliche Binnenproduktion auf Basis des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) erstellt und mit den in Kapitel 2.5.3 (S. 70ff.) vorgestellten Datenquellen hinsichtlich Vorleistungen, Auslandsproduktion, Transportdistanzen, Verarbeitung, Tiefkühlanteil und Verpackung ergänzt. Der relativ geringe Selbstversorgungsgrad machte eine genauere Betrachtung der Obst- bzw. Gemüseimporte notwendig. Gemäß dem Verhältnis der Importmengen am Gesamtaufkommen wurden entsprechende Umwelteffekte berücksichtigt, die in der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland anfielen (vgl. Tab. 19, S. 74). Dabei wurde zur Bilanzierung des Bedarfs an blauem Wasser auf die Arbeit von MEKONNEN & HOEKSTRA (2010) zurückgegriffen. Als Referenz für die Produktion von Zitrusfrüchten wurde die Arbeit von SANJUAN ET AL. (2005) verwendet, die die Produktion von Orangen in Spanien ökobilanziell untersucht. Insofern keine länderspezifischen Umweltindikatoren zur Beschreibung der Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion vorlagen, wurden die gleichen Umwelteffekte wie im Inland unterstellt. Beim Obstanbau wurde jegliche Produktion in Dauerkultur unterstellt.

Tab. 39. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Gemüseprodukte (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	0,17	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	0,27	i, ii		CO ₂	kg/kg	-	
	Wasser (blau)						CH ₄	g/kg	-	
		Inland	l/kg	4,90	i, ii		N ₂ O	g/kg	-	
		Ausland	l/kg	14,00	i, ii, vii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Phosphor						dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Inland	g/kg	1,16	i, ii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ausland	g/kg	1,55	i, ii		CO ₂	kg/kg	-	
	Primärenergie						CH ₄	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	4,33			N ₂ O	g/kg	-	
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	2,01	i, ix		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,33	v
		direkt**	MJ/kg	2,32	i, viii		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,09	i, ix
		Inland	MJ/kg	1,56	i, ii		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,11	i
		Ausland	MJ/kg	2,77	i, ii		CH ₄	g/kg	-	
					N ₂ O	g/kg	0,43	i		
					∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,12	ii		
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,21	ii		
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	0,28	i, ii		
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,38			
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	7,44	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,04	ii, iv, v		
	Primärenergie	MJ/kg	0,36	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	4,34	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,28	ii, iv, v, vi		
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,19	ii, iv, v		
	Wasser (blau)	l/kg	1,04	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
	Primärenergie	MJ/kg	2,22	ii, iv						
Summe	Fläche	m²/kg	0,45		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,84			
	Wasser (blau)	l/kg	27,38		Ammoniak	g/kg	0,66			
	Phosphor	g/kg	2,71							
	Primärenergie	MJ/kg	11,25							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (viii) Destatis 2011b, (ix) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, Pflanzenschutzmittel-, Gebäude- & Maschinenproduktion

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 40. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Obstprodukte (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen						
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Dauerkultur Inland	m²/kg	0,16	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-						
		Dauerkultur Ausland	m²/kg	0,70	i, ii, iii		CO ₂	kg/kg	-						
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	0,39	i, ii		CH ₄	g/kg	-						
							Ausland	l/kg	78,76	i, ii, iii, viii	N ₂ O	g/kg	-		
											dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-		
	dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-												
	Phosphor	Inland	g/kg	0,12	i, ii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-						
							Ausland	g/kg	1,29	i, ii, iii	CO ₂	kg/kg	-		
											CH ₄	g/kg	-		
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	6,04	i, x		i, ix	N ₂ O	g/kg	-					
								aus Vorleistungen*	MJ/kg	3,29	i, x	Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,35	vi
								direkt**	MJ/kg	2,74	i, ix	CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,11	i, x
								Inland	MJ/kg	0,66	i, ii	CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,09	i, iii
												Ausland	MJ/kg	5,38	i, ii, iii
								N ₂ O	g/kg	0,49	i, iii				
Σ Inland (dLUC+LU+LW)						CO _{2e} in kg/kg		0,04	ii						
Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,31	ii												
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	7,44	ii, iv	Ammoniak	Erzeugung Inland	g/kg	0,11	i, ii						
						Primärenergie	MJ/kg	0,36	ii, v	Erzeugung Ausland	g/kg	0,51	i, ii, iii		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,93	ii, v, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,04	ii, v, vi							
						Ammoniak	g/kg	0,00	ii, v						
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, v	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,25	ii, v, vi, vii							
						Wasser (blau)	l/kg	1,04	ii, v						
						Primärenergie	MJ/kg	2,22	ii, v	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, v, vii		
Summe	Fläche	m²/kg	0,86		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,19	ii, v							
						Wasser (blau)	l/kg	87,62	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, v			
						Phosphor	g/kg	1,42							
						Primärenergie	MJ/kg	12,55							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) Sanjuan et al. 2005, (iv) BLE 2007, (v) Öko-Institut 2010, (vi) IPCC 2006, (vii) DIW 2008, (viii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.6 Nüsse und Samen

Zur Ermittlung der anteiligen Zusammensetzung der Produktgruppe Nüsse⁵⁵ und Samen wurde auf entsprechende Handels- und Verbrauchsstatistiken der FAO (FAO Stat 2011, 2011a) für Deutschland für das Jahr 2006 zurückgegriffen. Die Handelsstatistiken sind detaillierter und geben Auskunft über Fruchtart, Import- und Exportmenge sowie Import- und Exportländer. In den Verbrauchsstatistiken (*food balance sheets*) wird lediglich zwischen *treenuts* und den relevanten Sonnenblumenkernen im Bereich der Samen differenziert. Aus diesem Grund wurde auf Ebene der einzeln betrachteten Nüsse, nach Abzug der Exporte aus Deutschland (Transit), der verbleibenden Menge der menschliche Verbrauch unterstellt. Dabei ist jedoch nicht auszuschließen, dass die im Land verbliebene Menge auch anders verwendet wurde (bspw. in der Kosmetikindustrie). Ausgehend von der sich ergebenden fruchtart- und länderspezifischen Verbrauchszusammensetzung wurden für die Indikatoren Flächenbedarf (nach FAO Stat 2011b) und Wasserbedarf (nach HOEKSTRA & MEKONNEN 2010) gewichtete Mittel für die Gesamtgruppe gebildet. Folgende Zuordnung nach Herkunft und Fruchtart liegt den Berechnungen zu Grunde - **Herkunft:** China 34%, USA 31%, Türkei 14%, Deutschland 9%, Iran 5%, Vietnam 5%, andere 2%; **Fruchtart:** Erdnüsse 29%, Mandeln 24%, Haselnüsse 16%, Sonnenblumenkerne 9%, Walnüsse 9%, Pistazien 6%, Cashewnüsse 5%, andere 2%. Bei den anderen Umweltindikatoren wurde aufgrund Ermangelung belastbarer Daten auf entsprechende Daten aus dem Umweltprofil von Obst zurückgegriffen.

Verschiedene statistische Methoden hinsichtlich Rundungs- oder Aggregationsalgorithmen führen bei National- und FAO-Statistiken zu teilweise unterschiedlichen Werten, obwohl FAO-Statistiken auf Nationalstatistiken aufbauen (FAO 2001). So werden im Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELV StatJB 2011) bei Schalenobst seit 2002 lediglich die Mengen aus dem Marktoftobstbau dokumentiert, jedoch ohne Schätzungen des Eigenverbrauchs der Selbstversorger. In den FAO Statistiken tauchen aber auch nach 2002 inländische Produktionsmengen bei Nüssen (in Deutschland v.a. Wal- und Haselnuss) auf. Da nach 2002 in Deutschland die Versorgung aus inländischer Produktion nicht auszuschließen ist, wurde für das Referenzjahr 2006 auch bei Nüssen ein entsprechender Selbstvorsorgungsgrad ermittelt, der in die Erstellung des Umweltprofils eingeflossen ist.

55 Nüsse = Schalenobst

Tab. 41. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Nüsse & Samen (1 kg)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)						
					Quellen				Quellen		
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Dauerkultur Inland	m²/kg	0,16	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-		
		Dauerkultur Ausland	m²/kg	2,40	i, ii, xi		CO ₂	kg/kg	-		
		Acker Inland	m²/kg	0,11	i, ii		CH ₄	g/kg	-		
		Acker Ausland	m²/kg	0,24	i, ii, xi		N ₂ O	g/kg	-		
	Wasser (blau)						dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-		
							dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-		
	Inland	l/kg	0,47	i, ii	Landnutzung (LU)		CO ₂	kg/kg	-		
		Ausland	l/kg	1416			i, ii, vii	CH ₄	g/kg	-	
	Phosphor						N ₂ O	g/kg	-		
							Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,35	v	
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	6,04			CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,11	i, x	
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	3,29	i, x		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,09	i	
		direkt**	MJ/kg	2,74	i, ix		CH ₄	g/kg	-		
		Inland	MJ/kg	0,53	i, ii		N ₂ O	g/kg	0,49	i	
		Ausland	MJ/kg	5,51	i, ii		∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,03	ii	
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,32	ii			
					Ammoniak						
					Erzeugung Inland	g/kg	0,05	i, ii			
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,56	i, ii			
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	7,44	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,04	ii, iv, v			
	Primärenergie	MJ/kg	0,36	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv			
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,93	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,25	ii, iv, v, vi			
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi			
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,19	ii, iv			
	Wasser (blau)	l/kg	1,04	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv			
	Primärenergie	MJ/kg	2,22	ii, iv							
Summe	Fläche	m²/kg	2,91		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,83				
	Wasser (blau)	l/kg	1425		Ammoniak	g/kg	0,62				
	Phosphor	g/kg	1,42								
	Primärenergie	MJ/kg	12,55								

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (viii) FAO Stat 2011a, (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008, (xi) FAO Stat 2011b

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.7 Pflanzliche Öle und Fette

Die Erstellung des Umweltprofils der im Durchschnitt im Jahr 2006 in Deutschland verbrauchten pflanzlichen Öle und Fette erfolgte auf Basis der entsprechenden Versorgungsbilanz (*food balance sheet*) für Deutschland im Jahr 2006 der FAO (FAO Stat 2011). Die Versorgungsbilanzen der FAO geben anhand der übermittelten Produktions-, Handels-, Lagerungs- und Verwendungsdaten aus, wie viele Nahrungsmittel jährlich pro Kopf im entsprechenden Land zur Verfügung standen. Aufgrund ihrer einheitlichen Methodik sind entsprechende Statistiken international und im Zeitverlauf gut miteinander vergleichbar. In Deutschland setzte sich im Jahr 2006 der Verbrauch pflanzlicher Öle und Fette zur menschlichen Ernährung wie folgt zusammen: 31,5% aus Sojaöl, 28,3% aus Rapsöl, 18,9% aus Sonnenblumenöl, 17,6% aus Palmöl- und Palmkernöl sowie 3,6% aus Olivenöl. Eine solche Darstellung der Zusammensetzung der für den menschlichen Verbrauch bestimmten Ölarten wird in der amtlichen Statistik in Deutschland nicht zur Verfügung gestellt.

Spezifische Umweltdaten hinsichtlich des importierten Soja- und Palmöls wurden von YUSOFF & HANSEN (2007) und vom Öko-Institut (2010) übernommen. Die Mengenverteilung von Palm- und Palmkernöl in der Palmfrucht beruhen auf Angaben von ASPAR (2001). Umweltdaten zu Olivenöl beruhen auf CORTES (2006). Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung wurden gemäß den Angaben in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) modelliert. Die in Tab. 42 ausgewiesenen Treibhausgasemissionen bei den dLUC-Szenarien wurden in Anlehnung an LEIP ET AL. (2010) erstellt. Während dabei das Maximalszenario für die Umwandlung von Flächen mit hohen C-Gehalten (tropischer Wald) steht, wurde für das Minimalszenario die Umwandlung von Flächen mit geringen C-Gehalten (degradierte Flächen) angenommen. Das mittlere Szenario stellt einen probaten Mix beider Extremszenarien dar, welches im Rahmen dieser Arbeit als Standard-Szenario betrachtet wurde.

Tab. 42. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse pflanzlicher Öle & Fette (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	1,55	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,08	v
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	1,82	iv, viii		CO ₂	kg/kg	1,07	iv, vii
		Dauerkultur Inland	m²/kg	-			CH ₄	g/kg	0,17	iv, vii
		Dauerkultur Ausland	m²/kg	0,76	iv, ix, xii		N ₂ O	g/kg	0,01	iv, vii
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	0,22	i, ii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,95	iv, vii
		Ausland	l/kg	3,38	iv, viii, ix		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	3,19	iv, vii
							Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,43	v
	Phosphor	Inland	g/kg	3,88	i, ii		CO ₂	kg/kg	0,43	iv, vii
		Ausland	g/kg	5,85	iv, viii, ix		CH ₄	g/kg	-	
							N ₂ O	g/kg	-	
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	6,74			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,82	v
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	2,52	i, xi		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,13	i, iv, xi
		direkt**	MJ/kg	4,21	i, x		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,22	i, iv, viii, ix
		Inland	MJ/kg	2,02	i, ii		CH ₄	g/kg	0,32	i, iv, viii, ix
Ausland		MJ/kg	4,72	iv, viii, ix	N ₂ O	g/kg	1,57	i, iv, viii, ix		
					∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,43	ii		
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,90	ii		
				Ammoniak						
				Erzeugung Inland	g/kg	2,11	i, ii			
				Erzeugung Ausland	g/kg	1,23	i, ii, iv, viii, xi			
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	7,68	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,37	ii, iv, v		
	Primärenergie	MJ/kg	4,73	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,27	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,26	ii, iv, v, vi		
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,46	ii, iv, v		
	Wasser (blau)	l/kg	4,41	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
	Primärenergie	MJ/kg	5,17	ii, iv						
Summe	Fläche	m²/kg	4,14		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	3,43			
	Wasser (blau)	l/kg	15,69		Ammoniak	g/kg	3,34			
	Phosphor	g/kg	9,73							
	Primärenergie	MJ/kg	19,91							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Leip et al. 2010a, (viii) Yusoff & Hansen 2007, (ix) Aspar 2001, (x) Destatis 2011b, (xi) Brentrup & Pallière 2008, (xii) Cortes 2006

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.8 Zucker und Süßwaren

Zur Umweltprofilierung von Zucker und Süßwaren wurde die statistisch durchschnittliche Zusammensetzung dieser Produktgruppe auf Gewichtsbasis im Jahr 2006 in Deutschland zu Grunde gelegt. Diese bestand demnach aus 70,5% Rübenzucker, 11,0% Milcherzeugnissen, 10,1% Kakao sowie 8,4% pflanzlichen Ölen und Fetten (BMELV StatJB 2009). Obwohl im Zucker- und Süßwarenbereich deutlich mehr Rohstoffe zum Einsatz kommen, bspw. Nüsse/Samen, diverse Alkoholika und Aromen, ist auf Basis der amtlichen Agrar- und Ernährungsstatistik eine detailliertere Darstellung der Zusammensetzung nicht möglich. Für entsprechende Umweltdaten zum Kakao wurde auf NTIAMOAH & AFRANE (2008) zurückgegriffen. Angaben zum Flächenbedarf der Kakaoproduktion beruhen auf FAO Stat (2011b). Umwelteffekte aus landwirtschaftlichen Vorleistungen und Erzeugung sowie Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung wurden gemäß den Angaben in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) modelliert.

Tab. 43. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Zucker und Süßwaren (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	1,06	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,11	v
		Grünland Inland	m²/kg	0,15	i, ii		CO ₂	kg/kg	0,11	iv, viii
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	0,28	ii, iv, xi		CH ₄	g/kg	0,02	iv, viii
		Dauerkultur Ausland	m²/kg	2,57	ii, xi		N ₂ O	g/kg	0,00	iv, viii
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	5,61	i, ii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,03	iv, viii
		Ausland	l/kg	0,96	i, ii, vii		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,43	iv, viii
	Phosphor	Inland	g/kg	3,89	i, ii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,06	v
		Ausland	g/kg	5,12	i, ii, vii		CO ₂	kg/kg	0,06	iv, viii
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	5,51			CH ₄	g/kg	-	
			aus Vorleistungen*	MJ/kg	3,31		i, x	N ₂ O	g/kg	-
		direkt**	MJ/kg	2,19	i, ix		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,67	v
		Inland	MJ/kg	4,61	i, ii		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,13	i, vii, x
		Ausland	MJ/kg	0,90	i, ii, vii		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,09	i, vii
							CH ₄	g/kg	5,26	i
	Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	1,92	ii, iii, vi		N ₂ O	g/kg	1,05	i
Primärenergie						MJ/kg	9,61	ii, iv, vii	Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg
Primärenergie		MJ/kg	1,22	ii, iv, vi	Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,23	ii		
					Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Ammoniak	
Wasser (blau)		l/kg	2,33	ii, iv					Erzeugung Inland	g/kg
					Primärenergie	MJ/kg	4,59	ii, iv	Erzeugung Ausland	g/kg
Summe		Fläche	m²/kg	4,06						Treibhausgase
					Wasser (blau)	l/kg	10,83			CO _{2e} in kg/kg
Phosphor		g/kg	9,01						Ammoniak	g/kg
					Primärenergie	MJ/kg	20,93		Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg
Summe	Fläche	m²/kg	4,06						Ammoniak	g/kg
					Wasser (blau)	l/kg	10,83		Treibhausgase	
Phosphor	g/kg	9,01		CO _{2e} in kg/kg					0,46	ii, iv, v
				Primärenergie	MJ/kg	20,93		Ammoniak	g/kg	0,00
Summe	Fläche	m²/kg	4,06						Treibhausgase	
				Wasser (blau)	l/kg	10,83			CO _{2e} in kg/kg	2,17
Phosphor	g/kg	9,01						Ammoniak		
				Primärenergie	MJ/kg	20,93		g/kg	2,70	

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Ntiamoah & Afrane 2008, (viii) Leip et al. 2010a, (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008, (xi) FAO Stat 2011b

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9 Getränke

Bei der Abgrenzung der Getränkegruppen wurde sich ebenfalls an der Einteilung in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a) orientiert. Gemäß der in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) beschriebenen Methodik wurden folgende Umweltprofile erstellt.

3.1.9.1 *Mineralwasser (Flaschenwasser)*

Die Umweltprofilbeschreibung von Mineralwasser beruht auf Daten für die Prozesse Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung (Kap. 2.5.3, S. 70ff.). Dabei sind Umwelteffekte aus der Wassergewinnung und der Aufbereitung in der Verarbeitung enthalten. Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Erzeugung fallen somit nicht an. Bei der Erstellung des Umweltprofils wurden Daten zum Aufkommen entsprechender Verpackungsarten im Jahr 2006 (VDM 2007) berücksichtigt. Wiederbefüllungsraten beruhen auf IFEU (2011), siehe Tab. 24 (S. 79).

Umwelteffekte von Leitungswasser (Trinkwasser aus dem Wasserhahn) wurden im Rahmen der Arbeit nicht untersucht.

Tab. 44. Sach- und Wirkungsbilanzergbnisse Mineralwasser (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	-		Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-
		Grünland Inland	m²/kg	-			CO ₂	g/kg	-
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	-			CH ₄	g/kg	-
							N ₂ O	g/kg	-
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	-			dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-
		Ausland	l/kg	-			dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-
									-
	Phosphor	Inland	g/kg	-			Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-
		Ausland	g/kg	-			CO ₂	g/kg	-
							CH ₄	g/kg	-
	Primärenergie	Landwirtschaft	MJ/kg	-			N ₂ O	g/kg	-
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	-					-
		direkt**	MJ/kg	-			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	-
		Inland	MJ/kg	-			CO ₂ (Vorleistungen*)	g/kg	-
		Ausland	MJ/kg	-			CO ₂ (Energie**)	g/kg	-
							CH ₄	g/kg	-
					N ₂ O	g/kg	-		
					∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-		
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-		
					Ammoniak				
					Erzeugung Inland	g/kg	-		
					Erzeugung Ausland	g/kg	-		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	2,09	i, ii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,05	i, iv	
	Primärenergie	MJ/kg	0,36	i	Ammoniak	g/kg	0,00	i	
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,23	i, iii, v	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,02	i, iii, iv, v	
					Ammoniak	g/kg	0,00	i, iii, v	
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,004	i, iii, vi, vii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,05	i, iii, iv, vi, vii	
	Wasser (blau)	l/kg	0,25	i, iii, vi, vii	Ammoniak	g/kg	0,00	i, iii, v, vii	
	Primärenergie	MJ/kg	0,47	i, iii, vi, vii					
Summe	Fläche	m²/kg	0,004		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,11		
	Wasser (blau)	l/kg	2,34		Ammoniak	g/kg	0,00		
	Phosphor	g/kg	-						
	Primärenergie	MJ/kg	1,06						

Quellen: (i) BMELV StatJB 2009, (ii) BLE 2007, (iii) Öko-Institut 2010, (iv) IPCC 2006, (v) DIW 2008, (vi) VDM 2007, (vii) IFEU 2011

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9.2 Kaffee und Tee (grün, schwarz)

Das Umweltprofil von Kaffee und Tee bezieht sich auf Bohnenkaffee (*Coffea arabica*, *Coffea canephora* und andere Coffeesorten) sowie echten Tee (*Camellia sinensis*). Das Umweltprofil von Tee aus Früchten und Kräutern wird im nächsten Absatz vorgestellt. Im Gegensatz zu den anderen Getränken wird Kaffee und Tee in der Regel nicht als Getränk eingekauft, sondern erst im Haushalt bzw. in der Gastronomie mit Wasser zum eigentlichen Getränk aufgebraut. Aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit beziehen sich die hier gemachten Angaben auf mit Wasser zubereiteten verzehrfertigen bzw. trinkfertigen Kaffee und Tee. Dabei wurde die in der amtlichen Statistik verwendete Rezeptur von 35 g Bohnenkaffee bzw. 9 g Tee auf einem Kilogramm Getränk verwendet (BMELV StatJB 2009). Als Grundlage der Produktgruppenzusammensetzung diente das anteilige Verhältnis von 86% Kaffee und 14% Tee, welches im Jahr 2006 aus dem Statistischen Jahrbuch hervorgeht (ebd.). Zucker, Süßungsmittel oder Milcherzeugnisse (Kaffeesaahne etc.) waren nicht Bestandteil bei dieser Umweltprofilerstellung.

Gemäß der in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) beschriebenen Methodik wurden die Umweltdaten zur Kaffeeproduktion aus HUMBERT ET AL. (2009) und COLTRO ET AL. (2006) verwendet. Für die Indikatoren Flächenbedarf (nach FAO Stat 2011b) und Wasserbedarf (nach HOEKSTRA & MEKONNEN 2010) wurden gewichtete Mittel gebildet, ausgehend von den Herkunftsländern und den importierten Mengen (nach FAO Stat 2011a). Stünden keine länderspezifischen Umweltdaten zur Verfügung, wurde auf das Produktionsverfahren 'Sonstige Handelsgewächse' in Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) zurückgegriffen. In diesem wird neben anderen Handelsgewächsen (bspw. Gewürzpflanzen, Hopfen) auch die Produktion von Kräutern zur Teeherstellung in Deutschland subsumiert. Verfahrenstechnische Koeffizienten in der Teeverarbeitung aufgrund von Trocknung und Verschnitt wurden von DACHLER & PELZMANN (1999) übernommen. Umwelteffekte aus Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung wurden gemäß den Angaben in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) modelliert.

Tab. 45. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kaffee, Tee (grün, schwarz) trinkfertig* (1 kg)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)			
				Quellen			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche				Treibhausgase			
	Dauerkultur Inland	m²/kg	-		dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Dauerkultur Ausland	m²/kg	0,33	i, vii, ix	CO ₂	g/kg	-	
					CH ₄	g/kg	-	
					N ₂ O	g/kg	-	
	Wasser (blau)				dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Inland	l/kg	-		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Ausland	l/kg	5,53	i, vi, viii				
	Phosphor				Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Inland	g/kg	-		CO ₂	g/kg	-	
	Ausland	g/kg	0,67	i, vi, x	CH ₄	g/kg	-	
					N ₂ O	g/kg	-	
	Primärenergie				Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,52	i, iv, vi
	Landwirtschaft	MJ/kg	0,39		CO ₂ (Vorleistungen**)	g/kg	-	
aus Vorleistungen**	MJ/kg	-		CO ₂ (Energie***)	g/kg	-		
direkt***	MJ/kg	-		CH ₄	g/kg	-		
Inland	MJ/kg	-		N ₂ O	g/kg	-		
Ausland	MJ/kg	0,39	i, vi, x	Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-		
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,52	i	
				Ammoniak				
				Erzeugung Inland	g/kg	-		
				Erzeugung Ausland	g/kg	0,12	i, vi	
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	0,40	i, ii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,03	i, iv
	Primärenergie	MJ/kg	0,34	i	Ammoniak	g/kg	0,00	i
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,05	i, iii, v	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,004	i, iii, iv, v
					Ammoniak	g/kg	0,00	i, iii, v
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,00	i, iii, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,01	i, iii, iv, vi
	Wasser (blau)	l/kg	0,36	i, iii, vi	Ammoniak	g/kg	0,00	i, iii, v
	Primärenergie	MJ/kg	0,11	i, iii, vi				
Summe	Fläche	m²/kg	0,33		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,56	
	Wasser (blau)	l/kg	6,29		Ammoniak	g/kg	0,12	
	Phosphor	g/kg	0,67					
	Primärenergie	MJ/kg	0,90					

* Dabei wurde auf 1 kg Kaffeegetränk mit 35 g Röstkaffee und auf 1 kg Teegetränk mit 9 g Tee gerechnet (nach BMELV StatJB 2009)

Quellen: (i) BMELV StatJB 2009, (ii) BLE 2007, (iii) Öko-Institut 2010, (iv) IPCC 2006, (v) DIW 2008, (vi) Humbert et al. 2009, Coltro et al. 2006, (vii) FAO Stat 2011a, (viii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (ix) FAO Stat 2011b, (x) Schmidt & Osterburg 2010

** Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

*** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9.3 *Kräuter- und Fruchtetee*

Die Umweltprofilierung von Kräuter- und Fruchtetee erfolgte auf Basis des Produktionsverfahrens 'Sonstige Handelsgewächse' im Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010). Neben anderen Handelsgewächsen (bspw. Gewürzpflanzen, Hopfen) wird darunter auch die Produktion von Kräutern zur Teeherstellung in Deutschland subsumiert. Unter Berücksichtigung verfahrenstechnischer Koeffizienten in der Teeverarbeitung aufgrund von Trocknung und Verschnitt wurden diese rohproduktspezifischen Umweltdaten um entsprechende Umweltlasten erweitert. Dabei wurde auf Daten von DACHLER & PELZMANN (1999) und der Wirtschaftsvereinigung Kräuter- und Fruchtetee (WKF 2007) zurückgegriffen. Spezifische Umweltdaten zur Teeproduktion im Ausland (bspw. Rotbusch [*Aspalathus linearis*]) wurden aufgrund mangelnden Datenmaterials im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht. Umweltauswirkungen aus Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung wurden gemäß der in Kapitel 2.5 (S. 69ff.) beschriebenen Methodik bilanziert.

Das Umweltprofil von Kräuter- und Fruchtetee bezieht sich auf den Aufguss von getrockneten Kräutern und Früchten. Im Gegensatz zu den anderen Getränken wird Kräuter- und Fruchtetee in der Regel nicht als Getränk eingekauft, sondern erst im Haushalt bzw. in der Gastronomie mit Wasser zum eigentlichen Getränk aufgebrüht. Aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit beziehen sich die hier gemachten Angaben auf mit Wasser zubereiteten verzehrfertigen bzw. trinkfertigen Tee. Dabei wurde die in der amtlichen Statistik verwendete Rezeptur von 9 g Tee auf 1 kg Getränk verwendet (BMELV StatJB 2009). Zucker und andere Süßungsmittel waren nicht Bestandteil dieser Umweltprofilierung.

Tab. 46. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kräuter-, Früchte-tee trinkfertig* (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Acker/Dauerk. Inland	m²/kg	0,03	i, ii, vii, viii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Acker/Dauerk. Ausland	m²/kg	0,03	i, ii, vii, viii		CO ₂	g/kg	-	
	Wasser (blau)						CH ₄	g/kg	-	
		Inland	l/kg	0,02	i, ii, vii, viii		N ₂ O	g/kg	-	
		Ausland	l/kg	0,02	i, ii, vii, viii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Phosphor						dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Inland	g/kg	0,18	i, ii, vii, viii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ausland	g/kg	0,15	i, ii, vii, viii		CO ₂	g/kg	-	
	Primärenergie						CH ₄	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	0,40			N ₂ O	g/kg	-	
		aus Vorleistungen**	MJ/kg	0,24	i, x		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,03	v
		direkt***	MJ/kg	0,16	i, ix		CO ₂ (Vorleistungen**)	g/kg	11,61	i, vii, viii, x
		Inland	MJ/kg	0,21	i, ii, vii, viii		CO ₂ (Energie***)	g/kg	7,45	i, vii, viii
		Ausland	MJ/kg	0,18	i, ii, vii, viii		CH ₄	g/kg	-	
							N ₂ O	g/kg	0,05	i, vii, viii
					Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,018	i, ii, vii, viii		
					Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,016	i, ii, vii, viii		
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	0,04	i, ii, vii, viii		
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,04	i, ii, vii, viii		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	-		Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,01	ii, iv, v		
	Primärenergie	MJ/kg	0,10	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,01	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,001	ii, iv, v, vi		
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,00	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,03	ii, iv, v		
	Wasser (blau)	l/kg	1,29	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, v		
	Primärenergie	MJ/kg	0,41	ii, iv						
Summe	Fläche	m²/kg	0,06		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,07			
	Wasser (blau)	l/kg	1,33		Ammoniak	g/kg	0,08			
	Phosphor	g/kg	0,33							
	Primärenergie	MJ/kg	0,91							

* Dabei wurde auf 1 kg Teegetränk mit 9 g Tee gerechnet (BMELV StJB 2009)

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) WKF 2007, (viii) Dachler, Pelzmann 1999, (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008

** Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

*** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9.4 Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare

In dieser Produktgruppe werden Frucht- und Gemüsesäfte, Nektare, Fruchtsaftgetränke sowie Limonaden zusammengefasst. Laut Fruchtsaftverordnung (BMJ 2004), zuletzt geändert im Jahr 2010, handelt es sich bei Frucht- und Gemüsesäften um Getränke mit einem Fruchtgehalt von 100%. Diese werden entweder direkt oder als verdünnte Konzentrate, in denen das natürliche Mischungsverhältnis wieder hergestellt wurde, unter Erlaubnis der Zugabe bestimmter Hilfsstoffe in den Handel gebracht. In der 2011 geänderten EU-Fruchtsafttrichtlinie (EUP & EUR 2001a), mit deren Verabschiedung durch den Europäischen Rat im Jahr 2012 zu rechnen ist, ist der Zusatz von Zucker zur Geschmackskorrektur nicht mehr zulässig (EUP 2011). Im Gegensatz dazu ist bei Fruchtnektaren ein von der Fruchtart abhängiger Mindestfruchtgehalt von 25 - 50% vorgeschrieben. Der Zusatz von Zucker ist erlaubt (BMJ 2004).

Während Fruchtsäfte und Nektare der Fruchtsaftverordnung unterliegen, werden Leitsätze für Fruchtsaftgetränke (Erfrischungsgetränke, Limonaden, Softdrinks, Schorlen) vom Deutschen Lebensmittelbuch formuliert (BMJ 2002). Im Gegensatz zur o. g. Fruchtsaftverordnung (BMJ 2004) haben diese keinen rechtsverbindlichen Charakter. Darin wird ein Fruchtgehalt für Getränke aus Kernobst oder Trauben von min. 30%, aus Zitrusfrüchten von min. 6% und aus anderen Früchten von min. 10% genannt. Während bei Fruchtsäften und Nektaren nicht zulässig, ist der Zusatz von natürlichen, naturidentischen und synthetischen Aromen⁵⁶ bei der Herstellung von Fruchtsaftgetränken erlaubt.

Als Grundlage der Ökobilanzierung dieser Produktgruppe diente das anteilige Verhältnis der eingesetzten Rohstoffe im Jahr 2006, welches auf Basis des Statistischen Jahrbuchs (BMELV StatJB 2009), der Wirtschaftsvereinigung alkoholfreier Getränke (WAFG 2009) und des Verbandes der deutschen Fruchtsaftindustrie (VdF 2007) ermittelt wurde. Demnach setzten sich die im Jahr 2006 in Deutschland verbrauchten Erfrischungsgetränke, Säfte und Nektare aus 89,6% Wasser, 6,0% Obst und 4,4% Zucker zusammen. Umwelteffekte des eingesetzten Obstes wurden auf Basis des entsprechenden Umweltprofils (Tab. 40, S. 100) ermittelt. Als Datengrundlage für Zucker diente das Umweltprofil von Rübenzucker auf Basis des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010). Aufgrund mangelnder Daten wurde die Verwendung von Aromastoffen und von anderen Zusatzstoffen in der Ökobilanzierung

⁵⁶ laut Aromenverordnung (BMJ 1981), zuletzt geändert 2011

nicht berücksichtigt.

Hinsichtlich des Aufkommens von Verpackungsmaterial wurde auf Daten vom VdF (2007) und der WAFG (2009) zurückgegriffen. Die Raten zur Wiederbefüllung beruhen auf IFEU (2011), vgl. Tab. 24 (S. 79). Umwelteffekte aus der Verarbeitung wurden auf Basis des Energie- und Wassereinsatzes im Ernährungsgewerbe (BMELV StatJB 2009, BLE 2007) mittels GEMIS (Öko-Institut 2010) bilanziert. Umwelteffekte aus Transport und Handel ergeben sich aus den mittleren Transportdistanzen (Tab. 20, S. 76; Tab. 21, S. 77). Umwelteffekte durch Getränkekühlung wurden aufgrund mangelnder Daten nicht in der Arbeit untersucht.

Tab. 47. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Erfrischungsgetränke, Säfte/ Nektare (1 kg)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)																		
				Quellen				Quellen															
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Acker Inland	m ² /kg	0,05	i, vi, viii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-														
		Dauerkultur Inland	m ² /kg	0,05	i, vi, viii		CO ₂	g/kg	-														
		Dauerkultur Ausland	m ² /kg	0,20	i, ii, vi, viii		CH ₄	g/kg	-														
	Wasser (blau)						N ₂ O	g/kg	-														
		Inland	l/kg	0,36	i, vi, viii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-														
		Ausland	l/kg	22,13	ii, vi, viii, xi		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-														
	Phosphor						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-														
		Inland	g/kg	0,18	i, vi, viii		CO ₂	g/kg	-														
		Ausland	g/kg	0,36	i, ii, vi, viii		CH ₄	g/kg	-														
	Primärenergie						N ₂ O	g/kg	-														
		Landwirtschaft	MJ/kg	3,85			Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,11	v													
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	2,12	i, xii		CO ₂ (Vorleistungen*)	g/kg	33,87	i, vi, viii, xii													
		direkt**	MJ/kg	1,73	i, x		CO ₂ (Energie**)	g/kg	27,58	i, vi, viii													
		Inland	MJ/kg	2,88	i, vi, viii		CH ₄	g/kg	-														
		Ausland	MJ/kg	0,96	i, ii, vi, viii		N ₂ O	g/kg	0,17	i, vi, viii													
					Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,03	ii															
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,09	ii																
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	2,13	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,07	ii, iv, v															
									Primärenergie	MJ/kg	0,82	ii	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv							
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	1,11	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,07	ii, iv, v, vi															
									Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,002	ii, iv, ix	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi						
Wasser (blau)	l/kg	0,78	ii, iv, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,08	ii, iv, v, ix																
								Primärenergie										MJ/kg	1,02	ii, iv, ix	Ammoniak	g/kg	0,00
Summe	Fläche	m ² /kg	0,29		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,34																
								Wasser (blau)		l/kg	25,40		Ammoniak	g/kg	0,24								
																	Phosphor	g/kg	0,55				

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Fuhrmann, Kabbert 2003, (viii) WAFG 2009, VdF 2007, (ix) IFEU 2011, (x) Destatis 2011b, (xi) Mekonnen & Hoekstra 2010, (xii) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9.5 *Bier*

Umweltangaben zum Bier beruhen im wesentlichen auf den für das Jahr 2006 statistisch erfassten Einsatzmengen von Maische (auf Gerstenbasis), Hopfen und der daraus produzierten Menge Bier (BMELV StatJB 2009), zuzüglich technischer Koeffizienten zur Beschreibung der Gewichtsveränderungen während des Herstellungsprozesses (NARZIß 2003, Krombacher 2011). Grundlage der Ökobilanzierung bildete demnach eine durchschnittliche Bierzusammensetzung aus 77,3% Wasser, 22,7% Maische und 0,01% Hopfen. Der Einsatz von Hefe wurde aufgrund mangelnder Verwendungs- sowie Umweltdaten im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet. Ausgehend von den eingesetzten Rohstoffen Gerste und Hopfen wurden Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion ermittelt. Dabei wurde auf das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) zurückgegriffen. Da darin für Hopfen kein separates Produktionsverfahren beschrieben wird, wurde auf das aggregierte Produktionsverfahren der 'sonstigen Handelsgewächse' zurückgegriffen, welches bereits zur Bilanzierung der Kräuter- und Früchtetees genutzt wurde. Produktionsspezifische Umweltdaten zur Gerste wurden aus den Produktionsverfahren 'Sommer- und Wintergerste' gebildet, welche für den Bereich der Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) um Daten von LEIP ET AL. (2010a) und für den Bereich der landwirtschaftlichen Vorleistungen um Daten von BRENTRUP & PALLIÉRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) erweitert wurden.

Umwelteffekte aus der Verarbeitung wurden auf Basis des Energieeinsatzes im Ernährungsgewerbe (BMELV StatJB 2009) mittels GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) bilanziert. Der Einsatz von blauem Wasser in der Herstellung wurde aus dem Nachhaltigkeitsbericht von Krombacher (2011) entnommen. Umwelteffekte aus Transport und Handel ergeben sich aus den mittleren Transportdistanzen (Tab. 20, S. 76; Tab. 21, S. 77). Hinsichtlich des Aufkommens von Verpackungsmaterial wurde auf Daten vom Brauerbund (2009) zurückgegriffen. Die Raten zur Wiederbefüllung beruhen auf IFEU (2011), vgl. Tab. 24 (S. 79). Umwelteffekte durch Getränkekühlung wurden aufgrund mangelnder Daten in der Arbeit nicht untersucht.

Tab. 48. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Bier (1 kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen					
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Acker/Dauerk. Inland	m ² /kg	0,44	i, ii, vii, ix	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,003	v				
		Acker/Dauerk. Ausland	m ² /kg	-			CO ₂	g/kg	2,77	x				
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	0,09	i, ii, vii, ix		CH ₄	g/kg	0,00	x				
							Ausland	l/kg	-	N ₂ O	g/kg	-		
										dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,00	x	
	Phosphor	Inland	g/kg	1,11	i, ii, vii, ix		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,00	x				
							Ausland	g/kg	-	Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,015	x	
										CO ₂	g/kg	15,32	x	
	Primärenergie	Landwirtschaft aus Vorleistungen*	MJ/kg	0,53	i, xiii		CH ₄	g/kg	-					
							direkt**	MJ/kg	0,20	i, xii	N ₂ O	g/kg	-	
											Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,12	v
							Inland	MJ/kg	0,53	i, ii, vii, ix	CO ₂ (Vorleistungen*)	g/kg	25,07	i, vii, viii, ix
											Ausland	MJ/kg	-	CO ₂ (Energie**)
							CH ₄	g/kg	-					
	N ₂ O	g/kg	0,27	i, vii, ix										
Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,14	ii											
Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	-												
Ammoniak						Erzeugung Inland	g/kg	0,38	i, ii, vii, ix					
						Erzeugung Ausland	g/kg	-						
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,09	ii, ix	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,21	ii, iv, v						
	Primärenergie	MJ/kg	2,04	ii	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv						
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,23	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,02	ii, iv, v, vi						
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi						
Verpackung	Fläche	m ² /kg	0,001	ii, iv, viii, xi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,14	ii, iv, v, viii, xi						
	Wasser (blau)	l/kg	1,17	ii, iv, viii, xi	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, viii, xi						
	Primärenergie	MJ/kg	1,49	ii, iv, viii, xi										
Summe	Fläche	m ² /kg	0,44		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,50							
	Wasser (blau)	l/kg	5,35		Ammoniak	g/kg	0,38							
	Phosphor	g/kg	1,11											
	Primärenergie	MJ/kg	4,29											

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Narziß 2003, (viii) Brauerbund 2009, (ix) Krombacher 2011, (x) Leip et al. 2010a, (xi) IFEU 2011, (xii) Destatis 2011b, (xiii) Brenttrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.1.9.6 *Wein, Sekt*⁵⁷

Umweltangaben zu dieser Getränkegruppe beruhen auf den für 2006 erfassten Einsatzmengen von Weintrauben und Zucker sowie der daraus produzierten Menge Wein und Sekt (BMELV StatJB 2009), zuzüglich technischer Koeffizienten zur Beschreibung der Gewichtsveränderungen während des Herstellungsprozesses. Mit Ausnahme von Prädikatsweinen ist in Abhängigkeit vom Weinbaugebiet der Zusatz von Zucker vor der Gärung erlaubt (BMJ 1994). Nach RAPP (2003), der eine Mostausbeute von 65 - 80 Liter je 100 kg Trauben angibt, wurde mit dem Durchschnittswert von 72,5 l Most je 100 kg Trauben gerechnet.

Grundlage der Ökobilanzierung bildete demnach eine durchschnittliche Mostzusammensetzung aus 92,2% Traubensaft und 7,8% Zucker. Der Einsatz von Hefe und Schwefel wurde aufgrund mangelnder Verwendungs- sowie Umweltdaten im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet. Ausgehend von den eingesetzten Weintrauben und dem verwendeten Zucker wurden Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion ermittelt. Dabei wurde im Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) auf die Produktionsverfahren 'Rebland' und 'Zuckerrüben' zurückgegriffen, welche für den Bereich der landwirtschaftlichen Vorleistungen um Daten von BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) erweitert wurden.

Der Einsatz von Früchten zur Herstellung von Fruchtweinen wurde aufgrund mangelnder Daten im Rahmen der Arbeit nicht betrachtet.

Umwelteffekte aus der Verarbeitung wurden auf Basis des Energie- und Wassereinsatzes im Ernährungsgewerbe (BMELV StatJB 2009, BLE 2010) mittels GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) bilanziert. Umwelteffekte aus Transport und Handel ergeben sich aus den mittleren Transportdistanzen (Tab. 20, S. 76; Tab. 21, S. 77). Hinsichtlich des Aufkommens und der durchschnittlichen Zusammensetzung von Verpackungsmaterialien wurde auf Daten der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM 2007) zurückgegriffen.

⁵⁷ Sekt = Schaumwein

Tab. 49. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Wein, Sekt (1 kg)

		Input (Bedarf)			Output (Emissionen)				
				Quellen			Quellen		
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Dauerk./Acker Inland	m²/kg	0,71	i, ii, vii	Treibhausgase			
		Dauerk./Acker Ausland	m²/kg	0,89	i, ii, vii	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
						CO ₂	g/kg	-	
						CH ₄	g/kg	-	
						N ₂ O	g/kg	-	
						dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
						dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-	
						Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
						CO ₂	g/kg	-	
						CH ₄	g/kg	-	
						N ₂ O	g/kg	-	
						Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,79	v
						CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,25	i, vii, x
						CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,24	i, vii
						CH ₄	g/kg	-	
					N ₂ O	g/kg	1,02	i, vii	
					∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,35	ii	
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,44	ii	
					Ammoniak				
					Erzeugung Inland	g/kg	0,53	i, ii, vii	
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,66	i, ii, vii	
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	2,01	ii, iii	Treibhausgase				
	Primärenergie	MJ/kg	0,86	ii	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv	
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	0,82	ii, iv, vi	Treibhausgase				
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi	
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,006	ii, iv	Treibhausgase				
	Wasser (blau)	l/kg	10,71	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv	
	Primärenergie	MJ/kg	10,26	ii, iv					
Summe	Fläche	m²/kg	1,60		Treibhausgaspotential (Sze. II)				
	Wasser (blau)	l/kg	47,75		Ammoniak	g/kg	1,19		
	Phosphor	g/kg	4,03						
	Primärenergie	MJ/kg	22,07						

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Rapp 2003, (viii) Mekonnen & Hoekstra (2010), (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Aufgrund des Mangels belastbarer Daten wurden für importierte Weine die gleichen Umwelteffekte, bedingt durch Produktion, Verarbeitung und Verpackung, wie im Inland unterstellt. Lediglich in der Verwendung blauen Wassers bei der Produktion von Weintrauben wurden entsprechende Werte in den Herkunftsländern nach MEKONNEN & HOEKSTRA (2010) anteilig nach Importmengen berücksichtigt (BMELV StatJB 2009). Für Transporte wurden ebenfalls entsprechende Distanzen im Ausland anteilig berücksichtigt (Tab. 21, S. 77).

3.1.9.7 Spirituosen

Umweltangaben zu Spirituosen beruhen auf den für das Jahr 2006 statistisch erfassten Einsatzmengen der verwendeten Rohstoffe (Getreide, Kartoffeln, Obst, Melasse, Zucker etc.) sowie der daraus produzierten Menge Alkohol durch die Bundesmonopolverwaltung für Branntwein (BfB 2007). Daraus ergeben sich produktspezifische Ausbeuten zur Beschreibung der Gewichtsveränderungen während des Herstellungsprozesses. Der Zusatz von Zucker in der Spirituosenherstellung wurde aus dem Statistischen Jahrbuch entnommen (BMELV StatJB 2009). Basierend auf einem Alkoholgehalt von 33,3 Vol% setzten sich die im Rahmen dieser Arbeit bilanzierten Spirituosen demnach aus 48,2 Vol% Wasser und 18,5 Vol% Zucker zusammen, sowie aus 33,3 Vol% Alkohol (davon 18,2 Vol% aus Getreide, 9,9 Vol% aus Kartoffeln und 4,9 Vol% aus Obst). Alkohol aus der Destillation von Wein und Melasse spielten mit 0,3 Vol% bzw. 0,1 Vol% am Gesamtspirituosenaufkommen eine untergeordnete Rolle.

Ausgehend von den eingesetzten Rohstoffen Getreide, Kartoffeln, Obst, Zuckerrüben (mit den Koppelprodukten Zucker und Melasse) sowie Weintrauben wurden Umwelteffekte aus der landwirtschaftlichen Produktion ermittelt. Dabei wurde auf das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) zurückgegriffen, welches hinsichtlich Emissionen aus dLUC, LU und landwirtschaftlichen Vorleistungen um Angaben von LEIP ET AL. (2010), BRENTRUP & PALLIÈRE (2008) und SCHMIDT ET AL. (2005) erweitert wurde.

Umwelteffekte aus der Verarbeitung wurden auf Basis des Energie- und Wassereinsatzes im Ernährungsgewerbe (BMELV StatJB 2009, BLE 2007) mittels GEMIS 4.6 (Öko-Institut 2010) bilanziert. Umwelteffekte aus Transport und Handel ergeben sich aus den mittleren Transportdistanzen (Tab. 20, S. 76; Tab. 21, S. 77).

Tab. 50. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Spirituosen (1 kg)

Input (Bedarf)					Output (Emissionen)				
					Quellen				Quellen
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche					Treibhausgase			
	Acker/Dauerk. Inland	m²/kg	2,61	i, ii, vii	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	v	
	Acker/Dauerk. Ausland	m²/kg	0,55	i, ii, vii	CO ₂	g/kg	8,37	viii	
					CH ₄	g/kg	0,00	viii	
					N ₂ O	g/kg	-		
	Wasser (blau)					dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	viii
	Inland	l/kg	6,55	i, ii, vii	dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	0,01	viii	
	Ausland	l/kg	1,38	i, ii, vii					
	Phosphor					Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	0,05	v
	Inland	g/kg	5,17	i, ii, vii	CO ₂	g/kg	46,16	viii	
	Ausland	g/kg	1,09	i, ii, vii	CH ₄	g/kg	-		
					N ₂ O	g/kg	-		
	Primärenergie					Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	1,09	v
	Landwirtschaft	MJ/kg	10,55		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,23	i, vii, x	
	aus Vorleistungen*	MJ/kg	5,37	i, x	CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,22	i, vii	
	direkt**	MJ/kg	5,18	i, ix	CH ₄	g/kg	-		
	Inland	MJ/kg	8,72	i, ii, vii	N ₂ O	g/kg	2,15	i, vii	
Ausland	MJ/kg	1,83	i, ii, vii	Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,95	ii		
				Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,20	ii		
				Ammoniak					
				Erzeugung Inland	g/kg	2,38	i, ii, vii		
				Erzeugung Ausland	g/kg	0,50	i, ii, vii		
Verarbeitung	Wasser (blau)				Treibhausgase				
		l/kg	8,63	ii, iii		CO _{2e} in kg/kg	0,61	ii, iv, v	
	Primärenergie				Ammoniak				
	MJ/kg	6,98	ii		g/kg	0,00	ii, iv		
Handel, Transport	Primärenergie				Treibhausgase				
	MJ/kg	0,41	ii, iv, vi		CO _{2e} in kg/kg	0,03	ii, iv, v, vi		
					Ammoniak				
	g/kg	0,00	ii, iv, vi		g/kg	0,00	ii, iv, vi		
Verpackung	Fläche				Treibhausgase				
		m²/kg	0,006	ii, iv		CO _{2e} in kg/kg	0,92	ii, iv, v	
	Wasser (blau)				Ammoniak				
	l/kg	10,71	ii, iv		g/kg	0,00	ii, iv		
	Primärenergie								
	MJ/kg	10,26	ii, iv						
Summe	Fläche				Treibhausgaspotential (Sze. II)				
		m²/kg	3,17			CO _{2e} in kg/kg	2,66		
	Wasser (blau)				Ammoniak				
		l/kg	27,26			g/kg	2,88		
	Phosphor								
	g/kg	6,25							
	Primärenergie								
	MJ/kg	28,21							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) BfB 2007, (viii) Leip et al. 2010a, (ix) Destatis 2011b, (x) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Hinsichtlich des Aufkommens und der durchschnittlichen Zusammensetzung von Verpackungsmaterialien wurde auf Daten der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM 2007) zurückgegriffen. Aufgrund des Mangels belastbarer Daten wurden für importierte Spirituosen die gleichen Umwelteffekte bedingt durch Produktion, Verarbeitung und Verpackung wie im Inland unterstellt. Lediglich für Transporte wurden entsprechende Distanzen im Ausland anteilig berücksichtigt.

3.2 Umwelteffekte nach Umweltindikatoren im Agrar- und Ernährungssektor

Ausgehend von den im letzten Kapitel vorgestellten produktgruppenspezifischen Umweltprofilen werden im Folgenden die Umweltprofile indikatorspezifisch vorgestellt. Dadurch ist eine bessere Vergleichbarkeit der Nahrungsmittel- und Getränkegruppen untereinander möglich. Neben der absoluten Darstellung auf Basis der funktionellen Einheit, die sich in dieser Arbeit auf ein Kilogramm verbrauchtes Nahrungsmittel bzw. Getränk bezieht, erfolgt die relative Darstellung der untersuchten Prozessabschnitte. Zudem erfolgt die Darstellung hochgerechnet auf den Gesamtverbrauch auf Bundesebene im Jahr 2006 sowie handelspezifisch als Stoffstromanalyse. Dabei werden in Anlehnung an eine Versorgungsbilanz die Bereiche Produktion, Importe, Exporte sowie Verbrauch im Industrie-/Energiesektor und in der Humanernährung abgegrenzt. Somit lassen sich nicht nur verbrauchs- sondern auch produktionsbedingte Umwelteffekte voneinander abgrenzen. Insgesamt werden pro Indikator vier verschiedene Darstellungsweisen präsentiert:

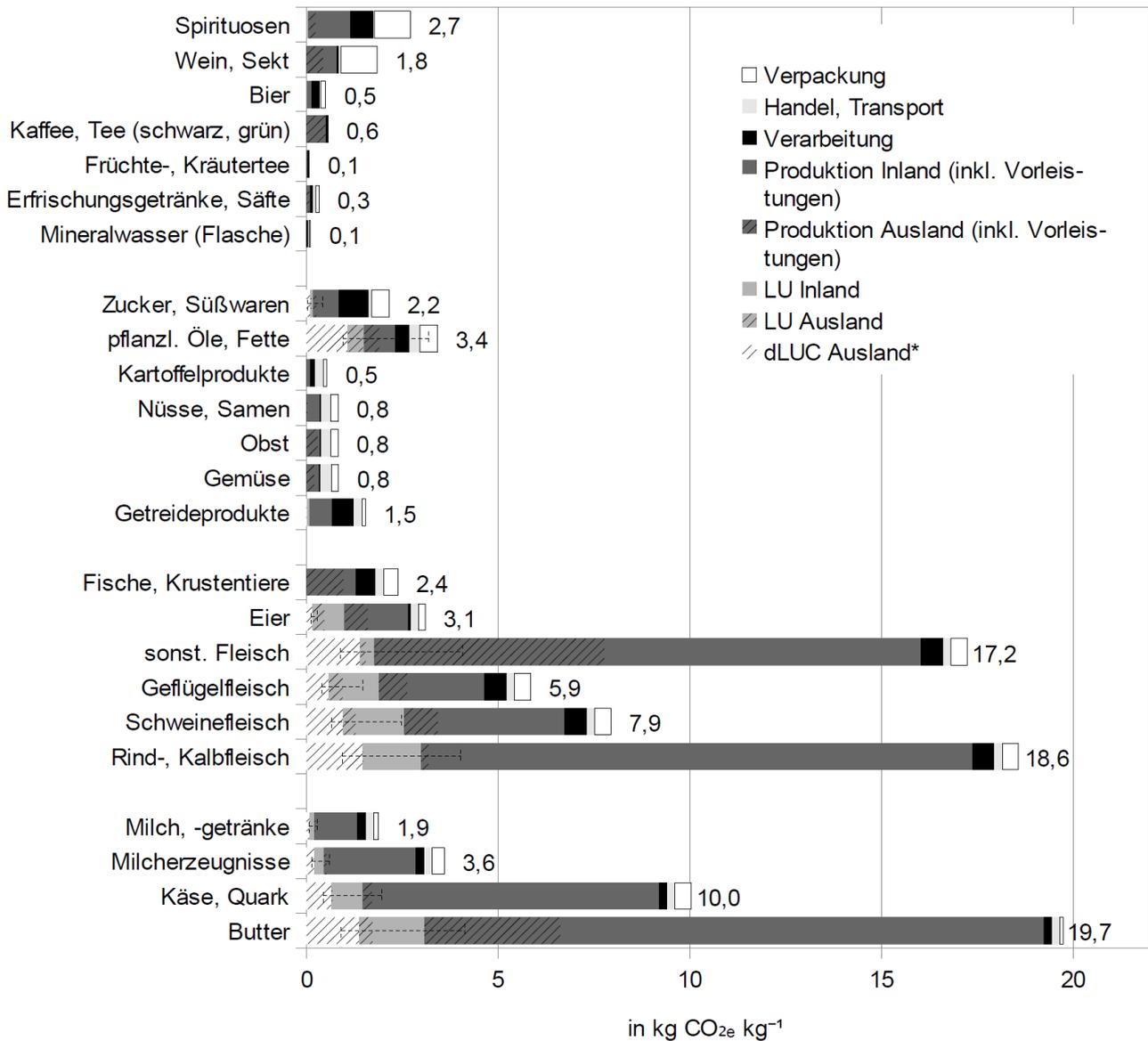
- 1) Absolute Darstellung auf Basis der Funktionellen Einheit
- 2) Relative Darstellung auf Basis der Funktionellen Einheit
- 3) Absolute Darstellung auf Basis des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006
- 4) Absolute Darstellung auf Basis der Versorgungsbilanz im Jahr 2006.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt gemäß des definierten Untersuchungsrahmens *cradle-to-store* (Kap. 2.2.1, S. 35).

3.2.1 Treibhausgasemissionen

In der folgenden Abb. 16 werden entsprechende Treibhausgasemissionen der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke bezogen auf die Funktionelle Einheit (Verbrauch von einem Kilogramm) gezeigt. Im Gegensatz zu den detaillierteren Angaben in den Tabellen des vorangegangenen Kapitels wurde in der Phase der landwirtschaftlichen Produktion nicht zwischen direkten Umwelteffekten und Effekten aus Vorleistungen unterschieden, sondern die Ergebnisse werden nach In- und Ausland disaggregiert. Der in der Abbildung dargestellte gestrichelte Balken bezieht sich auf die Spanne der Treibhausgasemissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC), die beim Anbau von Ölsaaten (vornehmlich Soja als Futtermittel) im Ausland entstehen (vgl. Kap. 2.5.1, S. 69). Dabei steht das Maximalszenario für die Umwandlung von Flächen mit hohen C-Gehalten (tropischer Wald

etc.). Das Minimalszenario steht für die Umwandlung von Flächen mit geringen C-Gehalten (Savannen, Grünland). Als Standard-Szenario wurde in dieser Arbeit mit einem mittleren Szenario gerechnet, welches als probate Mischform beider Extremszenarien betrachtet wurde.



* inkl. Abweichungen aus Minimal- und Maximalszenario

Abb. 16. CO_{2e}-Emissionen pro kg verbrauchten Produkts

Der Vergleich entsprechender Treibhausgasemissionen zeigt große Unterschiede zwischen den einzelnen Produktgruppen. Während die Bereitstellung tierischer Produkte generell höhere Emissionen pro Produkteinheit verursacht, weisen Butter und Rind-/Kalbfleisch innerhalb der tierischen Produkte die höchsten Emissionen auf. Im Bereich der pflanzlichen Nahrungsmittel und Getränke weisen Öle und Fette sowie Spirituosen die

höchsten produktspezifischen Gesamtemissionen auf.

Die relative Darstellung in der nächsten Abb. 17 ermöglicht eine bessere Wirkungsabschätzung der einzelnen Prozessabschnitte.

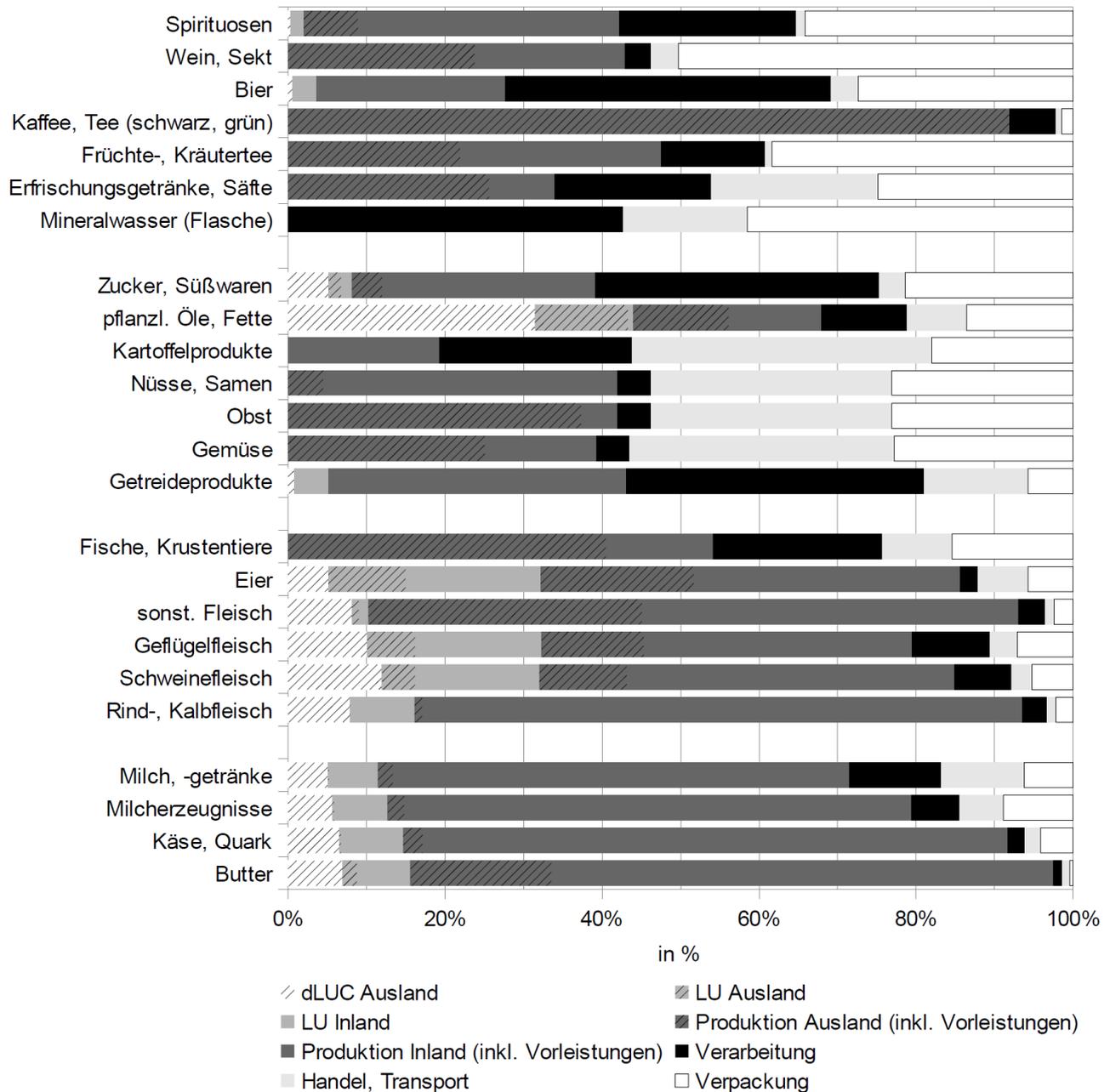


Abb. 17. CO_{2e}-Emissionen relativ (in %)

Während innerhalb der tierischen Produkte Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) sowie der eigentlichen landwirtschaftlichen Produktionsphase dominieren, überwiegen bei pflanzlichen Produkten Emissionen, die bedingt

durch Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung entstehen. Mit Ausnahme von Kaffee und Tee (schwarz, grün), stehen bei Getränken Emissionen aus der Verarbeitung und der Verpackung im Vordergrund. Wie im entsprechenden Abschnitt (S. 109) zu Kaffee und Tee erläutert, beziehen sich die untersuchten Umwelteffekte auf die jeweils trinkfertige bzw. verzehrsfähige Form des Getränks, obwohl der Umweltbilanzierung das gehandelte Trockenprodukt zu Grunde liegt. Bedingt dadurch fallen Emissionen aus Handel/Transport und Verpackung relativ wenig ins Gewicht, während Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion, welche die Verarbeitung der Rohware im Erzeugerland einschließt, dominieren.

Erwähnenswert ist zudem, dass Emissionen aus dLUC und LU bei tierischen Produkten von Monogastriern, d.h. Krafftutterverwertern wie Geflügel und Schweinen, ca. 1/3 der Gesamtemissionen ausmachen, während Produkte von Wiederkäuern diesbezüglich einen deutlich geringeren Anteil aufweisen (ca. 15%). Dabei darf jedoch nicht vergessen werden, dass die Gesamtemissionen bei Wiederkäuerprodukten in der Regel höher sind.

3.2.1.1 Treibhausgasemissionen des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Die Verwendung weitgehend konsistenter sowie repräsentativer Verbrauchs- und Umweltdaten erlaubte eine entsprechende Hochrechnung auf Bundesebene. Wie die nächste Abb. 18 zeigt, dominierte dabei die Produktgruppe Schweinefleisch, gefolgt von Käse/Quark und Rind-/Kalbfleisch. Innerhalb der pflanzlichen Produkte führte der Verbrauch von Getreideprodukten sowie von Kaffee/Tee (schwarz, grün) zu den höchsten Treibhausgasemissionen. Die höchsten Gesamtemissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) entstanden ebenfalls durch die Produktion von Schweinefleisch. Von insgesamt 28,8 Mio. t CO_{2e}-Emissionen aus dLUC, LU entfielen 11,4 Mio. t CO_{2e} auf den Verbrauch von Schweinefleisch sowie 7,2 Mio. t CO_{2e} auf den Verbrauch von Milchprodukten.

Insgesamt verursachte der Verbrauch der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke im Jahr 2006 Treibhausgasemissionen in Höhe von 189 Mio. t CO_{2e}, die sich wie folgt auf die betrachteten Prozessabschnitten aufteilen:

- 57% in der Landwirtschaft inkl. Vorleistungen (108,1 Mio. t CO_{2e})
- 15% durch dLUC, LU (28,8 Mio. t CO_{2e})
- 11% durch die Verarbeitung (20,7 Mio. t CO_{2e})

- 7% durch Handel, Transport (13,6 Mio. t CO_{2e})
- 10% durch Verpackung (17,9 Mio. t CO_{2e}).

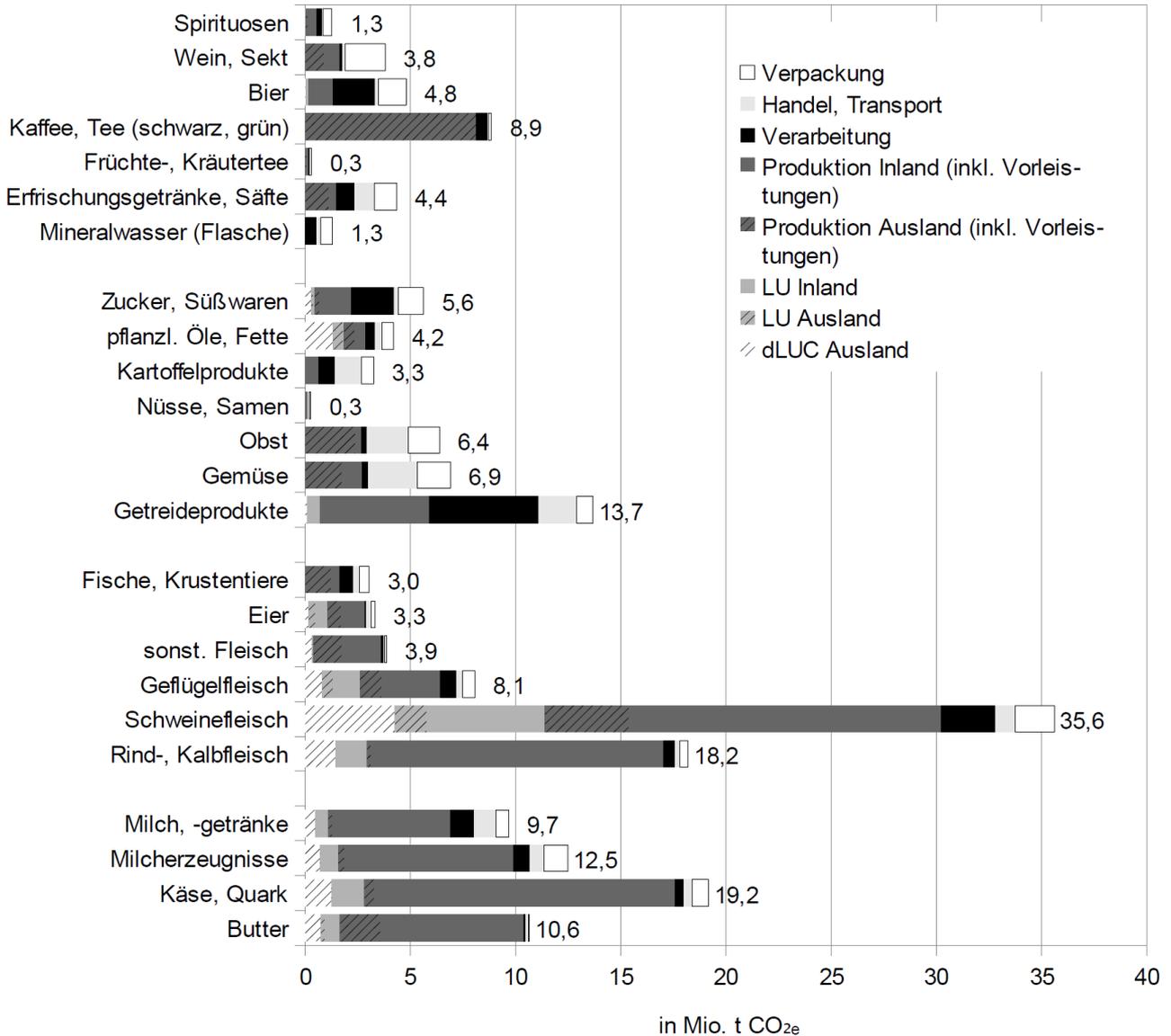


Abb. 18. CO_{2e} -Emissionen des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006

Innerhalb der Landwirtschaft entfielen 20,8 Mio. t CO_{2e} auf Vorleistungen. Von den restlichen 87,3 Mio. t CO_{2e}, die direkt in landwirtschaftlichen Betrieben anfielen, wurden 59,0 Mio. t CO_{2e} im Inland und 28,3 Mio. t CO_{2e} im Ausland verursacht. Innerhalb der Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) sind 12,0 Mio. t CO_{2e} auf direkte Landnutzungsänderungen und 3,3 Mio. t CO_{2e} auf Landnutzung im Ausland sowie 13,6 Mio. t CO_{2e} auf Landnutzung im Inland zurückzuführen.

Hinsichtlich der untersuchten Nahrungsmittelgruppen zeigte die Auswertung, dass 66%

der Treibhausgasemissionen durch den Verbrauch tierischer Produkte, 21% durch den Verbrauch pflanzlicher Produkte und 13% durch den Verbrauch von Getränken bedingt wurden.

3.2.1.2 Gesamtdarstellung klimarelevanter Stoffströme im Agrar- und Ernährungssektor

Zur Abbildung der klimarelevanten Stoffströme auf Bundesebene im Agrar- und Ernährungssektor wurden die im letzten Abschnitt vorgestellten gesamtverbrauchsspezifischen Treibhausgasemissionen, die auf amtlichen Verbrauchsdaten beruhen, um entsprechende Zahlen aus der Futtermittel- und Handelsstatistik (BMELV StatJB 2009) ergänzt. Auf dieser Basis lassen sich entsprechende Emissionen aus der Futtermittelproduktion, aus Import und Export sowie aus der Verwendung von Agrarprodukten im Industrie- und Energiesektor darstellen (Abb. 19). Aus methodischen und darstellerischen Gründen wurde im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmittel- und Getränkegruppen) eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt. Dabei wurden die verschiedenen Fleisch- und Milchprodukte zu jeweils einer Gruppe entsprechend der Anteile zusammengefasst. Auch die Darstellung der Getreide- und Kartoffelerzeugnisse erfolgt in aggregierter Form. Anteilige Komponenten in pflanzlichen Nahrungsmitteln (bspw. pflanzl. Fette in Süßwaren, Zucker in Getreideprodukten) wurden den entsprechenden Hauptgruppen zugeordnet, womit eine stärkere Konsistenz zur Officialstatistik gewährleistet ist. Im Bereich der Getränke wurde hinsichtlich Kaffee sowie Tee (schwarz/grün, Kräuter/Früchte) und Wein unterschieden. Somit sind entsprechende Emissionen aus dem Verbrauch von Mineralwasser, Bier, Fruchtsäften/Erfrischungsgetränken und Spirituosen nicht ersichtlich. Entsprechende Rohstoffe (Gerste zur Bierherstellung, Obst zur Safftherstellung usw.) sind den entsprechenden Hauptgruppen zugeordnet.

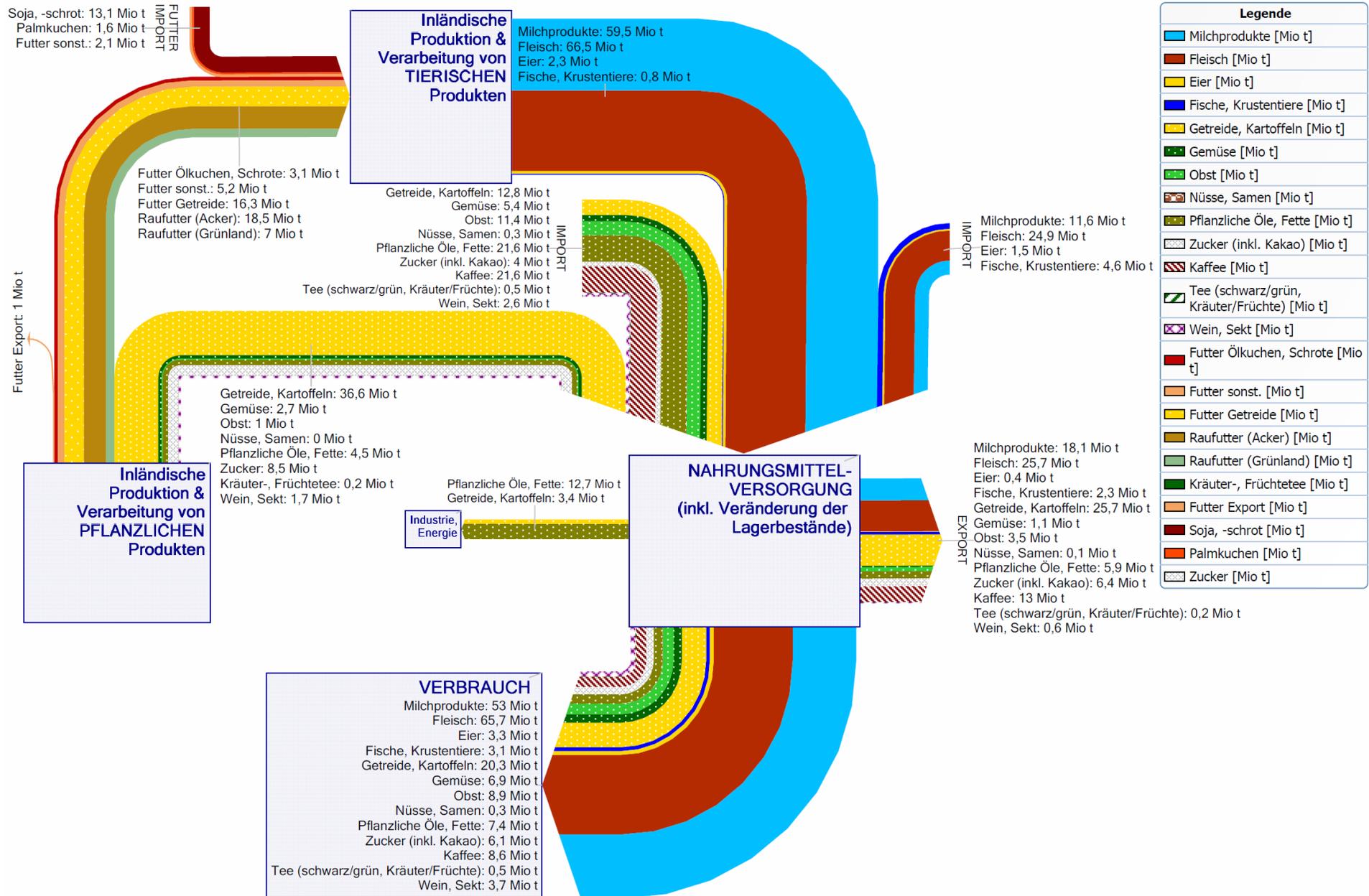


Abb. 19. Flussdiagramm der Treibhausgasemissionen im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in Mio. t CO_{2e}

Im Bereich der Futtermittelimporte wird zwischen Sojaschrot, Palmkuchen und sonst. Futtermittelimporten differenziert. Dabei sind vor allem die Treibhausgasemissionen aus der Bereitstellung von Soja bzw. Sojaschrot mit ca. 13 Mio. t CO_{2e} im Jahr 2006 von Relevanz, die ca. 20% der futtermittelbedingten Gesamtemissionen ausmachten. Laut Futtermittelstatistik (BMELV StatJB 2009) war der Export von reinen Futtermitteln und daran gebundener Treibhausgasemissionen von untergeordneter Bedeutung. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass die unter Export gefassten Stoffströme auch zu Futterzwecken im Ausland bestimmt waren.

Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, bedingten diese Treibhausgasemissionen im Ausland in Höhe von 139 Mio. t CO_{2e}. Dem stehen 104 Mio. t CO_{2e} gegenüber, die bedingt durch Exporte, nicht dem inländischen Verbrauch angelastet werden können. Die Differenz in Höhe von 35 Mio. t CO_{2e} stellt den Nettoimport an Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors sowie agrarstatistisch relevanter Stoffe im Energie- und Industriesektor im Jahr 2006 dar. Bei einer Bevölkerung von 82,3 Mio. im Jahr 2006 entspricht dies 0,43 t CO_{2e} pro Kopf, die verbrauchsbedingt im Ausland emittiert wurden.

Bedingt durch die starke Einbindung der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft in den internationalen Handel, sind die mit Import und Export verbundenen Treibhausgasemissionen im Vergleich zu den inländischen Emissionen von großer Relevanz. Allerdings sind in der Umweltbilanz dem Nahrungsmittelverbrauch nur die Importe anzurechnen, die auch letztendlich zu einer Nachfrage im Inland geführt haben. Die mit den Exporten verbundenen Emissionen sind demnach der Nachfrage bzw. dem Verbrauch der Güter im entsprechenden Ausland anzurechnen. Maßgeblich geprägt wird Abb. 19 durch Treibhausgasemissionen, die aus der Versorgung mit tierischen Nahrungsmitteln resultieren.

3.2.1.3 Rückblickender Vergleich der Versorgung mit Fleischprodukten

Bedeutsam aus Perspektive des Handels ist die Tatsache, dass trotz geringfügiger Verbrauchssteigerungen innerhalb der letzten Jahre, die Erzeugungskapazitäten und damit die Fleischexporte stark ausgebaut worden sind, was auch zu einer Zunahme damit verbundener Treibhausgasemissionen geführt hat. Ein Novum im Rückblick der letzten 50 Jahre ist, dass seit 2007 im Inland weniger Fleischprodukte verbraucht als produziert wurden, sich Deutschland also zu einem Nettofleischexporteur entwickelt hat (siehe Abb. 20).

Der höchste Fleischverbrauch wurde im Jahr 1988 festgestellt. Damals lag der Gesamtverbrauch in beiden deutschen Republiken zusammen bei 7,8 Mio. t, was einem Pro-Kopf-Verbrauch von $99,9 \text{ kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entsprach. Die daran gekoppelten Umwelteffekte werden in Kapitel 3.8 (S. 280ff.) näher beleuchtet.

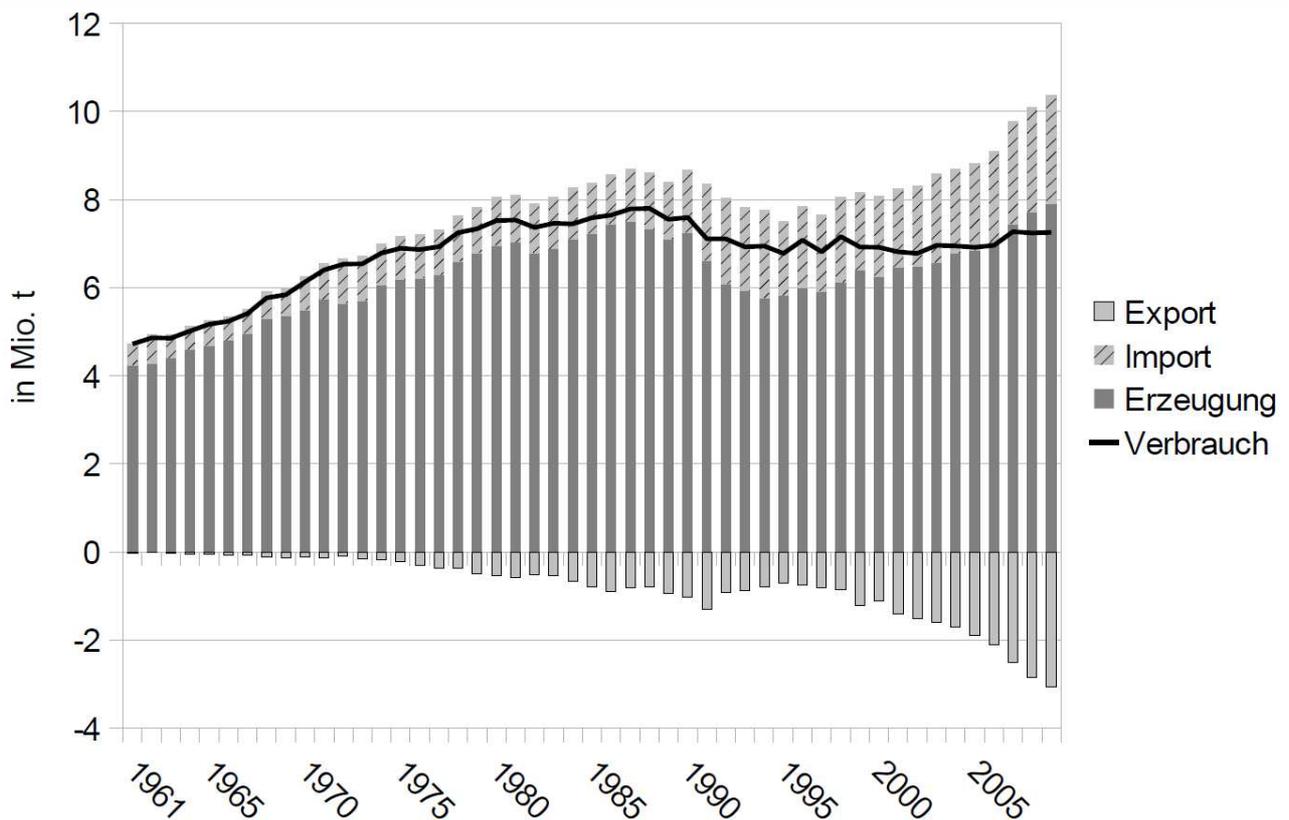


Abb. 20. Deutsche Versorgungsbilanz Fleischprodukte 1961-2009 nach FAO Stat (2013)

3.2.1.4 Rückblickender Vergleich der Versorgung mit Milchprodukten

Beim rückblickenden Vergleich der Versorgung mit Milchprodukten zeigt sich, dass, bedingt durch die Einführung der Milchquotenregelung 1984, die jährliche Produktionsmenge innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte nahezu konstant geblieben ist (Abb. 21). Mäßige Verbrauchssteigerungen und steigende Importe (v.a. bei Butter und Käse) ermöglichten auch dem Molkereisektor moderat steigende Exporte (v.a. Käse und Milcherzeugnisse). Dabei wurde das bisher höchste Exportvolumen in Höhe von 13,5 Mio. t im Jahr 1988 erstmals im Jahr 2009 innerhalb der letzten 20 Jahre mit 13,7 Mio t überschritten (FAO Stat 2013).

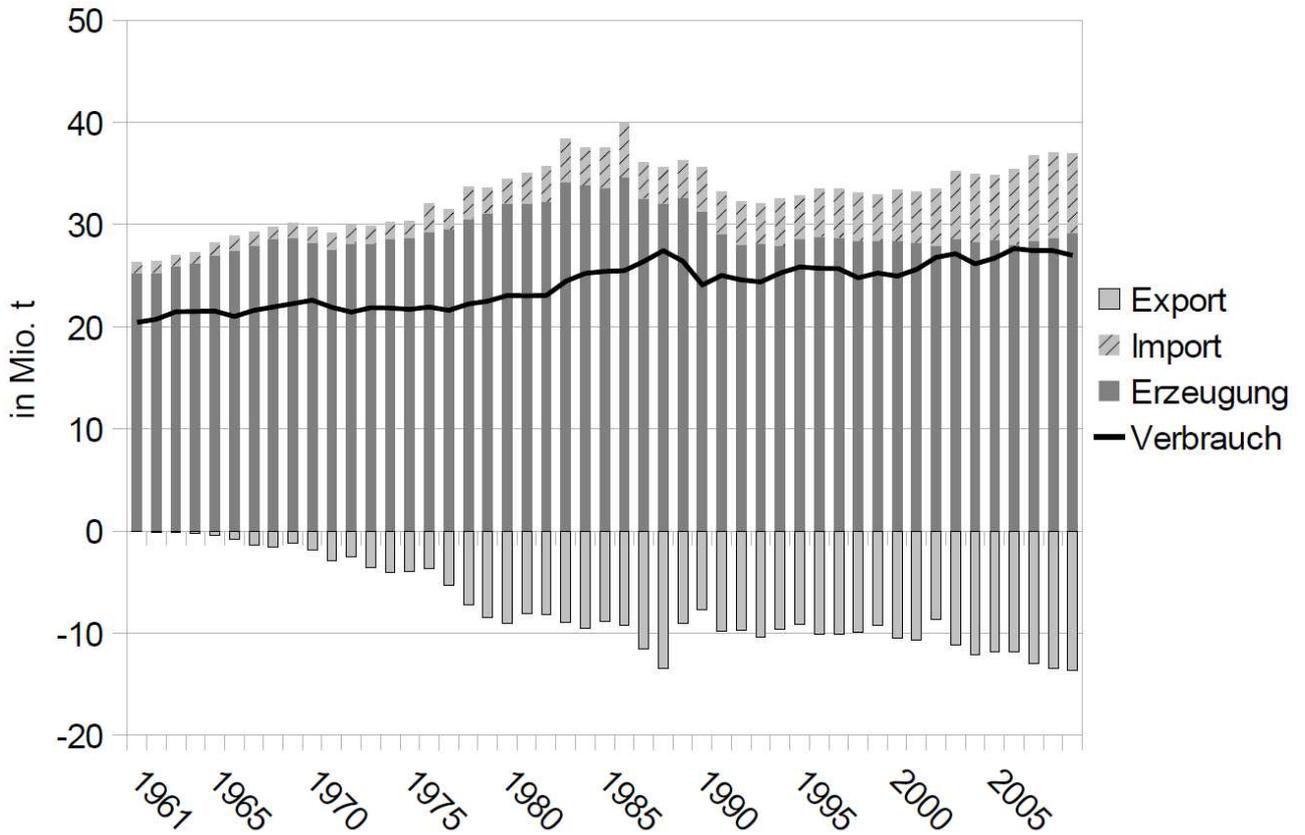


Abb. 21. Deutsche Versorgungsbilanz Milchprodukte 1961-2009 (in Rohmilchäquivalenten) nach FAO Stat (2013)

3.2.2 Ammoniakemissionen

Beim produktbezogenen Vergleich der Ammoniakemissionen zeigt sich ein ähnliches Verteilungsprofil wie bei den produktbezogenen Treibhausgasemissionen. Von den 24 untersuchten Produktgruppen weisen tierische Produkte im allgemeinen höhere Ammoniakemissionen auf, die mit der anfallenden Menge Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist) korreliert. Innerhalb der tierischen Produktauswahl weisen Butter und Fleisch von Wiederkäuern die höchsten produktspezifischen Emissionen auf. Dabei ist die Produktgruppe 'sonstiges Fleisch', welches sich zum Großteil aus dem Fleisch von Schafen und Ziegen zusammensetzt, mit den höchsten produktbezogenen Ammoniakemissionen verbunden.

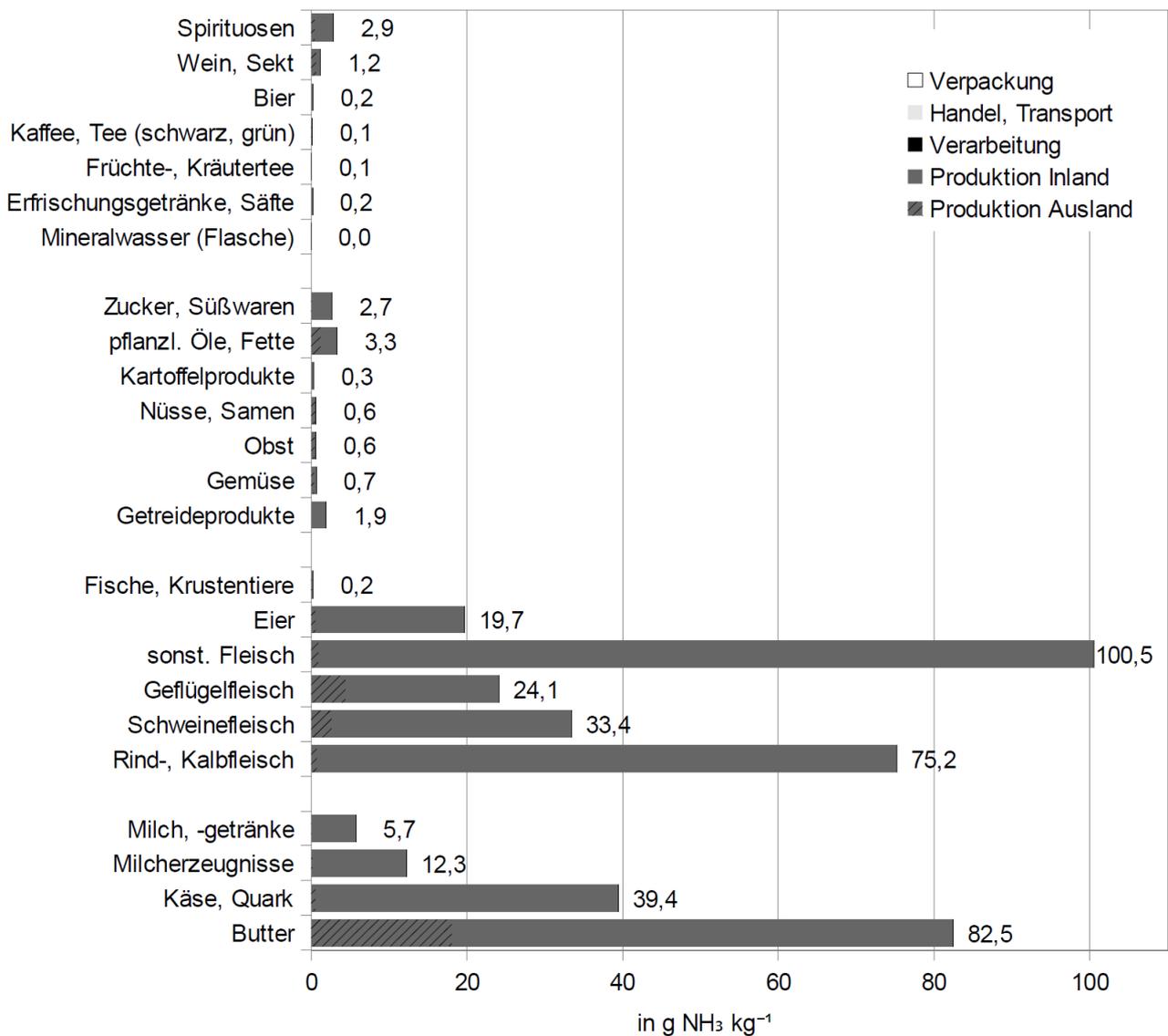


Abb. 22. Ammoniakemissionen in g NH₃ pro kg verbrauchten Produkts

Im Bereich der pflanzlichen Nahrungsmittel führt die Produktion von Ölen und Fetten so-

wie Spirituosen zu den höchsten Ammoniakemissionen (Abb. 22).

Der relative Vergleich der Ammoniakemissionen zeigt, dass nahezu alle Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion auftreten (Abb. 23). Entsprechend des Selbstversorgungsgrades fallen diese im In- oder Ausland an.

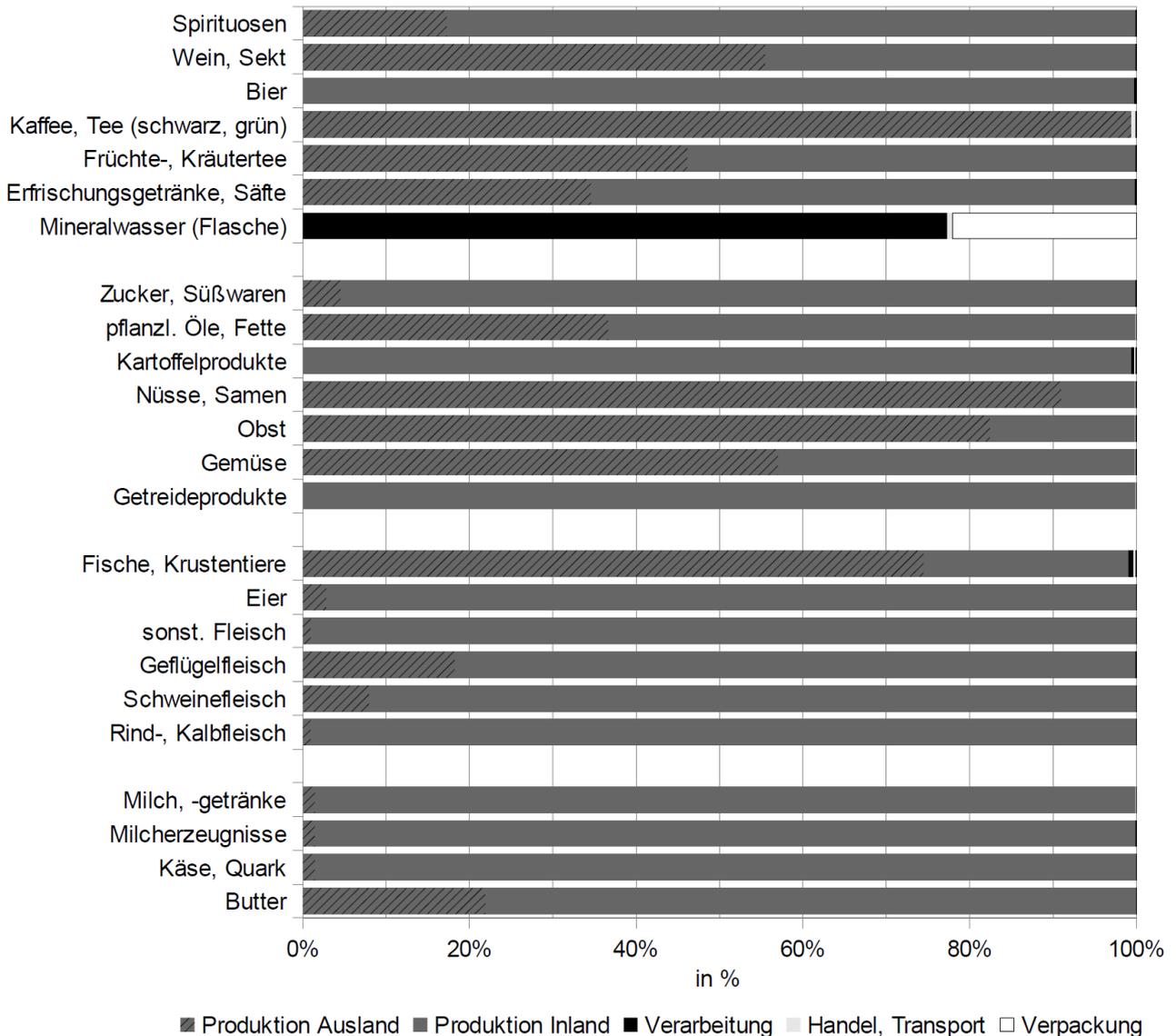


Abb. 23. Ammoniakemissionen relativ (in %)

3.2.2.1 Ammoniakemissionen des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Die Verwendung weitgehend konsistenter sowie repräsentativer Verbrauchs- als auch Umweltdaten erlaubte eine entsprechende Hochrechnung auf Bundesebene. Wie die nächste Abb. 24 zeigt, dominierte dabei die Produktgruppe Schweinefleisch, gefolgt von

Käse/Quark und Rind-/Kalbfleisch. Innerhalb der pflanzlichen Produkte führte der Verbrauch von Getreideprodukten sowie von Zucker/Süßwaren zu den höchsten Belastungen. Allerdings sei darauf verwiesen, dass durch die Betrachtung von Speiseeis (bestehend aus Milcherzeugnissen) in dieser Gruppe mit einem Anteil von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105) von einer leichten Überschätzung im Vergleich zu rein pflanzlichen Süßwaren auszugehen ist.

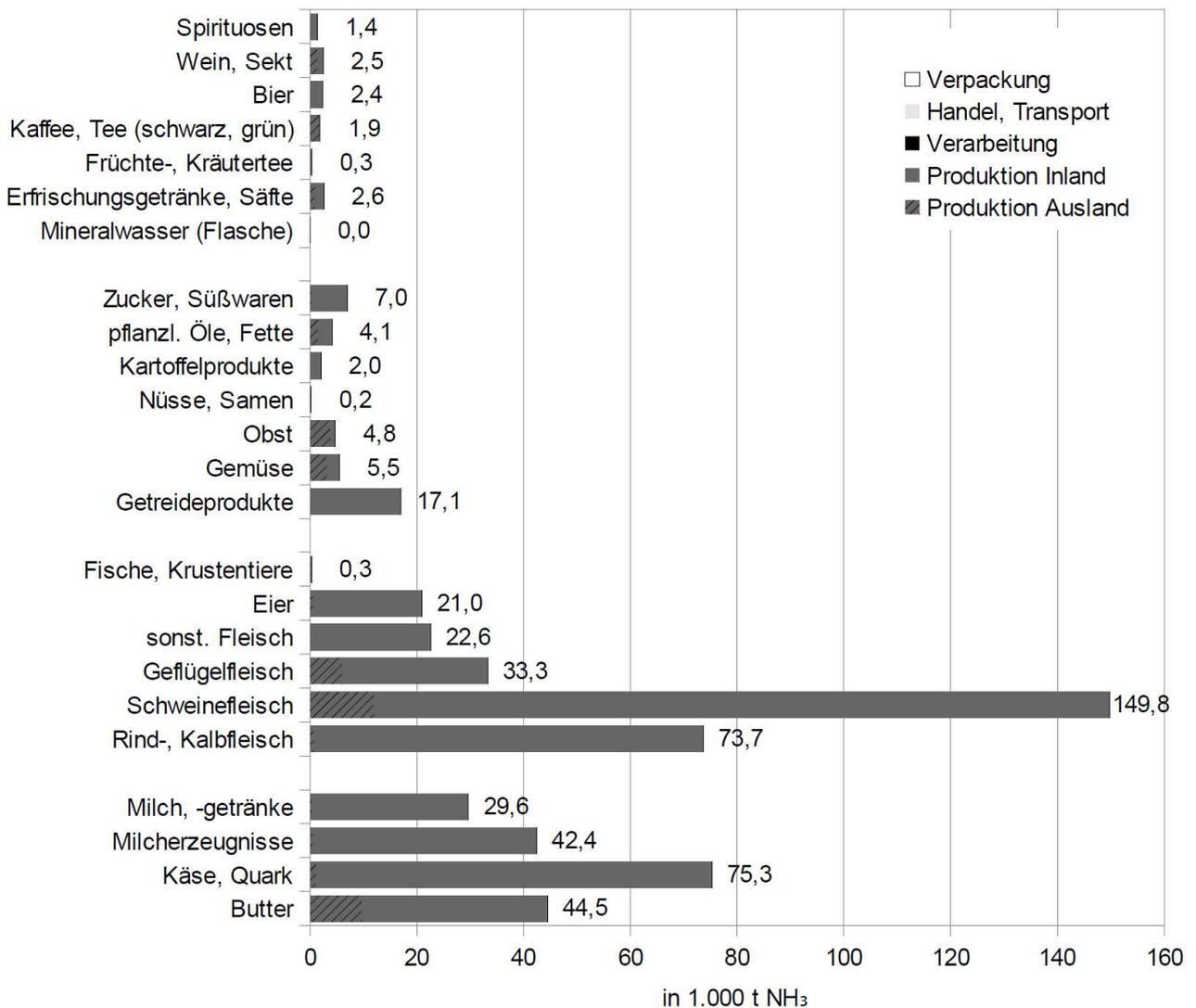


Abb. 24. Ammoniakemissionen des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000 t)

In Hinblick auf die untersuchten Produktgruppen teilen sich die Ammoniakemissionen wie folgt auf:

- 91% durch die Versorgung mit tierischen Produkten (492 kt⁵⁸ NH₃), darin enthalten:
 - 279 kt aus der Versorgung mit Fleischprodukten (51%)
 - 192 kt aus der Versorgung mit Milchprodukten (35%)
 - 21 kt aus der Versorgung mit Eiern (4%)
- 9% durch die Versorgung mit pflanzlichen Produkten (52 kt NH₃), darin enthalten:
 - 41 kt aus der Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln⁵⁹
 - 11 kt aus der Versorgung mit Getränken.

Insgesamt verursachte der Verbrauch der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke im Jahr 2006 Ammoniakemissionen in Höhe von 544 kt NH₃, die zu 92% im Inland und zu 8% im Ausland verursacht wurden.

Die Differenz zu den inländischen, produktionsbedingten Ammoniakemissionen, die dieser Arbeit für das Jahr 2006 in Höhe von 579 kt zu Grunde liegen, erklärt sich aus Nahrungsmittelexporten sowie der Verwendung von Agrarprodukten im Non-Food Bereich. Zur Erstellung einer Nettoammoniakbilanz müssen diese mit betrachtet werden. Zur Veranschaulichung der damit verbundenen Ammoniakemissionen sei auf das entsprechende Flussdiagramm im nächsten Abschnitt verwiesen (Abb. 25).

3.2.2.2 Gesamtdarstellung der ammoniakspezifischen Stoffströme im Agrar- und Ernährungssektor

Zur Abbildung der ammoniakspezifischen Stoffströme im Agrar- und Ernährungssektor auf Bundesebene wurden die im letzten Abschnitt vorgestellten gesamtverbrauchs-spezifischen Ammoniakemissionen, die auf amtlichen Verbrauchsdaten beruhen, um entsprechende Zahlen aus der Erzeugungs- und Handelsstatistik (BMELV StatJB 2009) ergänzt. Auf dieser Basis lassen sich entsprechende Emissionen aus der Futtermittelproduktion, aus Importen und Exporten sowie aus der Verwendung von Agrarprodukten im Industrie- und Energiesektor darstellen (Abb. 25). Aus Gründen der besseren Übersichtlichkeit sowie aufgrund der Anpassung an die amtliche Handelsstatistik wurde im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmitteln und Getränken), eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt.

58 kt = Kilotonne = 1.000 t

59 Laut Einteilung der Produktgruppen enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, verursachten die importierten Güter Ammoniakemissionen im Ausland in Höhe von 232 kt. Diesen stehen 226 kt gegenüber, die, bedingt durch Exporte, dem Konsum im Ausland angelastet werden müssen. Mit steigenden Fleischexporten innerhalb der letzten Jahre (vgl. Abb. 20, S. 131) hat sich diese nahezu ausgeglichene Nettoammoniakbilanz in Richtung Nettoexport verschoben. Durch die Nutzung von Getreide- und Kartoffelprodukten sowie pflanzlichen Ölen und Fetten im Energie-/Industriesektor wurden 24 kt verursacht.

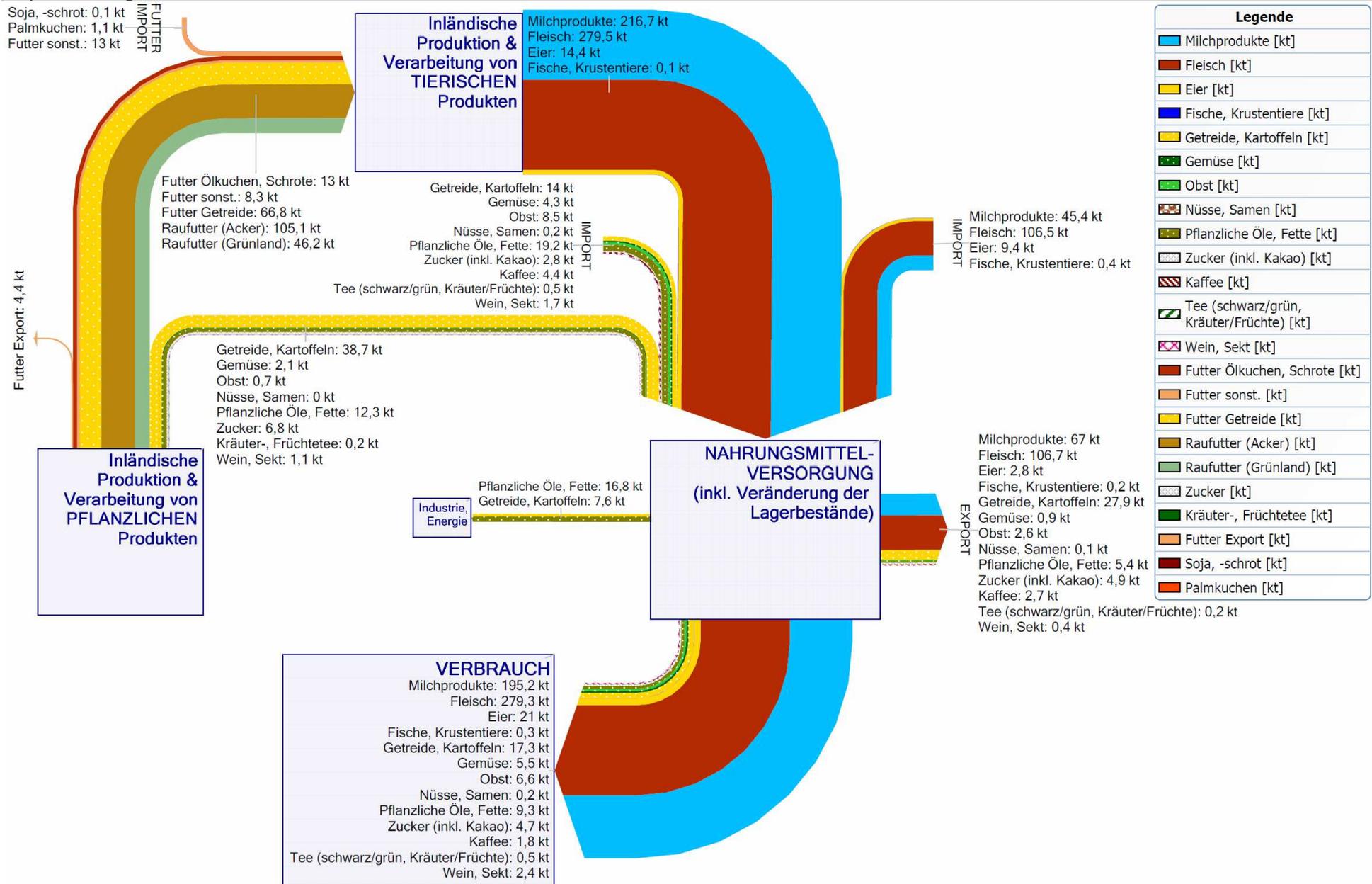


Abb. 25. Flussdiagramm der Ammoniakemissionen im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in kt (=1.000 t).

3.2.3 Flächenbedarf

Der produktbezogene Vergleich des Flächenbedarfs der untersuchten Nahrungsmittel- und Getränkegruppen zeigt Ähnlichkeiten im Verteilungsprofil mit den vorangegangenen Indikatoren der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen. Neben der Unterscheidung zwischen der Produktion auf Acker und Grünland im In- und Ausland werden in der folgenden Abb. 26 entsprechende Flächen der Dauerkulturen und der Verpackungsmaterialherstellung ausgewiesen. Der Flächenbedarf der Verpackungsmittel ergibt sich aus der Produktion von Holz zur Herstellung von Papier, Pappe und Paletten (Kap. 2.5.7, S. 78).

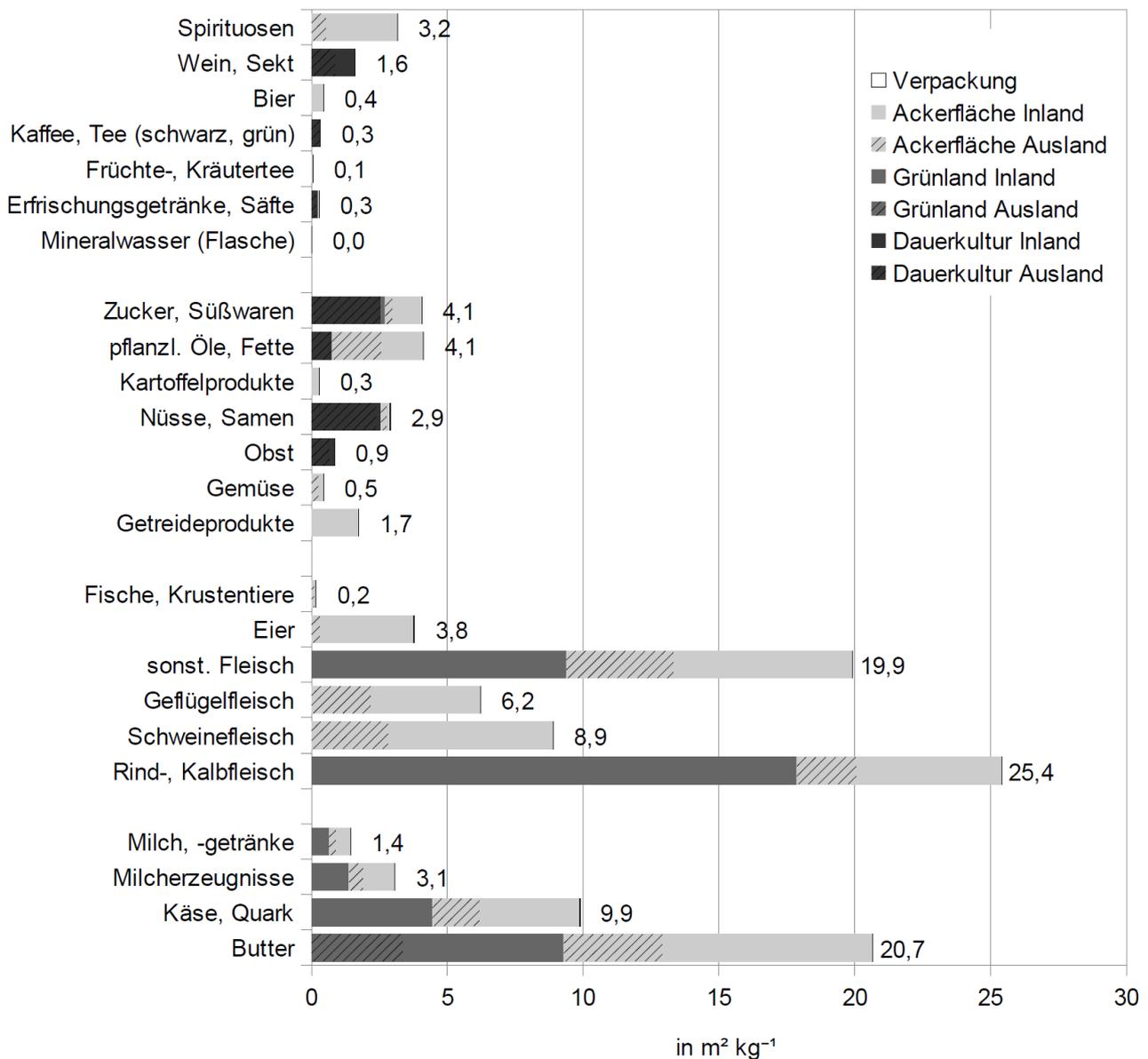


Abb. 26. Flächenbedarf in m² pro kg verbrauchten Produkts

Tierische Produkte, im Besonderen das Fleisch von Wiederkäuern und Butter, zeigen die höchsten produktspezifischen Flächenbedarfe, wobei ein Großteil der benötigten Flächen für Wiederkäuerprodukte (Rind-/Kalbfleisch, Milchprodukte) Grünlandstandorte ausmachen (bis zu 70%, Abb. 27). Im Bereich der pflanzlichen Produkte weisen Öle und Fette, Zucker/Süßwaren sowie Spirituosen die höchsten produktbezogenen Flächenbedarfe auf. Der hohe Flächenbedarf bei Zucker/Süßwaren erklärt sich vor allem aus dem Flächenbedarf von Kakaomasse mit 25,5 m² / kg (FAO Stat 2013).

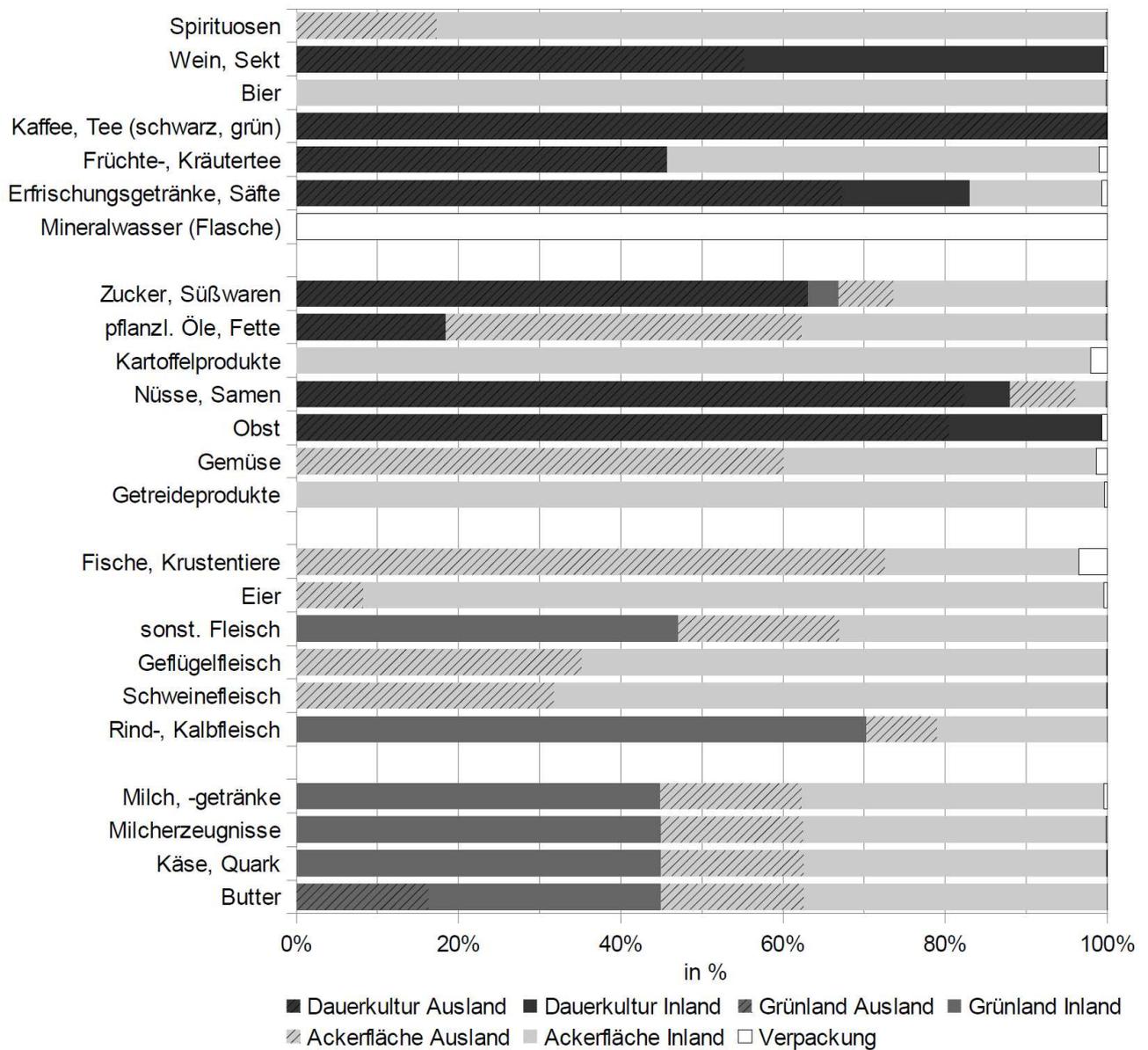


Abb. 27. Flächenbedarf relativ (in %)

3.2.3.1 Flächenbedarf des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Die Hochrechnung auf Basis der verwendeten repräsentativen sowie weitgehend konsistenten Verbrauchs- und Umweltdaten zeigt, bezogen auf den Gesamtverbrauch im Jahr 2006, dass Schweinefleisch, gefolgt von Rind-/Kalbfleisch und Milchprodukten, die meiste landwirtschaftliche Fläche beanspruchte (Abb. 28). Innerhalb der pflanzlichen Produkte führte der Gesamtverbrauch von Getreideprodukten sowie von Zucker/Süßwaren (inkl. Kakao) zu den höchsten Flächenbedarfen.

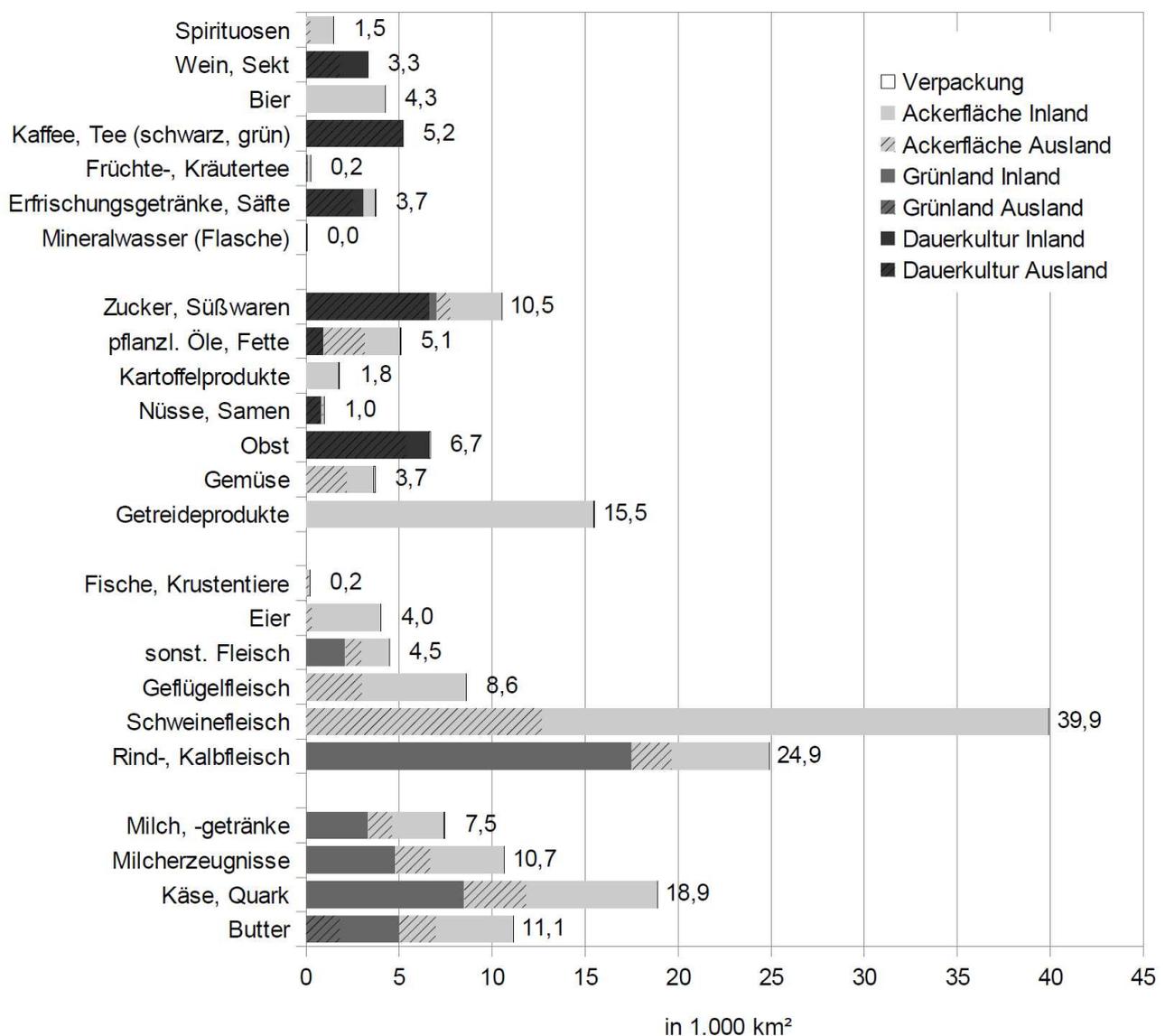


Abb. 28. Flächenbedarf des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000 km²)

Insgesamt benötigte der Verbrauch der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke im Jahr 2006 Flächen in Höhe von 192.900 km², die sich wie folgt auf die betrachteten Flä-

chentypen aufteilen:

- 64% (124.000 km²) auf Ackerflächen, davon 90.700 km² im Inland und 33.300 km² im Ausland
- 22% (41.700 km²) auf Grünland, davon 39.800 km² im Inland und 1.800 km² im Ausland
- 14% (26.800 km²) in Dauerkulturen, davon 3.400 km² im Inland und 23.400 km² im Ausland
- 0,2% (440 km²) durch Verpackungen.

Hinsichtlich der Unterscheidung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel verursachte der Verbrauch im Jahr 2006 folgende Flächenbeanspruchung (ohne Flächen für Verpackungsmaterial):

- 68% (130.200 km²) für die Versorgung mit tierischen Nahrungsmitteln, davon 77% (100.600 km²) im Inland und 23% (29.600 km²) im Ausland
- 32% (62.300 km²) für die Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln⁶⁰, davon 54% (33.300 km²) im Inland und 46% (28.800 km²) im Ausland.

Insgesamt verursachte der Verbrauch der untersuchten Produktgruppen somit einen Flächenbedarf im Ausland von 58.500 km² sowie von 133.900 km² im Inland. Die Differenz zu der im Jahr 2006 insgesamt in Deutschland verfügbaren landwirtschaftlichen Nutzfläche in Höhe von 169.500 km² (BMELV StatJB 2009) erklärt sich aus Nahrungsmittelexporten sowie der Verwendung von Agrarprodukten im Non-Food Bereich. Zur Erstellung einer Nettoflächenbilanz müssen diese mit betrachtet werden. Zur Veranschaulichung des damit verbundenen Flächenbedarfs sei auf das entsprechende Flussdiagramm im nächsten Abschnitt verwiesen (Abb. 29).

3.2.3.2 Gesamtdarstellung der flächenbezogenen Stoffströme im Agrar- und Ernährungssektor

Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, beanspruchten die importierten Güter eine Fläche im Ausland in Höhe von 148.600 km². Dieser

⁶⁰ Laut Einteilung der Produktgruppen enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

Fläche stehen 105.100 km² gegenüber, die, bedingt durch Exporte aus Deutschland, dem ausländischen Verbrauch angelastet werden müssen. Die Differenz dieser beiden Zahlen in Höhe von 43.500 km² stellt den **Nettoflächenimport** des deutschen Agrar- und Ernährungssektors sowie agrarstatistisch relevanter Stoffe im Energie- und Industriesektor im Jahr 2006 dar. Diese relativ großen Import- und Exportflächen erklären sich aus der starken Einflechtung des agrar- und ernährungswirtschaftlichen Sektors Deutschlands in den internationalen Handel. Im Jahr 2006 stellte Deutschland weltweit den zweitgrößten Agrarimporteur sowie den viertgrößten Exporteur agrar- und ernährungswirtschaftlicher Güter dar (BMELV StatJB 2009).

Werden lediglich **Nettoflächensalden** betrachtet, also bspw. die Flächen des importierten Weizens mit den Flächen des exportierten Weizens verrechnet, reduzieren sich die Netto-Importflächen auf 64.300 km². Diesen steht eine Netto-Exportfläche im Inland in Höhe von 20.800 km² gegenüber. Als Nettoflächenimport resultieren die o.g. 43.500 km². Die Netto-Importflächen teilen sich auf folgende Produkte auf: Futtermittel 37%, pflanzl. Öle/Fette 21%, Obst 13%, Kakao 10%, Kaffee 8%, Gemüse 4%, Wein 3%, sonst. 4%. Die Netto-Exportflächen teilen sich auf folgende Produkte auf: Getreide 60%, Milchprodukte 18%, Fleischprodukte 10%, Zucker 8%, Kartoffeln 4%.

Bei einer Bevölkerung von 82,3 Mio. im Jahr 2006 entspricht dies einem **Nettoflächenimport pro Kopf** in Höhe von 781 m² pro Jahr, die verbrauchsbedingt im Ausland belegt werden (davon 711 m² p⁻¹ a⁻¹ für die Produktion von Nahrungsmitteln und 70 m² p⁻¹ a⁻¹ für die Produktion von industriell und energetisch verwendeten Agrarprodukten). Dem steht ein Nettoflächenexport pro Kopf in Höhe von 252 m² pro Jahr gegenüber. Als Nettoflächensaldo pro Kopf resultieren 529 m² pro Jahr.

Innerhalb der Flächen der importierten Futtermittel (insgesamt: 26.900 km² im Jahr 2006) wurden 18.800 km² durch den Anbau von Soja, 800 km² durch den Anbau von Ölpalmen und 7.400 km² durch weitere Futtermittel im Ausland beansprucht. Dem standen 2.900 km² gegenüber, die laut Angaben in der Futtermittelstatistik als Futtermittel exportiert wurden (BMELV StatJB 2009). Somit ergibt sich ein **Nettofuttermittelflächenimport** in Höhe von 24.000 km². Allerdings ist nicht auszuschließen, dass Teile des exportierten Getreides im Ausland als Futtermittel verwendet wurden. Wird die Gesamtflächenbilanz der Futtermittel und der daraus produzierten tierischen Nahrungsmittel betrachtet, lagen 17,5% (24.000 km²) der insgesamt für Futterzwecke benötigten Fläche (137.200 km²) im Ausland.

Zusammengefasst setzten sich die verbrauchsbedingten Importflächen (insgesamt 781 m²

pro Kopf und Jahr) aus folgenden Produkten zusammen:

- Futtermittel: 292 m² (darunter Soja 228 m², Ölpalme 9 m², sonst. Futtermittel 55 m²)
- pflanzliche Öle und Fette: 166 m² (darunter 71 m² für Nutzung im Industrie-/ Energiesektor)
- Obst: 100 m²
- Kakao: 80 m²
- Kaffee: 61 m²
- Gemüse: 28 m²
- Wein: 22 m²
- Nüsse und Samen: 11 m²
- Tee (schwarz, grün): 4 m³
- Sonstiges: 17 m².

Aus Gründen der Übersichtlichkeit sowie der Anpassung an die amtliche Handelsstatistik wurde in der folgenden Abb. 29, im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmitteln und Getränken), eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt. Die Non-Food-Produkte Tabak und Baumwolle wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht.

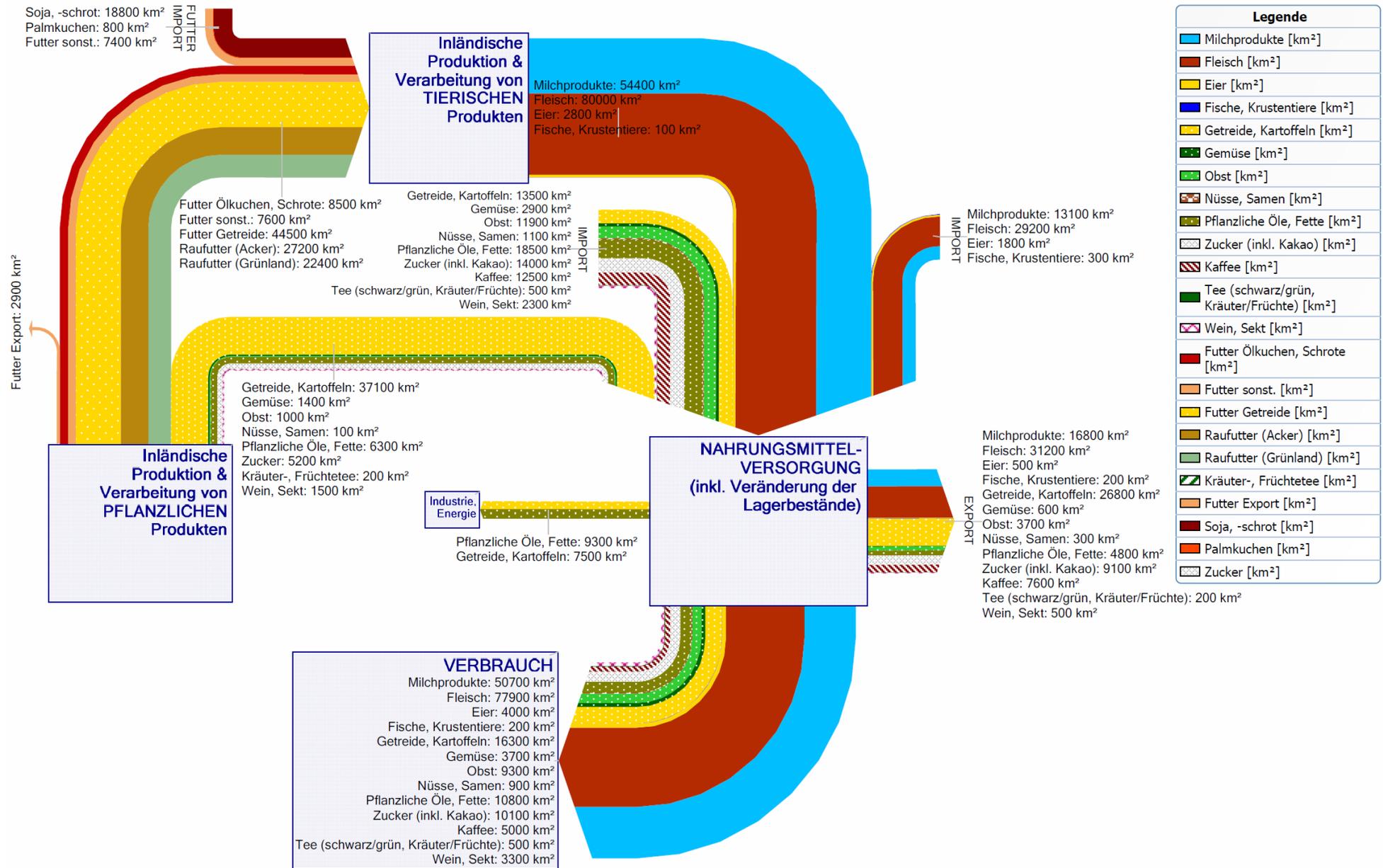


Abb. 29. Flussdiagramm des Flächenbedarfs des deutschen Agrar- und Ernährungssektors 2006 (in 1000 km²)

3.2.4 Wasserbedarf (blau)

Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Indikatoren weist der produkt- und gesamtverbrauchsspezifische Bedarf an blauem Wasser⁶¹ in eine andere Richtung. Obwohl im produktgruppenspezifischen Vergleich Erzeugnisse von Wiederkäuern weiterhin sehr hohe Werte erreichen (bspw. Rind-/Kalbfleisch, Butter), verlieren tierische Produkte im Vergleich zu den bisher beschriebenen Indikatoren gegenüber pflanzlichen Produkten an Bedeutung. Im pflanzlichen Bereich weisen die höchsten produktgruppenspezifischen Werte Nüsse und Samen auf, weitab gefolgt von Obst und Wein (Abb. 30).

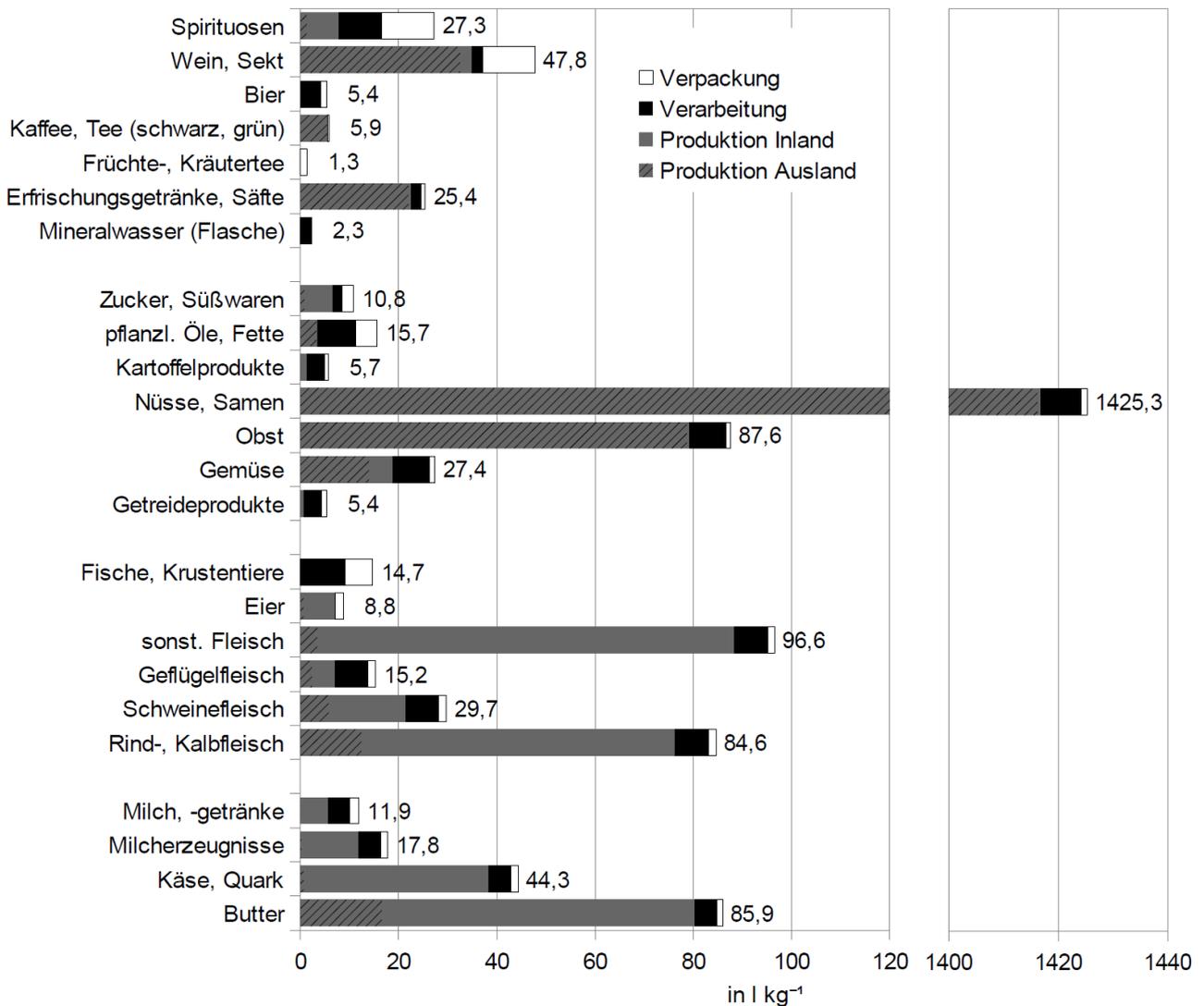


Abb. 30. Wasserbedarf (blau) in Liter pro kg verbrauchten Produkts

61 Unter blauem Wasser ist in Anlehnung an MEKONNEN & HOEKSTRA (2010) das Wasser zu verstehen, welches als Grund- und Oberflächenwasser in der landwirtschaftlichen Erzeugung, Verarbeitung und zur Verpackungsherstellung aktiv eingesetzt wird. Wasser aus Niederschlägen (sog. grünes Wasser) und Abwasser (sog. graues Wasser) wurde in dieser Arbeit nicht untersucht (vgl. Kap. 2.4.5, S.57).

Der hohe Wasserbedarf bei Nüssen und Samen erklärt sich vor allem aus der Pistazienproduktion im Iran, die entsprechend des Importanteils berücksichtigt wurde. Die Datengrundlage MEKONNEN & HOEKSTRA (2010), die zur Berechnung des ausländisch bedingten Wasserbedarfs zu Rate gezogen wurde, weißt für die Pistazienproduktion im Iran einen produktspezifischen Bedarf an blauem Wasser in Höhe von 12.250 l kg^{-1} aus. Relativ wasserintensiv ist zudem die Produktion von Mandeln und Walnüssen in den USA (Mandeln: 2.038 l kg^{-1} , Walnüsse: 1.979 l kg^{-1}).

Die relative Auswertung in Abb. 31 zeigt hohe Auslandsanteile in der Produktion bei den Produktgruppen Nüsse und Samen, Kaffee/Tee (grün, schwarz) sowie bei Obst, Erfrischungsgetränken/Säften und Wein/Sekt. Auch bei Gemüse liegt der im Ausland bedingte Bedarf an blauem Wasser bei über 50%.

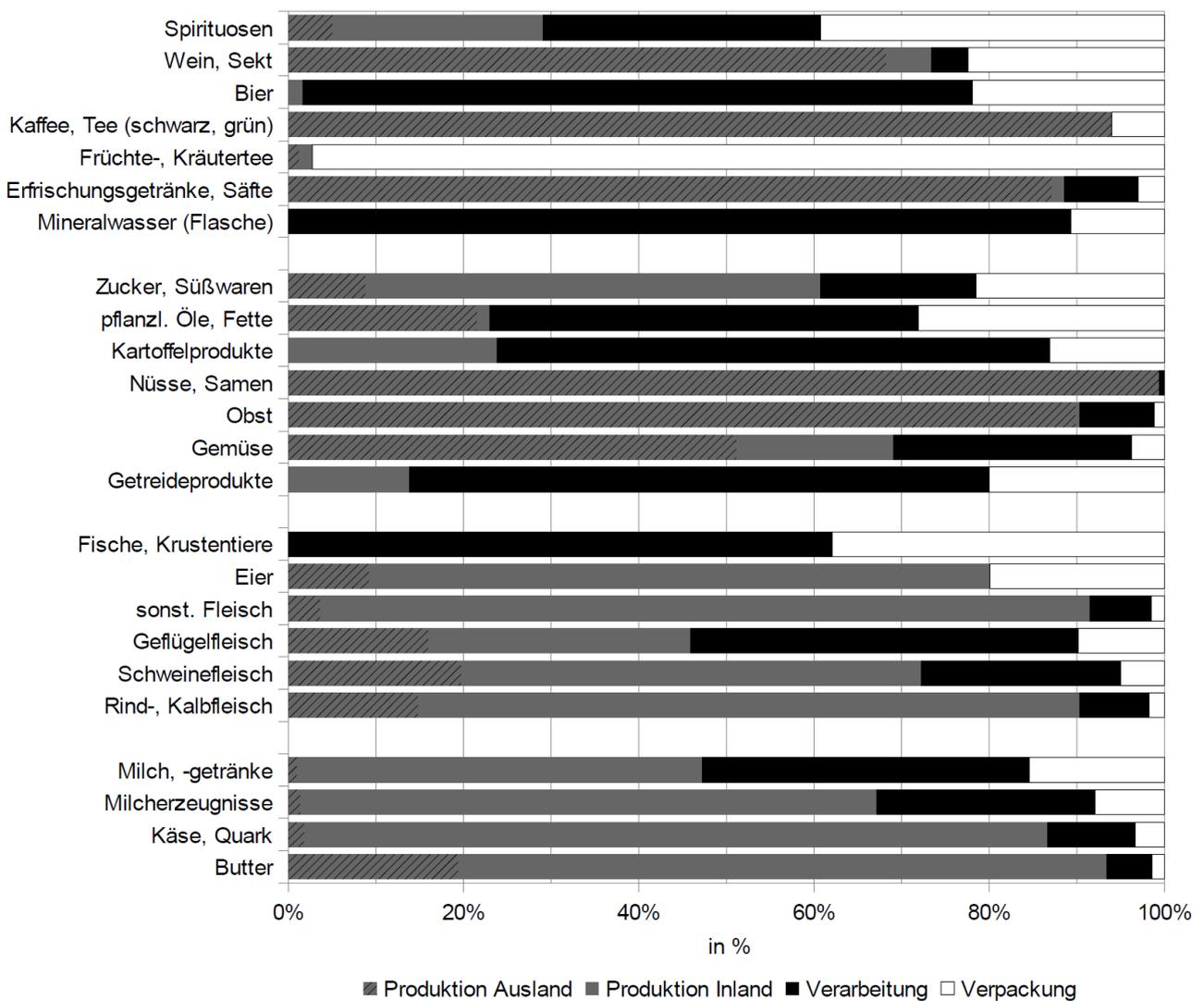


Abb. 31. Wasserbedarf (blau) relativ (in %)

3.2.4.1 Wasserbedarf des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Einen besseren Überblick über den gesamten Wasserbedarf, der durch den Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch im Jahr 2006 bedingt wurde, gibt die nächste Abb. 32. Die Verwendung weitgehend konsistenter sowie repräsentativer Verbrauchs- als auch Umweltdaten erlaubte eine entsprechende Hochrechnung auf Bundesebene. Absolut betrachtet, zog die Versorgung mit Obst, Nüssen und Samen sowie Erfrischungsgetränken/Säften und Gemüse den höchsten Bedarf an blauem Wasser nach sich.

Insgesamt belief sich der Bedarf an blauem Wasser auf 2,6 km³, der sich folgendermaßen auf die betrachteten Prozessabschnitte aufteilte:

- 80% in der Landwirtschaft (2,1 km³), davon 426 Mio. m³ im Inland und 1.694 Mio. m³ im Ausland
- 15% in der Verarbeitung (397 Mio. m³)
- 5% durch Verpackungen (142 Mio. m³).

Hinsichtlich der Unterscheidung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel verursachte der Verbrauch im Jahr 2006 folgenden Wasserbedarf:

- 20% (540 m³) für die Versorgung mit tierischen Nahrungsmitteln, davon 63% bedingt durch die Erzeugung im Inland, 10% durch die Erzeugung im Ausland, 20% in der Verarbeitung und 7% durch die Herstellung von Verpackungsmaterialien
- 57% (1.504 m³) für die Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln⁶², davon 5% bedingt durch die Erzeugung im Inland, 79% durch die Erzeugung im Ausland, 13% in der Verarbeitung und 3% durch die Herstellung von Verpackungsmaterialien
- 23% (616 m³) für die Versorgung mit Getränken, davon 2% bedingt durch die Erzeugung im Inland, 72% durch die Erzeugung im Ausland, 16% in der Verarbeitung und 10% durch die Herstellung von Verpackungsmaterialien.

Innerhalb der untersuchten Systemgrenzen kam damit dem Wasserbedarf in der ausländischen Produktion mit 64% der größte Anteil zu. Obwohl in der Arbeit innerhalb der Prozessabschnitte Verarbeitung und Verpackung nicht zwischen In- und Ausland unterschieden wurde, ist davon auszugehen, dass der gesamte Auslandsanteil des Wasserbedarfs weitaus höher ist, da die Verarbeitung von importierten Nahrungsmitteln in der Regel im

⁶² Laut Einteilung der Produktgruppen enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

Ausland stattfindet. Zur Erstellung der Nettowasserbilanz sei auf die übernächste Abb. 33 verwiesen.

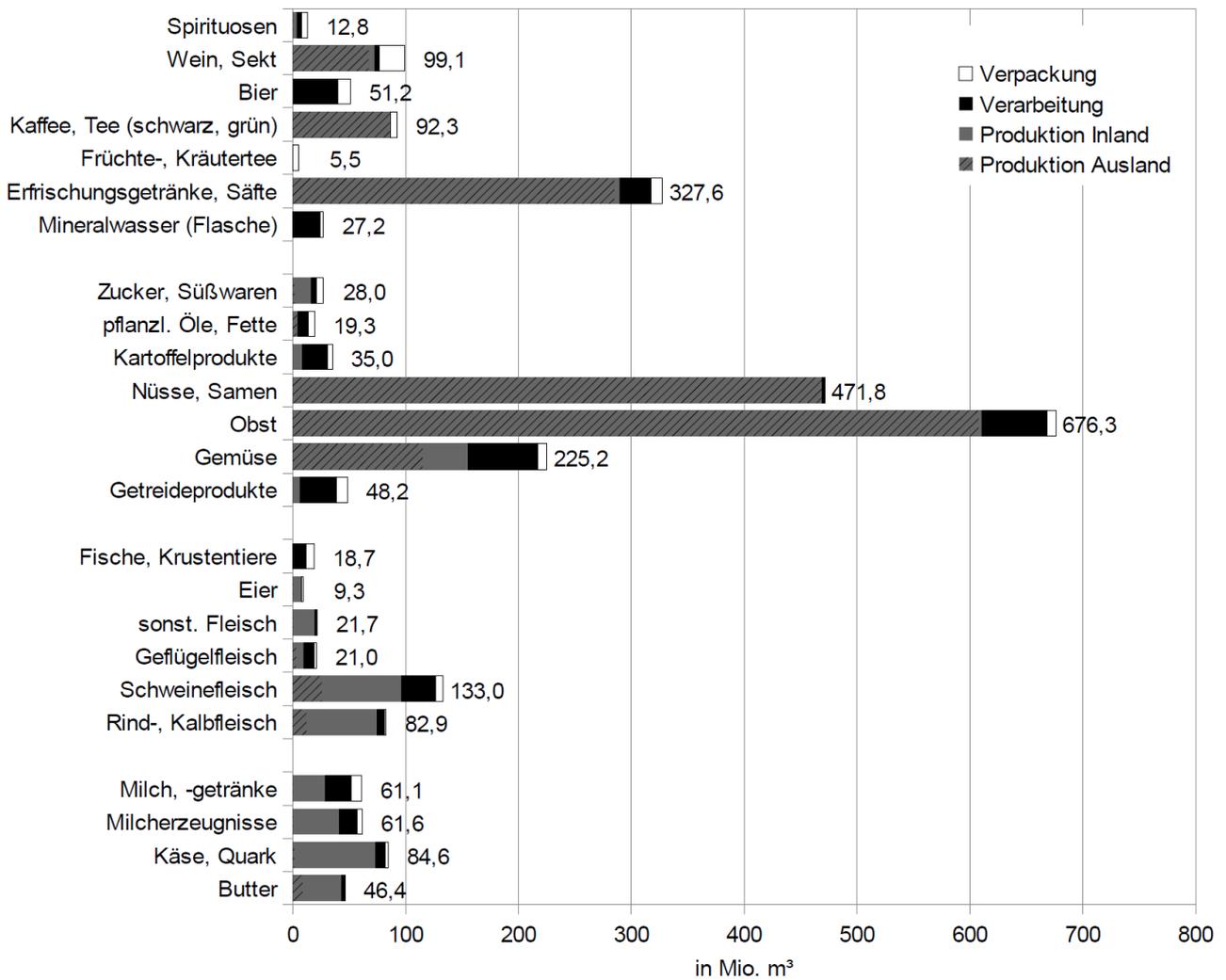


Abb. 32. Wasserbedarf (blau) des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in Mio. m³)

3.2.4.2 *Gesamtdarstellung der bedarfsspezifischen Stoffströme von blauem Wasser im Agrar- und Ernährungssektor*

Das Flussdiagramm des Bedarfs an blauem Wasser im Agrar- und Ernährungssektor (Abb. 33) unterstreicht, im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Indikatoren, die Bedeutung der Importe pflanzlicher Produkte. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sowie der Anpassung an die amtliche Handelsstatistik wurde im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmitteln und Getränken), eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt. Am Gesamtbedarf blauen Wassers haben pflanzliche Produkte einen Anteil von 80%, während sich der Rest zu nahezu gleichen Anteilen auf Milch- und Fleischprodukte aufteilt. Der Wasserbedarf aus der Versorgung mit Eiern und Fischprodukten ist unbedeutend. Innerhalb der pflanzlichen Produkte verursachte der Verbrauch von Obst den höchsten Bedarf an blauem Wasser, mit einem Auslandsanteil von 90%.

Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, bedingen diese einen Wasserbedarf im Ausland in Höhe von 2.750 Mio. m³. Diesem stehen 1.080 Mio. m³ gegenüber, die bedingt durch Exporte aus Deutschland, dem ausländischen Konsum angelastet werden müssen. Die Differenz dieser beiden Zahlen in Höhe von 1.670 Mio. m³ stellt den **Nettowasserimport** des deutschen Agrar- und Ernährungssektors sowie des Energie- und Industriesektors im Jahr 2006 dar. Bei einer Bevölkerung von 82,3 Mio. im Jahr 2006 entspricht dies 20,3 m³ pro Kopf und Jahr, die verbrauchsbedingt im Ausland aufgebracht werden mussten. Zu folgenden Anteilen teilte sich der ausländische Wasserbedarf auf die untersuchten Produktgruppen auf: Obst 47%, Nüsse und Samen 26%, Gemüse 8%, Wein 6%, Kaffee 5%, pflanzliche Öle/Fette 4%, Tee (schwarz, grün) 3%, Futtermittel 1%.

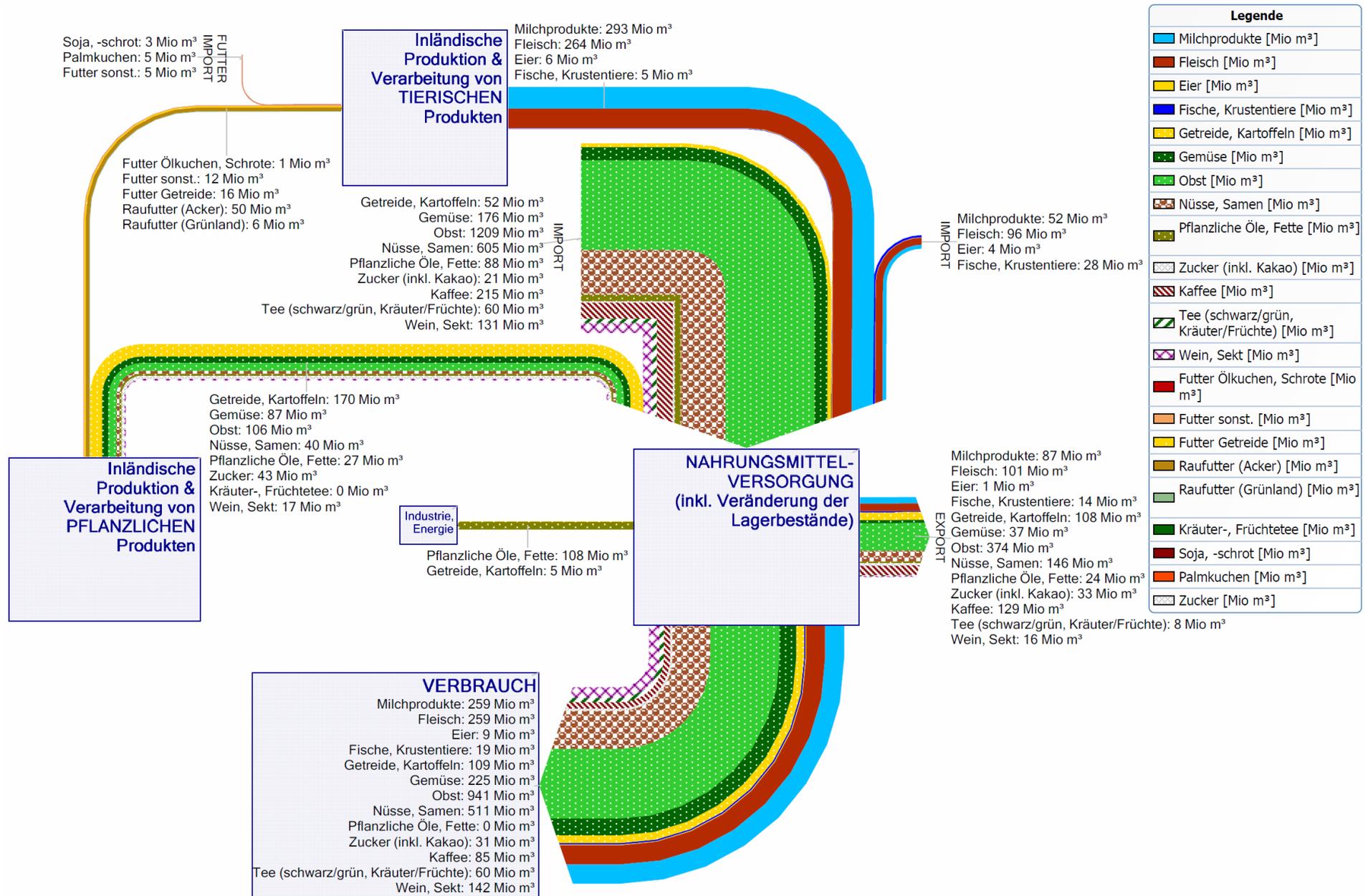


Abb. 33. Flussdiagramm des Bedarfs an blauem Wasser des deutschen Agrar- und Ernährungssektors 2006 (in Mio. m³)

3.2.5 Phosphorbedarf

Der produktbezogene Vergleich des Phosphorbedarfs zeigt ein ähnliches Verteilungsprofil wie das der produktbezogenen Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie des Flächenbedarfs. Von den 24 untersuchten Produktgruppen weisen tierische Produkte in der Regel einen höheren Phosphorbedarf auf. Innerhalb der tierischen Produktauswahl haben das Fleisch von Wiederkäuern und Butter den höchsten produktspezifischen Bedarf. Im Bereich der pflanzlichen Nahrungsmittel weisen Öle und Fette sowie Getreideprodukte den höchsten produktspezifischen Phosphorbedarf auf, während bei den Getränken Spirituosen und Wein/Sekt dominieren (Abb. 34).

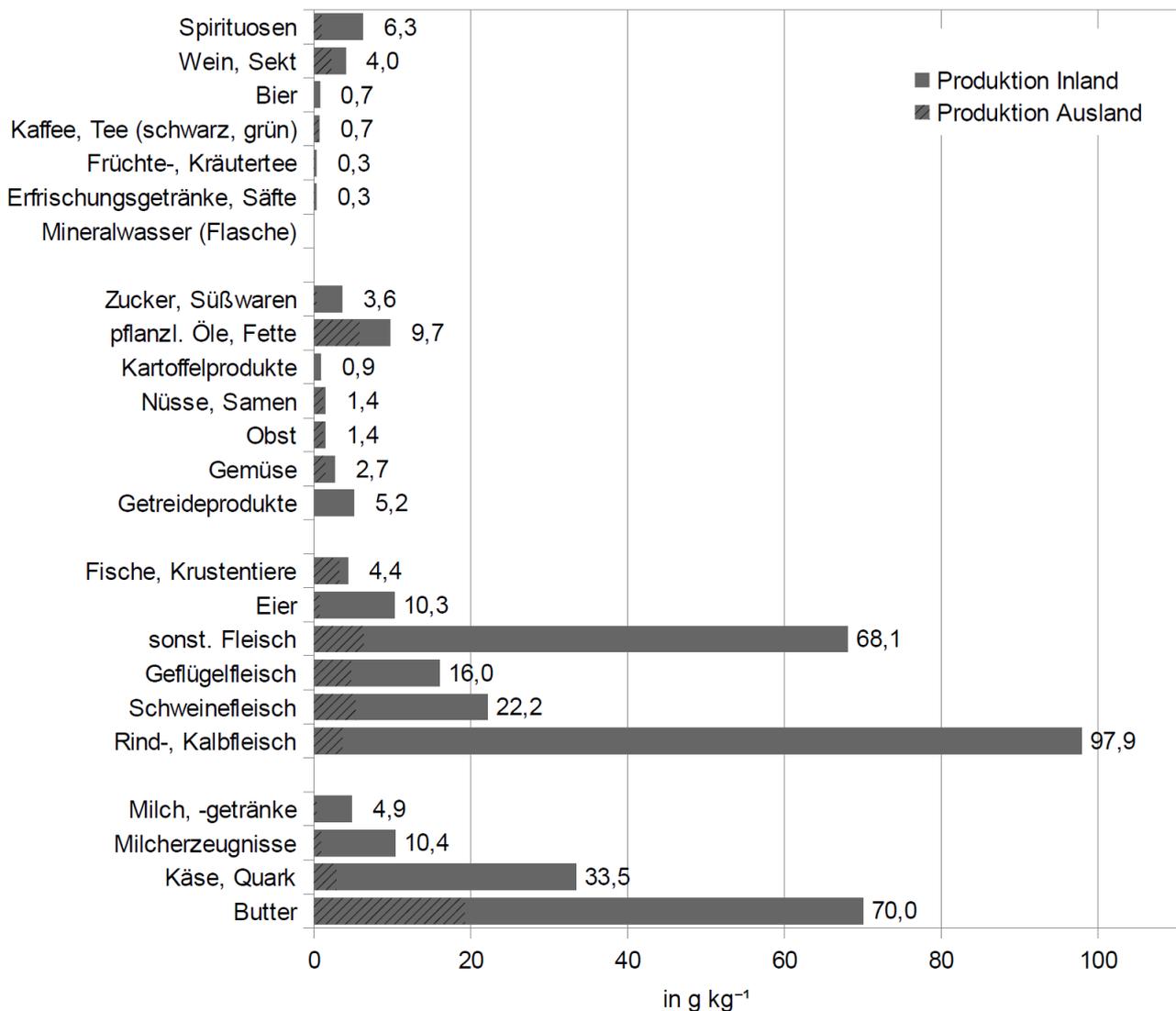


Abb. 34. Phosphorbedarf in g pro kg verbrauchten Produkts

Im Rahmen der untersuchten Prozesskette stellt Phosphor, essentieller Nährstoff in der Pflanzen- und Tierernährung, einen wichtigen Inputfaktor in der landwirtschaftlichen Erzeugung dar (vgl. Kap. 2.4.6, S. 60). Mögliche Phosphoreinträge in andere Prozessabschnitte (bspw. als Phosphatzusatz in der Wurstproduktion oder als Reinigungsmittel in Verarbeitung, Handel/Transport) wurden in der Arbeit nicht untersucht. Aus diesem Grund wurde für die Produktgruppe Mineralwasser (Flasche) kein Wert ermittelt.

In den folgenden Abbildungen wird zwischen landwirtschaftlicher Produktion im In- und Ausland unterschieden, wobei der Inlandsanteil mit dem Selbstversorgungsgrad der jeweiligen Produktgruppen korreliert (vgl. Tab. 18 zu den in der Arbeit verwendeten Selbstversorgungsgraden im Jahr 2006, S. 73).

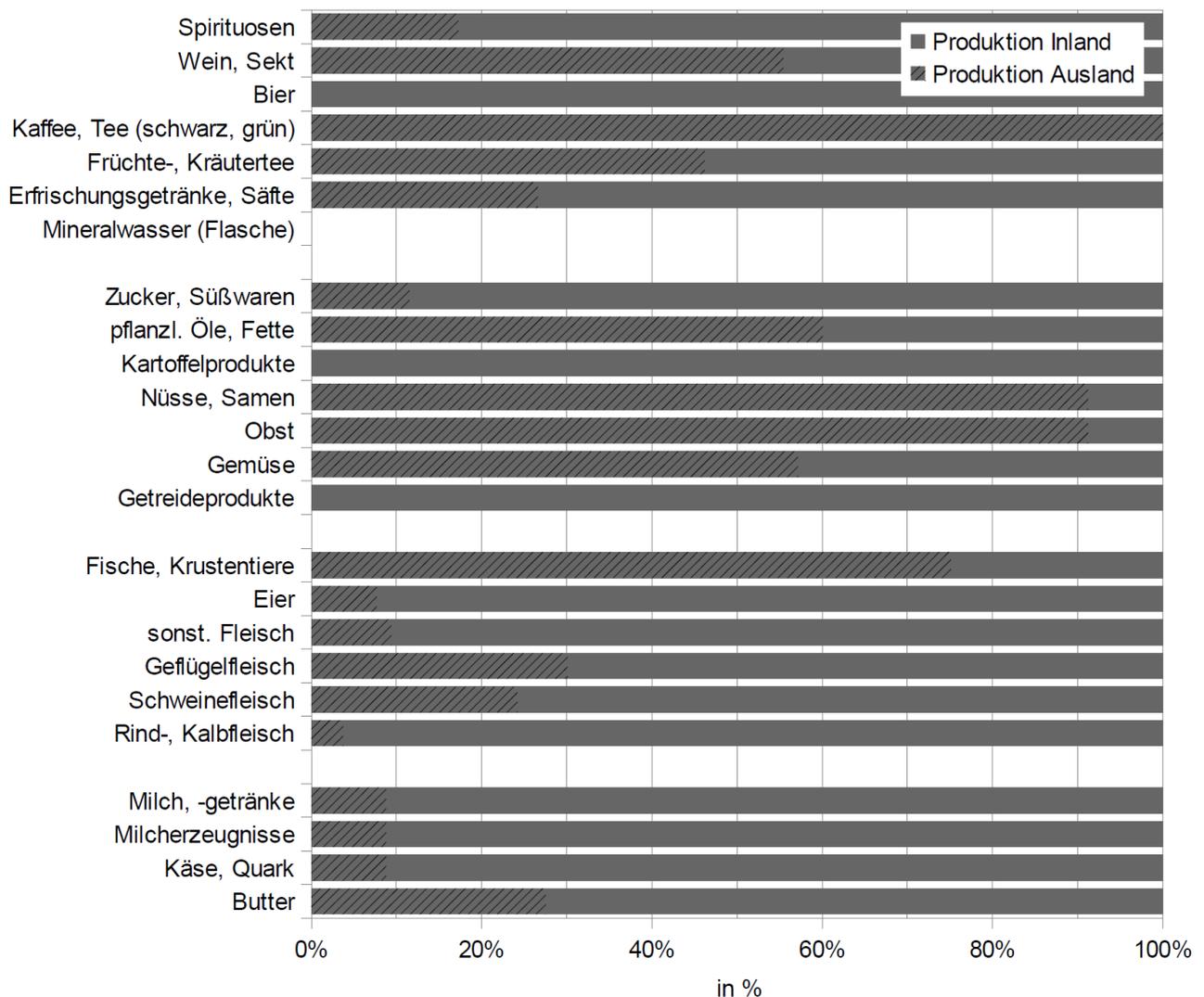


Abb. 35. Phosphorbedarf relativ (in %)

3.2.5.1 Phosphorbedarf des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Die Verwendung weitgehend konsistenter sowie repräsentativer Verbrauchs- als auch Umweltdaten erlaubte eine entsprechende Hochrechnung auf Bundesebene. Wie die nächste Abb. 36 zeigt, dominierte dabei die Produktgruppe Schweinefleisch, gefolgt von Rind-/Kalbfleisch sowie Käse/Quark. Innerhalb der pflanzlichen Produkte bedingte der Verbrauch von Getreideprodukten sowie von Gemüse und pflanzlichen Ölen und Fetten den höchsten Bedarf.

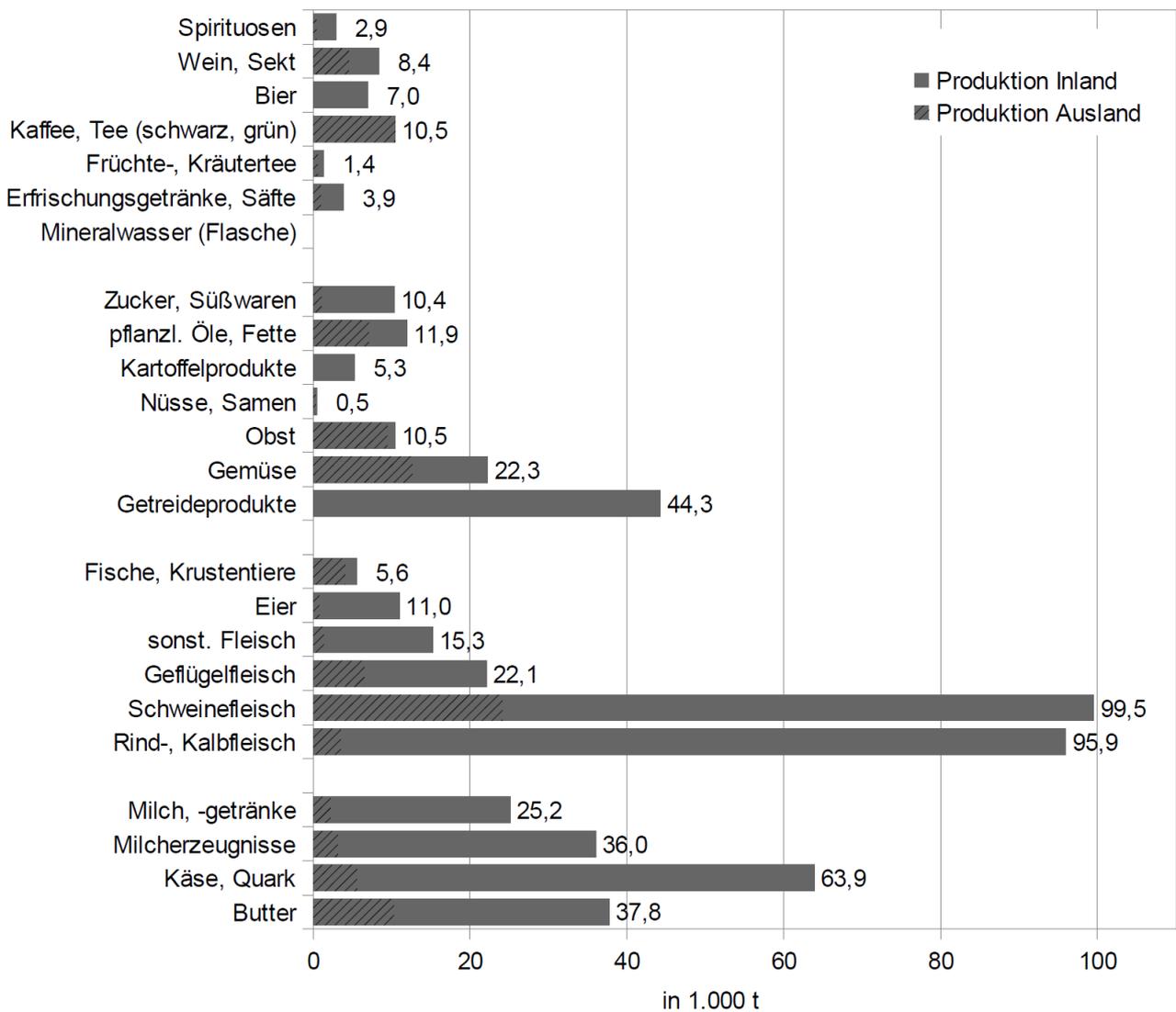


Abb. 36. Phosphorbedarf des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000t)

Hinsichtlich der Unterscheidung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel verursachte der Verbrauch im Jahr 2006 folgenden Phosphorbedarf:

- 75% (412 kt⁶³) für die Versorgung mit tierischen Nahrungsmitteln
- 25% (140 kt) für die Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln⁶⁴, davon 34 kt für die Versorgung mit Getränken.

Insgesamt verursachte der Verbrauch der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke im Jahr 2006 einen Phosphorbedarf Höhe von 552 kt. Dieser setzte sich zu 80% (441 kt) durch die Produktion im Inland und zu 20 % (111 kt) durch die Produktion im Ausland zusammen.

3.2.5.2 Gesamtdarstellung phosphorrelevanter Stoffströme im Agrar- und Ernährungssektor

Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, bedingen die importierten Güter einen zusätzlichen Phosphorbedarf im Ausland in Höhe von 383 kt. Diesem Wert stehen 314 kt gegenüber, die bedingt durch Exporte, dem ausländischen Verbrauch angelastet werden müssen. Die Differenz in Höhe von 69 kt stellt den zusätzlichen Phosphorimport des deutschen Agrar- und Ernährungssektors sowie des Energie- und Industriesektors im Jahr 2006 dar, der aus der inländischen Nachfrage und damit aus dem inländischen Verbrauch resultierte (Abb. 37). Aus Gründen der besseren Übersichtlichkeit sowie aufgrund der Anpassung an die amtliche Handelsstatistik wurde im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmitteln und Getränken) eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt.

63 kt = Kilotonne = 1.000 t

64 Laut Einteilung der Produktgruppen enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

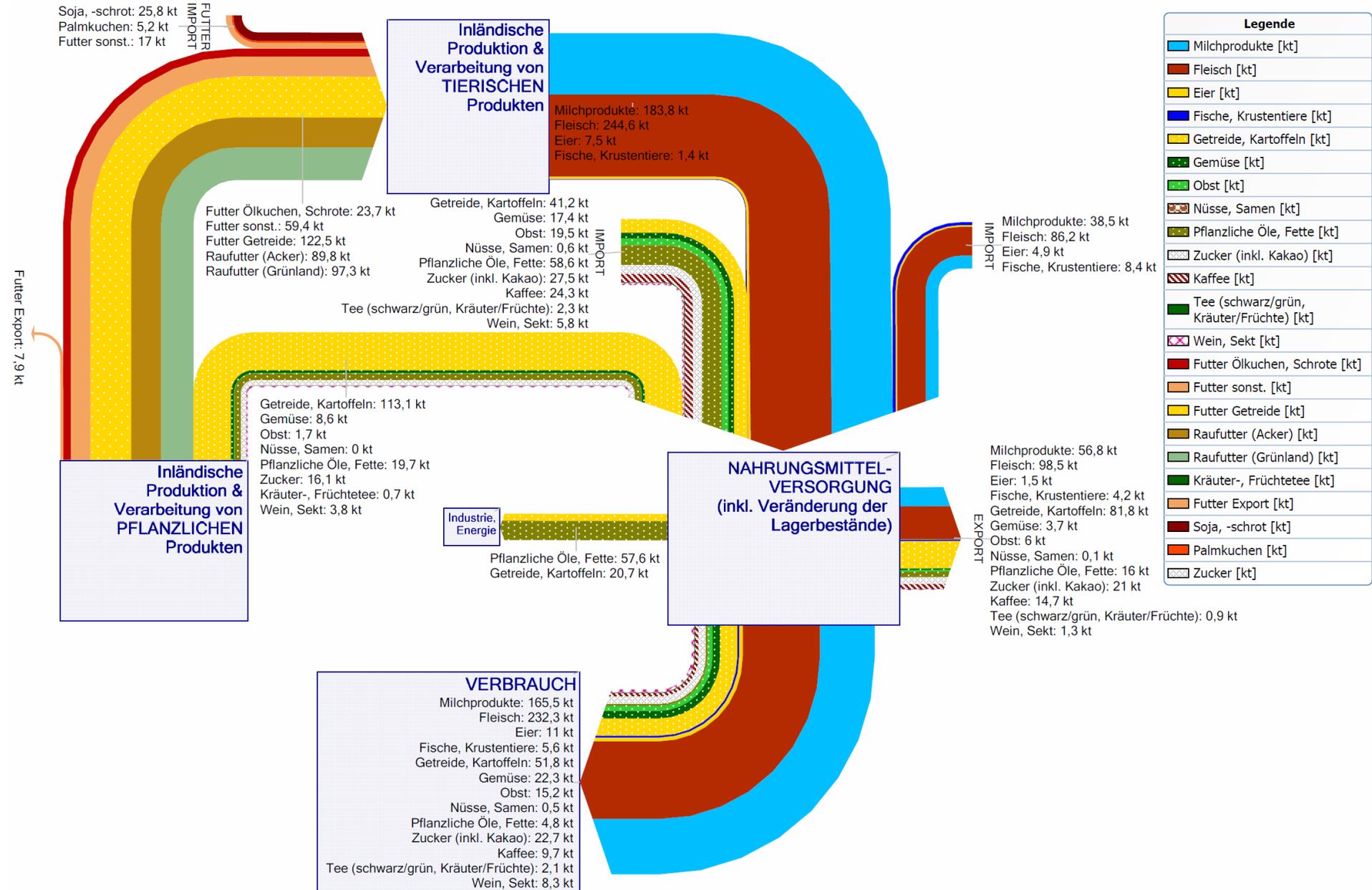


Abb. 37. Flussdiagramm des Phosphorbedarfs im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in kt (=1.000 t)

3.2.6 Primärenergieverbrauch

Das Verteilungsprofil der produktbezogenen kumulierten Primärenergieverbräuche (PEV) mit tendenziell höheren Werten bei den tierischen Produkten, insbesondere den Wiederkäuerprodukten Rind-/Kalbfleisch, sonstigem Fleisch und Butter, ähnelt dem Verteilungsprofil der Treibhausgasemissionen (Abb. 16, S. 124) sowie dem des Flächen- und Phosphorbedarfs (Abb. 26, S. 139; Abb. 34, S. 152).

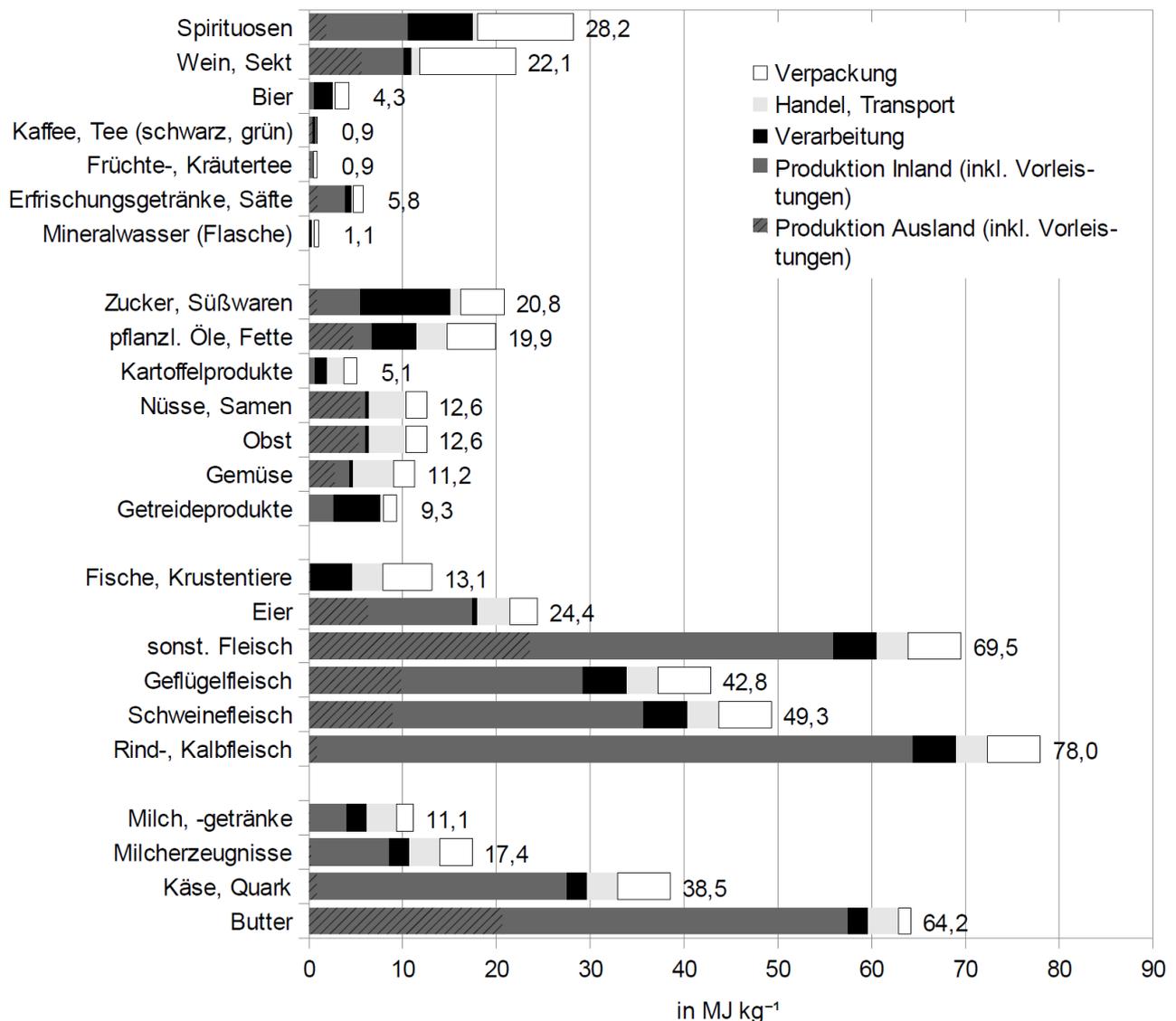


Abb. 38. Primärenergieverbrauch in MJ pro kg verbrauchten Produkts

Hervorzuheben ist der Unterschied, dass die Differenzen zwischen pflanzlichen und tierischen Produkten nicht so gravierend wie bei den anderen Indikatoren ausfallen. Zwar weisen tierische Produkte in der landwirtschaftlichen Produktion deutlich höhere Energieverbräuche auf, jedoch werden diese durch teilweise höhere Energieverbräuche während

Verarbeitung, Handel/Transport und bei der Herstellung der Verpackungsmaterialien bei pflanzlichen Nahrungsmitteln und Getränken relativiert (Abb. 38, Abb. 39).

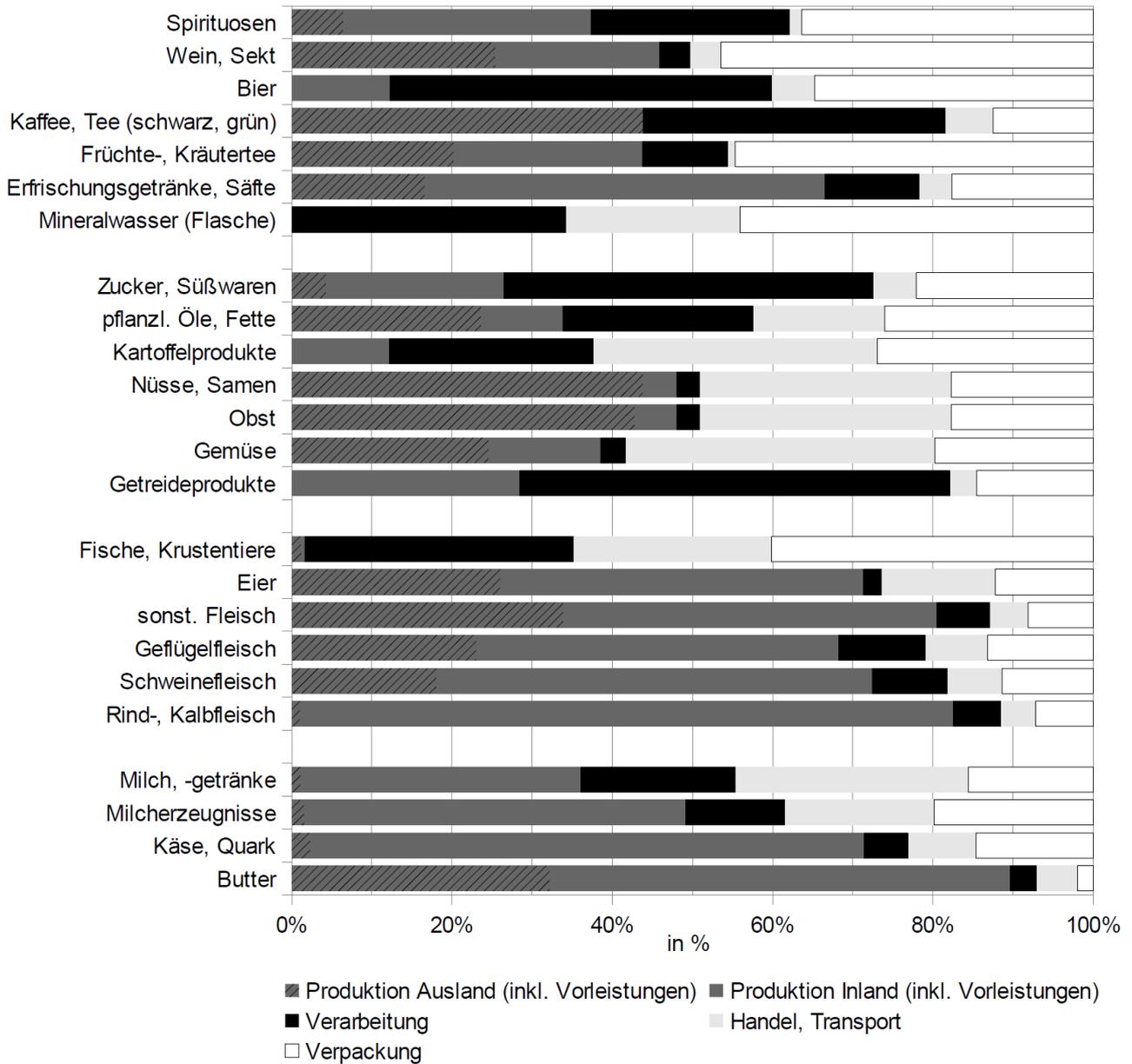


Abb. 39. Primärenergieverbrauch relativ (in %)

Die Ähnlichkeit zum Verteilungsprofil der Treibhausgasemissionen erklärt sich aus der Tatsache, dass CO₂-Emissionen maßgeblich bei der Verbrennung fossiler Energieträger entstehen. Wie in Kapitel 2.4.7 (S. 64f.) zum Energieverbrauch beschrieben, war der Einsatz von Energien aus erneuerbaren Quellen im Agrar- und Ernährungssektor im Jahr 2006 von untergeordneter Bedeutung und damit nahezu jeglicher Energieverbrauch emissionsrelevant.

3.2.6.1 Gesamter Primärenergieverbrauch im Jahr 2006

Einen besseren Überblick über den gesamten Primärenergieverbrauch, der durch den Nahrungsmittel- und Getränkekonsum im Jahr 2006 bedingt wurde, gibt Abb. 40. Die Verwendung weitgehend konsistenter sowie repräsentativer Verbrauchs- als auch Umweltdaten erlaubte eine entsprechende Hochrechnung auf Bundesebene. Absolut betrachtet, zog die Versorgung mit Schweinefleisch, weitab gefolgt von Obst, Gemüse sowie Getreideprodukten den höchsten Energieverbrauch nach sich.

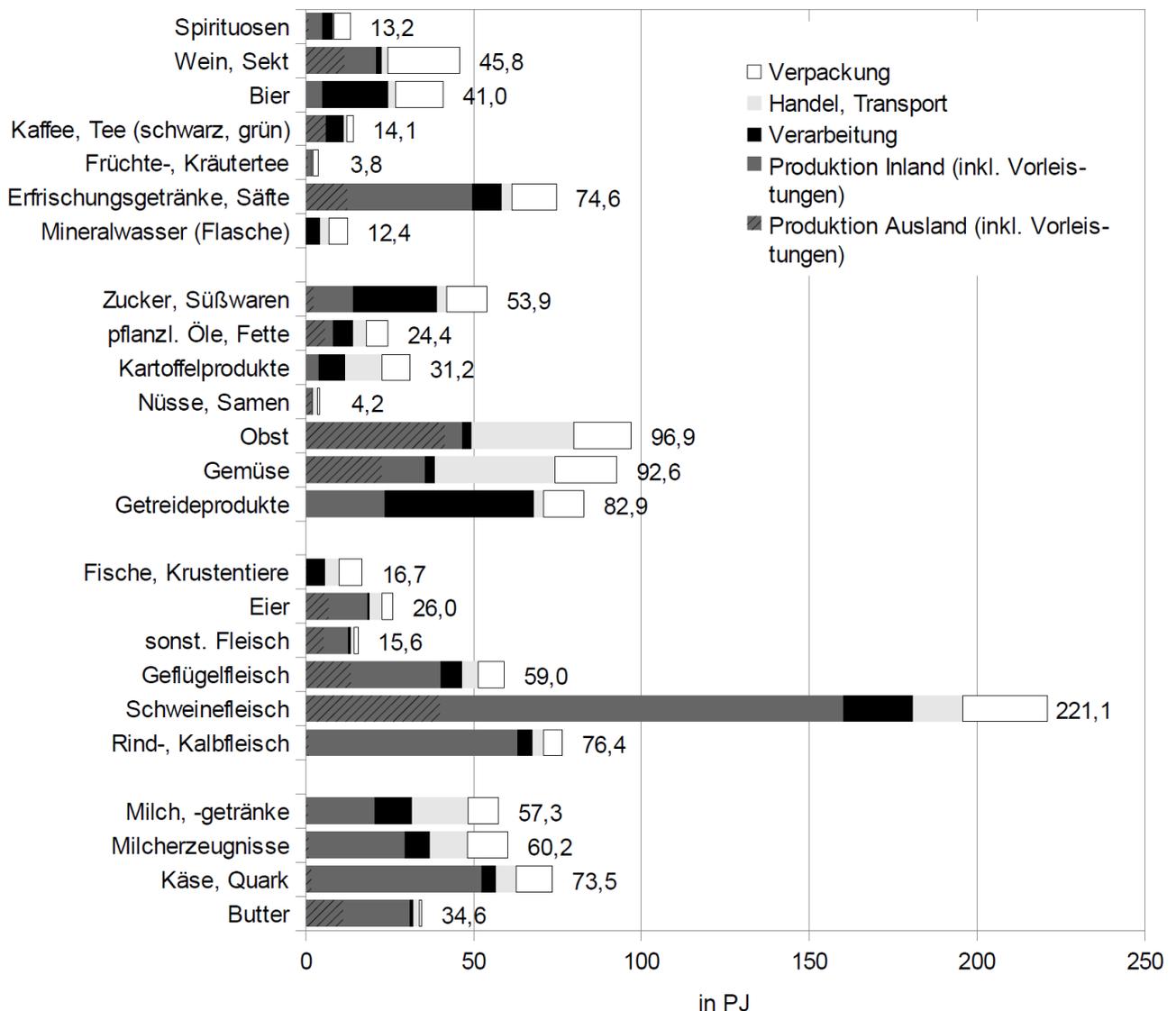


Abb. 40. Primärenergieverbrauch des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in PJ)

Insgesamt verursachte der Verbrauch der untersuchten Nahrungsmittel und Getränke im Jahr 2006 einen Energieverbrauch in Höhe von 1.231 PJ, der sich wie folgt auf die betrachteten Prozessabschnitte aufteilt:

- 53% in der Landwirtschaft inkl. Vorleistungen (651 PJ), davon:
 - 464 PJ im Inland und 187 PJ im Ausland bzw.
 - 397 PJ bedingt durch Vorleistungen⁶⁵ und 254 PJ direkt durch den Verbrauch von Strom und Brennstoffen in landwirtschaftlichen Betrieben
- 16% in der Verarbeitung (195 PJ)
- 13% durch Handel, Transport (165 PJ)
- 18% durch Verpackungen (219 PJ).

Hinsichtlich der Unterscheidung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel verursachte der Konsum im Jahr 2006 folgenden Energieverbrauch:

- 52% (640 PJ) für die Versorgung mit tierischen Nahrungsmitteln, davon 44% (279 PJ) für landwirtschaftliche Vorleistungen, 23% (149 PJ) durch den direkten Energieverbrauch in der landwirtschaftlichen Erzeugung, 10% (63 PJ) durch die Verarbeitung, 10% (67 PJ) durch Handel/Transport sowie 13% (82 PJ) durch die Herstellung von entsprechenden Verpackungsmaterialien
- 31% (386 PJ) für die Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln⁶⁶, davon 19% (73 PJ) für landwirtschaftliche Vorleistungen, 16% (61 PJ) durch den direkten Energieverbrauch in der landwirtschaftlichen Erzeugung, 23% (89 PJ) durch die Verarbeitung, 23% (88 PJ) durch Handel/Transport sowie 19% (75 PJ) durch die Herstellung von entsprechenden Verpackungsmaterialien
- 17% (205 PJ) für die Versorgung mit Getränken, davon 22% (45 PJ) für landwirtschaftliche Vorleistungen, 21% (44 PJ) durch den direkten Energieverbrauch in der landwirtschaftlichen Erzeugung, 21% (43 PJ) durch die Verarbeitung, 5% (11 PJ) durch Handel/Transport sowie 30% (62 PJ) durch die Herstellung von entsprechenden Verpackungsmaterialien.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im Bereich der tierischen Produkte der Energieverbrauch aus Vorleistungen dominiert, während bei pflanzlichen Produkten und Getränken eher die Prozessabschnitte Verarbeitung und Verpackung mit den höchsten

65 Unter Vorleistungen werden in dieser Arbeit die Energieverbräuche aus der Produktion von Dünge- & Pflanzenschutzmitteln, der Herstellung und Unterhaltung von Gebäuden/Maschinen und Dienstleistungen subsumiert (vgl. Kap. 2.5.2, S. 70).

66 Laut Einteilung der Produktgruppen enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S. 105)

Energieverbräuchen verbunden sind.

3.2.6.2 Gesamtdarstellung der Stoffströme des Primärenergieverbrauchs im Agrar- und Ernährungssektor

Werden alle für eine Versorgungsbilanz relevanten Posten, also inländische Erzeugung, Importe, Exporte, Veränderung der Lagerbestände, Verbrauch sowie Verwendung in anderen Sektoren (Energie, Industrie), um entsprechende Zahlen zum damit verbundenen Energieverbrauch kombiniert, ist die Abbildung eines Flussdiagramms des kumulierten Energieverbrauchs des deutschen Agrar- und Ernährungssektors möglich (Abb. 41). Aus Gründen der Übersichtlichkeit sowie der Anpassung an die amtliche Handelsstatistik wurde im Gegensatz zu den vorangestellten Abbildungen (mit 24 untersuchten Nahrungsmitteln und Getränken), eine vereinfachte Darstellung mit 14 Nahrungs- und acht Futtermittelgruppen gewählt. Die damit verbundene Fragestellung, inwieweit der deutsche Agrar- und Ernährungssektor im Jahr 2006 als Nettoexporteur oder -importeur von Energie fungierte, kann auf Basis dieser Versorgungsbilanz beantwortet werden. Werden alle in der Arbeit untersuchten Importe im Jahr 2006 zu Grunde gelegt, bedingten die importierten Güter einen Energieverbrauch im Ausland in Höhe von 812 PJ. Diesem Verbrauch stehen 592 PJ gegenüber, die bedingt durch Exporte, dem ausländischen Konsum angelastet werden müssen. Die Differenz dieser beiden Zahlen in Höhe von 220 PJ stellt den Nettoenergieimport des deutschen Agrar- und Ernährungssektors sowie agrarstatistisch relevanter Stoffe im Energie- und Industriesektor im Jahr 2006 dar.

Beim Verbrauch von Futtermitteln wurden von insgesamt 296 PJ 13% bzw. 36 PJ durch Importe bedingt. Davon entfielen 18 PJ auf den Import von Sojaschrot und 4 PJ auf den Import von Palmkuchen.

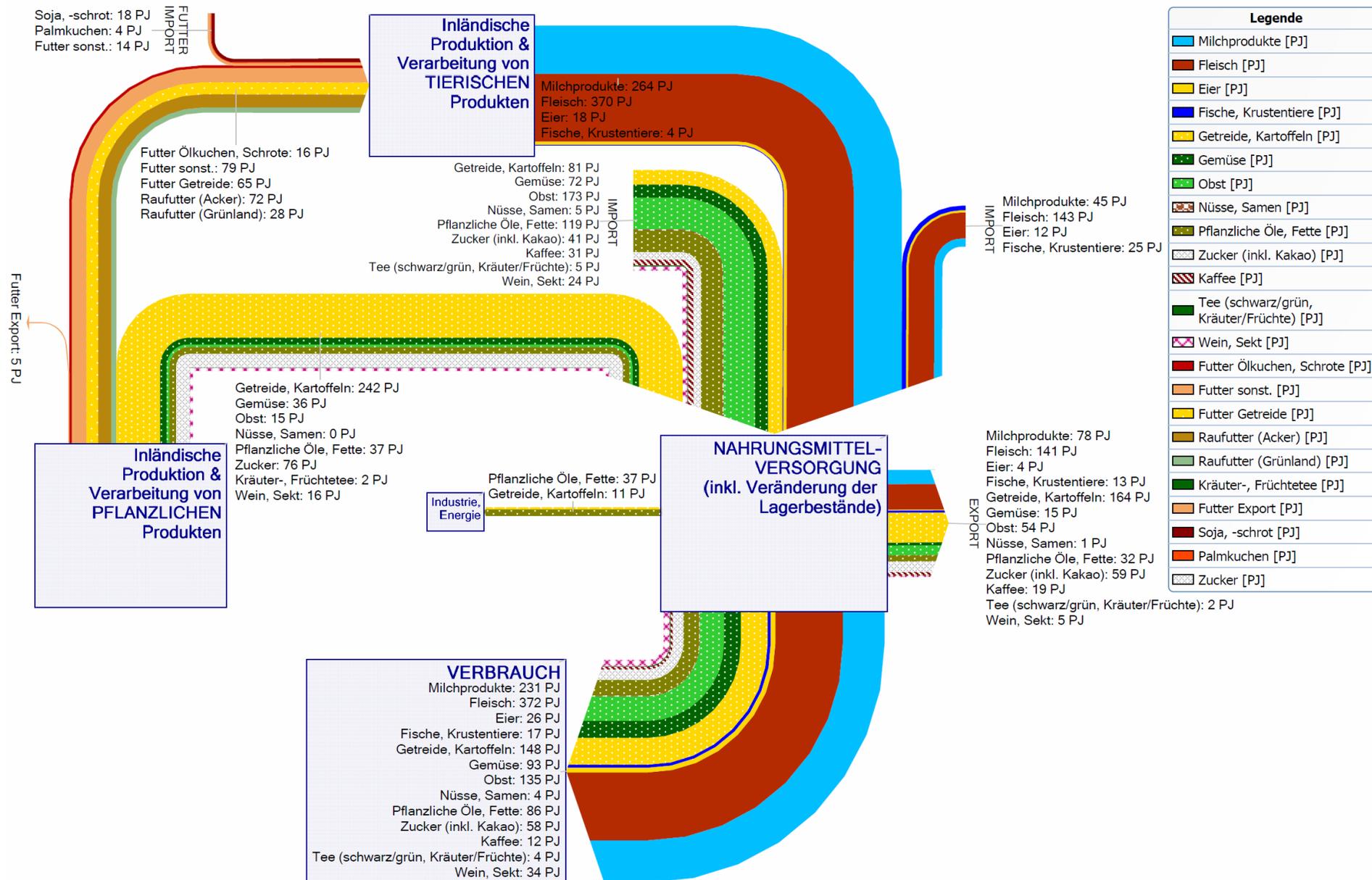


Abb. 41. Flussdiagramm des Primärenergieverbrauch im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in PJ

3.2.6.3 Energiegehalt und Primärenergieverbrauch im Vergleich

Ausgehend vom Energiegehalt bzw. Brennwert der untersuchten Produkte konnte ein Vergleich mit dem entsprechenden Primärenergieverbrauch, der zur Bereitstellung der Produkte anfällt, vorgenommen werden. Als Datengrundlage der produktgruppenspezifischen Energiegehalte diente die Versorgungsbilanz (*food balance sheet*) für Deutschland im Jahr 2006 der FAO (FAO Stat 2011). Neben den entsprechenden Versorgungsmengen sowie den verfügbaren Fett- und Eiweißmengen lassen sich aus diesen Versorgungsmatrizen die bereitgestellten Kalorien produktspezifisch ermitteln. Als vorteilhaft hat sich dabei eine ähnliche Aggregationsstufe der betrachteten Produktgruppen erwiesen.

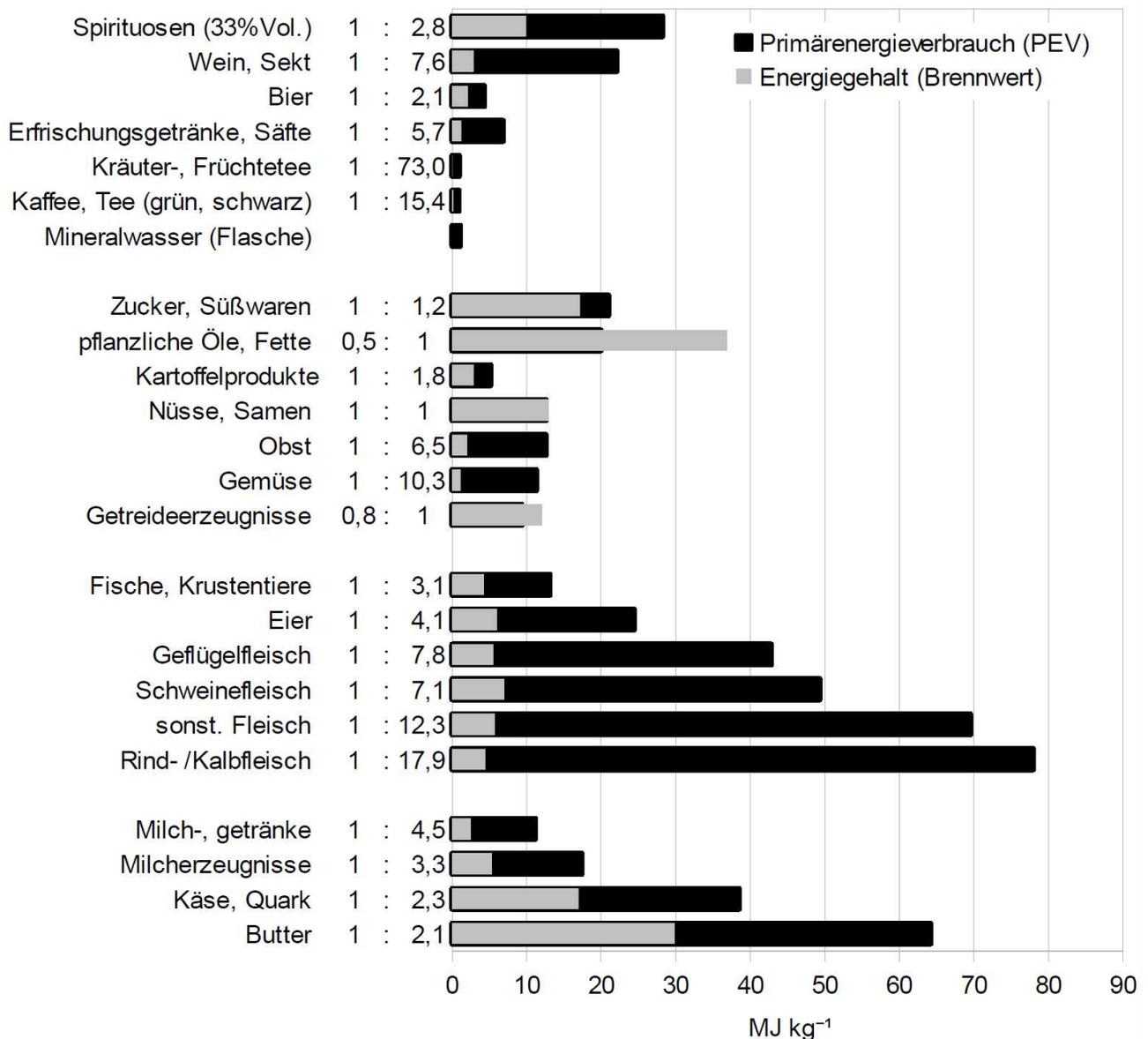


Abb. 42. Energiegehalt und Primärenergieverbrauch im Vergleich

Aus Abb. 42 geht hervor, dass innerhalb der betrachteten Systemgrenzen *cradle-to-store* der Produktionsaufwand zur Bereitstellung den gelieferten Brennwert bei nahezu allen Nahrungsmitteln und Getränken deutlich übersteigt. Am ungünstigsten ist das Verhältnis der eingesetzten zur gewonnenen Energie, abgesehen von Mineralwasser, Kaffee und Tee, bei Rind-/Kalbfleisch und sonstigem Fleisch sowie bei Gemüse.

Mehr Energie, als zur Produktion und Bereitstellung benötigt wurde, liefern lediglich zwei Produktgruppen: pflanzliche Öle/Fette sowie Getreideprodukte. Bei Nüssen und Samen liegt das Verhältnis bei 1:1.

3.2.7 Indikatorspezifische Umweltintensität im Verhältnis tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel

Ausgehend von den im letzten Kapitel vorgestellten produktgruppenspezifischen Umweltwirkungen lässt sich aus dem durchschnittlichen Verhältnis aller im Jahr 2006 verbrauchten pflanzlichen und tierischen Nahrungsmittel die **indikatorspezifische Umweltintensität** ableiten. Diese ist für die untersuchten Input-Indikatoren (Flächen-, Wasser- und Phosphorbedarf, PEV) vergleichbar mit dem Indikator der Ressourceneffizienz bzw. Ressourcenproduktivität von tierischen gegenüber pflanzlichen Produkten. Dabei wurde, ermöglicht durch die konsequente Abgrenzung tierischer von pflanzlichen Nahrungsmitteln, auf die Zahlen aus den umweltspezifischen Versorgungsbilanzen zurückgegriffen, die der Erstellung der Flussdiagramme im letzten Kapitel dienten. Im Mittelpunkt dieser Betrachtung steht dabei die Frage, wie unterschiedlich die Umwelteffekte aus der Bereitstellung von tierischen und pflanzlichen Produkten im Durchschnitt waren. Ausgehend von der Rechengrundlage

$$\text{Faktor Tier / Pflanze} = \frac{\text{Summe der Umwelteffekte aus dem Verbrauch tierischer Produkte}}{\text{Summe der Umwelteffekte aus dem Verbrauch pflanzlicher Produkte}}$$

ergeben sich für das Jahr 2006 folgende Umweltintensitäten (Tab. 51).

Tab. 51. Indikatorspezifische Umweltintensität im Vergleich tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel

	Treibhausgasemissionen	Ammoniakemissionen	Flächenbedarf	Wasserbedarf (blau)	Phosphorbedarf	Primärenergieverbrauch
Faktor Tier/Pflanze	2,00	10,29	2,22	-3,83	3,02	1,13

Aus Tab. 51 geht hervor, dass die berechneten Intensitäten von -3,83 beim Wasserbedarf bis 10,29 bei den Ammoniakemissionen variieren. Während Zahlen im Minusbereich auf eine höhere Umweltintensität aus dem Verbrauch pflanzlicher Produkte zurückzuführen sind, bedeuten positive Zahlen höhere Umweltintensitäten aus dem Verbrauch tierischer Produkte.

Beispiel Treibhausgas: 2-mal mehr Treibhausgasemissionen wurden im Jahr 2006 aus der Versorgung mit tierischen als mit pflanzlichen Produkten freigesetzt.

Beispiel Wasserbedarf: 3,83-mal mehr blaues Wasser wurde im Jahr 2006 benötigt, um die verbrauchten pflanzlichen Produkte bereitzustellen (im Vergleich zu den tierischen Produkten).

Beispiel Primärenergieverbrauch: Mit einem Faktor leicht über 1 war die Versorgung mit tierischen Produkten im Jahr 2006 leicht energieaufwändiger als die Versorgung mit pflanzlichen Nahrungsmitteln.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mit Ausnahme des Wasserbedarfs alle untersuchten Indikatoren höhere Umweltintensitäten im Bereich der tierischen Produkte zeigten. Dabei war die Versorgung mit tierischen, im Vergleich zu pflanzlichen Produkten bei den Ammoniakemissionen am umweltintensivsten.

3.2.8 Umwelteffekte des Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

Zur besseren Einordnung der Umwelteffekte aus den einzelnen Prozessabschnitten in der Wertschöpfungskette wurden, basierend auf dem Gesamtverbrauch im Jahr 2006, die betrachteten Umweltindikatoren ausgewertet (Tab. 52). Während in der Phase der landwirtschaftlichen Erzeugung zwischen in- und ausländischer Produktion unterschieden werden konnte, war dies in den Bereichen der Verarbeitung, des Handels/Transports und der Ver-

packung nicht stringent durchführbar.

Tab. 52. Umwelteffekte des ernährungsbedingten Gesamtverbrauchs im Jahr 2006

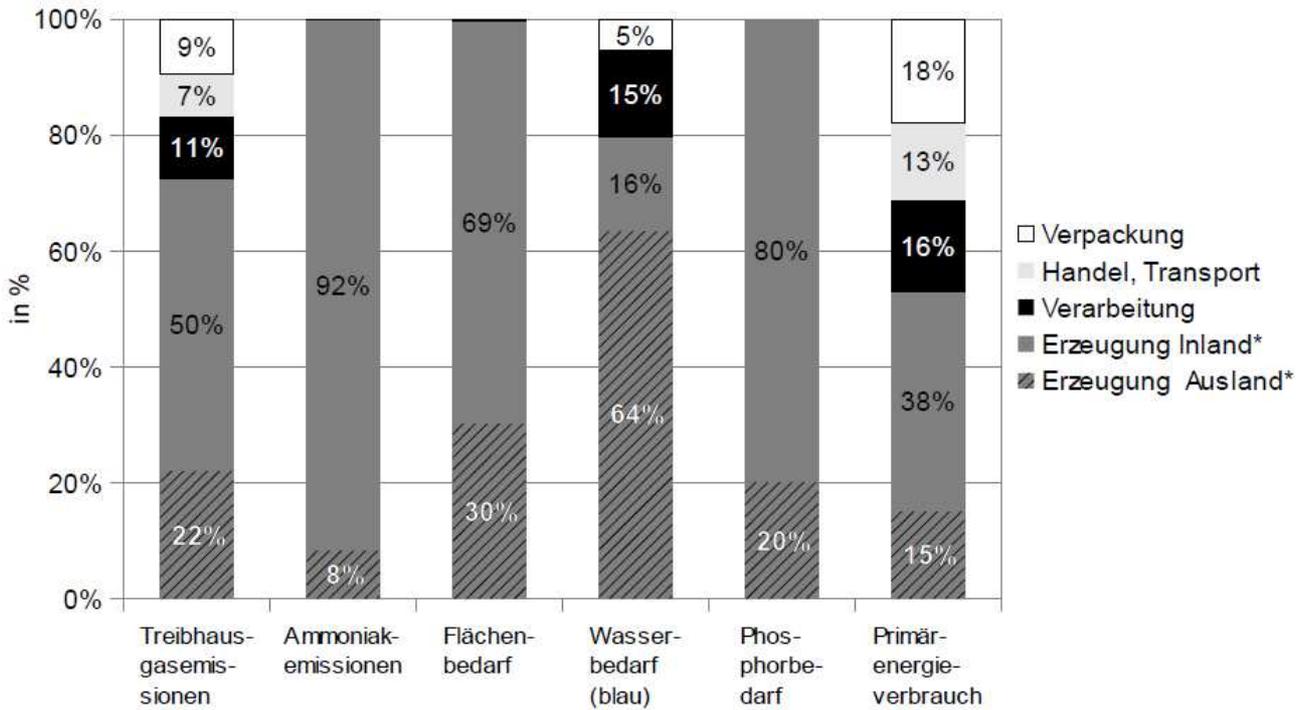
	Treibhaus- gasemissio- nen	Ammoniak- emissionen	Flächenbe- darf	Wasserbe- darf (blau)	Phosphorbe- darf	Primärener- gieverbrauch
	in Mio t CO _{2e}	in 1000t NH ₃	in 1.000 km ²	in Mio. m ³	in 1000t	in PJ
Erzeugung Inland*	95,2	498	133,9	426	440	464
Erzeugung Ausland*	41,7	45	58,5	1694	111	187
Verarbeitung	20,7	0	-	397	-	195
Handel, Transport	13,6	0	-	-	-	165
Verpackung	17,9	0	0,45	142	-	219
Summe	189,0	544	192,9	2659	552	1231

* inkl. Effekte aus Vorleistungen und CO_{2e}-Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU)

Da sich die Angaben rein auf den ernährungsbedingten Gesamtverbrauch in Deutschland beziehen, wurden hier Umwelteffekte aus Nahrungsmittlexporten oder aus dem Einsatz von Agrargütern im Industrie-/ Energiesektor nicht berücksichtigt.

Aus der nächsten Abb. 43, welche die absoluten Werte aus Tab. 52 relativ darstellt, ist entnehmbar, dass der gesamte Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch im Jahr 2006 deutliche Umwelteffekte im Ausland bewirkte. Am größten ist der Auslandsanteil, bezogen auf die landwirtschaftliche Erzeugung, beim Bedarf an blauem Wasser mit 1694 Mio. m³, gefolgt vom Flächenbedarf mit 58.500 km² und den im Ausland freigesetzten Treibhausgasen in Höhe von 41,7 Mio. t CO_{2e}.

Bedingt durch die Tatsache, dass die Prozessabschnitte Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung nicht nach in- und ausländischem Anteil zugeordnet wurden, im Ausland produzierte Waren jedoch auch teilweise dort verarbeitet, verpackt und transportiert werden, ist der Auslandsanteil der betrachteten Umwelteffekte vermutlich noch höher.



* inkl. Effekte aus Vorleistungen und CO_{2e}-Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU)

Abb. 43. Umwelteffekte des ernährungsbedingten Gesamtverbrauchs im Jahr 2006 (relativ)

3.3 Umwelteffekte nach Bevölkerungsgruppen

Im Gegensatz zu den bisher vorgestellten Ergebnissen in Kapitel 3.1 und 3.2, die sich maßgeblich auf die Umwelteffekte des Gesamtverbrauchs an Nahrungsmitteln und Getränken in Deutschland im Jahr 2006 beziehen, werden im folgenden Ergebnisse vorgestellt, die einen tieferen Einblick in die ernährungsbedingten Umwelteffekte einzelner Bevölkerungsgruppen ermöglichen.

Dabei wurde auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a, vgl. Kap. 2.3, S. 37ff.) zwischen folgenden soziodemographischen Merkmalen unterschieden:

- Geschlecht (Männer und Frauen im Alter von 14-80 Jahren)
- Altersgruppen (sechs Altersgruppen nach Geschlecht)
- Sozialer Status (fünf Gruppen nach Geschlecht)
- Bundesländer (16 Bundesländer).

3.3.1 Verzehrs-Verbrauchsumrechnung

Resultierend aus dem Umstand, dass sich die in der Nationalen Verzehrsstudie II ermittelten Daten auf den *Verzehr* beziehen, also auf das, was tatsächlich gegessen und getrunken wurde, musste für die Berechnung der Umwelteffekte eine Umrechnung auf entsprechende Verbrauchs- bzw. Versorgungsmengen erfolgen, da die im vorangegangenen Teil der Arbeit vorgestellten Umweltwirkungen in der funktionellen Einheit darauf abzielen. Die Termini Verbrauch bzw. Versorgung beziehen sich dabei auf die Mengen Nahrungsmittel, die statistisch zum Zweck der menschlichen Ernährung zur Verfügung standen und damit letztendlich von Umweltrelevanz sind. Die Differenzen zwischen Versorgung und Verbrauch erklären sich durch statistisch erfasste Verluste in der Landwirtschaft und der Verarbeitung. Die deutlicheren Unterschiede zwischen Verbrauch und Verzehr sind auf Abfälle im Handel sowie auf Abfälle und kochbedingte Mengenveränderungen im Haushalt zurückzuführen (vgl. dazu Kap. 2.3.1, S. 37ff). Andere Arbeiten mit einem ähnlichen Fokus (TAYLOR 2000, HOFFMANN 2002) stützten sich, um diese Verzehrs-Verbrauchsdifferenz abzuschätzen, auf ökonometrische Verfahren von GEDRICH (1997), ZACHARIAS (1992) und KOK ET AL. (1993). In dieser Arbeit wurde jedoch ein Abgleich mit den amtlichen Versorgungs- und Verbrauchszahlen aus dem Jahr 2006 vorgenommen, welche aus dem entsprechenden Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten entnommen wurden (BMELV StatJB 2009). Somit war eine jahresspezifische und konsistente

Einbettung der Verzehrdaten in die amtliche Statistik möglich. Tab. 53 gibt einen Überblick über die zugrunde liegenden durchschnittlichen Versorgungs-, Verbrauchs- und Verzehrsmengen, sowie den daraus kalkulierten Umrechnungsfaktoren (vgl. Tab. 10, S. 40).

Tab. 53. Durchschnittliche Verzehr-, Verbrauchs- und Versorgungsmengen sowie sich daraus ergebende Umrechnungsfaktoren

	Verzehr	Verbrauch	Versorgung	Umrechnungsfaktor = Verzehr / Verbrauch bzw. Versorgung	Anmerkungen
	in kg p ⁻¹ a ⁻¹				
Butter	4,7	6,6		0,71	
Käse, Quark	17,4	23,2		0,75	
Milcherzeugnisse	31,8	42,1		0,76	
Milch, -getränke	43,8	62,6		0,70	
Rind-, Kalbfleisch	7,3	11,9		0,61	
Schw einafleisch	22,0	54,5		0,40	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Schlachtgewicht
Geflügelfleisch	9,4	16,7		0,56	
sonst. Fleisch	1,1	2,7		0,39	
Eiprodukte	6,9	12,9	13,0	0,53	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Schalen-gew icht
Fische, Krustentiere	9,5	15,5		0,61	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Fangge-w icht
Getreideprodukte	100,6	104,3	108,0	0,93	
Gemüse	86,7	86,5	100,0	0,87	Verbrauch/Versorgung bezieht sich lediglich auf Marktobstbau, seit 2002 w erden Erntemengen aus Klein-, und Hausgärten sowie aus Streuobstanbau im Statistischen Jahrbuch (BMELV StatJB 2009) nicht mehr geführt .
Obst	92,8	90,0	93,8	0,99	
Nüsse, Samen	1,3	4,1	4,2	0,32	Underreporting beim Verzehr w ahrscheinlich
Kartoffelprodukte	30,4	63,1	74,0	0,41	
Pflanzl. Öle, Fette	4,2	10,8		0,39	Underreporting beim Verzehr w ahrscheinlich
Zucker, Süßw aren	18,8	31,5		0,60	inkl. Kakao, Speiseeis und pflanzl. Fette/Öle
Mineralw asser	406,8	141,3		2,88	Da in der NVSII nicht zw ischen Mineralw asser und Leitungsw asser differenziert w urde, diente die Verbrauchsmenge als Rechengrundlage.
Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare	157,1	156,7		1,00	
Kräuter-, Früchtetee*	85,5	50,4		1,70	Als Grund für den ungew öhnlich hohen Getränkekonsum im Jahr 2006 w ird in der NVSII (MRI 2008a) der heiße Sommer genannt.
Kaffee, Tee (schw arz, grün)	196,5	190,5		1,03	
Bier	53,0	116,1		0,46	Underreporting beim Verzehr w ahrscheinlich
Wein, Sekt	15,5	25,2		0,61	
Spirituosen	1,5	5,7		0,26	Underreporting beim Verzehr w ahrscheinlich

Durch den Abgleich mit der amtlichen Statistik konnten, aufgrund der zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit noch nicht gänzlich erfolgten Datenauswertung der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a), zum Teil unpräzise und damit nicht stringent zuzuordnende Produktbezeichnungen statistisch abgesichert werden. In der Verzehrsauswertung der Nationalen Verzehrsstudie II wurden bei insgesamt sieben Nahrungsmittelgruppen (Milch, Fleisch, Eier, Fisch, Getreide, Gemüse, Kartoffeln) nicht eindeutig zuzuordnende Nah-

rungsmittel nach ihrer Hauptkomponente der entsprechenden Gruppe gänzlich zugeordnet. Die Verzehrsmengen in diesen als 'Gerichte auf Basis von ...' bezeichneten Gruppen variieren innerhalb der untersuchten Nahrungsmittelgruppen. Am größten ist der Anteil bei Gemüse und Getreideprodukten. Da in der ernährungsökologischen Auswertung dieser Arbeit der Abgleich mit offiziellen Verbrauchs- bzw. Versorgungsmengen im Jahr 2006 erfolgte, wurde die sich ergebende Unsicherheit aus der vollständigen Zuordnung der Produktgruppe 'Gerichte auf Basis von ...' zur entsprechenden Hauptgruppe toleriert. Bei Fleisch- und Wurstprodukten konnte auf eine vollständig ausgewertete Datenreihe aus der Nationalen Verzehrsstudie zurückgegriffen werden, die vom Max Rubner-Institut als *scientific-use-file* zur Verfügung gestellt wurde. Damit konnten Fleisch- und Wurstprodukte nach Tierarten ausgewertet werden. Der nicht zuweisbare Rest bei den Fleisch- und Wurstprodukten wurde nach dem Bundesverbrauchsdurchschnitt im Jahr 2006 auf die vier untersuchten Hauptkategorien aufgeteilt (BMELV StatJB 2009).

Aufgrund keiner Möglichkeit einer stringenten Zuordnung der einzelnen Komponenten in den sehr heterogenen Produktgruppen 'Suppen & Eintöpfe', 'Soßen & würzende Zutaten' sowie 'Knabberartikel' wurden diese nur teilweise direkt ernährungsökologisch untersucht. Während 'Nüsse und Nussmischungen' innerhalb der 'Knabberartikel' der Produktgruppe 'Nüsse & Samen' zugeordnet werden konnten, wurden 'Sojaerzeugnisse' aus der Produktgruppe der 'sonstigen vegetarischen Produkte' der Produktgruppe 'Gemüse' zugeteilt. Die Produktgruppe der sonstigen alkoholischen Getränke (Alkopops, Cocktails etc.) wurde zur Hälfte den Spirituosen zugeordnet. Bezogen auf die Gesamtmenge machten die nicht direkt allozierten Produkte folgende Anteile aus: 8,8% bezogen auf alle festen Nahrungsmittel (ohne Getränke), 0,03% bezogen auf alle Nahrungsmittel und Getränke. Obwohl nicht direkt zugeordnet, wurde dieser Rest dennoch im Rahmen der Arbeit ernährungsökologisch betrachtet, da durch den Abgleich mit den amtlichen Verbrauchs- bzw. Versorgungszahlen die eingesetzten Rohstoffe (bspw. Gemüse und Fleisch als Suppenbestandteile, Getreide und Kartoffeln als Grundlage für Soßen etc.) bei den direkt betrachteten Gruppen zu entsprechend niedrigeren Umrechnungsfaktoren und damit erhöhten Differenzen zwischen Verzehr und Verbrauch/Versorgung führten.

3.3.2 Umwelteffekte nach Geschlecht

Ausgehend von den in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a) erfassten Verzehrsmengen, den in Kapitel 3.1 (S. 80ff.) vorgestellten produktspezifischen Umweltprofilen sowie den im vorigen Absatz erwähnten Umrechnungsfaktoren wurden entsprechende Umwelteffekte der durchschnittlichen Kostform von Männern und Frauen im Alter von 14-80 Jahren im Jahr 2006 untersucht. Laut dem Ergebnisbericht der NVSII (MRI 2008a) lag das Durchschnittsalter der Stichprobe bei 46,1 Jahren bei den Frauen und bei 46,3 Jahren bei den Männern.

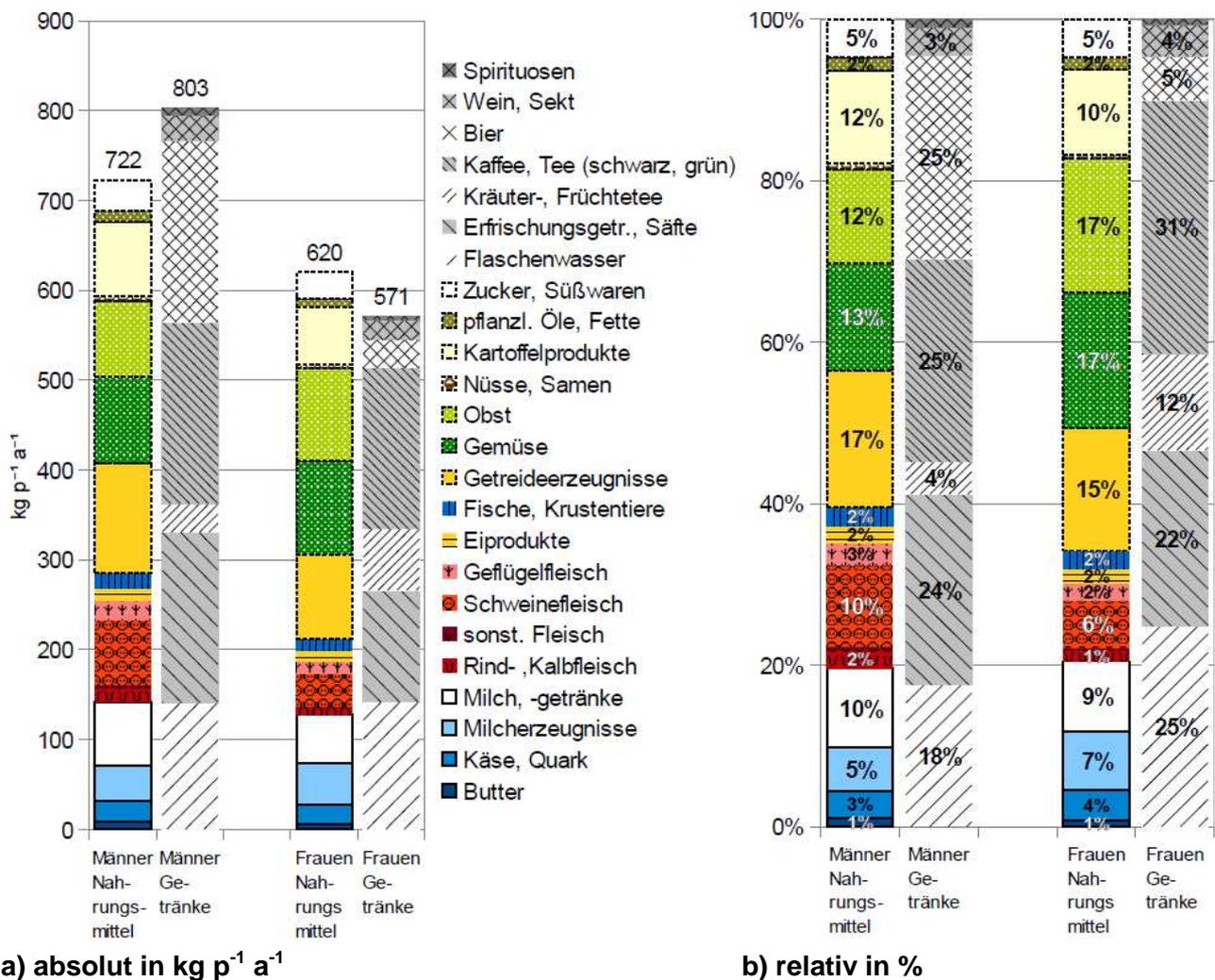
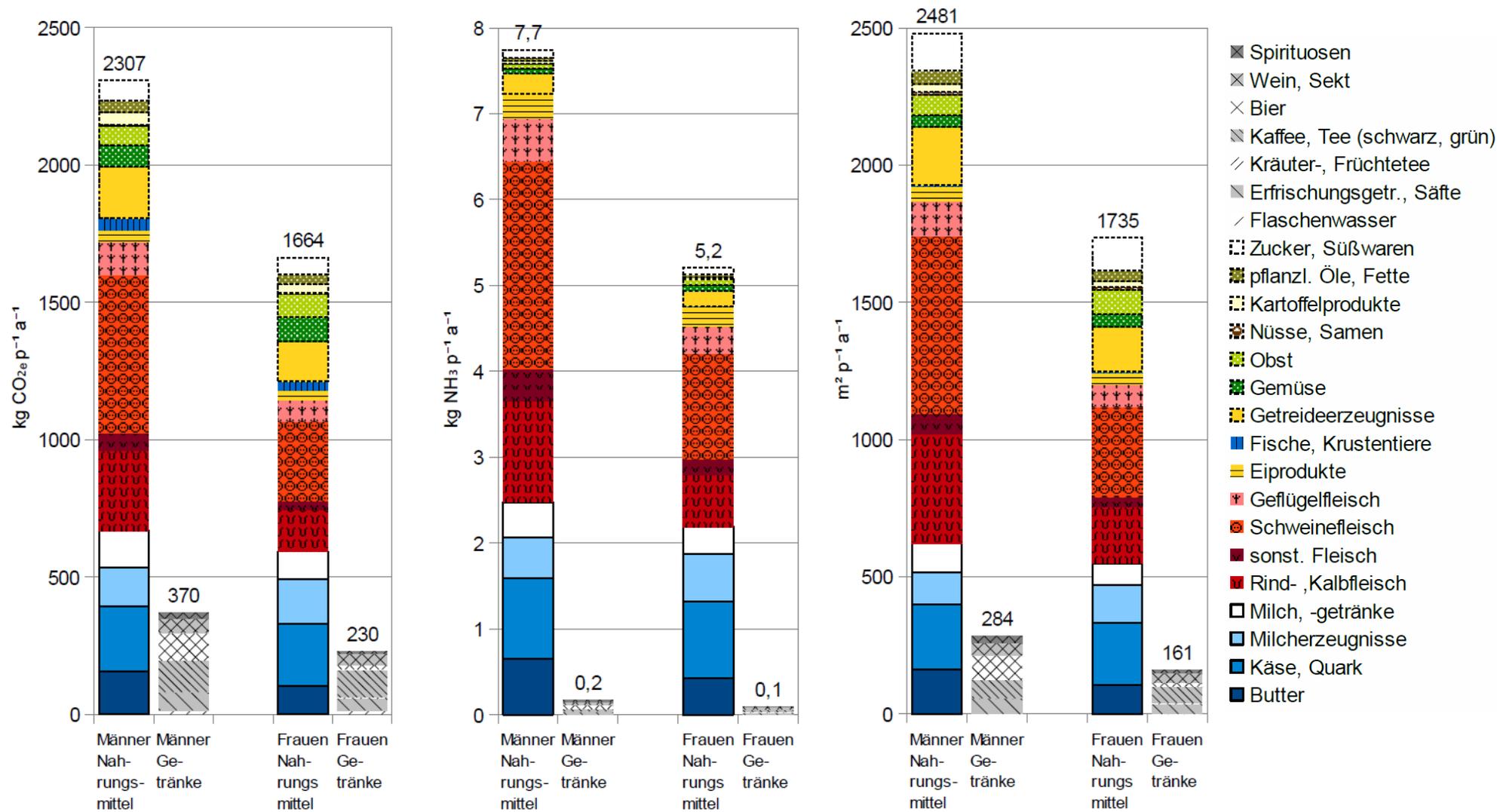


Abb. 44. Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Geschlecht

Bezogen auf die Menge der Nahrungsmittel verbrauchten Männer mit 722 kg p⁻¹ a⁻¹ durchschnittlich 16% mehr als Frauen (620 kg p⁻¹ a⁻¹). Bei den Getränken lag der Verbrauch der Männer mit 803 kg p⁻¹ a⁻¹ sogar 41% über dem der Frauen mit 571 kg p⁻¹ a⁻¹ (Abb. 44). Be-

züglich der relativen Zusammensetzung des Nahrungsmittel- und Getränkeprofils zeigten sich die größten Unterschiede beim Verbrauch von Schweinefleisch, Obst, Gemüse sowie Kräuter-/Früchtetee und Bier.

Werden die Verbrauchswerte mit den entsprechenden Umweltdaten aus Kapitel 3.1 (S. 80ff.) multipliziert, lassen sich die ernährungsbedingten Umweltwirkungen nach Geschlecht ermitteln (siehe nächste Abb. 45 und Abb. 46).

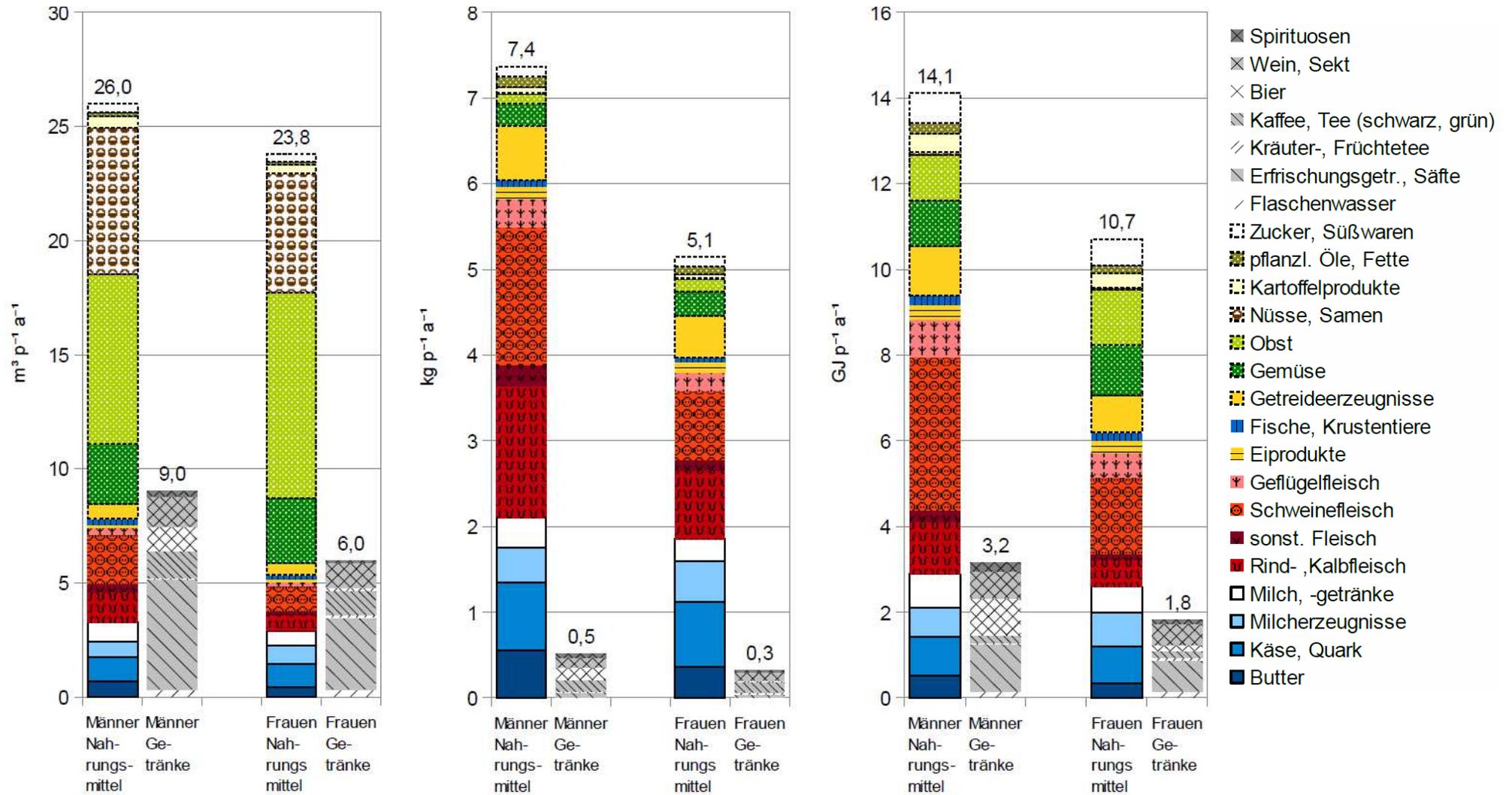


a) Treibhausgasemissionen in kg p⁻¹ a⁻¹

b) Ammoniakemissionen in kg p⁻¹ a⁻¹

c) Flächenbedarf in m² p⁻¹ a⁻¹

Abb. 45. Verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht



a) Wasserbedarf (blau) in $m^3 p^{-1} a^{-1}$

b) Phosphorbedarf in $kg p^{-1} a^{-1}$

c) Primärenergieverbrauch in $GJ p^{-1} a^{-1}$

Abb. 46. Verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht

In Abhängigkeit vom untersuchten Umweltindikator schwanken die ermittelten Umwelteffekte der durchschnittlichen Kost von Männern und Frauen deutlich. Die größten Unterschiede sind bei den Ammoniakemissionen, gefolgt vom Flächen- und Phosphorbedarf und den Treibhausgasemissionen, zu finden. Die geringsten Unterschiede, aber dennoch mit einem deutlichen Mehrbedarf der Männer, sind beim Bedarf an blauem Wasser festzustellen. Die folgende Tab. 54 fasst die Verbräuche, daran gekoppelte Umwelteffekte sowie deren Unterschiede zusammen.

Tab. 54. Verbrauch und verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht

		Nahrungsmittel		Getränke		Summe	
		Männer (14-80 Jahre)	Frauen	Männer (14-80 Jahre)	Frauen	Männer (14-80 Jahre)	Frauen
Verbrauch	kg p ⁻¹ a ⁻¹	722	620	803	571	1525	1191
Differenz	in %		16%		41%		28%
CO _{2e} -Emissionen	t p ⁻¹ a ⁻¹	2,3	1,7	0,4	0,2	2,7	1,9
Differenz	in %		39%		61%		41%
NH ₃ -Emissionen	kg p ⁻¹ a ⁻¹	7,7	5,2	0,2	0,1	7,9	5,3
Differenz	in %		49%		77%		49%
Flächenbedarf	in m ² p ⁻¹ a ⁻¹	2481	1735	284	161	2765	1896
Differenz	in %		43%		76%		46%
Wasser (blau)	in m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	26,0	23,8	9,0	6,0	35,0	29,7
Differenz	in %		9%		51%		18%
Phosphorbedarf	in kg p ⁻¹ a ⁻¹	7,4	5,1	0,5	0,3	7,9	5,5
Differenz	in %		43%		62%		44%
PEV	in GJ p ⁻¹ a ⁻¹	14,1	10,7	3,2	1,8	17,3	12,5
Differenz	in %		32%		73%		38%

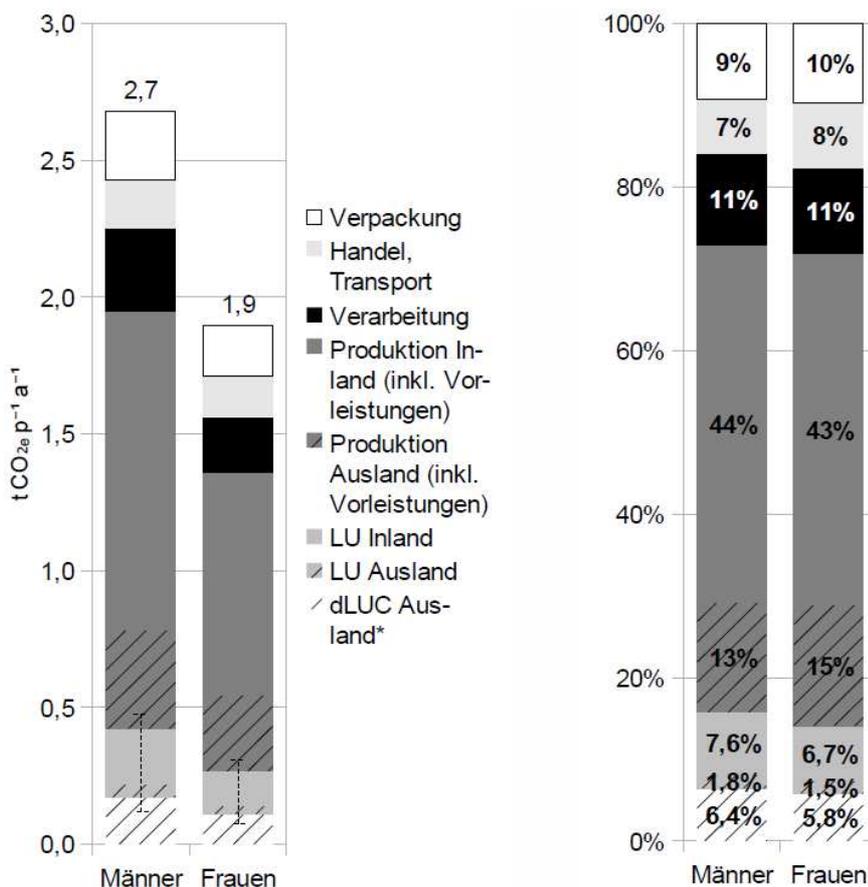
hellgrau markiert: geringste Abweichung zwischen Männern und Frauen
dunkelgrau markiert: höchste Abweichung zwischen Männern und Frauen

Hinsichtlich der Unterscheidung pflanzlicher⁶⁷ und tierischer Nahrungsmittel dominieren, mit Ausnahme des Wasserbedarfs, bei allen Indikatoren die Umwelteffekte aus dem Verbrauch tierischer Nahrungsmittel.

67 Bedingt durch die Anpassung der Produktgruppen an die Nationale Verzehrsstudie II (MRI 2008a) enthalten 'Zucker, Süßwaren' Milcherzeugnisse in Höhe von 11% (vgl. Kap. 3.1.8, S.105)

3.3.2.1 Unterscheidung nach Prozessabschnitten

In den folgenden Abbildungen werden die Umwelteffekte aus dem Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken zusammen dargestellt. Aus Abb. 47 geht hervor, dass der Großteil der ernährungsbedingten **Treibhausgasemissionen** in der landwirtschaftlichen Produktionsphase anfällt, allerdings mit einem geringfügig höheren Anteil im Ausland bei den Frauen. Frauen weisen demgegenüber einen geringeren Anteil an Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) auf. Insgesamt machen Emissionen aus dLUC, LU bei den Männern 16% ($422 \text{ kg CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und bei den Frauen 14% ($267 \text{ kg CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$) der Gesamtemissionen aus. Der in der Abbildung dargestellte gestrichelte Balken bezieht sich auf die mögliche Spanne der Treibhausgasemissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC), die beim Anbau von Ölsaaten (vornehmlich Soja) im Ausland entstehen können (vgl. Kap. 2.5.1, S. 69).



* dLUC Ausland inkl. Streuungsbalken für Minimal- und Maximalszenario

a) absolut in $t \text{ CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$

b) relativ in %

Abb. 47. Verbrauchsbedingte Treibhausgasemissionen nach Prozessabschnitten und Geschlecht

Im absoluten Vergleich der beiden Umweltprofile weisen Frauen um 41% geringere Treibhausgasemissionen als Männer auf.

Wie aus der nächsten Abb. 48 hervorgeht, verursachte der durchschnittliche Verbrauch von Frauen geringfügig erhöhte **Ammoniakemissionen** im Ausland. Absolut betrachtet, differieren die Ammoniakemissionen der beiden untersuchten Verbrauchsprofile um 49%. Ammoniakemissionen aus Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackungen sind unbedeutend.

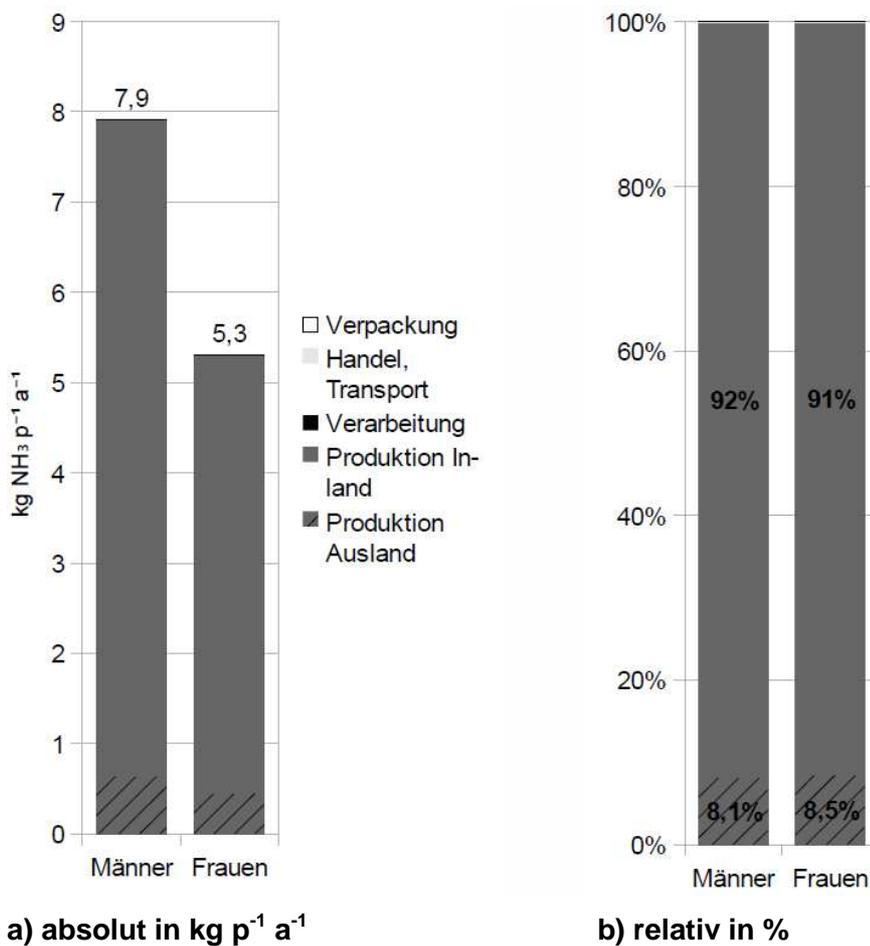


Abb. 48. Verbrauchsbedingte Ammoniakemissionen nach Prozessabschnitten und Geschlecht

Beim Indikator **Fläche** zog das durchschnittliche Verbrauchsmuster der Männer mit 2765 m² p⁻¹ a⁻¹ einen um 46% erhöhten Bedarf gegenüber dem der Frauen mit 1896 m² p⁻¹ a⁻¹ nach sich (Abb. 49). Zum Großteil als Ackerfläche beanspruchte das männliche Verbrauchsprofil insgesamt 801 m² p⁻¹ a⁻¹ und das weibliche 602 m² p⁻¹ a⁻¹ im Ausland. Allerdings lag der Auslandsanteil bei Frauen mit 32% leicht über dem der Männer mit 29%,

was maßgeblich auf einen höheren Anteil an Produkten aus Dauerkulturen (vornehmlich Obst) zurückzuführen ist. Stattdessen zeigten Frauen einen geringeren Anteil an Ackerfläche im Inland.

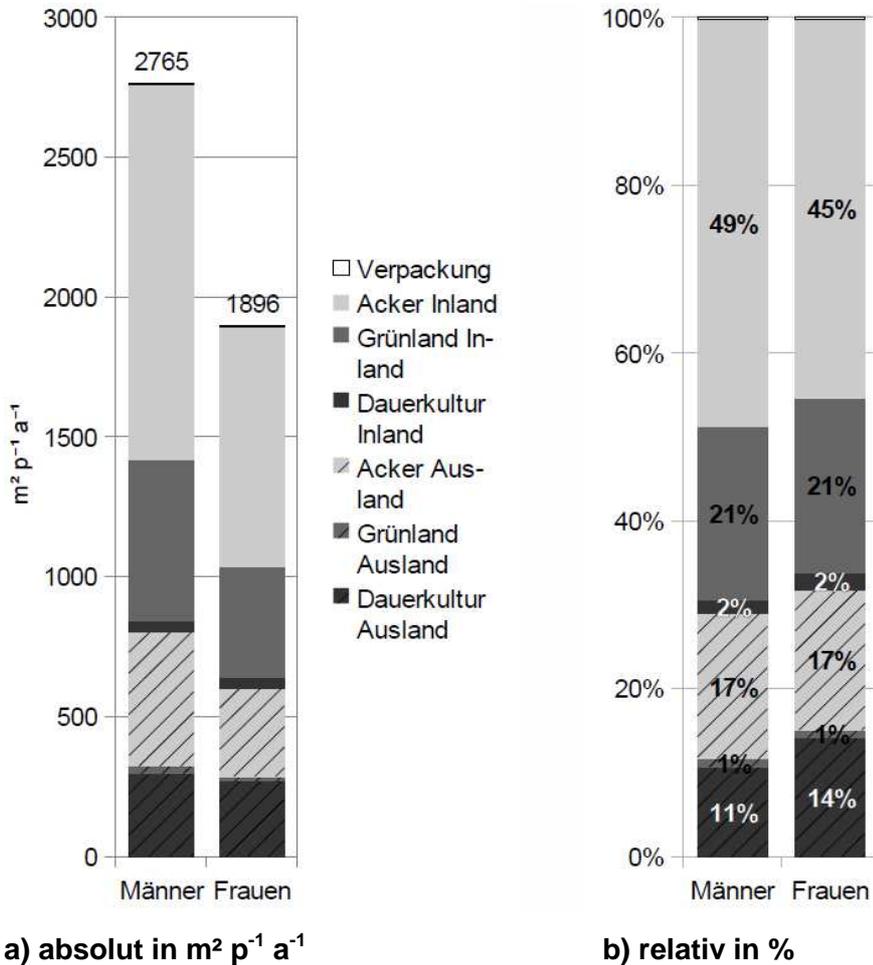


Abb. 49. Verbrauchsbedingter Flächenbedarf nach Prozessabschnitten und Geschlecht

Der absolute Vergleich des geschlechtsspezifischen Bedarfs an **blauem Wasser** zeigte bei den Männern einen um lediglich 18% erhöhten Wasserbedarf (Männer: $35,0 m^3 p^{-1} a^{-1}$, Frauen: $29,7 m^3 p^{-1} a^{-1}$, Abb. 50). Im Vergleich zu den anderen untersuchten Indikatoren sind die Unterschiede zwischen der durchschnittlichen Kost der Männer und Frauen beim Wasserbedarf am geringsten (vgl. Tab. 54, S. 175). Mit 62% bei den Männern und 66% bei den Frauen wurde der Großteil des Bedarfs an blauem Wasser in der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland verursacht. Der geringere Anteil bei den Männern ist maßgeblich auf einen geringeren Verbrauch an Obst zurückzuführen.

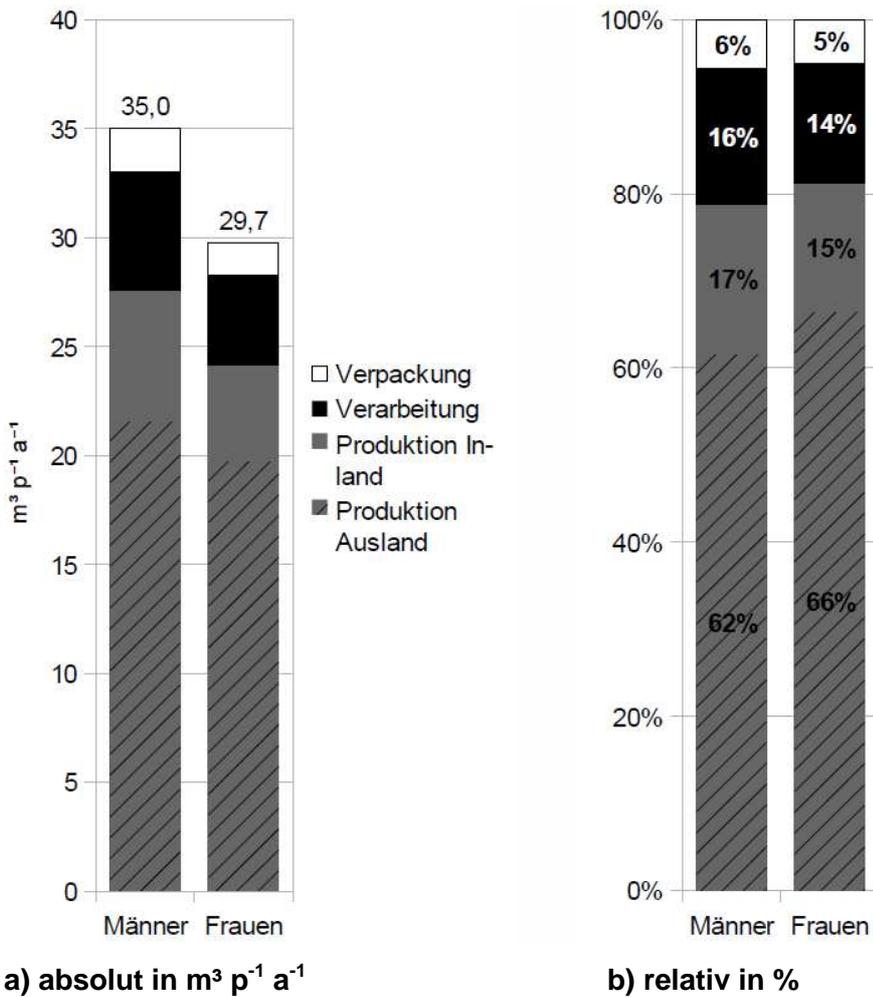


Abb. 50. Verbrauchsbedingter Wasserbedarf (blau) nach Prozessabschnitten und Geschlecht

Beim Vergleich des geschlechtsspezifischen **Phosphorbedarfs** zeigte sich, nach den Ammoniakemissionen und dem Flächenbedarf, die drittgrößten Unterschiede zwischen den Geschlechtern. Mit $7,9 \text{ kg } p^{-1} \text{ a}^{-1}$ verbrauchten Männer 44% mehr Phosphor als Frauen mit $5,5 \text{ kg } p^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 51).

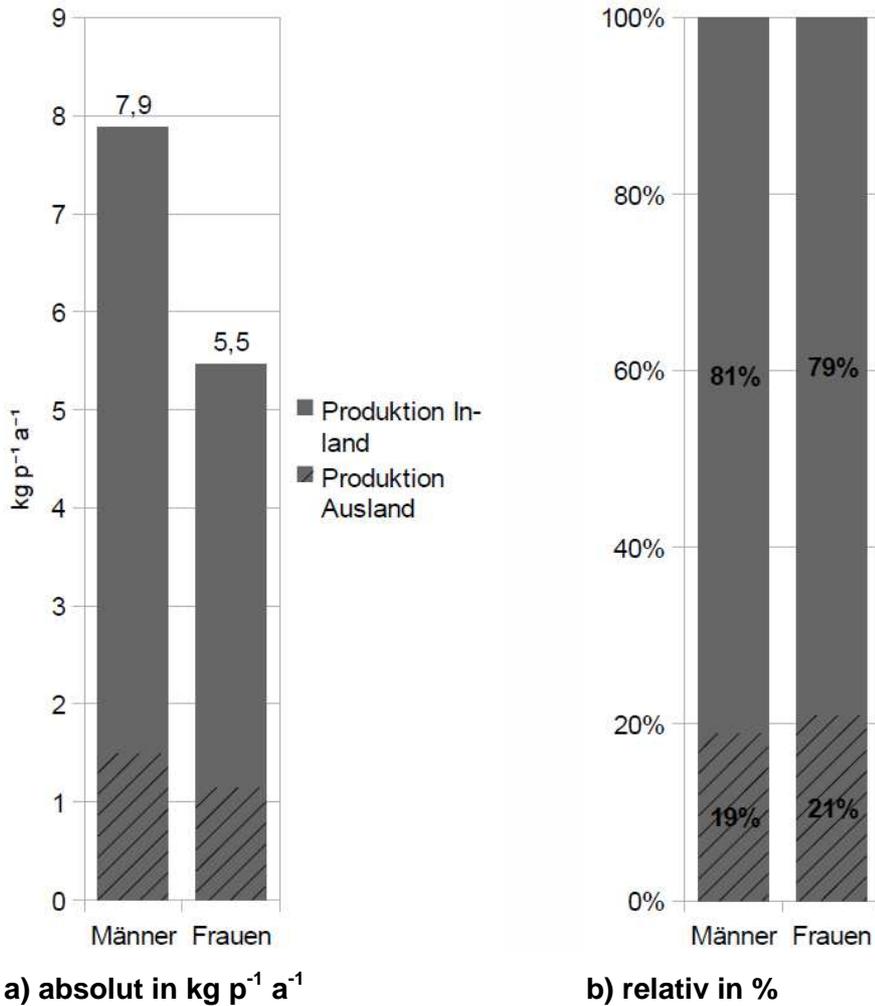


Abb. 51. Verbrauchsbedingter Phosphorbedarf nach Prozessabschnitten und Geschlecht

Die Unterschiede beim ernährungsbedingten **Primärenergieverbrauch** (PEV) lagen im Vergleich des durchschnittlichen Verbrauchsprofils der Männer und der Frauen bei 38% (Abb. 52). Beim relativen Vergleich zeigten sich bei den Frauen leicht erhöhte Anteile beim Handel/Transport sowie bei der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland. Für die Durchschnittskosten der Männer wurde im Gegensatz mehr Energie in der landwirtschaftlichen Produktion im Inland sowie in der Verarbeitung verbraucht.

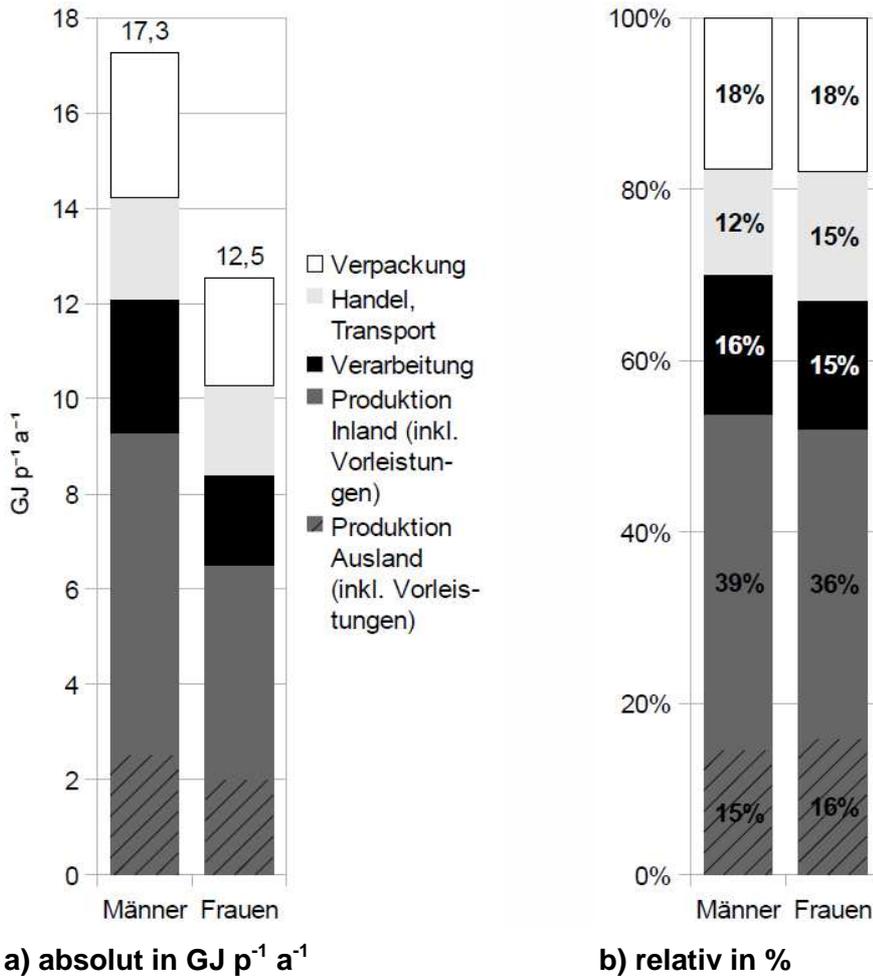


Abb. 52. Verbrauchsbedingter Primärenergieverbrauch nach Prozessabschnitten und Geschlecht

3.3.2.2 Zwischenfazit

Einerseits bedingt durch unterschiedliche Verbrauchsmengen (quantitative Unterschiede), andererseits bedingt durch unterschiedliche Zusammensetzungen der Verbrauchsprofile (qualitative Unterschiede) konnte gezeigt werden, dass die beobachteten Umweltbelastungen der durchschnittlichen Kostform der Männer die der Frauen erheblich übersteigen: in Abhängigkeit vom untersuchten Umweltindikator um 18% bis 49% (vgl. Tab. 54, S. 175). Aufgrund verschiedener physiologischer Anforderungen von Männern und Frauen sind die Umwelteffekte auf dieser Datenbasis jedoch nicht miteinander vergleichbar. Daher soll im nächsten Absatz der Frage nachgegangen werden, wie sich die Umwelteffekte der beiden Verbrauchsprofile unterscheiden würden, wenn man den Einfluss der physiologisch bedingten, unterschiedlichen Verbrauchsmengen unberücksichtigt ließe.

3.3.3 Anpassung der beiden Verbrauchsprofile auf Basis der Verbrauchsmenge⁶⁸

Um die Umwelteffekte der durchschnittlichen Verzehrweise von Männern und Frauen im Alter von 14-80 Jahren besser miteinander vergleichen zu können, wurden die beiden Verbrauchsprofile auf Basis der Verbrauchsmenge (*weight basis*) aneinander angepasst. Wie im letzten Kapitel gezeigt werden konnte, wurden bei allen untersuchten Indikatoren deutlich niedrigere Umweltbelastungen mit der Durchschnittskost der weiblichen Bevölkerung beobachtet. Allerdings sind diese sowohl auf unterschiedliche Verbrauchsmengen (quantitative Unterschiede) als auch auf eine unterschiedliche Zusammensetzung (qualitative Unterschiede) der Verbrauchsprofile zurückzuführen.

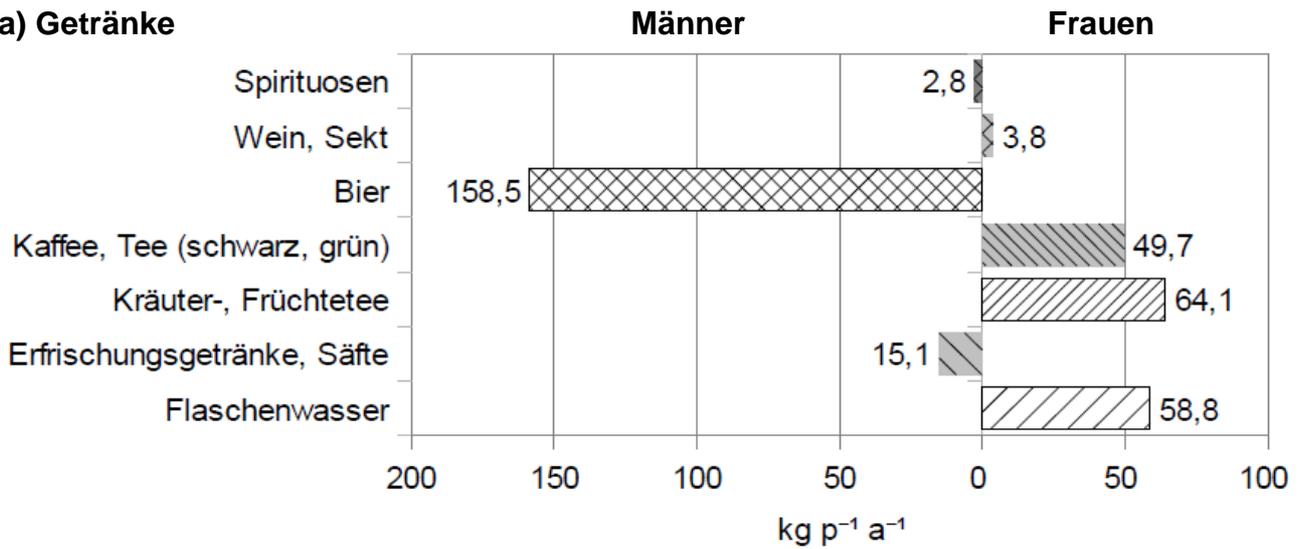
Um den physiologisch bedingten Mehrbedarf der Männer, aufgrund eines höheren Grund- und in der Regel Leistungsumsatzes, auszuschließen, wurden lediglich relative Unterschiede ernährungsökologisch ausgewertet. Dies wurde erreicht, indem bei der Anpassung das weibliche Verbrauchsprofil dem der Männer unterstellt wurde. Abb. 53 gibt einen Überblick über die Verbrauchsunterschiede nach der Anpassung. Dabei beziehen sich die Verbrauchsunterschiede auf die jährlichen Verbrauchsmengen der Männer, also 803 kg p⁻¹ Getränke und 722 kg p⁻¹ Nahrungsmittel.

Nach der vorgenommenen Anpassung dominiert bei den Getränken im männlichen Verbrauchsprofil weiterhin der Mehrverbrauch von Bier, während das weibliche Profil eher durch einen Mehrverbrauch von Kräuter- und Früchtetee sowie Kaffee, Tee (grün, schwarz) und Mineralwasser geprägt ist. Bei den festen Nahrungsmitteln steht im männlichen Verbrauchsprofil an erster Stelle der Mehrverbrauch an Schweinefleisch, gefolgt von Getreideerzeugnissen, Milch/-getränken sowie Kartoffelprodukten. Dagegen ist im nivellierten weiblichen Profil an erster Stelle der Mehrverbrauch von Obst, gefolgt von Gemüse, Milcherzeugnissen und Käse/Quark, zu finden (Abb. 53).

Werden entsprechende Verbrauchsunterschiede auf ihre Umwelteffekte untersucht, zeigt sich, dass trotz der mengenmäßigen Angleichung, das weibliche Verbrauchsmuster zu niedrigeren Treibhausgas- (-16%) und Ammoniakemissionen (-22%) sowie einem reduzierten Flächenbedarf (-19%) führt (Abb. 54). Dabei resultieren entsprechende Effekte vor allem aus einem kleineren Anteil von Schweine- und Rindfleisch im weiblichen Verbrauchsprofil.

⁶⁸ Die Ergebnisse dieses Kapitels gehen maßgeblich aus der Veröffentlichung MEIER & CHRISTEN (2012) hervor.

a) Getränke



b) Nahrungsmittel

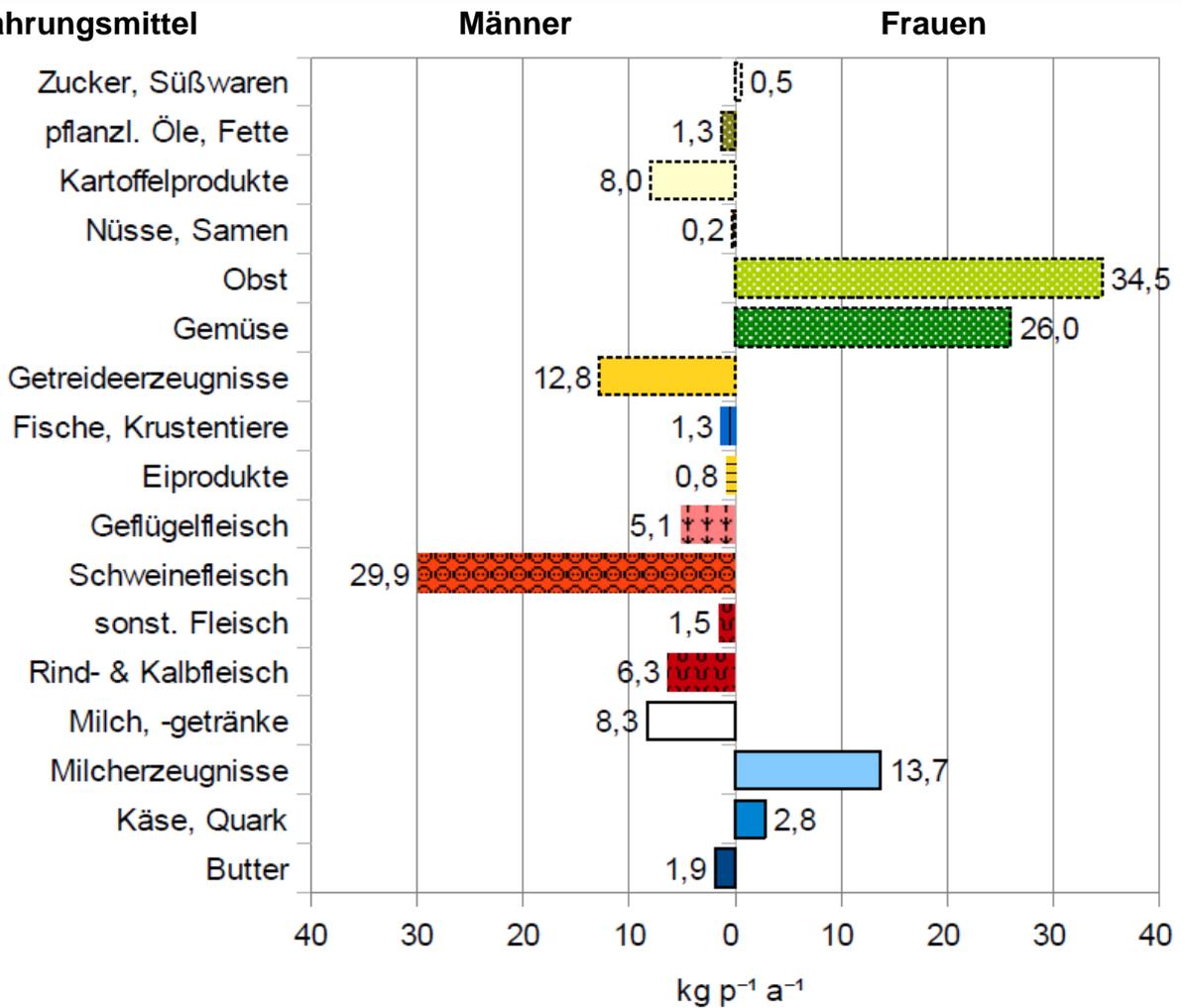
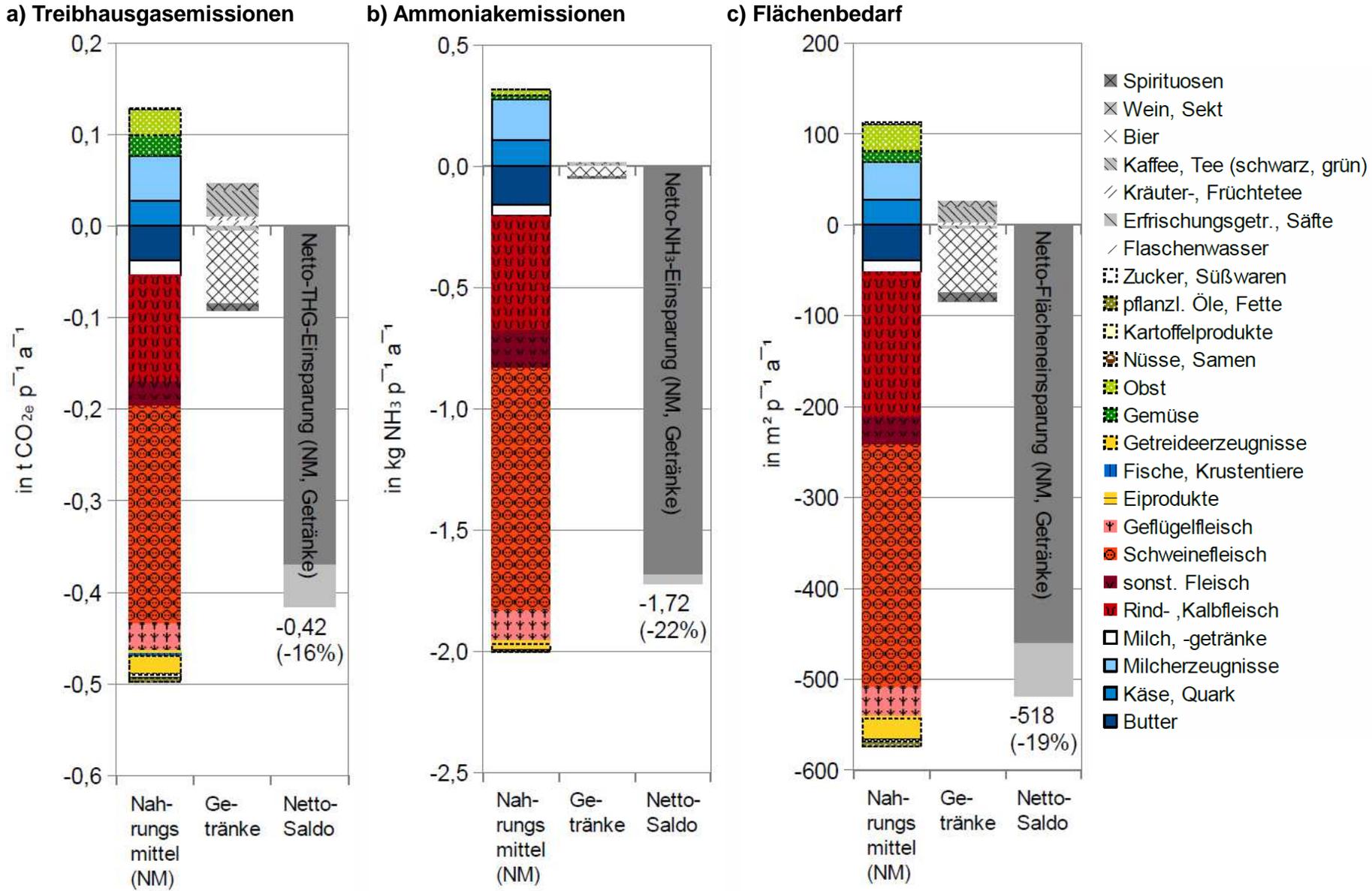


Abb. 53. Vergleich der Verbrauchsunterschiede in kg p⁻¹ a⁻¹ (nach Nivellierung der Verbrauchsmengen)

Abb. 54. Vergleich der Unterschiede hinsichtlich der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie des Flächenbedarfs

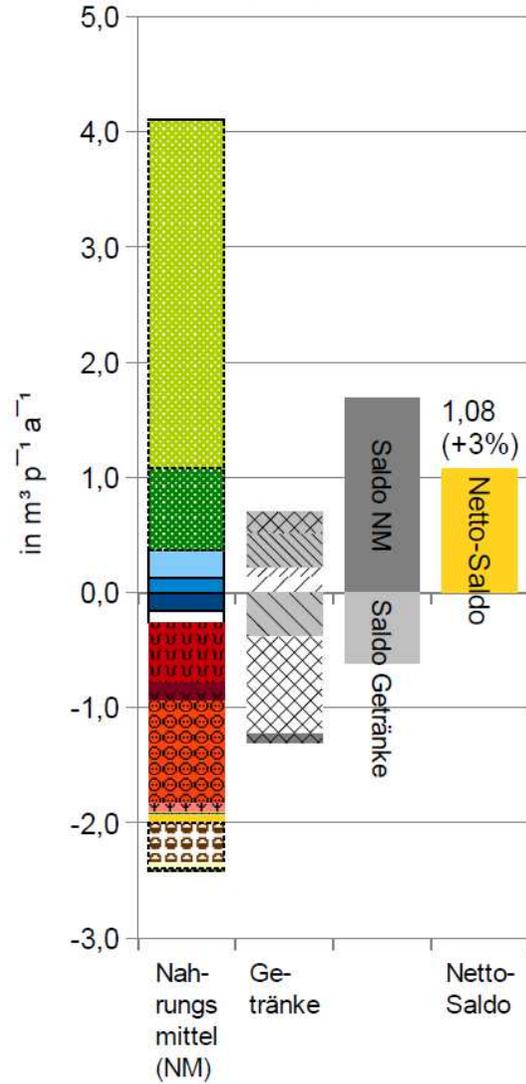


Im Gegensatz dazu wäre bei einer Übertragung des weiblichen Verbrauchsprofils der resultierende Bedarf an blauem Wasser um 3% erhöht, was maßgeblich auf einen größeren Positivsaldo bei Nahrungsmitteln im Vergleich zu einem kleineren Negativsaldo bei den Getränken zurückzuführen ist (Abb. 55a). Innerhalb der Nahrungsmittel resultiert der Positivsaldo, sprich der Mehrbedarf an blauem Wasser, maßgeblich aus einem größeren Anteil von Obst im weiblichen Verbrauchsmuster.

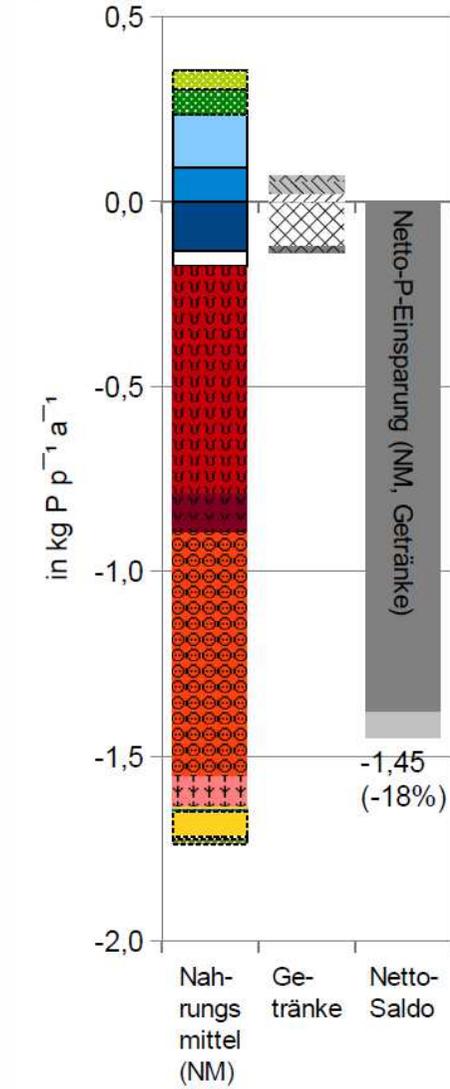
Beim Phosphorbedarf und dem Primärenergieverbrauch überwiegen die Umwelteffekte aus dem überdurchschnittlichen Schweine-, Rind-/Kalb- und Bierverbrauch im männlichen Verbrauchsmuster, wobei die Unterschiede beim Phosphorbedarf größer ausfallen. Werden beim Phosphorbedarf nahezu alle Einsparungen durch einen veränderten Verbrauch von Nahrungsmitteln bedingt, resultiert der niedrigere PEV auch zum Teil aus dem veränderten Verbrauchsprofil bei den Getränken. Den größten Einfluss übt dabei der verminderte Bierkonsum der Frauen aus (Abb. 55b, Abb. 55c).

Abb. 55. Vergleich der Unterschiede hinsichtlich des Wasser- und Phosphorbedarfs sowie des PEVs

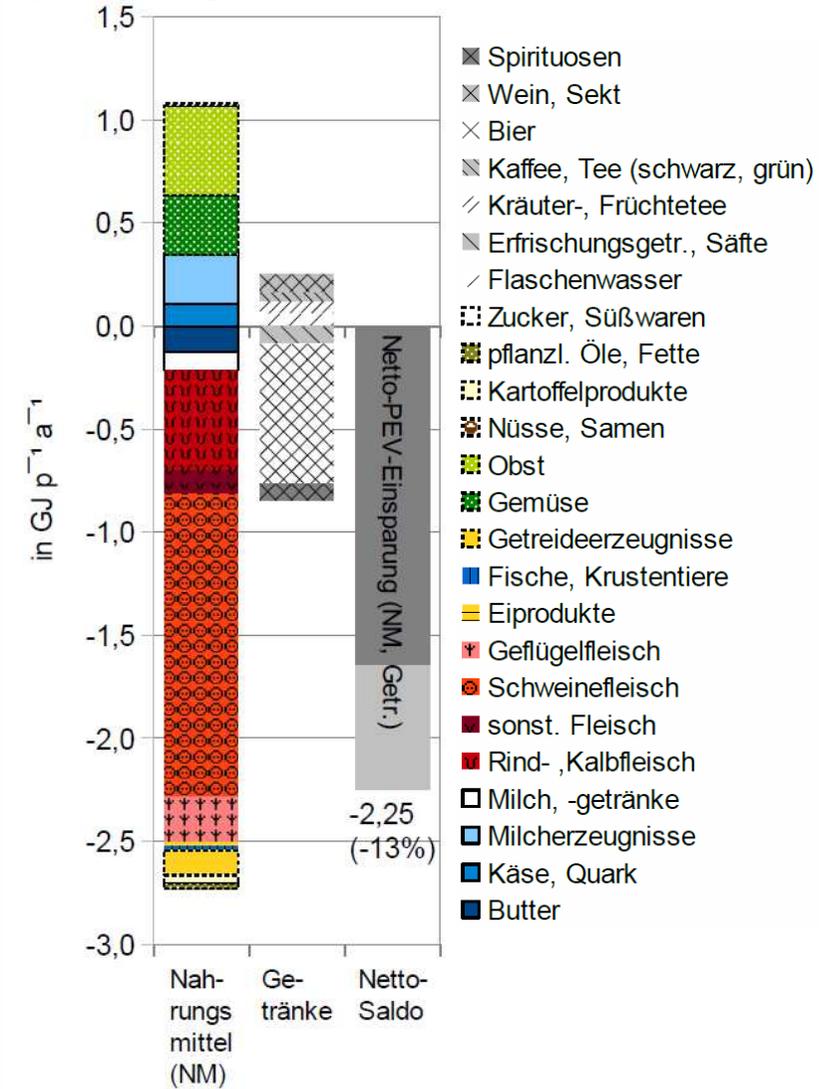
a) Wasserbedarf (blau)



b) Phosphorbedarf



c) Primärenergieverbrauch



- Spirituosen
- Wein, Sekt
- × Bier
- Kaffee, Tee (schwarz, grün)
- ∕ Kräuter-, Früchtetee
- Erfrischungsgetr., Säfte
- ∕ Flaschenwasser
- Zucker, Süßwaren
- pflanzl. Öle, Fette
- Kartoffelprodukte
- Nüsse, Samen
- Obst
- Gemüse
- Getreideerzeugnisse
- Fische, Krustentiere
- Eiprodukte
- Geflügelfleisch
- Schweinefleisch
- sonst. Fleisch
- Rind-, Kalbfleisch
- Milch-, getränke
- Milcherzeugnisse
- Käse, Quark
- Butter

3.3.4 Hochrechnung der Ergebnisse auf Bundesebene

Werden die im letzten Absatz vorgestellten Ergebnisse auf Bundesebene extrapoliert, und damit allen Männern in Deutschland im Alter von 14-80 Jahren das weibliche Verbrauchsmuster von Nahrungsmitteln und Getränken unterstellt, kann abgeschätzt werden, wie groß zu erwartende Veränderungen der Umwelteffekte auf nationaler Ebene wären. Die Ergebnisse sollten vor dem Hintergrund interpretiert werden, dass dieser Arbeit ein attributiver Ansatz in der Ökobilanzierung zu Grunde liegt. Daher sind die Aussagen bezogen auf das Referenzjahr 2006 zu verstehen. Im Hinblick auf eine bessere Vorhersagbarkeit (*predictability*) in Szenarioanalysen wäre ein folgeorientierter Ansatz in der Ökobilanzierung (*consequential approach*) eher geeignet, weil darin komplexe Angebots- und Nachfragebeziehungen im Markt und daraus zu erwartende Rückkopplungseffekte adäquater modelliert werden können. Diese und andere Implikationen werden in der Diskussion (4.2, S. 312ff.) vertiefend erörtert.

Die folgende Tab. 55 gibt einen Überblick über die Ergebnisse. Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser mit einem Mehrbedarf von 1,7% (bzw. 37 Mio. m³ a⁻¹) ergeben sich für alle anderen Indikatoren Einsparungen in Höhe von 7% bis 12%. Dabei wären die Einsparungen im Bereich der Ammoniakemissionen mit 55 kt a⁻¹ (minus 12,2%) und beim Flächenbedarf mit ca. 17.600 km² (minus 11,0%) am gravierendsten. Während die Einsparungen bei den Ammoniakemissionen nahezu ausschließlich im Inland anfallen würden, würde sich die frei werdende Fläche auf folgende Flächentypen aufteilen, im Inland: 11.540 km² Acker, 3.810 km² Grünland; im Ausland: 3.730 km² Acker sowie 220 km² Grünland. Maßgeblich bedingt durch einen höheren Anteil von Obst und Wein in der weiblichen Kost wären Flächen für Dauerkulturen erhöht: um 260 km² im Inland sowie 1.440 km² im Ausland (bei Unterstellung der Selbstversorgungsgrade im Jahr 2006, vgl. Tab. 18, S. 73). Bereinigt ergäben sich somit freie Flächen in Höhe von 15.090 km² im Inland sowie 2.510 km² im Ausland.

Bei der Hochrechnung auf die Referenzpopulation der 14-80 Jährigen wurde die entsprechende Gruppenstärke im Jahr 2006 berücksichtigt. Nach Destatis (2007a) setzte sich im Jahr 2006 die Gruppe der 14-80 Jährigen aus 33,9 Millionen Männern sowie 34,5 Millionen Frauen zusammen. Dieser Überhang der Frauen erklärt in den Ergebnissen der Hochrechnung die geringeren prozentualen Veränderungen im Vergleich zur Pro-Kopf-Analyse des vorangegangenen Absatzes.

Tab. 55. Bundesweite Veränderungen ernährungsbedingter Umwelteffekte nach Übertragung des durchschnittlichen Verbrauchsmusters der Frauen auf das der Männer

Treibhausgasemissionen		Verbrauchsbedingte CO _{2e} -Emissionen		CO _{2e} -Emissionen nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		t p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in Mio. t CO _{2e} a ⁻¹	t p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in Mio. t CO _{2e} a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	2,3	78,3	1,9	65,8
	Getränke	0,4	12,6	0,3	11,0
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	1,7	57,4	1,7	57,4
	Getränke	0,2	7,9	0,2	7,9
Summe in Mio. t CO _{2e} p ⁻¹		156,2		142,1	
THG-Einsparungen in Mio. t CO _{2e} p ⁻¹ (in %)		-14,1 (-9,0%)			
Ammoniakemissionen		Verbrauchsbedingte NH ₃ -Emissionen		NH ₃ -Emissionen nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		kg p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in 1000 t a ⁻¹	kg p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in 1000 t a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	7,7	263	6,1	209
	Getränke	0,2	6	0,1	5
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	5,2	179	5,2	179
	Getränke	0,1	3	0,1	3
Summe in 1000 t NH ₃ p ⁻¹		451		396	
Einsparungen in 1000 t p ⁻¹ (in %)		-55 (-12,2%)			
Flächenbedarf		Verbrauchsbedingter Flächenbedarf		Flächenbedarf nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		m ² p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in km ² a ⁻¹	m ² p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in km ² a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	2.481	84.189	2.020	68.548
	Getränke	284	9.645	227	7.696
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	1.735	59.819	1.735	59.819
	Getränke	161	5.560	161	5.560
Summe in km ² p ⁻¹		159.214		141.623	
Einsparungen in km ² p ⁻¹ (in %)		-17.590 (-11,0%)			
Wasserbedarf (blau)		Verbrauchsbedingter Wasserbedarf		Wasserbedarf nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in Mio. m ³ a ⁻¹	m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in Mio. m ³ a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	26,0	882	27,7	939
	Getränke	9,0	306	8,4	285
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	23,8	820	23,8	820
	Getränke	6,0	206	6,0	206
Summe in Mio. m ³ p ⁻¹		2.214		2.250	
Mehrbedarf in Mio. m ³ p ⁻¹ (in %)		37 (+1,7%)			
Phosphorbedarf		Verbrauchsbedingter Phosphorbedarf		P-Bedarf nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		kg p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in 1000 t a ⁻¹	kg p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in 1000 t a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	7,4	250	6,0	203
	Getränke	0,5	17	0,4	15
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	5,1	177	5,1	177
	Getränke	0,3	11	0,3	11
Summe in 1000 t p ⁻¹		456		407	
Einsparungen in 1000 t p ⁻¹ (in %)		-49 (-10,8%)			
Primärenergieverbrauch (PEV)		Verbrauchsbedingter PEV		PEV nach Übertragung des weibl. Verbrauchprofils	
		GJ p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in PJ a ⁻¹	GJ p ⁻¹ a ⁻¹	Summe in PJ a ⁻¹
Männer (14-80)	Nahrungsmittel	14,1	479	12,5	423
	Getränke	3,2	107	2,6	87
Frauen (14-80)	Nahrungsmittel	10,7	369	10,7	369
	Getränke	1,8	63	1,8	63
Summe in PJ p ⁻¹		1.018		942	
Einsparungen in PJ p ⁻¹ (in %)		-76 (-7,5%)			

3.4 Ergebnisse nach Altersgruppen und Geschlecht

Während im letzten Kapitel die ernährungsbedingten Umweltwirkungen allein nach Geschlecht der 14-80 Jährigen vorgestellt und diese miteinander verglichen wurden, werden in diesem Kapitel die Umwelteffekte zudem differenziert nach Altersklassen ausgewertet. Bei der Altersgruppeneinteilung wurde sich an den Ergebnisberichten der Nationalen Verzehrsstudie II orientiert (MRI 2008, 2008a). Diese glich wiederum der Einteilung, die in der Nationalen Verzehrsstudie I gewählt wurde (KÜBLER ET AL. 1995).

Als Grundlage der Ökobilanzierung dienen die in der nächsten Abb. 56 dargestellten Verbrauchsmengen an Nahrungsmitteln und Getränken im Referenzjahr 2006. Diese basieren auf den *Verzehrs*mengen aus der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a), die mit den produktgruppenspezifischen Faktoren in Tab. 53 (S. 169) in entsprechende *Verbrauchs-* bzw. *Versorgungsmengen* umgerechnet wurden. In der Abbildung wird sehr gut deutlich, wie sich die verbrauchten Nahrungsmittel- und Getränkemengen in Abhängigkeit der Altersgruppe ändern. Während bei den Männern der Gesamtverbrauch ab der Altersgruppe der 19-24 Jährigen abnimmt, steigt bei den Frauen bis zur Altersgruppe der 35-50 Jährigen der Verbrauch an.

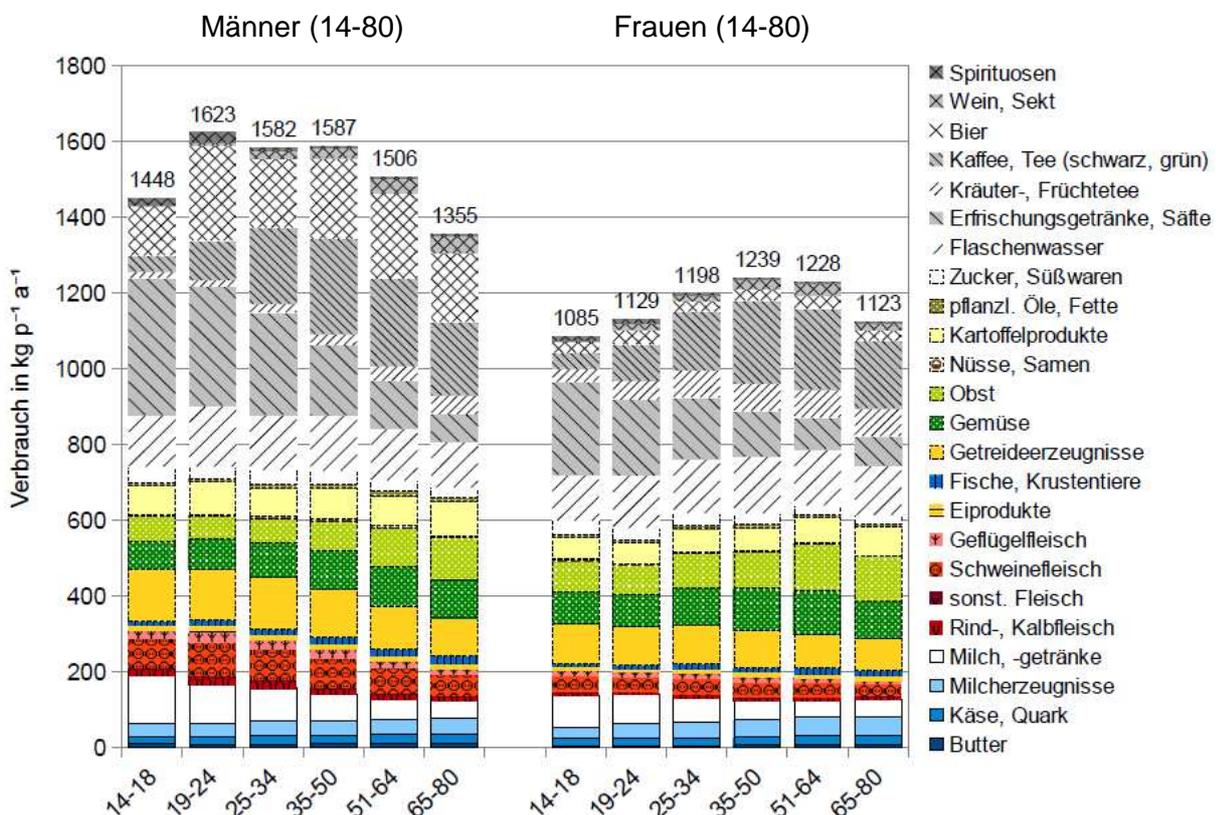


Abb. 56. Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Altersgruppen und Geschlecht

Einen besseren Überblick über Änderungen von Verbrauchsmengen gibt für Nahrungsmittel die nächste Abb. 57 und für Getränke Abb. 58.

Zunahmen mit dem Alter bestehen bei Männern und Frauen in erster Linie aus einem gesteigerten Verbrauch von Obst und Gemüse, gefolgt von Fischprodukten, Milcherzeugnissen, Käse/Quark und Butter sowie Kartoffelprodukten. Stattdessen sind Verbrauchsabnahmen vor allem bei folgenden Produkten festzustellen: Milch/-getränke, Fleischprodukte, Getreideerzeugnisse und Zucker/Süßwaren, wobei die Abnahmen bei den Männern stärker ausgeprägt sind.

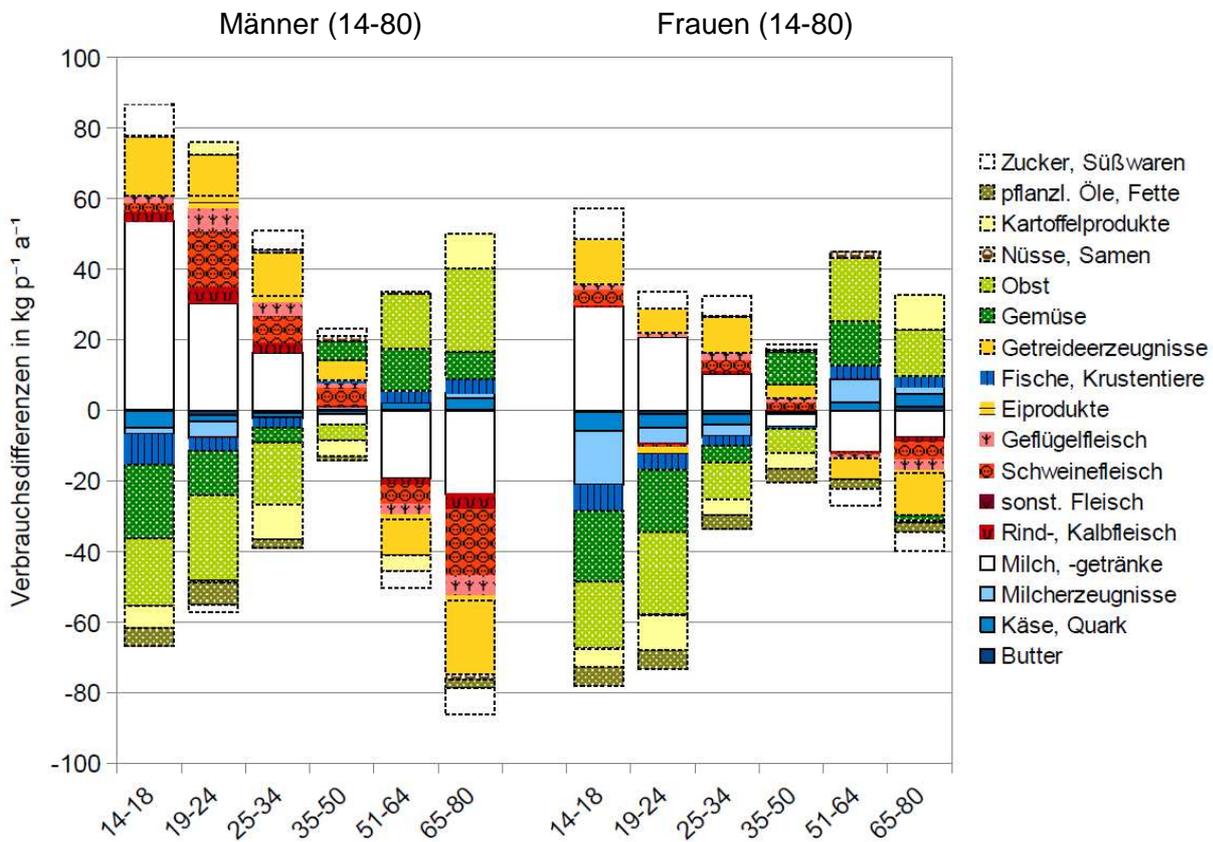


Abb. 57. Verbrauchsdifferenzen von Nahrungsmitteln nach Altersgruppen und Geschlecht

Innerhalb der Fleischprodukte wurde bei den Männern mit dem Alter eine Zunahme des Schweinefleischanteils von 62% auf 65% festgestellt, während der Anteil des Geflügels und des Rind-/Kalbfleischs von 19% auf 17% bzw. 16% auf 14% zurückging. Ohne erkennbaren altersgruppenspezifischen Trend pendelte bei den Frauen dagegen der Anteil des Schweinefleischs zwischen 60% und 62% sowie der des Rind-/Kalbfleischs relativ konstant bei 13% bis 14%. Beim Geflügelfleisch wurde ab der Altersgruppe der 19-24 Jäh-

rigen mit einem Maximum von 24% ein konstanter Rückgang auf einen Anteil von 20% in der Altersgruppe der 65-80 Jährigen beobachtet. Beim sonstigen Fleisch wurde bei beiden Geschlechtern eine moderate Zunahme um einen Prozentpunkt auf 4% bei den Männern und 3% bei den Frauen festgestellt.

Bei Getränken wurden Verbrauchszunahmen mit dem Alter vor allem bei Kaffee/Tee (schwarz, grün), Kräuter-/Früchtetee und Wein festgestellt; Verbrauchsrückgänge stattdessen im Konsum von Erfrischungsgetränken, Säften/Nektaren sowie Spirituosen (Abb. 58).

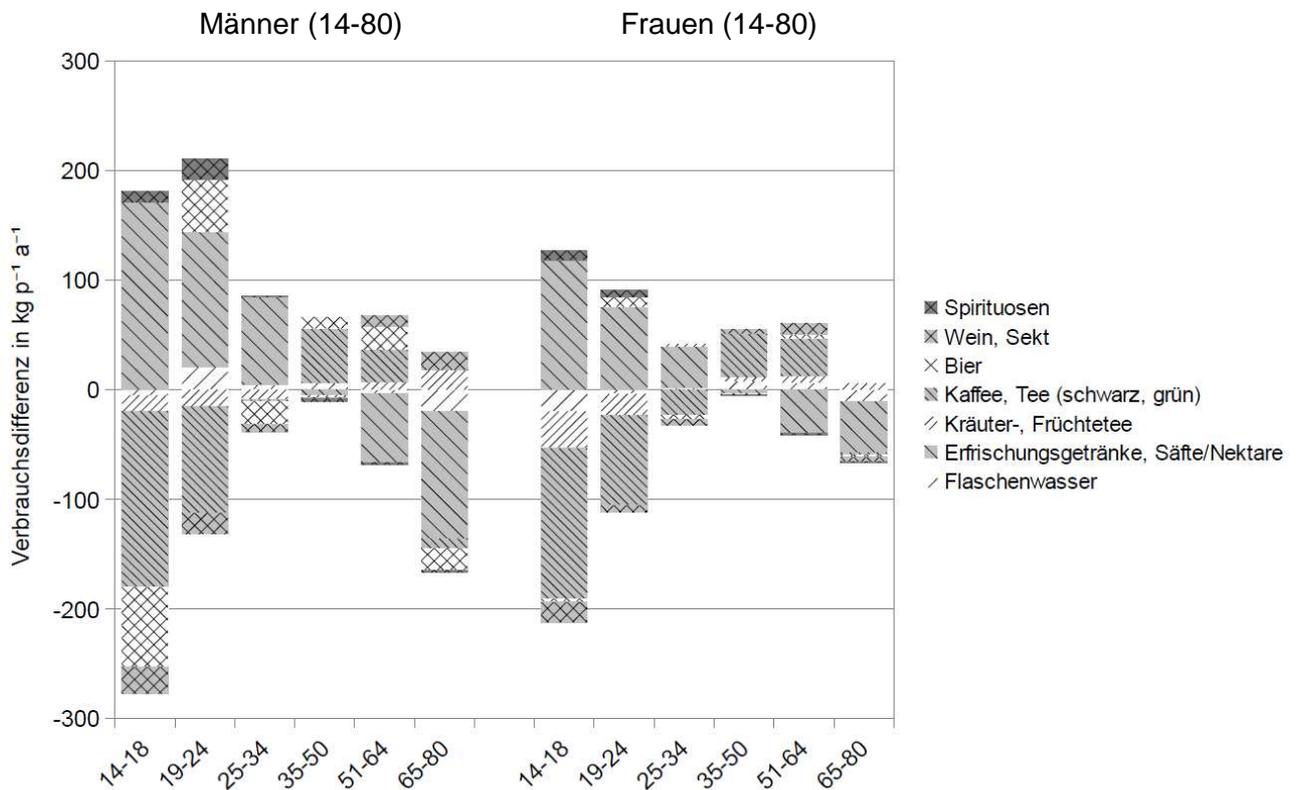


Abb. 58. Verbrauchsdifferenzen von Getränken nach Altersgruppen und Geschlecht

Wird lediglich das Verbrauchsprofil von Nahrungsmitteln (ohne Getränke) betrachtet (Abb. 59), so können relative altersspezifische Änderungen in den Verbrauchsmustern deutlicher gemacht werden. Generell ist bei beiden Geschlechtern ab der Altersgruppe der 19-24 Jährigen ein anteiliger Rückgang im Verbrauch von tierischen Nahrungsmitteln festzustellen: bei den Männern von 45% auf 35% und bei Frauen von 37% auf 33% in der Altersgruppe der 65-80 Jährigen. Innerhalb der tierischen Nahrungsmittel findet dabei eine Verschiebung hinzu Milcherzeugnissen, Käse/Quark und Fischen/Krustentieren statt, die je-

doch geringer ausfällt als die Abnahme beim Schweine-, Rind- und Geflügelfleisch. Bei den pflanzlichen Nahrungsmitteln basieren die Anteilszunahmen maßgeblich auf einem gesteigerten Verbrauch von Obst, Gemüse und Kartoffelprodukten, wobei die Differenzen zwischen Männern und Frauen im Alter geringer ausfallen als in den jüngeren Altersgruppen.

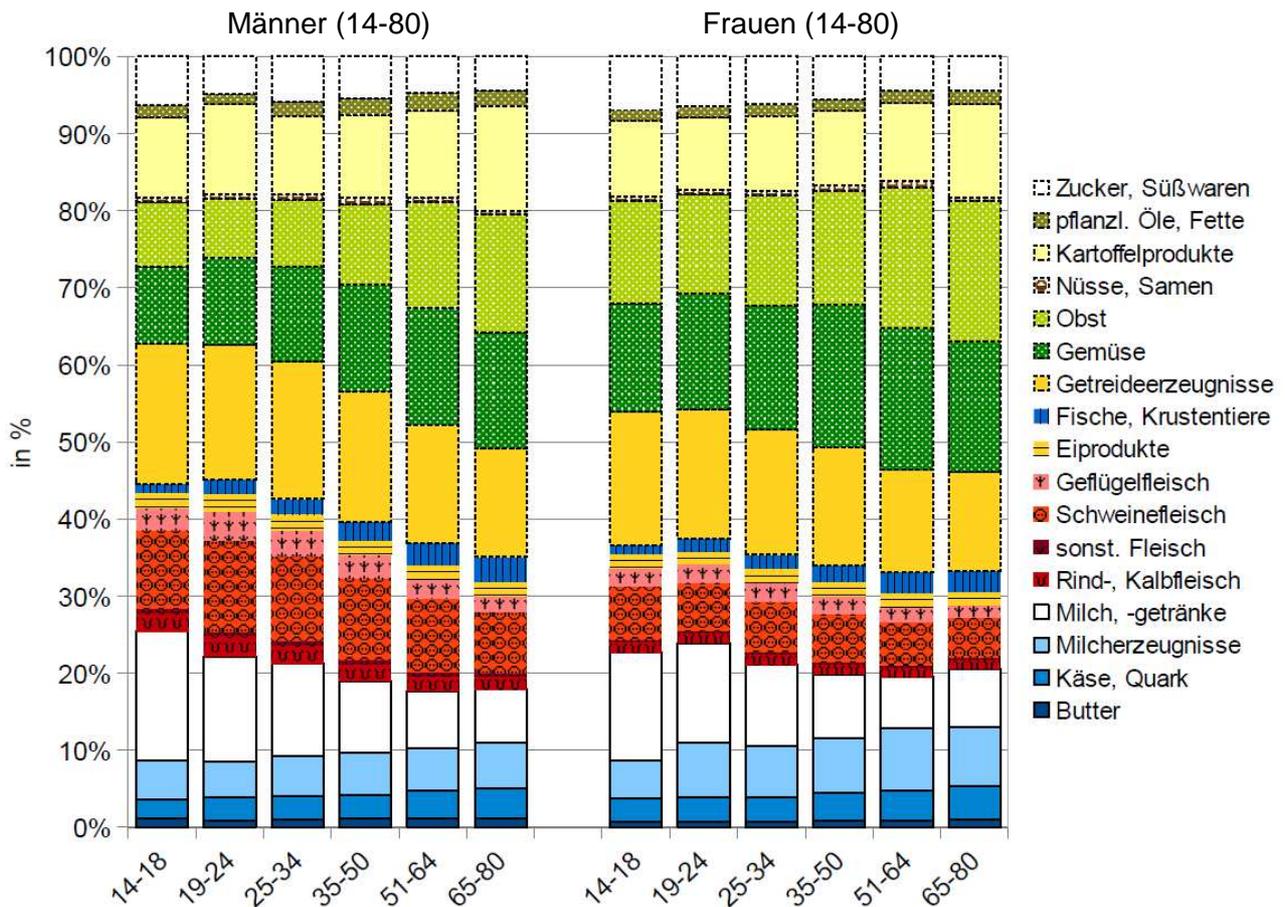


Abb. 59. Relative Zusammensetzung des Verbrauchprofils von Nahrungsmitteln (ohne Getränke) nach Altersgruppen und Geschlecht

Inwieweit sich diese altersgruppenspezifischen Verbrauchsdifferenzen auf entsprechende Umwelteffekte auswirkten, soll in den nächsten Absätzen vorgestellt werden.

3.4.1 Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht

Grundlage der altersgruppenspezifischen Treibhausgasemissionen bilden die im letzten Abschnitt präsentierten Verbrauchsmengen, die mit den entsprechenden produktgruppenspezifischen Treibhausgasfaktoren multipliziert wurden (vgl. Kapitel 3.1, S. 80ff.). Aus der folgenden Abb. 60 geht hervor, dass das altersgruppenspezifische Bild der Treibhausgas-

emissionen tendenziell mit entsprechenden Verbrauchsmengen (Abb. 56, S. 189) korreliert, wobei der Einfluss tierischer Nahrungsmittel vor allem bei den Männern, im Gegensatz zu pflanzlichen Nahrungsmitteln und Getränken, dominiert. Erwähnenswert ist, dass im Vergleich aller Altersgruppen, das Maximum und das Minimum bei beiden Geschlechtern in der gleichen Altersgruppe zu finden ist: in der Gruppe der 19-24 Jährigen. Ab dieser Altersgruppe gehen entsprechende Treibhausgasemissionen bei den Männern zurück, währenddessen diese bei den Frauen bis zur Altersgruppe der 51-64 Jährigen moderat ansteigen. Bei den Männern ist dieses Phänomen vornehmlich auf den Rückgang von Fleischprodukten in der Kost zurückzuführen, während bei den Frauen die Zunahme eher auf einem stärkeren Verbrauch von treibhausgasintensiveren Milchprodukten (Käse/Quark, Milcherzeugnisse) beruht.

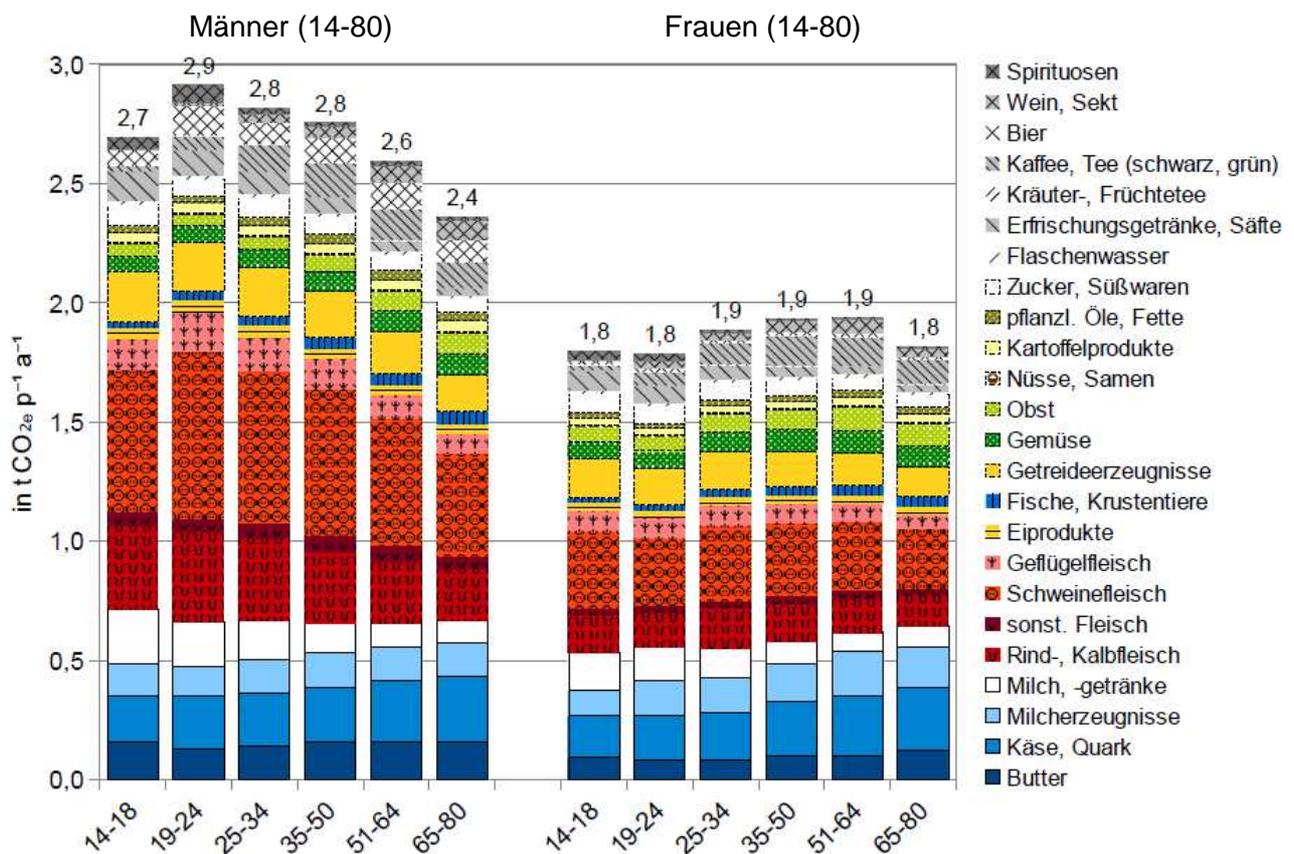


Abb. 60. Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Im Hinblick auf die betrachteten Prozessabschnitte in der nächsten Abb. 61 steigt bei beiden Geschlechtern bis zur Altersgruppe der 35-50 Jährigen der Anteil und die absolute Menge der Treibhausgasemissionen, die im Ausland emittiert werden (aus dLUC, LU und landwirtschaftlicher Produktion): bei den Männern von 18% auf 22%, bei den Frauen von

18% auf 23%. Stattdessen gehen die Anteile der Treibhausgasemissionen, die in der inländischen landwirtschaftlichen Produktion anfallen, leicht zurück. Diese Verschiebung hin zu verstärkten Treibhausgasemissionen im Ausland lässt sich aus dem zunehmenden Verbrauch von Obst, Gemüse und Wein mit dem Alter erklären, der bedingt durch den geringen Selbstversorgungsgrad Deutschlands, zum Großteil über Importe gedeckt wird.

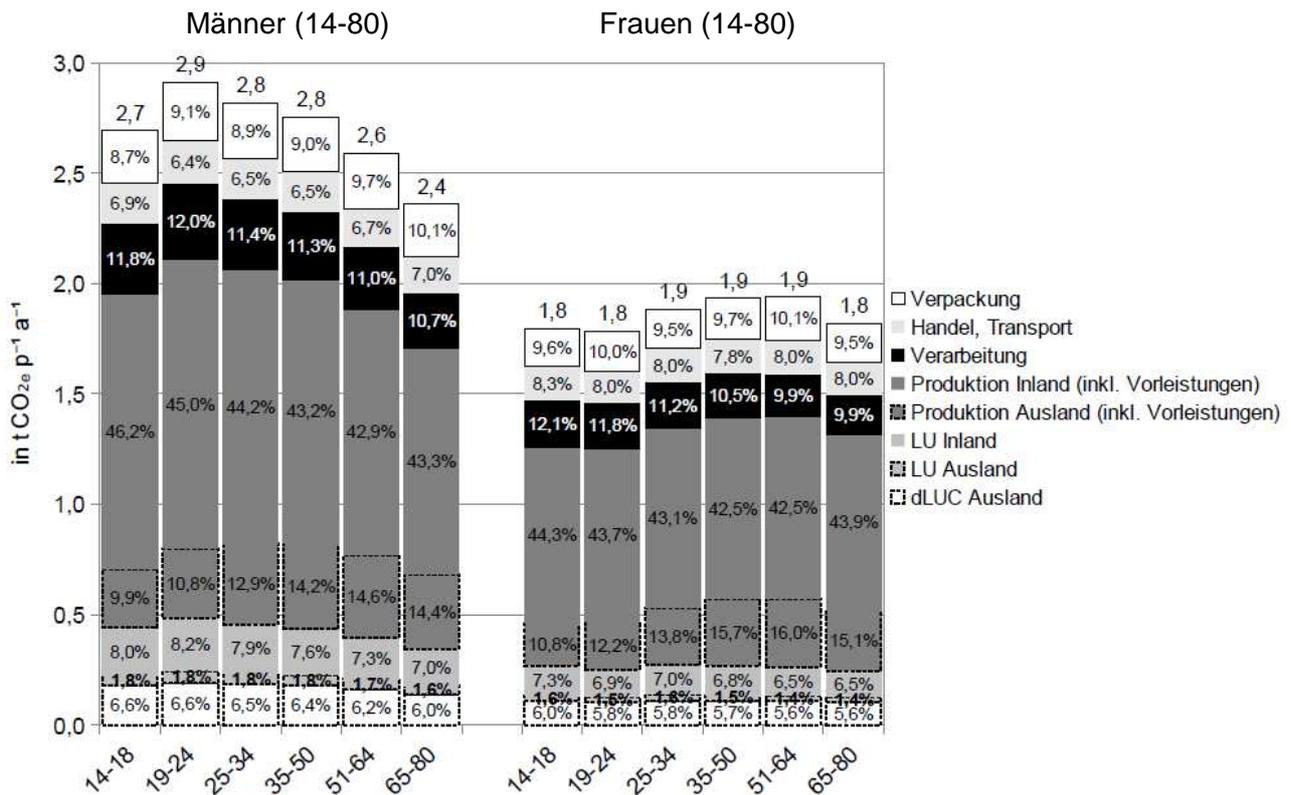


Abb. 61. Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)

Hinsichtlich der Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) wurde ein leichter Rückgang mit dem Alter festgestellt: um 2% bei den Männern und um 1% bei den Frauen. Dieser leichte Rückgang lässt sich vor allem aus einem reduzierten Verbrauch von Fleischprodukten mit dem Alter erklären. Ebenfalls leicht zurückging der Anteil der Emissionen aus der Verarbeitung: um 1% bei den Männern und um 2% bei den Frauen. Bei den Emissionen aus Handel/Transport ließen sich keine signifikanten Veränderungen in Abhängigkeit vom Alter feststellen. Bei den verpackungsbedingten Emissionen wurde bei den Männern eine leichte Zunahme mit dem Alter festgestellt.

3.4.2 Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht

Die nächste Abb. 62 stellt die alters- und geschlechtsspezifischen Ammoniakemissionen des Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauchs dar. Obwohl das Emissionsprofil denen der im letzten Absatz behandelten Treibhausgasemissionen ähnelt, resultiert nahezu die gesamte Ammoniaklast aus dem Verbrauch tierischer Produkte. Der Anteil der tierproduktbedingten Ammoniakemissionen liegt bei allen Altersklassen bei ca. 90%, wobei bei den Männern eine deutliche Abnahme und bei den Frauen eine leichte Zunahme mit dem Alter zu beobachten ist. Bei den Frauen ist dieser Effekt vor allem auf einen verstärkten Verbrauch ammoniakintensiverer Milchprodukte (Butter, Käse/Quark) mit dem Alter zurückzuführen. Bei den Männern ist die Abnahme des Anteils tierproduktbedingter Ammoniakemissionen durch den zurückgehenden Verbrauch von Fleischprodukten bedingt.

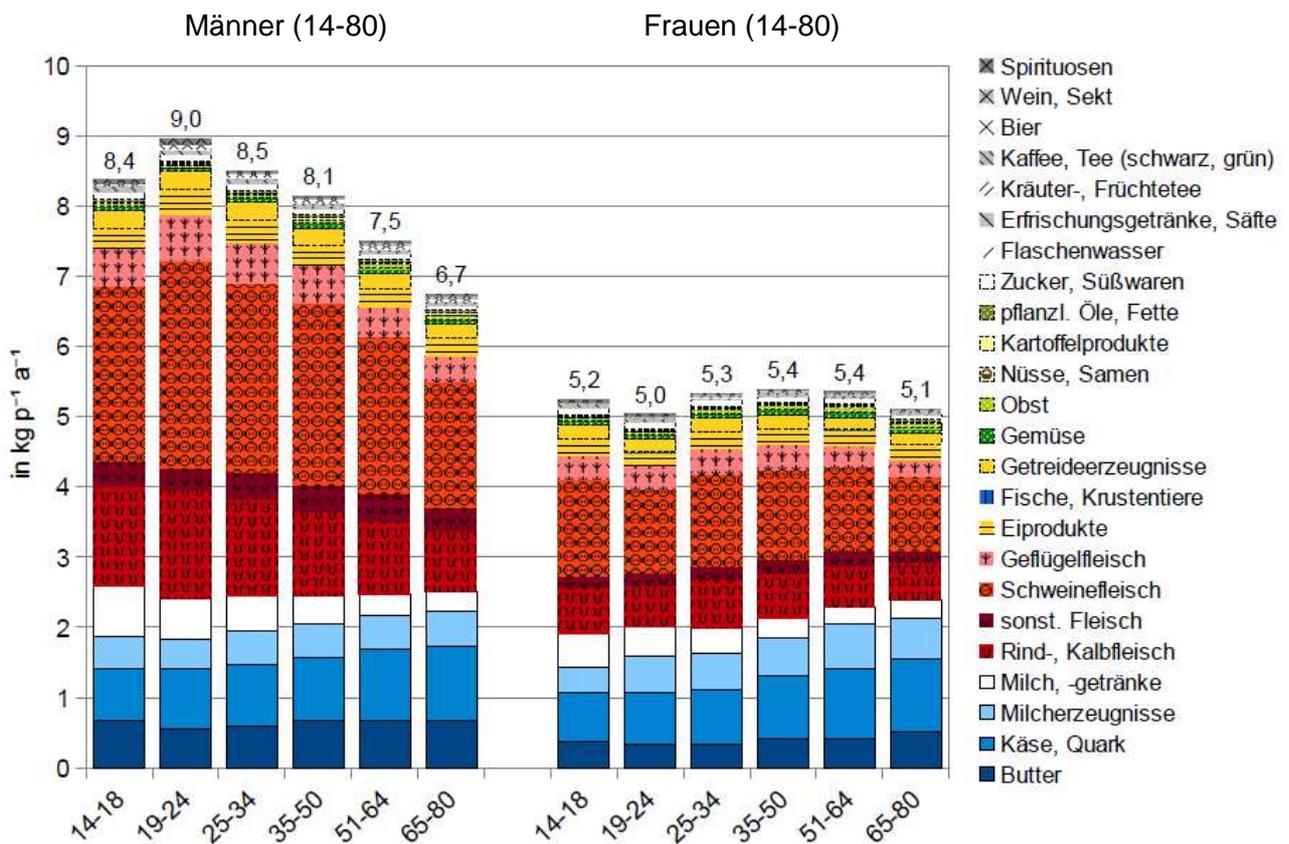


Abb. 62. Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Hinsichtlich des Entstehungsortes der Ammoniakemissionen ist mit dem Alter bei beiden Geschlechtern eine geringfügige Verlagerung von 7,5% auf 8,6% bei den Männern und 7,9% auf 8,6% bei den Frauen ins Ausland festzustellen (Abb. 63). Diese Verschiebung resultiert vornehmlich aus einem stärkeren Verbrauch von Obst und Gemüse sowie Nüs-

sen/Samen und Wein. Allesamt Produkte, die im Alter zunehmend verbraucht und hauptsächlich im Ausland produziert werden (vgl. Tab. 18 auf S. 73 zu den Selbstversorgungsgraden im Referenzjahr 2006). Ammoniakemissionen aus der Verarbeitung, Handel/Transport sowie aus der Herstellung der Verpackungsmaterialien sind mit ca. 0,01% an den Gesamtemissionen unbedeutend.

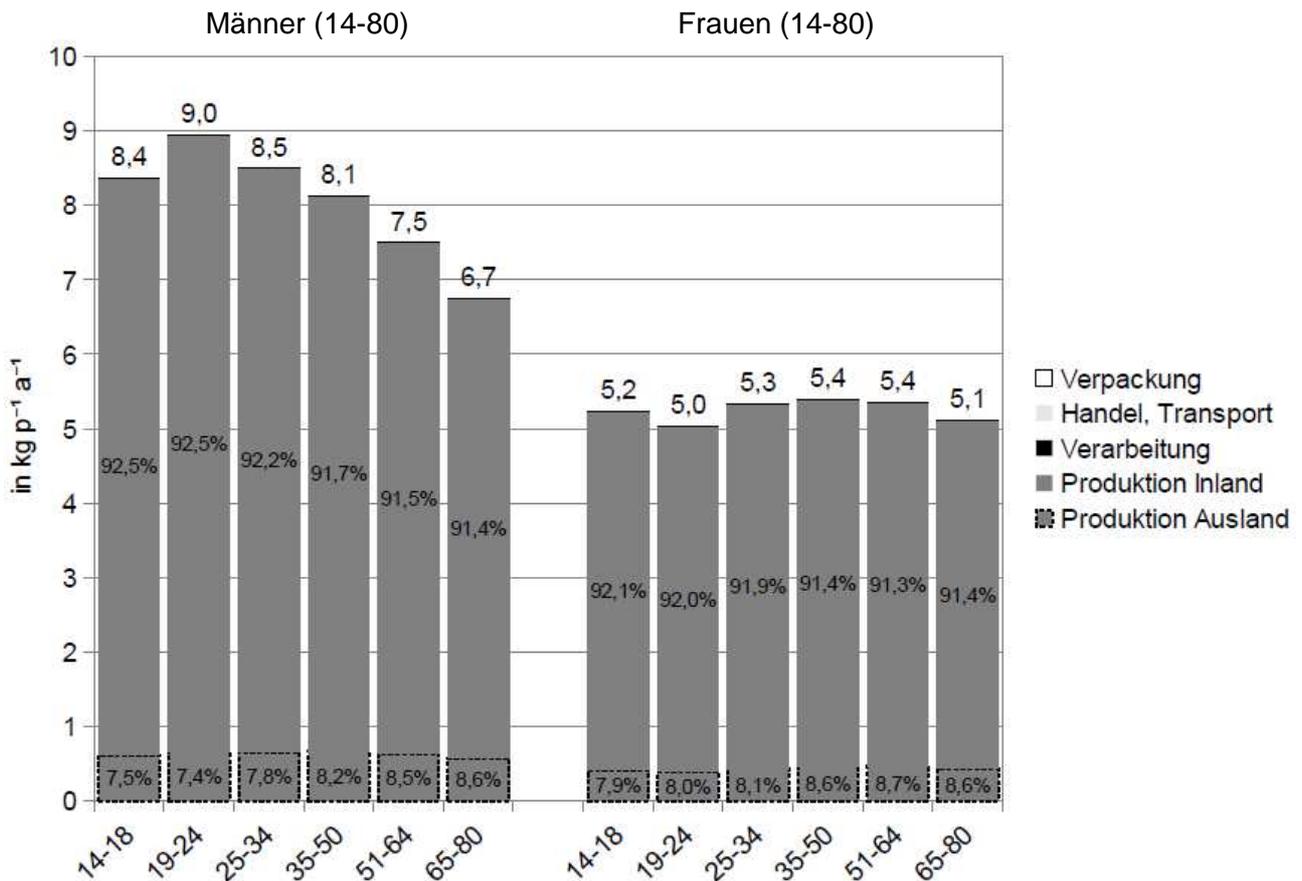


Abb. 63. Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.4.3 Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht

Das altersgruppen- und geschlechtsspezifische Verteilungsprofil des Flächenbedarfs (Abb. 64) ähnelt in seiner Ausprägung stark dem Profil der Treibhausgasemissionen. Nach Erreichen des Maximums bei den Männern in der Altersgruppe der 19-24 Jährigen, fällt der ernährungsbedingte Flächenbedarf mit dem Alter stark ab. Bei den Frauen steigt ab der Gruppe der 19-24 Jährigen mit dem Alter der Flächenbedarf bis zu den 35-50 Jährigen leicht an und geht dann moderat zurück um in der Altersgruppe der 65-80 Jährigen das niedrigste Niveau zu erreichen.

Bei den Männern basiert dieser zurückgehende Flächenbedarf vornehmlich auf einem verminderten Verbrauch von Fleischprodukten, während bei den Frauen die Zunahme eher auf einem vermehrten Verbrauch von Fleischprodukten und flächenintensiveren Milchprodukten (Käse/Quark, Milcherzeugnisse) beruht.

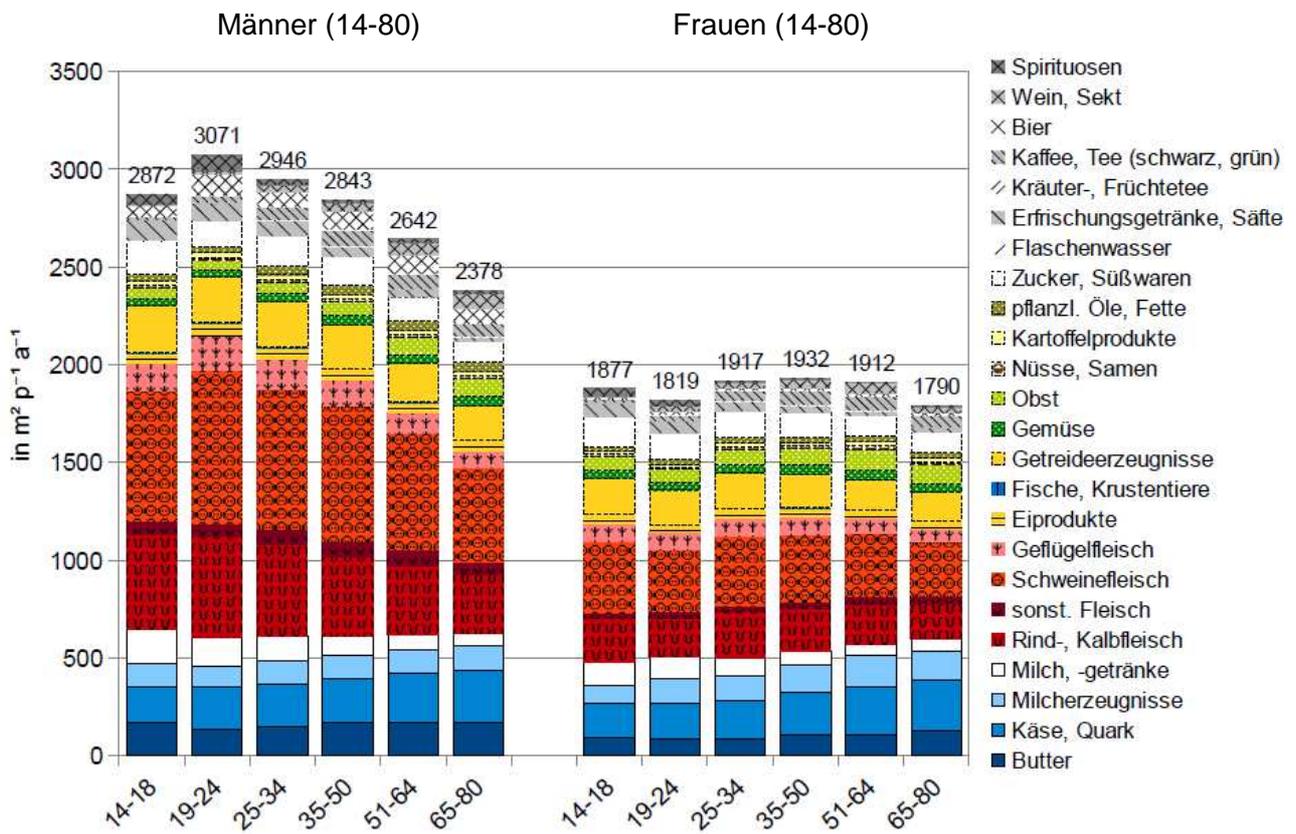


Abb. 64. Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Beim Vergleich der Flächentypen in der folgenden Abb. 65 fällt auf, dass mit dem Alter nicht nur mehr Flächen im Ausland (absoluter Flächenzuwachs im Ausland bei den Männern bis zur Altersgruppe der 35-50 Jährigen, bei den Frauen bis zur Gruppe der 51-64 Jährigen), sondern auch mehr Flächen in Dauerkulturen beansprucht werden. Der Anteil von Dauerkulturen am Flächenprofil steigt bei den Männern von 10% bei den 19-24 Jährigen auf 14% bei den 65-80 Jährigen. Bei den Frauen wurde der geringste Anteil mit 14% bei den 14-18 Jährigen und der höchste Anteil bei den 51-64 Jährigen mit 18% beobachtet. Im Gegensatz dazu wurde der stärkste anteilige Rückgang bei Ackerfläche im Inland beobachtet. Der Anteil von Grünland blieb über alle Altersgruppen relativ konstant.

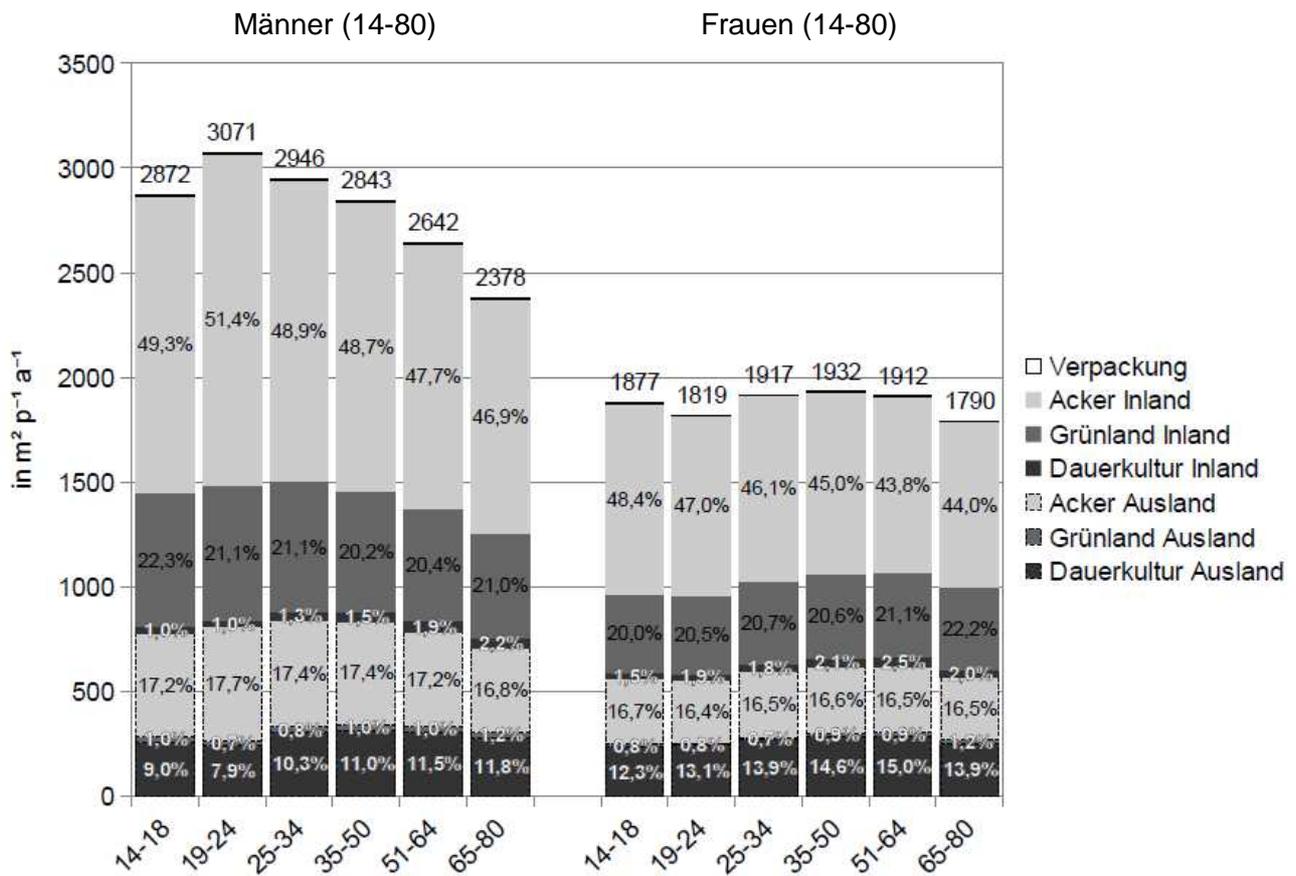


Abb. 65. Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.4.4 Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht

Im starken Kontrast zu den bisher beschriebenen Umweltindikatoren steht der Bedarf an blauem Wasser. Aus der nächsten Abb. 66 geht hervor, dass die Differenzen zwischen Männern und Frauen hier weniger ausgeprägt sind. Zudem ist bei beiden Geschlechtern ab der Altersgruppe der 19-24 Jährigen eine Zunahme im Bedarf an blauem Wasser festzustellen (bei den Männern bis zur Altersgruppe der 35-50 Jährigen, bei den Frauen bis zur Altersgruppe der 51-64 Jährigen). Dieser Anstieg erfolgt bei den Frauen stärker. Im Vergleich der einzelnen Nahrungsmittelgruppen wird der Wasserbedarf und dessen Zunahme mit dem Alter maßgeblich durch einen Mehrverbrauch an Obst, Nüssen/Samen sowie Gemüse und Wein hervorgerufen. Obwohl die Verbrauchsmengen von Nüssen und Samen im Verhältnis zur Gesamtmenge der verbrauchten Nahrungsmittel (ohne Getränke) lediglich 1% ausmachen, werden 23% des Bedarfs an blauem Wasser dadurch bedingt.

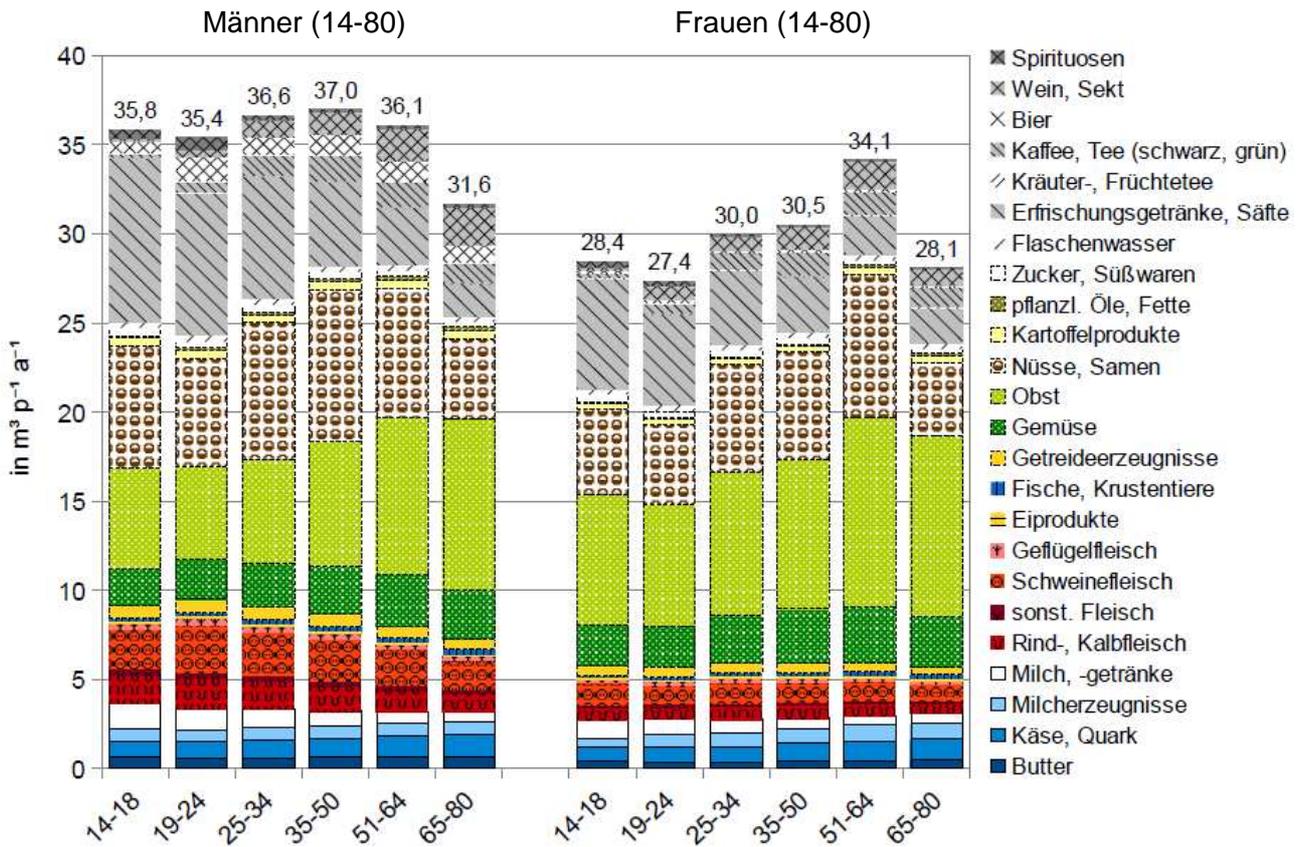


Abb. 66. Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Im Hinblick auf die untersuchten Prozessabschnitte (Abb. 67) steigt mit dem Anstieg des Gesamtbedarfs auch der Anteil des blauen Wassers aus der landwirtschaftlichen Erzeugung im Ausland. Bei den Männern bis zu einem Anteil von 63% in der Altersgruppe der 35-50 Jährigen und bei den Frauen bis 70% in der Altersgruppe der 51-64 Jährigen. Diese Anteilsanstiege sind auf den Mehrverbrauch der wasserintensiven und vor allem in Ausland produzierten Produktgruppen Obst und Nüsse/Samen zurückzuführen.

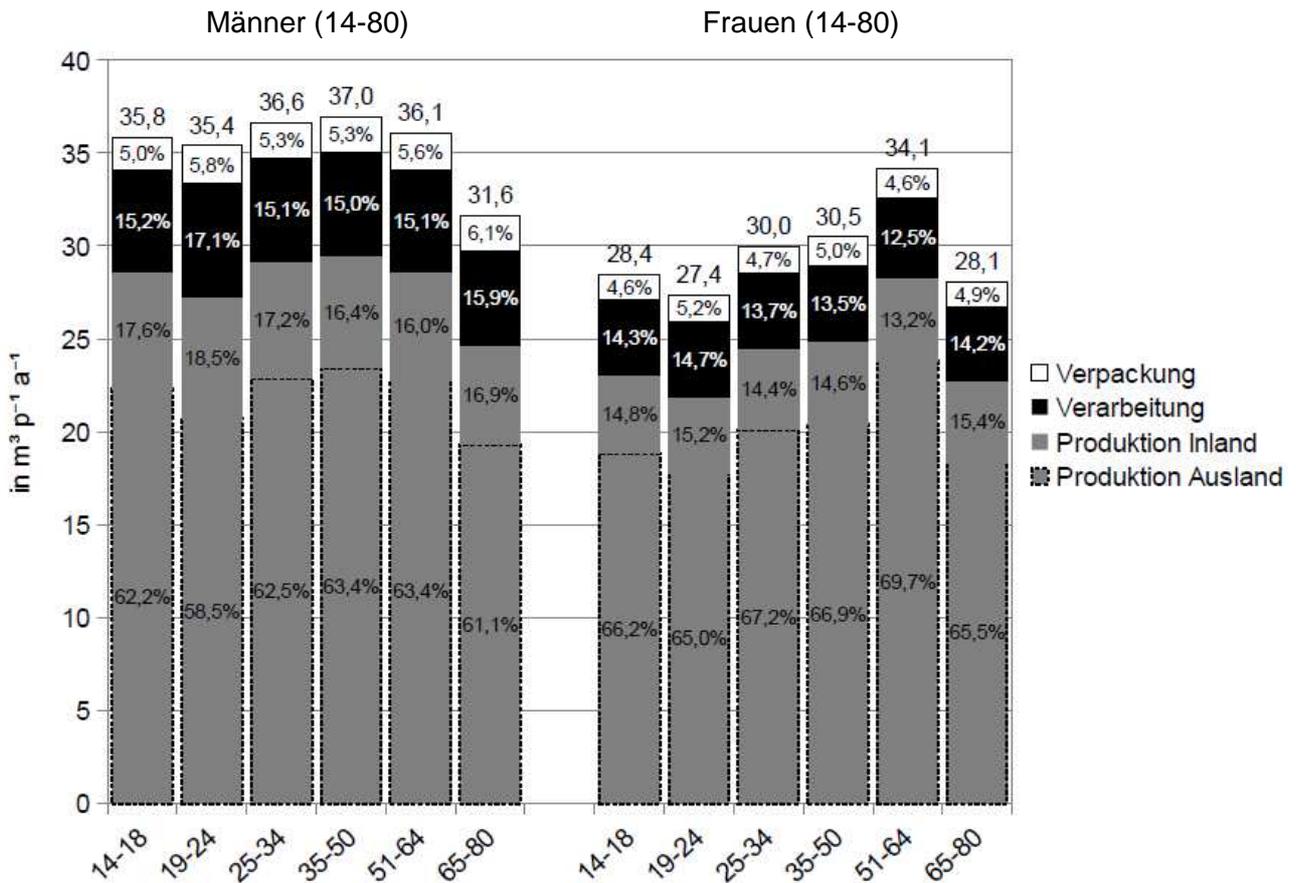


Abb. 67. Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.4.5 Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht

Das Profil des alters- und geschlechtsspezifischen Phosphorbedarfs ähnelt am ehesten dem bereits vorgestellten Profil der Ammoniakemissionen (Kap. 3.4.2, S. 195); mit dem Unterschied, dass der Anteil der tierischen Nahrungsmittel etwas niedriger bei ca. zwei Dritteln des Gesamtphosphorbedarfs liegt (Abb. 68). Bedingt durch einen höheren Verbrauch tierischer Nahrungsmittel ist dieser Anteil bei den Männern leicht erhöht. Ebenso identisch ist die Verteilung der Minima und Maxima. Während sich das Maximum bei den Männern in der Altersgruppe der 19-24 Jährigen befindet, weisen Frauen in dieser Altersgruppe den geringsten Phosphorbedarf auf.

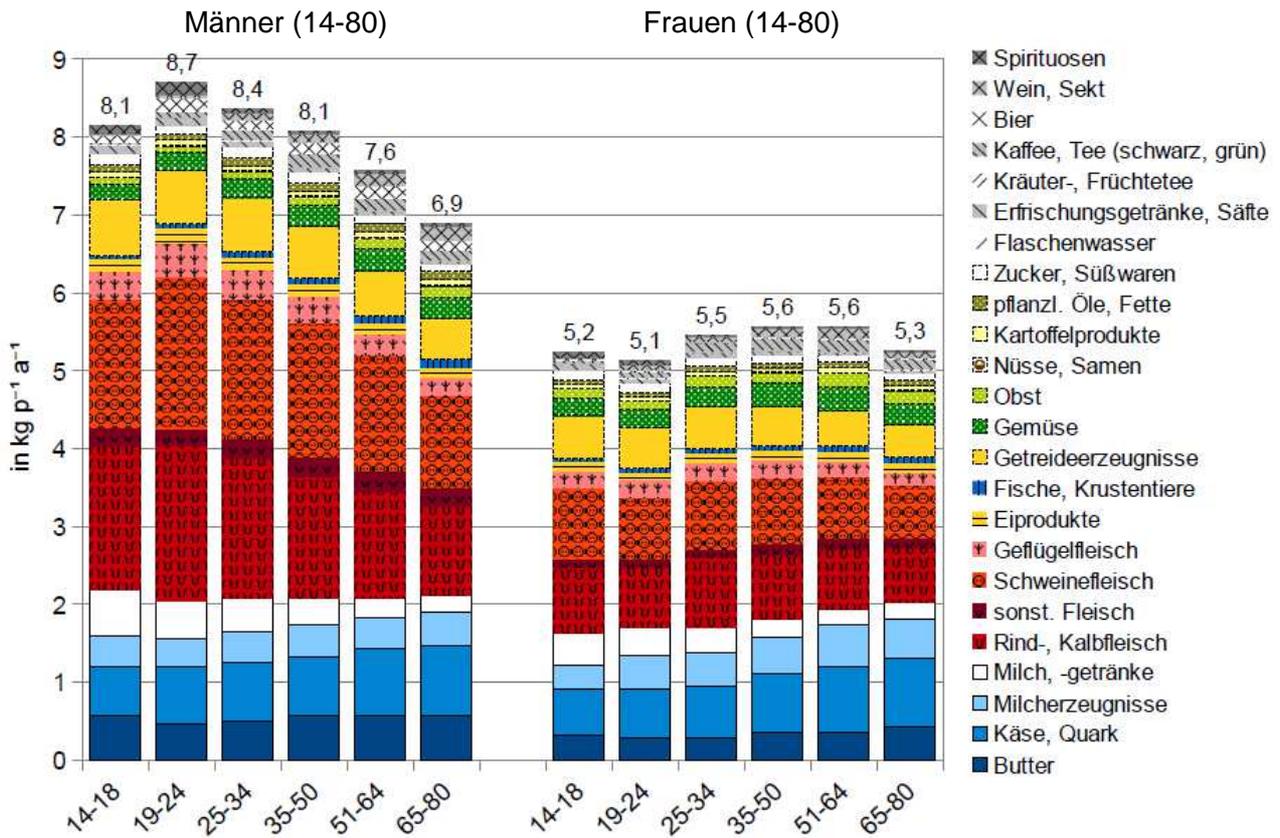


Abb. 68. Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

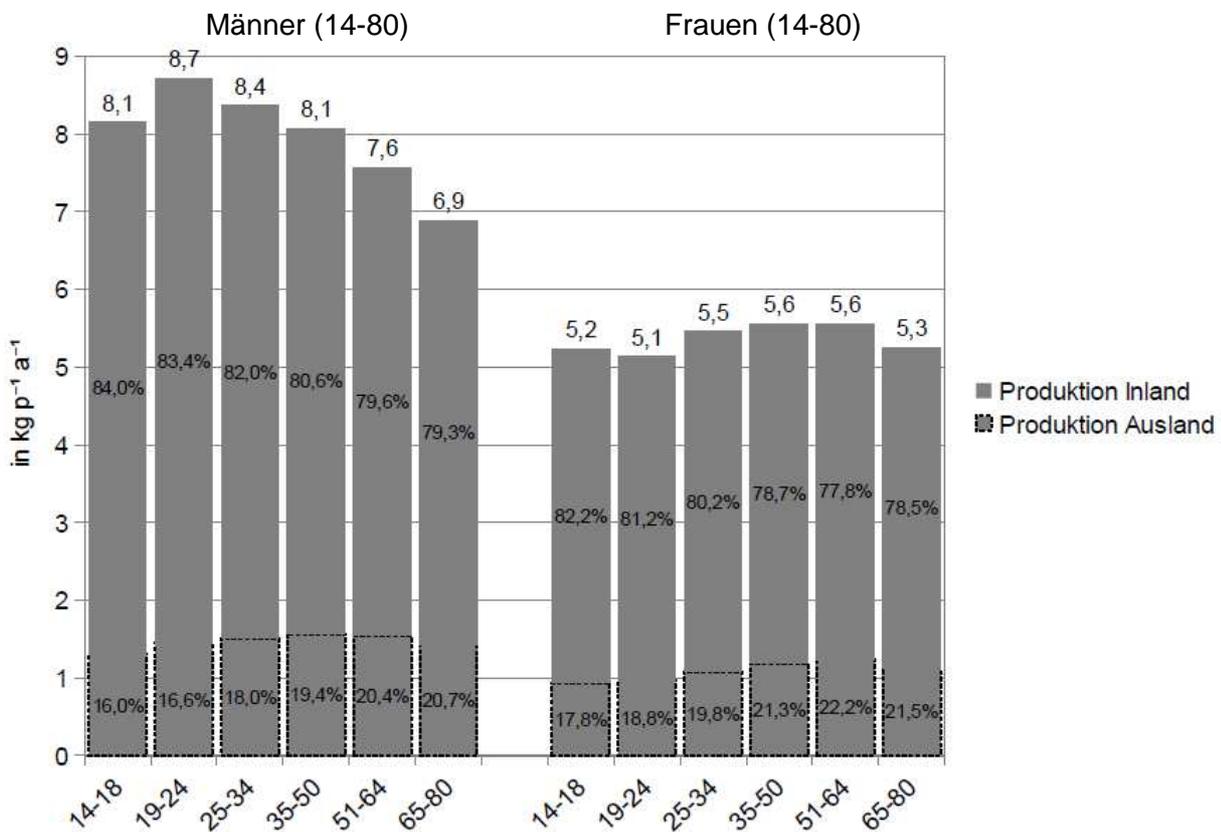


Abb. 69. Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)

Hinsichtlich der Verwendung des benötigten Phosphors im In- und Ausland ist mit dem Alter bei beiden Geschlechtern eine geringfügige Verlagerung von 16% auf 21% bei den Männern und 18% auf 22% bei den Frauen ins Ausland festzustellen (Abb. 69). Diese Verschiebung resultiert vornehmlich aus einem stärkeren Verbrauch von Obst und Gemüse sowie von Nüssen/Samen und Wein. Allesamt Produkte, die im Alter zunehmend verbraucht und hauptsächlich im Ausland produziert werden (vgl. Tab. 18 auf S. 73 zu den Selbstversorgungsgraden im Referenzjahr 2006).

3.4.6 Primärenergieverbrauch nach Altersgruppen und Geschlecht

Das Verteilungsprofil des altersspezifischen kumulierten Primärenergieverbrauchs (PEV) ist mit dem Profil der Treibhausgasemissionen und des Flächenbedarfs vergleichbar (Kap. 3.4.1, S. 192; Kap. 3.4.3, S. 196), allerdings sind die Energieverbräuche aus dem Verbrauch tierischer Nahrungsmittel und aus dem Verbrauch pflanzlicher Nahrungsmittel (inkl. Getränke) nahezu gleich stark (Abb. 70). Zudem nimmt bei den Männern der entsprechende Anteil aus pflanzlichen Produkten am Gesamt-PEV mit dem Alter leicht zu, bedingt durch einen zunehmenden Verbrauch von pflanzlichen und einen reduzierten Verbrauch von Fleischprodukten. Bei den Frauen sind die Anteile in allen Altersgruppen nahezu konstant.

Bezüglich der untersuchten Prozessabschnitte gehen bei beiden Geschlechtern ernährungsbedingte Energieverbräuche aus der landwirtschaftlichen Produktion leicht zurück, wobei dieser Rückgang bei den Männern von 55% auf 52% etwas stärker ausgeprägt ist (Abb. 71). Innerhalb des Energieverbrauchs in der landwirtschaftlichen Produktionsphase findet zudem eine Verschiebung vom In- ins Ausland statt. Der Auslandsanteil steigt bei den Männern von 13% auf 16% und bei den Frauen von 14% auf 17%. Dies ist auf einen gesteigerten Verbrauch von Produkten zurückzuführen, die vornehmlich im Ausland produziert werden (v.a. Obst, Gemüse, Wein, vgl. Tab. 18 auf S. 73 zu den Selbstversorgungsgraden im Referenzjahr 2006). Aus diesem altersspezifischen Trend erklären sich auch die leichten Zunahmen beim Handel/Transport sowie die leicht zurückgehenden Energieverbräuche aus der Verarbeitung.

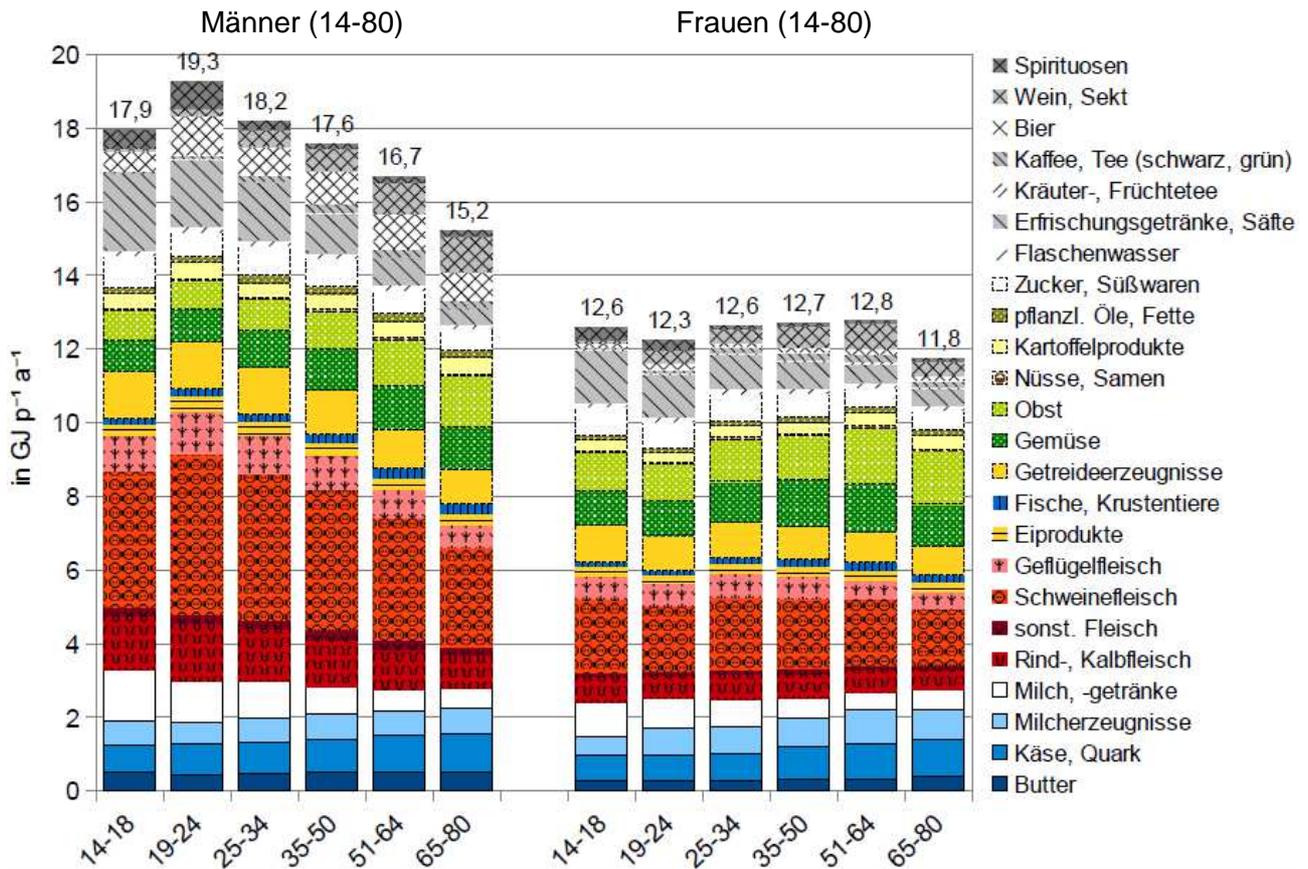


Abb. 70. PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

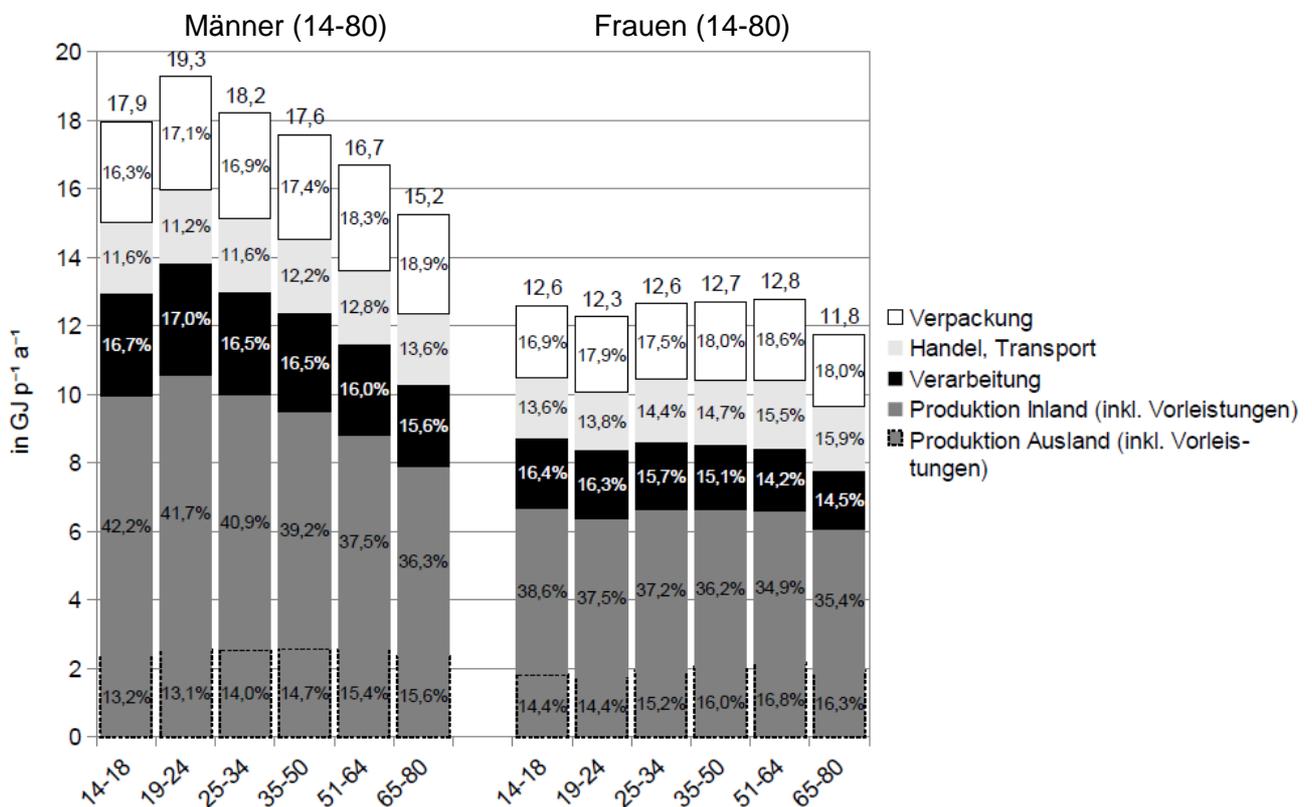
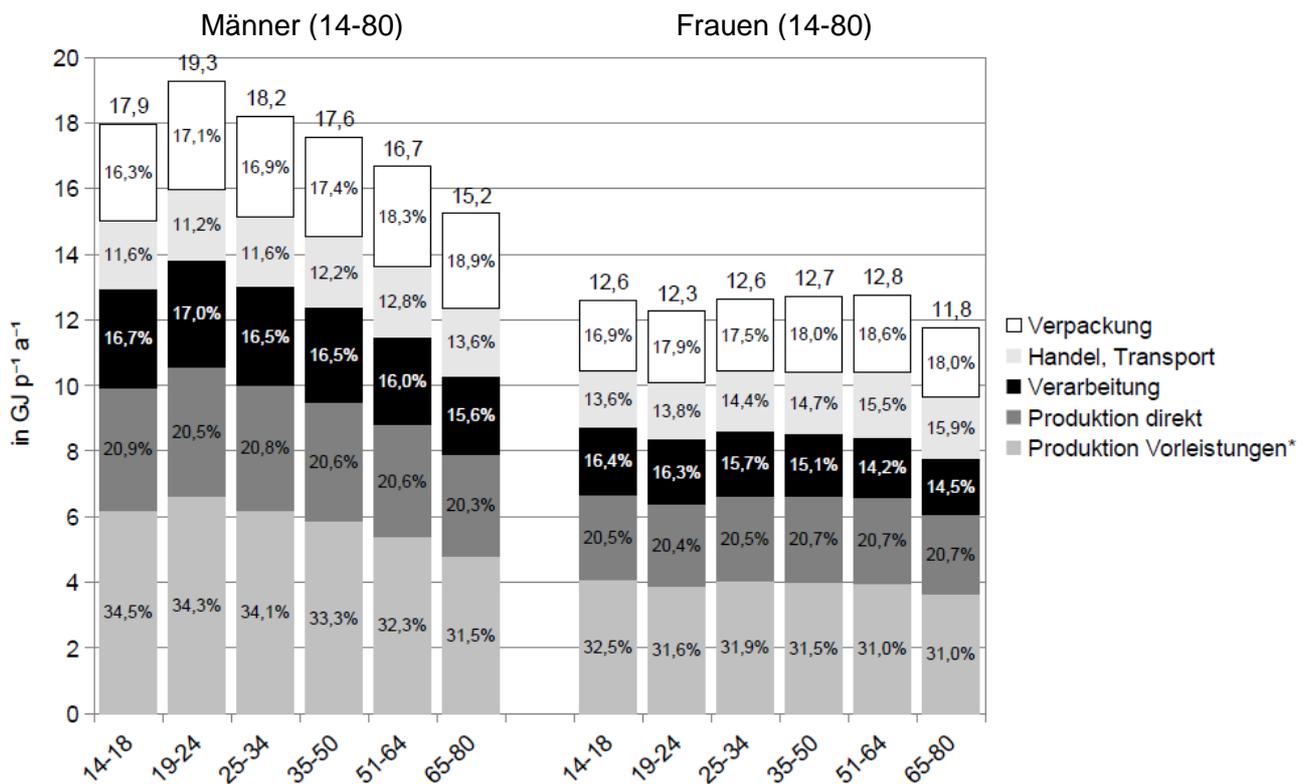


Abb. 71. PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach In- und Ausland

Weiterhin wurde eine Auswertung des PEVs im Hinblick auf den Energieverbrauch in der landwirtschaftliche Produktion (direkt) und in der landwirtschaftlichen Vorkette (Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen) vorgenommen (Abb. 72). Bei beiden Geschlechtern wurde mit dem Alter ein leichter Rückgang des Energieverbrauchs aus landwirtschaftlichen Vorleistungen festgestellt: bei den Männern von 35% auf 32% und bei den Frauen von 33% auf 31%.



* Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen

Abb. 72. PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach direktem PEV und PEV aus Vorleistungen

3.5 Ergebnisse nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Die Ergebnisse zu den ernährungsbedingten Umwelteffekten nach sozialer Gruppe beruhen auf den in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a) gemachten Angaben zum sozialen Schichtindex. Die Bildung dieses Indexes erfolgte nach einem Punktgruppenverfahren, in welchem die Faktoren Haushaltsnettoeinkommen, Schul-/Berufsbildung des Studienteilnehmers sowie die berufliche Stellung des Hauptverdieners im Haushalt bewertet und aufsummiert wurden. In der Ermittlung der Umwelteffekte wurde nach der gleichen Methode verfahren, die auch in den letzten beiden Kapiteln zur Anwendung kam.

Im Hinblick auf die Verteilung von Männern und Frauen in den einzelnen sozialen Gruppen zeigte die Auswertung der Nettostichprobe der Nationalen Verzehrsstudie II mit 19.329 Teilnehmern, dass der Anteil von Frauen in der unteren Schicht erhöht ist; im Gegensatz zum Anteil in der Oberschicht (Tab. 56). Bei der Interpretation der Umwelteffekte ist diese ungleiche Verteilung zu berücksichtigen.

Tab. 56: Prozentuale Verteilung der NVS II-Teilnehmer nach sozialer Gruppe und Geschlecht nach MRI (2008a)

NVS II Teilnehmer	Untere Schicht	Untere Mittelschicht	Mittelschicht	Obere Mittelschicht	Oberschicht
Frauen	8,6	15,1	31,7	29,2	15,3
Männer	5,7	14,0	31,0	27,3	21,9
gesamt	7,3	14,6	31,4	28,4	18,4

Die folgende Abb. 73 gibt einen Überblick über die verbrauchten Nahrungsmittel und Getränke nach sozialer Gruppe und Geschlecht. Während bei den Männern eine leichte Abnahme der Verbrauchsmenge mit der sozialen Gruppe festzustellen ist, nehmen die Verbrauchsmengen bei den Frauen leicht zu.

Einen besseren Überblick über die schichtspezifischen Verbrauchsänderungen bei Nahrungsmitteln und Getränken geben Abb. 74 und Abb. 75. Verbrauchszunahmen mit steigender sozialer Schicht bei Nahrungsmitteln wurden in erster Linie bei Gemüse und Obst, gefolgt von Fisch- und Getreideprodukten sowie Milcherzeugnissen und Käse/Quark festgestellt. Dagegen wurden Verbrauchsrückgänge mit steigender sozialer Schicht vor allem bei Fleisch- und Eiprodukten, Kartoffelprodukten sowie pflanzlichen Ölen und Fetten beobachtet.

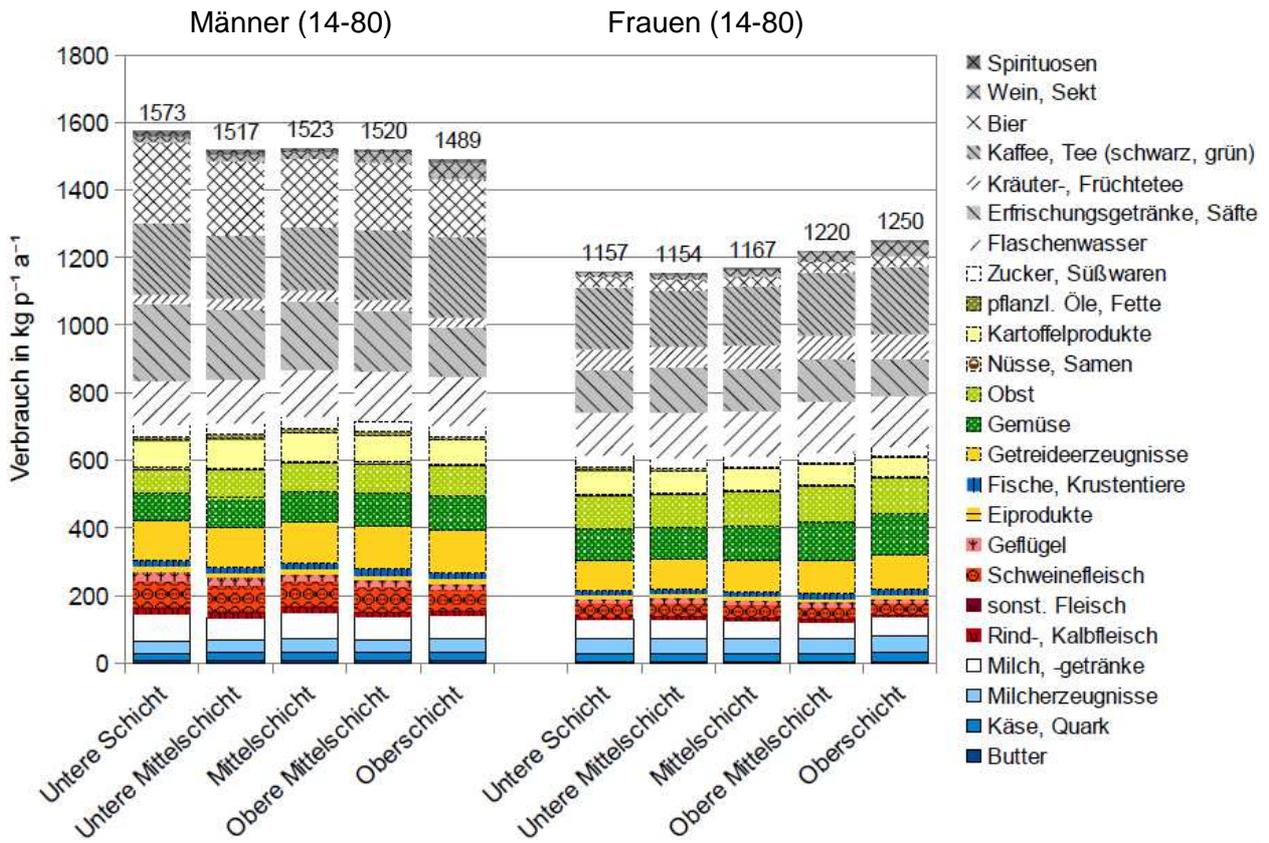


Abb. 73. Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach sozialer Gruppe und Geschlecht

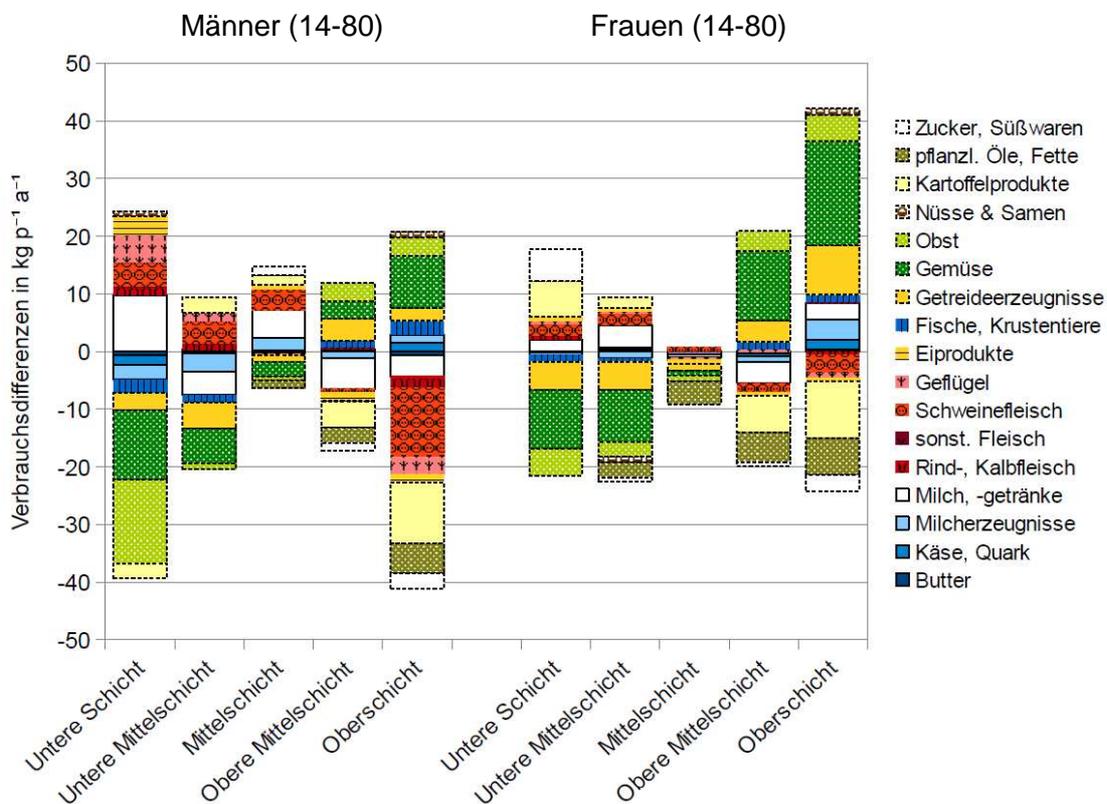


Abb. 74. Verbrauchsdifferenzen von Nahrungsmitteln nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Verbrauchszunahmen bei Getränken mit steigender sozialer Schicht wurden in erster Linie bei Kaffee/Tee (schwarz, grün), Wein/Sekt und Mineralwasser festgestellt. Im Gegensatz dazu wurden Verbrauchsrückgänge mit steigender sozialer Schicht vor allem bei Erfrischungsgetränken, Säften/Nektaren beobachtet. Bei den Männern ist zudem der Rückgang von Bier und Spirituosen von Relevanz (Abb. 75).

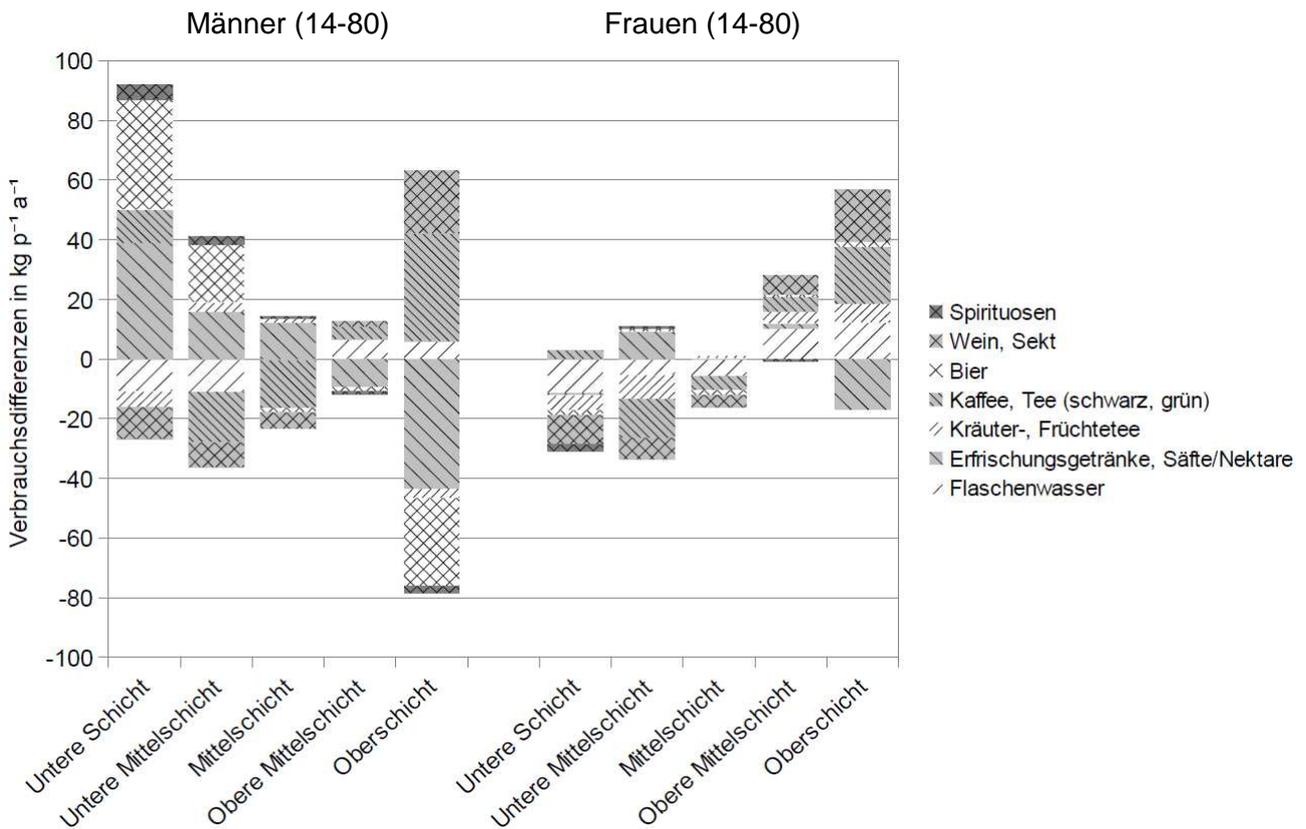


Abb. 75. Verbrauchsdifferenzen von Getränken nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Wird die relative Zusammensetzung der Verbrauchsprofile von Nahrungsmitteln in Abb. 76 in Betracht gezogen, zeigt sich bei beiden Geschlechtern ein Rückgang im Anteil tierischer Nahrungsmittel: bei den Männern von 43% auf 39% und bei den Frauen von 37% auf 34%, wobei das Minimum bei den Frauen nicht in der Oberschicht, sondern in der oberen Mittelschicht beobachtet wurde.

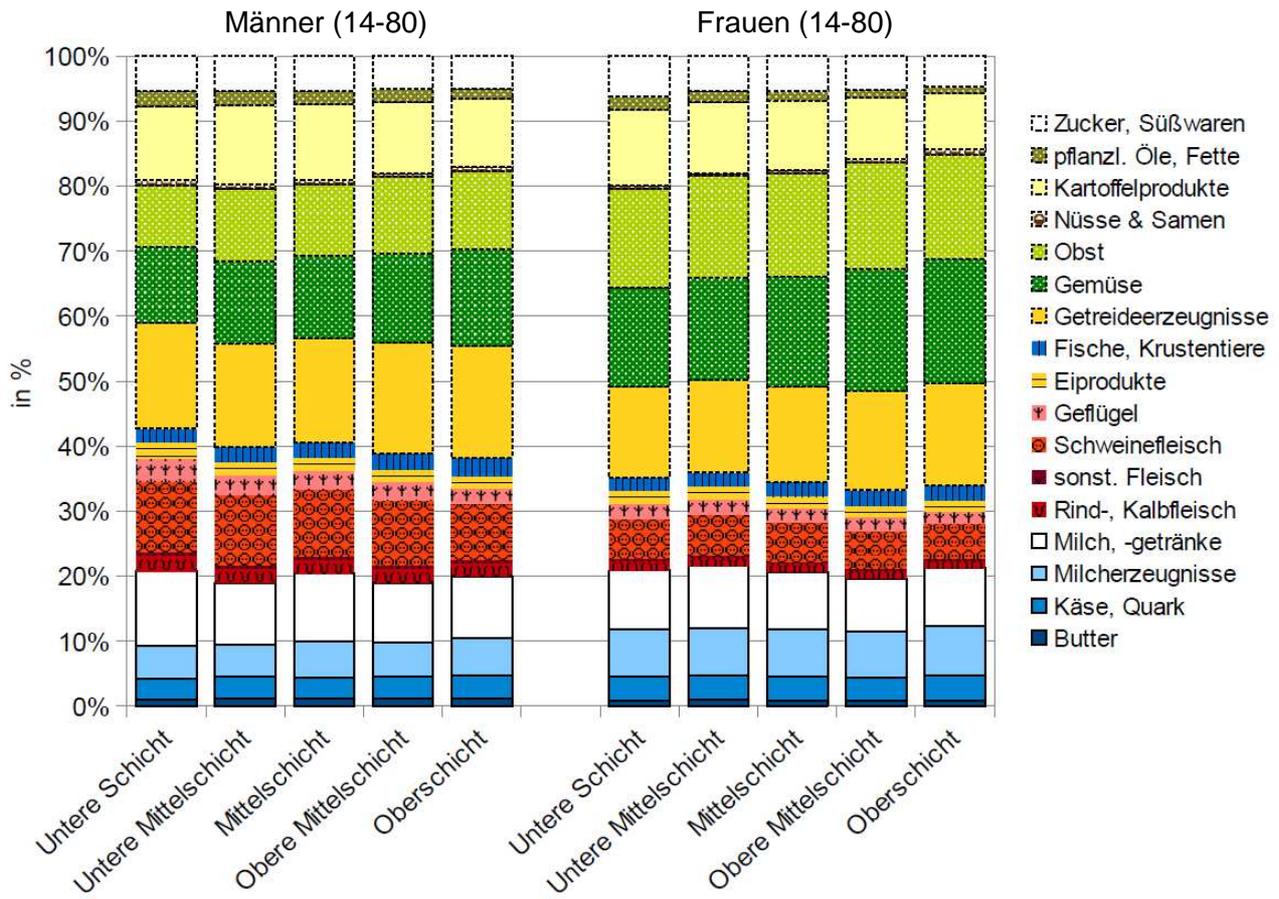


Abb. 76. Relative Zusammensetzung des Verbrauchsprofils von Nahrungsmitteln (ohne Getränke) nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im Vergleich der schichtspezifischen zu den altersgruppenspezifischen Verbrauchsunterschieden die Differenzen sowohl bei Nahrungsmitteln als auch Getränken geringer ausfallen. Welchen Einfluss diese Differenzen an die daran gekoppelten Umwelteffekte hatten, wird in den folgenden Absätzen vorgestellt.

3.5.1 Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Grundlage der schichtspezifischen Treibhausgasemissionen bildeten die präsentierten Verbrauchsmengen, die mit den entsprechenden produktgruppenspezifischen Treibhausgasfaktoren multipliziert wurden (vgl. Kapitel 3.1, S. 80ff.). Während bei den Männern eine mäßige Abnahme der Emissionen mit der sozialen Schicht festzustellen ist, zeigt die Auswertung bei den Frauen ein nahezu gleichbleibendes Niveau mit einem leicht erhöhten Wert in der Oberschicht (Abb. 77)

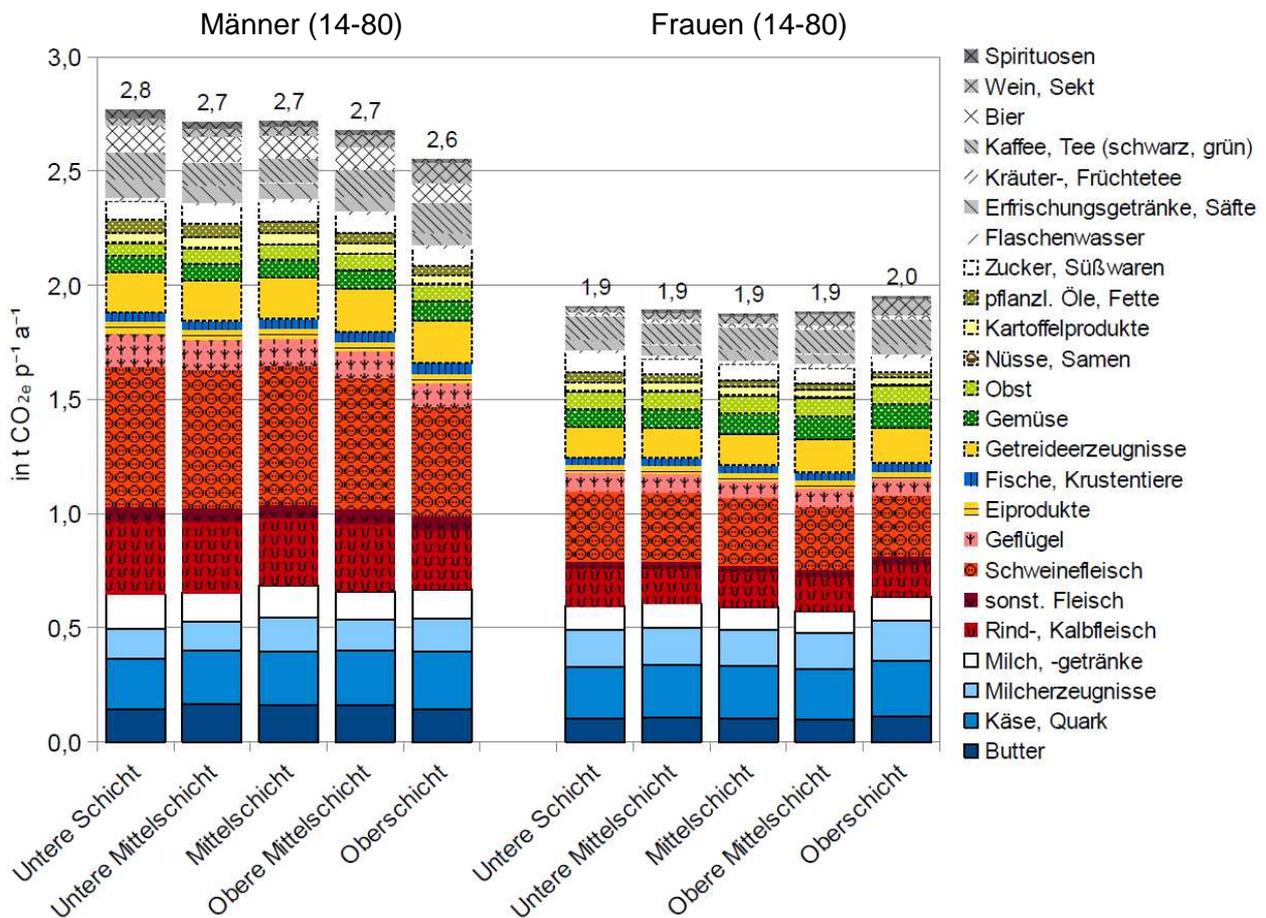


Abb. 77. Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Im Hinblick auf die untersuchten Prozessabschnitte wurden geringfügige Veränderungen in Abhängigkeit zur sozialen Gruppe festgestellt (Abb. 78). Obwohl der Auslandsanteil in allen sozialen Gruppen bei beiden Geschlechtern ca. 22% aller Treibhausgasemissionen ausmachte, fand mit steigender sozialer Gruppe innerhalb der im Ausland verursachten Treibhausgasemissionen eine Verschiebung hin zu direkten Emissionen aus der eigentlichen landwirtschaftlichen Produkten (inkl. Vorleistungen) statt. Stattdessen gingen Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) zurück. Zudem wurden mit steigender sozialer Gruppe geringfügige Anteilssteigerungen beim Handel/Transport und den verpackungsbedingten Emissionen festgestellt, während Emissionen aus der Verarbeitung und inländischer Landnutzung (LU) leicht zurückgingen.

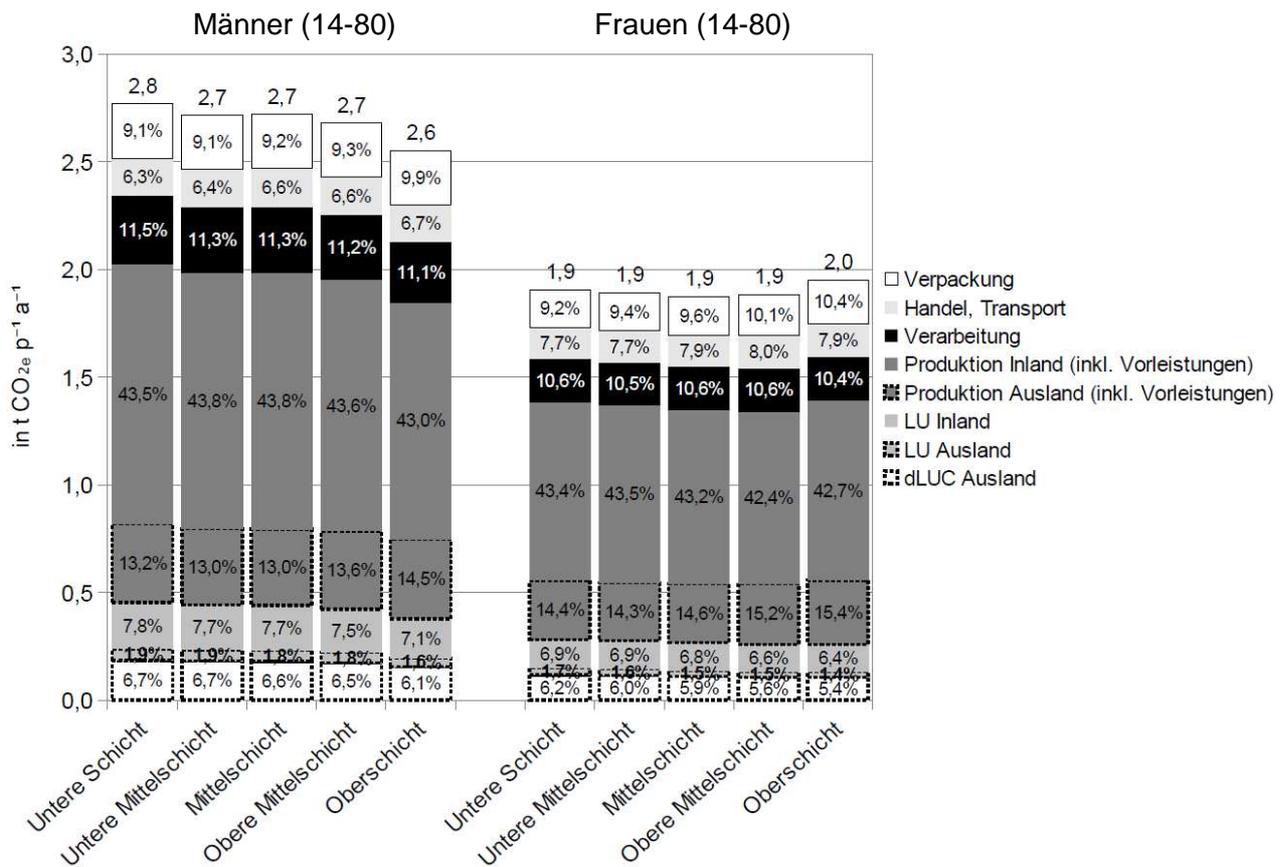


Abb. 78. Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.5.2 Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Mit einer stärkeren Betonung von Emissionen aus tierischen Produkten ähnelt das Verteilungsprofil der schichtspezifischen Ammoniakemissionen dem der Treibhausgase. Bei den Frauen wurden mit steigender sozialer Schicht nahezu gleichbleibende Emissionen beobachtet. Bei den Männern gehen mit steigender sozialer Schicht die Emissionen zurück.

Hinsichtlich der untersuchten Prozessabschnitte (Abb. 80) ist mit steigender sozialer Gruppe bei beiden Geschlechtern eine minimale Verschiebung hin zu mehr Ammoniakemissionen im Ausland feststellbar. Ammoniakemissionen aus der Verarbeitung, Handel/Transport sowie aus der Herstellung der Verpackungsmaterialien waren mit ca. 0,01% an den Gesamtemissionen unbedeutend.

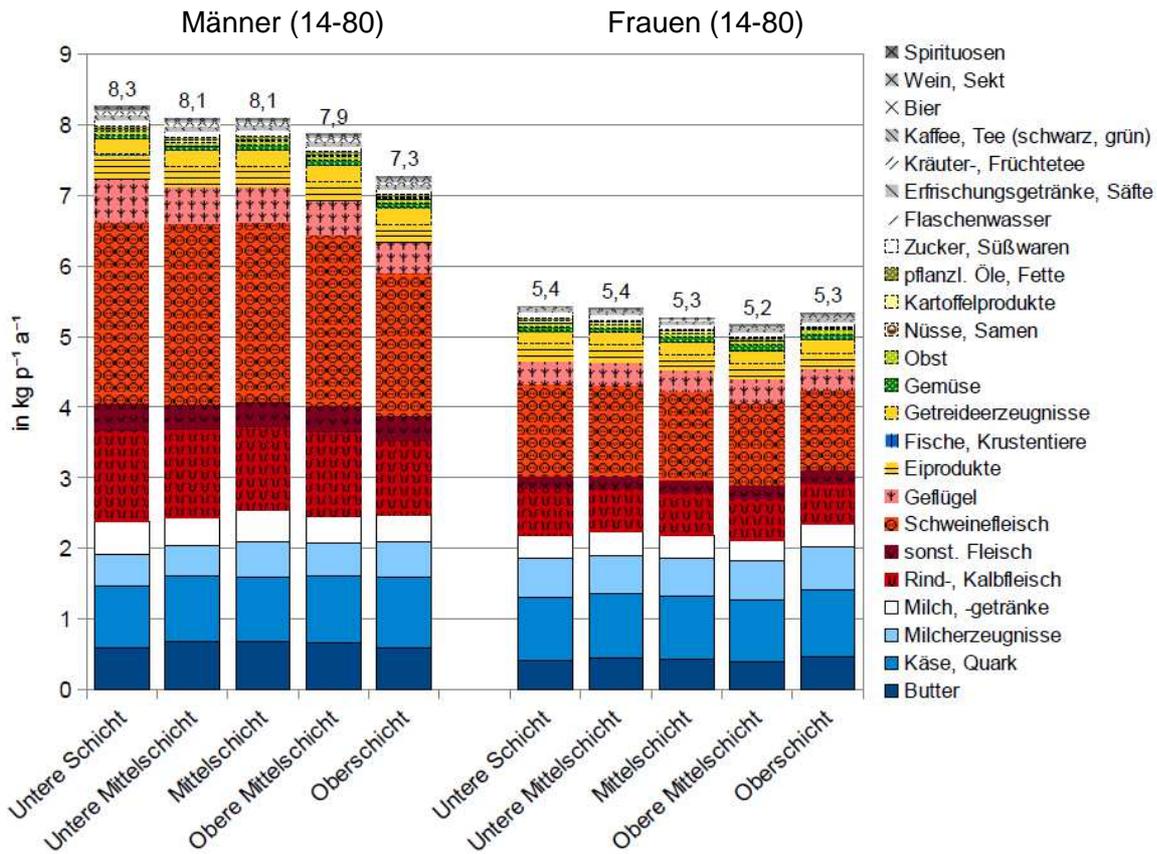


Abb. 79. Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

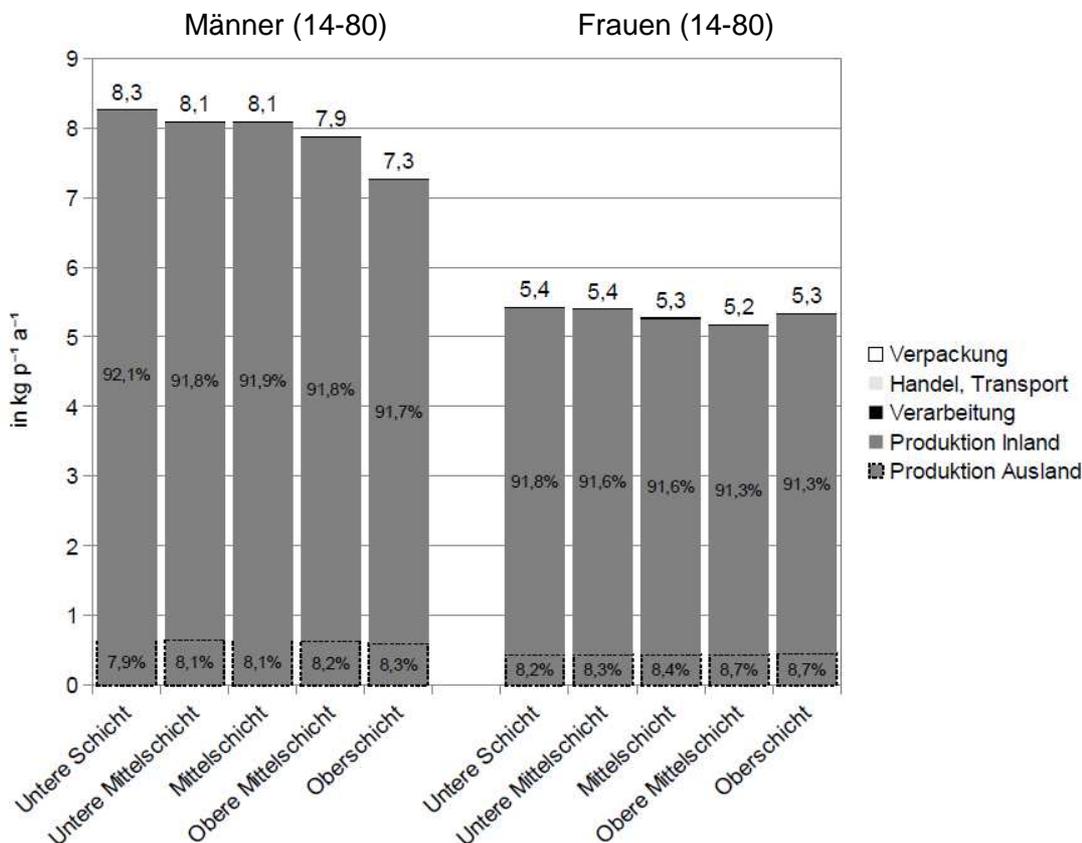


Abb. 80. Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.5.3 Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Das schichtspezifische Verteilungsprofil des Flächenbedarfs in der nächsten Abb. 81 ähnelt in seiner Ausprägung stark dem Profil der Treibhausgasemissionen (Kap. 3.5.1, S. 208). So ist bei den Männern mit steigender sozialer Gruppe ein stetiger Rückgang des entsprechenden Flächenbedarfs v.a. aus einem verringerten Verbrauch von Fleischprodukten festzustellen. Bei den Frauen geht der Flächenbedarf bis zur oberen Mittelschicht marginal zurück und steigt in der Oberschicht etwas an.

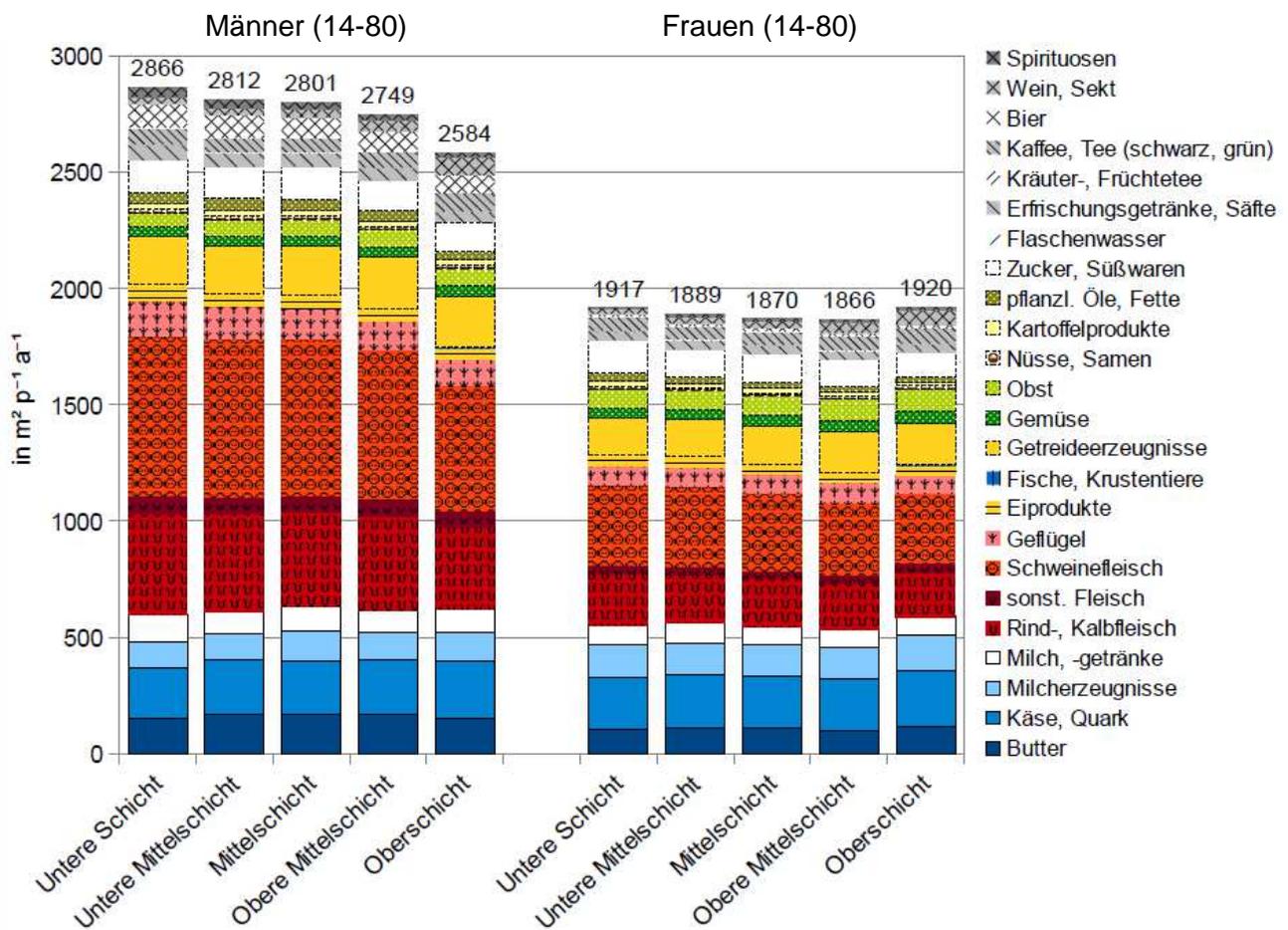


Abb. 81. Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Beim Vergleich der Flächentypen in Abb. 82 fällt auf, dass, bedingt durch einen zunehmenden Obst- und Weinkonsum mit steigender sozialer Gruppe, Flächen von Dauerkulturen im In- als auch im Ausland leicht zunehmen. Währenddessen nimmt der Anteil von Ackerfläche im In- und Ausland bei beiden Geschlechtern ab. Die Grünlandflächen bleiben, bedingt durch einen relativ konstanten Verbrauch von Milchprodukten, nahezu bei al-

len sozialen Gruppen gleich.

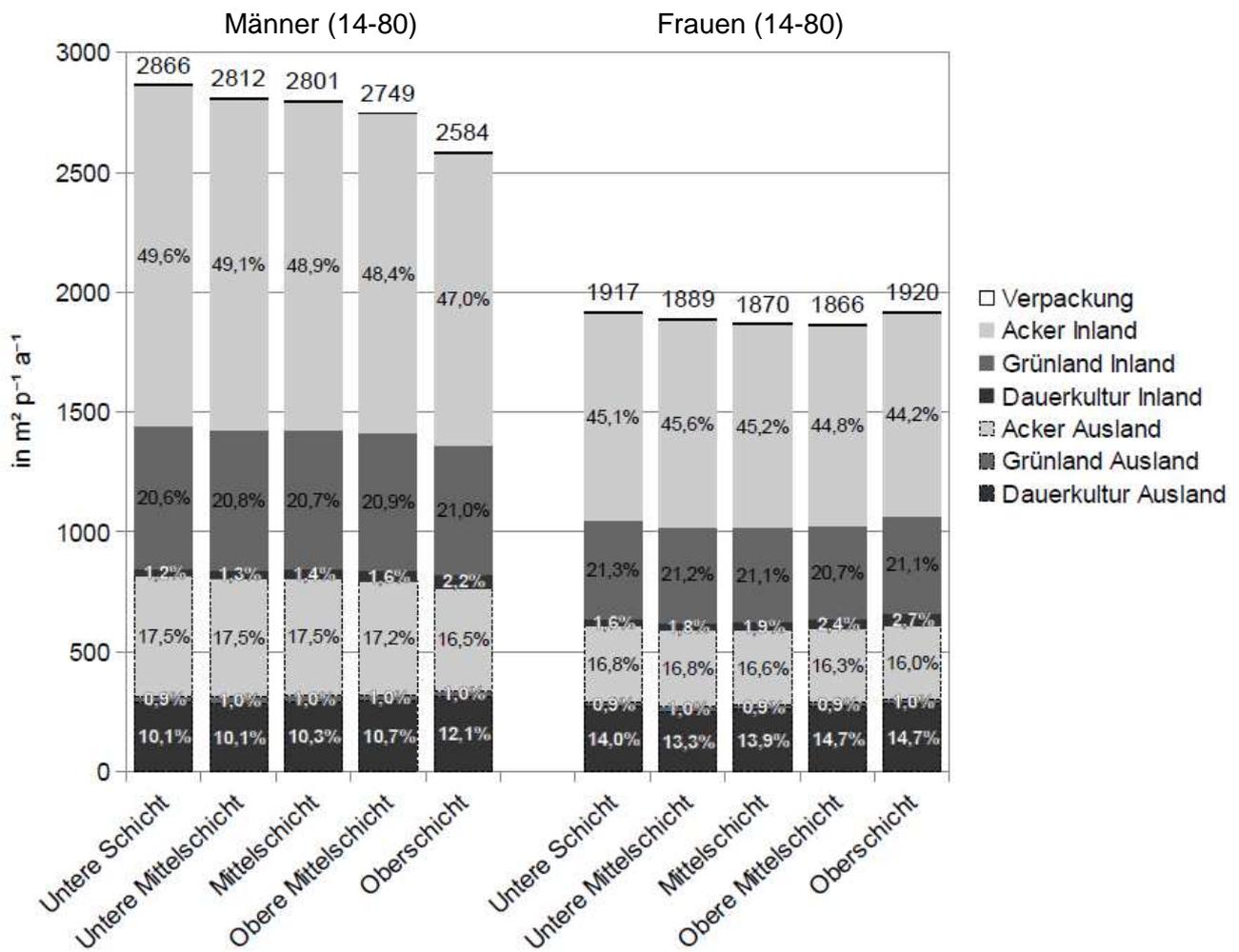


Abb. 82. Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.5.4 Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Umweltindikatoren steht das Verteilungsprofil des Bedarfs an blauem Wasser. Aus Abb. 83 geht hervor, dass die bei den anderen Indikatoren deutlichen Differenzen zwischen Männern und Frauen hier weniger ausgeprägt sind. Während bei den Männern der Bedarf an blauem Wasser bis zur oberen Mittelschicht leicht abnimmt, steigt der Bedarf bei den Frauen kontinuierlich mit der sozialen Schicht an. Das Maximum wird bei beiden Geschlechtern in der Oberschicht erreicht. Im Vergleich zu den anderen Gruppen wird in der Oberschicht der Mehrbedarf an blauem Wasser vor allem durch einen gesteigerten Verbrauch an Nüssen/Samen und Wein bedingt.

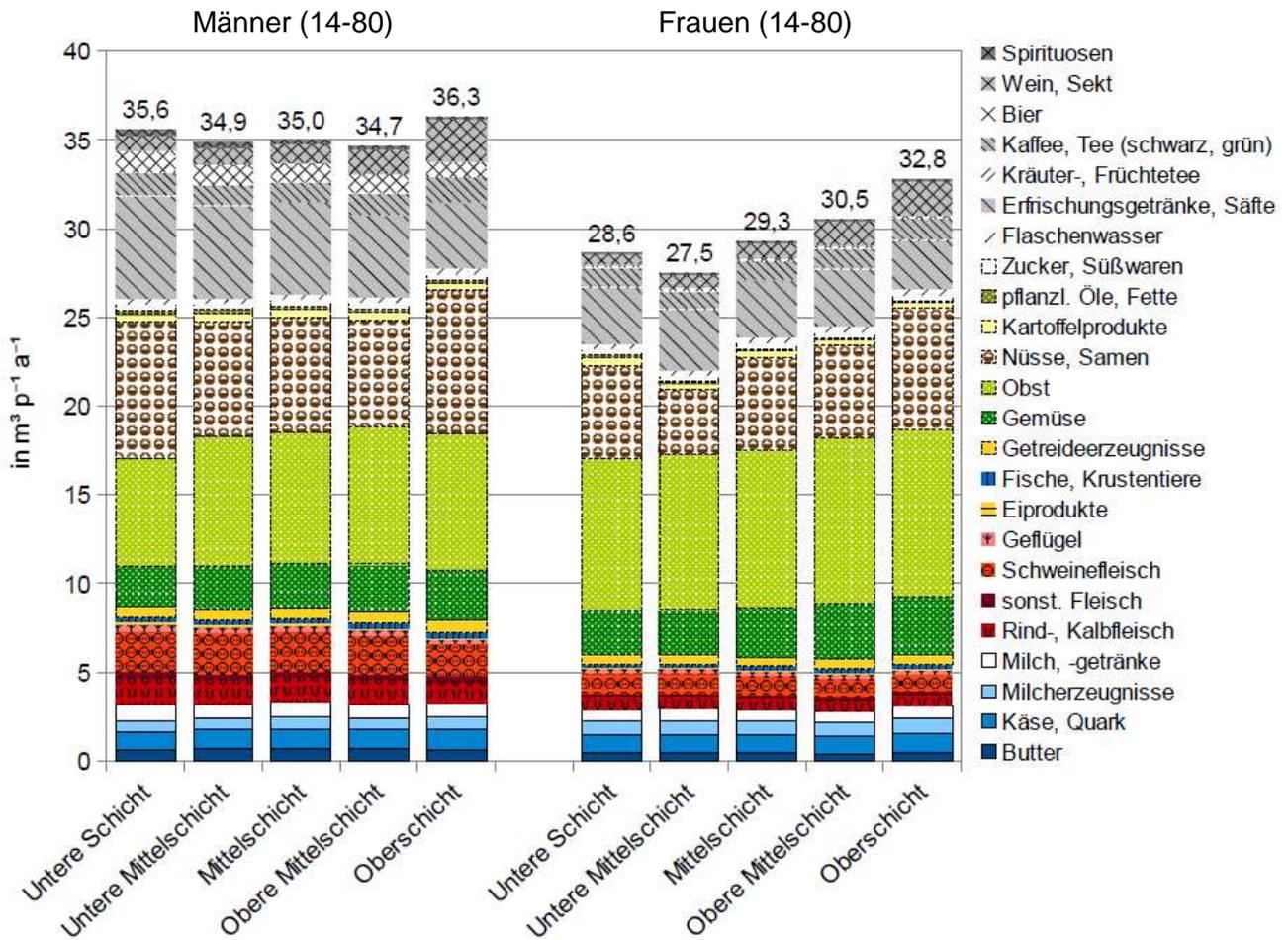


Abb. 83. Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Im Hinblick auf die untersuchten Prozessabschnitte (Abb. 84) steigt mit dem Anstieg des Gesamtbedarfs an blauem Wasser auch leicht der Anteil des blauen Wassers in der ausländischen landwirtschaftlichen Produktion. In der Oberschicht bei den Männern bis zu einem Anteil von 64% und bei den Frauen bis 68%. Diese Zunahmen sind auf den Mehrverbrauch der vor allem im Ausland wasserintensiv produzierten Produktgruppen Nüsse/Samen, Wein sowie Obst zurückzuführen. Demgegenüber gehen die Anteile des Wasserbedarfs aus der inländischen Agrarproduktion und der Verarbeitung bei beiden Geschlechtern leicht zurück. Bei den Frauen ist dieser Trend etwas stärker ausgeprägt.

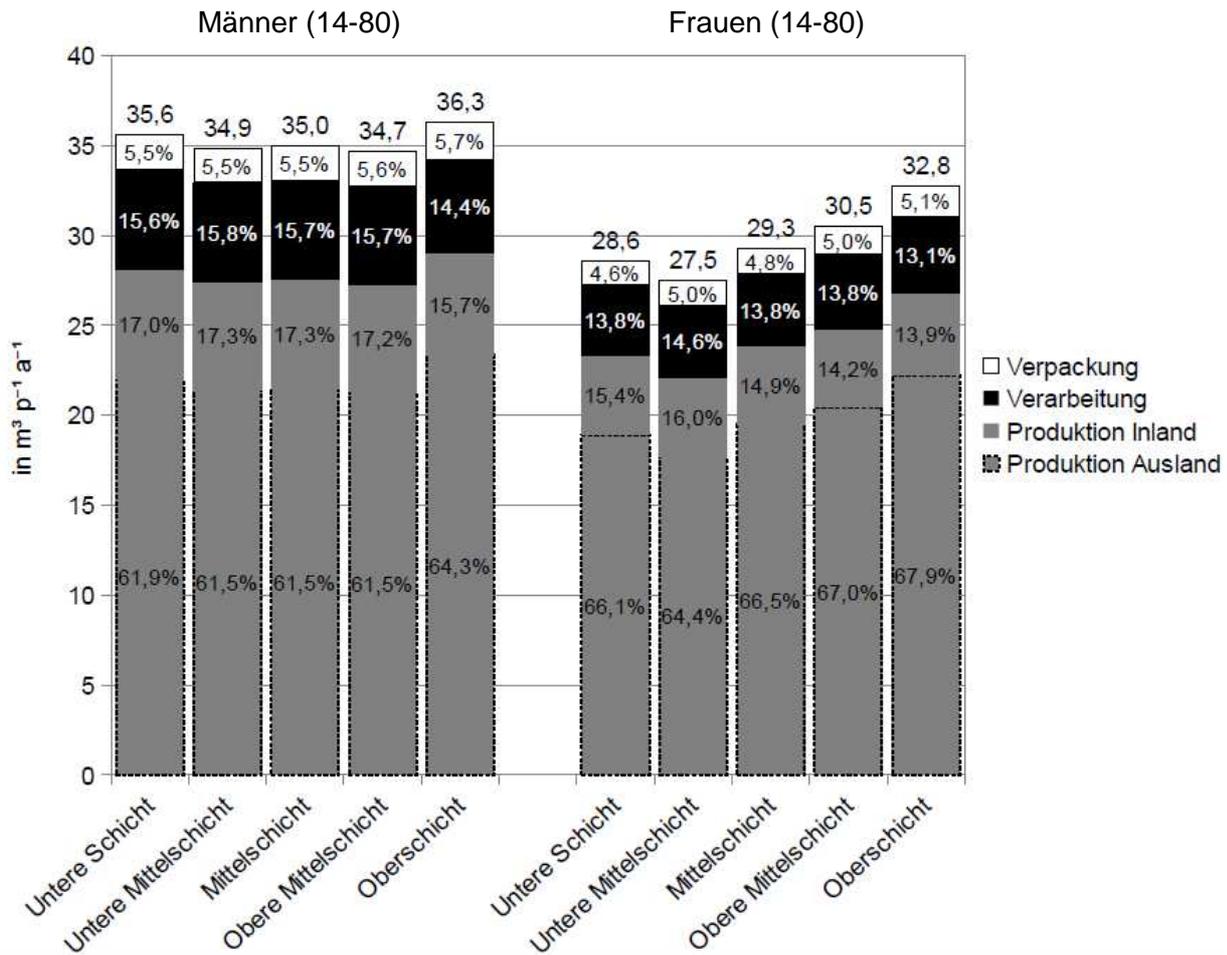


Abb. 84. Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.5.5 Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Das Profil des schicht- und geschlechtsspezifischen Phosphorbedarfs in Abb. 85 ähnelt dem bereits vorgestellten Profil der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen. Der Anteil der tierischen Nahrungsmittel liegt bei ca. zwei Drittel des Gesamtphosphorbedarfs. Bedingt durch einen höheren Verbrauch ist dieser Anteil bei den Männern leicht erhöht. Während insgesamt der ernährungsbedingte Phosphorbedarf bei den Männern mit der sozialen Gruppe leicht zurückgeht, bleibt dieser bei den Frauen, abgesehen von einem leichten Anstieg in der Oberschicht, relativ konstant.

Hinsichtlich des Bedarfs des benötigten Phosphors im In- und Ausland steigt mit der sozialen Schicht der Auslandsanteil leicht von 18% auf 20% bei den Männern und von 20% auf 22% bei den Frauen an (Abb. 86).

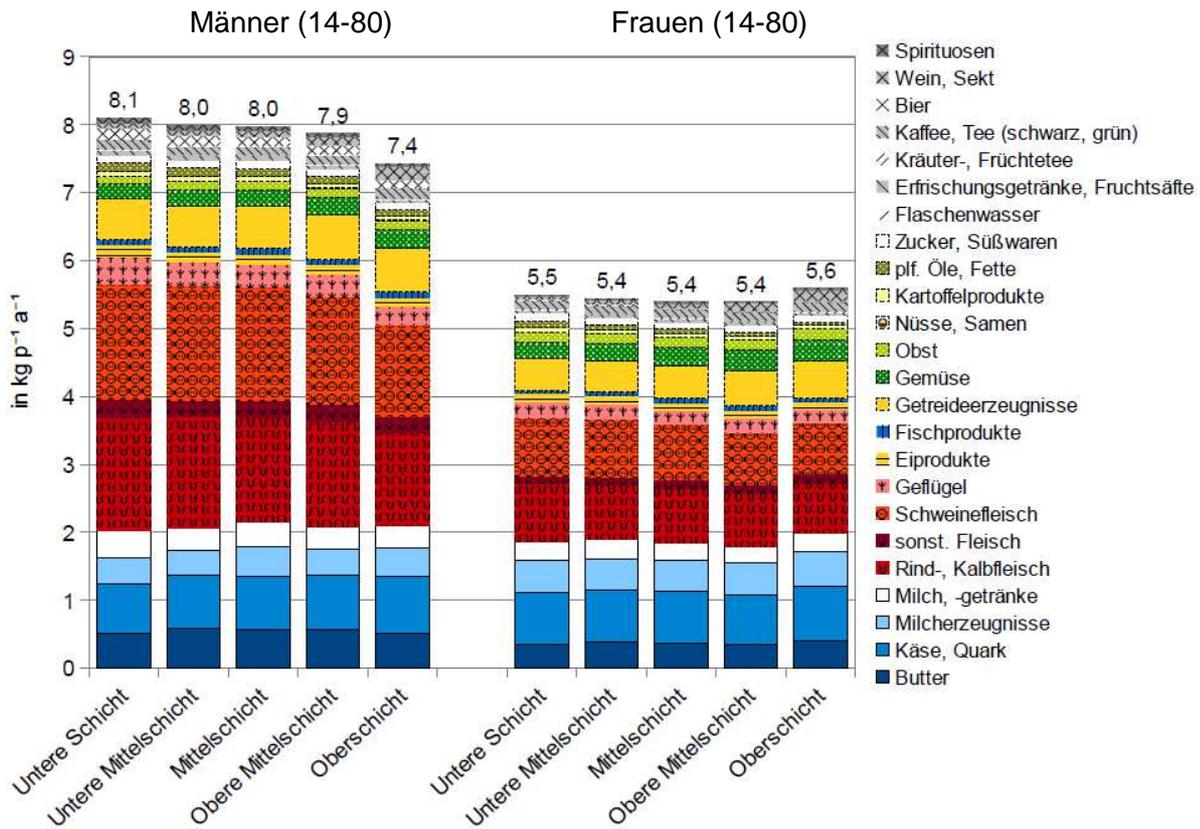


Abb. 85. Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

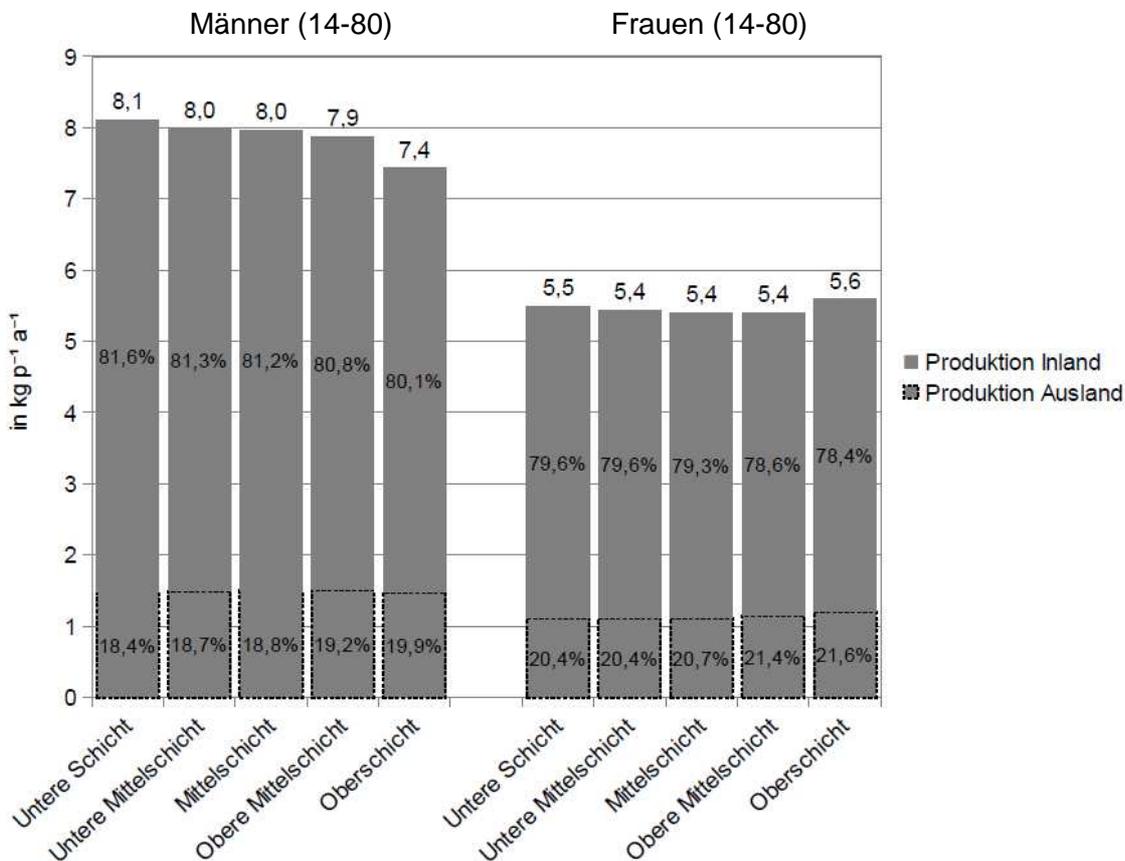


Abb. 86. Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)

3.5.6 Primärenergieverbrauch nach sozialer Gruppe und Geschlecht

Das Verteilungsprofil des schicht- und geschlechtsspezifischen kumulierten Primärenergieverbrauchs (PEV) ist mit den Profilen der anderen Umweltindikatoren, mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser, vergleichbar. Während mit steigender sozialer Schicht bei den Männern eine Abnahme beobachtet wurde, stieg bei den Frauen der ernährungsbedingte Energieverbrauch leicht an. Bei den Männern beruht dieser Rückgang vornehmlich aus einem verringerten Verbrauch an Fleischprodukten, während die Zunahme bei den Frauen in erster Linie auf einen erhöhten Weinkonsum mit steigender Schicht zurückzuführen ist (Abb. 87).

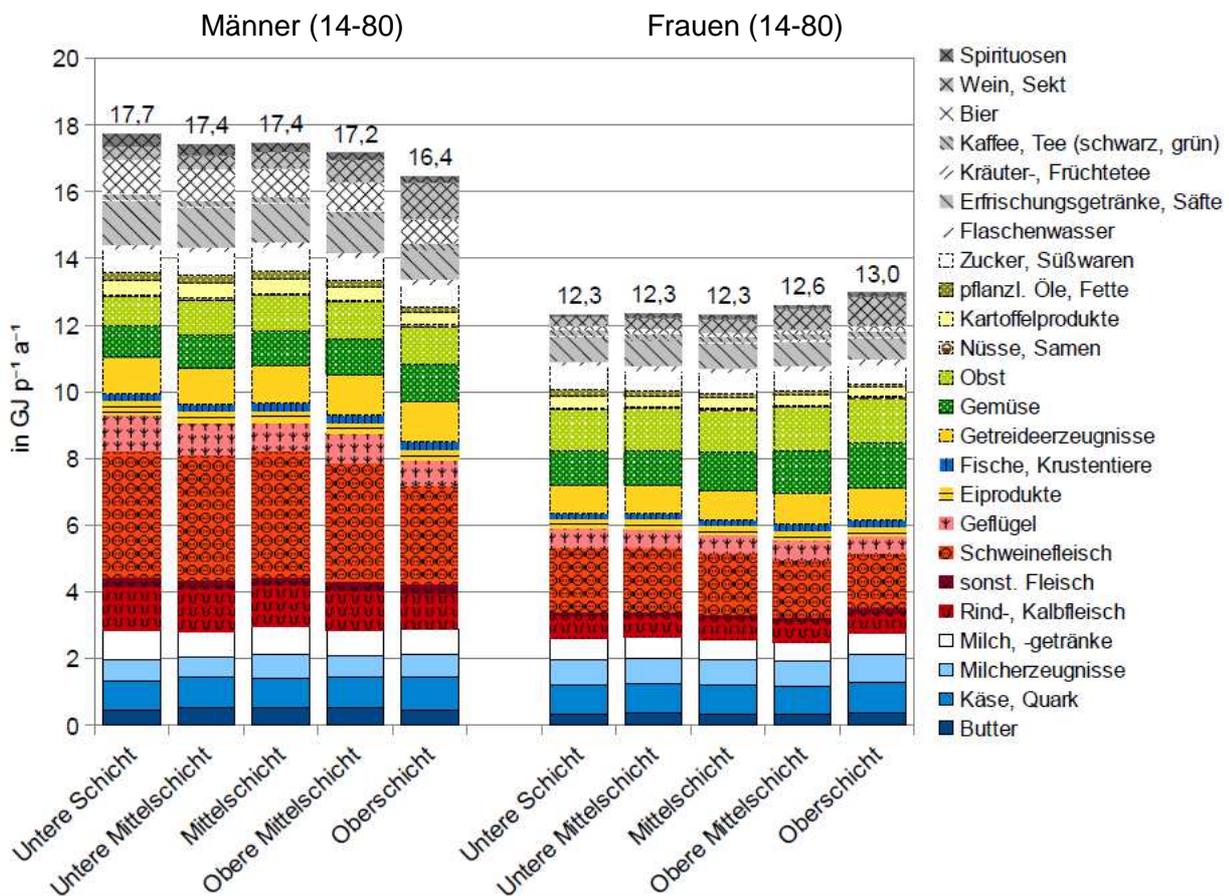


Abb. 87. PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)

Hinsichtlich der untersuchten Prozessabschnitte gehen bei den Männern die kumulierten Energieverbräuche aus der landwirtschaftlichen Produktion leicht zurück (Abb. 88). Bei den Frauen dagegen bleibt der PEV aus der landwirtschaftlichen Erzeugung relativ konstant. Zudem findet innerhalb des Energieverbrauchs in der landwirtschaftlichen Produkti-

onsphase eine leichte Verschiebung vom In- ins Ausland statt, was auf einen gesteigerten Verbrauch von Produkten zurückzuführen ist, die vornehmlich im Ausland produziert werden (v.a. Obst, Gemüse, Wein, vgl. Tab. 18 auf S. 73 zu den Selbstversorgungsgraden im Referenzjahr 2006). Aus diesem schichtspezifischen Trend erklären sich auch die leichten Zunahmen beim Handel/Transport. Verpackungsbedingte Energieverbräuche steigen mit der sozialen Schicht bei beiden Geschlechtern leicht an.

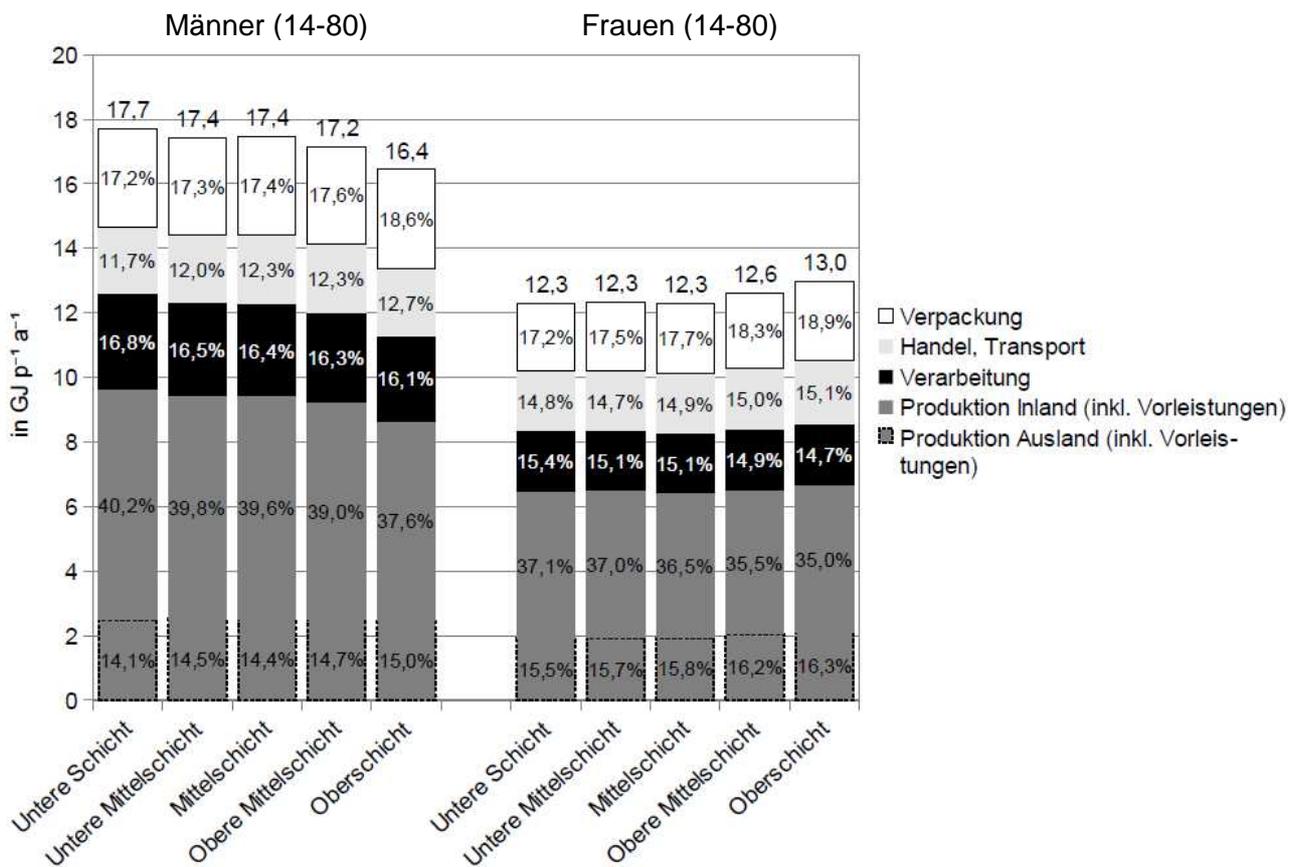
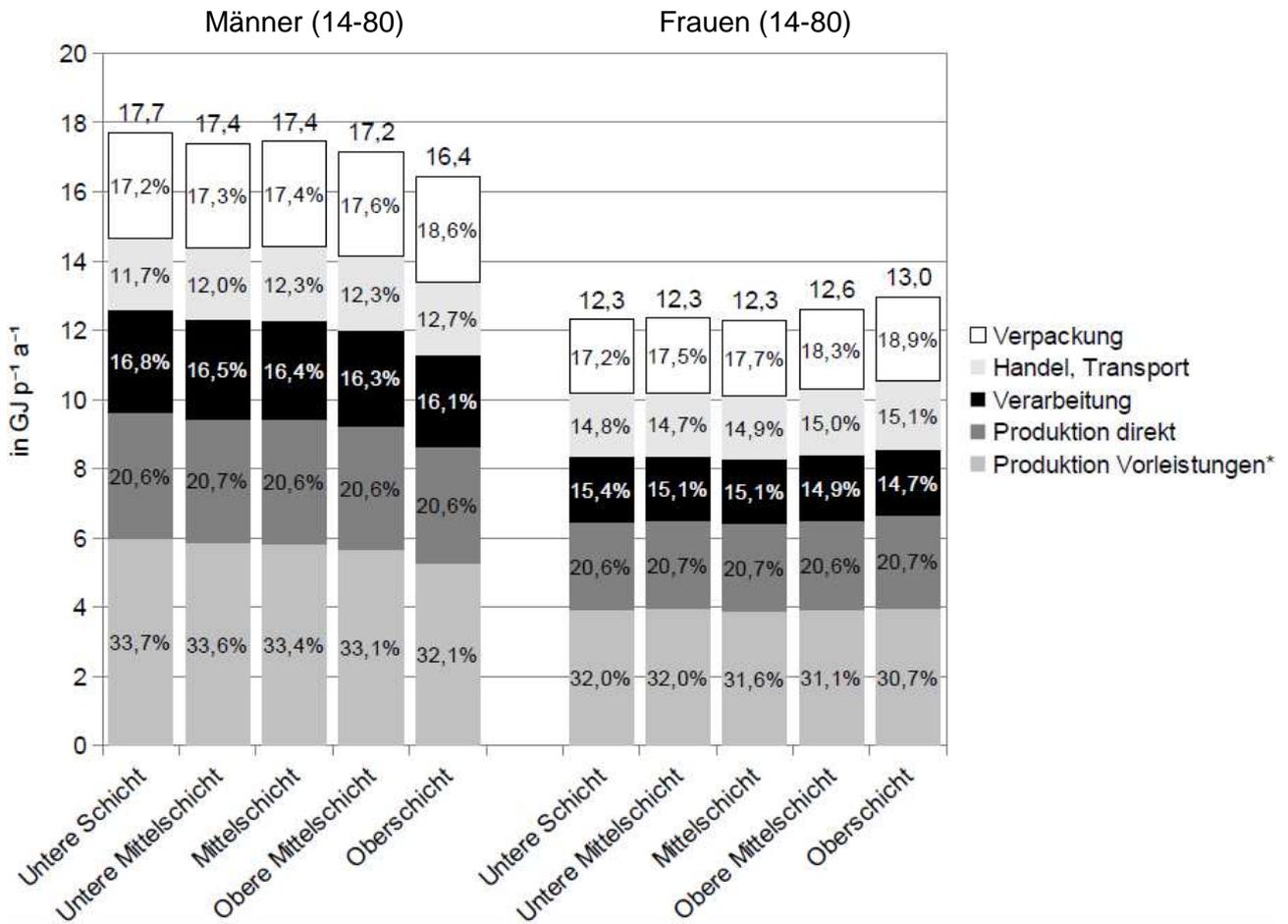


Abb. 88. PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach In- und Ausland

Die Auswertung des PEV im Hinblick auf den Energieverbrauch in der landwirtschaftlichen Produktion (direkt) und indirekt in der landwirtschaftlichen Vorkette (Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen) in Abb. 89 ergab bei beiden Geschlechtern mit steigender sozialer Gruppe einen leichten Rückgang des Anteils des PEVs aus landwirtschaftlichen Vorleistungen. Bei den Männern sank der Anteil von 34% auf 32% und bei den Frauen von 32% auf 31%.



* Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen

Abb. 89. PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach direktem PEV und PEV aus Vorleistungen

3.6 Ergebnisse nach Bundesländern

Als letzter der in dieser Arbeit vorgestellten soziodemographischen Faktoren wird in diesem Kapitel der Einfluss der Bundesländer auf ernährungsbedingte Umwelteffekte untersucht. Bedingt durch die Datenfülle, die sich bei einer Auswertung von 16 Bundesländern ergibt, wird dabei im Gegensatz zu den anderen soziodemographischen Merkmalen nicht nach Geschlecht unterschieden. Somit mussten die Verzehrdaten von Männern und Frauen in den Bundesländern durch Bildung des Mittelwertes (arithmetisches Mittel) miteinander verrechnet werden. Um die bundeslandspezifische Verteilung von Männern und Frauen dabei zu berücksichtigen, wurden die Verzehrsmengen mit entsprechenden Verteilungskoeffizienten in den Bundesländern auf Basis des Bevölkerungsstandes im Jahr 2006 gewichtet (Destatis 2007a).

Tab. 57 gibt einen Überblick über einige statistische Kennzahlen und regionale Gruppierungen, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu Rate gezogen werden sollten. Zur Stichprobenverteilung wird im zweiten Ergebnisbericht der Nationalen Verzehrsstudie konstatiert (MRI 2008a, S. 15): *„Da die Stichprobenziehung der NVS-Teilnehmer proportional zur Bevölkerungsdichte vorgenommen wurde, spiegelt sich diese Verteilung auch bei der Diet-History-Stichprobe wider. Während in Niedersachsen 2,4% mehr Personen an der Befragung teilgenommen haben als es der Bundesdurchschnitt vorgesehen hätte, waren es in NRW und Sachsen-Anhalt 0,8% weniger Teilnehmer. Die Teilnahmebereitschaft in den neuen Bundesländern fällt auch wie bei der NVS-Gesamtteilnehmerzahl bei der Diet-History-Stichprobe geringer aus als in den alten Bundesländern.“*

Zudem ist in Tab. 57 das Durchschnittsalter in den jeweiligen Stichproben wiedergegeben. Diese liegen im Bereich von 44,6 Jahren in Hamburg bis 47,1 Jahren im Saarland.

Tab. 57. Verteilung und Durchschnittsalter in den Bundesländern auf Basis der NVS II (MRI 2008a)

	Abkürzung	untersuchte Stichprobe*		Durchschnittsalter in Stich- probe
		N	in %	in Jahren
Mecklenburg-Vorpommern	MV	333	2,2	45,5
Brandenburg	BB	495	3,2	46,0
Berlin	B	651	4,2	44,8
Sachsen-Anhalt	LSA	477	3,1	45,8
Sachsen	SA	823	5,4	46,7
Thüringen	TH	450	2,9	46,1
OST		3229	21,0	45,9
Schleswig-Holstein	SH	520	3,4	45,4
Hamburg	HH	331	2,2	44,6
Bremen	BR	124	0,8	45,9
Niedersachsen	NI	1467	9,5	45,5
NORD		2441	15,9	45,4
Nordrhein-Westfalen	NRW	3346	21,8	45,6
Hessen	HE	1129	7,3	45,6
Rheinland-Pfalz	RP	750	4,9	45,0
Saarland	SL	195	1,3	47,1
WEST		5421	35,3	45,6
Baden-Württemberg	BW	1977	12,9	44,9
Bayern	BY	2303	15,0	45,2
SÜD		4280	27,8	45,1
Insgesamt		15371	100,0	45,5

* Nettostichprobe aus Diet-History-Protokollen

In der nächsten Abb. 90 wird der Nahrungs- und Getränkeverbrauch bundeslandspezifisch pro Kopf zusammengefasst. Dabei wurde nach der gleichen Methode verfahren, die auch bei den anderen soziodemographischen Merkmalen zur Anwendung kam, also der Umrechnung der Verzehr- in Verbrauchsmengen mittels produktspezifischer und konsistenter Umrechnungsfaktoren (vgl. Tab. 53, S. 169).

Da sich diese Umrechnungsfaktoren jeweils auf den Bundesdurchschnitt der verzehrten und verbrauchten Produktmengen beziehen, führt deren Anwendung auf Bundeslandebene zu Verzerrungen (*bias*) bei den Verbrauchsmengen, die die Aussagekraft der ernährungsökologischen Resultate schmälern. Da jedoch keine spezifischeren Umrechnungsfaktoren zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit vorlagen, wurde mit den bundesdurchschnittlichen Faktoren gerechnet. Restriktionen, die sich aus deren Anwendung ergeben, werden in der Diskussion erörtert (vgl. Kap. 4.2, S. 312ff.). Zudem muss erwähnt werden, dass für **Nüsse und Samen** keine bundeslandspezifischen Verzehrdaten zur

Verfügung standen. Daher wurde diese Produktgruppe in dieser Auswertung nicht mit berücksichtigt.

In der nächsten Abb. 90 werden die berechneten Verbrauchsmengen nach Bundesländern wiedergegeben. Einen besseren Überblick über resultierende Verbrauchsdifferenzen geben jedoch Abb. 91 und Abb. 92.

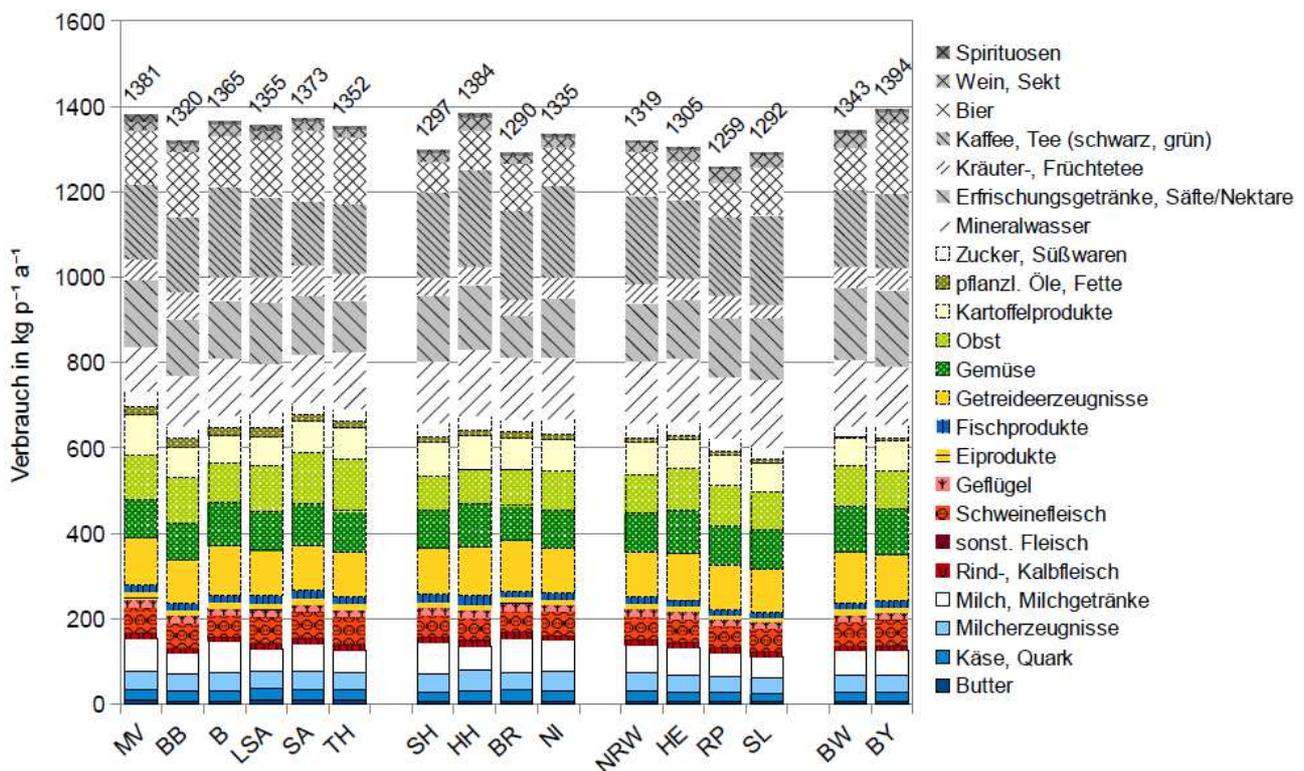


Abb. 90. Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Bundesländern

Aus Abb. 91 ist ersichtlich, dass der Verbrauch an Nahrungsmitteln nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ zwischen den einzelnen Bundesländern variiert. So wurden im Saarland pro Kopf und Jahr lediglich 600 kg Nahrungsmittel verbraucht, während in Mecklenburg-Vorpommern 732 kg p⁻¹ a⁻¹ verbraucht wurden. Im Allgemeinen wurden in den östlichen Bundesländern (v.a. in MV, LSA, SA und TH) mehr Nahrungsmittel verbraucht als in den anderen Bundesländern. Dabei wurden maßgeblich mehr Obst, pflanzliche Öle/Fette sowie Fleischprodukte und Butter konsumiert. In den nördlichen Bundesländern SH, BR und NI wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Milch-/getränken sowie in BR und HH an Rindfleisch festgestellt. Im Gegensatz dazu wurde Schweinefleisch, Obst und Gemüse weniger verbraucht. Der Verbrauch von Fischprodukten war am ausgeprägtesten in HH und SA. In NRW, dem Bundesland mit dem größten Bevölkerungsanteil, wurden v.a.

Milchprodukte überdurchschnittlich verbraucht, im Gegensatz zu Gemüse, Obst, Schweinefleisch und Getreideerzeugnissen. In den südlichen Bundesländern BW und BY wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Gemüse und speziell in BY an Schweinefleisch beobachtet, im Gegensatz zu einem erniedrigten Verbrauch an pflanzlichen Ölen/Fetten und Kartoffelprodukten.

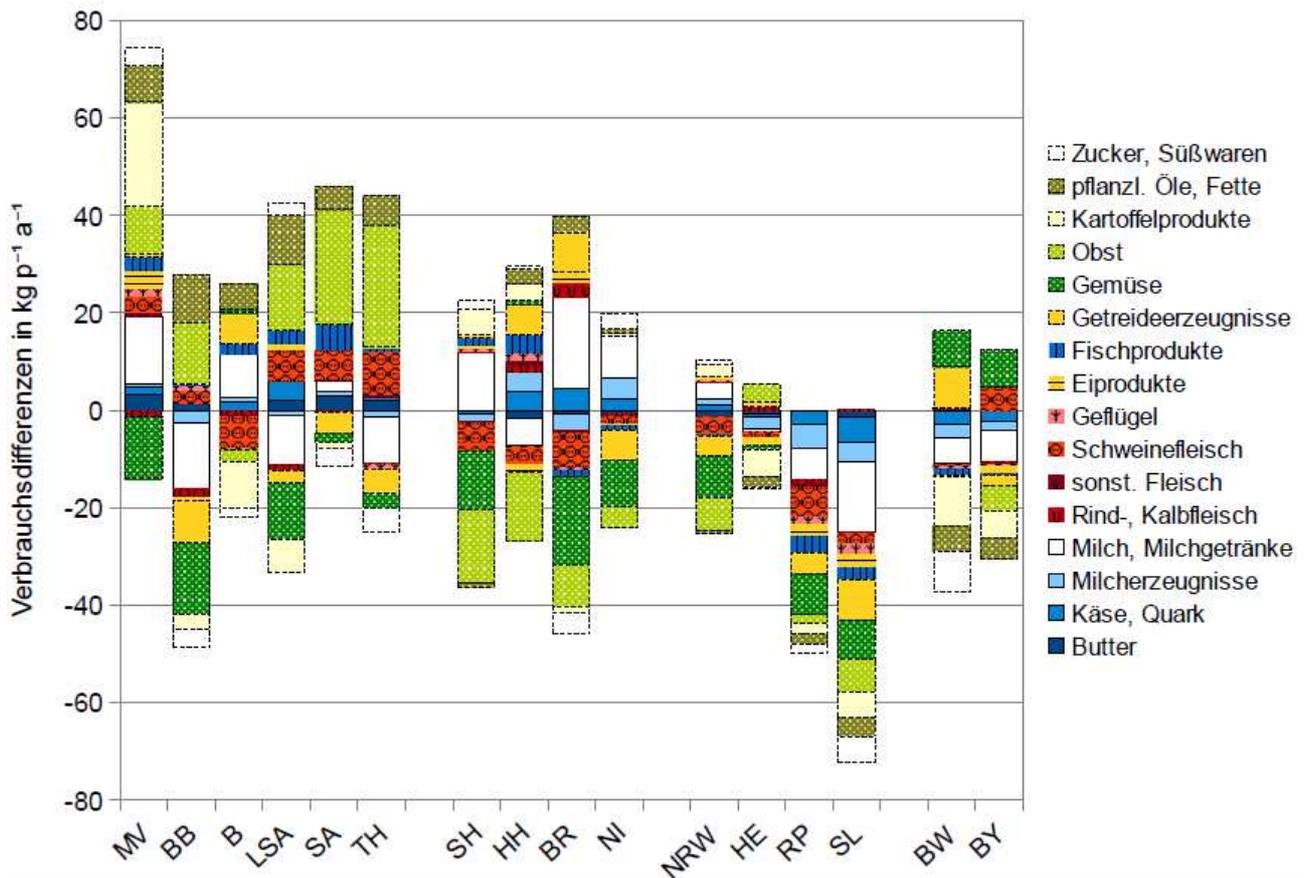


Abb. 91. Verbrauchsdifferenzen von Nahrungsmitteln nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)

Der Verbrauch von Getränken variiert innerhalb der Bundesländer zwischen 624 kg p⁻¹ a⁻¹ in Bremen (BR) und 740 kg p⁻¹ a⁻¹ in Bayern (BY). Dabei geht aus der folgenden Abb. 92 hervor, dass Mineralwasser vermehrt in den alten Bundesländern verbraucht wurde. Bei den Erfrischungsgetränken, Säften/Nektaren wiesen BW und BY erhöhte Verbräuche auf. Bei Kräuter- und Früchtetee wurde ein vermehrter Konsum in den östlichen Bundesländern (außer MV) beobachtet. Ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Kaffee und Tee (schwarz, grün) wurde in den Stadtstaaten B, HH und BR sowie in allen nördlichen Bundesländern sowie NRW beobachtet. Während Bier vermehrt in BY und den östlichen Bundesländern konsumiert wurde, wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Wein in der

Region West (in RP, SL, HE) sowie in HH und BW festgestellt. Spirituosen wurden überdurchschnittlich in MV und LSA verbraucht.

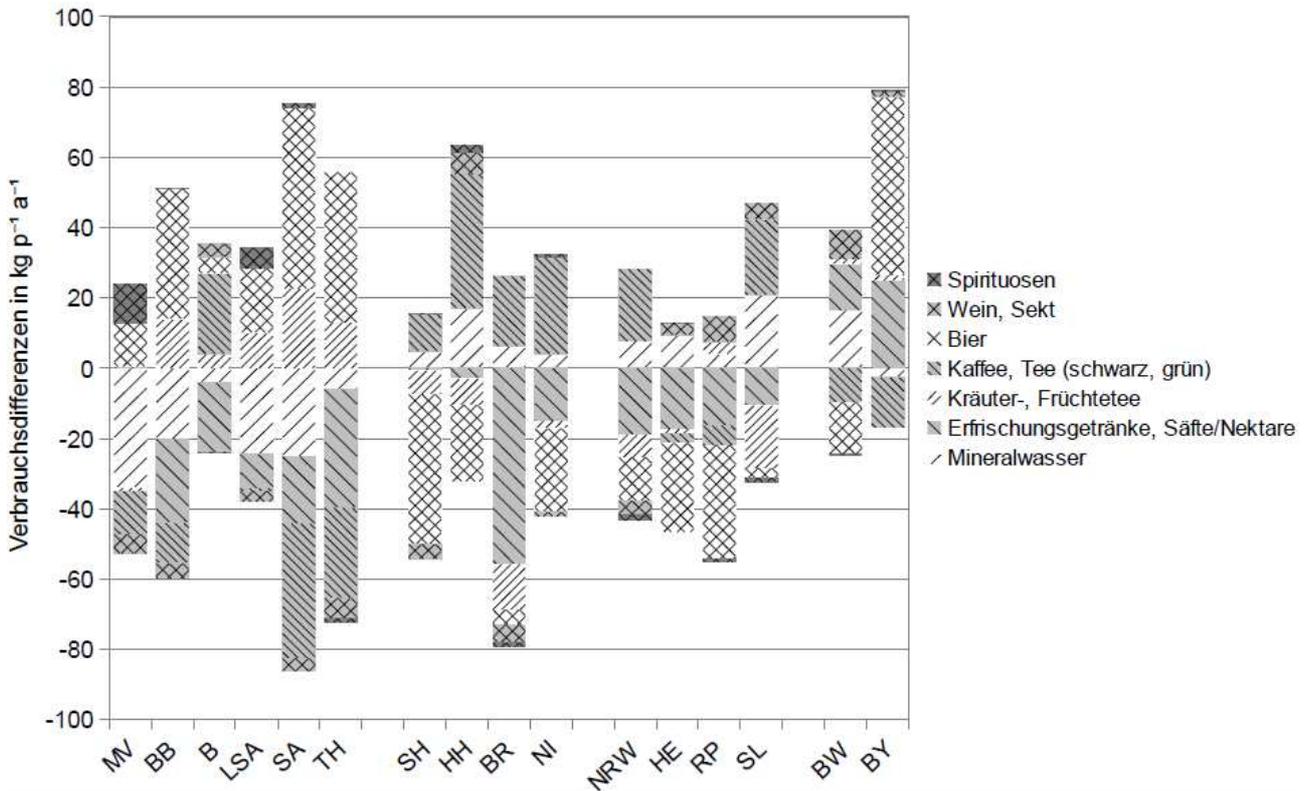


Abb. 92. Verbrauchsdifferenzen von Getränken nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)

3.6.1 Treibhausgasemissionen nach Bundesländern

In der folgenden Abb. 93 werden entsprechende Treibhausgasemissionen nach Bundesländern dargestellt. Dabei wurden die höchsten Emissionen pro Kopf in der Region Ost in MV, LSA, SA und TH sowie in der Region Nord in HH verursacht. Die niedrigsten Emissionen traten in der Region West in RP und im SL auf.

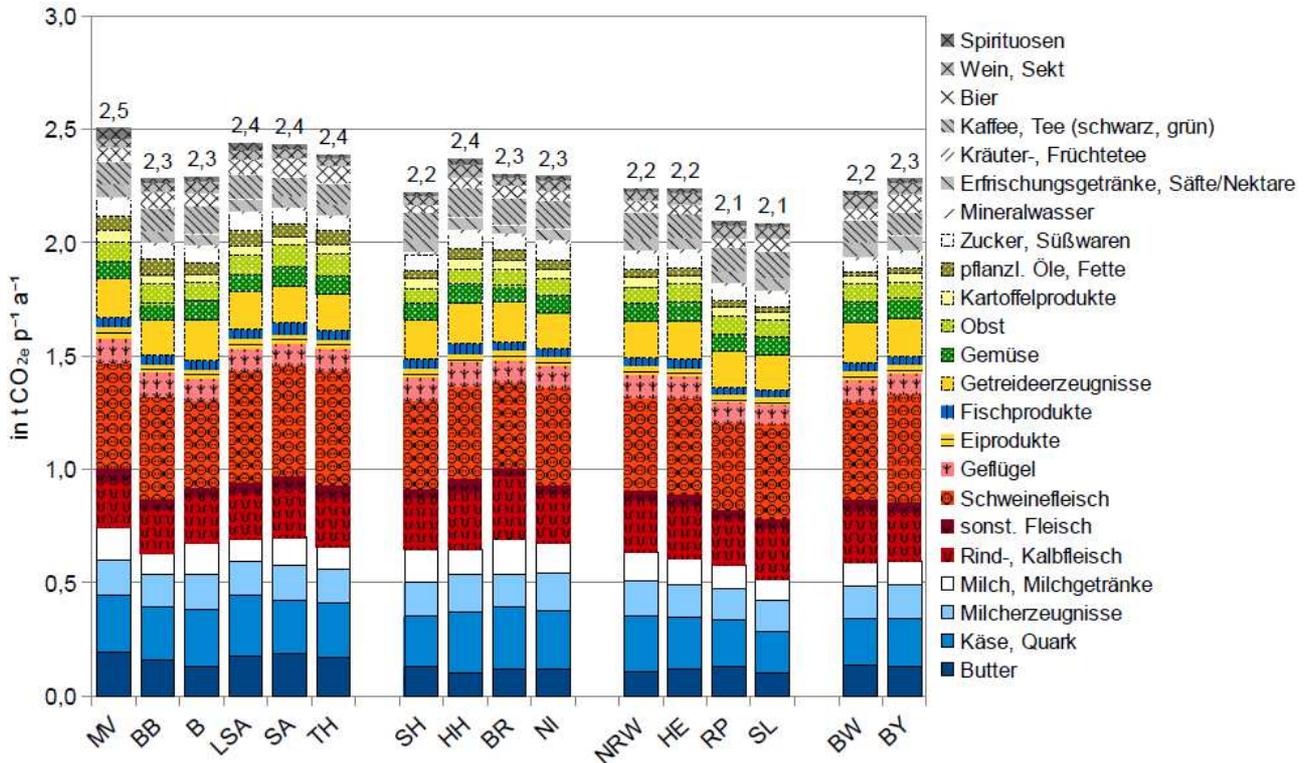


Abb. 93. Treibhausgasemissionen nach Bundesländern (produktspezifisch)

Einen besseren Überblick welche Nahrungsmittel und Getränke zu den Differenzen beitragen, gibt Abb. 94. Dargestellt sind die verbrauchsbedingten Treibhausgasemissionen **im Vergleich zum Bundesdurchschnitt** (ohne Nüsse/Samen). Aus der Abbildung geht hervor, dass die höheren Emissionen in der Region Ost (MV, LSA, SA, TH) vor allem durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Butter, Schweinefleisch und pflanzlichen Fetten/Ölen verursacht wurden. Hinzu kommt in MV und LSA noch der übermäßige Verbrauch an Spirituosen. Im Gegensatz dazu wurden in der Region Nord (HH, BR) die Spitzen bei den Treibhausgasemissionen maßgeblich durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark und Rindfleisch verursacht. Leicht überdurchschnittliche Treibhausgasemissionen in Bayern (BY) wurden in erster Linie durch einen Mehrverbrauch an Schweinefleisch und Bier bedingt. Diese wurden jedoch durch einen unterdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark und pflanzlichen Fetten/Ölen nahezu vollständig kompensiert. In den Bundesländern mit den niedrigsten Treibhausgasemissionen pro Kopf (SL, RP, SH) sind diese hauptsächlich auf einen geringeren Verbrauch an Butter, Käse/Quark und Schweinefleisch zurückzuführen.

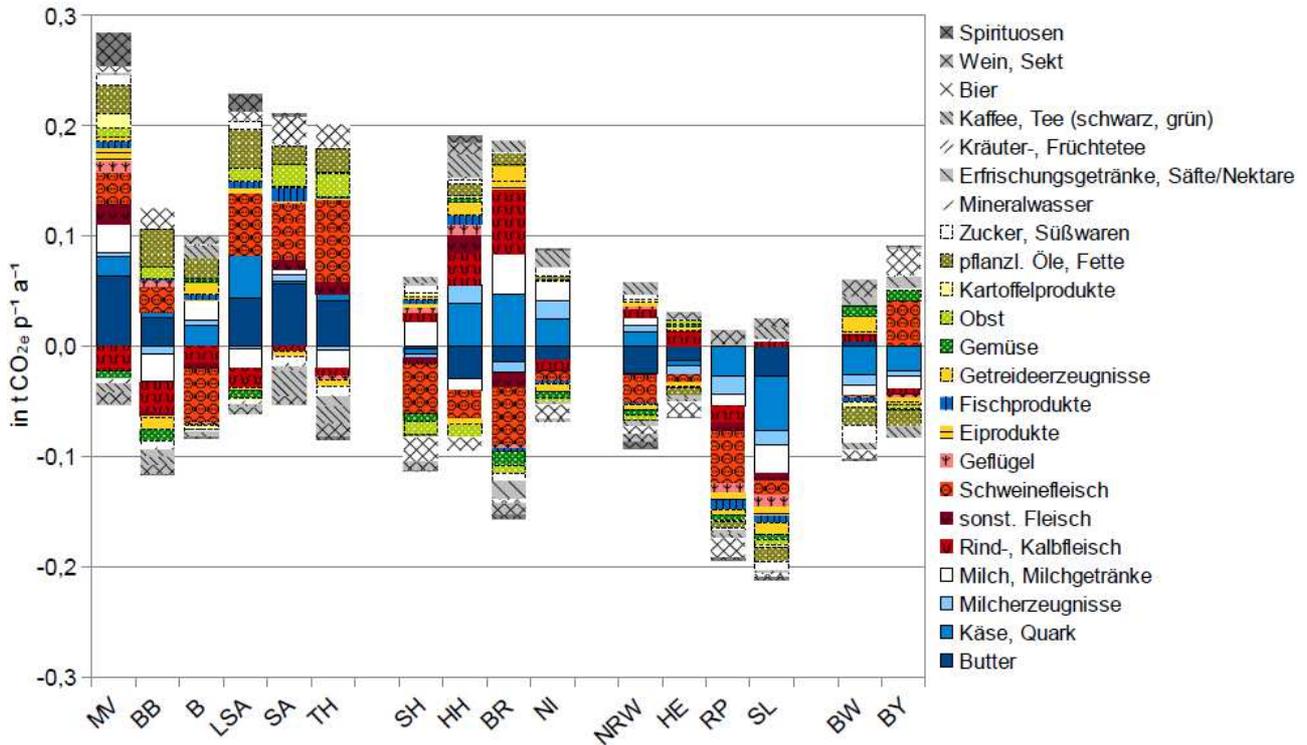


Abb. 94. Differenzen der Treibhausgasemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktgruppenspezifisch)

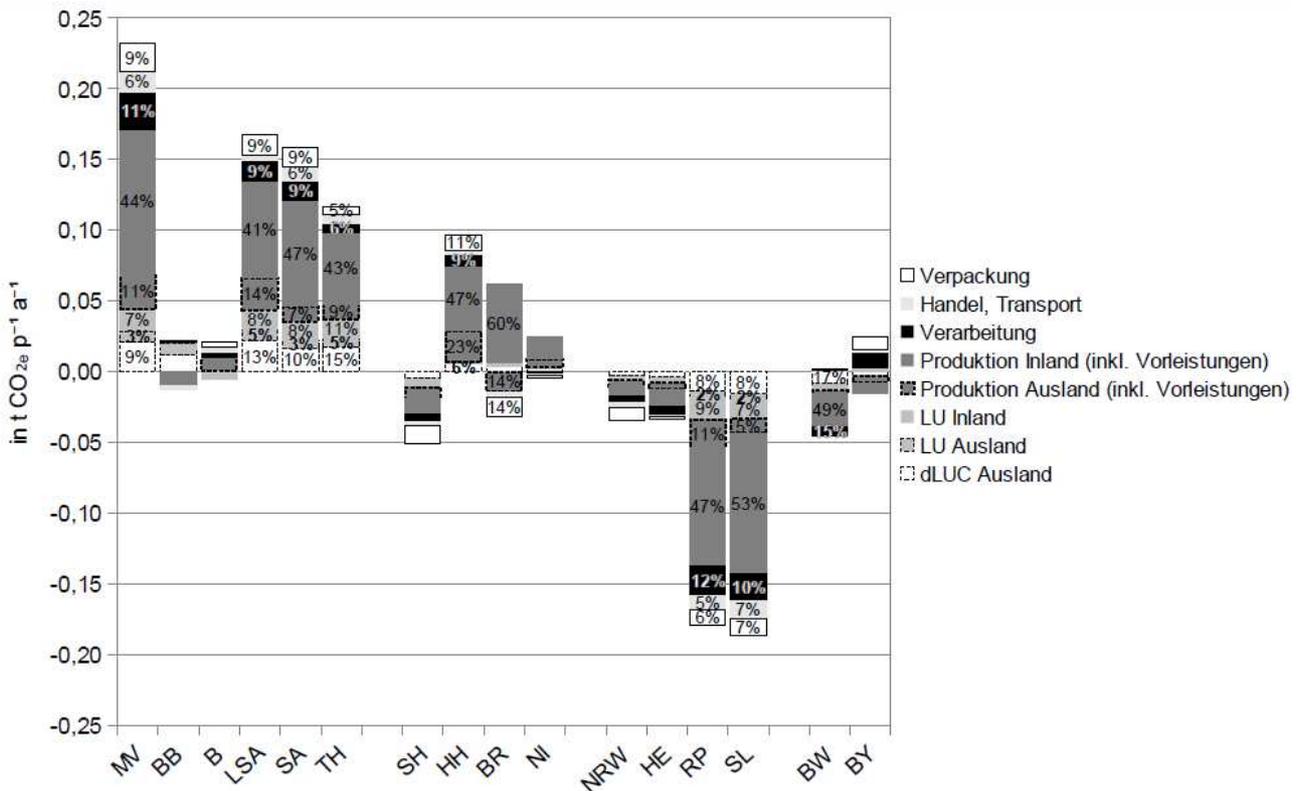
In Abb. 95 werden die Unterschiede zum Bundesdurchschnitt nach Prozessabschnitten dargestellt. Im Bundesdurchschnitt setzten sich die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen der in diesem Kapitel untersuchten Nahrungsmittel und Getränke (ohne Nüsse und Samen!) aus folgenden Anteilen zusammen:

- 6% aus direkten Landnutzungsänderungen im Ausland (dLUC Ausland)
- 2% aus Landnutzung im Ausland (LU Ausland)
- 7% aus Landnutzung im Inland (LU Inland)
- 14% aus der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland (inkl. Vorleistungen)
- 43% aus der landwirtschaftlichen Produktion im Inland (inkl. Vorleistungen)
- 11% aus der Verarbeitung
- 7% aus Handel und Transport
- 9% aus Verpackungsherstellung.

Somit entstammten im Bundesdurchschnitt 22% der THG-Emissionen dem Ausland bzw. 15% aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU).

Erwähnenswert ist die Beobachtung, dass in den Bundesländern mit den höchsten ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen (MV, LSA, SA und TH) Emissionen im Ausland

und Emissionen aus dLUC, LU zu einem überdurchschnittlichen Anteil an den Mehremissionen beteiligt waren. Schaut man dagegen nach HH und BR mit einem überdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark und Fleischprodukten von Wiederkäuern, so sind Treibhausgasemissionen aus dLUC, LU reduziert bzw. unterdurchschnittlich, Emissionen aus der direkten landwirtschaftlichen Produktion jedoch überproportional an den Mehremissionen beteiligt.



Anmerkung: Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde auf eine Beschriftung teilweise verzichtet.

Abb. 95. Differenzen der Treibhausgasemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)

3.6.2 Ammoniakemissionen nach Bundesländern

Wie aus Abb. 96 hervorgeht, variieren die bundeslandspezifischen Ammoniakemissionen zwischen $7,4 \text{ kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in MV und $5,9 \text{ kg}$ im SL. Dabei ähnelt das Verteilungsprofil dem der Treibhausgasemissionen, welches im letzten Abschnitt vorgestellt wurde. Ein genaueres Bild welche Nahrungsmittel zu den Unterschieden beitragen, gibt Abb. 96. Dabei kommt die Relevanz von tierischen Produkten deutlich zum tragen, deren landwirtschaftliche Erzeugung im Vergleich zu pflanzlichen Produkten mit hohen Ammoniakemissionen einhergeht.

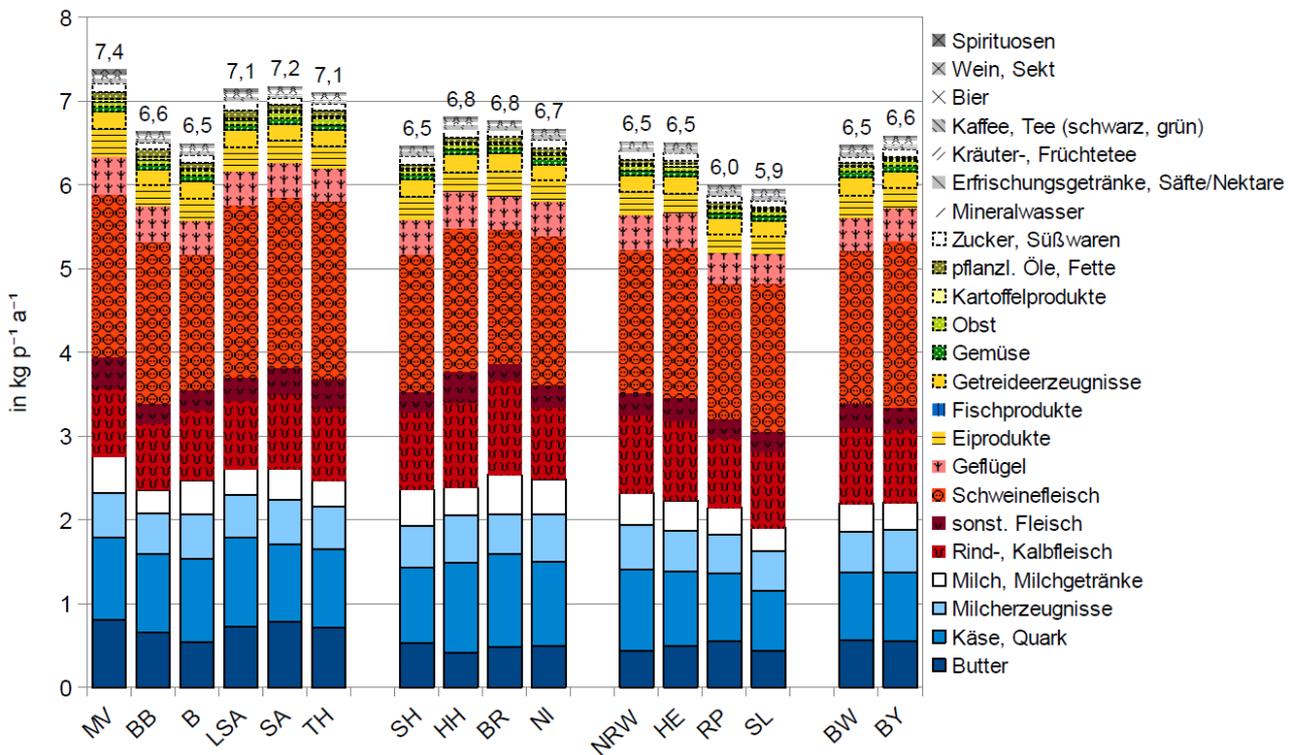


Abb. 96. Ammoniakemissionen nach Bundesländern (produktspezifisch)

Während die hohen Ammoniakemissionen in MV, LSA, SA und TH maßgeblich auf einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Butter und Schweinefleisch zurückgehen, resultieren diese in HH und BR vor allem aus einem überdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark, Rind-/Kalbfleisch sowie in HH an sonstigem Fleisch.

Die prozessspezifische Auswertung der Differenzen bei den Ammoniakemissionen zeigt in Abb. 98, dass diese zu unterschiedlichen Anteilen mit Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion im In- und Ausland assoziiert sind. Wurden im Bundesdurchschnitt 92% aller Ammoniakemissionen im Inland und 8% im Ausland verursacht, fielen bspw. die erhöhten Emissionen in LSA, SA und TH lediglich zu 85% im Inland, jedoch zu 15% im Ausland an.

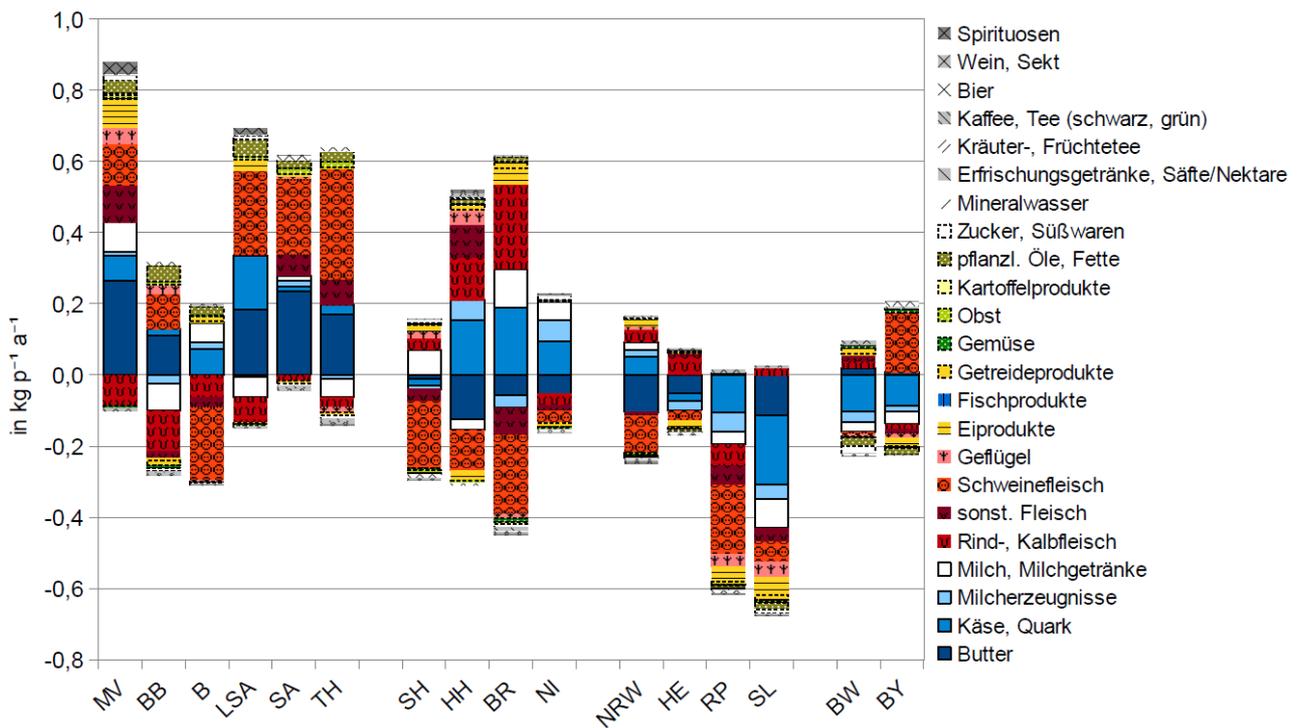
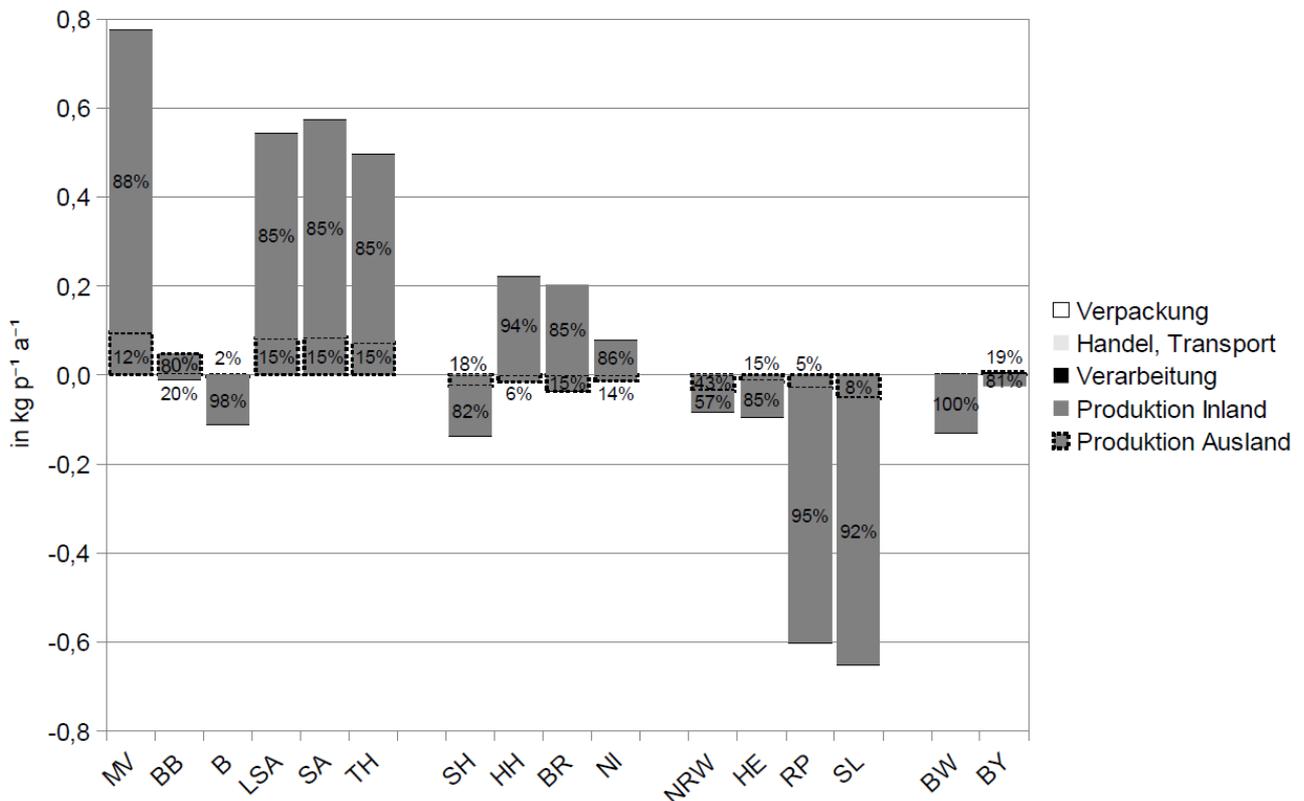


Abb. 97. Differenzen der Ammoniakemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)



Anmerkung: Prozentual beschriftet sind lediglich die Prozesse 'Produktion Inland' und 'Produktion Ausland'

Abb. 98. Differenzen der Ammoniakemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)

3.6.3 Flächenbedarf nach Bundesländern

Abb. 99 gibt einen Überblick über den ernährungsbedingten Flächenbedarf nach Bundesländern. Die höchsten ernährungsbedingten Flächenbedarfe mit über 2400 m² p⁻¹ a⁻¹ wurden in MV, LSA, SA und TH beobachtet, die niedrigsten Flächenbedarfe mit unter 2200 m² p⁻¹ a⁻¹ in SL und RP.

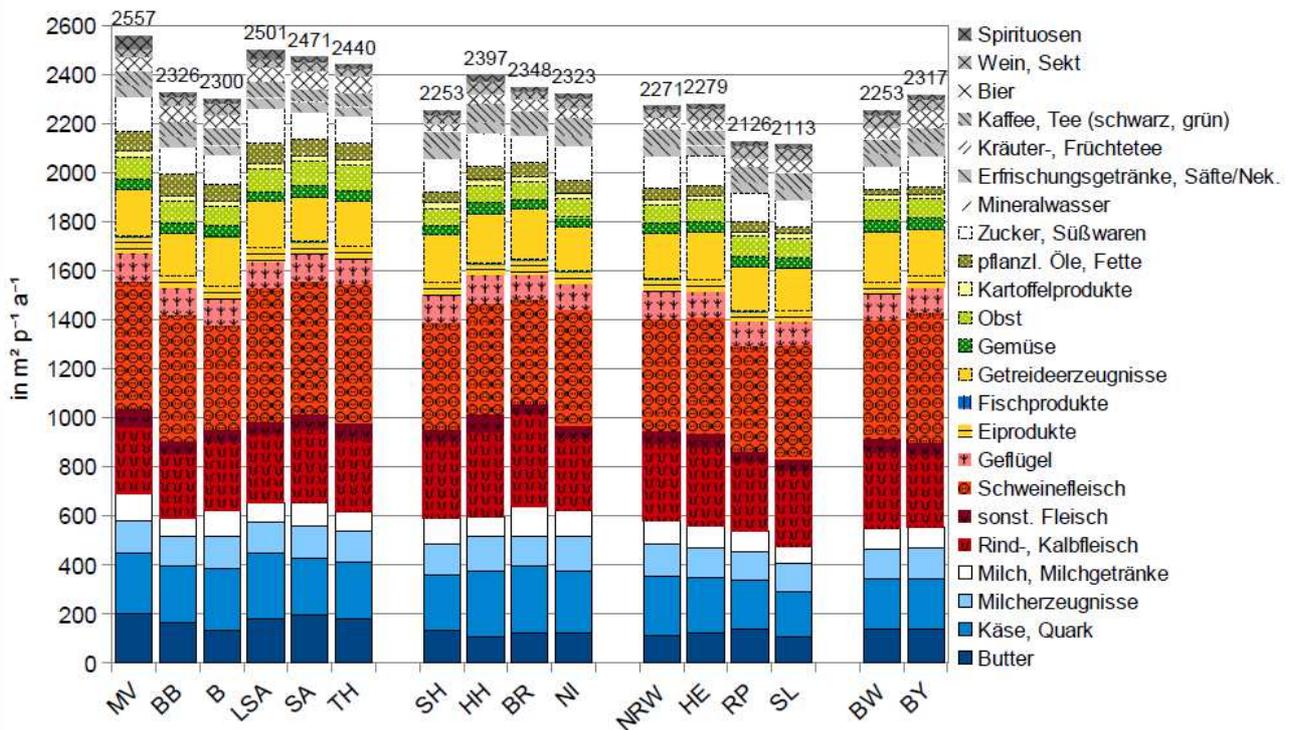


Abb. 99. Flächenbedarf nach Bundesländern (produktspezifisch)

In der folgenden Abb. 100 werden die absoluten Unterschiede im Flächenbedarf nach Bundesländern dargestellt. Daraus geht hervor, dass der Mehrbedarf in MV, LSA und SA vor allem durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Butter, Schweinefleisch und pflanzlichen Ölen/Fetten ausgelöst wurde. Die größte Differenz mit 444 m² p⁻¹ a⁻¹ ergab sich zwischen MV und dem SL.

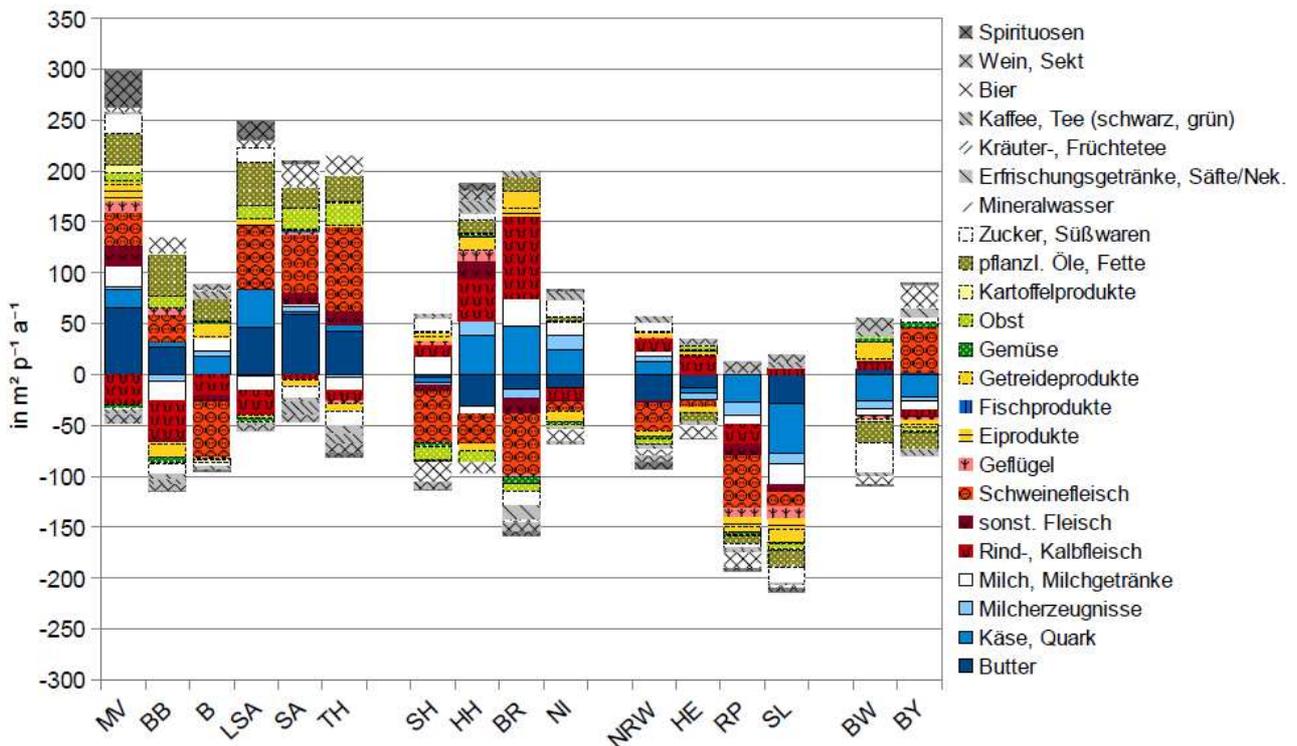
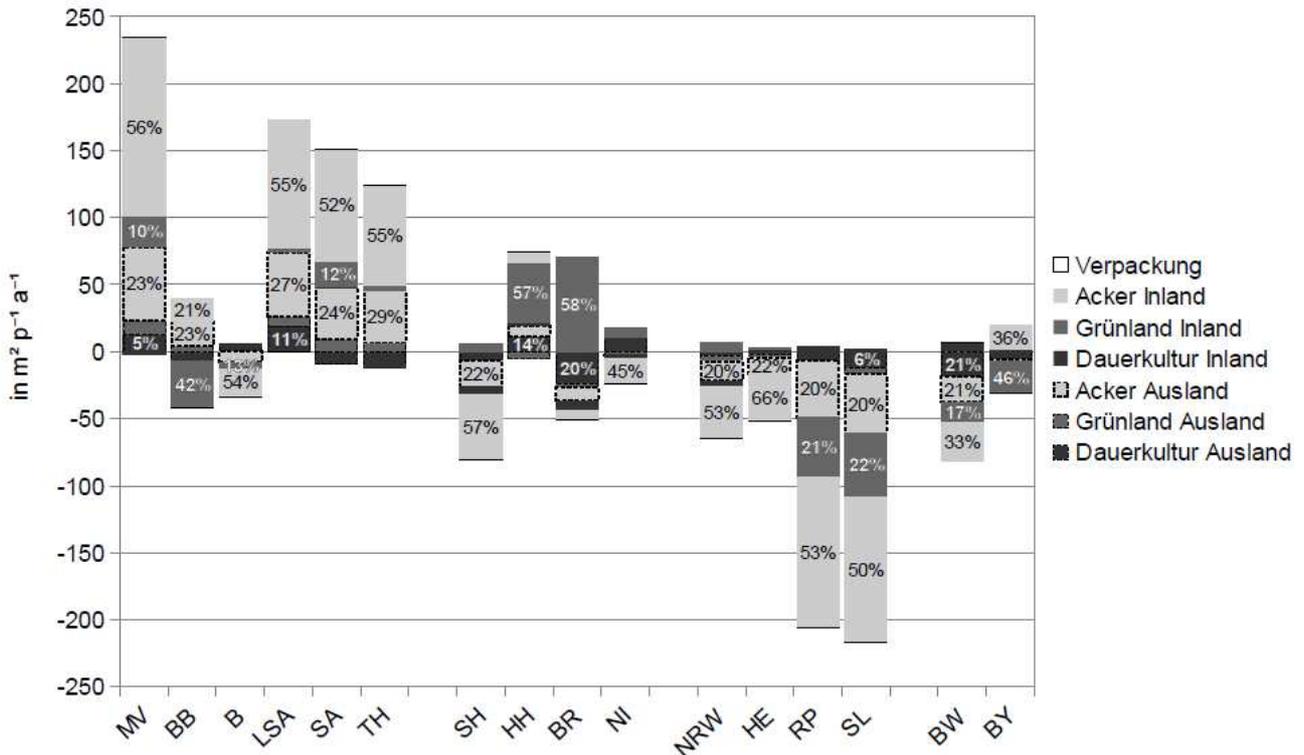


Abb. 100. Differenzen im Flächenbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)

Die Auswertung der Verbrauchsunterschiede nach Flächentypen zeigt die nächste Abb. 101. Im Bundesdurchschnitt setzte sich der Verbrauch anteilig folgendermaßen zusammen:

- zu 47% aus Ackerflächen im Inland
- zu 17% aus Ackerflächen im Ausland
- zu 21% aus Grünland im Inland
- zu 1% aus Grünland im Ausland
- zu 2% aus Dauerkulturen im Inland
- zu 12% aus Dauerkulturen im Ausland.

Aus der Abbildung geht hervor, dass sich der ernährungsbedingte **Flächenmehrbedarf** in MV, LSA, SA und TH zu überdurchschnittlichen Anteilen aus **Ackerflächen** im In- und Ausland zusammensetzte. Stattdessen war der **Grünlandanteil** im Inland reduziert. Im Gegensatz dazu setzte sich der Flächenmehrbedarf in HH und BR aus **Grünlandflächen** im Inland zusammen.



*Anmerkung: Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden prozentuale Angaben lediglich bei Ackerflächen (In- und Ausland) sowie Grünlandflächen (Inland) vermerkt

Abb. 101. Differenzen im Flächenbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)

3.6.4 Bedarf an blauem Wasser nach Bundesländern

Aus Abb. 102 geht der bundeslandspezifische Bedarf an blauem Wasser hervor. Dabei sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass für die Produktgruppe der **Nüsse und Samen**, die unter einem hohen Einsatz von blauem Wasser produziert werden (vgl. Tab. 41, S. 102), keine Verzehrsmengen auf Bundeslandebene zur Verfügung standen. Aus diesem Grund stellen die im Folgenden vorgestellten Werte einerseits Unterschätzungen dar. Andererseits üben sich weitere Faktoren, wie bspw. der in allen Bundesländern als gleich unterstellte Umrechnungsfaktor von Verzehr auf Verbrauch sowie die Tatsache, dass der Verzehr aus Haus- und Kleingärten nicht separat in der NVSII ermittelt wurde, nachteilig bei ernährungsökologischen Betrachtungen auf dieser Ebene aus. Diese Faktoren müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Im Gegensatz zu den Umweltindikatoren, die in den vorherigen Absätzen untersucht wurden, resultiert ein hoher Bedarf an blauem Wasser vor allem aus dem Verbrauch bewässerungsintensiv hergestellter pflanzlicher Nahrungsmittel und Getränke. Dabei wirkt sich der hohe Obstverzehr in den neuen Bundesländern, der in der Nationalen Verzehrsstudie II

(MRI 2008a) festgestellt wurde, nachteilig auf die Wasserbilanz aus. Während mit $28,6 \text{ m}^3 \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der höchste ernährungsbedingte Wasserbedarf aus der Ernährung in SA resultierte, bedingte der Verbrauch in BR (Bremen) den niedrigsten Bedarf an blauem Wasser mit $24,0 \text{ m}^3 \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

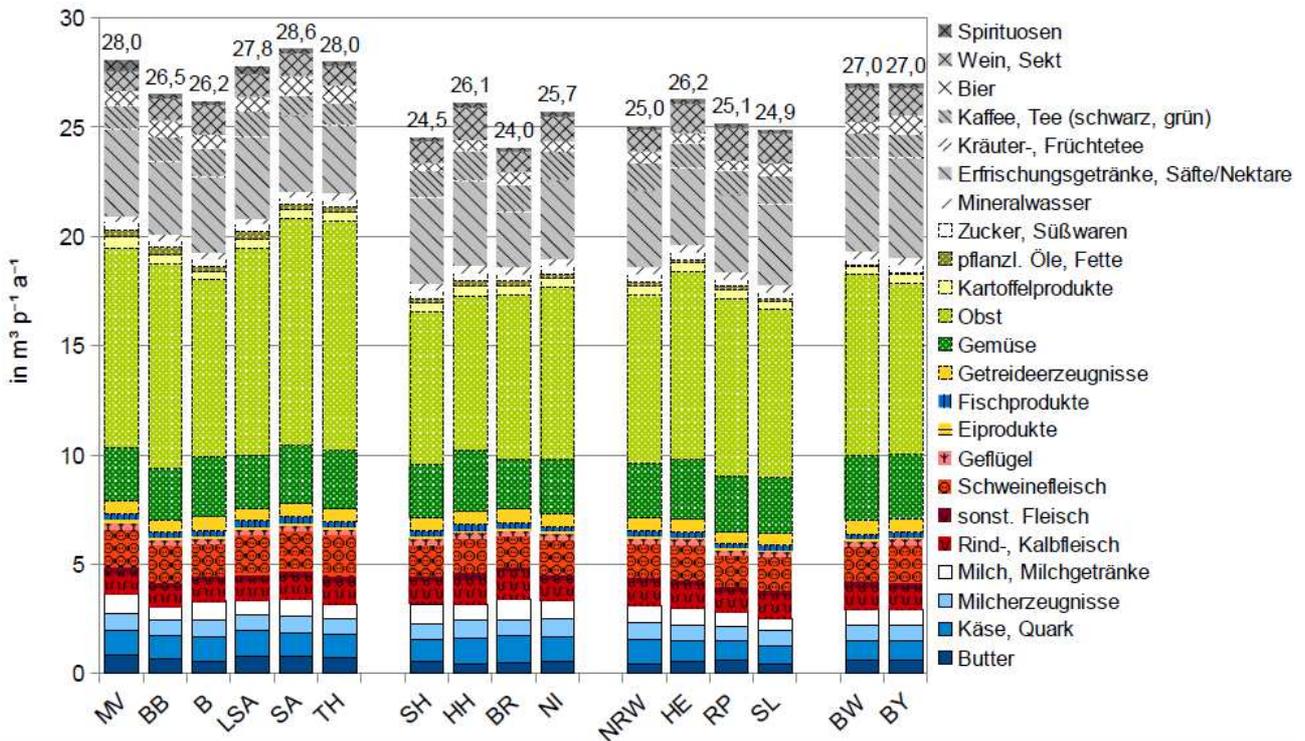


Abb. 102. Bedarf an blauem Wasser nach Bundesländern (produktspezifisch)

Die Auswertung der absoluten Unterschiede im Bedarf an blauem Wasser in Abb. 103 verdeutlicht die Relevanz von Obst, der daraus hergestellten Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare, sowie von Wein/Sekt. Aufgrund der o.g. Faktoren, die die Aussagekraft des ernährungsbedingten Wasserbedarfs nach Bundesländern schmälern, wurde von einer prozessspezifischen Darstellungsform Abstand genommen.

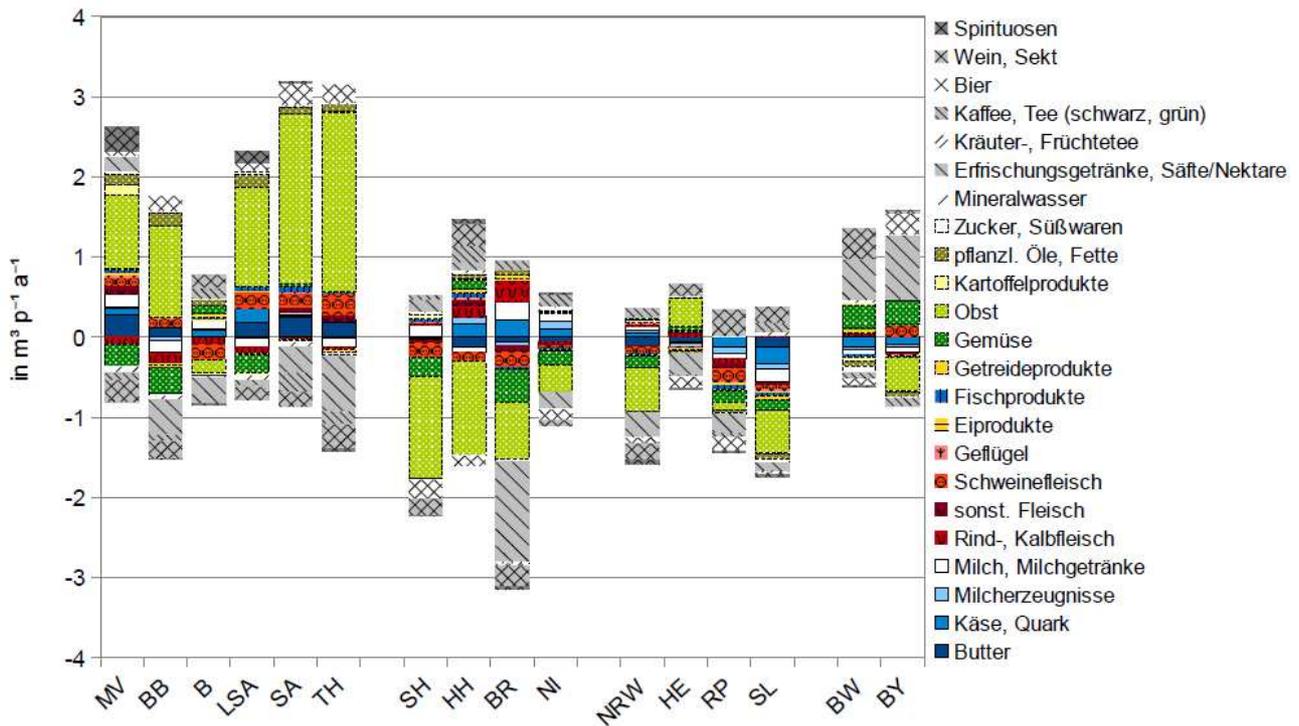


Abb. 103. Differenzen im Bedarf an blauem Wasser zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)

3.6.5 Phosphorbedarf nach Bundesländern

In Abb. 104 ist der ernährungsbedingte Phosphorbedarf nach Bundesländern ersichtlich. Dabei ähnelt das Verteilungsprofil sowie das Minimum und Maximum in der bundesland-spezifischen Auswertung dem der Treibhausgasemissionen und dem des Flächenbedarfs. Während mit einem Phosphorbedarf von $7,3 \text{ kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ das Maximum durch die Ernährung in MV bedingt wurde, war das Minimum mit $6,1 \text{ kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit der Ernährung im SL assoziiert.

Abb. 105 gibt einen Überblick über die produktbedingten Unterschiede im Phosphorbedarf. Dabei sind in den Bundesländern, in denen der ernährungsbedingte Phosphorbedarf über sieben $\text{kg p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt, nämlich MV, LSA, SA und TH (Ausnahme: HH), ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Butter, Schweinefleisch und an pflanzlichen Ölen/Fetten maßgeblich für den hohen Bedarf verantwortlich. In HH führt der übermäßige Verbrauch an Käse/Quark und Rind-/Kalbfleisch zum hohen Phosphorbedarf.

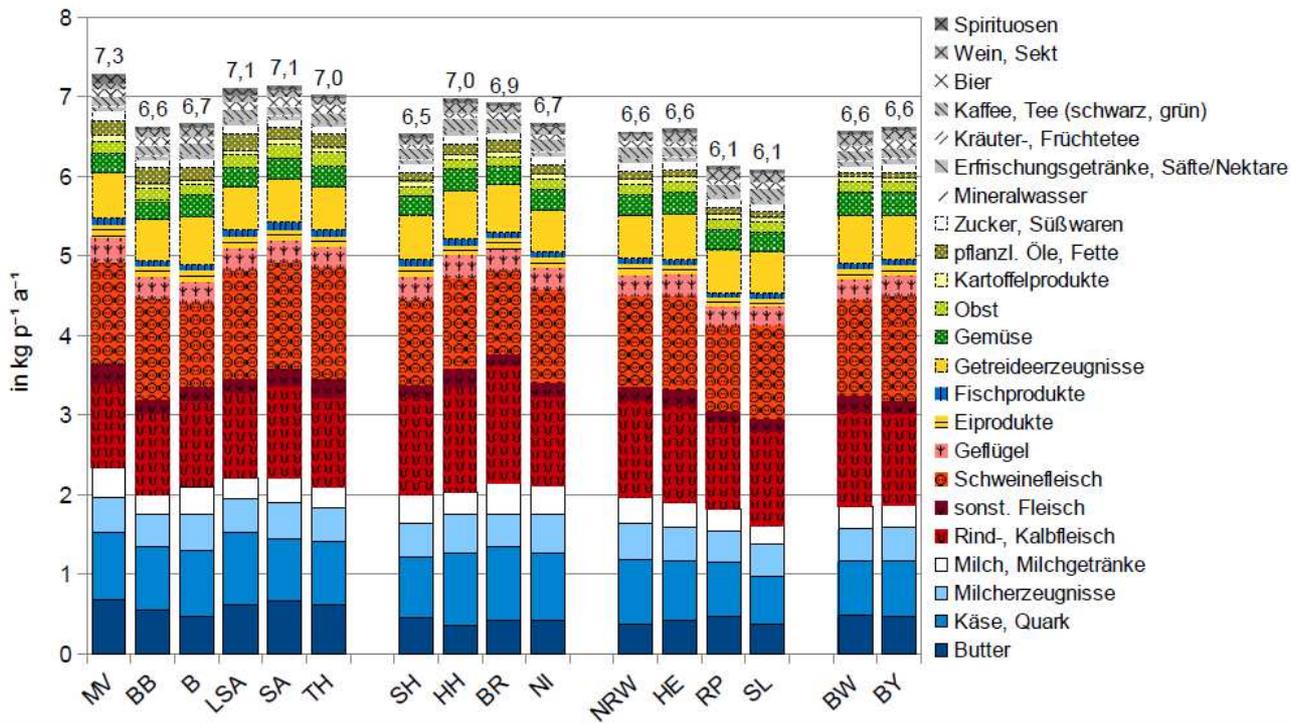


Abb. 104. Phosphorbedarf nach Bundesländern (produktspezifisch)

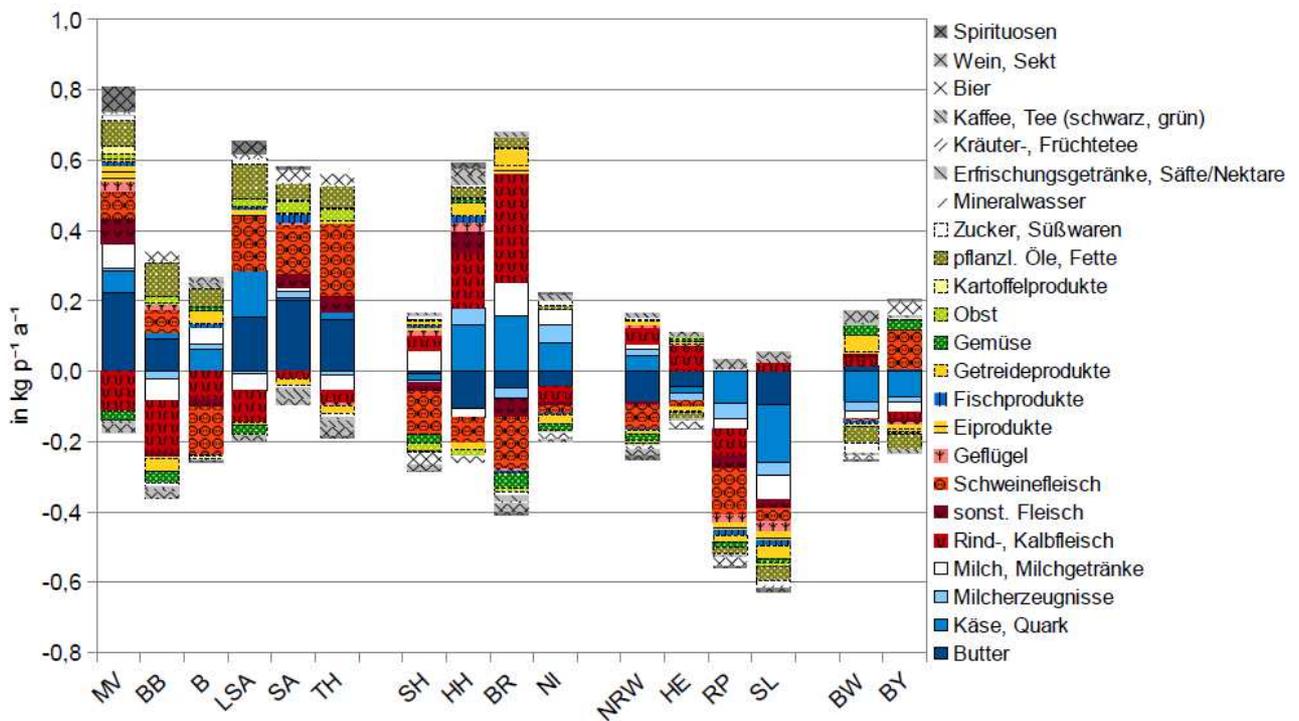
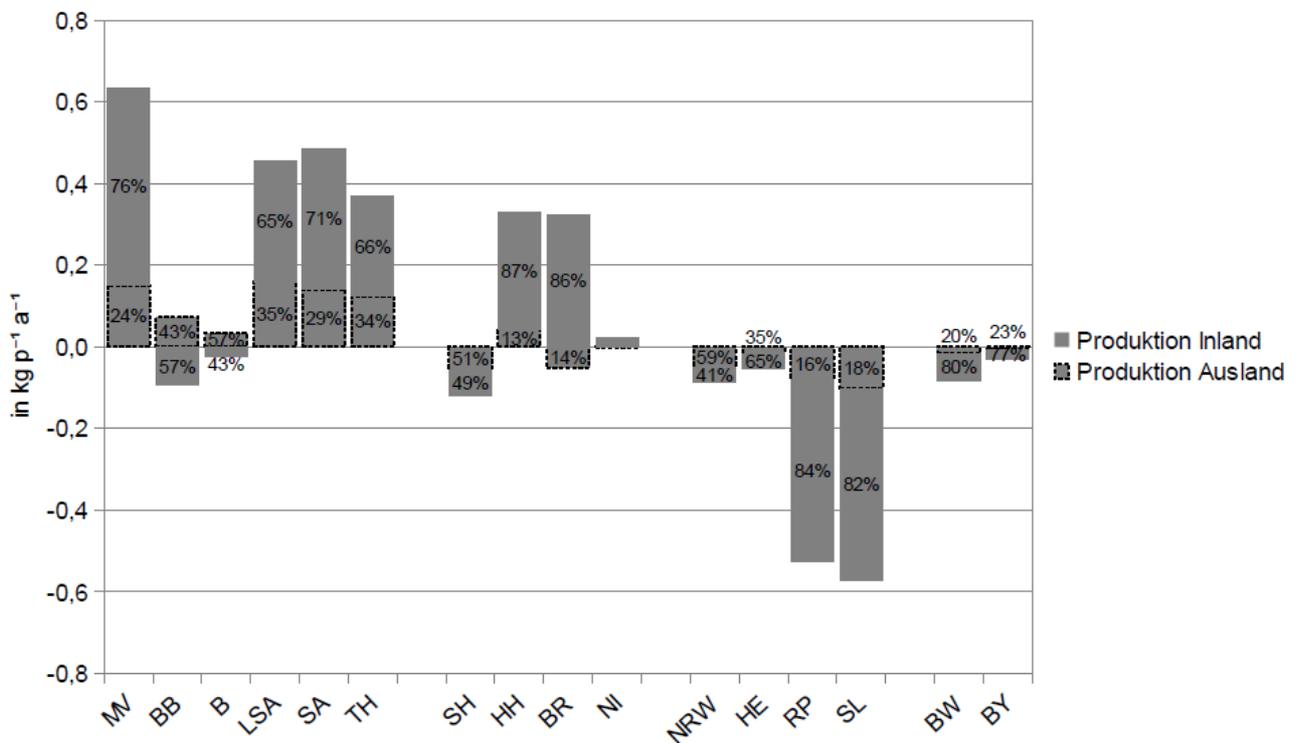


Abb. 105. Differenzen im Phosphorbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)

Zu welchen Anteilen der Mehr- oder Wenigerbedarf an Phosphor im In- oder Ausland generiert wurde, zeigt Abb. 106. Während im Bundesdurchschnitt 20% des Phosphors in der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland und die verbleibenden 80% im Inland eingesetzt wurden, erklärt sich der Mehrbedarf in MV, LSA, SA und TH zu einem überproportionalen Anteil aus Phosphor, der in der ausländischen Produktion zur Anwendung kam. Im Gegensatz dazu wurde in HH ein überdurchschnittlicher Anteil des Mehrbedarfs in der inländischen Produktion benötigt. Als drittes Beispiel sei auf den Mehrbedarf in BR (Bremen) verwiesen, der sich aus einer Steigerung des inländischen Bedarfs, aber jedoch einer Senkung des ausländisch eingesetzten Phosphors zusammensetzte.



Anmerkung: Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde teilweise auf eine Beschriftung verzichtet.

Abb. 106. Differenzen im Phosphorbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)

3.6.6 Primärenergieverbrauch nach Bundesländern

Aus Abb. 107 geht der ernährungsbedingte kumulierte Primärenergieverbrauch (PEV) pro Kopf nach Bundesländern hervor. Dabei stimmt das Verteilungsprofil sowie das festgestellte Minimum und Maximum mit den zuvor ausgewerteten Umweltindikatoren (Ausnahme: Wasserbedarf) überein. Auffallend ist jedoch der Unterschied, dass der Anteil der pflanzli-

chen Nahrungsmittel und der Getränke in den Energieprofilen höher ist. Der höchste PEV wurde mit $16,2 \text{ GJ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in MV, der niedrigste mit $13,6 \text{ GJ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im SL festgestellt.

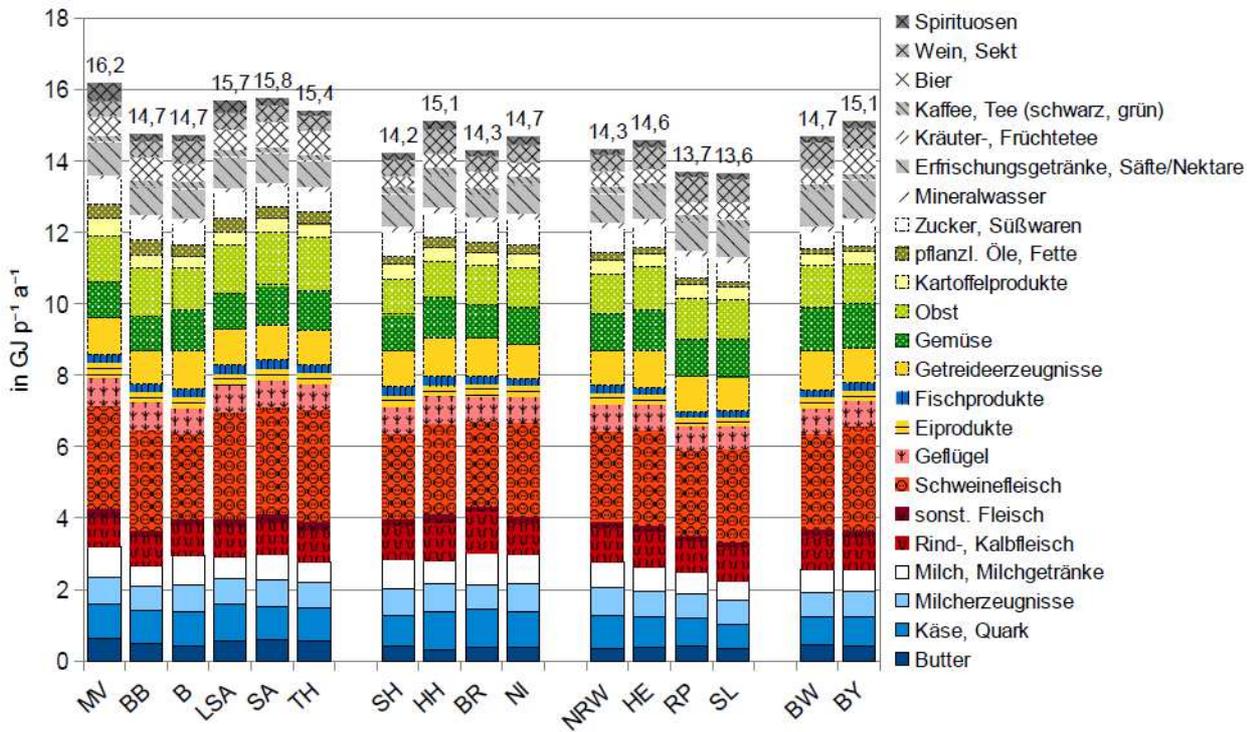


Abb. 107. PEV nach Bundesländern (produktspezifisch)

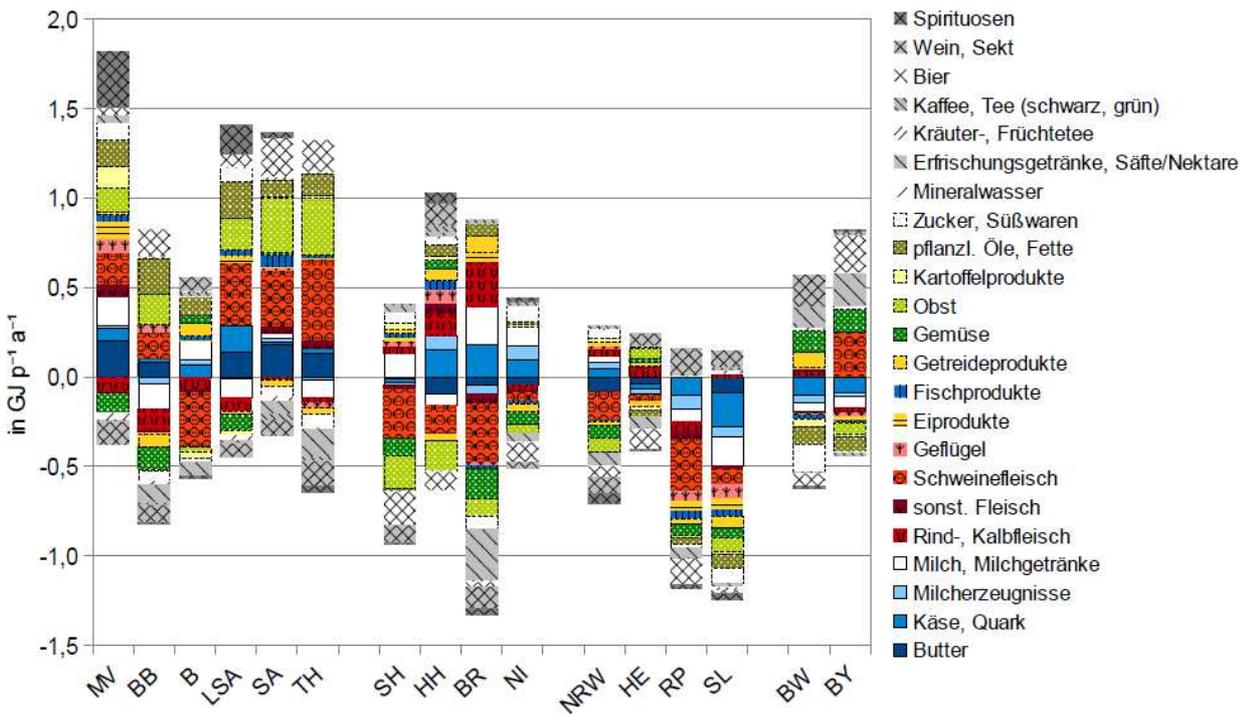


Abb. 108. Differenzen des PEVs zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)

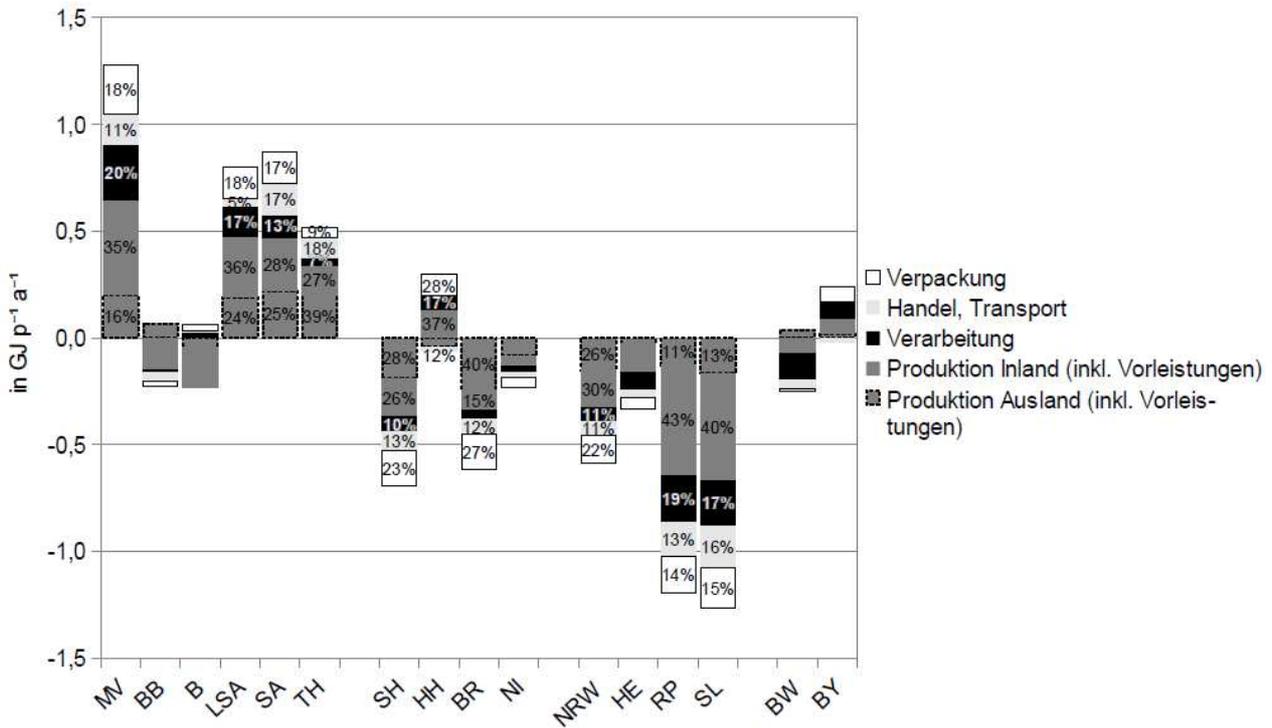
Hinsichtlich der produktbedingten Unterschiede im PEV zeigt Abb. 108 die stärkere Relevanz von Verbrauchsunterschieden bei pflanzlichen Nahrungsmitteln und Getränken. Neben Schweinefleisch und Butter wurde in MV, LSA, SA und TH der höhere PEV vor allem durch Obst, pflanzliche Öle/Fette sowie Bier und Spirituosen verursacht. In HH trugen zum erhöhten PEV neben Käse/Quark und Rind-/Kalbfleisch maßgeblich der überdurchschnittliche Wein- und Spirituosenverbrauch bei.

In der folgenden Abb. 109 werden die Unterschiede im PEV nach den betrachteten Prozessabschnitten beleuchtet. Im Bundesdurchschnitt setzte sich der ernährungsbedingte PEV aus folgenden Anteilen zusammen:

- 15% aus der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland (inkl. Vorleistungen)
- 38% aus der landwirtschaftlichen Produktion im Inland (inkl. Vorleistungen)
- 16% aus der Verarbeitung
- 13% aus Handel & Transport,
- 18% aus Verpackungen.

Im Gegensatz dazu beruhte der ernährungsbedingte Mehrbedarf in TH, SA, LSA und MV zu einem überdurchschnittlichen Anteil auf Verbräuchen in der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland. Die Anteile an den Mehrverbräuchen aus der landwirtschaftlichen Produktion im Inland waren stattdessen unterdurchschnittlich.

In HH setzte sich der Mehrbedarf zum Großteil aus der Energie der Verpackungsherstellung zusammen. Der PEV aus der landwirtschaftlichen Erzeugung im Ausland war dagegen unterdurchschnittlich und von einem geringeren Anteil.



Anmerkung: Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde auf eine Beschriftung teilweise verzichtet.

Abb. 109. Differenzen des PEVs zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)

3.6.7 Zwischenfazit der soziodemographischen Auswertung

In Tab. 58 werden die Resultate der soziodemographischen Auswertung der letzten drei Kapitel zusammengefasst. Dabei wurde eine relative Darstellungsform gewählt, indem die prozentualen Abweichungen des Minimums und des Maximums vom entsprechenden Gruppendurchschnitt ermittelt wurden. Um die Minima und Maxima zuordnen zu können, wurden diese zudem mit der entsprechenden Altersgruppe, der sozialen Schicht oder dem entsprechenden Bundesland versehen. Weiterhin wurden in einem übergreifenden Vergleich die Minima und Maxima grau hinterlegt, welche über alle soziodemographischen Merkmale hinweg die größten Abweichungen vom Gruppendurchschnitt aufwiesen.

Mit Ausnahme des Maximums bei den ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen in Mecklenburg-Vorpommern sind die größten Abweichungen im Kontext der altersgruppenspezifischen Betrachtung aufgetreten. Die geringsten Unterschiede der untersuchten Umwelteffekte wurden in Bezug auf die sozialen Gruppen festgestellt.

Tab. 58. Soziodemographische Unterschiede im Vergleich (relative Abweichungen der Minima und Maxima vom Gruppendurchschnitt)

		Altersgruppe & Geschlecht				Soziale Gruppe & Geschlecht				Bundesländer*	
		Männer		Frauen		Männer		Frauen		Max.	Min.
Verbrauch	in %	6,4	-11,1	4,0	-8,9	3,2	-2,3	4,9	-3,1	4,1	-6,0
		19-24	65-80	35-50	14-18	Untere Schicht	Ober-schicht	Ober-schicht	Untere Mit-telschicht	BY	RP
Treibhausgas-emissionen	in %	8,8	-11,8	2,4	-5,8	2,8	-5,0	2,8	-1,5	10,2	-8,2
		19-24	65-80	51-64	19-24	Untere Schicht	Ober-schicht	Ober-schicht	Mittel-schicht	MV	SL
Ammoniak-emissionen	in %	13,1	-14,8	1,6	-5,0	4,3	-8,2	2,3	-2,5	11,6	-9,8
		19-24	65-80	35-50	19-24	Untere Schicht	Ober-schicht	Untere Schicht	Obere Mit-telschicht	MV	SL
Flächenbedarf	in %	11,1	-14,0	1,9	-5,6	3,7	-6,5	1,2	-1,6	10,8	-8,4
		19-24	65-80	35-50	65-80	Untere Schicht	Ober-schicht	Ober-schicht	Obere Mit-telschicht	MV	SL
Wasserbedarf (blau)	in %	5,6	-9,6	14,8	-8,0	3,8	-0,9	10,2	-7,5	8,9	-8,4
		35-50	65-80	51-64	19-24	Ober-schicht	Obere Mit-telschicht	Ober-schicht	Untere Mit-telschicht	SA	BR
Phosphorbedarf	in %	10,4	-12,6	1,8	-6,1	2,8	-5,8	2,3	-1,3	9,8	-7,5
		19-24	65-80	51-64	19-24	Untere Schicht	Ober-schicht	Ober-schicht	Obere Mit-telschicht	MV	SL
Primärenergie-verbrauch	in %	11,5	-11,8	2,0	-6,2	2,6	-4,8	3,5	-1,9	9,6	-8,6
		19-24	65-80	51-64	65-80	Untere Schicht	Ober-schicht	Ober-schicht	Mittel-schicht	MV	SL

hellgrau markiert: geringste Abw eichung vom entsprechenden Durchschnitt 2006

dunkelgrau markiert: höchste Abw eichung vom entsprechenden Durchschnitt 2006

* ohne Produktgruppe Nüsse und Samen

Im nächsten Kapitel sollen die Umwelteffekte der Verzehrssituation im Jahr 2006 (Ist-Zustand) mit den Umwelteffekten verglichen werden, die verschiedene Ernährungsempfehlungen mit sich bringen würden (Soll-Zustand). Bedingt durch die Beobachtung, dass die größten Abweichungen vom Bundesdurchschnitt bezüglich der Altersgruppen festgestellt wurden, wurde dabei nicht nur der bundesdurchschnittliche Verzehr mit den Ernährungsempfehlungen verglichen, sondern auch ein altersgruppen- und geschlechtsspezifischer Vergleich vorgenommen, um ein genaueres Bild maximaler Umweltentlastungspotentiale zu erhalten.

3.7 Umwelteffekte von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Wie im letzten Kapitel gezeigt werden konnte, wurden die größten Abweichungen der ernährungsbedingten Umwelteffekte im Hinblick auf Altersgruppen und Geschlecht identifiziert (vgl. Tab. 58, S. 240).

Vor dem Hintergrund einer nicht nur ausreichenden, sondern optimalen Versorgung aller Bevölkerungsgruppen erschien ein Vergleich von diversen Ernährungsempfehlungen nach Altersgruppen und Geschlecht am relevantesten. Aus folgenden Gründen wurde keine ernährungsökologische Auswertung nach sozialen Gruppen und nach Bundesländern im Rahmen der Arbeit forciert:

- geringere Schwankungsbreiten der Umwelteffekte innerhalb aller untersuchter soziodemographischer Faktoren in Bezug auf den Sozialstatus und die Bundesländer
- keine geschlechtsspezifische Betrachtung innerhalb der bundeslandspezifischen Auswertung.

Hohe Schwankungsbreiten im Verbrauch können außerdem am ehesten auf die Gefahr einer potentiellen Unter- und Überversorgung mit Nährstoffen hinweisen und sind daher nicht nur aus ernährungsökologischer, sondern auch aus allgemeingesundheitlicher (*public health*) Perspektive von großer Relevanz.

Ziel dieser Auswertung war es daher, mögliche altersgruppen- und geschlechtsspezifischen Umweltentlastungspotentiale zu quantifizieren. Dabei lag ein besonderer Fokus auf potentiell unterversorgten Bevölkerungsgruppen, da sich deren Verzehrverhalten zwar positiv auf die Umwelt auswirken kann, dieses jedoch vor allem als Risiko im Bereich der öffentlichen Gesundheitsvorsorge diskutiert werden sollte.

Die beobachteten Umweltwirkungen (Ist-Zustand) werden im Folgenden mit den Umwelteffekten von Ernährungsempfehlungen/Ernährungsweisen (Soll-Zustand) verglichen, um gemeinsame Schnittmengen von ökologischen und gesundheitlichen Potentialen zu verdeutlichen und zu diskutieren. Vergleiche wurden dabei mit folgenden Empfehlungen vorgenommen:

- Empfehlungen der *Deutschen Gesellschaft für Ernährung* (DGE). Diese orientieren sich am Leitbild einer **vollwertigen Ernährung** (DGE 2008).
- Empfehlungen des *Verbands für Unabhängige Gesundheitsberatung* (UGB). Diese orientieren sich am Leitbild der **Vollwerternährung** bzw. einer **nachhaltigen Er-**

nahrung (UGB 2011). Neben gesundheitlichen Abwägungen schließen diese explizit ökologische und auch soziale Kriterien in den Empfehlungskatalog mit ein.

- Empfehlungen des US-amerikanischen Landwirtschafts- und Gesundheitsdepartments (USDA⁶⁹, USDHHS⁷⁰) zu einer **vegetarischen** (ovo-lacto) und **veganen** Ernährungsweise (USDA, USDHHS 2010). Neben den Empfehlungen zu einer Standard-Kost beinhaltet die letzte Auflage der *Dietary Guidelines for Americans* (ebd.) auch Empfehlungen zu mediterranen Kostformen, wobei zwischen einem spanischen und einem griechischen Typ differenziert wird. Allerdings wurden diese Empfehlungen nicht mit in die engere Auswahl der in dieser Arbeit betrachteten Kostformen integriert, da die Empfehlungen nicht ausreichend differenziert genug vorlagen, um diese ökobilanziell zu quantifizieren.

Neben einem Bezug zur Bevölkerung in Deutschland, der zumindest bei den Empfehlungen der DGE und des UGB gegeben ist, waren folgende Kriterien bei der Auswahl der ausgewerteten Ernährungsempfehlungen entscheidend:

- **Nahrungsmittelbezug:** die Empfehlungen sollten nicht nur in Form von zu verzehrenden Makro- und Mikronährstoffen ausformuliert sein, sondern auch in Form von konkreten Nahrungsmitteln bzw. Produktgruppen. Diese Art der Empfehlungen werden im Gegensatz zu *Nutrient-based dietary guidelines* (NBDG) als *Food-based dietary guidelines* (FBDG) bezeichnet.
- **Ausreichende Differenziertheit,** so dass die nahrungsmittelbezogenen Empfehlungen mit den in dieser Arbeit untersuchten Produktgruppen verglichen werden können.
- **Quantifizierbarkeit:** die in den Empfehlungen gemachten Angaben beruhen nicht nur auf der Anzahl der Portionen, die verzehrt werden sollten, sondern äußern sich in eindeutig quantifizierbaren Einheiten auf Basis des Gewichts oder des Volumens.

3.7.1 Anpassung der Verzehrssituation im Jahr 2006 an die Empfehlungen

Wie in Kapitel 3.1 (Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse nach Produktgruppen, S. 80ff.) bereits erläutert, wurden die im bisherigen Teil der Arbeit erstellten Umweltprofile an der Einteilung der Produktgruppen in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a) ausgerichtet, mit 17 Nahrungsmittel- und sieben Getränkegruppen. Dabei wurden auf Basis der amt-

69 United States Department of Agriculture

70 United States Department of Health and Human Services

lichen Statistik bei einigen Gruppen (v.a. bei pflanzlichen Nahrungsmitteln und Getränken) Annahmen zu deren heterogener Zusammensetzung getroffen. So setzten sich bspw. Süßwaren nicht nur aus Zucker, sondern auch aus pflanzlichen Ölen/Fetten, Milcherzeugnissen und Kakao zusammen. Die Anteile dieser Komponenten mussten im Rahmen der Einbettung in die nationale Versorgungsbilanz mit berücksichtigt werden, um die Umwelteffekte konsistent abzubilden.

Allerdings sind die meisten Aussagen in den nahrungsmittelbezogenen Verzehrsempfehlungen eher rohstoffbezogen und zudem einfacher gehalten, um dem Verbraucher einen gewissen Handlungskorridor zu garantieren. Beispielsweise formuliert die DGE im Bereich der Getränke: „Insgesamt mindestens 1,5 l Flüssigkeit [pro Tag und pro Person, Anm. des Autors], bevorzugt energiearme Getränke“ (DGE 2008, S. 7). Zudem ist in der Empfehlung für Obst bereits der Obstverzehr über Getränke eingerechnet.

Aus diesen Gründen war es im Rahmen der empfehlungsbezogenen Betrachtung der Umwelteffekte notwendig, die bisherige Produkteinteilung an die homogenen Produktgruppen der Empfehlungen anzupassen. Dabei wurde der Zucker in den Erfrischungsgetränken, im Wein/Sekt und in den Getreideprodukten der entsprechenden Hauptgruppe Zucker zugeordnet. Während pflanzliche Öle/Fette in den Süßwaren auf die entsprechende Hauptgruppe übertragen wurden, wurden die in den Süßwaren enthaltenen Milcherzeugnisse der originären Gruppe der Milchprodukte zugeführt. Kakao, Kaffee und Tee (schwarz/grün, Kräuter/Früchte) sowie Wein und Spirituosen blieben unberücksichtigt, da sich hierzu keine entsprechenden Referenzmengen in allen Empfehlungen fanden. So lagen zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit keine Empfehlungen des UGBs zur Aufnahme von Alkohol vor.

Die Übersetzung der Volumen- und Gewichtseinheiten in den US-amerikanischen Empfehlungen in Unzen (*ounces*) und Tassen (*cups*) erfolgte mit Hilfe der online verfügbaren US-amerikanischen Nährstoffdatenbank⁷¹.

Um Interpretationsspielräume beim Vergleich der Verzehrsempfehlungen teilweise zu umgehen, wurden einerseits bei Angaben von Spannen immer die Mittelwerte verwendet. Andererseits wurden die in diesem Kapitel untersuchten Verzehrweisen auf eine tägliche Kalorienaufnahme von 2000 kcal pro Person adjustiert, um auf dieser Basis den Vergleich der Umwelteffekte aufzubauen. Dabei wurde maßgeblich auf die produktgruppenspezifischen

71 USDA *National Nutrient Database for Standard Reference* (<http://ndb.nal.usda.gov/ndb/foods/list>, zuletzt geprüft am 19.04.12)

Kalorienangaben aus der nationalen Versorgungsbilanz (*food balance sheet*) für Deutschland im Jahr 2006 der FAO zurückgegriffen (FAO Stat 2011).

Tab. 59 gibt einen Überblick über den Nahrungsmittelverzehr im Jahr 2006 und entsprechende Referenzmengen der untersuchten Verzehrsempfehlungen, bezogen auf eine tägliche Kalorienaufnahme von 2.000 kcal pro Person.

Tab. 59. Vergleich des Nahrungsmittelverzehrs im Jahr 2006 mit diversen Ernährungsempfehlungen/-weisen (auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹)

	Mittelwert Verzehr 2006		DGE (D-A-CH)		UGB		Ovo-lacto- vegetarisch		Vegan	
	g (kcal) p ⁻¹ d ⁻¹									
Butter ^(a)	12	(93)	11	(85)	10	(75)	8	(60)	-	-
Fettreiche Milchprodukte (Käse, Sahne etc.) ^(b)	46	(186)	55	(223)	75	(149)	628	(408) ^(d)	-	-
Fettarme Milchprodukte (Milch, Joghurt etc.) ^(c)	205	(181)	225	(133)	375	(222)	-	-	-	-
Vegane Milchprodukte ^{(d),(e)}	-	-	-	-	-	-	-	-	732	(407)
Fleischprodukte ^(f)	105	(153)	64	(84)	40	(52)	-	-	-	-
- Rind-, Kalbfleisch	19	(20)	12	(11)	7	(7)	-	-	-	-
- Schweinefleisch	58	(96)	35	(53)	22	(33)	-	-	-	-
- Geflügel	25	(33)	15	(18)	9	(11)	-	-	-	-
- Sonst. Fleisch	3	(4)	2	(2)	1	(1)	-	-	-	-
Eiprodukte	18	(26)	9	(13)	9	(13)	16	23	-	-
Fischprodukte	25	(25)	26	(27)	25	(25)	-	-	-	-
Getreideprodukte ^(g)	281	(673)	362	(816)	403	(734)	295	(665)	295	(665)
Gemüse	226	(59)	400	(104)	500	(130)	245	(64)	245	(64)
Hülsenfrüchte ^(h)	-	-	-	-	52	(72)	124	(174)	128	(180)
Früchte	338	(156)	250	(115)	200	(92)	250	(115)	250	(115)
Nüsse, Samen ⁽ⁱ⁾	3	(11)	-	-	-	-	21	(64)	26	(82)
Kartoffelprodukte	80	(55)	112	(78)	82	(57)	107	(74)	107	(74)
Pflanzliche Öle, Fette	15	(134)	24	(209)	30	(264)	27	(238)	34	(300)
Zucker	70	(248)	32	(114)	32	(114)	32	(114)	32	(114)
Summe	1425	(2000)	1571	(2000)	1833	(2000)	1754	(2000)	1850	(2000)

(a) Butter (Fett: 82,7%, Protein: 0,8%, Energiegehalt: 754 kcal 100g⁻¹)

(b) Fettreiche Milchprodukte (Fett: 17,7%, Protein: 22,2%, Energiegehalt: 405 kcal 100g⁻¹). Aufgrund der stärkeren Betonung fettreduzierter Produkte in den Empfehlungen des UGB für diese Kategorie wurde ein Energiegehalt von 198 kcal 100g⁻¹ angenommen.

(c) Fettarme Milchprodukte (Fett: 4,4% Fett, Protein: 4,1%, Energiegehalt: 88 kcal 100g⁻¹). Aufgrund der Empfehlungen der DGE und des UGB eher fettärmere Produkte zu verzehren, wurde ein reduzierter Energiegehalt von 59 kcal 100g⁻¹ angenommen.

(d) Die Angaben in USDA, USDHHS (2010), die in Tassen-Äquivalenten (*cup equivalents*) erfolgten, wurden in entsprechende Gewichtseinheiten umgerechnet. Bei 2000 kcal p⁻¹ d⁻¹ werden 3 Tassen empfohlen (entspricht bei 244 g pro Tasse 732 g pro Tag). Ein Tassen-Äquivalent entspricht bspw. einer Tasse Milch, einer Tasse Sojagetränk oder einer Tasse Joghurt bzw. 1,5 - 2 Unzen Käse (eine Unze = 28 g)

(e) Vegane Milchprodukte (Fett: 2,2%, Protein: 3,7%, Energiegehalt: 56 kcal 100g⁻¹ nach BIRGERSSON ET AL. 2009)

(f) Zusammensetzung der Fleischprodukte nach Tierarten gemäß Bundesdurchschnitt im Jahr 2006. Aufgrund der Empfehlung eher fettarme Produkte zu verzehren, wurden bei den Empfehlungen der DGE und des UGB niedrigere Energiegehalte bei Fleisch- und Wurstprodukten angenommen (\emptyset 2006: 145 kcal 100g⁻¹, \emptyset DGE/UGB: 131 kcal 100g⁻¹).

(g) Aufgrund eines zunehmenden Vollkorn-, und damit Ballaststoffanteils bei Getreideprodukten, wurden bei den Empfehlungen und den Verzehrseisen geringere Energiegehalte angenommen (Verzehr 2006: 240 kcal 100g⁻¹, DGE/vegetarisch/vegan: 226 kcal 100g⁻¹, UGB: 182 100g⁻¹)

(h) Beim Verzehr 2006 und den Empfehlungen der DGE (D-A-CH) sind Hülsenfrüchte nicht separat ausgewiesen, jedoch in der Gruppe des Gemüses berücksichtigt.

(i) Für die Empfehlungen der DGE (D-A-CH) und des UGB lagen keine quantifizierbaren Mengen für Nüsse & Samen vor.

Während die Umweltdaten der neu hinzugekommenen Kategorie Hülsenfrüchte auf Basis der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) ermittelt wurden, wurde das Umweltprofil der veganen Milchprodukte (Sojamilch) aus Angaben von BIRGERSSON ET AL. (2009) und GEMIS (Öko-Institut 2010) modelliert. Da die Angaben zum Verzehr von Milchprodukten bzw. veganen Milchprodukten in den US-amerikanischen Empfehlungen (USDA, USDHHS 2010) auf der Basis von sog. Tassen-Äquivalenten (*cup-equivalents*) erfolgten, wobei eine Tasse 244 Gramm Vollmilch entspricht, wurde diese Einheit beibehalten. Daher sind die höheren Verzehrssummen der ovo-lacto-vegetarischen und der veganen Empfehlung nicht unbedingt mit den anderen Verzehrssummen vergleichbar, da entsprechende Produkte auch in konzentrierter Form (bspw. als Käse, Tofu etc.) verzehrt werden können. Eine absolut höhere tägliche Verzehrsmenge ergibt sich lediglich aus den Empfehlungen der DGE und des UGB. Obwohl die Empfehlungen zur vegetarischen und veganen Ernährungsweise mit Mikronährstoffen angereicherte Produkte empfehlen (bspw. mit Vitamin B₁₂ angereicherte Sojamilch), konnten, aufgrund mangelnder Daten dazu, entsprechende Effekte in den Umweltprofilen nicht berücksichtigt werden.

Die Berechnung der Umwelteffekte erfolgte unter Anwendung der gleichen Umrechnungsfaktoren von Verzehr in Verbrauch bzw. Versorgung, die bereits in den vorherigen Kapiteln benutzt wurden (vgl. Tab. 53, S. 169). Aufgrund Ermangelung konsistenter Umrechnungsfaktoren für Hülsenfrüchte und vegane Milchprodukte wurden entsprechende Faktoren von Gemüse bzw. den Milchprodukten übertragen. Da keine amtlichen Selbstversorgungsgrade vorlagen, wurde der Selbstversorgungsgrad von Gemüse für beide Produktgruppen unterstellt (vgl. Tab. 18, S. 73). In den nächsten Tabellen (Tab. 60, Tab. 61) werden verwendete Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse für diese Produktgruppen vorgestellt.

Tab. 60. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Hülsenfrüchte, erntefrisch (1kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen	
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	0,76	i, ii	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	1,35	i, ii		CO ₂	kg/kg	-	
	Wasser (blau)						CH ₄	g/kg	-	
		Inland	l/kg	0,10	i, ii		N ₂ O	g/kg	-	
		Ausland	l/kg	0,18	i, ii, vii		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-	
	Phosphor						dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Inland	g/kg	1,35	i, ii		Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
		Ausland	g/kg	2,40	i, ii		CO ₂	kg/kg	-	
	Primärenergie						CH ₄	g/kg	-	
		Landwirtschaft	MJ/kg	1,09			N ₂ O	g/kg	-	
		aus Vorleistungen*	MJ/kg	0,25	i, ix		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,60	v
		direkt**	MJ/kg	0,85	i, viii		CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,02	i, xi
		Inland	MJ/kg	0,39	i, ii		CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,07	i
		Ausland	MJ/kg	0,70	i, ii		CH ₄	g/kg	-	
							N ₂ O	g/kg	1,71	i
					Σ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,21	ii		
					Σ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,38	ii		
					Ammoniak					
					Erzeugung Inland	g/kg	0,23	i, ii		
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,40	i, ii		
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	7,44	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,04	ii, iv, v		
	Primärenergie	MJ/kg	0,36	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	4,34	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,28	ii, iv, v, vi		
					Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi		
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	ii, iv	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,19	ii, iv, v		
	Wasser (blau)	l/kg	1,04	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv		
	Primärenergie	MJ/kg	2,22	ii, iv						
Summe	Fläche	m²/kg	2,11		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	1,11			
	Wasser (blau)	l/kg	8,75		Ammoniak	g/kg	0,63			
	Phosphor	g/kg	3,75							
	Primärenergie	MJ/kg	8,01							

Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) BMELV StatJB 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (viii) Destatis 2011b, (ix) Brentrup & Pallière 2008

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

Tab. 61. Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Vegane Milchprodukte
(2,2% Fett, 3,7% Protein, 1kg)

		Input (Bedarf)			Quellen	Output (Emissionen)			Quellen		
Landwirtschaftliche Erzeugung	Fläche	Ackerfläche Inland	m²/kg	0,25	i, ii, x	Treibhausgase	dLUC (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	-		
		Ackerfläche Ausland	m²/kg	0,45	i, ii, x		CO ₂	kg/kg	-		
	Wasser (blau)	Inland	l/kg	0,03	i, ii, x		CH ₄	g/kg	-		
		Ausland	l/kg	0,06	i, ii, vii, x		N ₂ O	g/kg	-		
	Phosphor	Inland	g/kg	0,45	i, ii, x		dLUC min (Sze. I)	CO _{2e} in kg/kg	-		
		Ausland	g/kg	0,80	i, ii, x		dLUC max (Sze. III)	CO _{2e} in kg/kg	-		
	Primärenergie	Landwirtschaft		MJ/kg	0,37			Landnutzung (LU)	CO _{2e} in kg/kg	-	
			aus Vorleistungen*	MJ/kg	0,08		i, ix	CO ₂	kg/kg	-	
		direkt**	MJ/kg	0,28	i, viii		CH ₄	g/kg	-		
		Inland	MJ/kg	0,13	i, ii, x		N ₂ O	g/kg	-		
		Ausland	MJ/kg	0,23	i, ii, x		Landwirtschaft (LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,20	v	
							CO ₂ (Vorleistungen*)	kg/kg	0,01	i, ii, ix	
							CO ₂ (Energie**)	kg/kg	0,02	i, ii	
							CH ₄	g/kg	-		
					N ₂ O	g/kg	0,57	i, ii			
					∑ Inland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,07	x			
					∑ Ausland (dLUC+LU+LW)	CO _{2e} in kg/kg	0,13	x			
					Ammoniak						
					Erzeugung Inland	g/kg	0,08	i, ii, x			
					Erzeugung Ausland	g/kg	0,13	i, ii, x			
Verarbeitung	Wasser (blau)	l/kg	4,43	ii, iii	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,22	ii, v, x			
	Primärenergie	MJ/kg	2,15	ii, iv	Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, x			
Handel, Transport	Primärenergie	MJ/kg	3,23	ii, iv, vi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,20	ii, iv, v, vi			
			0,00		Ammoniak	g/kg	0,00	ii, iv, vi, x			
Verpackung	Fläche	m²/kg	0,01	xi	Treibhausgase	CO _{2e} in kg/kg	0,12	xi			
	Wasser (blau)	l/kg	1,83	xi	Ammoniak	g/kg	0,00	xi			
	Primärenergie	MJ/kg	1,73	xi							
Summe	Fläche	m²/kg	0,71		Treibhausgaspotential (Sze. II)	CO _{2e} in kg/kg	0,73				
	Wasser (blau)	l/kg	6,35		Ammoniak	g/kg	0,21				
	Phosphor	g/kg	1,25								
	Primärenergie	MJ/kg	7,47								

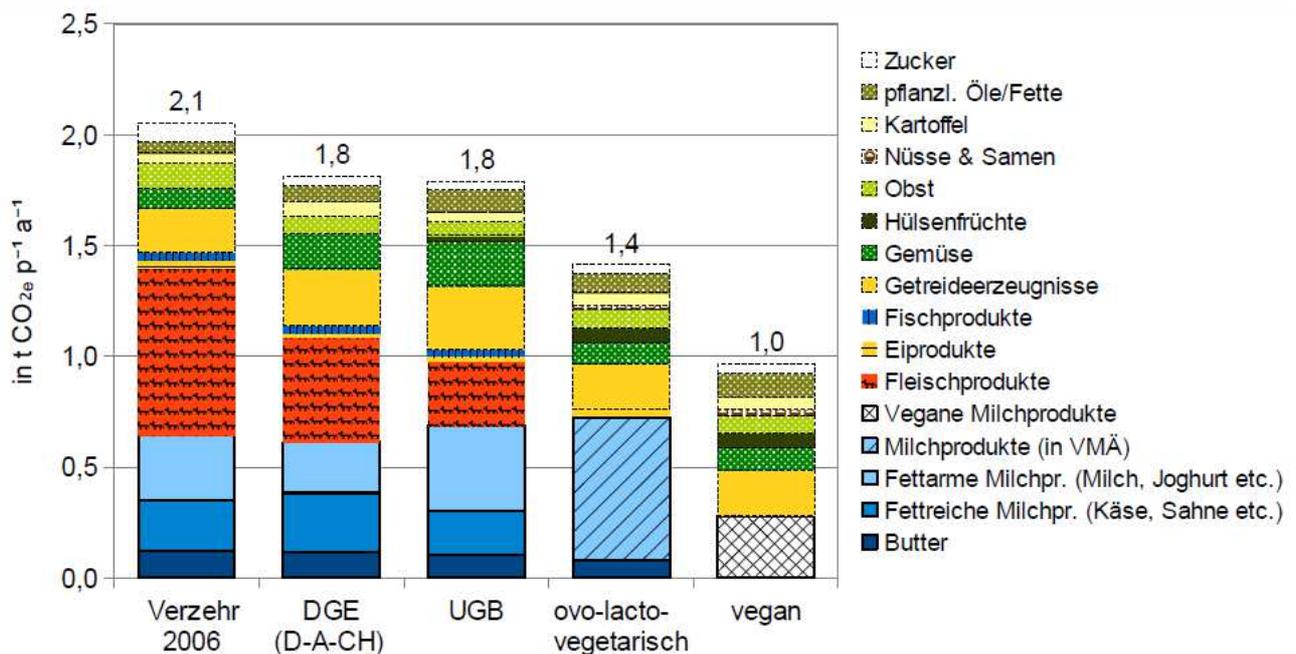
Quellen: (i) Schmidt & Osterburg 2010, (ii) Birgersson et al. 2009, (iii) BLE 2007, (iv) Öko-Institut 2010, (v) IPCC 2006, (vi) DIW 2008, (vii) Mekonnen & Hoekstra 2010, (viii) Destatis 2011b, (ix) Brentrup & Pallière 2008, (x) BMELV StatJB 2009, (xi) wie Milch, -getränke

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** aus direktem Energieverbrauch im landwirtschaftlichen Betrieb

3.7.2 Treibhausgasemissionen von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Abb. 110 gibt einen Überblick über die produktspezifischen Treibhausgasprofile der untersuchten Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Verzehrssituation im Jahr 2006 auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a). Demnach ist das tatsächliche Verbrauchsprofil im Jahr 2006 (Ist-Zustand) mit den höchsten Treibhausgasemissionen verbunden. Dabei resultierten die höchsten Emissionen aus dem Verbrauch von Fleischprodukten, gefolgt von Milchprodukten. Die Empfehlungen der DGE und des UGB resultieren gleichsam in einem moderaten Emissionsrückgang, allerdings mit einem unterschiedlichen Profil. So werden nach den Empfehlungen des UGB geringere Emissionen aus dem verminderten Verzehr von Fleischprodukten durch einen gesteigerten Verzehr von Milchprodukten teilweise ausgeglichen.

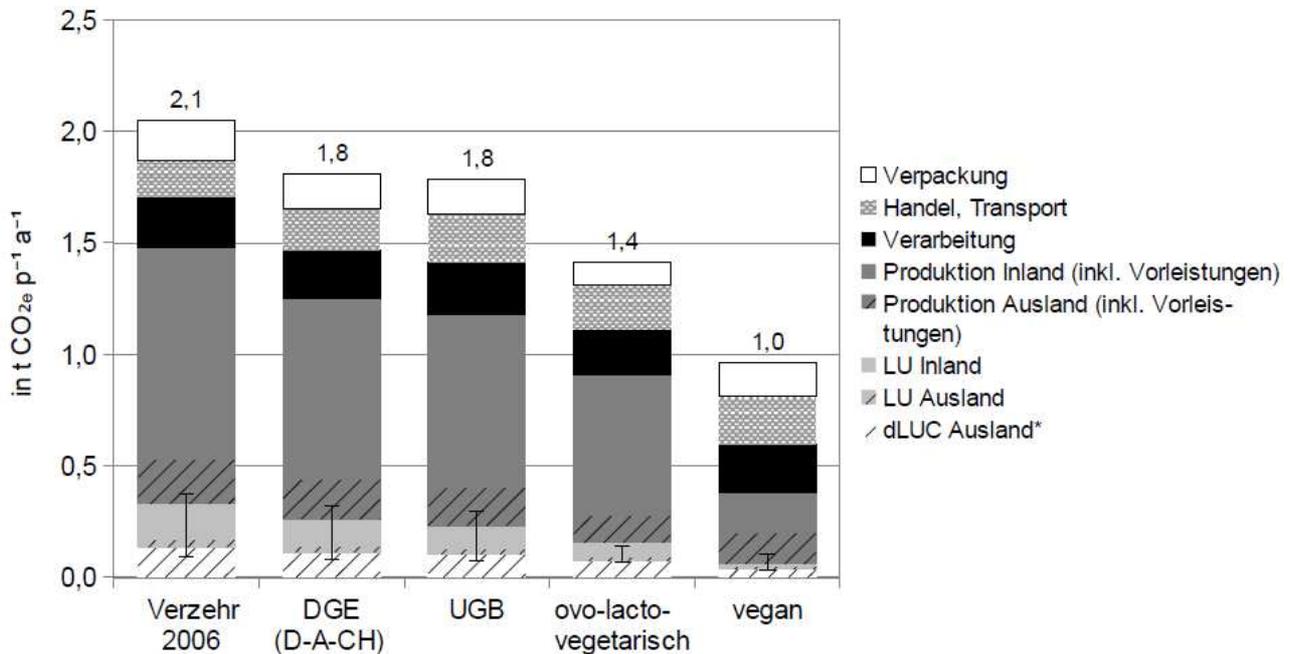


DGE (D-A-CH): Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung. Diese gelten zudem in Österreich (A) und der Schweiz (CH)
 UGB: Empfehlungen des Vereins für Unabhängige Gesundheitsberatung

Abb. 110. Treibhausgasemissionen der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Deutliche Emissionseinsparungen sind mit einer ovo-lacto-vegetarischen Ernährung verbunden. Dabei werden ca. 50% der Gesamtemissionen durch den Verbrauch von Milchprodukten verursacht. Die vegane Kostform ist mit Abstand mit den geringsten Emissionen

verbunden, was vor allem auf den zusätzlichen Ersatz von Milchprodukten durch vegane Produkte zurückzuführen ist (mit einem Einsparpotential von 53%).



* dLUC Ausland inkl. Streubalken für Minimal- und Maximalszenario

Abb. 111. Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Hinsichtlich des Entstehungsortes der Emissionen (prozessspezifische Darstellung in Abb. 111) ist zu beobachten, dass der Großteil der Treibhausgaseinsparungen in der landwirtschaftlichen Produktion im Inland stattfindet, gefolgt von verminderten Emissionen aus inländischer Landnutzung (LU), direktem Landnutzungswandel im Ausland (dLUC) sowie der direkten landwirtschaftlichen Produktion im Ausland. Emissionen aus der Verarbeitung und der Herstellung der Verpackungsmaterialien bleiben relativ unverändert.

Der absolute Vergleich der prozessspezifischen Unterschiede in der folgenden Abb. 112 zeigt, dass, bis auf Emissionen aus Handel und Transport, alle Empfehlungen mit geringeren Emissionen in den untersuchten Prozessabschnitten verbunden wären.

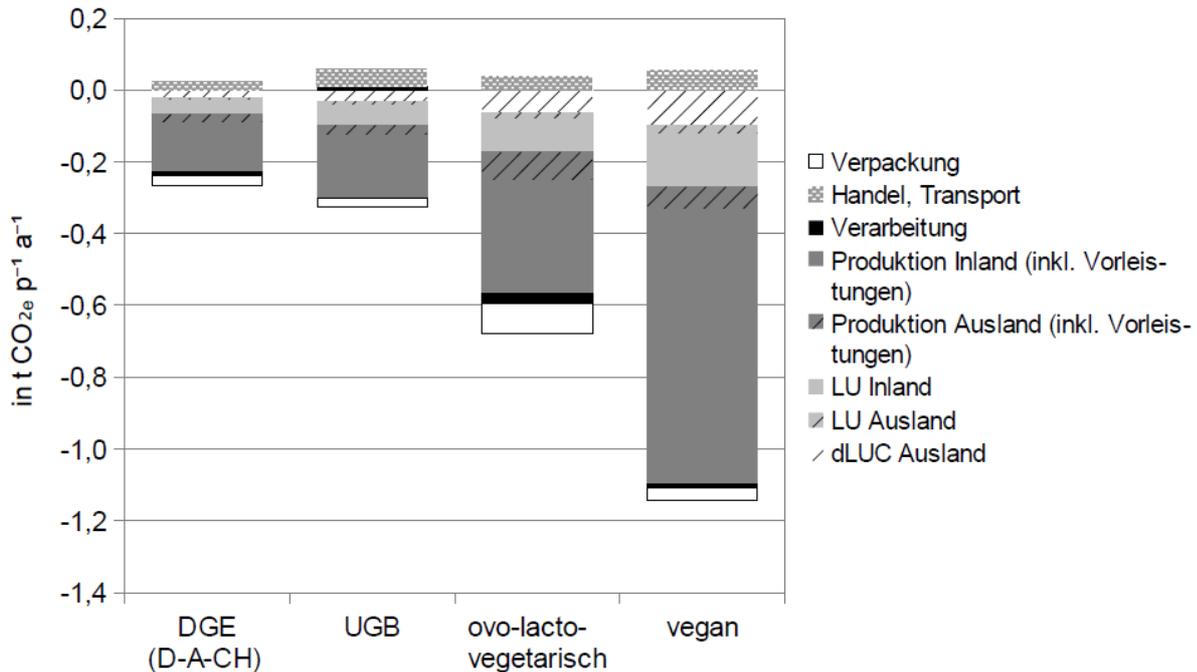


Abb. 112. Unterschiede in den Treibhausgasemissionen der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

3.7.3 Ammoniakemissionen von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Der ammoniakbezogene Vergleich der Verzehrssituation im Jahr 2006 mit den Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen zeigt ein ähnliches Bild wie das bezüglich der Treibhausgasemissionen im letzten Absatz; mit dem Unterschied, dass die zu erreichenden Einsparungen noch deutlicher sind. Bedingt durch die Tatsache, dass Ammoniakemissionen fast ausschließlich bei der Produktion tierischer Nahrungsmittel auftreten, würde eine vegane Ernährungsweise mit Abstand zu den geringsten Emissionen führen (mit einem Einsparpotential von 89%).

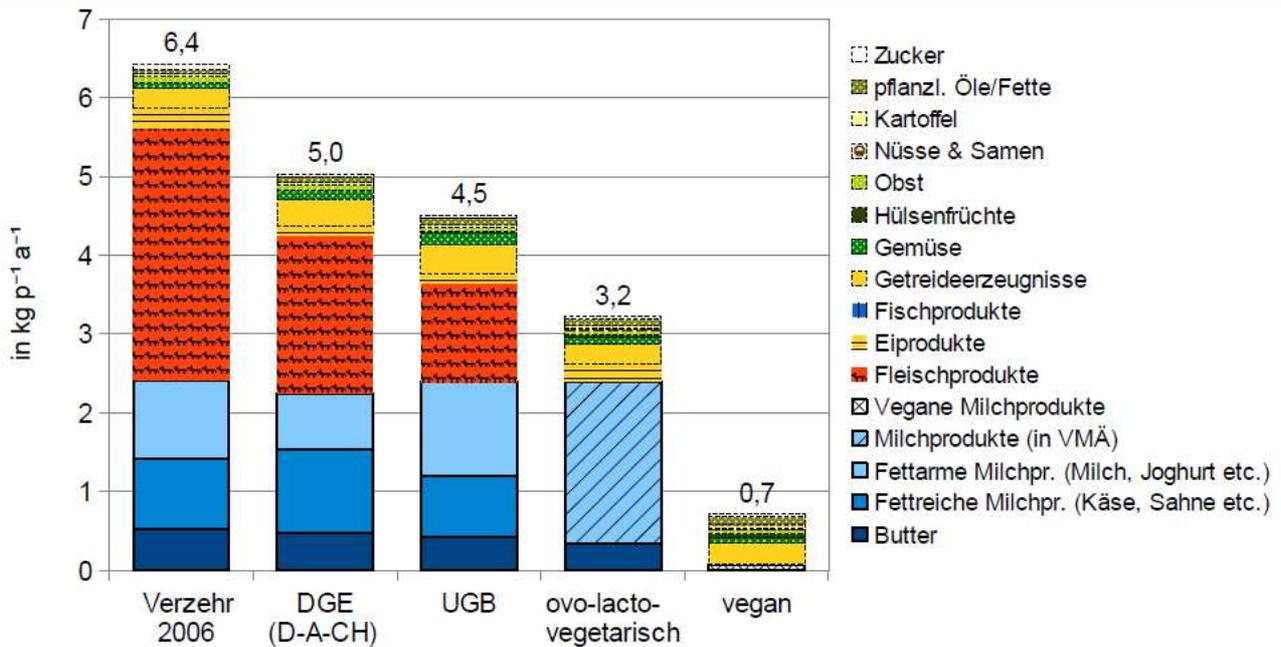


Abb. 113. Ammoniakemissionen der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Hinsichtlich des Entstehungsortes treten die mit den Empfehlungen verbundenen Einsparungen bei den Ammoniakemissionen vornehmlich in der inländischen landwirtschaftlichen Produktion auf (Abb. 114).

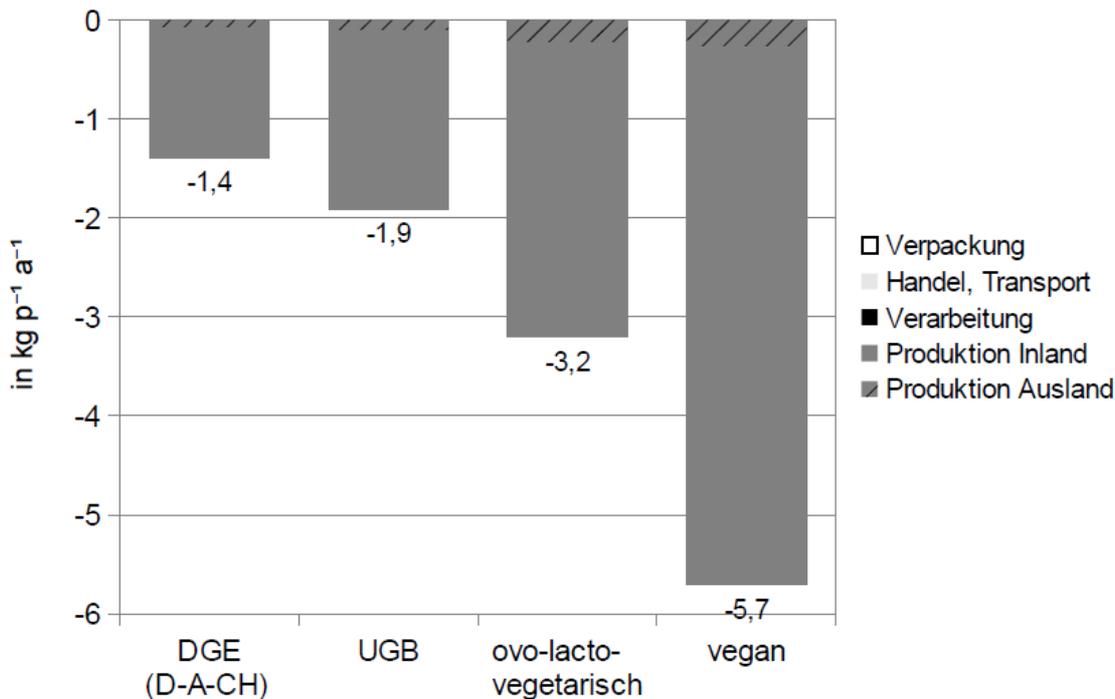


Abb. 114. Unterschiede in den Ammoniakemissionen der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

3.7.4 Flächenbedarf von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Im Gegensatz zu den im letzten Absatz verglichenen Ammoniakemissionen sind die Unterschiede im Hinblick auf die benötigte Landfläche weniger gravierend, aber dennoch deutlich ausgeprägt (Abb. 115). Während der Verzehr im Jahr 2006 den Großteil des damit verbundenen Flächenbedarfs für die Produktion tierischer Nahrungsmittel benötigte, sinkt dessen Anteil auf unter 50% bei der ovo-lacto-vegetarischen Ernährungsweise. Die größte Differenz bzw. Einsparung zur Verzehrsituation im Jahr 2006 sowie innerhalb der untersuchten Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen geht mit einem Wechsel zu einer veganen Kostform einher (Einsparpotential: 50%).

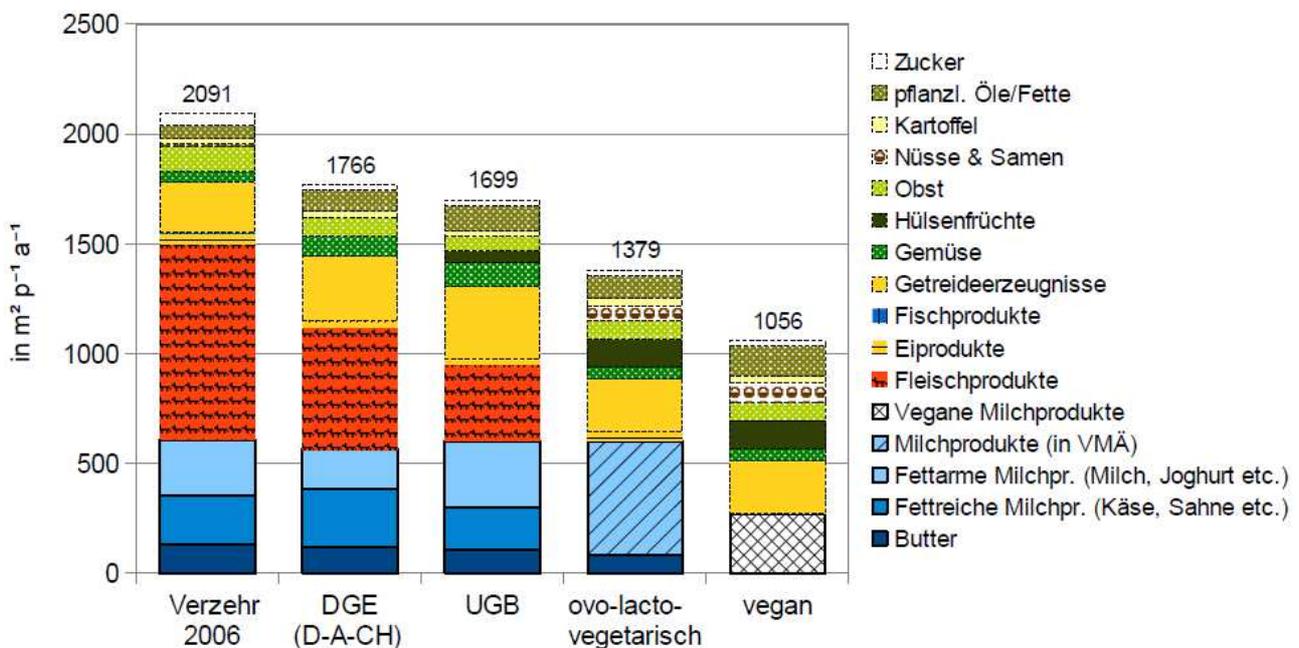


Abb. 115. Flächenbedarf der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Einen genaueren Überblick über die Veränderungen des entsprechenden Flächenbedarfs gibt Abb. 116. Demnach führen die Empfehlungen der DGE und des UGB bei allen Flächentypen zu einem Rückgang, was sich bei den Acker- und Grünlandflächen auf einen verminderten Verzehr von Fleischprodukten (von Monogastriern und Wiederkäuern) zurückführen lässt. Der Rückgang bei den Dauerkulturen erklärt sich einerseits aus dem geringeren Verzehr von Obst, wobei die DGE 250 g pro Tag und der UGB 200 g pro Tag Obst empfehlen (vgl. Tab. 59, S. 244). Der Verzehr im Jahr 2006 lag deutlich darüber. Andererseits ist der geringere Flächenbedarf darauf zurückzuführen, dass für die Empfehlungen

der DGE und des UGB keine quantifizierbaren Empfehlungen zu Nüssen & Samen vorlagen und somit diese Produktgruppe nicht explizit untersucht werden konnte; im Gegensatz zu den Empfehlungen der ovo-lacto-vegetarischen und veganen Ernährungsweise. Hierbei sind die Flächen aus Dauerkulturen leicht erhöht.

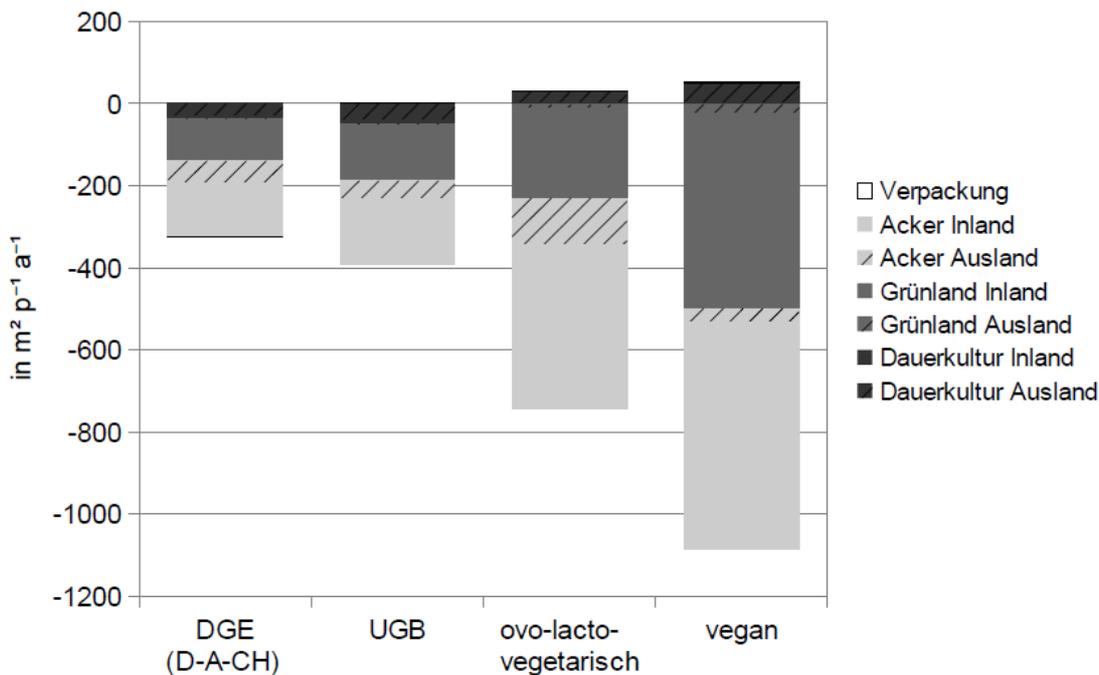


Abb. 116. Unterschiede im Flächenbedarf der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

3.7.5 Wasserbedarf (blau) von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Aus der folgenden Abb. 117 geht der Bedarf an blauem Wasser hervor, welchen die konsequente Umsetzung der Empfehlungen und Ernährungsweisen nach sich ziehen würde. Dabei gilt zu beachten, dass die Produktgruppe Nüsse & Samen nicht als separate Gruppe in den Empfehlungen der DGE und des UGB erfasst ist, obwohl davon auszugehen ist, dass beide Institutionen den Verzehr von Nüssen & Samen befürworten. Der UGB empfiehlt: „Etwa die Hälfte der Kost sollte aus unerhitzter Kost bestehen. Dazu zählt: [...] Nüsse, Kerne, Ölsaaten“ (UGB 2011:1). Leider lag zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit diesbezüglich keine quantifizierbare Aussage vor. Aus diesem Grund ist vermutlich auch bei den Empfehlungen der DGE und des UGB von einem höheren Wasserbedarf auszugehen.

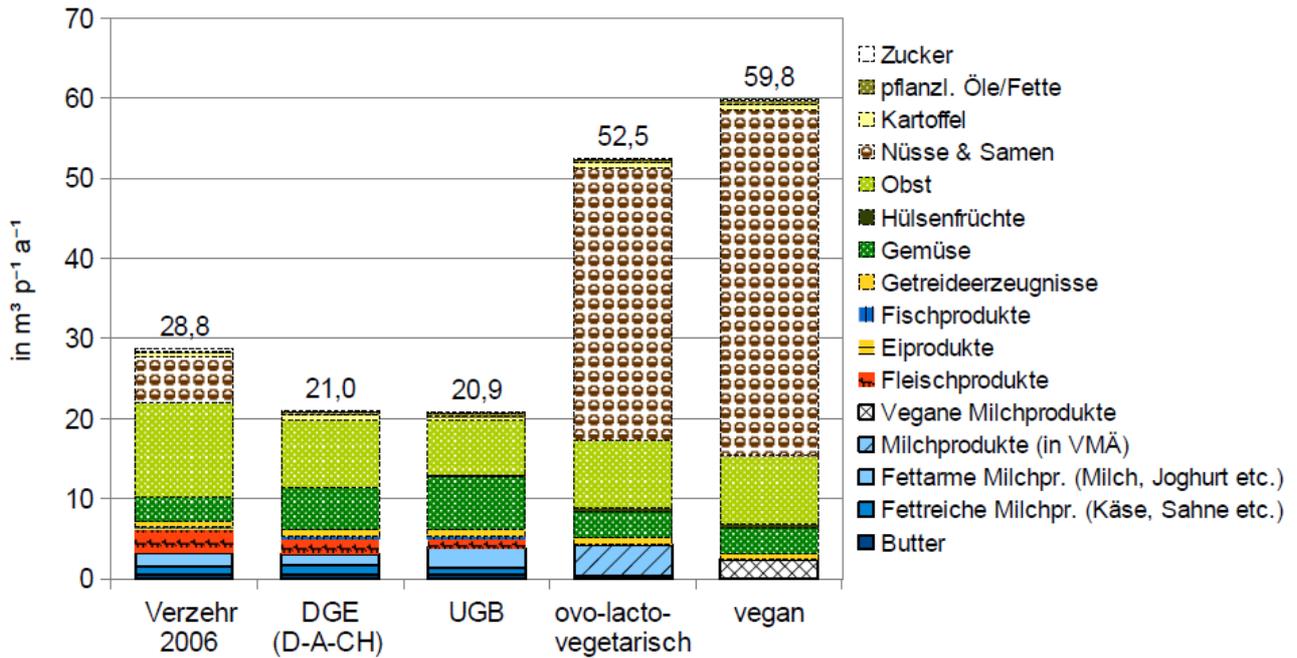


Abb. 117. Wasserbedarf (blau) der Ist-Situation 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Wie aus der Abbildung ersichtlich, ist mit Abstand der höchste Wasserbedarf aus der Bereitstellung von Nüssen & Samen verbunden, was dazu führt, dass die vegane Kostform mit dem höchsten Verbrauch an Nüssen & Samen den höchsten Bedarf an blauem Wasser nach sich zieht.

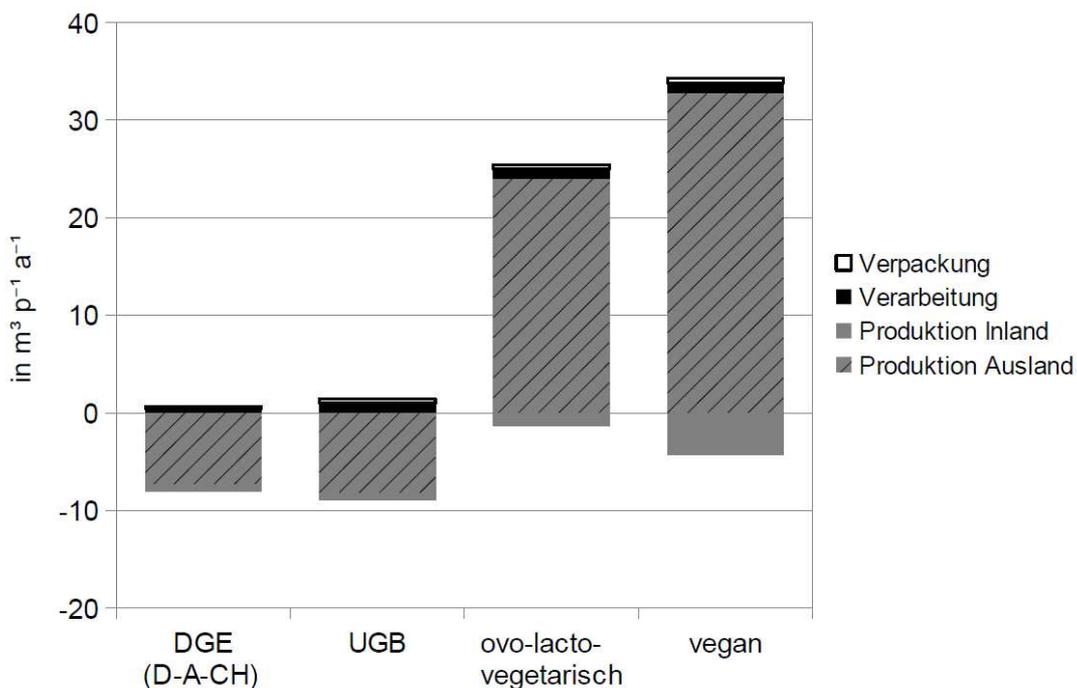


Abb. 118. Unterschiede im Wasserbedarf (blau) der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Bedingt durch die eingeschränkte Vergleichbarkeit der Empfehlungen der DGE und des UGB in Bezug auf den Wasserbedarf, sei der Fokus in Abb. 118 auf die ovo-lacto-vegetarische und vegane Ernährungsweise gerichtet. Beide Kostformen würden demnach einen verminderten Wasserbedarf im Inland nach sich ziehen. Der Großteil des Mehrbedarfs ist jedoch auf einen erhöhten Wasserbedarf im Ausland zurückzuführen. Dieser Effekt ist deutlicher bei der veganen Ernährungsweise zu beobachten (Wassermehrbedarf der veganen Kostform: 108%).

3.7.6 Phosphorbedarf von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Die Verteilungsprofile des ernährungsbedingten Phosphorbedarfs im Jahr 2006 sowie der Empfehlungen und Ernährungsweisen in Abb. 119 ähneln dem Profil der Ammoniakemissionen (Kap. 3.7.3, S. 250); mit dem Unterschied, dass tierische Produkte die Bilanz zu geringeren Anteilen dominieren. Zudem ist der Anteil des Phosphorbedarfs in der ausländischen Produktion höher. Mit der Zunahme des Anteils pflanzlicher Nahrungsmittel in der Kostform sinkt zwar der Gesamtphosphorbedarf, jedoch bleibt die Menge des Phosphors, der zur ausländischen Produktion benötigt wird, nahezu konstant (Abb. 120). Im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 wurde der größte Rückgang im Phosphorbedarf um 63% bei einer Umstellung auf die vegane Ernährungsweise beobachtet.

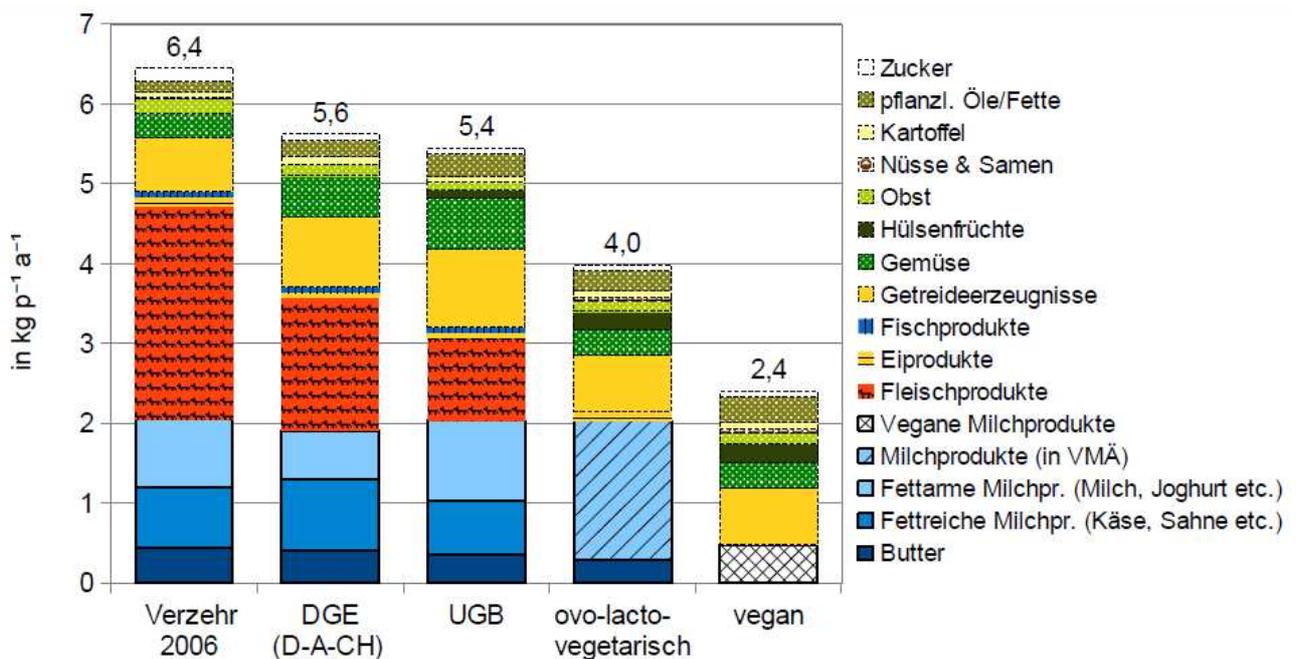


Abb. 119. Phosphorbedarf der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

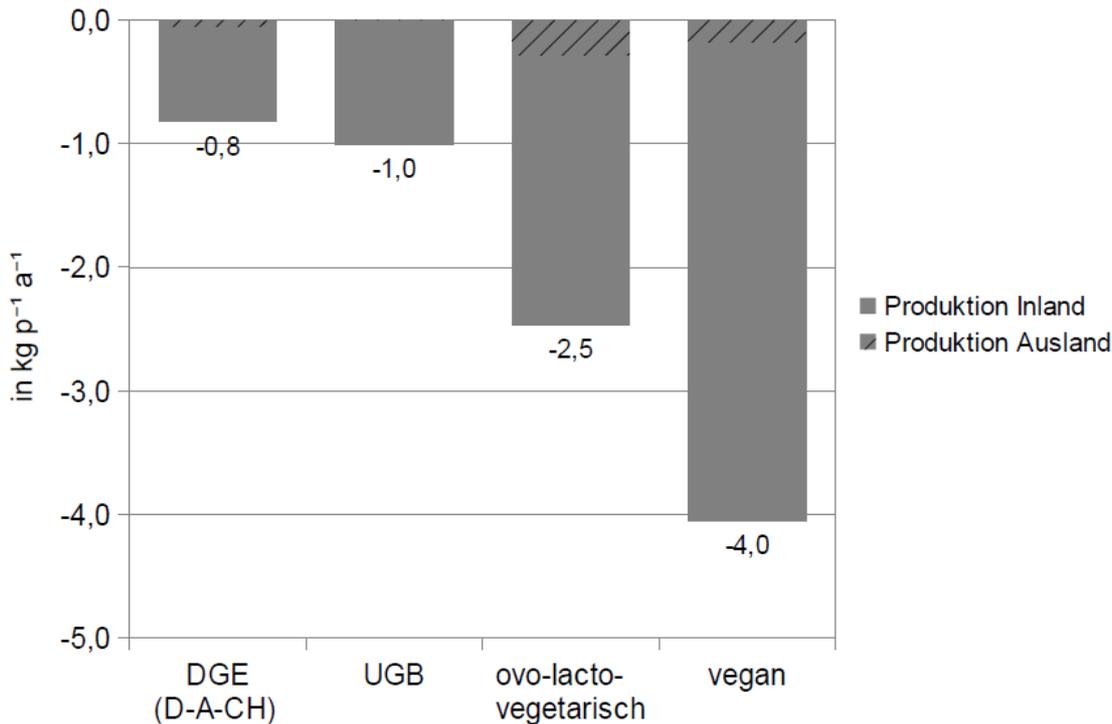


Abb. 120. Unterschiede im Phosphorbedarf der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

3.7.7 Primärenergieverbrauch von Empfehlungen und Ernährungsweisen

Beim kumulierten Primärenergieverbrauch (PEV), den die Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen nach sich ziehen würden, wurden auch Einsparpotentiale festgestellt, allerdings fallen diese im Vergleich zu den anderen Umweltindikatoren am geringsten aus. In Abb. 121 sind die Gründe dafür erkennbar: der relativ hohe PEV, der mit der Bereitstellung von pflanzlichen Nahrungsmitteln verbunden ist, führt in der Bilanz zu einer teilweisen Kompensation des reduzierten Verbrauchs an tierischen Produkten. Dieser Umstand äußert sich am deutlichsten im Vergleich der DGE- und UGB-Empfehlung. Obwohl der PEV aus der Bereitstellung tierischer Nahrungsmittel leicht unter dem Niveau der DGE liegt, ist der Gesamt-PEV, der aus einer Ernährung nach den Empfehlungen des UGB resultieren würde, leicht erhöht. Dabei muss bedacht werden, dass für alle betrachteten Szenarien mit den gleichen produktspezifischen Umweltfaktoren gerechnet wurde. Geringere Verarbeitungstiefen und damit geringere Energieverbräuche in der Verarbeitung, die der UGB in seinen Empfehlungen explizit empfiehlt, wurden demnach nicht berücksichtigt.

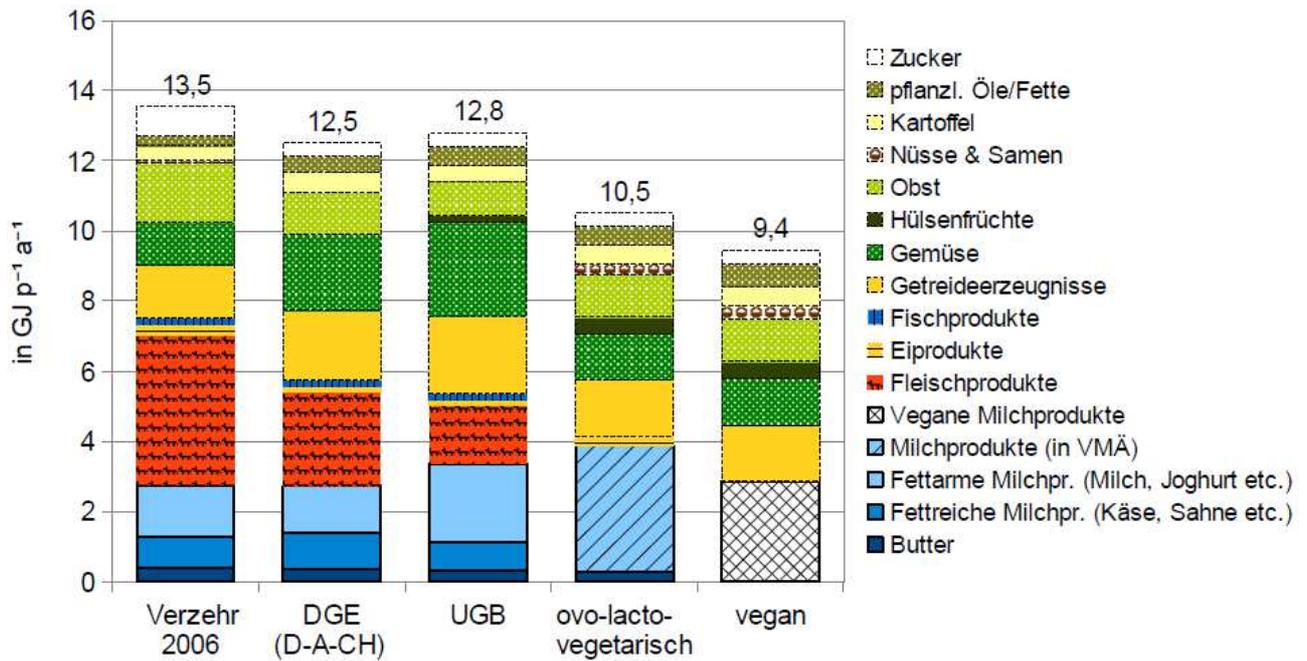


Abb. 121. PEV der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch) auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Der prozessspezifische Vergleich in Abb. 122 und Abb. 123 zeigt, dass die größten Einsparpotentiale im Bereich der inländischen landwirtschaftlichen Produktion zu erwarten wären, gefolgt von der landwirtschaftlichen Produktion im Ausland.

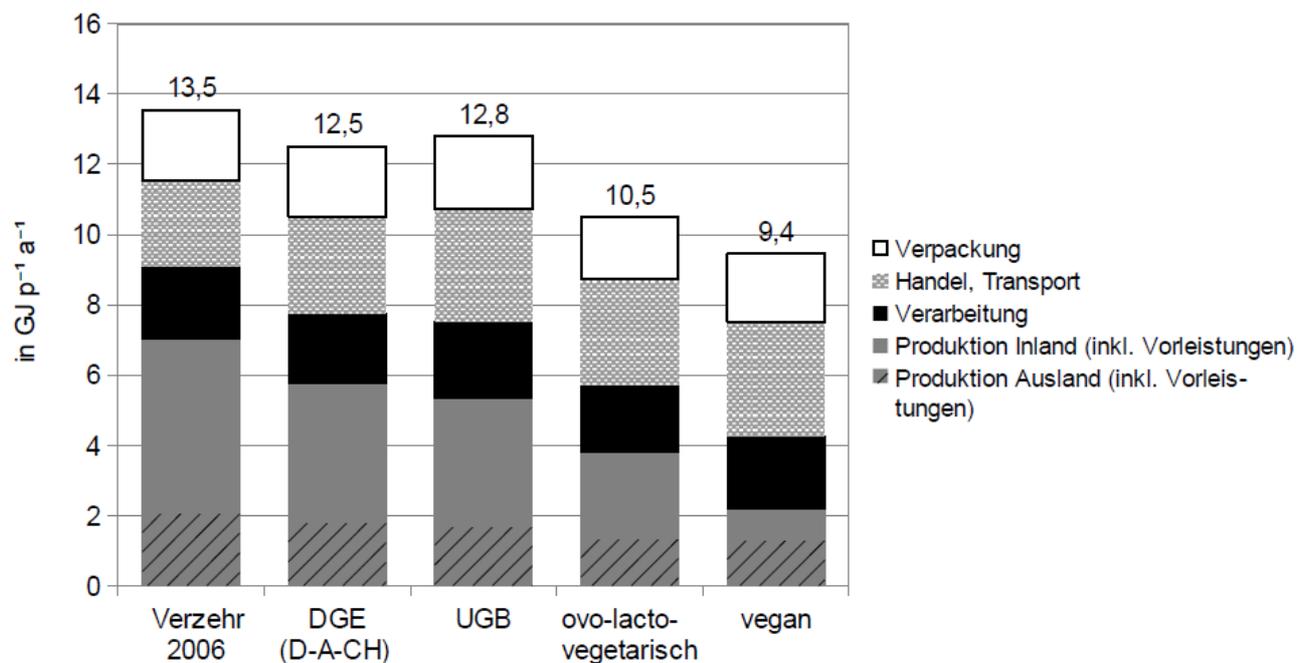


Abb. 122. PEV der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Im Gegensatz dazu nimmt der PEV aus Handel und Transport zu, was auf längere Transportdistanzen einer eher im Ausland stattfindenden Produktion zurückzuführen ist. Dabei muss beachtet werden, dass bei allen Ernährungsempfehlungen und –weisen die Selbstversorgungsgrade und Transportdistanzen im Jahr 2006 unterstellt wurden (vgl. Tab. 18, S. 73).

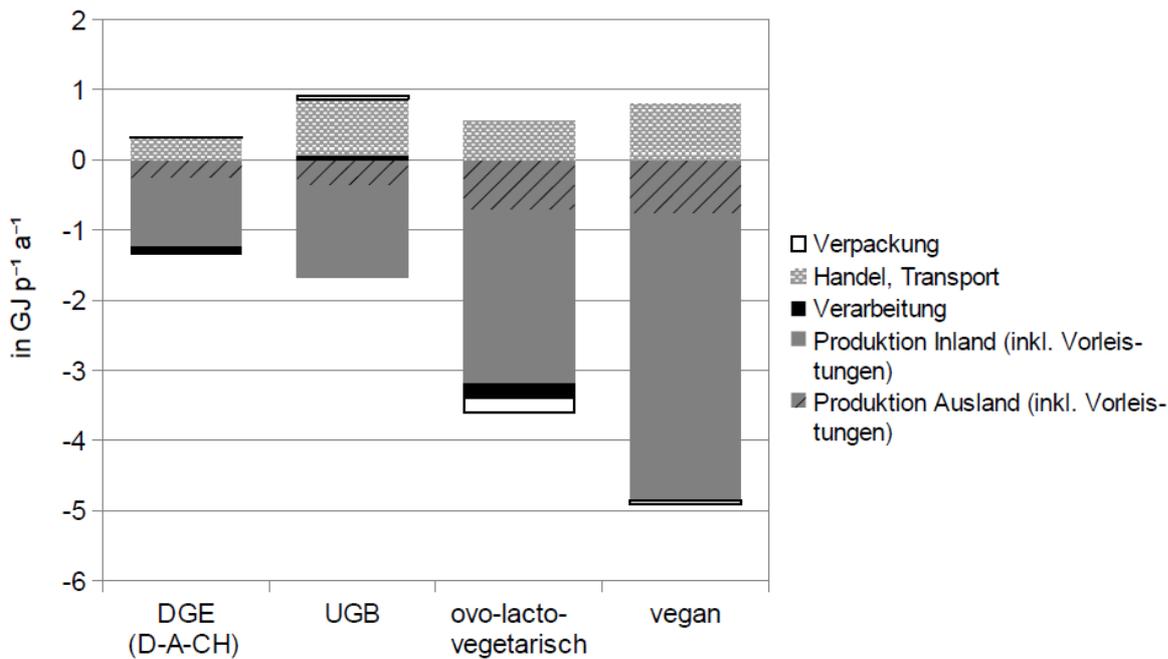
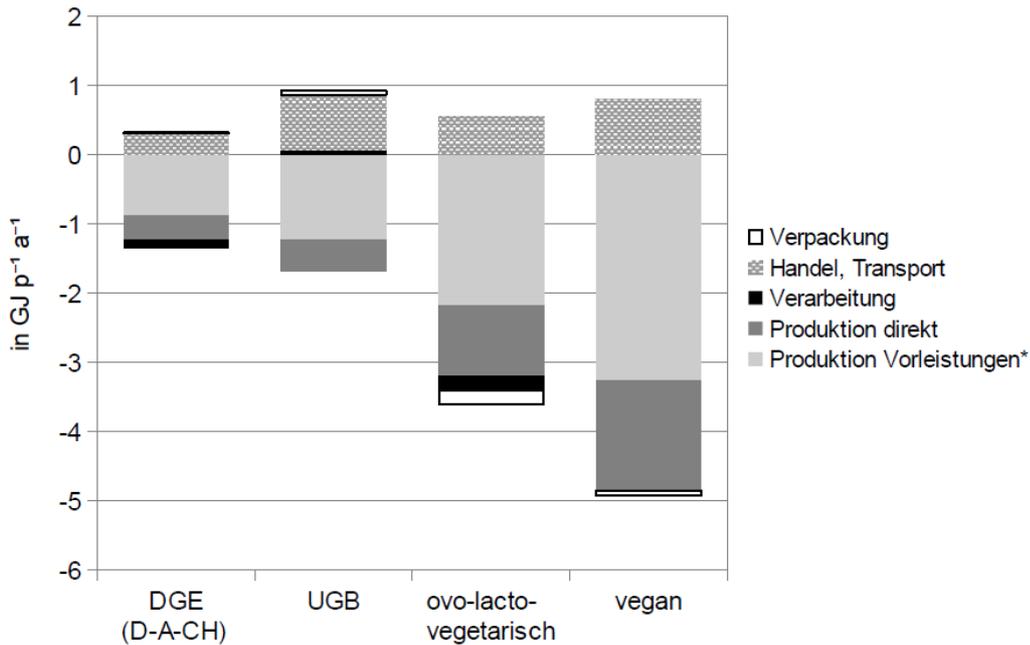


Abb. 123. Unterschiede im PEV der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

Zudem wurde ein Vergleich des PEVs aus landwirtschaftlichen Vorleistungen und der direkten landwirtschaftlichen Produktion durchgeführt (Abb. 124). Demnach würde ein Großteil der Energieeinsparungen nicht in der eigentlichen landwirtschaftlichen Produktion auftreten, sondern diese würden eher in der Vorkette (Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen) stattfinden.



* aus Düngemittel-/PSM-Produktion, Gebäude-/Maschinenerstellung & -unterhaltung, Dienstleistungen

Abb. 124. Unterschiede im PEV der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation (2006), prozessspezifisch auf Basis von 2.000 kcal p⁻¹ d⁻¹

3.7.7.1 Energiegehalt und Primärenergieverbrauch im Vergleich

Ähnlich des produktspezifischen Vergleichs des PEVs mit den zur Verfügung gestellten Kalorien in Kapitel 3.2.6.3 (S. 163) können nicht nur einzelne Nahrungsmittel- und Getränke verglichen werden, sondern auch ganze Ernährungsweisen. In Abb. 125 wurde ein entsprechender Vergleich der untersuchten Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen mit der Ernährung im Jahr 2006 durchgeführt. Dabei wurde beim Energiegehalt der Nahrungsmittel zwischen dem tatsächlich verzehrten und dem agrarstatistisch zur Verfügung gestellten Energiegehalt (im Rahmen der Versorgungsbilanz) unterschieden. Da es sich hierbei um den Verbrauch handelt, wurde dieser Balken in der Abbildung mit 'Energiegehalt Verbrauch' bezeichnet.

Der Vergleich zeigt, dass alle Verzehrweisen mehr Energie zur Bereitstellung der Nahrungsmittel verbrauchen (PEV), als diese letztendlich zur menschlichen Ernährung zur Verfügung stellen. Allerdings ist das Verhältnis der verbrauchten zur bereitgestellten Energie in allen untersuchten Ernährungsszenarien günstiger. Wurden zur Bereitstellung von ca. 3,1 GJ p⁻¹ a⁻¹ (entspricht 2000 kcal p⁻¹ d⁻¹) im Jahr 2006 (Ist-Zustand) die ca. 4,4-fache Menge Energie benötigt, so wäre eine Ernährung nach der DGE und des UGB mit einem ca. 4,1 bzw. 4,2-fachen PEV verbunden.

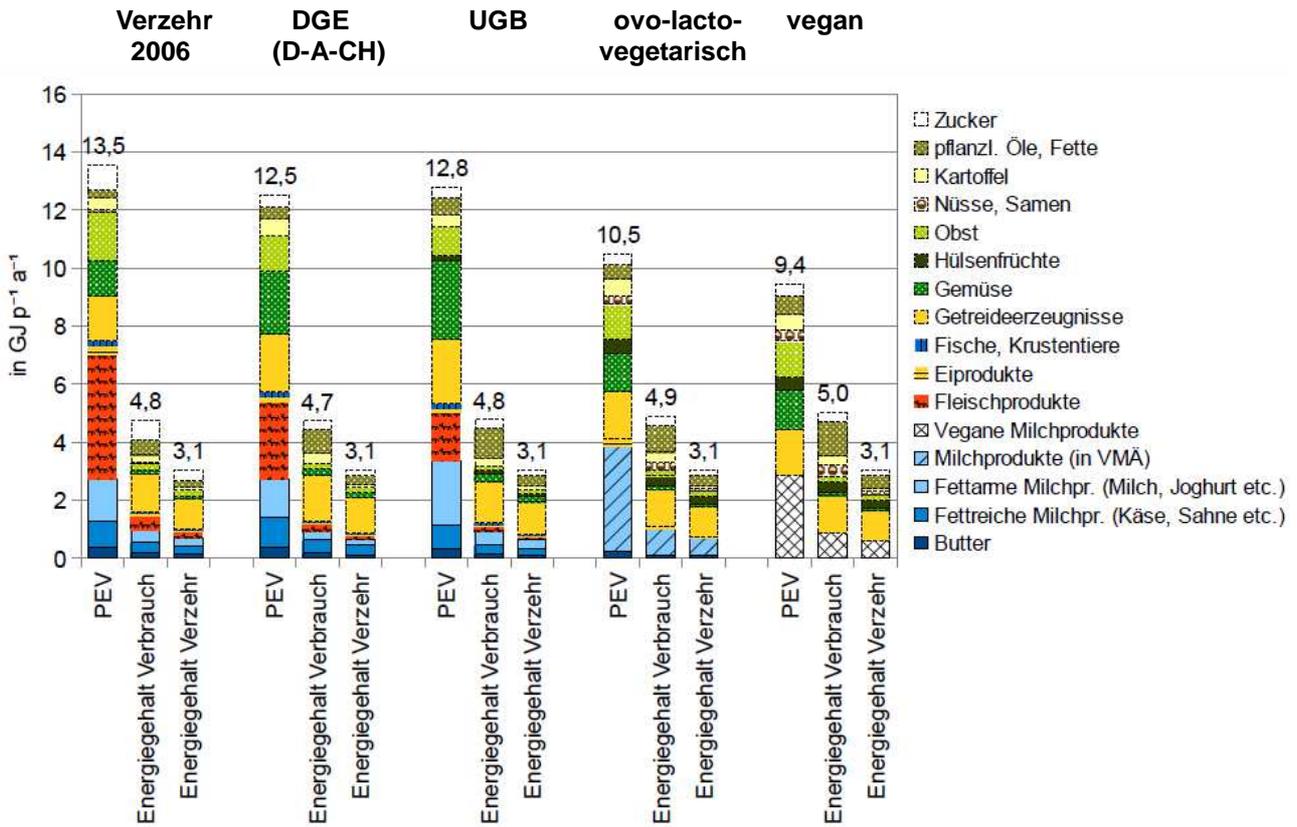


Abb. 125. Primärenergieverbrauch und Energiegehalte (verbrauchs- und verzehrspezifisch) im Vergleich

Während die ovo-lacto-vegetarische Kost das 3,4-fache an Energie verbrauchen würde, wurde das günstigste Verhältnis bei der veganen Kostform mit einem Faktor von lediglich 3,1 festgestellt.

Der leicht ansteigende Trend des verbrauchsbezogenen Energiegehalts bei den untersuchten Ernährungsweisen erklärt sich aus den relativ niedrigen Umrechnungsfaktoren von Nüssen/Samen und pflanzlichen Ölen/Fetten (vgl. Tab. 53, S. 169).

Im Rahmen dieses Vergleichs ist zu berücksichtigen, dass gemäß der in dieser Arbeit betrachteten Systemgrenzen (*cradle-to-store*, vgl. Kap. 2.2.1, S. 35) der Energieverbrauch im Haushalt bzw. in der Gastronomie (Einkaufsfahrten, Kühlen, Kochen, Spülen etc.) und in der Abfallphase nicht mit untersucht wurde.

3.7.8 Zwischenfazit

In Tab. 62 werden die Ergebnisse aus der Umweltbilanzierung der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 zusammengefasst. Dabei werden zum einen die Absolutwerte und zum anderen die prozentualen Abweichungen

angegeben. Unterschiedlich grau hinterlegt sind die maximalen und minimalen Abweichungen, die aus einer Umsetzung der entsprechenden Ernährungsmuster resultieren würden.

Tab. 62. Umwelteffekte der Ernährung 2006 (Ist-Zustand) und von Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich, auf Basis von 2000 kcal p⁻¹ d⁻¹

		Verzehr 2006	DGE (D-A-CH)	UGB	Ovo-lacto-ve- getarisch	Vegan
Treibhausgas- emissionen	t p ⁻¹ a ⁻¹	2,1 100%	1,8 -11,8%	1,8 -12,8%	1,4 -31,1%	1,0 -53,0%
Ammoniak- emissionen	kg p ⁻¹ a ⁻¹	6,4 100%	5,0 -21,6%	4,5 -29,8%	3,2 -49,9%	0,7 -88,9%
Flächenbedarf	m ² p ⁻¹ a ⁻¹	2091 100%	1766 -15,6%	1699 -18,8%	1379 -34,1%	1056 -49,5%
Wasserbedarf (blau)	m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	28,8 100%	21,0 -27,0%	20,9 -27,6%	52,5 82,3%	59,8 107,8%
Phosphorbedarf	kg p ⁻¹ a ⁻¹	6,4 100%	5,6 -12,8%	5,4 -15,6%	4,0 -38,2%	2,4 -62,8%
Primärenergie- verbrauch (PEV)	GJ p ⁻¹ a ⁻¹	13,5 100%	12,5 -7,6%	12,8 -5,6%	10,5 -22,5%	9,4 -30,3%

hellgrau markiert: geringste Abw eichung gegenüber Ist-Zustand im Jahr 2006

dunkelgrau markiert: höchste Abw eichung gegenüber Ist-Zustand im Jahr 2006

Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser sind demnach alle Ernährungsstile mit geringeren Umweltwirkungen verbunden, die in Abhängigkeit vom untersuchten Umweltindikator variieren. Während der geringste Einfluss hinsichtlich des Primärenergieverbrauchs festgestellt wurde, wurden die größten Unterschiede im Bereich des Wasserbedarfs, der Ammoniakemissionen und des Phosphorbedarfs ermittelt. Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser wurden die größten Einsparpotentiale in Verbindung mit der veganen Kostform ausgemacht. Die geringsten Abweichungen resultierten vornehmlich aus den Empfehlungen der DGE, wobei selbst diese zum Großteil im zweistelligen Prozentbereich liegen.

3.7.9 Umwelteffekte von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht

Während im letzten Kapitel Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen mit der durchschnittlichen Ernährung im Jahr 2006 (auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II, MRI 2008a) verglichen wurden, werden in diesem Kapitel zudem die Rolle des Geschlechts und der Altersgruppen berücksichtigt. Bisher konnte gezeigt werden, dass, mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser, alle Empfehlungen und Ernährungsweisen zu geringeren Umwelteffekten führen. Um daran konkrete Handlungsstrategien zu knüpfen, soll in diesem Kapitel der Frage nachgegangen werden, in welchen Altersgruppen und bei welchem Geschlecht die größten Veränderungspotenziale zu finden sind. Methodisch wurde dabei folgendermaßen verfahren:

- Anpassung der geschlechts- und altersgruppenspezifischen Verzehrsmengen an die Produktkategorien der Empfehlungen (entsprechend der im Kapitel 3.7.1 beschriebenen Methodik, S. 242)
- Anpassung der Energiezufuhr (basierte der Vergleich im letzten Kapitel auf einer täglichen Kalorienaufnahme von 2.000 kcal pro Kopf, wurde in diesem Kapitel auf Basis der entsprechenden Energiezufuhr in den Altersgruppen verglichen, Tab. 63)

Tab. 63. Vergleich der betrachteten mit der in der NVS II dokumentierten Energiezufuhr

		Altersgruppen					
		14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80
Männer							
Berücksichtigte Energiezufuhr auf Basis der untersuchten Produktgruppen	kcal p ⁻¹ d ⁻¹	2527	2501	2478	2395	2236	2064
Dokumentierte Energiezufuhr aus allen Nahrungsmitteln und Getränken in NVS II (MRI 2008a)	kcal p ⁻¹ d ⁻¹	2883	2872	2783	2640	2400	2191
Differenz	in %	12%	13%	11%	9%	7%	6%
Frauen							
Berücksichtigte Energiezufuhr auf Basis der untersuchten Produktgruppen	kcal p ⁻¹ d ⁻¹	1886	1803	1845	1795	1753	1688
Dokumentierte Energiezufuhr aus allen Nahrungsmitteln und Getränken in NVS II (MRI 2008a)	kcal p ⁻¹ d ⁻¹	2108	1996	2031	1948	1856	1753
Differenz	in %	11%	10%	9%	8%	6%	4%

NVS II: Nationale Verzehrsstudie II

Bedingt dadurch, dass nicht alle Nahrungsmittel und Getränke vergleichbar waren, oftmals da ein entsprechendes Pendant in den Ernährungsempfehlungen fehlt, fällt die betrachtete Energiezufuhr geringer aus: mit Differenzen von 4% bis 13%. Die Differenzen, v.a. in den jüngeren Altersgruppen, erklären sich daraus, dass Kakao, Kaffee/Tee und Wein/Sekt, Spirituosen sowie der Verbrauch von Mineralwasser im Rahmen des Vergleichs mit den Empfehlungen und Ernährungsweisen nicht untersucht wurden.

Mögliche Einsparpotentiale durch den Vergleich mit entsprechenden **Referenzwerten der Energiezufuhr**, wie sie bspw. von der DGE herausgegeben werden (DGE 2008), wurden dadurch, dass nicht alle zur Energieversorgung beitragenden Nahrungsmittel und Getränke untersucht werden konnten, erschwert und aus diesem Grund nicht berücksichtigt. Daher konnten Fragen, inwiefern sich evtl. **hypo- oder hyperkalorische Ernährungsweisen** günstig oder ungünstig auf Umwelteffekte auswirken, nicht im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden. Im Folgenden wird lediglich aufgezeigt, wie gravierend mögliche Umwelteffekte ausfielen, wenn die entsprechende Energiezufuhr mittels der Verzehrsmuster der Empfehlungen (DGE, UGB) bzw. der Verzehrsmuster (ovo-lacto-vegetarisch, vegan) bereitgestellt werden würde. In der folgenden Abb. 126 ist die entsprechende Kalorienzufuhr prozentual nach Nahrungsmittelgruppen dargestellt.

Innerhalb der untersuchten Altersgruppen wurden bei Männern und Frauen ähnliche Trends festgestellt. Während Zunahmen mit dem Alter bei Milch- und Fischprodukten sowie beim Obst festgestellt wurden, wurden Abnahmen vor allem bei den Getreideprodukten, beim Zucker sowie bei den Fleischprodukten beobachtet.

Im Vergleich zu den betrachteten Empfehlungen und Ernährungsweisen fallen die produktspezifischen Anteile an der Energieversorgung unterschiedlich aus. Neben größeren Anteilen bei Hülsenfrüchten, pflanzlichen Ölen/Fetten sowie Nüssen/Samen (zumindest in der ovo-lacto-vegetarischen und veganen Ernährungsweise), resultieren geringere Verzehrsmengen bei Fleischprodukten sowie Zucker in geringeren Anteilen an der Energieversorgung. Geringere Anteile an Gemüse in der ovo-lacto-vegetarischen und veganen Ernährungsweise werden durch steigende Zufuhrmengen an Hülsenfrüchten überkompensiert.

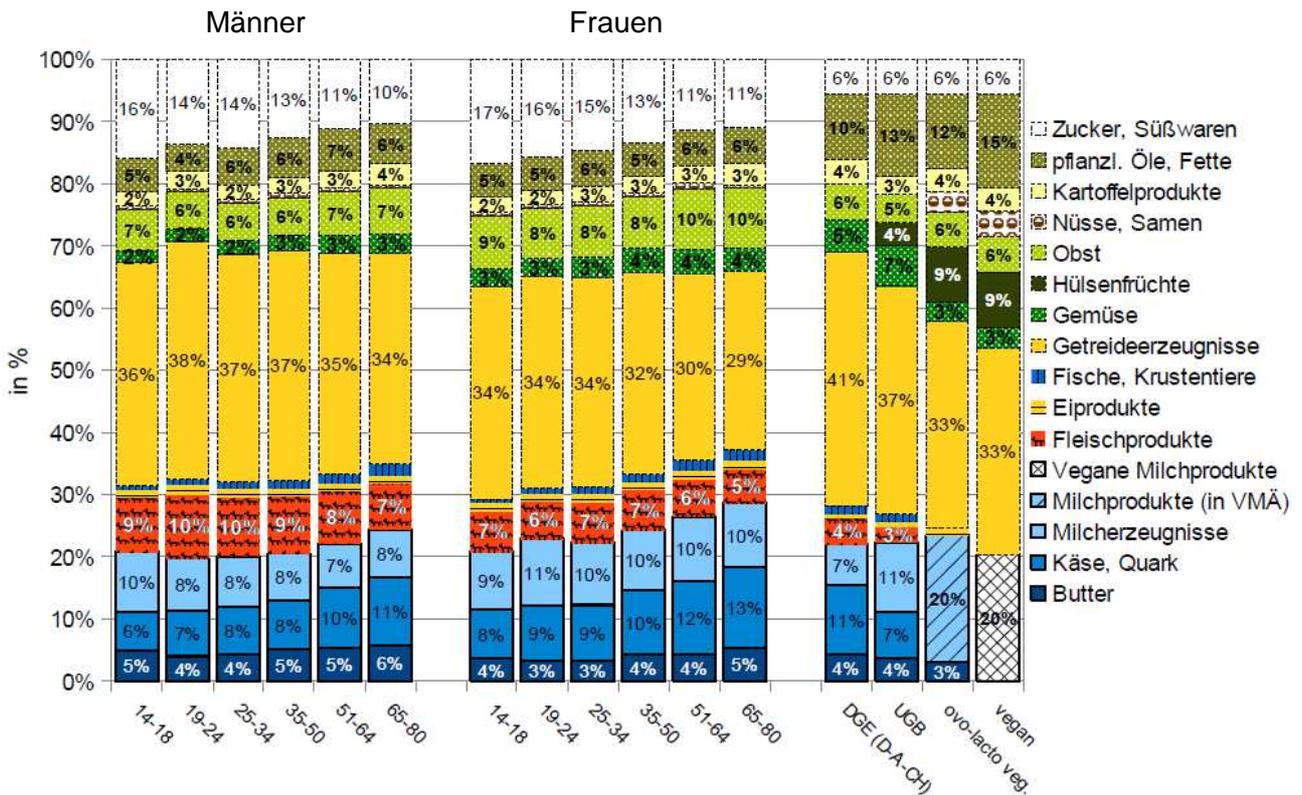


Abb. 126. Energiezufuhr (in %) in den Altersgruppen (nach Geschlecht) sowie bei den Empfehlungen und Ernährungsweisen

Zu welchen Veränderungen in den Umwelteffekten diese Unterschiede führen würden, pro Kopf bezogen und hochgerechnet auf die entsprechende Altersgruppenstärke, soll indikatorspezifisch in den nächsten Absätzen vorgestellt werden.

3.7.9.1 Treibhausgasemissionen

In Abb. 127 werden die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen pro Kopf im Jahr 2006 denen der Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen gegenübergestellt. Während bei den Männern höhere Einsparpotentiale vor allem bei den jüngeren Altersgruppen zu erwarten sind, sind die Einsparpotentiale bei den Frauen geringer und zudem gleichmäßiger über alle Altersgruppen verteilt.

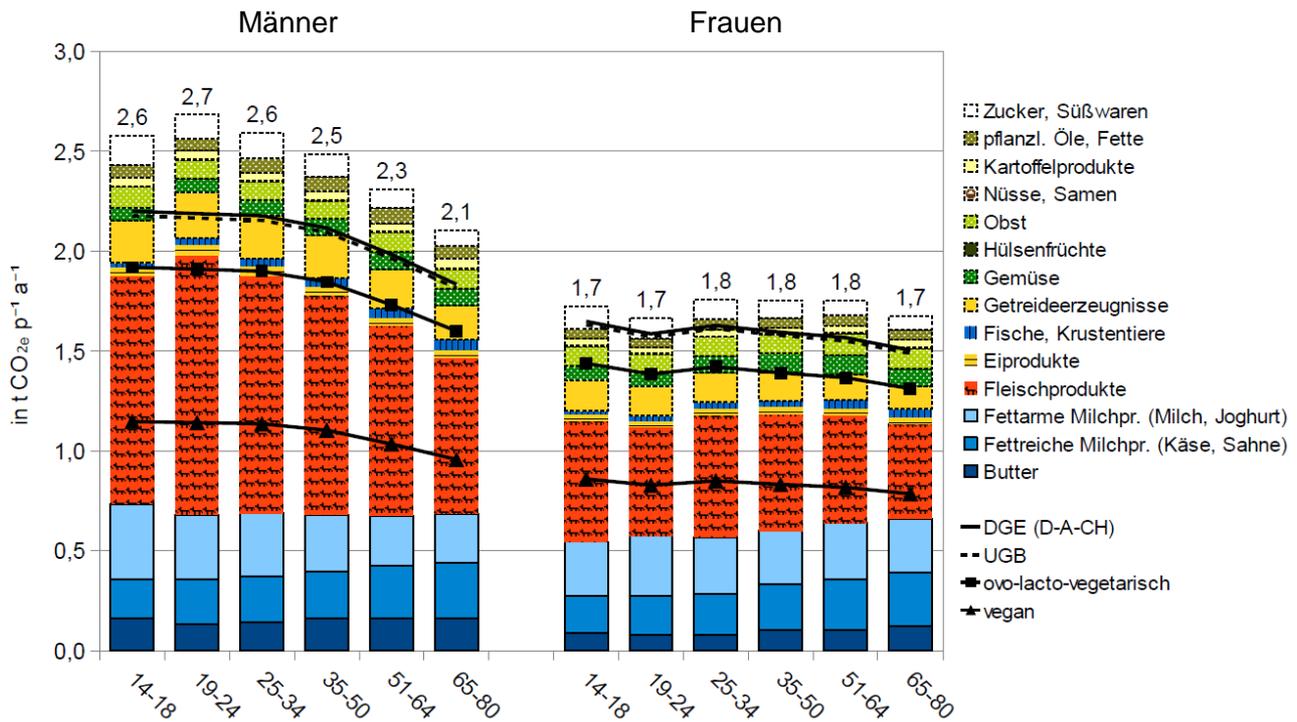


Abb. 127. Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu den Empfehlungen und Ernährungsweisen

In Abb. 128 wurden entsprechende Unterschiede der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen auf die entsprechende Bevölkerung in den Altersgruppen im Jahr 2006 hochgerechnet - auf Basis offizieller Daten aus der Bevölkerungsfortschreibung (Destatis 2007a). Somit können die zu erwartenden Einsparpotentiale nicht nur auf Pro-Kopf-Ebene, sondern auch bezogen auf ganze Bevölkerungsgruppen geschlechtsspezifisch dargestellt werden. Zudem ist der Beitrag der einzelnen Produktgruppen an den veränderten Umwelteffekten ersichtlich. In Tab. 64 sind die entsprechenden Bevölkerungszahlen in den untersuchten Altersgruppen zusammengefasst. Bedingt durch die ungleiche Aufteilung der Altersgruppen, die sich jedoch durch die Übernahme der Aufteilung aus den Ergebnisberichten der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008, MRI 2008a) nicht vermeiden ließ, ist ein altersgruppenspezifischer Vergleich nur eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund wurde in der Tabelle und in allen folgenden Abbildungen die Teilsumme aus der Altersgruppe der 19-24 und der 25-34 Jährigen gebildet, da sich somit, mit Ausnahme der jüngsten Altersgruppe der 14-18 Jährigen, vier nahezu gleichmäßig aufgeteilte Altersgruppen ergeben (19-34, 35-50, 51-64, 65-80).

Tab. 64. Bevölkerungsstärke in Altersgruppen im Jahr 2006 nach Destatis 2007a

		Altersgruppen					
Männer		14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80
Bevölkerungsstärke		2,4	3,0	4,9	10,9	6,9	5,9
Teilsomme	in Mio.		7,9				
Summe		33,9					
Frauen		14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80
Bevölkerungsstärke		2,3	2,9	4,8	10,4	7,0	7,1
Teilsomme	in Mio.		7,6				
Summe		34,5					

Der absolute altersgruppen- und geschlechtsspezifische Vergleich in Abb. 128 zeigt, dass sich mit allen Empfehlungen und Ernährungsweisen in allen Altersgruppen Treibhausgas-einsparungen ergeben würden, wobei diese in Abhängigkeit von den Empfehlungen bzw. Ernährungsweisen deutlich variieren (vegan > ovo-lacto-veg. > UGB > DGE).

Trotz Zusammenfassung der Einsparpotentiale der Gruppen der 19-24 und 25-35 Jährigen, liegt das größte Einsparpotential in der Gruppe der 35-50 Jährigen; und das, obwohl, zumindest bei den Männern, die höchsten ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen pro Kopf in den jüngeren Altersgruppen der 19-24 und 25-34 Jährigen beobachtet wurden (vgl. Abb. 127). Die geringsten Einsparpotentiale sind tendenziell bei den jüngeren Frauen feststellbar.

Während bei den Empfehlungen der DGE und des UGB sowie der ovo-lacto-vegetarischen Ernährungsweise ein Großteil der Einsparungen durch den Austausch von Fleischprodukten erreicht werden würde, resultiert das größte Einsparpotential mit der veganen Ernährungsweise in dem zusätzlichen Ersatz von Milchprodukten durch pflanzliche Alternativen.

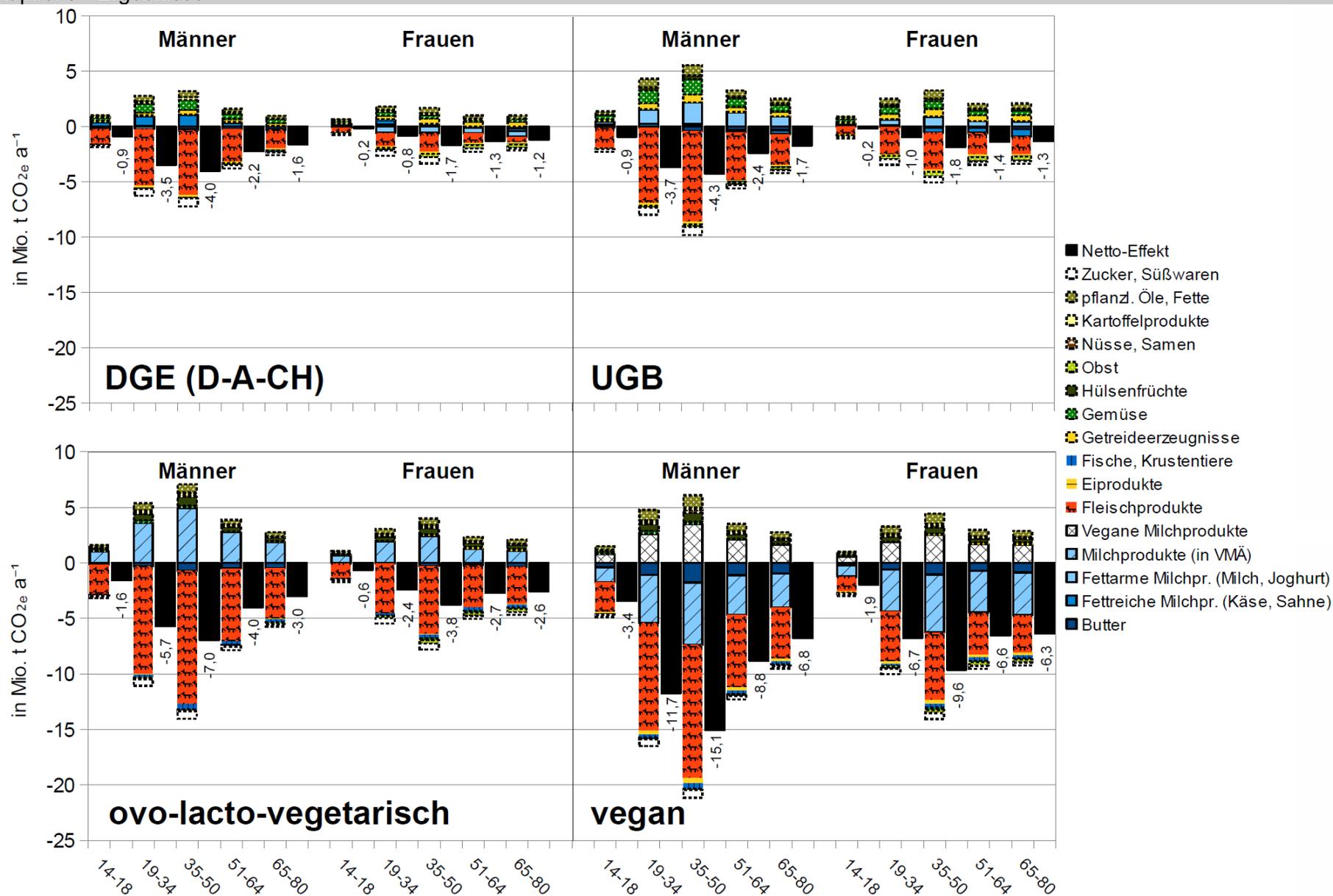


Abb. 128. Treibhausgas-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

3.7.9.2 Ammoniakemissionen

Der Vergleich der Ammoniakemissionen, die aus den Verzehrsmustern der Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen resultieren, mit den entsprechenden Emissionen der Ist-Situation im Jahr 2006 zeigt deutliche Einsparpotentiale (vegan >> ovo-lacto-vegetarisch > UGB > DGE), wobei auch hier die Einsparpotentiale bei den Männern höher sind (Abb. 129).

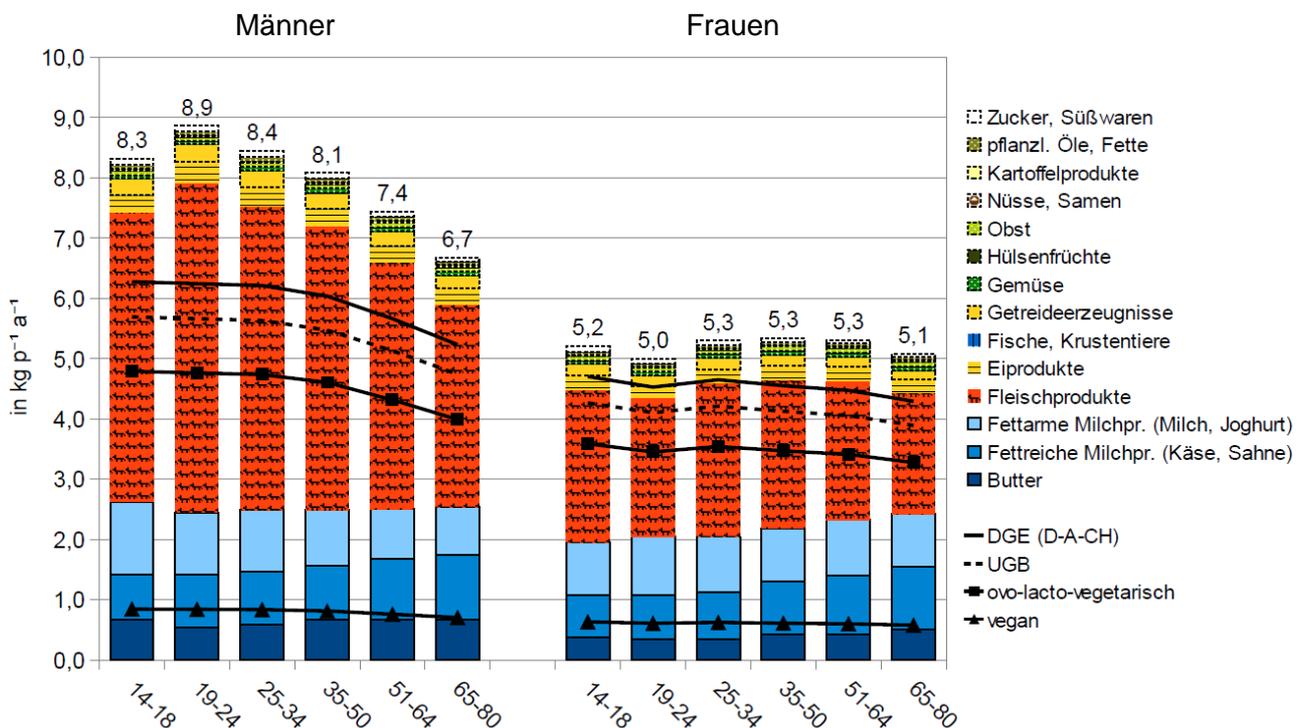


Abb. 129. Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Absolute altersgruppen- und geschlechtsspezifische Einsparpotentiale werden in der nächsten Abb. 130 dargestellt. Ähnlich wie bei den absoluten Einsparpotentialen bei den Treibhausgasemissionen sind die höchsten Emissionseinsparungen durch veränderte Verzehrsmuster bei beiden Geschlechtern in der Gruppe der 35-50 Jährigen zu erwarten; und das, obwohl die absoluten Pro-Kopf-Emissionen am höchsten in der Gruppe der 19-24 und der 25-34 Jährigen sind. Auch bei den Ammoniakemissionen sind die geringsten Einsparpotentiale tendenziell bei den jüngeren Frauen feststellbar.

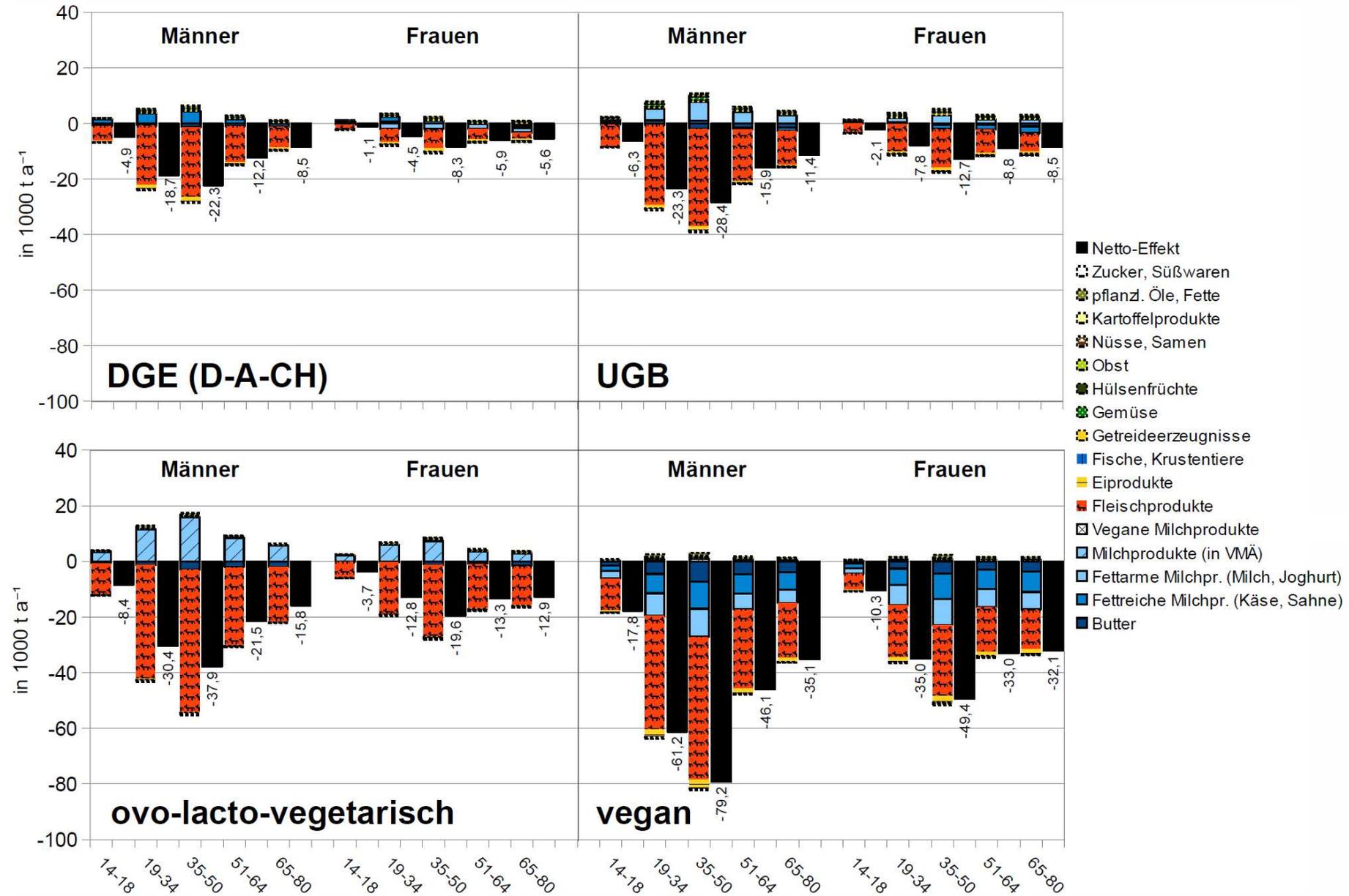


Abb. 130. Ammoniak-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

3.7.9.3 Flächenbedarf

Einen Überblick über den ernährungsbedingten Flächenbedarf im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen gibt Abb. 131. Auch dabei sind mit allen Empfehlungen und Ernährungsweisen deutliche Flächeneinsparungen verbunden (vegan > ovo-lacto-vegetarisch > UGB > DGE). Während bei den Männern die höchsten pro Kopf bezogenen Einsparungen bei den jüngeren Altersgruppen zu erwarten sind, treten diese bei den Frauen eher bei den älteren Altersgruppen auf.

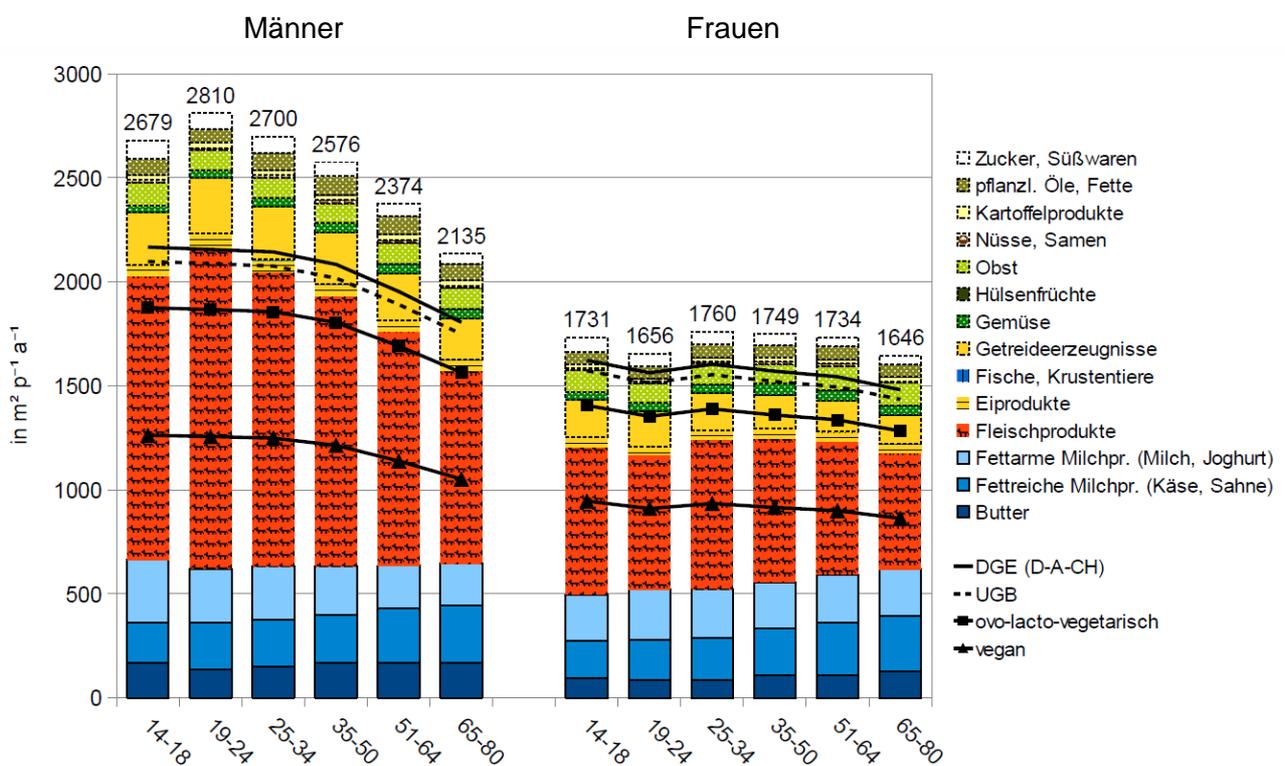


Abb. 131. Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Insgesamt jedoch sind die möglichen Flächeneinsparungen durch veränderte Verzehrsmuster der Männer deutlich höher (Abb. 132). Aus der folgenden Abbildung geht zudem hervor, dass, ähnlich wie bei den vorangegangenen Treibhausgas- und Ammoniakemissionen, die höchsten Flächeneinsparpotentiale in der Altersgruppe der 35-50 Jährigen bei beiden Geschlechtern vorliegen, obwohl, zumindest bei den Männern, der höchste ernährungsbedingte Flächenbedarf pro Kopf bei den 19-24 und 25-34 Jährigen beobachtet wurde. Dem verminderten Verzehr von Fleischprodukten kommt dabei die größte Bedeutung dabei zu.

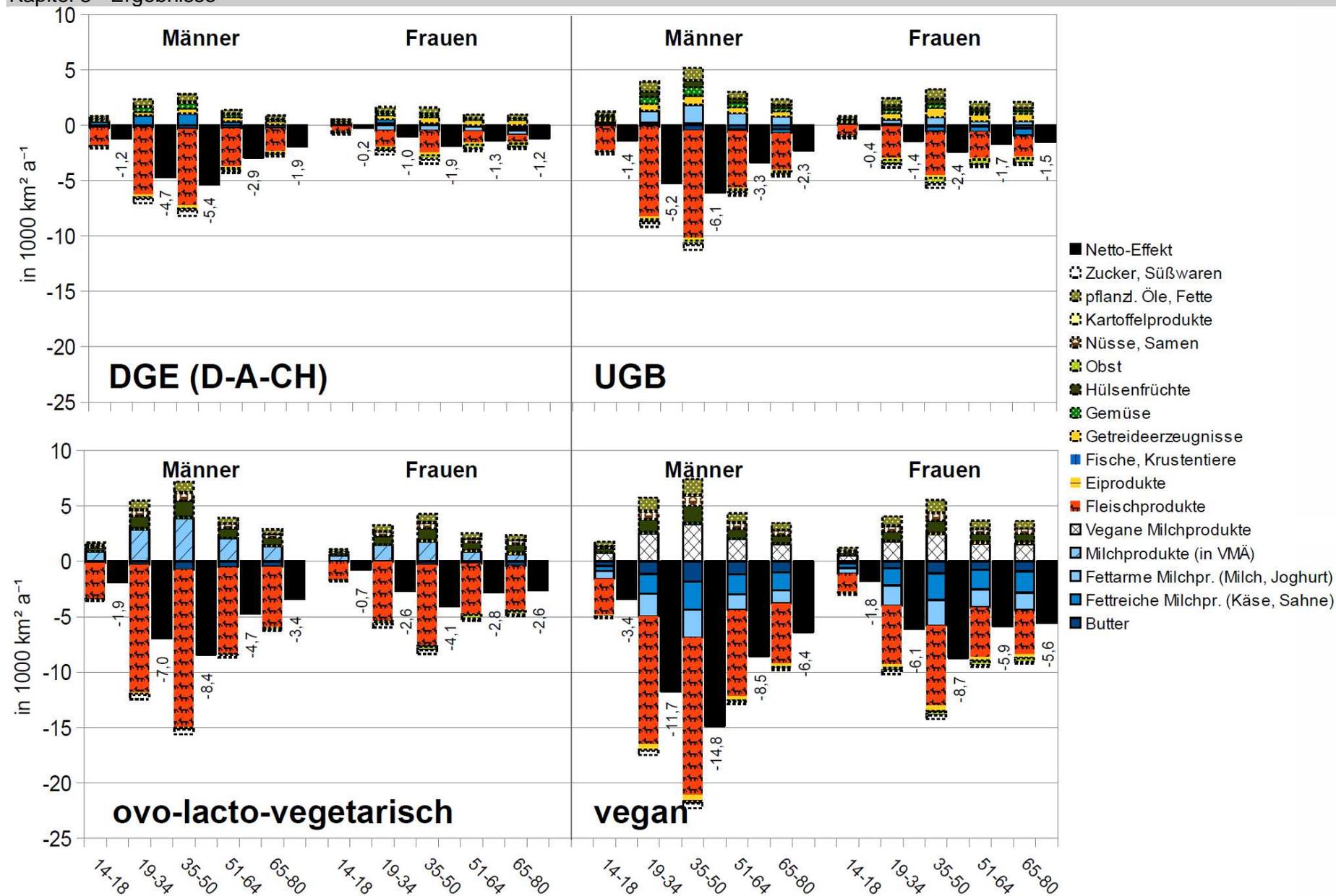


Abb. 132. Flächen-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

3.7.9.4 Bedarf an blauem Wasser

In Abb. 133 wird der ernährungsbedingte Bedarf an blauem Wasser im Vergleich zum entsprechenden Wasserbedarf der Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen gezeigt. Dabei ist ein Vergleich mit den Empfehlungen der DGE (D-A-CH) und dem UGB nur bedingt möglich, da, wie in Kapitel 3.7.5 (S. 253) erwähnt, konkrete und quantifizierbare Mengenempfehlungen für die sehr wasserintensiven Nüsse & Samen nicht vorlagen. Betrachtet man aus diesem Grund lediglich die ovo-lacto-vegetarische und vegane Ernährungsweise, ergäben sich für alle Altersgruppen bei beiden Geschlechtern deutliche Zunahmen im Bedarf an blauem Wasser (vegan > ovo-lacto-vegetarisch), wobei der Mehrbedarf bei den jüngeren Altersgruppen pro Kopf besonders hoch wäre.

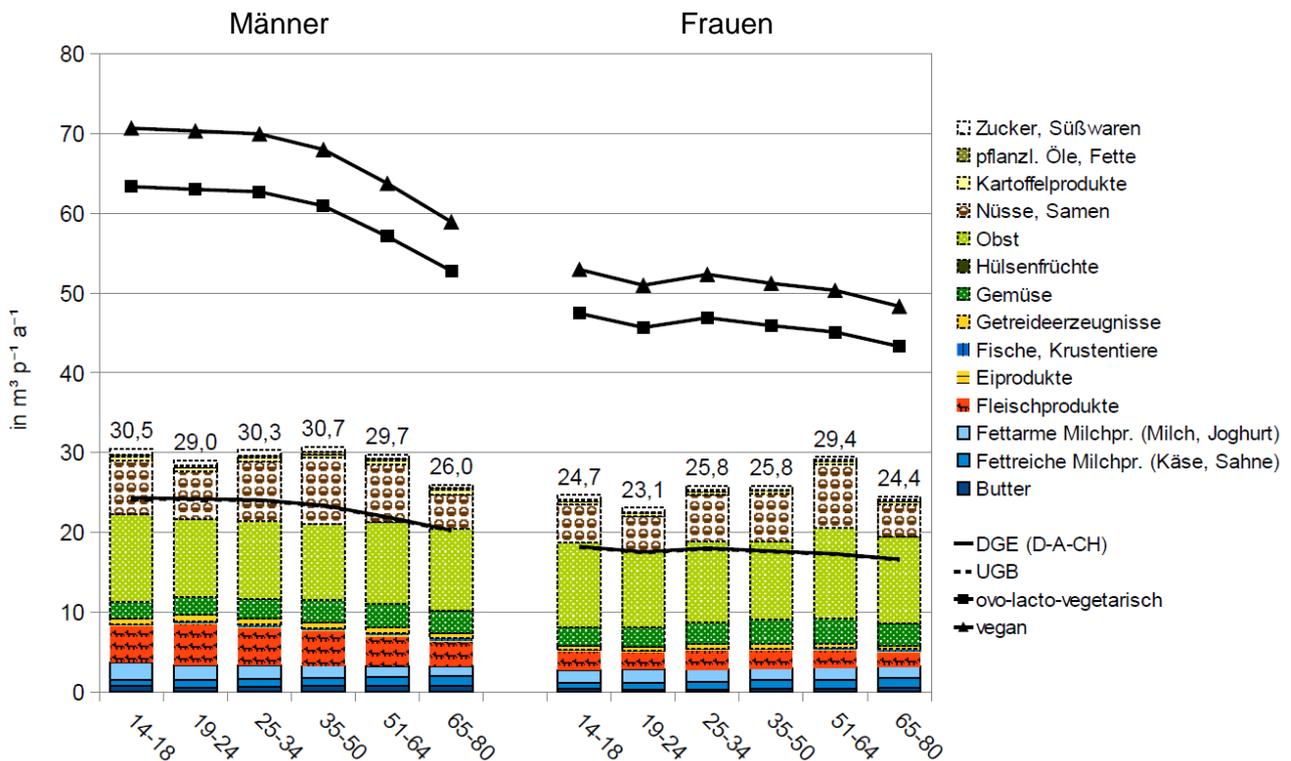


Abb. 133. Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Betrachtet man die Differenzen zur Ist-Situation im Jahr 2006 und extrapoliert diese gemäß der Bevölkerungsstärke in den einzelnen Altersgruppen (Abb. 134), wäre der größte Mehrbedarf (bei der ovo-lacto-vegetarischen und veganen Ernährungsweise) durch den Verzehr der 35-50 Jährigen zu erwarten. Das Gros des Mehrbedarfs wäre durch einen vermehrten Verzehr von Nüssen und Samen induziert.

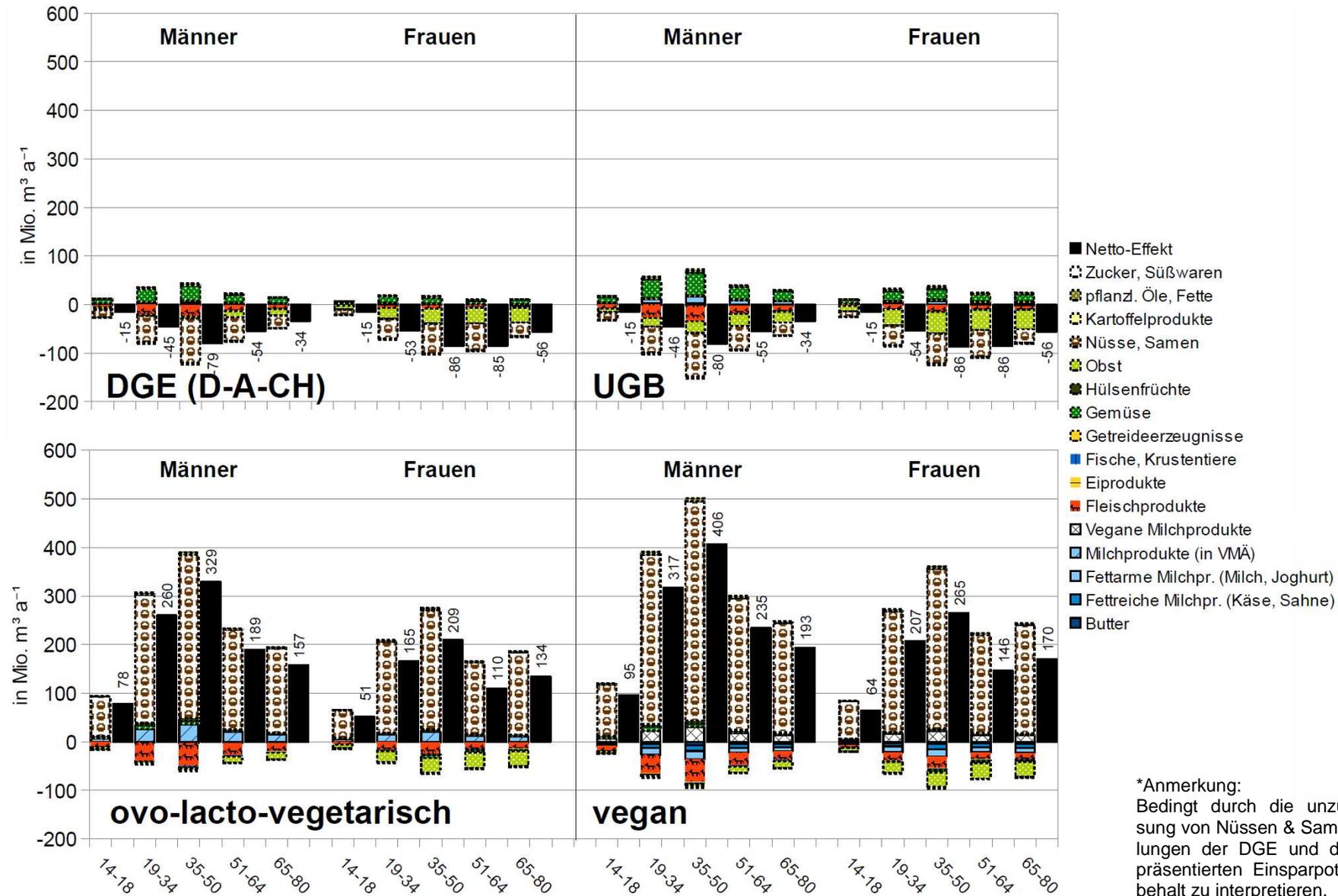


Abb. 134. Einsparpotentiale des Bedarfs an blauem Wasser von Empfehlungen* und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

3.7.9.5 Phosphorbedarf

Aus Abb. 135 geht der ernährungsbedingte Phosphorbedarf im Jahr 2006 im Vergleich zum entsprechenden Bedarf, der aus den Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen resultieren würde, hervor. Prozentual sind dabei ähnliche Einsparpotentiale wie bei den Treibhausgasemissionen und beim Flächenbedarf erkennbar (vegan >> ovo-lacto-vegetarisch > UGB > DGE). Während die höchsten Einsparpotentiale pro Kopf bei den jüngeren Männern, gefolgt von den älteren Männern und älteren Frauen zu erwarten sind, sind potentielle Einsparungen bei den jüngeren Frauen am geringsten.

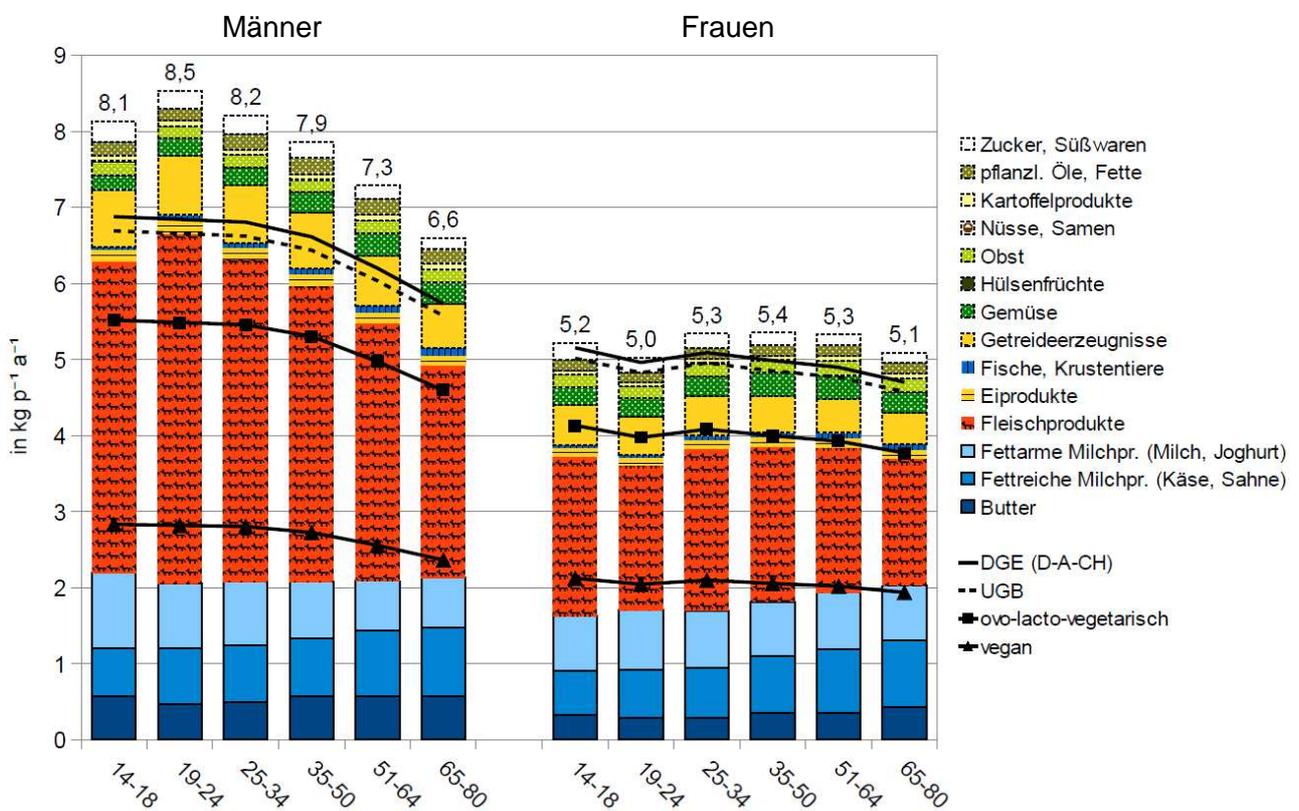


Abb. 135. Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Hochgerechnet auf die entsprechende Bevölkerung in den Altersgruppen sind mögliche Phosphoreinsparungen durch veränderte Verzehrsmuster der Männer deutlich höher (Abb. 136). Aus der folgenden Abbildung geht zudem hervor, dass, ähnlich wie bei den bisher untersuchten Treibhausgasemissionen und beim Flächenbedarf, die höchsten Einsparpotentiale in der Altersgruppe der 35-50 Jährigen bei beiden Geschlechtern vorliegen, obwohl, zumindest bei den Männern, der höchste ernährungsbedingte Phosphorbedarf pro Kopf bei den jüngeren Altersgruppen beobachtet wurde. Dem verminderten Verzehr von Fleischprodukten kommt dabei die größte Bedeutung zu.

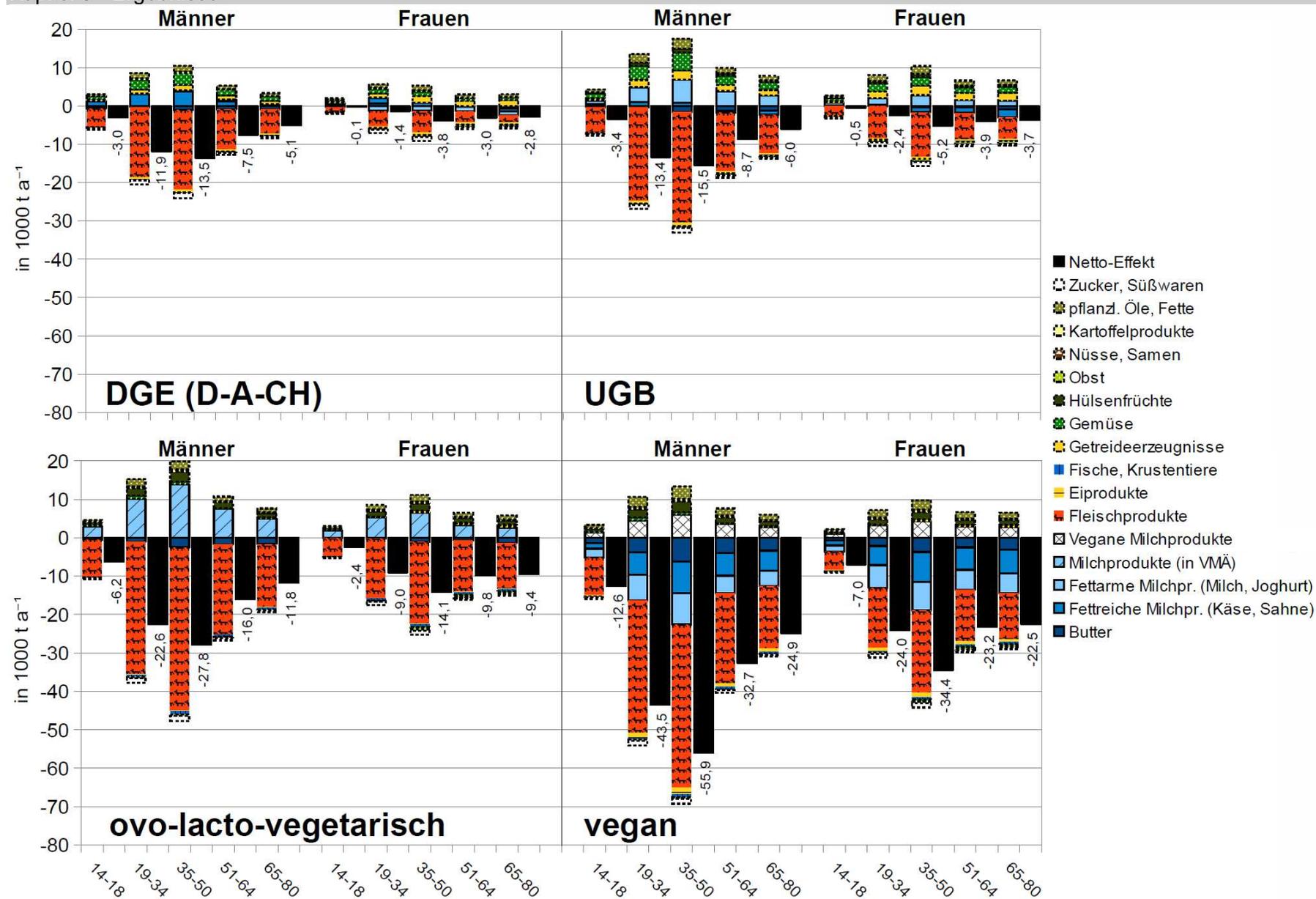


Abb. 136. Phosphor-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

3.7.9.6 Primärenergieverbrauch

Der Vergleich des Primärenergieverbrauchs (PEV) der Ernährung im Jahr 2006 mit dem entsprechenden Energieverbrauch der Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen in Abb. 137 zeigt geringere Einsparpotentiale als bei den in den vorherigen Absätzen untersuchten Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie beim Flächen- und Phosphorbedarf. Während bei jenen Indikatoren die geringsten Einsparpotentiale immer mit der Ernährungsempfehlung der DGE verbunden waren, weist beim PEV die Empfehlung des UGB die geringsten Einsparpotentiale auf (vegan > ovo-lacto-vegetarisch > DGE > UGB). In Bezug auf mögliche Einsparungen pro Kopf sind ähnliche Tendenzen wie bei den bisher untersuchten Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie beim Flächen- und Phosphorbedarf ersichtlich: jüngere Männer > ältere Männer > ältere Frauen > jüngere Frauen.

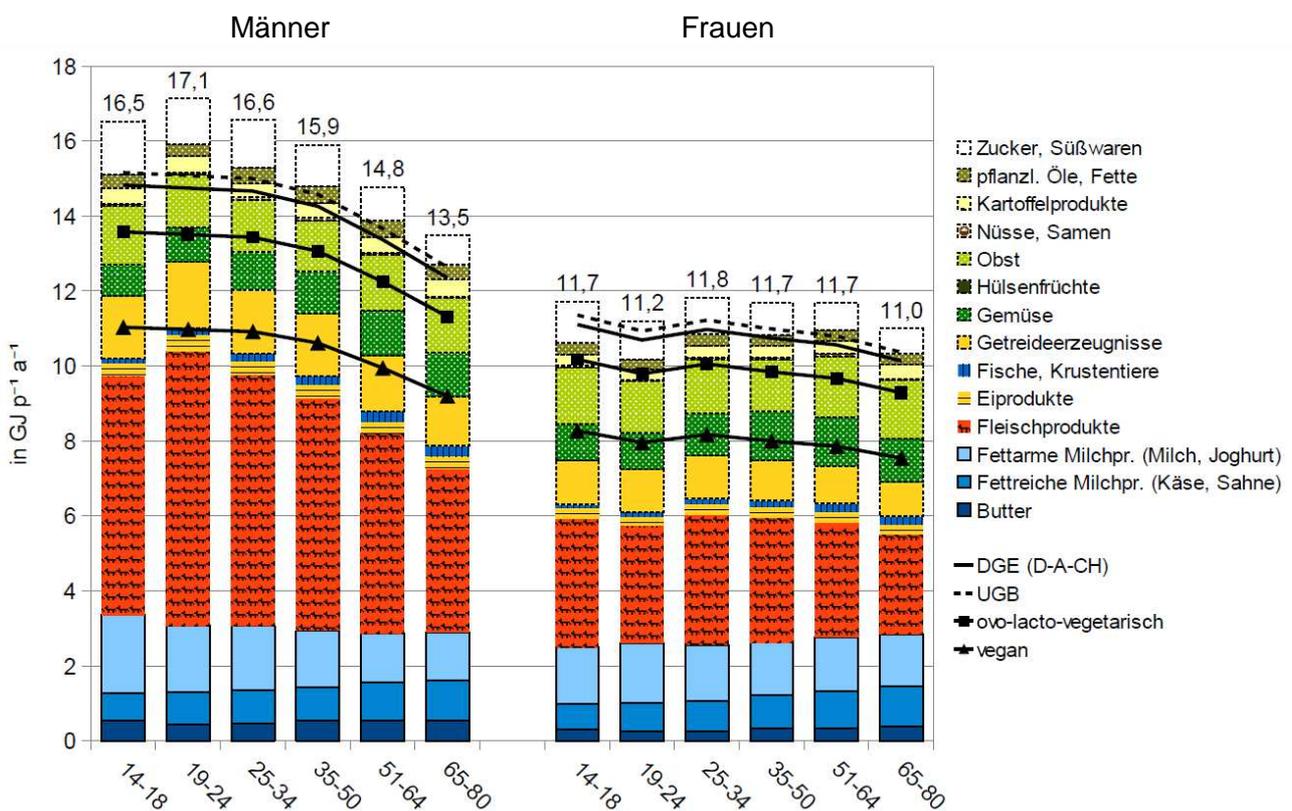


Abb. 137. Primärenergieverbrauch nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen

Betrachtet man die Differenzen zur Ist-Situation im Jahr 2006 und rechnet diese auf die Bevölkerungsstärke in den einzelnen Altersgruppen hoch (Abb. 138), sind die größten energetischen Einsparpotentiale durch einen veränderten Verzehr in der größten Bevölkerungsgruppe der 35-50 Jährigen vorhanden.

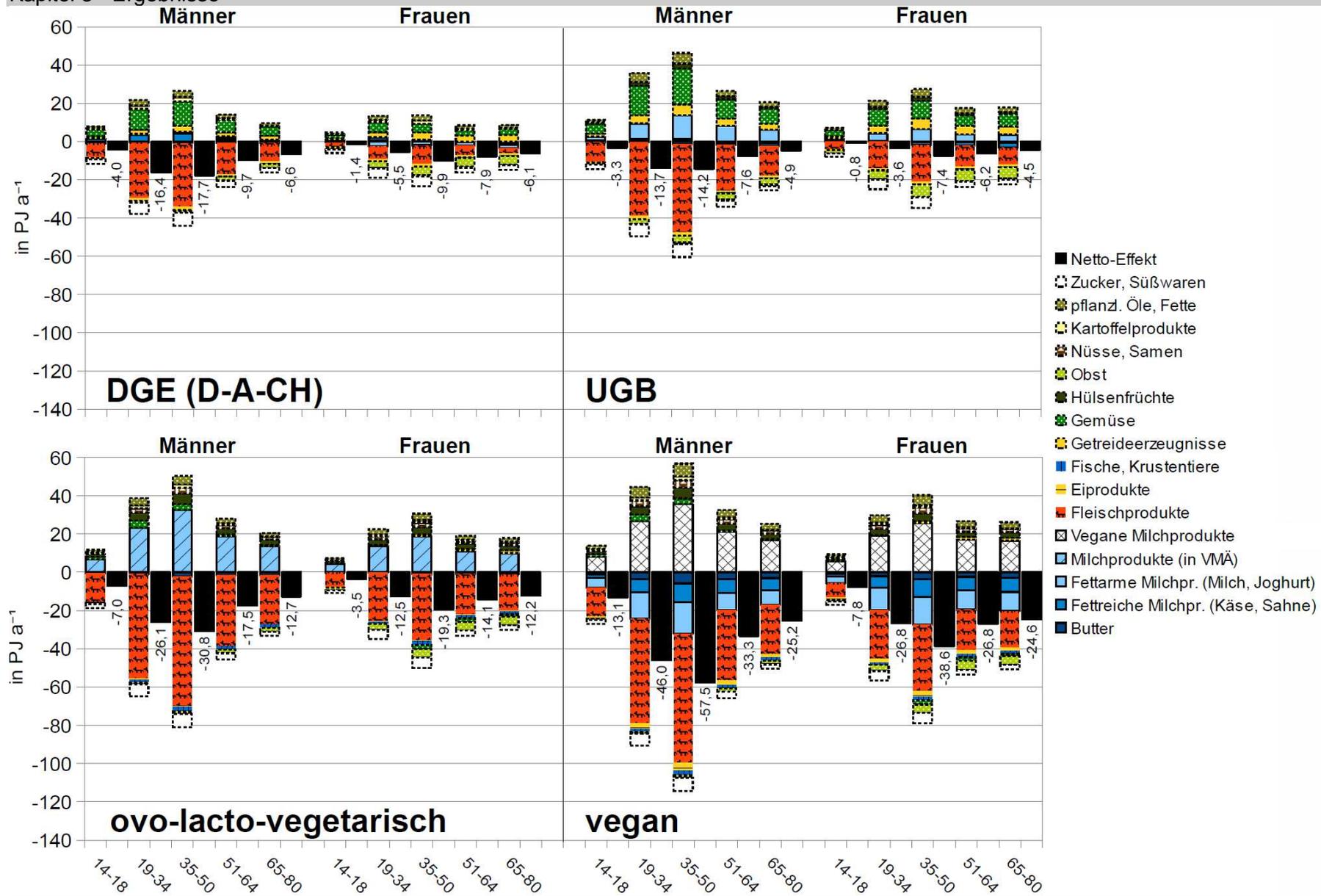


Abb. 138. Energie-Einsparpotentiale (PEV) von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006)

Insgesamt kommt jedoch hier der Umstand mehr zum tragen, dass mögliche Netto-Einsparungen durch einen vermehrten Verzehr von Milchprodukten, Gemüse und Hülsenfrüchten sowie pflanzlichen Öle/Fetten stärker kompensiert werden, da auch die Bereitstellung dieser Produkte relativ energieintensiv ist.

3.7.9.7 *Zwischenfazit*

In der nächsten Tab. 63 werden die Ergebnisse des Vergleichs der ernährungsbedingten Umweltwirkungen im Jahr 2006 (Ist-Zustand) auf Bundesebene mit den Umweltwirkungen von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht zusammengefasst. In dieser Tabelle sind die Umweltentlastungs- bzw. Umweltbelastungspotentiale nach Altersgruppen ersichtlich.

In diesem Kapitel konnte gezeigt werden, dass die höchsten Umweltentlastungs- und Umweltbelastungspotentiale bei beiden Geschlechtern in der bevölkerungsreichsten Gruppe der 35-50 Jährigen zu erreichen wären; und das, obwohl, zumindest bei den Männern, die höchsten ernährungsbedingten Umwelteffekte pro Kopf in den jüngeren Altersgruppen der 19-24 und 25-34 Jährigen beobachtet wurden.

Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser wurden bei allen untersuchten Umweltindikatoren deutliche Einsparpotentiale festgestellt, die in der Regel am deutlichsten durch eine vegane, gefolgt von einer vegetarischen Ernährungsweise zu erreichen wären. Geringere, aber dennoch erhebliche Umweltentlastungspotentiale würden durch Umsetzung der Ernährungsempfehlungen des UGB und der DGE (D-A-CH) erzielt werden, wobei, mit Ausnahme des Energieverbrauchs (PEV), die Umweltentlastungen durch die Empfehlungen des UGB etwas günstiger ausfielen.

Tab. 65. Umwelteffekte der Ernährung 2006 (Ist-Zustand) und Differenzen zu den Empfehlungen und Ernährungsweisen auf Bundesebene (nach Altersgruppen und Geschlecht)

		Altersgruppen Männer						Summe Männer	Altersgruppen Frauen						Summe Frauen	Summe	
		14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80		14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80		TOTAL	in %*
Treibhausgasemissionen	2006 (Ist-Zustand)	6,1	7,9	12,8	27,1	15,9	12,4	82,2	3,9	4,8	8,4	18,3	12,3	11,9	59,6	141,8	100%
	DGE (D-A-CH)	-0,9	-1,5	-2,0	-4,0	-2,2	-1,6	-12,3	-0,2	-0,2	-0,6	-1,7	-1,3	-1,2	-5,2	-17,5	-12,3%
	UGB	-0,9	-1,5	-2,2	-4,3	-2,4	-1,7	-13,0	-0,2	-0,3	-0,7	-1,8	-1,4	-1,3	-5,8	-18,8	-13,2%
	ovo-lacto-vegetarisch	-1,6	-2,3	-3,4	-7,0	-4,0	-3,0	-21,2	-0,6	-0,8	-1,6	-3,8	-2,7	-2,6	-12,1	-33,3	-23,5%
	vegan	-3,4	-4,6	-7,2	-15,1	-8,8	-6,8	-45,7	-1,9	-2,4	-4,3	-9,6	-6,6	-6,3	-31,2	-77,0	-54,3%
Ammoniakemissionen	2006 (Ist-Zustand)	19,8	26,2	41,6	88,0	51,3	39,2	266,2	11,7	14,3	25,4	55,8	37,3	36,2	180,6	446,9	100%
	DGE (D-A-CH)	-4,9	-7,7	-11,0	-22,3	-12,2	-8,5	-66,6	-1,1	-1,3	-3,1	-8,3	-5,9	-5,6	-25,4	-92,0	-20,6%
	UGB	-6,3	-9,5	-13,9	-28,4	-15,9	-11,4	-85,3	-2,1	-2,6	-5,2	-12,7	-8,8	-8,5	-39,9	-125,2	-28,0%
	ovo-lacto-vegetarisch	-8,4	-12,1	-18,3	-37,9	-21,5	-15,8	-114,0	-3,7	-4,4	-8,4	-19,6	-13,3	-12,9	-62,2	-176,2	-39,4%
	vegan	-17,8	-23,8	-37,5	-79,2	-46,1	-35,1	-239,4	-10,3	-12,6	-22,4	-49,4	-33,0	-32,1	-159,8	-399,2	-89,3%
Flächenbedarf	2006 (Ist-Zustand)	6,4	8,3	13,3	28,1	16,4	12,5	85,0	3,9	4,7	8,4	18,3	12,2	11,7	59,2	144,2	100%
	DGE (D-A-CH)	-1,2	-1,9	-2,7	-5,4	-2,9	-1,9	-16,1	-0,2	-0,3	-0,7	-1,9	-1,3	-1,2	-5,6	-21,7	-15,1%
	UGB	-1,4	-2,1	-3,1	-6,1	-3,3	-2,3	-18,3	-0,4	-0,4	-1,0	-2,4	-1,7	-1,5	-7,3	-25,6	-17,7%
	ovo-lacto-vegetarisch	-1,9	-2,8	-4,2	-8,4	-4,7	-3,4	-25,3	-0,7	-0,9	-1,8	-4,1	-2,8	-2,6	-12,8	-38,2	-26,5%
	vegan	-3,4	-4,6	-7,1	-14,8	-8,5	-6,4	-44,9	-1,8	-2,1	-4,0	-8,7	-5,9	-5,6	-28,0	-72,9	-50,5%
Wasserbedarf (blau)	2006 (Ist-Zustand)	72	86	149	334	205	153	1000	56	66	124	270	206	174	895	1895	100%
	DGE (D-A-CH)	-15	-14	-31	-79	-54	-34	-226	-15	-16	-37	-86	-85	-56	-294	-520	-27,4%
	UGB	-15	-15	-31	-80	-55	-34	-230	-15	-16	-38	-86	-86	-56	-297	-527	-27,8%
	ovo-lacto-vegetarisch	78	101	159	329	189	157	1014	51	65	101	209	110	134	671	1684	88,9%
	vegan	95	122	195	406	235	193	1247	64	80	127	265	146	170	852	2099	110,8%
Phosphorbedarf	2006 (Ist-Zustand)	19,3	25,3	40,4	85,6	50,3	38,8	259,7	11,8	14,4	25,6	55,9	37,3	36,3	181,2	440,9	100%
	DGE (D-A-CH)	-3,0	-5,0	-6,9	-13,5	-7,5	-5,1	-41,0	-0,1	-0,2	-1,2	-3,8	-3,0	-2,8	-11,1	-52,1	-11,8%
	UGB	-3,4	-5,6	-7,8	-15,5	-8,7	-6,0	-46,9	-0,5	-0,6	-1,8	-5,2	-3,9	-3,7	-15,7	-62,6	-14,2%
	ovo-lacto-vegetarisch	-6,2	-9,0	-13,5	-27,8	-16,0	-11,8	-84,4	-2,4	-3,0	-6,0	-14,1	-9,8	-9,4	-44,8	-129,2	-29,3%
	vegan	-12,6	-16,9	-26,6	-55,9	-32,7	-24,9	-169,6	-7,0	-8,5	-15,5	-34,4	-23,2	-22,5	-111,1	-280,6	-63,7%
Kum. Energieverbrauch	2006 (Ist-Zustand)	39,2	50,7	81,5	173,1	102,1	79,2	525,8	26,5	32,0	56,6	122,1	81,9	78,3	397,4	923,1	100%
	DGE (D-A-CH)	-4,0	-7,1	-9,3	-17,7	-9,7	-6,6	-54,5	-1,4	-1,5	-4,0	-9,9	-7,9	-6,1	-30,8	-85,3	-9,2%
	UGB	-3,3	-6,1	-7,7	-14,2	-7,6	-4,9	-43,8	-0,8	-0,8	-2,9	-7,4	-6,2	-4,5	-22,5	-66,3	-7,2%
	ovo-lacto-vegetarisch	-7,0	-10,7	-15,4	-30,8	-17,5	-12,7	-94,0	-3,5	-4,0	-8,5	-19,3	-14,1	-12,2	-61,6	-155,6	-16,9%
	vegan	-13,1	-18,2	-27,8	-57,5	-33,3	-25,2	-175,0	-7,8	-9,3	-17,5	-38,6	-26,8	-24,6	-124,6	-299,6	-32,5%

hellgrau markiert: geringste Abweichung zum Ist-Zustand im Jahr 2006

dunkelgrau markiert: höchste Abweichung zum Ist-Zustand im Jahr 2006

* Aufgrund der altersgruppenspezifischen Hochrechnung auf Bundesebene können die berechneten Prozentwerte geringfügig von denen in Tab. 62 (S. 261) abweichen.

3.8 Umweltwirkungen der Ernährung von 1961 bis 2007

Um die bisherigen Ergebnisse besser in einen zeitlichen Kontext einordnen zu können, werden in diesem Kapitel, aufbauend auf den Versorgungsstatistiken der FAO⁷², die Resultate der ernährungsbedingten Umweltwirkungen in einer langen Reihe von 1961 bis 2007 vorgestellt. Beginnend im Jahr 1961 stellt die FAO für 183 verschiedene Länder spezifische Versorgungsdaten zur menschlichen Ernährung zur Verfügung (FAO Stat 2011). Diese bauen maßgeblich auf den Meldungen der nationalen Statistikbehörden der Mitgliederländer auf. Dabei kommt in Deutschland der BLE, die auch für die Erstellung der amtlichen Agrarstatistiken auf Bundesebene verantwortlich ist, die Aufgabe der Datenübergabe an die FAO zu. FAO-intern werden die übermittelten Daten auf Konsistenz und Vergleichbarkeit geprüft, um standardisierte sowie weitgehend widerspruchsfreie Daten im Jahresvergleich zur Verfügung zu stellen. Diese werden u.a. genutzt, um die Versorgungsbilanzen zur menschlichen Ernährung (*food balance sheets*) zu erstellen, die neben den Versorgungsmengen auch Angaben zu Energie-, Protein- und Fettaufnahme machen, um den Versorgungsstatus einer Bevölkerung auch unter ernährungsphysiologischen Gesichtspunkten betrachten zu können (FAO Stat 2011).

Allerdings bedingt der relativ lange Betrachtungszeitraum, die unterschiedlichen Qualitäten der übermittelten Nationaldaten sowie veränderte methodische Verfahren in der Datenerfassung und -aufbereitung, dass auch die FAO-Daten mit Restriktionen verbunden sind, die bei deren Interpretation berücksichtigt werden sollten (FAO 2001). Ein weiterer Nachteil der FAO-Daten liegt in dem 4-5 jährigen Verzug bis diese abrufbar sind. Zum Zeitpunkt des Verfassens der Arbeit standen Daten zur Versorgung (*food supply*) und zu den Versorgungsbilanzen (*food balance sheets*) bis zum Jahr 2007 zur Verfügung.

In Tab. 66 werden die durchschnittlichen Verbrauchsmengen, die in Deutschland pro Kopf zur menschlichen Ernährung von 1961 - 2007 zur Verfügung standen, dargestellt. Dabei wurden die Werte von 1961-64 im Vierjahresmittel und die von 1965-2004 jeweils in Fünfjahresmitteln wiedergegeben. Bei Kaffee und Tee (schwarz, grün) wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit die trinkfertigen Mengen angegeben (vgl. Kap. 3.1.9.2, S. 109).

Der Verbrauch von Wasser, sowohl von Mineralwasser als auch sonstigem Wasser, von Erfrischungsgetränken, Säften/Nektaren und von Kräuter-/Früchtetee wird in den FAO-Statistiken nicht wiedergegeben. Daher tauchen diese Produktgruppen in Tab. 66 und allen

72 Food and Agriculture Organization (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der UNO, Sitz: Rom)

folgenden Abbildungen nicht auf. Der Verbrauch von Obst und Zucker durch Erfrischungsgetränke und Säfte/Nektare ist unter den entsprechenden Produktgruppen subsumiert. Zudem benutzt die FAO eine andere Einteilung bei den Milchprodukten, wobei, neben Butter und Käse, zwischen Sahne und Vollmilch differenziert wird. Aus diesem Grund sind im Vergleich zur Einteilung, die im restlichen Teil der Arbeit in Anlehnung an die NVSII (MRI 2008a) erfolgte, die Werte bei den Milch-/getränken höher, da hierunter auch Dickmilch, Joghurt etc. subsumiert werden, und die bei den Milcherzeugnissen, da lediglich Sahne darunter fällt, geringer.

Tab. 66. Durchschnittlicher Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch in Deutschland von 1961 - 2007* in kg p⁻¹ a⁻¹ nach FAO Stat (2011)

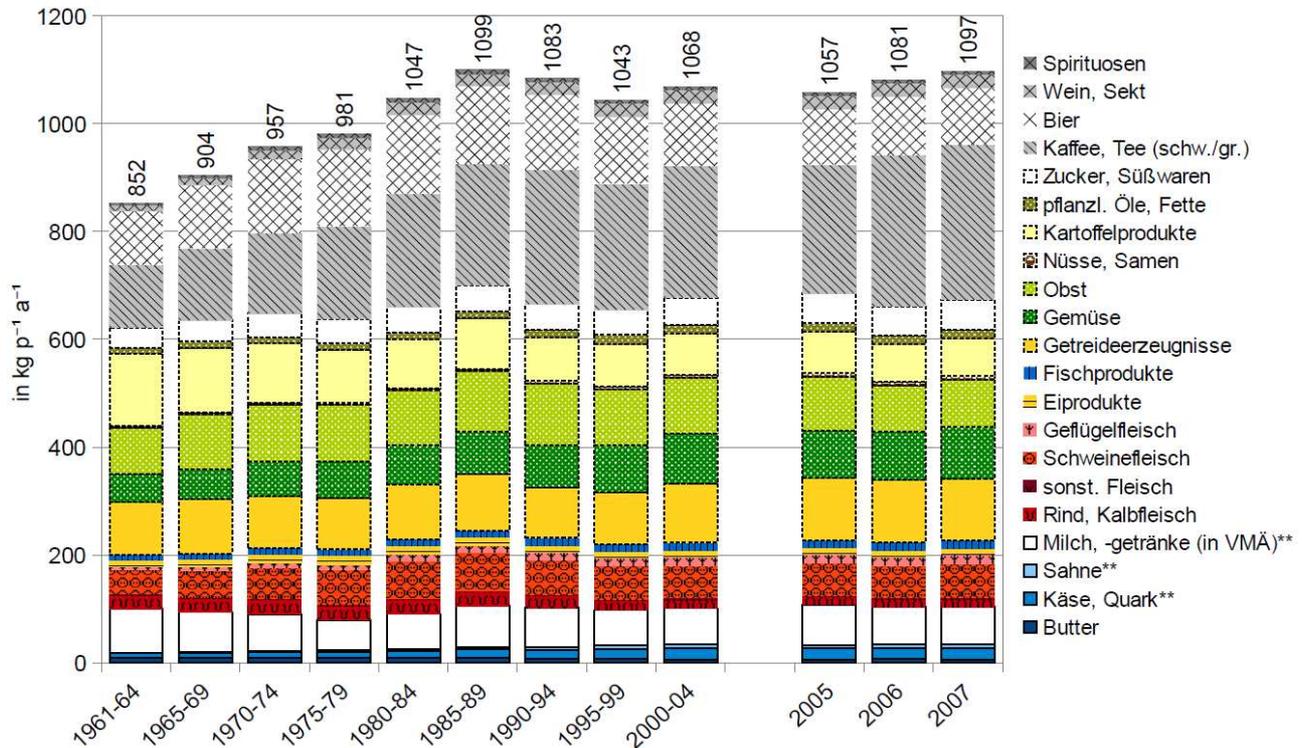
	1961-64	1965-69	1970-74	1975-79	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99	2000-04	2005	2006	2007
Butter	9,6	9,5	9,0	8,5	8,8	9,3	6,9	7,0	6,7	6,5	7,0	6,4
Käse, Quark	7,7	8,8	10,4	11,9	13,4	16,0	17,1	18,3	19,8	20,1	20,2	20,7
Sahne	1,8	2,2	2,8	3,3	3,4	3,9	5,4	7,0	7,1	6,3	6,7	6,4
Milchgetränke	81,5	73,9	67,8	55,2	65,3	76,1	72,5	65,2	68,3	75,4	69,7	70,1
Rind, Kalbfleisch	24,6	24,9	27,1	26,7	26,1	26,1	22,5	17,0	13,5	13,8	13,9	14,5
sonst. Fleisch	2,0	1,8	2,0	2,4	2,5	2,1	2,3	3,5	4,7	2,6	2,9	3,7
Schweinefleisch	44,5	49,2	56,7	63,6	70,0	71,7	63,6	61,2	60,3	60,1	60,2	61,3
Geflügelfleisch	6,2	7,4	9,4	10,5	11,1	11,6	13,5	14,8	15,7	16,4	15,7	17,1
Eiprodukte	12,5	13,9	16,3	16,9	17,2	16,5	13,5	12,7	12,4	11,8	12,3	12,0
Fischprodukte	10,1	11,0	11,8	11,2	11,5	11,7	14,1	13,9	14,3	14,8	14,8	14,8
Getreideerzeugnisse	97,3	100,6	95,9	96,2	101,2	105,7	94,3	95,8	109,8	114,8	115,5	114,3
Gemüse	52,5	55,5	63,5	67,6	72,8	77,1	77,6	86,7	92,9	88,5	90,2	95,1
Obst**	86,0	101,8	106,1	104,1	102,1	112,8	113,7	103,3	102,3	99,1	85,5	88,0
Nüsse & Samen	3,1	3,9	3,5	3,6	3,8	4,4	5,8	5,9	6,5	7,0	7,0	7,1
Kartoffelprodukte	133,5	119,9	109,6	98,9	91,3	94,5	80,4	78,4	75,5	76,3	68,8	69,5
pflanzl. Öle, Fette	10,9	11,3	11,6	11,9	12,2	12,1	15,3	17,6	17,0	16,3	17,4	17,3
Zucker, Süßwaren	37,8	39,5	44,0	45,4	47,3	48,1	46,5	46,2	50,3	55,0	53,2	54,8
Kaffee, Tee (schwarz/grün), trinkfertig	116,2	133,3	148,9	172,1	209,8	225,0	248,8	234,1	244,6	239,2	279,5	287,0
Bier	100,2	118,1	136,9	143,0	146,9	144,0	139,2	124,4	115,6	102,5	109,7	106,1
Wein, Sekt	10,4	12,8	17,2	20,8	22,8	22,7	24,3	23,9	24,7	24,6	24,8	24,7
Spirituosen	3,4	4,6	6,2	7,3	7,9	7,7	5,9	6,1	6,2	6,0	5,9	5,8
Summe	852	904	957	981	1047	1099	1083	1043	1068	1057	1081	1097

* bis 1989 als Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

** Verbrauchsrückgänge beim Obst seit Ende der 1990er Jahre sind u.a. darauf zurückzuführen, dass lediglich Verbrauchsdaten bezüglich des Marktoobstbaus, jedoch nicht mehr aus Selbstversorgung (Kleingärten etc.), statistisch erfasst und übermittelt werden (BMELV StatJB 2009).

Grafisch ist die Entwicklung des Verbrauchs in der folgenden Abb. 139 dargestellt. Dabei

ist von 1961 bis 1985-89 ein stetiger Anstieg des Gesamtverbrauchs feststellbar, der mit der Wiedervereinigung Deutschlands 1989/90 leicht abfiel und innerhalb der letzten Jahre nahezu wieder auf das Niveau Ende der 1980er Jahre kletterte.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

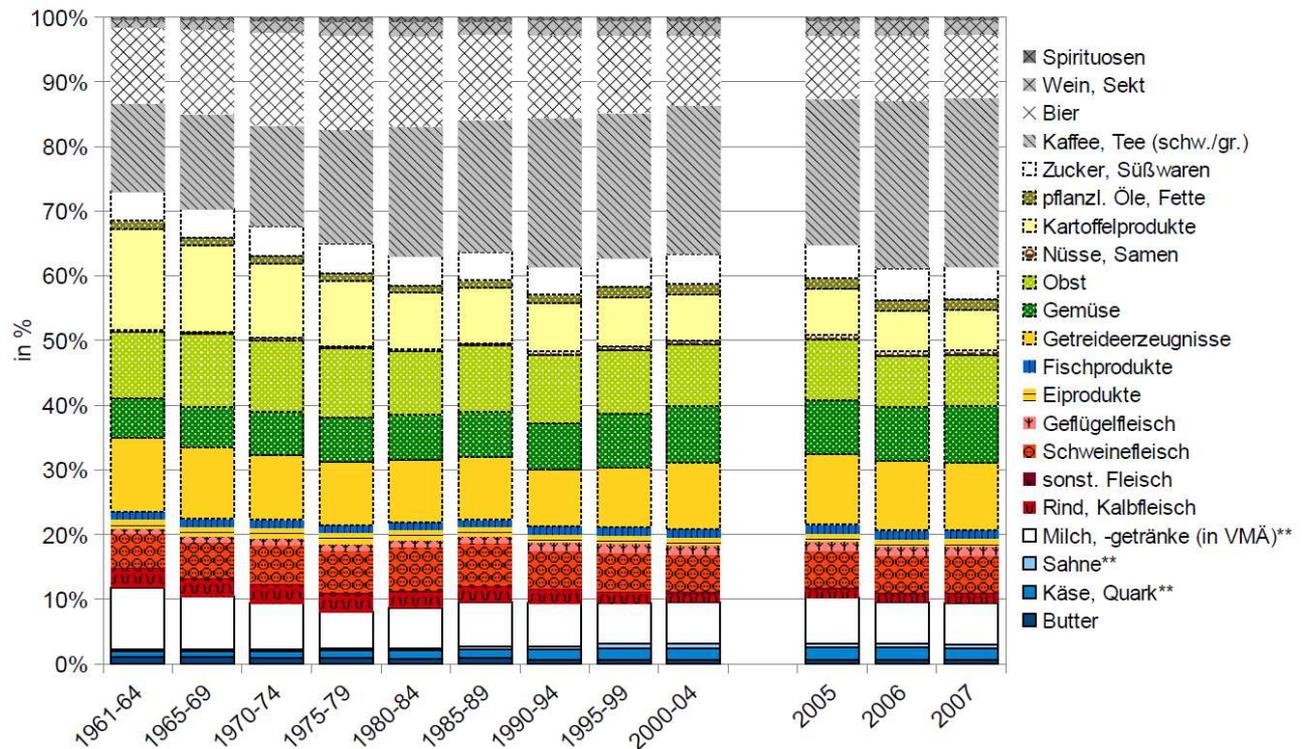
** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 139. Durchschnittlicher Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch in Deutschland von 1961 – 2007* nach FAO Stat (2011)

Neben absoluten Mengenveränderungen sind zudem relative Veränderungen in den Verbrauchsmustern ersichtlich. In der nächsten Abb. 140 werden diese dargestellt. Dabei sind innerhalb der letzten fünf Dekaden die Anteilszuwächse bei Kaffee & Tee (schwarz, grün) evident, gefolgt von Zuwächsen bei Zucker/Süßwaren, Gemüse und Geflügelfleisch sowie bei Fischprodukten und Käse/Quark. Stattdessen gingen die Anteile beim Bier, den Kartoffelprodukten, beim Rindfleisch sowie bei Eiprodukten zurück. Leicht zurückgehende Anteile innerhalb der letzten Jahre wurden zudem beim Obst festgestellt, wobei entsprechende Rückgänge darauf zurückzuführen sind, dass lediglich Verbrauchsdaten bezüglich des Marktobstbaus, jedoch nicht mehr aus Selbstversorgung (Kleingärten etc.), statistisch erfasst und an die FAO übermittelt werden (BMELV StatJB 2009).

Welchen Einfluss diese absoluten und relativen Verbrauchsänderungen auf die in dieser Arbeit fokussierten Umweltindikatoren hatten, wurde explorativ untersucht. Die Resultate

werden in den nächsten Abschnitten vorgestellt.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 140. Relative Zusammensetzung der Verbrauchsmuster in Deutschland von 1961 - 2007* nach FAO Stat (2011)

3.8.1 Einfacher, explorativer Ansatz

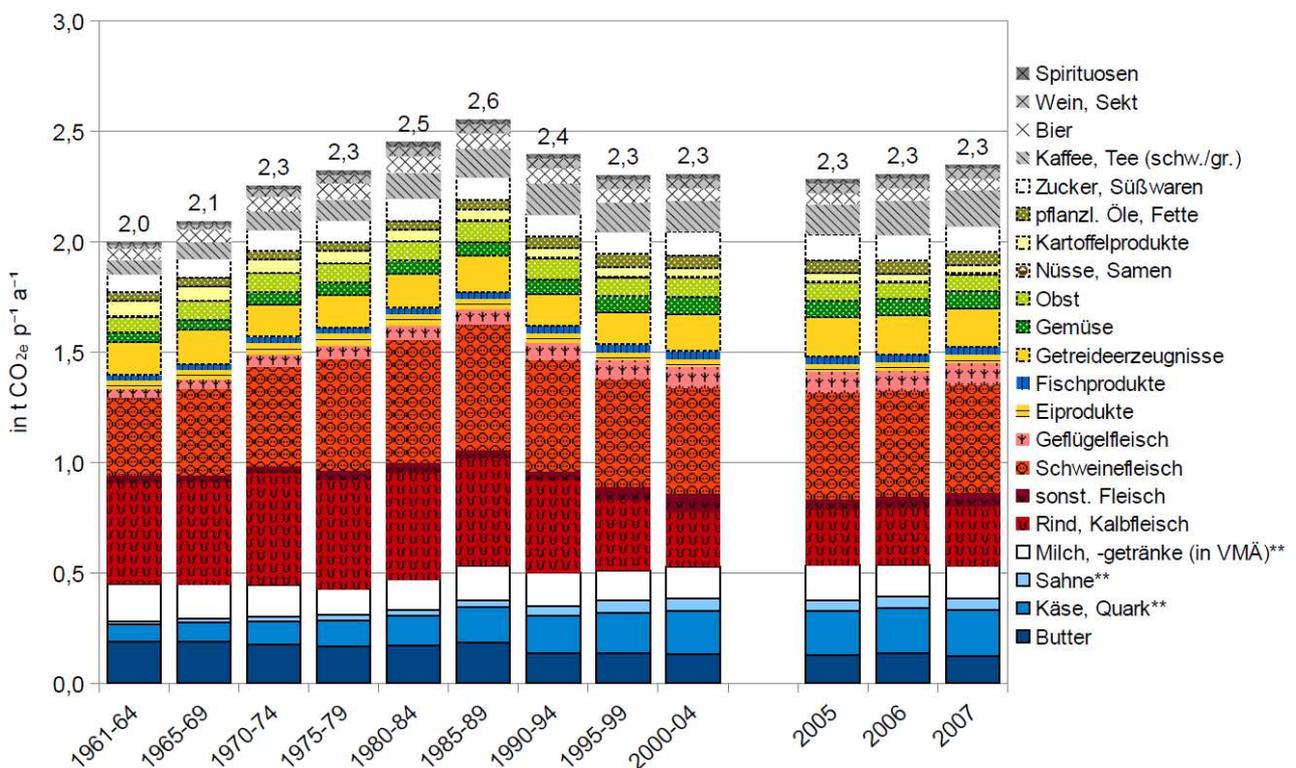
Ausgehend von den in der letzten Tabelle genannten Verbrauchswerten (Tab. 66, S. 281) wurden entsprechende Umwelteffekte ermittelt, wobei ein vereinfachter explorativer Ansatz zur Anwendung kam. Hierbei musste dem Umstand Rechnung getragen werden, dass für die untersuchten Jahre keine entsprechenden Umweltfaktoren vorlagen. Deren Ermittlung wäre ein anspruchsvolles Unterfangen, welches den zeitlichen Rahmen dieser Arbeit gesprengt hätte. **Aus diesem Grund wurden die nahrungsmittel- bzw. getränkespezifischen Umweltfaktoren verwendet, die auch im restlichen Teil der Arbeit zur Anwendung kamen, obwohl sich diese in der Regel auf das Jahr 2003 beziehen (vgl. dazu Kap. 2.5, S. 68ff.).** Effizienzfortschritte (in Produktionstechnik, Verarbeitung etc.), aber auch Effizienzurückschritte durch Rebound-Effekte (vermehrte Tiefkühlung, mehr Transport etc.) im Agrar- und Ernährungssektor innerhalb der letzten fünf Jahrzehnte konnten demnach nicht entsprechend berücksichtigt werden. Zudem blieb der Einfluss der Artenzusammensetzung und der Produktherkunft innerhalb der Produktgruppen unberücksichtigt,

was die Ergebnisqualität vor allem bei stark aggregierten Produktgruppen (Obst, Gemüse, Nüsse/Samen) deutlich einschränkt. Der mögliche Einfluss dieser Faktoren wird vertiefend in der Diskussion (Kap. 4.2, S. 312ff.) erörtert.

Eine Anpassung an die FAO-Klassifizierung wurde im Bereich der Milchprodukte vorgenommen, da eine direkte Übertragung der Umweltfaktoren nicht möglich war. Dabei wurde gemäß der in Kapitel 3.1.1 (S. 82) beschriebenen Methode auf officialstatistische Daten zur durchschnittlichen Zusammensetzung der im Jahr 2006 erzeugten Milchprodukte zurückgegriffen (BLE 2010) und entsprechende Umweltfaktoren modelliert.

3.8.2 Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen von 1961-2007

In der folgenden Abb. 141 werden die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen pro Kopf von 1961-2007 dargestellt. Dabei ist bis 1985-89 ein stetiger Anstieg der Emissionen auf 2,6 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹ feststellbar.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

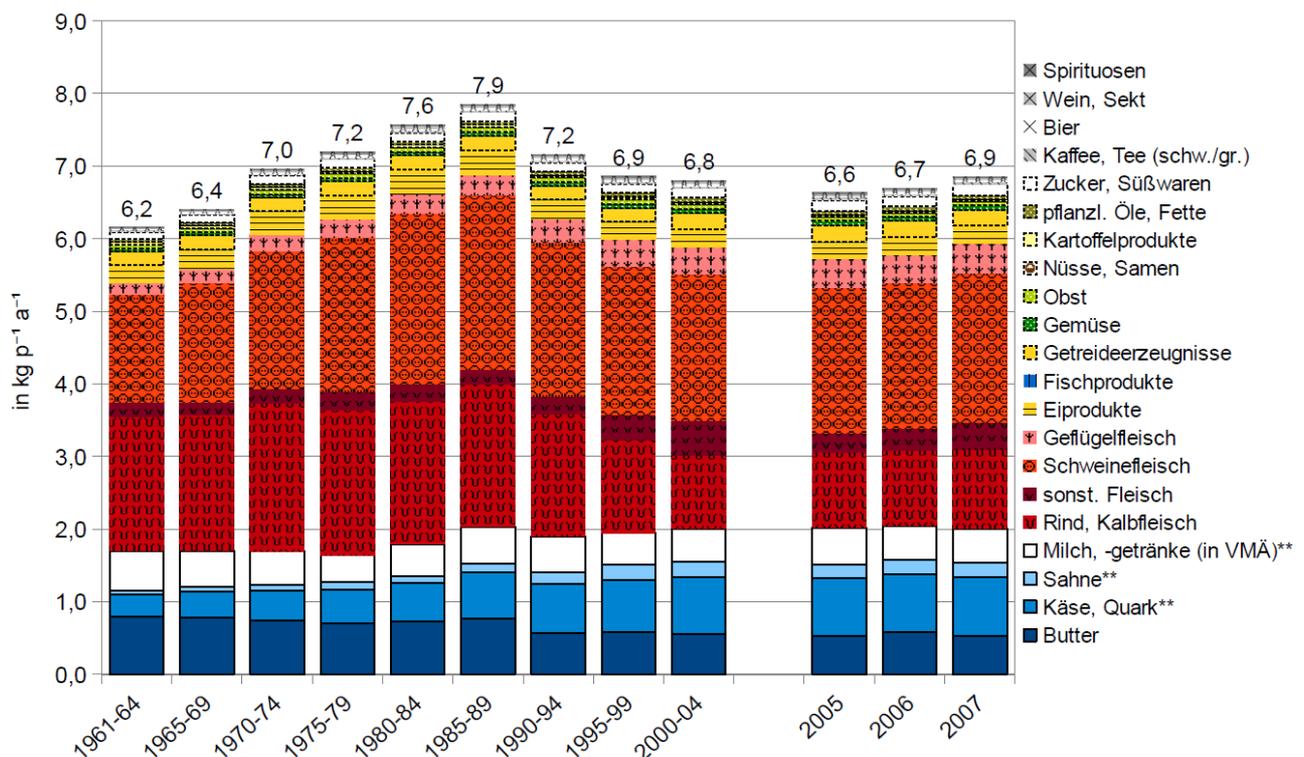
Abb. 141. Treibhausgasemissionen der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

Maßgeblich zurückzuführen auf einen geringeren Rind- /Kalbfleischkonsum fallen diese in

den Folgejahren auf ein zweites Minimum von 2,28 t p⁻¹ a⁻¹ im Jahr 2005 ab (Rückgang um 11%). Innerhalb der letzten drei betrachteten Jahre 2005, 2006 und 2007 ist stattdessen wieder ein leichter Aufwärtstrend zu beobachten. Offenkundige Emissionszunahmen innerhalb der letzten fünf Jahrzehnte resultierten aus einem gestiegenen Verbrauch von Käse/Quark, Schweine- und Geflügelfleisch sowie Zucker/Süßwaren, Kaffee, Tee (schwarz, grün) und Wein/Sekt. Eindeutige Emissionsrückgänge sind aus einem verringerten Verbrauch von Butter, Rind-/Kalbfleisch und Kartoffeln zu beobachten.

3.8.3 Ernährungsbedingte Ammoniakemissionen von 1961-2007

Die Entwicklung der ernährungsbedingten Ammoniakemissionen in Abb. 142 ist mit einem Maximum in den Jahren 1985-89 mit der Entwicklung bei den Treibhausgasemissionen vergleichbar. Allerdings fällt der Emissionsrückgang Anfang der 1990er Jahre bis zu einem zweiten Minimum im Jahr 2005 mit 16% etwas stärker aus, was auf den größeren Einfluss von tierischen Produkten (hier v.a. Rind-/Kalbfleisch) zurückzuführen ist. Von 2005 bis 2007 wurde ein leichter Anstieg der pro Kopf bezogenen Emissionen beobachtet.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

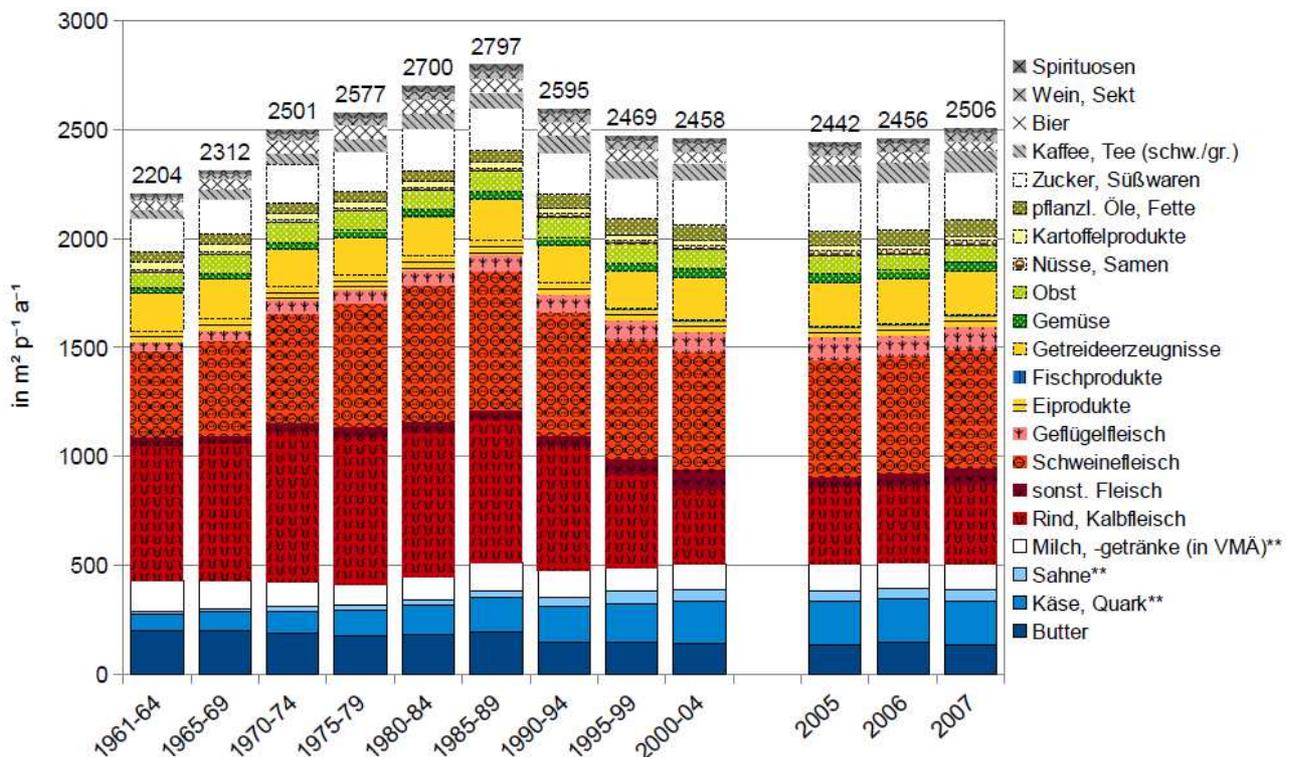
** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 142. Ammoniakemissionen der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

3.8.4 Ernährungsbedingter Flächenbedarf von 1961-2007

Die Entwicklung des ernährungsbedingten Flächenbedarfs pro Kopf in Abb. 143 zeigt, ebenso wie die Entwicklungen bei den Treibhausgas- und Ammoniakemissionen, das Minimum in den Jahren 1961-64 und das Maximum 1985-89. Maßgeblich zurückzuführen auf einen verringerten Flächenbedarf beim Rind-/Kalbfleisch ging der gesamte Flächenbedarf in den 1990er Jahren bis zum Jahr 2005 zurück (Rückgang um 13%), stieg jedoch innerhalb der drei letzten Betrachtungsjahre wieder leicht an.

Allerdings sind in Anbetracht der Ertragssteigerungen bei wichtigen Kulturpflanzen innerhalb der letzten fünf Jahrzehnte die in Abb. 143 dargestellten Werte, v.a. der weiter zurückliegenden Jahre, unter Vorbehalt zu verstehen. Es ist eher zu vermuten, dass der ernährungsbedingte Flächenbedarf in den weiter zurückliegenden Jahren höher war, da bei nahezu allen Kulturpflanzen deutliche Ertragssteigerungen erzielt wurden. Kulturart-, jahres- und landesspezifisch sind die Hektarerträge unter FAO Stat (2011b) abrufbar.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

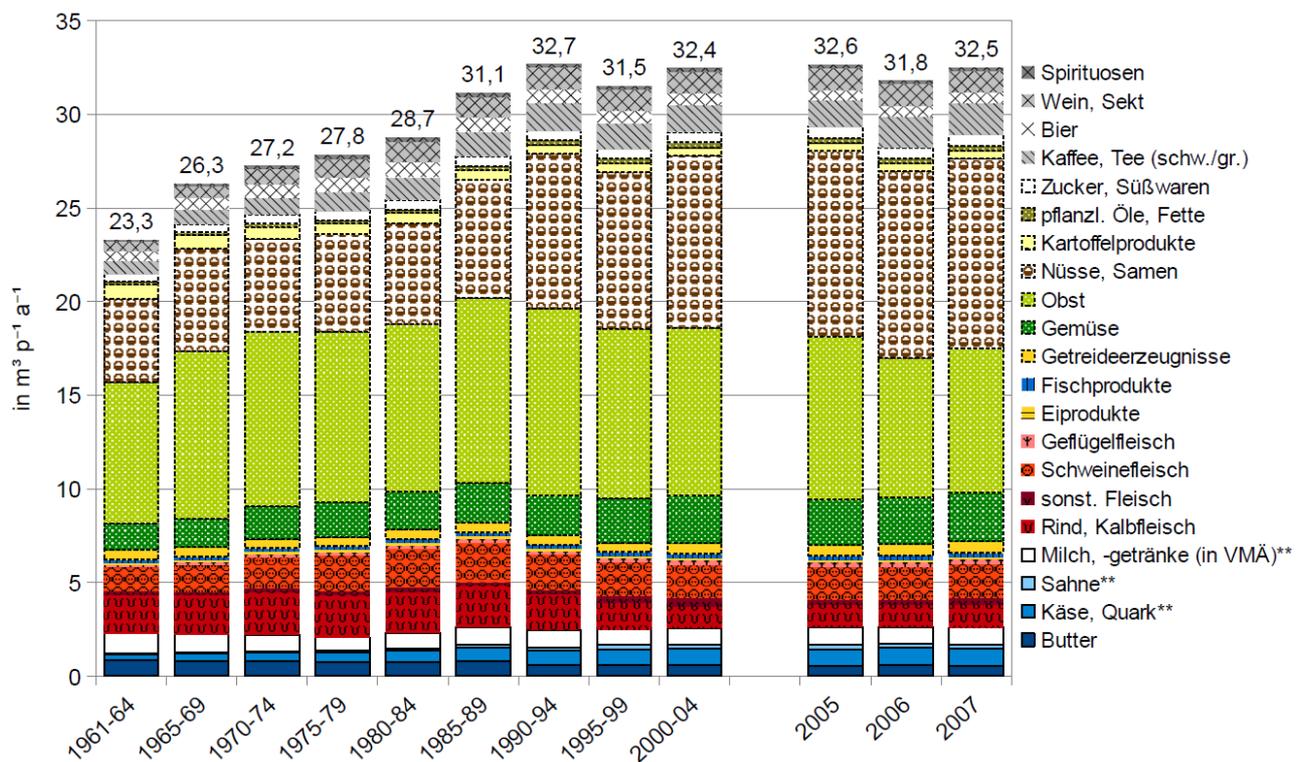
** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 143. Flächenbedarf der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

3.8.5 Ernährungsbedingter Bedarf an blauem Wasser von 1961-2007

Im Vergleich zu den drei vorherigen Umweltindikatoren unterscheidet sich die Entwicklung beim ernährungsbedingten Bedarf an blauem Wasser dahingehend, dass mit den 1990er Jahren kein Rückgang im Bedarf festzustellen ist. Der ernährungsbedingte Wasserbedarf stagniert stattdessen auf hohem Niveau (Abb. 144). Vor allem dem gestiegenen Verbrauch an Nüssen und Samen kommt dabei die größte Rolle zu.

Wie in Kap. 3.8.1 (S. 283) erwähnt, sind die Ergebnisse, vor allem der weiter zurückliegenden Jahre, im Kontext der verwendeten einfachen, explorativen Methodik zu interpretieren, die den Einfluss der Artenzusammensetzung, der Produktherkunft und der Produktionstechnik innerhalb der Produktgruppen in den einzelnen Jahren unberücksichtigt ließ.



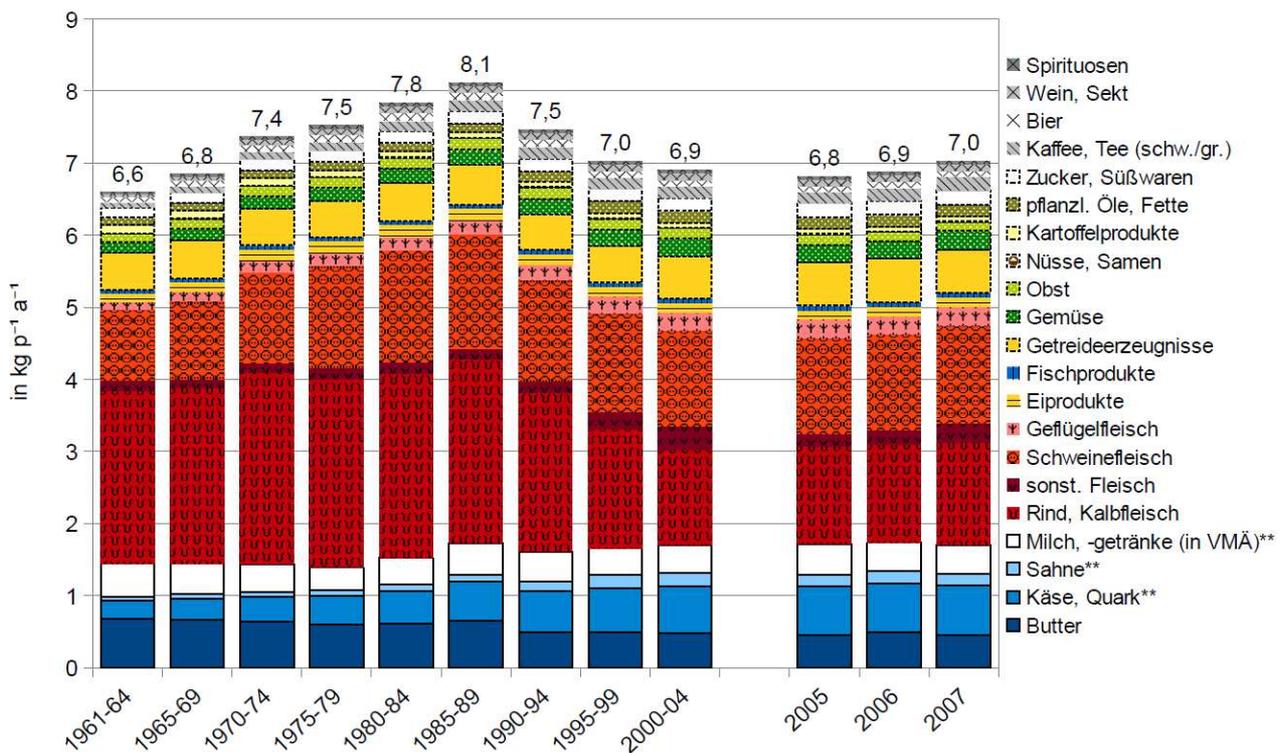
* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken
 ** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 144. Bedarf an blauem Wasser der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

3.8.6 Ernährungsbedingter Phosphorbedarf von 1961-2007

Die Entwicklung des ernährungsbedingten Phosphorbedarfs in der folgenden Abb. 145 zeigt Ähnlichkeiten zur Entwicklung der pro Kopf bezogenen Treibhausgas- und Ammoni-

akemissionen. Allerdings geht der Phosphorbedarf nach dem Maximum in den Jahren 1985-89 deutlicher zurück als entsprechende Treibhausgasemissionen. Dabei fällt im Jahr 2005 der Phosphorbedarf wieder auf das Niveau der 1960er Jahre und ging damit um 16% bezogen auf das Maximum 1985-89 zurück. Maßgeblich ist diese Entwicklung auf den reduzierten Rind-/Kalbfleischverbrauch zurückzuführen. Innerhalb der drei letzten betrachteten Jahre (2005-2007) wurde wiederum ein leichter Anstieg des Bedarfs beobachtet.



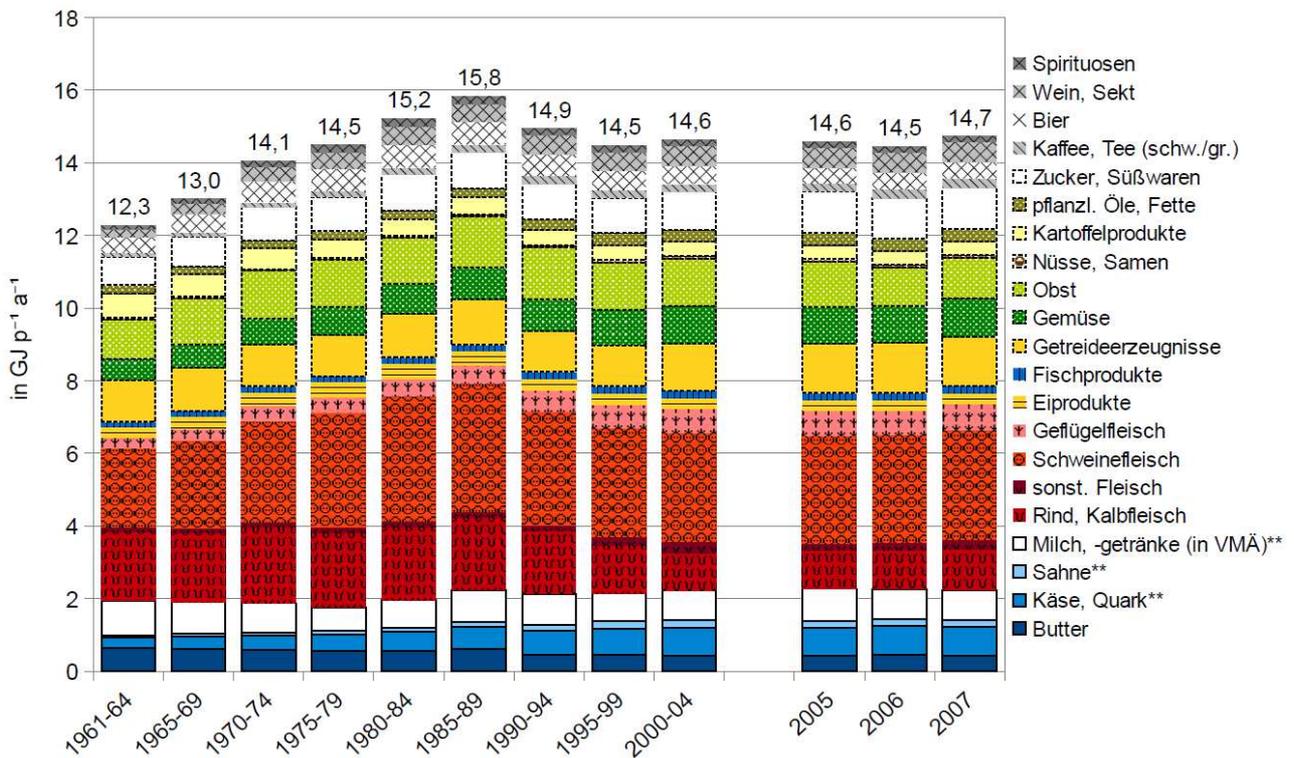
* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken
 ** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 145. Phosphorbedarf der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

3.8.7 Ernährungsbedingter Primärenergieverbrauch von 1961-2007

Abb. 146 fasst die Ergebnisse zum ernährungsbedingten kumulierten Primärenergieverbrauch (PEV) von 1961 bis 2007 zusammen. Dabei ist der Verlauf des Gesamtverbrauchs mit den Entwicklungen der anderen Umweltindikatoren (Ausnahme: blaues Wasser) vergleichbar. Allerdings fällt der Rückgang nach dem Maximum in den Jahren 1985-89 um 8% deutlich geringer aus. Dieser geringere Rückgang ist dem Umstand geschuldet, dass dem Konsum von pflanzlichen Nahrungsmitteln und Getränken primärener-

getisch innerhalb der betrachteten Systemgrenzen *cradle-to-store* eine größere Bedeutung zukommt. Daher wurden Rückgänge im PEV, maßgeblich durch einen verringerten Verbrauch von Rind-/Kalbfleisch, teilweise durch einen gestiegenen Konsum pflanzlicher Produkte konterkariert.



* bis 1989 als gewichtetes Mittel des Verbrauchs in beiden deutschen Republiken

** gemäß FAO-Klassifizierung für Milchprodukte, VMÄ = Vollmilchäquivalent

Abb. 146. Primärenergieverbrauch (PEV) der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*

3.9 Umweltwirkungen auf Basis der Ersten Nationalen Verzehrsstudie (1985-1989)

In diesem Kapitel des Ergebnisteils der Arbeit soll ein spezifischer Rückblick auf die Umwelteffekte der Ernährung in den Jahren 1985-1989 gegeben werden. Ein Vergleich mit diesem Zeitraum bot sich aus zweierlei Hinsicht an. Einerseits wurde in diesem Zeitraum die Erste Nationale Verzehrsstudie **in den alten Bundesländern** (NVS I, KÜBLER ET AL. 1995) erhoben (vgl. Tab. 9, S. 38), zum anderen wurden in dieser Zeit die höchsten ernährungsbedingten Umwelteffekte innerhalb des untersuchten Zeitraums von 1961 bis 2007 festgestellt. Aus Sicht der NVS I ist dabei die Tatsache interessant, dass im Rahmen der Umweltbilanzierung bevölkerungsgruppenspezifische Verzehrswerte betrachtet werden können. Dazu mussten die Verzehrsdaten der NVS I, die als *public-use-file* zur Verfügung standen (ADOLF 1994), derart an die Verzehrsdaten aus der NVS II angepasst werden, dass ein Vergleich möglich war. **Im Folgenden werden die Verzehrsmengen nach Geschlecht miteinander verglichen.** Dafür wurde die untersuchte Altersspanne in der NVS I (4 - > 80 Jahre) an die der NVS II (14 - 80 Jahre) angepasst. Ein Großteil der Verzehrsdaten aus der NVS II musste aus dem entsprechenden Ergebnisbericht (MRI 2008a) entnommen werden, da zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit keine exakteren Daten zur Verfügung standen (vgl. Kapitel 2.3.1, S. 37 bzgl. der damit verbundenen Restriktionen). Genauere Daten lagen für Butter sowie Fleisch- und Wurstprodukte (nach Tierarten) als *scientific-use-file* vor.

In Tab. 67 werden die Verzehrsunterschiede von Männern und Frauen auf Basis der NVS I und der NVS II deutlich gemacht. Maximale und minimale prozentuale Abweichungen wurden dabei grau hinterlegt.

Grafisch werden die prozentualen Verzehrsunterschiede in Abb. 147 dargestellt. Neben den geschlechtsspezifischen Differenzen wurde zudem der Mittelwert der Unterschiede angegeben, der als gewichtetes arithmetisches Mittel des Vorkommens von Männern und Frauen in Deutschland in den Jahren 1985-89 und 2006 bestimmt wurde (Destatis 2007a, Destatis 2012b). Aufgrund der Nichtvergleichbarkeit von 'Kräuter-, Früchtetee, Kaffeeersatz' wurde der Unterschied in dieser Produktgruppe nicht dargestellt. Bei Mineralwasser wird lediglich der Unterschied der Mittelwerte dargestellt, da keine geschlechtsspezifischen Werte für die NVS II vorlagen.

Tab. 67. Nahrungsmittel- und Getränkeverzehr nach Geschlecht auf Basis der NVSI (1985-88) und der NVSII (2006) in der Altersspanne der 14-80 Jährigen

	Verzehr Männer			Verzehr Frauen			Gewichtetes Mittel		
	NVSI in kg a ⁻¹ p ⁻¹	NVSII in kg a ⁻¹ p ⁻¹	Abwei- chung in %	NVSI in kg a ⁻¹ p ⁻¹	NVSII in kg a ⁻¹ p ⁻¹	Abwei- chung in %	NVSI in kg a ⁻¹ p ⁻¹	NVSII in kg a ⁻¹ p ⁻¹	Abwei- chung in %
Butter	7,9	5,7	-29%	6,5	3,7	-43%	7,2	4,7	-35%
Käse, Quark	14,5	17,8	22%	13,6	17,0	25%	14,1	17,4	24%
Milcherzeugnisse	19,0	29,4	55%	22,3	34,2	53%	20,7	31,8	54%
Milch, -getränke	45,6	49,9	9%	34,0	37,8	11%	39,6	43,8	11%
Rind-, Kalbfleisch	17,8	9,6	-46%	12,3	5,0	-60%	14,9	7,3	-51%
sonst. Fleisch	1,4	1,4	0%	1,0	0,7	-30%	1,2	1,1	-12%
Schweinefleisch	40,9	29,3	-28%	27,1	14,8	-46%	33,8	22,0	-35%
Geflügelfleisch	8,9	11,5	29%	6,7	7,4	10%	7,8	9,4	21%
Eiprodukte	12,4	7,7	-38%	10,3	6,2	-40%	11,3	6,9	-39%
Fische, Krustentiere	6,8	10,6	56%	5,4	8,4	54%	6,1	9,5	56%
Getreideerzeugnisse	106,6	113,9	7%	82,3	87,6	6%	94,1	100,6	7%
Gemüse	54,1	82,9	53%	51,5	90,5	76%	52,8	86,7	64%
Soja-, Hefeprodukte	0,3	0,7	133%	0,4	1,1	192%	0,3	0,9	165%
Obst	34,0	84,0	147%	40,7	101,5	149%	37,5	92,8	148%
Nüsse, Samen	0,7	1,5	101%	0,6	1,2	93%	0,7	1,3	97%
Kartoffelprodukte	44,1	34,3	-22%	35,3	26,6	-25%	39,6	30,4	-23%
pflanzliche Öle, Fette	7,8	4,7	-39%	6,1	3,7	-40%	6,9	4,2	-39%
Zucker, Süßwaren	14,7	20,1	37%	13,4	17,5	30%	14,0	18,8	34%
Mineralwasser*	47,3			60,1			53,9	141,3	162%
Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare	69,9	190,2	172%	58,0	124,5	115%	63,8	157,1	146%
Kräuter-, Früchtetee, Kaffeeer- satz**	15,2	54,4		19,7	116,1		17,5	85,5	388%
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	157,2	208,4	33%	157,6	184,7	17%	157,4	196,5	25%
Bier	137,4	92,3	-33%	30,0	14,2	-53%	81,9	53,0	-35%
Wein, Sekt	19,9	17,2	-14%	18,4	13,9	-25%	19,1	15,5	-19%
Spirituosen	1,7	2,0	20%	1,1	0,9	-15%	1,4	1,5	7%

hellgrau markiert: maximale Verringerung gegenüber NVS I (Verzehr 1985-89)

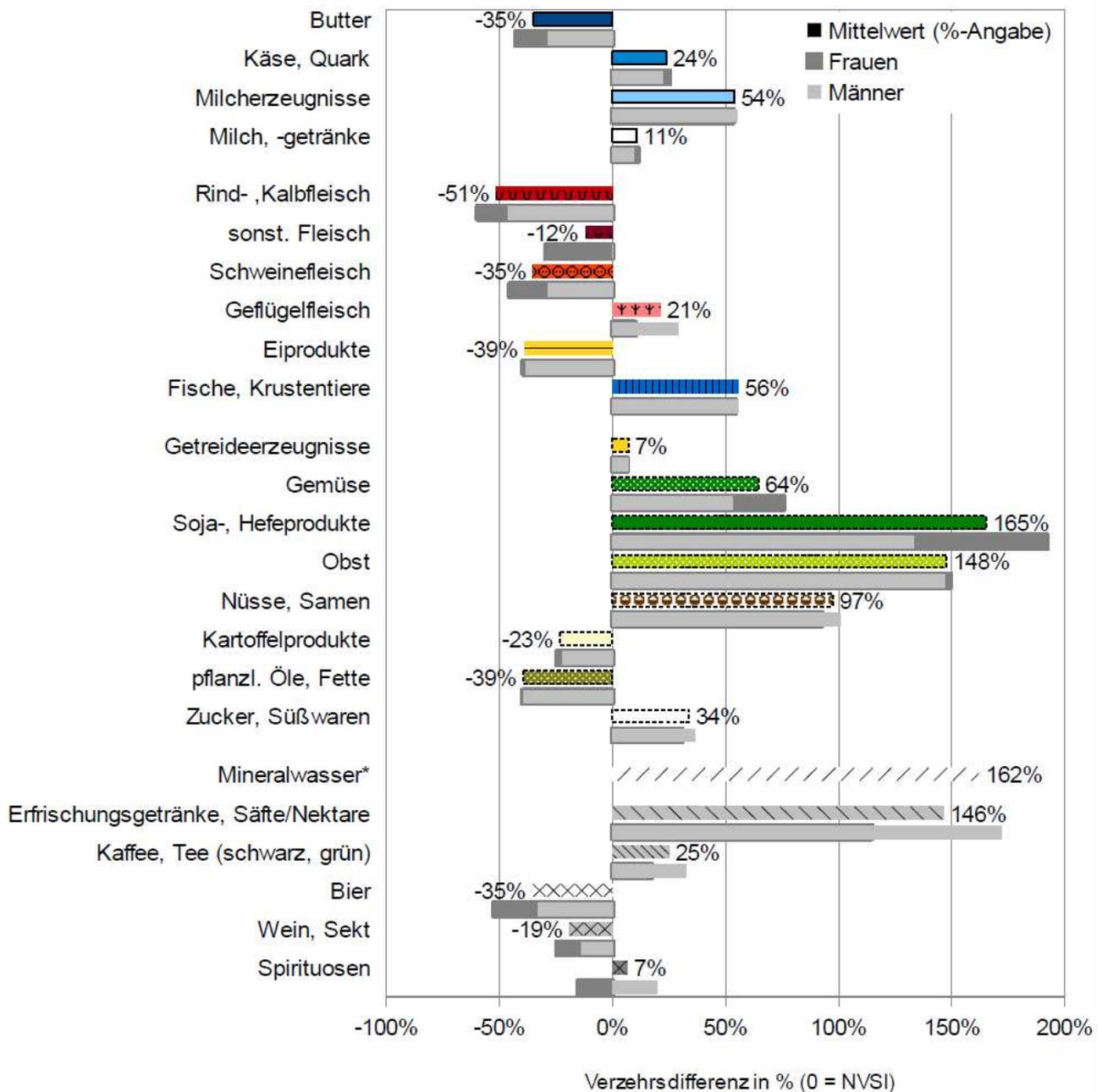
dunkelgrau markiert: maximale Steigerung gegenüber NVS I (Verzehr 1985-89)

* in NVSII (MRI 2008a) nicht separat ausgewiesen

** Ergebnisse aus NVSI und NVSII nicht vergleichbar, da in NVSI auch Kaffeeersatz unter dieser Gruppe subsumiert wurde

Mit Ausnahme der Spirituosen zeigten alle Veränderungen von Männern und Frauen in ihrem Verzehrverhalten in die gleiche Richtung. Dabei wurden Verzehrsteigerungen vor allem beim Obst, beim Gemüse, bei Nüssen/Samen sowie bei den Milchprodukten (ohne Butter), Fischprodukten, beim Geflügelfleisch und bei Zucker/Süßwaren festgestellt, wobei die Frauen in der Regel überdurchschnittliche Verzehrszunahmen verzeichneten (mit Ausnahmen bei Nüssen & Samen, Zucker/Süßwaren und beim Geflügelfleisch).

Verringerte Verzehrsmengen und damit negative Verzehrunterschiede wurden vornehmlich bei Butter, Rind-/Kalbfleisch, Schweinefleisch, Eiprodukten sowie Kartoffelprodukten und pflanzlichen Fetten/Ölen beobachtet. Auch dabei wiesen wiederum Frauen in der Regel größere Differenzen auf, was darauf hindeutet, dass Frauen innerhalb des Vergleichszeitraums ihr Verzehrverhalten stärker geändert haben als Männer.



* Bei Mineralwasser wird lediglich die Differenz der Mittelwerte dargestellt, da keine geschlechtsspezifischen Werte vorlagen (vgl. Kap., S. 168).

Abb. 147: Prozentuale Verzehrunterschiede auf Basis der NVSII mit der NVSI nach Geschlecht und Mittelwert

Bei den Getränken wurden verringerte Trinkmengen bei Bier und Wein/Sekt beobachtet, wobei auch hier bei den Frauen stärkere Rückgänge zu verzeichnen waren. Deutliche Verzehrszunahmen fanden dagegen bei Mineralwasser, Erfrischungsgetränken und Säften/Nektaren sowie Kaffee und Tee (grün, schwarz) statt, wobei hier Männer überdurchschnittliche Zunahmen zeigten. Beim Spirituosenverzehr zeigten Männer, im Gegensatz zu den Frauen, leichte Zunahmen. Bei der Interpretation des Getränkevergleichs sollte berücksichtigt werden, dass sich der heiße Sommer 2006 vermutlich in den Trinkmengen wi-

dergespiegelt hat. Dazu im Ergebnisbericht der NVSII (MRI 2008a, S. XXIII): „*Vor allem Wasser und Obstsäfte/Nektare werden vermehrt getrunken, seltener hingegen Kräuter- und Früchtetees.*“

3.9.1 Umweltbilanzierung

Ausgehend von den in Tab. 67 (S. 291) genannten Verzehrdaten wurden entsprechende Umwelteffekte ermittelt. Die durchschnittlichen Umweltwirkungen der Ernährung in den Jahren 1985-89 und 2006 wurden bereits im letzten Kapitel innerhalb der Jahre von 1961 bis 2007 vorgestellt. Ziel der Umweltbilanzierung war es nun, zu bestimmen, wie stark Männer und Frauen zu den Veränderungen der ernährungsbedingten Umwelteffekte beitrugen. Zudem sollte der Einfluss veränderter Verluste in der Land- und Ernährungswirtschaft sowie Abfälle im Handel und im Haushalt im Jahr 2006 gegenüber den Jahren 1985-89 untersucht werden.

Da eine derartige Abgrenzung mit FAO-Daten nicht möglich ist, wurde auf entsprechende Zahlen aus dem agrarstatistischen Jahrbuch zurückgegriffen (BML StatJB 1991) und damit nach der gleichen Methode wie in Kap. 3.3 (S. 168ff) verfahren. Für die Jahre 1985-89 wurden 5-Jahresmittel gebildet. Entsprechende Umrechnungsfaktoren, die das Verhältnis von Verzehr zu Verbrauch/Versorgung in den Jahren 1985-89 widerspiegeln, werden in Tab. 68 den Faktoren für das Jahr 2006 gegenübergestellt. Werte näher 1 sind fett markiert und deuten auf eine geringere Differenz zwischen Verzehr und Verbrauch bzw. Versorgung hin. Problematisch ist dabei die Tatsache, dass nicht nur tatsächliche Differenzen in verschiedenen Faktoren resultieren, sondern auch unterschiedliche Methoden bei der Datenerhebung und -generierung zu Verzerrungen und damit Einschränkungen führen können.

Mit Ausnahme von Milcherzeugnissen, Milchgetränken und Fischprodukten sind die Umrechnungsfaktoren bei den tierischen Produkten für die Jahre 1985-89 höher, was auf einen höheren Ausnutzungsgrad und damit geringere Verluste in der Wertschöpfungskette und im Haushalt im Vergleich zu 2006 hinweist. Stattdessen sind bei den pflanzlichen Produkten eher die Umrechnungsfaktoren für 2006 höher, was auf geringere Verluste in diesem Jahr hindeutet. Allerdings kommen weitere Faktoren für einen Teil der Differenzen in Frage (siehe Anmerkungen in Tab. 68), die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden sollten.

Tab. 68. Verzehrs-, Verbrauchs- und Versorgungsmengen sowie Umrechnungsfaktoren für die Jahre 1985-89 (NVSI) und 2006 (NVSI)

	2006			Umrechnungs- faktor = Verzehr / Ver- brauch bzw . Versorgung	1985-89			Umrechnungs- faktor = Verzehr / Ver- brauch bzw . Versorgung	Anmerkungen
	Verzehr	Verbrauch	Versorgung		Verzehr	Verbrauch	Versorgung		
	in kg p ⁻¹ a ⁻¹				in kg p ⁻¹ a ⁻¹				
Butter	4,7	6,6		0,71	7,2	7,9		0,91	
Käse, Quark	17,4	23,2		0,75	14,1	16,9		0,83	
Milcherzeugnisse	31,8	42,1		0,76	20,7	36,5		0,57	
Milch, -getränke	43,8	62,6		0,70	39,6	67,4		0,59	
Rind-, Kalbfleisch	7,3	11,9		0,61	14,9	24,6		0,61	
Schweinefleisch	22,0	54,5		0,40	33,8	64,2		0,53	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Schlachtge- wicht
Geflügelfleisch	9,4	16,7		0,56	7,8	11,2		0,70	
sonst. Fleisch	1,1	2,7		0,39	1,2	2,6		0,48	
Eiprodukte	6,9	12,9	13,0	0,53	11,3	16,2	16,3	0,69	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Schalengewicht
Fische, Krustentiere	9,5	15,5		0,61	6,1	12,6		0,48	Verbrauch/Versorgung bezieht sich auf Fanggewicht
Getreideprodukte	100,6	104,3	108,0	0,93	94,1	81,8	92,3	1,02	
Gemüse	86,7	86,5	100,0	0,87	53,1	69,1	80,4	0,66	Verbrauch/Versorgung bezieht sich lediglich auf Marktbstbau, seit 2002 werden Erntemengen aus Klein-, und Hausgärten sowie aus Streubstbau im Statistischen Jahrbuch (BMELV StatJB 2009) nicht mehr geführt.
Obst (ohne Getränke)	92,8	90,0	93,8	0,99	37,5	65,6	69,2	0,54	
Nüsse, Samen	1,3	4,1	4,2	0,32	0,7	3,6	3,6	0,18	Underreporting beim Verzehr wahrscheinlich
Kartoffelprodukte	30,4	63,1	74,0	0,41	39,6	73,6	87,3	0,45	
Pflanzl. Öle, Fette	4,2	10,8		0,39	6,9	12,1		0,57	Underreporting beim Verzehr wahrscheinlich
Zucker, Süßwaren	18,8	31,5		0,60	14,0	30,0		0,47	inkl. Kakao, Speiseeis und pflanzl. Fette/Öle
Mineralwasser	406,8	141,3		2,88	53,9	68,9		0,78	NVSI: bezieht sich auf Gesamtwasseraufnahme, NVSt bezieht sich explizit auf Mineralwasser
Erfrischungsgetränke, Säfte/Nektare	157,1	156,7		1,00	63,8	106,4		0,60	
Kräuter-, Früchtetee*	85,5	50,4		1,70	17,5	-		0,76	Als Grund für den ungewöhnlich hohen Getränkekon- sum im Jahr 2006 wird in der NVSI (MRI 2008a) der hei- ße Sommer genannt.
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	196,5	190,5		1,03	157,4	207,6		0,76	
Bier	53,0	116,1		0,46	81,9	145,0		0,57	Underreporting beim Verzehr wahrscheinlich
Wein, Sekt	15,5	25,2		0,61	19,1	25,5		0,75	
Spirituosen	1,5	5,7		0,26	1,4	7,7		0,18	Underreporting beim Verzehr wahrscheinlich
Quellen	MRI 2008a	BMELV StatJB 2009		Adolf 1994, Küb- ler et al. 1995	BML StatJB 1991				

* in NVSI inkl. Kaffeeersatz; In BML StatJB (1991) ist Kräuter-/Früchtetee nicht separat erfasst, daher wurde der Umrechnungsfaktor von Kaffee, Tee (schwarz, grün) übertragen.

Fett dargestellt sind die Umrechnungsfaktoren näher 1 (=geringere Differenz zwischen Verzehr und Verbrauch/Versorgung)

Nach der Umrechnung des Verzehrs in die entsprechenden Verbrauchs- bzw. Versorgungsmengen in den Jahren 1985-89 und 2006 konnten die ernährungsbedingten Umwelteffekte von Männern und Frauen bestimmt werden. Dazu wurden die entsprechenden Umweltprofilaten aus Kap. 3.1 (S. 80ff.) verwendet. Da die in der NVSI gebildete Produktgruppe 'Kräuter-, Früchtetee, Kaffeeersatz' nicht disaggregiert untersucht werden konnte, wurde für diese Gruppe mit den Umweltprofilaten der NVSII-Gruppe 'Kräuter-, Früchtetee' gerechnet. In Tab. 69 werden die Ergebnisse dieser Betrachtung vorgestellt. Maximale Abweichungen der Umwelteffekte im Jahr 2006 gegenüber 1985-89 sind dabei grau hinterlegt.

Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser zeigten alle Umweltindikatoren der Jahre 1985-89 gegenüber 2006 deutliche Rückgänge (Tab. 69, letzte Spalte): am stärksten beim Phosphorbedarf, den Ammoniakemissionen und dem Flächenbedarf, gefolgt von den Treibhausgasemissionen und dem Energieverbrauch. Dabei zeigten die Frauen bei allen Indikatoren, im Gegensatz zu den Männern, überdurchschnittliche Verminderungen. Steigerungen wurden lediglich beim Bedarf an blauem Wasser beobachtet, mit einem überdurchschnittlichen Anstieg bei den Männern.

Tab. 69. Ernährungsbedingte Umwelteffekte von Männern und Frauen auf Basis der ersten und zweiten nationalen Verzehrsstudie

		Männer (14-80)			Frauen (14-80)			Gewichtetes Mittel		
		NVS I 1985-89	NVS II 2006	Abwei- chung in %	NVS I 1985-89	NVS II 2006	Abwei- chung in %	NVS I 1985-89	NVS II 2006	Abwei- chung in %
Treibhausgasemissionen	in t CO _{2e} p ⁻¹ a ⁻¹	2,8	2,7	-4,5%	2,1	1,9	-11,8%	2,5	2,3	-7,4%
Ammoniakemissionen	in kg p ⁻¹ a ⁻¹	8,7	7,9	-8,6%	6,5	5,3	-18,8%	7,6	6,6	-12,7%
Flächenbedarf	in m ² p ⁻¹ a ⁻¹	2999	2765	-7,8%	2262	1896	-16,2%	2618	2327	-11,1%
Wasserbedarf (blau)	in m ³ p ⁻¹ a ⁻¹	30,9	35,0	13,2%	27,0	29,7	10,2%	28,9	32,4	12,0%
Phosphorbedarf	in kg p ⁻¹ a ⁻¹	8,9	7,9	-11,1%	6,7	5,5	-18,7%	7,8	6,7	-14,1%
Primärenergieverbrauch	in GJ p ⁻¹ a ⁻¹	17,2	17,3	0,6%	13,2	12,5	-5,2%	15,1	14,9	-1,6%

grau markiert: maximale Veränderung gegenüber NVS I (1985-89)

Ein Vergleich der gewichteten Mittelwerte aus Tab. 69 mit den ernährungsbedingten Umwelteffekten der langen Reihe von 1961-2007 im letzten Kapitel zeigte eine hohe Übereinstimmung der Werte, wobei sich geringfügige Abweichungen einerseits aus den verschiedenen Produktkategorien ergeben. Auf der anderen Seite erklären sich Abweichungen aus der Tatsache, dass in der langen Reihe auch für die Jahre 1985-89 und das Jahr 2006 mit Verbrauchsdaten der FAO gerechnet wurde, die sich geringfügig von entsprechenden Nationaldaten unterscheiden, obwohl die FAO-Daten aus diesen generiert wurden (vgl. FAO (2001) bezüglich der Datenqualität in Versorgungsbilanzen).

Neben veränderten Verzehrsmustern in den Jahren 1985-89 und 2006 konnte letztlich durch die Verwendung produktspezifischer Umrechnungsfaktoren (Verzehr, Verbrauch, Versorgung) der Einfluss von **Nahrungsverlusten und Nahrungsabfällen** entlang der Wertschöpfungskette ernährungsökologisch untersucht werden. Neben effizienzsteigernden Maßnahmen (technische Innovationen etc.) und veränderten Verzehrweisen, stellen verringerte Nahrungsverluste und -abfälle eine entscheidende Strategie dar, die zu einer konsistenten Umweltentlastung im Agrar- und Ernährungssystem beitragen kann. Effizienzsteigernde Maßnahmen und deren Einfluss auf die Umwelteffekte innerhalb der letzten 20 Jahre wurden jedoch aus zeitlichen und kapazitären Gründen im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht. WEIDEMA ET AL. (2008) und MCMICHAEL ET AL. (2007) kommen jedoch zu dem Schluss, dass das Umweltentlastungspotential von technischen Maßnahmen, und hierzu zählen diese bereits verringerte Verluste und Abfälle, unter 20% liegt.

In der folgenden Abb. 148 werden die Einflüsse der Verzehrweise und veränderter Verluste/Abfälle auf entsprechende Umwelteffekte dargestellt. Wie in Tab. 10 (S. 40) erwähnt, fallen Nahrungsmittelverluste nach der Ernte und in der Ernährungswirtschaft an. Abfälle entstehen im Haushalt, aber auch in der Außerhausverpflegung und im Lebensmittelgroß- und Einzelhandel. In der Abbildung dient das Jahr 2006 als Vergleichsbasis. Zudem werden geschlechtsspezifische Abweichungen dargestellt, um Veränderungstendenzen differenzierter betrachten zu können.

Aus Abb. 148 geht hervor, dass ein Großteil der Veränderungen bei allen Umweltindikatoren auf einen veränderten Verzehr zurückzuführen ist. Der Einfluss der Nahrungsverluste und -abfälle war demgegenüber nicht nur deutlich geringer, sondern auch größtenteils entgegengesetzt, was auf höhere Verlust- und Abfallraten im Jahr 2006 und damit höhere Umweltbelastungen (Ausnahme: blaues Wasser) hindeutet. Beim Wasserbedarf ist die Entwicklung innerhalb der letzten 20 Jahre umgekehrt. Neben der Tatsache, dass eine Zu-

nahme im Bedarf an blauem Wasser beobachtet wurde, ist diese maßgeblich auf eine veränderte Verzehrweise mit einem gesteigerten Verbrauch von v.a. Obst, Gemüse sowie Nüssen und Samen zurückzuführen. Vor allem beim Obst und Gemüse haben jedoch geringere Abfälle in der Wertschöpfungskette gegenüber 1985-89 dazu geführt, dass der Mehrbedarf teilweise ausgeglichen wurde. Niedrigere Abfallraten könnten speziell bei diesen Produkten darauf zurückzuführen sein, dass mit Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in der EU Anfang der 1990er Jahre Überproduktionskapazitäten sukzessive abgebaut wurden. Andererseits könnte die Einführung der Handelsklassen und Vermarktungsnormen in den 1980er und 90er Jahren in der EU erklären, warum gerade umweltbelastende Effekte aus Nachernte- und Verarbeitungsverlusten bei allen Indikatoren geringfügig zunahmen.

Hinsichtlich der Differenzierung zwischen Männern und Frauen wurde in der Abbildung lediglich der Effekt der unterschiedlichen Verzehrsmuster untersucht. Daten zu geschlechtsspezifischen Nahrungsmittelabfällen lagen nicht vor. Um den Einfluss unterschiedlicher ernährungsphysiologischer Anforderungen von Männern und Frauen (unterschiedlicher Leistungs- und Grundumsatz etc.) bei diesem Vergleich auszuschließen, da dies zu Ergebnisverzerrungen geführt hätte, wurde für beide Verzehrsmuster je Betrachtungszeitraum die gleiche mittlere Energieaufnahme angenommen (1985-89: $2.172 \text{ kcal p}^{-1} \text{ d}^{-1}$, 2006: $2.271 \text{ kcal p}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Somit konnte innerhalb der Betrachtungszeiträume der ausschließliche Effekt der Verzehrsmuster untersucht werden. Interessant ist dabei zudem die Tatsache, dass die durchschnittliche Energieaufnahme im Jahr 2006 ca. $100 \text{ kcal p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ höher als 1985-89 war. Dieser Umstand wurde jedoch ernährungsökologisch nicht explizit untersucht.

Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser sind die Differenzen der ernährungsbedingten Umwelteffekte zwischen Männern und Frauen in den Jahren 1985-89 gegenüber 2006 geringer. Somit sind ernährungsbedingte Veränderungen der Umwelteffekte innerhalb der letzten 20 Jahre eher auf einen veränderten Verzehr der Frauen zurückzuführen, was sich mit Ausnahme des Wasserbedarfs ökologisch positiv ausgewirkt hat.

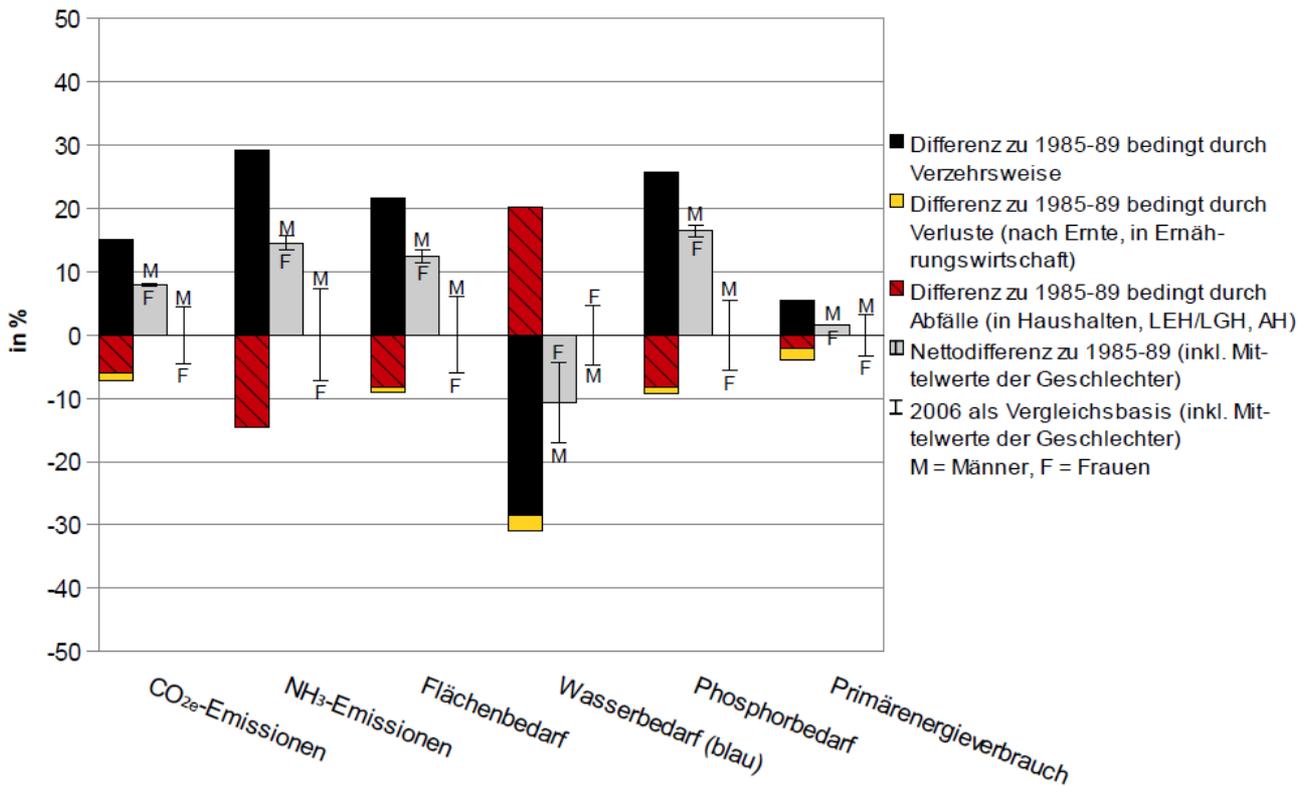


Abb. 148. Prozentuale Veränderungen der Umwelteffekte in den Jahren 1985-89 gegenüber 2006⁷³ (inkl. Geschlechter sowie des Einflusses des Verzehrs sowie von Nahrungsverlusten und -abfällen)

3.9.2 Zwischenfazit

Werden die Ergebnisse dieses Kapitels, nämlich des Vergleichs der Umweltwirkungen der NVSI mit der NVSII, im Kontext der Einsparpotentiale, die sich aus den Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen ergeben, gesehen, wird folgendes ersichtlich: in Anbetracht der in dieser Arbeit ausgewerteten soziodemographischen Faktoren sind einerseits die größten Einsparpotentiale bei der männlichen Bevölkerung vorhanden (vgl. Tab. 65, S. 279). Andererseits sind jedoch gerade die Männer, was die Veränderung ihrer Ernährungsmuster und daran gekoppelter Umwelteffekte im Vergleich der letzten 20 Jahre anbetrifft, veränderungsresistenter. Werden konsumentenorientierte Empfehlungen und Handlungsstrategien im Bereich der Ernährung ausgearbeitet, sollte dieser Umstand berücksichtigt werden.

Zudem trugen die höheren Verlustraten gerade bei ressourcenintensiv produzierten Nahrungsmitteln im Jahr 2006 gegenüber 1985-89 dazu bei, dass die Umwelt unnötig belastet

⁷³ Abb. 148 ist nur bedingt mit Abb. 2 (S. 10) vergleichbar, da in letzterer ein schmaleres Produktspektrum als Basis diente, um ein Vergleich mit den Empfehlungen und Ernährungsweisen zu ermöglichen.

wurde. Obwohl mit dem in dieser Arbeit elaborierten Ansatz nicht exakt bestimmt werden kann, an welcher Stelle in der Wertschöpfungskette die Verluste bzw. Abfälle auftreten, konnte gezeigt werden, dass durch eine Reduzierung von Nahrungsmittelabfällen (in Haushalten, im LEH/LGH und in der Außerhaus-Verpflegung) die höchsten Umweltentlastungspotentiale ausgeschöpft werden könnten. Jüngere Arbeiten, bspw. KRANERT ET AL. (2012), könnten genutzt werden, um die Umweltentlastungspotentiale von vermeidbaren Nahrungsmittelabfällen akteursspezifischer zu untersuchen.

3.10 Sensitivitätsanalyse

Um die in dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse auf ihre Robustheit zu überprüfen, wurden die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse unterzogen. Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen in Ökobilanzen werden numerische bzw. mathematische Methoden von normativen Methoden unterschieden (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Innerhalb des numerisch/ mathematischen Ansatzes kann wiederum eine Unterteilung in folgende Analysemethoden vorgenommen werden (nach HEIJUNGS ET AL. 2005):

- Beitragsanalyse (*contribution analysis*)
- Perturbationsanalyse (*perturbation analysis*)
- Unsicherheitsanalyse (*uncertainty analysis*)
- vergleichende Analyse (*comparative analysis*)
- Unterscheidbarkeitsanalyse (*discernibility analysis*).

In Anbetracht fehlender bzw. nicht ausreichender, statistisch auswertbarer Zusatzinformationen (über Verteilungsart, Varianz, Standardabweichung etc.) der dieser Arbeit zugrunde liegenden Daten im Ernährungs- und Umweltbereich wurde im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung eine **Perturbationsanalyse** durchgeführt. Alle anderen Analysearten wurden aufgrund mangelnder Durchführbarkeit nicht weiter verfolgt. Perturbationsanalysen wurden bereits in den vergleichbaren Arbeiten von TAYLOR (2000) und FAIST (2000) durchgeführt, wobei Perturbationen, d.h. Einflusschwankungen oder Störungen, in Höhe von 50% bei TAYLOR (2000) und 100% bei FAIST (2000) untersucht wurden. Perturbationsanalysen zeichnen sich dadurch aus, dass diese die Beeinflussung des Endergebnisses durch definierte Schwankungen der einzelnen Parameter im Bilanzierungsmodell analysieren. Entscheidend ist dabei nicht die Höhe der definierten Perturbation, sondern lediglich deren relative Differenz zur Variation des Endergebnisses. Aus diesem Grund wurde in der Perturbationsanalyse eine Schwankungsbreite der Eingangsparameter von 50% (+25% und -25%) angesetzt.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse werden in Tab. 70 vorgestellt. In Abhängigkeit des betrachteten Umweltindikators und des betrachteten Ernährungsszenarios sind Einflusschwankungen zwischen $\pm 0\%$ und $\pm 25\%$ erkennbar, wobei $\pm 0\%$ auf keine und $\pm 25\%$ auf eine volle Sensitivität hinweist. Höchst empfindlich auf Veränderungen der Eingangsparameter in der landwirtschaftlichen Produktion reagieren dabei die Ammoniakemissionen, der Phosphorbedarf und der Flächenbedarf (Sensitivität: $\pm 25\%$).

Tab. 70. Sensitivitätsanalyse (Perturbationsanalyse mit $\pm 25\%$ Variation der Eingangsparmeter)

	NVSI 1985-89	NVSI 2006	DGE (D-A-CH)	UGB	ovo-lacto- vegetarisch	vegan
Treibhausgasemissionen						
Landwirtschaftliche Erzeugung	$\pm 19\%$	$\pm 18\%$	$\pm 17\%$	$\pm 16\%$	$\pm 16\%$	$\pm 10\%$
dar. dLUC, LU	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 2\%$
dar. Vorleistungen	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 1\%$
dar. Landw. direkt	$\pm 12\%$	$\pm 11\%$	$\pm 11\%$	$\pm 11\%$	$\pm 11\%$	$\pm 7\%$
Verarbeitung	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 4\%$	$\pm 6\%$
Handel, Transport	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 3\%$	$\pm 3\%$	$\pm 4\%$	$\pm 6\%$
Verpackung	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$	$\pm 4\%$
Ammoniakemissionen						
Landwirtschaftliche Produktion	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$
Flächenbedarf						
Landwirtschaftliche Produktion	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$
dar. Acker	$\pm 15\%$	$\pm 17\%$	$\pm 18\%$	$\pm 18\%$	$\pm 17\%$	$\pm 20\%$
dar. Grünland	$\pm 7\%$	$\pm 6\%$	$\pm 6\%$	$\pm 5\%$	$\pm 5\%$	$\pm 0\%$
dar. Dauerkultur	$\pm 3\%$	$\pm 2\%$	$\pm 1\%$	$\pm 1\%$	$\pm 3\%$	$\pm 4\%$
Verpackung	$\pm 0\%$	$\pm 0\%$	$\pm 0\%$	$\pm 0\%$	$\pm 0\%$	$\pm 0\%$
Wasserbedarf (blau)						
Landwirtschaftliche Produktion	$\pm 20\%$	$\pm 21\%$	$\pm 18\%$	$\pm 17\%$	$\pm 22\%$	$\pm 22\%$
Verarbeitung	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 5\%$	$\pm 6\%$	$\pm 2\%$	$\pm 2\%$
Verpackung	$\pm 1\%$	$\pm 1\%$	$\pm 1\%$	$\pm 2\%$	$\pm 1\%$	$\pm 1\%$
Phosphorbedarf						
Landwirtschaftliche Produktion	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$	$\pm 25\%$
Primärenergieverbrauch						
Landwirtschaftliche Produktion	$\pm 14\%$	$\pm 13\%$	$\pm 12\%$	$\pm 10\%$	$\pm 9\%$	$\pm 6\%$
dar. Vorleistungen	$\pm 9\%$	$\pm 8\%$	$\pm 7\%$	$\pm 6\%$	$\pm 5\%$	$\pm 3\%$
dar. Landw. direkt	$\pm 5\%$	$\pm 5\%$	$\pm 5\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 3\%$
Verarbeitung	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 5\%$	$\pm 6\%$
Handel, Transport	$\pm 3\%$	$\pm 5\%$	$\pm 6\%$	$\pm 6\%$	$\pm 7\%$	$\pm 9\%$
Verpackung	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 4\%$	$\pm 5\%$

dLUC, LU = Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (*direct land use change*, dLUC) und Landnutzung (*land use*, LU)

dar. = darunter, Landw. = Landwirtschaft

Im Gegensatz zum Phosphorbedarf, bei dem lediglich der Einsatz in der Landwirtschaft in der Arbeit betrachtet wurde⁷⁴, ist die hohe Sensitivität bei den Ammoniakemissionen darauf zurückzuführen, dass die Verarbeitung, Handel/Transport sowie die Herstellung der Verpackungsmaterialien keine nennenswerten Ammoniakemissionen verursachen.

74 Der Phosphoreinsatz im Ernährungsgewerbe (bspw. in der Wurstwarenherstellung) wurde in dieser Arbeit nicht betrachtet.

Variierende Sensitivitäten wurden bei den anderen Indikatoren beobachtet, wobei dem Bereich der landwirtschaftlichen Erzeugung in der Regel die größte Bedeutung zukommt. Bei den Treibhausgasemissionen und dem Primärenergieverbrauch (PEV) wurde zudem zwischen Vorleistungen und der direkten landwirtschaftlichen Verursachung differenziert. Beim PEV reagieren die Inputdaten der Vorleistungen sogar sensibler auf mögliche Änderungen als die Inputdaten der eigentlichen landwirtschaftlichen Produktion. Zudem sind bei den Treibhausgasemissionen und dem PEV bei den untersuchten Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen (DGE < UGB < ovo-lacto vegetarisch < vegan) steigende Sensitivitäten im Bereich der Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackung ermittelt worden. Stattdessen gehen, aufgrund einer geringeren Beeinflussung des Gesamtergebnisses, die Sensitivitäten im Bereich der Landwirtschaft zurück.

Um den Einfluss von Fehlern der Inputdaten möglichst gering zu halten, ergeben sich daraus für die betrachteten Ernährungsszenarien generell unterschiedliche Konsequenzen:

- möglichst hohe Datenqualität für den Bereich der landwirtschaftlichen Produktion bei den konventionellen Ernährungsweisen (NVS I, NVS II), da der Bereich der Landwirtschaft ökologisch am schwersten wiegt,
- möglichst hohe Datenqualität für alle Prozessabschnitte (Landwirtschaft, Verarbeitung, Handel/Transport und Verpackungsherstellung) bei den Empfehlungen (DGE, UGB) und Ernährungsweisen (ovo-lacto-vegetarisch, vegan), da zunehmend alle Bereiche gleichermaßen von Bedeutung sind.

Beim Bedarf an blauem Wasser ist bei der Interpretation der Sensitivitätsanalyse der Umstand zu berücksichtigen, dass im Verzehrprofil der DGE und des UGB die bewässerungsintensiven Nüsse und Samen nicht separat untersucht wurden, was die etwas niedrigeren Sensitivitäten im Bereich der landwirtschaftlichen Erzeugung erklärt. Am relevantesten ist jedoch die Tatsache, dass bei der Analyse des Bedarfs an blauem Wasser die höchsten Qualitätsansprüche im Bereich des Wassereinsatzes in der landwirtschaftlichen Produktion gestellt werden müssen, da dieser Bereich im Vergleich zur Verarbeitung oder der Verpackungsherstellung am empfindlichsten auf mögliche Fehler der Inputdaten reagiert.

4 Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Arbeit diskutiert. Dabei werden im ersten Teil der Diskussion die Ergebnisse im Kontext von vergleichbaren Ergebnissen anderer Autoren eingeordnet. Im zweiten Teil dieses Kapitels werden der Arbeit zu Grunde liegende Annahmen und sich daraus ergebende Einschränkungen zusammengefasst, um den Interpretationsspielraum der Ergebnisse zu konkretisieren.

4.1 Vergleich der Ergebnisse

Die Ergebnisse der in der Literaturanalyse genannten Arbeiten (Kap. 1.1, S. 13) werden im Folgenden mit den eigenen Ergebnissen verglichen. Zudem werden besonders diskussionswürdige Punkte herausgegriffen und besprochen.

Werden unterschiedliche Zeit- und Ortsbezüge sowie unterschiedliche Systemgrenzen und Bilanzierungsansätze (LCA, Input-Output-Analyse) in Betracht gezogen, sind die in dieser Arbeit präsentierten Ergebnisse mit denen anderer Autoren vergleichbar. Um die im Folgenden vorgestellten Resultate aus Vergleichsarbeiten besser einordnen zu können, werden die verwendeten Arten von Systemgrenzen kurz zusammengefasst (Kap. 2.2.1, S. 35):

- *cradle-to-gate*: landwirtschaftliche Produktion inkl. Vorkette (dLUC/LU, Düngemittel- und PSM-Produktion, Gebäude- und Maschinenmanagement etc.) bis Hoftor
- *cradle-to-store*⁷⁵: *cradle-to-gate* + Verarbeitung + Verpackung + Transport bis Groß/Einzelhandel und Verkauf der Produkte an Endverbraucher bzw. Gastronomiebetrieb
- *cradle-to-fork*: *cradle-to-store* + Haushaltsphase (Einkauf, Lagerung, Zubereitung im Haushalt bzw. Gastronomiebetrieb)
- *cradle-to-grave*: *cradle-to-fork* + Abfallphase (Abwasserbehandlung, Müllbeseitigung etc.).

4.1.1 Treibhausgasemissionen

MUNOZ ET AL. (2010) ermittelten in einer Ökobilanz den durchschnittlichen Treibhausgasfußabdruck (*carbon footprint*), den ein Spanier pro Jahr hinterlässt. Einschließlich der

⁷⁵ Dieser Untersuchungsrahmen wurde in vorliegender Arbeit gewählt.

Treibhausgasemissionen, die während der Haushalts- und Abfallphase (einschließlich Abwasserbehandlung) anfallen (*cradle-to-grave*), jedoch ohne Berücksichtigung von Emissionen aus direktem Landnutzungswandel (dLUC) und Landnutzung (LU) ermittelten diese einen ernährungsbedingten *carbon footprint* in Höhe von $2,1 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Werden Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung, die in dieser Arbeit explizit mit untersucht wurden, außer acht gelassen, resultiert der durchschnittliche *carbon footprint* der Ernährung in Deutschland im Jahr 2006 in $1,94 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Allerdings wurden in dieser Arbeit die Systemgrenzen *cradle-to-store* gesetzt und damit Umwelteffekte aus der Haushalts- und Abfallphase nicht mit untersucht, wodurch sich die Differenz zu MUNOZ ET AL. (2010) erklären lässt. Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) wurden in dieser Arbeit in Höhe von $0,35 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt ($0,15 \text{ t}$ aus dLUC und $0,2 \text{ t}$ aus LU), was 15% der betrachteten Gesamtemissionen in Höhe von $2,29 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht (Systemgrenzen: *cradle-to-store*!).

JUNGBLUTH ET AL. (2011) kombinierten einen klassischen Ökobilanzansatz mit einer makroökonomischen Input-Output-Analyse (Hybrid-Methode) und untersuchten die Umweltwirkungen des gesamten Konsums in der Schweiz. Dabei bezifferten sie den Anteil der Ernährung auf 17%, was bei 12 t CO_{2e} Gesamtemissionen pro Kopf und Jahr einer Menge von $2,0 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den Bereich der Ernährung entspricht. Allerdings wurden auch von JUNGBLUTH ET AL. (2011) Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung nicht mit untersucht.

Pro Haushalt bilanzierten WIEGMANN ET AL. (2005) in dem Projekt Ernährungswende die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen *cradle-to-fork* in Deutschland mit $4,4 \text{ t CO}_{2e}$ für das Jahr 2000. Legt man die typische Haushaltsgröße von 2,2 Personen pro Haushalt im Jahr 2000 zu Grunde (ebd.), ergibt sich daraus ein *carbon footprint* von $2,0 \text{ t CO}_{2e} \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dabei arbeiteten WIEGMANN ET AL. (2005) mit der Ökobilanzierungssoftware GEMIS.

Andere Vergleichsarbeiten, jedoch mit einem älteren Zeitbezug, sind die von TAYLOR (2000) und CARLSSON-KANYAMA (1998). Einen Ökobilanzansatz anwendend untersuchte TAYLOR (2000) die Treibhausgasemissionen des Ernährungssystems in Deutschland sowie die pro Kopf bezogenen Emissionen verschiedener Ernährungsweisen (Mischkost, Vollwertkost, ovo-lacto-vegetarische Kost) und Produktionsverfahren (konventionell / kontrolliert biologisch). Dabei ermittelte sie innerhalb der Systemgrenzen *cradle-to-fork* für Mischköstler jährliche Treibhausgasemissionen in Höhe von $1,8 \text{ t CO}_{2e}$ pro Kopf. Von CARLSSON-

KANYAMA (1998) wurden verschiedene Ernährungsweisen in Schweden untersucht, mit einer Schwankungsbreite der pro Kopf bezogenen Treibhausgasemissionen von 0,4 bis 3,8 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹. Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung wurden in den drei letztgenannten Arbeiten nicht mit untersucht.

In der folgenden Tab. 71 werden die Ergebnisse verschiedener Autoren zu den nationalen Treibhausgasemissionen im Agrar- und Ernährungsbereich in Deutschland vorgestellt. Betrachtet man die Systemgrenzen *cradle-to-store* und den Umstand, dass in dieser Arbeit Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) mit berücksichtigt wurden, sind die Ergebnisse vergleichbar. Zöge man die Emissionen aus der Haushaltsphase, die in den anderen Arbeiten ermittelt wurden, noch mit hinzu, ergäbe sich eine Summe (*cradle-to-fork*) in Höhe von 216 bis 264 Mio. t CO_{2e} p⁻¹.

Tab. 71. Literaturübersicht - Treibhausgasemissionen im Agrar- und Ernährungsbereich in Deutschland in Mio. t CO_{2e}

Jahresbezug	Enquete-Kommission (1995)	Taylor (2000)*	Quack, Rüdener (2004)	Quack, Rüdener (2007)	BMELV (2008)**	diese Arbeit
	1991	1996	2001	2005	1991 - 2005	2006
in Millionen t CO _{2e}						
dLUC, LU					42	29
dar. dLUC, LU Ausland						15
dar. LU Inland						14
Landwirtschaft, inkl. Vorleistungen (cradle-to-gate)	135	103***	134****		115	108
dar. Vorleistungen					32	21
dar. Landw. direkt					83	87
- Inland						59
- Ausland						28
Verarbeitung	15				11	21
Handel / Transport	22	9			22	14
Verpackung	13	6	9		13	18
Zwischensumme (cradle-to-store)	185	118	143	125	203	189
Haushalt	75	27	36	37	75	
Summe (cradle-to-fork)	260	145	179	162		

* unter Handel / Transport keine Emissionen aus Lagerung und Gebäudeunterhaltung berücksichtigt

** Emissionen aus dLUC/LU, Landw. und Verarbeitung sind produktions- und nicht verbrauchsbezogen; Emissionen aus Handel, Transport, Verpackung und Haushalt von Enquete-Kommission (1995) übernommen

*** inkl. Emissionen aus Verarbeitung

**** inkl. Emissionen aus Verarbeitung und Handel / Transport

REICHERT & REICHARDT (2011) untersuchten die Treibhausgasemissionen, die mit dem Im-

port von Soja und dem Koppelprodukt Sojaextraktionsschrot in Deutschland im Durchschnitt der Jahre 2007 und 2008 verbunden waren. Dabei differenzierten sie zwischen direkten landwirtschaftlichen Emissionen und Emissionen aus dLUC. Ausgehend von einer Importmenge an Soja (in Sojaschrotäquivalent) von 6,2 Mio. t im Jahr 2008 ermittelten diese Treibhausgasemissionen in Höhe von 20,6 bis 22,3 Mio. t CO_{2e}. Die Schwankungsbreite erklärt sich aus unterschiedlichen dLUC-Faktoren, die die Autoren aus Angaben vom brasilianischen Ministerium für Wissenschaft und Technologie (MCT 2010) und FARGIONE ET AL. (2008) übernommen haben.

Der Unterschied zu dem in dieser Arbeit ermittelten Wert in Höhe von 17,6 Mio. t CO_{2e} erklärt sich zum einen aus einer niedrigeren Importmenge (4,4 Mio. t Sojaschrot und 1,0 Mio. t Sojaöl im Jahr 2006 nach BMELV StatJB 2009, FAO Stat 2011b). Zum anderen wurde in dieser Arbeit mit einem produktspezifischen Emissionsfaktor für Sojaschrot in Höhe von 2,97 kg CO_{2e} kg⁻¹ gerechnet - im Gegensatz zu den Werten in REICHERT & REICHARDT (2011) von 3,33 bis 3,60 kg CO_{2e} kg⁻¹.

Lediglich den Verbrauch tierischer Produkte (ohne Fisch und ohne sonstiges Fleisch) im Jahr 2002 in Deutschland in Betracht ziehend, kommt WOITOWITZ (2007) zu durchschnittlichen Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,79 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹. Wird der Verbrauch von Fisch und sonstigem Fleisch, der insgesamt in vorliegender Arbeit zu Emissionen in Höhe von 0,09 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹ geführt hat, außen vor gelassen, wurden pro Kopf 1,42 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Der Unterschied in Höhe von 0,63 t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹ erklärt sich vor allem daraus, dass in dieser Arbeit Emissionen aus dLUC, LU sowie Emissionen aus dem Groß- und Einzelhandel zusätzlich untersucht wurden. Ein weiterer Grund für den relativ großen Unterschied dürfte dem Umstand geschuldet sein, dass die Angaben in WOITOWITZ (2007) auf klassischen *bottom-up* Ökobilanzdaten aus Einzeluntersuchungen beruhen.

Auf Basis nährstoffspezifischer Zufuhrempfehlungen der DGE für Männer und Frauen ermittelte der Autor zudem ein nationales Treibhausgaseinsparpotential bei konventioneller Produktion in Höhe von 29 Mio. t CO_{2e} durch einen verringerten Verzehr von tierischen Produkten. Dabei wurden bei den untersuchten Produktgruppen folgende Verzehrseinschränkungen unterstellt: minus 66% bei Fleisch- und Wurstwaren, minus 33% bei Milchprodukten und minus 50% bei Eiprodukten. Wird zum Vergleich mit vorliegender Arbeit derselbe Produktumfang angenommen, beläuft sich das mögliche Treibhausgaseinsparpotential bei einer Ausrichtung an den Leitlinien der DGE lediglich auf 24 Mio. t CO_{2e}. Allerdings bezieht sich dieser Wert lediglich auf die in dieser Arbeit untersuchte Altersspanne der

14-80 Jährigen sowie auf eine Reduktion ausschließlich tierischer Produkte. Wird das gesamte Produktspektrum einbezogen, ergeben sich Einsparungen in Höhe von ca. 17 Mio. t CO_{2e}. Dieser geringere Wert erklärt sich daraus, dass bei Zugrundelegung der Empfehlungen der DGE, gegenüber dem beschriebenen verringerten Verzehr von tierischen Produkten, höhere Emissionen aus einem vermehrten Verzehr von Gemüse, Getreideprodukten etc. zu erwarten wären. Ein weiterer Grund für die Differenz dürfte in der Art der untersuchten Empfehlungen zu finden sein. Baute WOITOWITZ (2007) seine Kalkulation auf den nährstoffbezogenen Empfehlungen auf (NBDG), wurde in dieser Arbeit auf die nahrungsmittelbezogenen Empfehlungen (FBDG) zurückgegriffen (DGE 2008; vgl. Kap. 3.7, S. 241). Dadurch konnte innerhalb der untersuchten Milchprodukte eine spezifischere Auswertung erfolgen, und zudem war ein Vergleich mit weiteren nahrungsmittelbezogenen Empfehlungen möglich (UGB, ovo-lacto-vegetarisch, vegan).

4.1.2 Ammoniakemissionen

Andere Arbeiten zu verbrauchsbedingten Ammoniakemissionen sind im Vergleich zu den Treibhausgasemissionen relativ rar. Im Rahmen des *European Nitrogen Assessment* (SUTTON ET AL. 2011), welches auf dem Bilanzierungsmodell CAPRI aufbaut, wurden für Deutschland verbrauchsbedingte Ammoniakemissionen in Höhe von ca. 4,7 kg p⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Allerdings werden für das Modell CAPRI, im Vergleich zu nationalen Berichterstattungen, Unterschätzungen bei Ammoniakemissionen konstatiert (LEIP ET AL. 2010). Werden die in dieser Arbeit ermittelten pro Kopf bezogenen Ammoniakemissionen in Höhe von 6,6 kg p⁻¹ a⁻¹ auf Bundesebene übertragen, resultieren daraus 544 kt verbrauchsbedingte Ammoniakemissionen pro Jahr. Dabei lagen der Bilanzierung in dieser Arbeit produktionsbedingte Ammoniakemission für das Jahr 2003 in Höhe von 559 kt zu Grunde (SCHMIDT & OSTERBURG 2010). Während die nationale Berichterstattung (Destatis 2012a) für den Bereich Landwirtschaft für jenes Jahr nahezu identische Emissionen in Höhe von 557 kt a⁻¹ ausgibt, bilanzierte CAPRI für den deutschen Tierhaltungssektor im Jahr 2004, der jedoch für ca. 95% aller Ammoniakemissionen verantwortlich ist, lediglich 410 kt a⁻¹ (LEIP ET AL. 2010).

4.1.3 Flächenbedarf

In Bezug auf den ernährungsbedingten Flächenbedarf zielten entsprechende Vergleichsarbeiten entweder auf den durchschnittlichen Flächenbedarf, auf den Gesamtflächenbedarf oder auf den Flächenbedarf verschiedener Ernährungsweisen ab.

In dem Projekt Ernährungswende bezifferten WIEGMANN ET AL. (2005) den ernährungsbedingten Flächenbedarf pro Kopf im Jahr 2000 in Deutschland auf 2396 m², wobei nach verschiedenen Flächentypen differenziert wurde. Allerdings wurde nicht nach Flächen im In- und Ausland unterschieden.

GERBENS-LEENES (2006) berechnete einen etwas niedrigeren Wert in Höhe von 1909 m² p⁻¹ a⁻¹, allerdings für die Niederlande und das Jahr 1990. PETERS ET AL. (2007) analysierten für 42 verschiedene Ernährungsmuster den ernährungsbedingten Flächenbedarf mit einer Schwankungsbreite von 1800 bis 8600 m² p⁻¹ a⁻¹, wobei der Anteil von Fleisch, Eiern und Fetten die größten Unterschiede bewirkte. Der durchschnittliche pro Kopf bezogene Flächenbedarf, der in dieser Arbeit mit 2327 m² p⁻¹ a⁻¹ ermittelt wurde, stimmt am ehesten mit dem erstgenannten Wert von WIEGMANN ET AL. (2005) überein, was in Anbetracht unterschiedlicher Ansätze (LCA, Input-Output-Analyse), Datenbanken (GEMIS, UGR) und Bezugszeiträume die Plausibilität beider Arbeiten unterstreicht.

Im Vergleich zu WOITOWITZ (2007), der den Flächenbedarf des Verbrauchs tierischer Produkte untersuchte (ohne Fisch und ohne sonstiges Fleisch), ist die entsprechende Fläche in vorliegender Arbeit um 21% erhöht (1525 m² p⁻¹ a⁻¹ im Gegensatz zu 1204 m² p⁻¹ a⁻¹). Neben unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen liegen die Ursachen hierfür vor allem in unterschiedlichen Bilanzierungsansätzen und daraus resultierenden Flächenfaktoren. Basieren die Berechnungen von WOITOWITZ (2007), der neben einer konventionellen auch eine ökologische und eine explizit ressourcenschonende Wirtschaftsweise untersucht hat, vornehmlich auf klassischen *bottom-up* Untersuchungen, wurde in dieser Arbeit im landwirtschaftlichen Bereich ein *top-down* Ansatz gewählt.

Ein Vergleich mit der Metaanalyse von VRIES & BOER (2010), die verschiedene europäische und eine neuseeländische LCA-Studie auswerteten, zeigt insgesamt eine höhere Übereinstimmung mit den Werten, die den Berechnungen in vorliegender Arbeit zu Grunde liegen (Tab. 72). Lediglich bei Eiern wurde in dieser Arbeit ein niedrigerer Wert ermittelt. Gründe hierfür können wiederum im gewählten Bilanzierungsansatz (*top-down*, *bottom-up*) und im Bezugsort gefunden werden. Die zwei Vergleichsarbeiten zur Eiproduktion in VRIES & BOER (2010) beziehen sich auf die Niederlande und Großbritannien (MOLLENHORST ET AL. 2006, WILLIAMS ET AL. 2006).

Tab. 72. Literaturübersicht - Flächenfaktoren verschiedener tierischer Nahrungsmittel

	Vorliegende Arbeit	Woitowitz (2007)	Vries & Boer (2010)
	m ² kg ⁻¹		
Milch in VMÄ	1,7	1,6	1,2 - 1,9
Rind-/ Kalbfleisch	25,4	13,6	22,8 - 38,5
Schweinefleisch	8,9	7,1	5,4 - 15
Geflügelfleisch	6,2	4,5	5,5 - 7,3
Eier	3,8	4,8	4,5 - 7,8

VMÄ: Vollmilchäquivalent

WITZKE ET AL. (2011) ermittelten auf Basis durchschnittlicher Werte für die Jahre 2008-2010 einen virtuellen Landimport in Höhe von 79.700 km², resultierend aus dem Verbrauch von Nahrungsmitteln und anderen agrarischen Rohstoffen in Deutschland. Davon wurden 25.800 km² für den Anbau von Soja, 1.900 km² für Baumwolle und 400 km² für die Tabakproduktion beansprucht. Neben der Tatsache, dass in vorliegender Arbeit die Produkte Baumwolle und Tabak nicht untersucht wurden, kann der Unterschied zu den in dieser Arbeit ermittelten 64.300 km² teilweise durch eine geringere Sojaanbaufläche in Höhe von 23.020 km² (anteilig 18.800 km² für Sojaschrot + 4220 km² für Sojaöl) erklärt werden (vgl. Abb. 29, S. 145). Gründe für die verbleibende Restdifferenz können in den unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen und in der Berechnungsmethodik zu finden sein. Erwähnenswert ist der Umstand, dass der höhere virtuelle Nettoflächenimport in den Jahren 2008-2010 statistisch mit einer seit 2006 kontinuierlich ausgebauten Tierproduktion und steigenden Fleischexporten korreliert. Während Deutschland im Jahr 2006 erstmals seit 1961 ein Nettoexporteur von Fleischprodukten darstellte, erreichte der Selbstversorgungsgrad bei Fleischprodukten im Jahr 2008 einen Wert von 107%. Im Jahr 2010, dem letzten statistisch ausgewerteten Jahr lag der Selbstversorgungsgrad bei 113% (BMELV StatJB 2011). Pro Kopf errechneten WITZKE ET AL. (2011) einen durchschnittlichen Flächenbedarf in Höhe von 1030 m² a⁻¹, der aus dem Verbrauch von Fleischprodukten resultiert. Werden ebenfalls lediglich Fleischprodukte berücksichtigt, wurde in dieser Arbeit ein Flächenbedarf in Höhe von 952 m² p⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Die geringfügige Differenz lässt sich aus dem Umstand erklären, dass der durchschnittliche Fleischverbrauch in den Jahren 2008-2010 bei 88 kg p⁻¹ a⁻¹ lag. Im Jahr 2006, dem Referenzjahr in dieser Arbeit, wurden 86 kg p⁻¹ a⁻¹ dokumentiert.

4.1.4 Wasserbedarf (blau)

Beim Vergleich des ernährungsbedingten Wasserbedarfs muss betont werden, dass Vergleichsarbeiten von SONNENBERG ET AL. (2009), GERBENS-LEENES (2006) und HOEKSTRA & CHAPAGAIN (2006) nicht nur blaues Wasser, sondern dieses zusammen mit grünem und ggf. grauem Wasser betrachtet wurde. Zum einen aufgrund der fehlenden Einbettung von grünem und grauem Wasser in amtliche Statistiken, zudem aufgrund der Trivialität der ungewichteten Aufsummierung von blauem, grünem und grauem Wasser wurde in dieser Arbeit ausschließlich der Bedarf an blauem Wasser untersucht (zur methodischen Abgrenzung dieser drei Wasserarten, vgl. Kap. 2.4.5, S. 57). Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit war in der wissenschaftlichen Debatte über den adäquaten Umgang mit den verschiedenen Wassertypen in Umweltanalysen noch kein hinlänglicher Konsens erreicht (vgl. BOULAY ET AL. 2011; PFISTER ET AL. 2009; MILÀ I CANALS ET AL. 2009) und noch kein international standardisiertes Verfahren entwickelt (ISO 14046 2012). BERGER & FINKBEINER (2012) vertreten ebenfalls die Ansicht, dass die pauschale Aufsummierung unterschiedlicher volumetrischer Wasserangaben nicht hinreichend sei, um daran gekoppelte Umweltlasten adäquat abbilden zu können.

In Anbetracht dieser Umstände ist der durchschnittliche ernährungsbedingte Bedarf an blauem Wasser in dieser Arbeit in Höhe von $32 \text{ m}^3 \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nur bedingt mit dem Bedarf an blauem und grünem Wasser in Höhe von $1.038 \text{ m}^3 \text{ p}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vergleichbar, den HOEKSTRA & CHAPAGAIN (2006) im Mittel der Jahre 1997-2001 für Deutschland errechneten. Dabei wurde nicht zwischen grünem und blauem Wasser differenziert, sondern lediglich die Summe angegeben. Relativiert werden die Unterschiede durch den Umstand, dass das blaue Wasser am Gesamtwasserbedarf einen relativ kleinen Teil ausmacht (MEKONNEN & HOEKSTRA 2010), wobei entsprechende Unterschiede im Rahmen dieser Arbeit aufgrund der oben genannten Gründe nicht weiter untersucht wurden.

4.1.5 Phosphorbedarf

Vergleichsarbeiten im Bereich des ernährungsbedingten pro Kopf bezogenen Bedarfs an Phosphor sind rar. So existieren einige jüngere Arbeiten, die in Stoffflussanalysen auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene den Einsatz von Phosphor bilanzieren (CORDELL ET AL. 2009, LAMPRECHT ET AL. 2011, SUH & YEE 2011, LI ET AL. 2011), allerdings wurden pro Kopf bezogene Aussagen ausschließlich bei CORDELL ET AL. (2009) gefunden. Zwar differenzieren die Autoren zwischen einer fleischbetonten (*meat-based*) und einer vegetarischen Er-

nährungsweise, geben jedoch nicht den Phosphorbedarf in ihrer Arbeit an, sondern den Phosphorgehalt der benötigten Nahrungsmittel und Futtermittel: mit 8,0 kg Phosphor $\text{p}^{-1} \text{a}^{-1}$ für die fleischbetonte und 1,8 kg Phosphor $\text{p}^{-1} \text{a}^{-1}$ für die vegetarische Ernährungsweise. In dieser Arbeit wurde auf Basis von 2.000 kcal $\text{p}^{-1} \text{d}^{-1}$ für die Durchschnittskost im Jahr 2006 (mit Fleisch) ein P-Bedarf in Höhe von 6,4 kg $\text{p}^{-1} \text{a}^{-1}$ und für eine ovo-lacto-vegetarische Ernährungsweise ein P-Bedarf in Höhe von 4,0 kg $\text{p}^{-1} \text{a}^{-1}$ berechnet. Während demnach eine vegetarische Ernährungsweise nach CORDELL ET AL. (2009) mit einer 80%igen Reduktion des Einsatzes von Phosphor einherginge, ließen sich nach den Berechnungen in diese Arbeit lediglich 38% einsparen. Neben verschiedenen Allokationsmethoden, könnten die Ursachen für diesen deutlichen Unterschied in den unterschiedlichen Zusammensetzungen der Verzehrprofile zu finden sein. Allerdings sind diesbezügliche Angaben in CORDELL ET AL. (2009) sehr oberflächlich.

4.1.6 Energieverbrauch

Beim energetischen Vergleich der Ergebnisse verschiedener Autoren sind die verschiedenen Energieformen und Systemgrenzen zu berücksichtigen. Neben anderen Einteilungsformen, kann zum einen zwischen einer primär- und einer endenergetischen Betrachtung unterschieden werden, wobei sich der Terminus Primärenergie auf den Energiegehalt der eingesetzten Rohstoffe ohne Umwandlungsverluste bezieht. Endenergie steht nach Abzug der Umwandlungsverluste in der Regel dem Endverbraucher zur Verfügung. Zudem wird in der Umweltbilanzierung zwischen dem kumulierten (Primär)-Energieaufwand (KEA) und dem kumulierten (Primär)-Energieverbrauch (KEV bzw. PEV) unterschieden. Während beim KEA die Energiemenge der funktionellen Einheit, also des untersuchten Produkts, mit berücksichtigt wird, werden beim letzteren lediglich die Energieverbräuche berücksichtigt, die zur Bereitstellung des Produkts extern benötigt werden (zur Vertiefung vgl. KLÖPFFER & GRAHL 2009).

Einen Vergleich mit anderen Autoren zum ernährungsbedingten Energieverbrauch in Deutschland gibt Tab. 68. Dabei wurden ausschließlich Arbeiten mit einem primärenergetischen Bezug zu Rate gezogen. Neben der detaillierten Auflösung auf die einzelnen Prozessabschnitte liegt die ermittelte Summe in dieser Arbeit im Mittelfeld der sich ergebenden Ergebnisspanne. Auf Ebene des Verbrauchers ergibt sich somit ein durchschnittlicher ernährungsbedingter Primärenergieverbrauch (PEV) in Höhe von 14,9 GJ p^{-1} im Jahr 2006 (Systemgrenzen: *cradle-to-store*).

Tab. 73. Literaturübersicht - Primärenergieverbrauch im Agrar- und Ernährungsbereich in Deutschland in PJ

	Enquete-Kommission (1995)	Taylor (2000)	Quack, Rüdener (2004)*	Quack, Rüdener (2007)*	Destatis (2012c)**	diese Arbeit
Jahresbezug	1991	1996	2001	2005	2007	2006
in PJ						
Landwirtschaft, inkl. Vorleistungen (cradle-to-gate)	600***	826***	666****			651
dar. Vorleistungen						397
dar. Landw. direkt					160	254
Verarbeitung					224	195
Handel, Transport	140	115				165
Verpackung	170	106	129			219
Zwischensumme (cradle-to-store)	910	1047	795	1524		1231
Haushalt		401	592	573		
Summe (cradle-to-fork)		1448	1388	2097		

* untersuchten den kumulierten Energieaufwand (KEA)

** Energieverbrauch in Landwirtschaft und Verarbeitungsproduktions, -nicht verbrauchsbezogen

*** inkl. Verarbeitung

**** inkl. Verarbeitung und Handel, Transport

4.2 Einschränkungen bei der Interpretation der Ergebnisse

Um die in dieser Arbeit genannten Ergebnisse besser interpretieren zu können, werden in diesem Abschnitt relevante Einschränkungen genannt und diskutiert, die sich nolens volens aus unterstellten Annahmen ergaben.

Obwohl die ISO-Norm 14040/14044 (2006) für Ökobilanzierungen die Betrachtung des **gesamten Lebensweges (cradle-to-grave)** empfiehlt, wurden in dieser Arbeit die Umwelteffekte lediglich *cradle-to-store* untersucht. Aus Ermangelung belastbarer soziodemographischer Daten zu Umwelteffekten in der Haushalts- und der Abfallphase wurden diese nicht mit untersucht. Andererseits sind die in dieser Arbeit gewählten Systemgrenzen **verbraucherfreundlicher**, da die Daten jene Umweltlasten widerspiegeln, die der Verbraucher beim Einkauf der Produkte vorfindet.

Aus Ermangelung belastbarer Daten in der ausländischen Produktion wurden bei den Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie beim Phosphorbedarf und dem Primärenergieverbrauch importierte Produkte großteils wie inländisch produzierte betrachtet, wobei der zusätzliche Transportaufwand mit bilanziert wurde. Lediglich beim Bedarf an blauem Wasser und beim Flächenbedarf konnten entsprechende Daten in den Herkunftslän-

dern vollständig betrachtet werden (vgl. Tab. 19, S. 74). Mittlerweile stehen umfassendere Umweltdaten zu den Produktionsbedingungen in anderen Ländern bzw. Regionen zur Verfügung, die bei verbrauchsspezifischen Betrachtungen zukünftig mit berücksichtigt werden sollten - vgl. dazu die EXIOBASE-Datenbank (MONGELLI ET AL. 2011, KONING ET AL. 2008) und MEXALCA (NEMECEK ET AL. 2011).

Unterschiedliche Allokationsarten beim Umgang mit Koppelprodukten (Rindfleisch/Milch, Rapsschrot/Rapsöl oder Rübenmelasse/Rübenzucker) ließen sich bei der Bewertung von Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) nicht vermeiden, da entsprechende Daten in LEIP ET AL. (2010) mittels einer Allokation auf Basis des N-Gehaltes ermittelt wurden. In dieser Arbeit wurde stattdessen auf Basis der Masse alloziert.

Obwohl in dieser Arbeit in der Ökobilanzierung ein attributiver Ansatz verwendet wurde, musste aufgrund Ermangelung belastbarer Daten bei Fischen und Krustentieren auf Ökobilanzdaten zurückgegriffen werden, die mittels eines folgeorientierten Ansatzes (*consequential approach*) generiert wurden (NIELSEN ET AL. 2003). In Anbetracht des verhältnismäßig kleinen Anteils von Fischprodukten am gesamten Nahrungsmittelverbrauch, dürften daraus lediglich marginale Ergebnisverzerrungen resultieren. Schwerer dürfte die Tatsache wiegen, dass bei der Szenariobetrachtung der untersuchten Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen ein folgeorientierter Ansatz besser geeignet gewesen wäre. Arbeiten mit einem folgeorientierten Ansatz (TUKKER ET AL. 2011, DALGAARD 2007, DALGAARD ET AL. 2008, CEDERBERG & STADIG 2003) lassen erkennen, dass Änderungen in den Konsumgewohnheiten nicht automatisch und linear zu Veränderungen der Produktionsbedingungen und damit zusammenhängenden Umweltwirkungen führen, da Märkte in der Realität komplex auf mögliche Nachfrageänderungen reagieren.

Während komplett ausgewertete Verzehrdaten für die Nationale Verzehrsstudie I (ADOLF 1994) als *public-use-file* zur Verfügung standen, musste bei den jüngeren Verzehrdaten aus der Nationalen Verzehrsstudie II teilweise auf noch nicht vollständig ausgewertete Daten aus den beiden Ergebnisberichten (MRI 2008, MRI 2008a) zurückgegriffen werden. Exakte Verzehrdaten im Rahmen eines *scientific-use-file* lagen lediglich für Fleisch- und Wurstprodukte (nach Tierarten) sowie Butter vor.

Beim rückblickenden Vergleich der Umwelteffekte der Ernährung von 1961 bis 2007 ist zu berücksichtigen, dass in dieser Arbeit für alle Jahre mit den gleichen produktgruppen-, jedoch nicht jahresspezifischen Umweltfaktoren gerechnet wurde. Technische Entwicklun-

gen im Agrar- und Ernährungsbereich, die zu Effizienzsteigerungen, aber auch Effizienzurückschritten geföhrt haben könnten, wurden daher in dieser Betrachtung nicht mit einbezogen. Folgende einflusshabende Faktoren sind dabei denkbar und seien an dieser Stelle exemplarisch erwähnt:

- Pflanzenbau: Ertragssteigerungen durch Fortschritte in Züchtung, Düngung und Pflanzenschutz
- Tierproduktion: Ertragssteigerungen durch Fortschritte in Züchtung und Tierhaltung sowie durch Futteroptimierung einerseits; andererseits jedoch Effizienzverluste durch den Züchtungstrend, eher fettreduzierte und muskelfleischbetonte Tierrassen (v.a. in Schweine- und Rindermast) zu produzieren, die bedingt durch eine höhere proteininduzierte Thermogenese einen höheren metabolischen Umsatz aufweisen, was zu einer gesteigerten Wärmeproduktion und damit einer verringerten Ressourceneffizienz föhrt (vgl. SMIL 2002)
- Effizienzfortschritte in Ernährungsgewerbe, Handel und Transport durch den Einsatz effizienterer Technik (Verarbeitung, Kühlung etc.) einerseits, jedoch andererseits Effizienzverluste durch einen höheren Verarbeitungsgrad, längere Transportdistanzen und die Zunahme an Tief-/Kühlung in der Wertschöpfungskette
- Nationale Energieversorgung: die sich verändernden Anteile von Energieträgern und der steigende Anteil erneuerbarer Energie am Primärenergieverbrauch föhrten zu Veränderungen der damit verbundenen Umweltwirkungen (bspw. Treibhausgasemissionen).

Diese Faktoren blieben im Rahmen dieser Arbeit unberücksichtigt. Zudem ist zu erwähnen, dass die Reichweite und der Einfluss verschiedener Produktionsweisen (konventionell-, ökologisch, konv.-/ ökol.-optimiert) und deren Einfluss auf die Umwelt nicht spezifisch in dieser Arbeit untersucht wurden. Da jedoch die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen für den Bereich Landwirtschaft (SCHMIDT & OSTERBURG 2010) auf dem Testbetriebsnetz aufbauen, welches neben konventionell wirtschaftenden Betrieben sowohl integriert als auch ökologisch bewirtschaftete abdeckt, sind deren Einflüsse einteilig in den Aufbau des Berichtsmoduls eingegangen.

Die Auswirkungen der Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen auf die öffentliche Gesundheit wurden in dieser Arbeit lediglich auf Basis der untersuchten Produktgruppen, nicht aber auf Basis von Makro- und Mikronährstoffen, untersucht. Fragen zur Versorgung

mit spezifischen im öffentlichen Interesse stehenden Nährstoffen (Eiweiß, Vitamin B₁₂, Vitamin B₂, Eisen, Calcium, Zink, Omega-3-Fettsäuren, Kreatin etc.) in Abhängigkeit von der Bevölkerungsgruppe konnten damit nicht hinreichend beantwortet werden. Gerade im Bereich einer veganen Ernährung mit einem zusätzlichen Verzicht auf Milch- und Eiprodukte sollten entsprechende Analysen durchgeführt werden, um die Grenzen und Potentiale einer gesundheitlich, aber auch ökologisch optimalen Ernährung weiter auszuloten (vgl. hierzu SCARBOROUGH ET AL. 2012, MILLWARD & GARNETT 2010, HOFFMANN 2002).

5 Schlussfolgerungen

In Abhängigkeit vom untersuchten Umweltindikator trägt der Agrar- und Ernährungssektor ganz wesentlich zu verschiedenen Umweltwirkungen in Deutschland bei. Um entsprechende Zielvorgaben zum Umweltschutz (Klima-, Ressourcen-, Biodiversitätsschutz etc.) möglichst effektiv zu verfolgen, sollte der Sektor aufgrund seines großen Einflusspotentials als Gesamtsystem betrachtet werden. Zur Reduzierung umweltbelastender Effekte stehen dabei prinzipiell drei Strategien zur Verfügung:

- 1) **Effizienzsteigerungen** durch **a) Produktionstechnik** in Landwirtschaft, vorgelagerter Industrie und Ernährungsgewerbe sowie in Gastronomie und Haushalten, durch **b) landwirtschaftliche Produktionsweise** (konventionell, ökologisch, konv.-/ökol.-optimiert). Dabei sind jedoch Reboundeffekte möglich.
- 2) **Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten und -abfällen** in Produktion und Verarbeitung sowie in Distribution und beim Verbraucher
- 3) **Umstellung von Ernährungsmustern** durch den Austausch ressourcenintensiver durch ressourceneffizientere Nahrungsmittel und Getränke.

Obwohl in dieser Arbeit nicht direkt untersucht, werden die Einsparpotentiale von technischen Maßnahmen (Effizienzsteigerungen) von anderen Autoren auf unter 20% geschätzt (MCMICHAEL ET AL. 2007, WEIDEMA ET AL. 2008). Die Ergebnisse dieser Arbeit haben gezeigt, dass die Einsparpotentiale von veränderten Ernährungsmustern deutlich darüber liegen und in Abhängigkeit vom untersuchten Indikator bis zu 90% betragen können. Durch eine Verringerung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle können zudem Einsparpotentiale bis zu 20% erreicht werden. Insgesamt betrachtet, sind somit verbrauchsseitige Veränderungen wirksamer als produktionsseitige Maßnahmen.

Demnach sollten alle drei Strategien gleichermaßen verfolgt werden, um damit produktions- aber auch verbrauchsseitige Minderungspotentiale auszuschöpfen. Werden von Seiten der Politik, der Wirtschaft oder anderen Institutionen und Verbänden Maßnahmen ergriffen, um verbrauchsseitige Minderungspotentiale auszunutzen, sollte berücksichtigt werden, dass nicht alle Verbraucher gleichermaßen zu ernährungsbedingten Umweltentlastungen beitragen würden, sondern als Zielgruppe vornehmlich Männer im jüngeren und mittleren Alter angesprochen werden müssten. Legt man relativ moderate Ernährungsänderungen nach der DGE oder des UGB zu Grunde, sind nichtsdestotrotz auch Einsparpo-

tentiale bei der weiblichen Bevölkerung vorhanden. Der Vergleich mit der Verzehrsituation in den alten Bundesländern Ende der 1980er hat gezeigt, dass innerhalb von 20 Jahren Verzehrsänderungen stattfanden, die zu deutlichen Umweltentlastungen von 19% bei den Ammoniakemissionen, 16% beim Flächenbedarf bis zu 11% bei den Treibhausgasemissionen geführt haben (Ausnahme: Bedarf an blauem Wasser, vgl. Abb. 2, S. 10).

Die größten Umweltentlastungspotentiale würden sich aus einer veganen, gefolgt von einer ovo-lacto-vegetarischen Ernährungsweise ergeben (Ausnahme: Bedarf an blauem Wasser). Bei den derzeitigen Produktionsstrukturen im deutschen Agrar- und Ernährungssektor wären diese Ernährungsweisen, landesweit umgesetzt, mit einer **teilweisen Verlagerung der Produktion und daran gekoppelter Umweltwirkungen ins Ausland verbunden**. Mit Ausnahme des Bedarfs an blauem Wasser sind jedoch die Umweltentlastungspotentiale im Inland deutlich größer als die zusätzliche Umweltbelastung, die im Ausland anfallen würde. Um die Verlagerung ins Ausland zu vermeiden, müsste dieser positive Nettoeffekt mittels steuerungspolitischer Maßnahmen derart flankiert werden, dass Produktionsanreize bei den entsprechenden Agrargütern für hiesige Erzeuger geschaffen werden. Entsprechende Agrargüter bei denen ein Ausbau der Produktionskapazitäten im Inland möglich wäre, sind: Hülsenfrüchte/Leguminosen (zur menschlichen Ernährung), Gemüseerzeugnisse sowie Nüsse und Samen.

Aus Sicht des öffentlichen Gesundheitsschutzes sollte die Empfehlung einer veganen Ernährungsweise jedoch genau geprüft werden, da das Risiko einer potentiellen Unterversorgung bei bestimmten Bevölkerungsgruppen (Säuglinge, Kinder, Kranke, Schwangere, Stillende, ältere Menschen) höher ist als bei anderen Ernährungsweisen.

Nichtsdestotrotz zeigt die Praxis in den USA (USDA, USDHHS 2010), dass Empfehlungen bezüglich einer ovo-lacto-vegetarischen, aber auch einer veganen Ernährungsweise in den **offiziellen Katalog der Ernährungsrichtlinien** aufgenommen werden können. Dabei gelten die Empfehlungen unter bestimmten Einschränkungen dort ab dem zweiten Lebensjahr. In Anbetracht der gravierenden Umweltschutzpotentiale, die sich aus diesen beiden Ernährungsweisen ergeben, sollte über eine entsprechende Erwähnung in den Richtlinien der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE) nachgedacht werden. Um die Risiken einer möglichen Unterversorgung mit essentiellen Nährstoffen (Eiweiß, Vitamin B₁₂, Vitamin B₂, Eisen, Calcium, Zink, Omega-3-Fettsäuren, Kreatin etc.) in potentiell unterversorgten Bevölkerungsgruppen bei einer veganen Ernährung zu minimieren, sollten entsprechende Empfehlungen gruppenspezifisch in Abhängigkeit vom jeweiligen Versorgungssta-

tus ausformuliert werden. Parallel dazu müssten gangbare Strategien entwickelt werden, um die generelle Versorgungssituation mit einer veganen Ernährung zu verbessern. In den US-amerikanischen Empfehlungen (USDA, USDHHS 2010) werden zur veganen Ernährung bspw. bei den Milcherzeugnissen ausschließlich mit Mikronährstoffen angereicherte Produkte angeraten.

Daneben ergeben sich Schlussfolgerungen im Bereich der **Datengrundlage**. Politische Entscheidungen sollten **evidenzbasiert** sein und setzen daher eine solide Beurteilungsgrundlage voraus. In diese Arbeit sind aus dem Bereich der nationalstaatlichen Ressortforschung die Ergebnisse aus den beiden in Deutschland durchgeführten Nationalen Verzehrsstudien (FDG 1992, MRI 2008, MRI 2008a) und die Ergebnisse aus den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen im Bereich Landwirtschaft (SCHMIDT & OSTERBURG 2009, 2010), die um Angaben aus der offiziellen Agrarstatistik ergänzt wurden, eingegangen. Um ernährungsökologische Fragestellungen mit nationaler Reichweite zukünftig weiterhin beantworten zu können, sollten die genannten Datengrundlagen nicht nur regelmäßig aktualisiert werden, sondern um weitere Aspekte ergänzt werden. Für **Verzehrsstudien** sind folgende Punkte zu nennen:

- Erhebung weiterer soziodemographischer Daten mit ernährungsökologischer Relevanz:
 - Angaben zum Einkaufsverhalten (Transportmittel, Regelmäßigkeit etc.)
 - Angaben zur Ausstattung der Haushalte mit Kühl- und Spülgeräten (Art, Effizienzklassen etc.)
 - Angaben zur Ausstattung der Haushalte mit Kochgeräten (Art, Energieversorgung (Gas, Strom), Effizienzklassen etc.)
 - Angaben zum Einkauf von Produkten aus kontrolliert-biologischem Anbau (differenziert nach Anbauverbänden)
 - Angaben zur Selbstversorgung aus Haus- und Schrebergärten (Art der Nahrungsmittel, Menge, Bewirtschaftungsform)
 - Angaben zur Selbstversorgung von Gemeinflächen (Wiesen, Wälder etc.)
 - Angaben zur Selbstversorgung aus Sport- und Hobbyfischerei
 - Angaben zu Nahrungsmittelabfällen (Menge, Nahrungsmittel, Entsorgung)

- Angaben zur Verwendung von Nahrungsmitteln als (Heim)-Tierfutter (differenziert nach Tierart)
- Angaben zur Energieversorgung im Haushalt (Energieträger, Anteil erneuerbarer Energien).

Für die **Umweltökonomischen Gesamtrechnungen im Bereich Landwirtschaft** wären folgende Punkte wichtig:

- Fortschreibungen über das Jahr 2007 hinaus
- Aufnahme weiterer Umweltindikatoren, um eine detaillierte Wirkungsabschätzung durchführen zu können (vollständige Auswirkungen auf menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Ressourcen)
- verbesserte Darstellung von Umwelteffekten aus der vorgelagerten Industrie (Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude, Maschinen, Dienstleistungen etc.)
- Aufnahme von Emissionen aus Landnutzungsänderungen und Landnutzung
- Aufnahme von Indikatoren, um den Einfluss der landwirtschaftlichen Produktion auf Agro- und Biodiversität abschätzen zu können
- Aufnahme der Fischereiwirtschaft (Binnen- und Hochseefischerei)
- Differenzierung zwischen verschiedenen Produktionsweisen (konventionell, ökologisch, konv.-/ ökol.-optimiert)
- Integration von importierten und exportierten Agrargütern (v.a. von Futtermitteln)
- Umweltprofilerstellung nicht nur auf sektoraler und rohproduktspezifischer Ebene, sondern auch auf Endproduktebene (bisher wurden nur vier Endprodukte, nämlich Weizen, Schweinefleisch, Kuhmilch und Eier, auf Endproduktebene beschrieben)
- Konsistente produktspezifische Erweiterung um den nachgelagerten Bereich des Ernährungsgewerbes.

Um ernährungsökologische Analysen, und ferner Nachhaltigkeitsanalysen, zu routinieren und fest in wirtschaftliche und politische Entscheidungen einzubinden, wäre es auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene von Vorteil, wenn in der amtlichen Statistik Daten mit ökologischer und sozialer Tragweite mehr Platz eingeräumt werden würde.

Veröffentlichungen⁷⁶

Im Rahmen der Dissertation sind folgende Veröffentlichungen erschienen:

2013

Meier, T., O. Christen, C. Barth (2013): Balancing Germany's virtual land import by a shift in the diet. (Veröffentlichung eingereicht)

Meier, T., O. Christen (2013): Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. In: Environ. Sci. Technol 47 (2): S. 877-888.

2012

Meier, T.; O. Christen (2012): Gender and dietary recommendations in an IO-LCA of food consumption in Germany. Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Saint Malo, France: S. 110-115

Meier, T., O. Christen (2012): Factor gender in an environmental assessment of the consumption of animal and plant-based foods in Germany. In: International Journal of Life Cycle Assessment 17 (5): S. 550-564.

Meier, T., O. Christen (2012): Umweltwirkungen der Ernährung - Ökobilanzierung des Nahrungsmittelverbrauchs tierischer Produkte nach Gesellschaftsgruppen in Deutschland. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus (GE-WISOLA) Band 47 „Unternehmerische Landwirtschaft zwischen Marktanforderungen und gesellschaftlichen Erwartungen“, Landwirtschaftsverlag, Münster: S. 315-328.

2011

Meier, T., O. Christen (2011): Environmental impacts of the consumption of animal-based foods in Germany. Abstract Volume of the International conference "Sustainable Consumption – Towards Action and Impact" FONA/BMBF, Hamburg: S. 105.

Meier, T., O. Christen (2011): Socio-demographic factors in an attributional LCA of the intake of meat and milk products in Germany. Proceedings of the 17th SETAC Europe LCA case study symposium "Sustainable Lifestyles", Budapest, Hungary.

Meier, T., O. Christen (2011): Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren. Abstractband Agrosnet Doktorandentag, Halle (Saale).

2010

Frei, A.G., T. Gros., T. Meier (2010): Es geht um die Wurst – und den Käse. Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft tierischer Kost. Beitrag im Tagungsband „Der Essalltag als Herausforderung der Zukunft“, Dr. Rainer Wild-Stiftung, Heidelberg: S. 57-75.

76 Alle Publikationen des Autors unter www.nutrition-impacts.org

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AH	Außerhaus
AS	Agrarstatistik
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (bis 2000)
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
CAPi	Computer assisted personal interview
CATi	Computer assisted telephone interview
CAPRI	Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System
CFC-11	Chlorofluorocarbon 11 (CCl ₃ F), Referenz-FCKW
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CO _{2e} / CO ₂ Äq.	Kohlendioxid-Äquivalente
CRF	Common Reporting Format
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	Tag
dLUC	Direct Land Use Change (direkter Landnutzungswandel)
Dauerk.	Dauerkultur
Destatis	Statistisches Bundesamt Deutschland
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DIN	Deutsches Institut für Normung
EEIOT / E3IOT	Environmental-Extended Input-Output-Analysis
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
FAO	Food and Agriculture Organization of the UN
FBDG	Food based dietary guidelines
EVS	Einkommens- und Verbrauchsstichprobe
GEMIS	Globales Emissions-Modell integrierter Systeme
GGELS	Greenhouse Gas Emissions from the European Livestock Sector
G8	Group of Eight
GfK	Gesellschaft für Konsumforschung
GWP	Global Warming Potential
IH	Innerhaus
iLUC	Indirect Land Use Change
IMAGE	Integrated Model to Assess the Global Environment
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Standard Organization
KEA	Kumulierter (Primär)-Energieaufwand
KEV	Kumulierter (Primär)-Energieverbrauch
kt	Kilotonne (= 1000 t)
KUL/USL	Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung / Umweltsicherungssystem Landwirtschaft
LCA	Life Cycle Assessment

LEH	Lebensmitteleinzelhandel
LGH	Lebensmittelgroßhandel
LU	Land Use (Landnutzung)
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry
MagPIE	Model of Agricultural Production and its Impact on the Environment
Mio.	Million
Mrd.	Milliarde
MRI	Max Rubner-Institut
N	Stickstoff
NBDG	Nutrient based dietary guidelines
NH ₃	Ammoniak
NIR	National Inventory Report
NM	Nahrungsmittel
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds
N ₂ O	Lachgas
NVS	Nationale Verzehrsstudie
ODP	Ozone Depletion Potential
PEV	Primärenergieverbrauch
PET	Polyethylenterephthalat
pflanzl.	pflanzlich
PROBAS	Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente
PSM	Pflanzenschutzmittel
rd.	rund
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SEEA	System of Integrated Environmental and Economic Accounting (=UGR)
SIA	Sustainability Impact Assessment
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
sog.	sogenannt / so genannt
t	Tonne
THG	Treibhausgase
TNS	Taylor-Nelson-Sofres (Marktforschungsinstitut)
UBA	Umweltbundesamt
UGB	Verband für Unabhängige Gesundheitsberatung e.V.
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnungen
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
UNstats	United Nations Statistics Division
VERA	Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktoren-Analytik
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen
VMÄ	Vollmilch-Äquivalent
vTI	Von Thünen-Institut (seit 2013 TI = Thünen-Institut)
WCED	World Commission on Environment and Development
WCRF	World Cancer Research Fund
yr	year

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.	Environmental impacts of food consumption in the years 1985-89, 2006 (incl. genders) in Germany and of several dietary recommendations & dietary styles, based on 2,000 kcal person ⁻¹ day ⁻¹	7
Tab. 2.	Umwelteffekte der Ernährung in den Jahren 1985-89 und 2006 (inkl. Geschlechter), von Ernährungsempfehlungen (DGE, UGB) und Ernährungsweisen, auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	10
Tab. 3.	Publikationsrecherche im <i>Web of Knowledge</i>	14
Tab. 4.	Umweltindikatoren im Bereich Landwirtschaft-Ernährung nach KLÖPFFER & GRAHL (2009), WEIDEMA ET AL. (2008), TUKKER ET AL. (2006), JUNGBLUTH (2000)	23
Tab. 5.	Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertungskonzepte im Bereich Landwirtschaft-Ernährung	24
Tab. 6.	EMAS-Zertifizierungen in der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft (Stand: 12/2011).....	27
Tab. 7.	Indikatoren im UGR Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' nach Nachhaltigkeitsdimensionen, nach SCHMIDT & OSTERBURG 2010.....	31
Tab. 8.	Untersuchte Phasen im Untersuchungsrahmen dieser Arbeit	36
Tab. 9.	Vergleich der Nationalen Verzehrsstudien.....	38
Tab. 10.	Wichtige Begriffe in Agrar-, Ernährungs- und Verzehrsstatistiken.....	40
Tab. 11.	Einteilung der untersuchten Produktgruppen	42
Tab. 12.	EU-Maßnahmenkatalog im Bereich Landwirtschaft-Ernährung	44
Tab. 13.	Ausgewählte Umweltindikatoren, Untersuchungsrahmen und Wirkungskategorien	45
Tab. 14.	Treibhausgasemissionen in der deutschen Agrar-, Ernährungswirtschaft und im Haushalt nach BMELV (2008a).....	47
Tab. 15.	Nahrungsmittelabfälle in Haushalten nach Produktgruppen, eigene Berechnung auf Basis von KRANERT ET AL. (2012).....	49
Tab. 16.	Überblick über Wasserbewertungskonzepte	58
Tab. 17:	Umwelteffekte hoher Phosphateinträge in Binnen- und Küstengewässer nach O'SULLIVAN & REYNOLDS (2005), KLAPPER (1992).....	64
Tab. 18.	Selbstversorgungsgrade und aggregierte Inlandsanteile der untersuchten Produktgruppen 2006 in %, eigene Berechnungen auf Basis von BMELV StatJB (2009) und LEIP ET AL. (2010a)	73
Tab. 19.	Verwendete Arbeiten zur Abschätzung der Umwelteffekte durch Importe.....	74
Tab. 20.	Maßzahlen des Transportwesens für den deutschen Ernährungssektor, Bezugsjahr 2006 nach DIW (2008), Destatis (2011a)	76
Tab. 21.	Transportdistanzen zu europäischen und überseeischen Handelspartnern.....	77
Tab. 22.	Transportmittel, Bezugsjahr 2005	77
Tab. 23:	Betrachtete Verpackungsmaterialien nach Öko-Institut (2010).....	79
Tab. 24:	Wiederbefüll- und Wiedernutzungsraten von Verpackungen nach IFEU (2011)	79
Tab. 25.	Einteilung der untersuchten Produktgruppen und Umweltindikatoren	81
Tab. 26.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Butter (83% Fett, 0,8% Protein, 1kg)	83
Tab. 27.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Käse & Quark (18% Fett, 22% Protein, 1 kg)...	84
Tab. 28.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Milcherzeugnisse (Joghurt, Kaffeesahne, saure Sahne etc.) (7% Fett, 5% Protein, 1 kg).....	85
Tab. 29.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Milch, -getränke (2,4% Fett, 3,4% Protein, 1 kg)	86
Tab. 30:	Umrechnungskoeffizienten von Lebend- in Schlachtgewicht nach BMELV StatJB (2009)	87
Tab. 31.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Rind-, Kalbfleisch (1 kg Schlachtgewicht)	88
Tab. 32.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Schweinefleisch (1 kg Schlachtgewicht)	89
Tab. 33.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Geflügelfleisch (1 kg Schlachtgewicht)	90
Tab. 34.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse sonstiges Fleisch (1 kg Schlachtgewicht).....	91
Tab. 35.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Eier, Eiprodukte (Hühnerei, 1 kg	

	Schalengewicht)	92
Tab. 36.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Fische, Krustentiere (1 kg Fanggewicht).....	94
Tab. 37.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Getreideprodukte (1 kg).....	96
Tab. 38.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kartoffel-produkte (1 kg).....	97
Tab. 39.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Gemüseprodukte (1 kg).....	99
Tab. 40.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Obstprodukte (1 kg).....	100
Tab. 41.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Nüsse & Samen (1 kg).....	102
Tab. 42.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse pflanzlicher Öle & Fette (1 kg)	104
Tab. 43.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Zucker und Süßwaren (1 kg)	106
Tab. 44.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Mineralwasser (1 kg)	108
Tab. 45.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kaffee, Tee (grün, schwarz) trinkfertig* (1 kg)	110
Tab. 46.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Kräuter-, Früchtetee trinkfertig* (1 kg).....	112
Tab. 47.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Erfrischungsgetränke, Säfte/ Nektare (1 kg) ..	115
Tab. 48.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Bier (1 kg).....	117
Tab. 49.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Wein, Sekt (1 kg).....	119
Tab. 50.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Spirituosen (1 kg).....	121
Tab. 51.	Indikatorspezifische Umweltintensität im Vergleich tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel	165
Tab. 52.	Umwelteffekte des ernährungsbedingten Gesamtverbrauchs im Jahr 2006.....	166
Tab. 53.	Durchschnittliche Verzehr-, Verbrauchs- und Versorgungsmengen sowie sich daraus ergebende Umrechnungsfaktoren.....	169
Tab. 54.	Verbrauch und verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht.....	175
Tab. 55.	Bundesweite Veränderungen ernährungsbedingter Umwelteffekte nach Übertragung des durchschnittlichen Verbrauchsmusters der Frauen auf das der Männer	188
Tab. 56:	Prozentuale Verteilung der NVS II-Teilnehmer nach sozialer Gruppe und Geschlecht nach MRI (2008a).....	205
Tab. 57.	Verteilung und Durchschnittsalter in den Bundesländern auf Basis der NVS II (MRI 2008a)	221
Tab. 58.	Soziodemographische Unterschiede im Vergleich (relative Abweichungen der Minima und Maxima vom Gruppendurchschnitt)	240
Tab. 59.	Vergleich des Nahrungsmittelverzehr im Jahr 2006 mit diversen Ernährungsempfehlungen/-weisen (auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹)	244
Tab. 60.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Hülsenfrüchte, erntefrisch (1kg).....	246
Tab. 61.	Sach- und Wirkungsbilanzergebnisse Vegane Milchprodukte (2,2% Fett, 3,7% Protein, 1kg)	247
Tab. 62.	Umwelteffekte der Ernährung 2006 (Ist-Zustand) und von Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich, auf Basis von 2000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	261
Tab. 63.	Vergleich der betrachteten mit der in der NVS II dokumentierten Energiezufuhr	262
Tab. 64.	Bevölkerungsstärke in Altersgruppen im Jahr 2006 nach Destatis 2007a	266
Tab. 65.	Umwelteffekte der Ernährung 2006 (Ist-Zustand) und Differenzen zu den Empfehlungen und Ernährungsweisen auf Bundesebene (nach Altersgruppen und Geschlecht)	279
Tab. 66.	Durchschnittlicher Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch in Deutschland von 1961 - 2007* in kg p ⁻¹ a ⁻¹ nach FAO Stat (2011)	281
Tab. 67.	Nahrungsmittel- und Getränkeverzehr nach Geschlecht auf Basis der NVSI (1985-88) und der NVSII (2006) in der Altersspanne der 14-80 Jährigen	291
Tab. 68.	Verzehr-, Verbrauchs- und Versorgungsmengen sowie Umrechnungsfaktoren für die Jahre 1985-89 (NVSI) und 2006 (NVSII).....	294
Tab. 69.	Ernährungsbedingte Umwelteffekte von Männern und Frauen auf Basis der ersten und zweiten nationalen Verzehrstudie.....	295
Tab. 70.	Sensitivitätsanalyse (Perturbationsanalyse mit ±25% Variation der Eingangsparameter)	301
Tab. 71.	Literaturübersicht - Treibhausgasemissionen im Agrar- und Ernährungsbereich in Deutschland in Mio. t CO _{2e}	305
Tab. 72.	Literaturübersicht - Flächenfaktoren verschiedener tierischer Nahrungsmittel	309

Tab. 73.	Literaturübersicht - Primärenergieverbrauch im Agrar- und Ernährungsbereich in Deutschland in PJ.....	312
Tab. 74.	Verzehrmengen nach Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a)	348
Tab. 75.	Verzehrmengen nach Altersgruppen und Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a).....	349
Tab. 76.	Verzehrmengen nach sozialer Gruppe und Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a).....	350
Tab. 77.	Verzehrmengen nach Bundesländern in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a).....	351

Abbildungsverzeichnis

Fig. 1.	Environmental impacts of food consumption in 2006 in Germany as baseline scenario in comparison to the years 1985-89 as well as dietary re-recommendations and dietary styles, based on 2,000 kcal person ⁻¹ day ⁻¹	7
Abb. 2.	Prozentuale Veränderungen der Umwelteffekte der Ernährung in den Jahren 1985-89, von Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zum Jahr 2006, auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	10
Abb. 3.	Publikationen im Zeitverlauf	15
Abb. 4.	Input-Output Ökobilanz nach SUH (2003).....	32
Abb. 5.	Methodische Vorgehensweise im Rahmen der Arbeit	34
Abb. 6.	Treibhausgasemissionen und Reduktionsziele in Deutschland nach Destatis (2011) und UBA (2010)	50
Abb. 7.	Nationale Ammoniakemissionen nach Destatis (2012a).....	53
Abb. 8.	Wasserentnahme nach Sektoren und Regionen im Durchschnitt der Jahre 1998 - 2002 nach FAO Aquastat (2012).....	58
Abb. 9.	Durchschnittliche Einkaufspreise der Landwirtschaft für Düngemittel (in Reinnährstoff) nach BMELV StatJB (mehrere Jahrgänge).....	62
Abb. 10:	Einsatz von Handelsdünger in Deutschland in kg Reinnährstoff pro Hektar (ohne Brache) nach BMELV StatJB (mehrere Jahrgänge)	63
Abb. 11.	Primärenergieverbrauch in Landwirtschaft und Jagd nach Destatis (2011b)	66
Abb. 12.	Primärenergieverbrauch im Ernährungsgewerbe (Herstellung von Nahrungs-, Futtermitteln und Getränken) nach Destatis (2011b)	67
Abb. 13.	Anteil erneuerbarer Energien (EE) am Primärenergieverbrauch in Landwirtschaft & Jagd, Fischerei sowie im Ernährungsgewerbe im Vergleich zum Bundesdurchschnitt (in %) nach Destatis (2011b), UGR-Konzept.....	68
Abb. 14:	Definition Selbstversorgungsgrad nach BMELV StJB (2009).....	72
Abb. 15.	Anteil Tiefkühlkost (TK) am Verbrauch pro Kopf nach Produktgruppen (2006) nach BMELV StatJB (2009) und Tiefkühlinstitut (2010)	78
Abb. 16.	CO _{2e} -Emissionen pro kg verbrauchten Produkts.....	124
Abb. 17.	CO _{2e} -Emissionen relativ (in %)	125
Abb. 18.	CO _{2e} -Emissionen des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006	127
Abb. 19.	Flussdiagramm der Treibhausgasemissionen im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in Mio. t CO _{2e}	129
Abb. 20.	Deutsche Versorgungsbilanz Fleischprodukte 1961-2009 nach FAO Stat (2013).....	131
Abb. 21.	Deutsche Versorgungsbilanz Milchprodukte 1961-2009 (in Rohmilchäquivalenten) nach FAO Stat (2013)	132
Abb. 22.	Ammoniakemissionen in g NH ₃ pro kg verbrauchten Produkts.....	133
Abb. 23.	Ammoniakemissionen relativ (in %)	134
Abb. 24.	Ammoniakemissionen des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000 t)	135
Abb. 25.	Flussdiagramm der Ammoniakemissionen im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in kt (=1.000 t).....	138
Abb. 26.	Flächenbedarf in m ² pro kg verbrauchten Produkts.....	139
Abb. 27.	Flächenbedarf relativ (in %)	140
Abb. 28.	Flächenbedarf des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000 km ²) .	141
Abb. 29.	Flussdiagramm des Flächenbedarfs des deutschen Agrar- und Ernährungssektors 2006 (in 1000 km ²).....	145
Abb. 30.	Wasserbedarf (blau) in Liter pro kg verbrauchten Produkts.....	146
Abb. 31.	Wasserbedarf (blau) relativ (in %).....	147
Abb. 32.	Wasserbedarf (blau) des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in Mio. m ³)	149
Abb. 33.	Flussdiagramm des Bedarfs an blauem Wasser des deutschen Agrar- und Ernährungssektors 2006 (in Mio. m ³)	151

Abb. 34.	Phosphorbedarf in g pro kg verbrauchten Produkts	152
Abb. 35.	Phosphorbedarf relativ (in %).....	153
Abb. 36.	Phosphorbedarf des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in 1.000t)	154
Abb. 37.	Flussdiagramm des Phosphorbedarfs im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in kt (=1.000 t).....	156
Abb. 38.	Primärenergieverbrauch in MJ pro kg verbrauchten Produkts.....	157
Abb. 39.	Primärenergieverbrauch relativ (in %).....	158
Abb. 40.	Primärenergieverbrauch des Gesamtverbrauchs in Deutschland im Jahr 2006 (in PJ)	159
Abb. 41.	Flussdiagramm des Primärenergieverbrauch im deutschen Agrar- und Ernährungssektor 2006 in PJ.....	162
Abb. 42.	Energiegehalt und Primärenergieverbrauch im Vergleich.....	163
Abb. 43.	Umwelteffekte des ernährungsbedingten Gesamtverbrauchs im Jahr 2006 (relativ) .	167
Abb. 44.	Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Geschlecht	171
Abb. 45.	Verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht	173
Abb. 46.	Verbrauchsbedingte Umwelteffekte nach Geschlecht	174
Abb. 47.	Verbrauchsbedingte Treibhausgasemissionen nach Prozessabschnitten und Geschlecht.....	176
Abb. 48.	Verbrauchsbedingte Ammoniakemissionen nach Prozessabschnitten und Geschlecht	177
Abb. 49.	Verbrauchsbedingter Flächenbedarf nach Prozessabschnitten und Geschlecht	178
Abb. 50.	Verbrauchsbedingter Wasserbedarf (blau) nach Prozessabschnitten und Geschlecht	179
Abb. 51.	Verbrauchsbedingter Phosphorbedarf nach Prozessabschnitten und Geschlecht.....	180
Abb. 52.	Verbrauchsbedingter Primärenergieverbrauch nach Prozessabschnitten und Geschlecht.....	181
Abb. 53.	Vergleich der Verbrauchsunterschiede in $\text{kg p}^{-1} \text{a}^{-1}$ (nach Nivellierung der Verbrauchsmengen)	183
Abb. 54.	Vergleich der Unterschiede hinsichtlich der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie des Flächenbedarfs	184
Abb. 55.	Vergleich der Unterschiede hinsichtlich des Wasser- und Phosphorbedarfs sowie des PEVs	186
Abb. 56.	Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Altersgruppen und Geschlecht	189
Abb. 57.	Verbrauchsunterschiede von Nahrungsmitteln nach Altersgruppen und Geschlecht....	190
Abb. 58.	Verbrauchsunterschiede von Getränken nach Altersgruppen und Geschlecht.....	191
Abb. 59.	Relative Zusammensetzung des Verbrauchprofils von Nahrungsmitteln (ohne Getränke) nach Altersgruppen und Geschlecht.....	192
Abb. 60.	Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	193
Abb. 61.	Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch) ..	194
Abb. 62.	Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)	195
Abb. 63.	Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch).....	196
Abb. 64.	Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)	197
Abb. 65.	Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch).....	198
Abb. 66.	Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	199
Abb. 67.	Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht (prozess- spezifisch).....	200
Abb. 68.	Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch)....	201
Abb. 69.	Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch)	201
Abb. 70.	PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	203
Abb. 71.	PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach In- und Ausland	203

Abb. 72.	PEV nach Altersgruppen und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach direktem PEV und PEV aus Vorleistungen.....	204
Abb. 73.	Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach sozialer Gruppe und Geschlecht	206
Abb. 74.	Verbrauchsunterschieden von Nahrungsmitteln nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	206
Abb. 75.	Verbrauchsunterschieden von Getränken nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	207
Abb. 76.	Relative Zusammensetzung des Verbrauchsprofils von Nahrungsmitteln (ohne Getränke) nach sozialer Gruppe und Geschlecht.....	208
Abb. 77.	Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	209
Abb. 78.	Treibhausgasemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch).....	210
Abb. 79.	Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	211
Abb. 80.	Ammoniakemissionen nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch).....	211
Abb. 81.	Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch) ...	212
Abb. 82.	Flächenbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch).....	213
Abb. 83.	Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	214
Abb. 84.	Bedarf an blauem Wasser nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch)	215
Abb. 85.	Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	216
Abb. 86.	Phosphorbedarf nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch).....	216
Abb. 87.	PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch).....	217
Abb. 88.	PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (prozessspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach In- und Ausland	218
Abb. 89.	PEV nach sozialer Gruppe und Geschlecht (produktgruppenspezifisch), in der landwirtschaftlichen Produktion differenziert nach direktem PEV und PEV aus Vorleistungen.....	219
Abb. 90.	Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Bundesländern	222
Abb. 91.	Verbrauchsunterschieden von Nahrungsmitteln nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)	223
Abb. 92.	Verbrauchsunterschieden von Getränken nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)	224
Abb. 93.	Treibhausgasemissionen nach Bundesländern (produktspezifisch)	225
Abb. 94.	Differenzen der Treibhausgasemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktgruppenspezifisch)	226
Abb. 95.	Differenzen der Treibhausgasemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)	227
Abb. 96.	Ammoniakemissionen nach Bundesländern (produktspezifisch).....	228
Abb. 97.	Differenzen der Ammoniakemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch).....	229
Abb. 98.	Differenzen der Ammoniakemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch).....	229
Abb. 99.	Flächenbedarf nach Bundesländern (produktspezifisch).....	230
Abb. 100.	Differenzen im Flächenbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch).....	231
Abb. 101.	Differenzen im Flächenbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch)	232
Abb. 102.	Bedarf an blauem Wasser nach Bundesländern (produktspezifisch).....	233
Abb. 103.	Differenzen im Bedarf an blauem Wasser zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch)	234
Abb. 104.	Phosphorbedarf nach Bundesländern (produktspezifisch)	235
Abb. 105.	Differenzen im Phosphorbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch).....	235

Abb. 106.	Differenzen im Phosphorbedarf zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch).....	236
Abb. 107.	PEV nach Bundesländern (produktspezifisch)	237
Abb. 108.	Differenzen des PEVs zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktspezifisch).....	237
Abb. 109.	Differenzen des PEVs zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (prozessspezifisch).....	239
Abb. 110.	Treibhausgasemissionen der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	248
Abb. 111.	Ernährungsbedingte Treibhausgasemissionen im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	249
Abb. 112.	Unterschiede in den Treibhausgasemissionen der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	250
Abb. 113.	Ammoniakemissionen der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	251
Abb. 114.	Unterschiede in den Ammoniakemissionen der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	251
Abb. 115.	Flächenbedarf der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	252
Abb. 116.	Unterschiede im Flächenbedarf der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹ ..	253
Abb. 117.	Wasserbedarf (blau) der Ist-Situation 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	254
Abb. 118.	Unterschiede im Wasserbedarf (blau) der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	254
Abb. 119.	Phosphorbedarf der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	255
Abb. 120.	Unterschiede im Phosphorbedarf der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	256
Abb. 121.	PEV der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (produktspezifisch) auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	257
Abb. 122.	PEV der Ist-Situation im Jahr 2006 sowie von Empfehlungen und Ernährungsweisen (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	257
Abb. 123.	Unterschiede im PEV der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation im Jahr 2006 (prozessspezifisch), auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	258
Abb. 124.	Unterschiede im PEV der Empfehlungen und Ernährungsweisen im Vergleich zur Ist-Situation (2006), prozessspezifisch auf Basis von 2.000 kcal p ⁻¹ d ⁻¹	259
Abb. 125.	Primärenergieverbrauch und Energiegehalte (verbrauchs- und verzehrsspezifisch) im Vergleich.....	260
Abb. 126.	Energiezufuhr (in %) in den Altersgruppen (nach Geschlecht) sowie bei den Empfehlungen und Ernährungsweisen	264
Abb. 127.	Treibhausgasemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu den Empfehlungen und Ernährungsweisen	265
Abb. 128.	Treibhausgas-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	267
Abb. 129.	Ammoniakemissionen nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	268
Abb. 130.	Ammoniak-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	269
Abb. 131.	Flächenbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	270

Abb. 132.	Flächen-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	271
Abb. 133.	Bedarf an blauem Wasser nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	272
Abb. 134.	Einsparpotentiale des Bedarfs an blauem Wasser von Empfehlungen* und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	273
Abb. 135.	Phosphorbedarf nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	274
Abb. 136.	Phosphor-Einsparpotentiale von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	275
Abb. 137.	Primärenergieverbrauch nach Altersgruppen und Geschlecht im Vergleich zu Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen.....	276
Abb. 138.	Energie-Einsparpotentiale (PEV) von Empfehlungen und Ernährungsweisen nach Altersgruppen und Geschlecht (im Vergleich zum Ist-Zustand im Jahr 2006).....	277
Abb. 139.	Durchschnittlicher Nahrungsmittel- und Getränkeverbrauch in Deutschland von 1961 – 2007* nach FAO Stat (2011)	282
Abb. 140.	Relative Zusammensetzung der Verbrauchsmuster in Deutschland von 1961 - 2007* nach FAO Stat (2011).....	283
Abb. 141.	Treibhausgasemissionen der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	284
Abb. 142.	Ammoniakemissionen der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	285
Abb. 143.	Flächenbedarf der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	286
Abb. 144.	Bedarf an blauem Wasser der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	287
Abb. 145.	Phosphorbedarf der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	288
Abb. 146.	Primärenergieverbrauch (PEV) der Ernährung in Deutschland von 1961-2007*	289
Abb. 147:	Prozentuale Verzehrunterschiede auf Basis der NVSII mit der NVSI nach Geschlecht und Mittelwert	292
Abb. 148.	Prozentuale Veränderungen der Umwelteffekte in den Jahren 1985-89 gegenüber 2006 (inkl. Geschlechter sowie des Einflusses des Verzehrs sowie von Nahrungsverlusten und -abfällen).....	298

Quellen / Literatur

Adolf, T. (1994): Public use file - CD + Daten-Dokumentation zur Nationalen Verzehrsstudie (NVS) und Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktorenanalytik (VERA), Justus-Liebig-Universität Gießen, zur Verfügung gestellt von Klaus-Jürgen Moch (ehemaliger Mitarbeiter am Institut für Ernährungswissenschaft, Gießen)

AG Energiebilanzen (2010): Energiebilanz der Bundesrepublik Deutschland 2006. AG Energiebilanzen e.V., Berlin (<http://www.ag-energiebilanzen.de>, zuletzt geprüft am 24.01.12).

Allan, J.A. (1993): Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. In: Priorities for water resources allocation and management (1993), London: ODA. S. 13–26.

Allan, J.A. (1994): Overall perspectives on countries and regions. In: Rogers, P.; Lydon, P. (eds.): Water in the Arab world: Perspectives and prognoses, p. 65–100. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Altner, G., H. Leitschuh, G. Michelsen (2007): Jahrbuch Ökologie 2008. Verlag C.H. Beck, München.

Amann, M., I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala (2011): An Updated Set of Scenarios of Cost-effective Emission Reductions for the Revision of the Gothenburg Protocol. Centre for Integrated Assessment Modelling (CIAM), International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.

Asimov, I. (1974): Asimov On Chemistry. Anchor Books, New York.

Aspar, H.M. (2001): Malaysian Palm Kernel Cake as Animal Feed. In: Palm Oil Developments (34): S. 4–6 (<http://palmoilis.mpob.gov.my/publications/pod34-hisham.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.12).

Ayres, R.U., L.W. Ayres (1996): Industrial ecology. Towards closing the materials cycle. Edward Elgar, Cheltenham.

Bach, M., H.-G. Frede, G. Lang (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie i. A. des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD), Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V., Frankfurt a.M.

BBSR (2011): Auf dem Weg, aber noch nicht am Ziel. Trends der Siedlungsflächenentwicklung. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. S. 3ff.

Beirat UGR (2002): Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Vierte und abschließende Stellungnahme zu den Umsetzungskonzepten des Statistischen Bundesamtes. Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wiesbaden.

Bellarby, J., B. Foereid, A. Hastings, P. Smith (2008) Cool Farming: Climate impacts of agriculture and mitigation potential, report produced by the University of Aberdeen for Greenpeace, Greenpeace. S. 5
(<http://www.greenpeace.org/international/Global/international/planet-2/report/2008/1/cool-farming-full-report.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Berger, M., M. Finkbeiner (2012): Methodological Challenges in Volumetric and Impact-Oriented Water Footprints. In: Journal of Industrial Ecology (in press).

BfB (2007): Alkoholerzeugung nach Brennereien und Rohstoffarten. Bundesmonopolverwaltung für Branntwein, Offenbach. In: BMELV StatJB 2009

Birgersson, S.,B.-S. Karlsson, L. Söderlund (2009): Soy Milk - an attributional Life Cycle Assessment examining the potential environmental impact of soy milk. KTH Royal Institute of Technology, Sweden.

BLE (2007): Energie,- und Wasserverbrauch des Ernährungsgewerbes 2006. Meldungen aus der Ernährungswirtschaftmeldeverordnung (EWMV), unveröffentlicht. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

BLE (2009): Anlandungen, Einfuhr und Konsum von Fisch nach Fischarten 2006. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

BLE (2010): Marktordnungswaren-Meldeverordnung der Milchwirtschaft. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

BMELF (1956): Statistisches Handbuch über Landwirtschaft und Ernährung der Bundesrepublik Deutschland. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin.

BMELV StatJB (verschiedene Jahrgänge): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven.

BMELV (2008): Verordnung über die Preismeldung bei Schlachtkörpern und deren Kennzeichnung (1. Fleischgesetz-Durchführungsverordnung - 1. FIGDV), Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.

BMELV (2008a): Bericht des BMELV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.

BMELV StatJB (2009): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2008. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven.

BMELV (2009a): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung - Biokraft-NachV). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.

BMELV (2010): Deutscher Agrar-Außenhandel 2009. Daten und Fakten. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin. S. 36.

BMELV StatJB (2011): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2010. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven.

BMJ (1981): Aromenverordnung. AromV, vom 22.12.1981 (BGBl. I S. 1677), in der jeweils geltenden Fassung, Bundesministerium der Justiz, Berlin.

BMJ (1994): Weingesetz. WeinG 1994 + Zusatzverordnungen, in der jeweils geltenden Fassung, Bundesministerium der Justiz, Berlin.

BMJ (2002): Leitsätze für Erfrischungsgetränke, vom 27.11.2002 (Banz. Nr. 62 vom 29.03.2003,

GMBI. Nr. 18 S. 383 vom 15.04.2003), Bundesministerium der Justiz, Berlin.

BMJ (2004): Fruchtsaftverordnung. FrSaftV, vom 24.05.2004 (BGBl. I S. 1016), Bundesministerium der Justiz, Berlin.

BML StatJB (1991): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1991. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup. Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten, Bonn.

BMU (2007): Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin. S. 1 (http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/hintergrund_meseberg.pdf, zuletzt geprüft am 29.06.12)

BMU (2010): Water Resource Management in Germany. Part I - Fundamentals. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin. S. 7-13.

BMU (2011): Erneuerbare Energien in Zahlen. Internet-Update ausgewählter Daten. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin (http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_zahlen_internet-update.pdf, zuletzt geprüft am 24.01.12).

Bockstaller, C., G. Gaillard, D. Baumgartner, R. Freiermuth Knuchel, M. Reinsch, R. Brauner, E. Unterseher (2006): Betriebliches Umweltmanagement in der Landwirtschaft: Vergleich der Methoden INDIGO, KUL/USL, REPRO und SALCA. ITADA Arbeitsprogramm III, Abschlussbericht. Colmar.

Bodirsky, B., R. Crassous-Doerfler, H. van Essen, J.-C. Hourcade, B. Kampman, H. Lotze-Campen, A. Markowska, S. Monjon, K. Neuhoff, S. Noleppa, A. Popp, P. del Río González, S. Spielmans, J. Strohschein, H. Waisman (2009): How can each sector contribute to 2C? RECIPE Background paper. S. 88-89 (<http://www.pik-potsdam.de/members/luderer/recipe-1/wp-sectors>, zuletzt geprüft am 05.07.10)

Boulay, A.-M., C. Bouchard, C. Bulle, L. Deschênes, M. Margni (2011): Categorizing water for LCA inventory. In: *Int J Life Cycle Assess* 16 (7): S. 639–651.

Brauerbund (2009): Anteil der Gebinde an der Produktion. Deutscher Brauerbund e.V., Berlin. (<http://www.brauerbund.de/download/Archiv/PDF/statistiken/Anteil%20der%20Gebinde%20an%20der%20Produktion%20=%20Abf%C3%BCllmenge.pdf>, zuletzt geprüft am 17.11.11).

Breitschuh, G., H. Eckert, H. Kuhaupt, U. Gernand, D. Sauerbeck, S. Roth (2001): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele. Anpassung und Anwendung von Kriterien zur Bewertung nutzungsbedingter Bodengefährdungen. UBA-Text 50/00. S. 129.

Brentrup, F., C. Pallière (2008): GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. International Fertiliser Society, York.

Brown, A., M.D. Matlock (2011): A Review of Water Scarcity Indices and Methodologies. FOOD, BEVERAGE & AGRICULTURE. The Sustainability Consortium, University of Arkansas, Arkansas.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung (Langfassung). Bundesregierung, Berlin, Bonn. S. 68.

- Bundesregierung (2009): Wachstum, Bildung, Zusammenhalt – Der Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und FDP, 17. Legislaturperiode, Berlin. S. 26 (<http://www.cdu.de/doc/pdfc/091026-koalitionsvertrag-cducsu-fdp.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.12)
- Bundesregierung (2009a): Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Für ein nachhaltiges Deutschland. Die Bundesregierung, Berlin. S. 89.
- Carlsson-Kanyama, A. (1998): Climate change and dietary choices — how can emissions of greenhouse gases from food consumption be reduced? In: *Food Policy* 23 (3-4): S. 277–293.
- Carlsson-Kanyama, A., A.D. Gonzalez (2009): Potential contributions of food consumption patterns to climate change. In: *American Journal of Clinical Nutrition* 89 (5): S. 1704S-1709S.
- Cederberg, C., M. Stadig (2003): System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. In: *Int J LCA* 8 (6): S. 350–356.
- Christen, O., L. Hövelmann, K.-J. Hülsbergen, M. Packeiser, J. Rimpau, B. Wagner (Hg.) (2009): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel, Berlin. Erich Schmidt.
- CML (2010): Impact Assessment - Characterisation Factors. Database. University Leiden, Institute of Environmental Sciences (<http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html#downloads>, zuletzt geprüft am 29.06.11).
- Coltro, L., A. Mourad, P. Oliveira, J. Baddini, R. Kletecke (2006): Environmental Profile of Brazilian Green Coffee (6 pp). In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (1): S. 16–21.
- Cordell, D., J.-O. Drangert, S. White (2009): The story of phosphorus: Global food security and food for thought. In: *Global Environmental Change* 19 (2): S. 292–305.
- Cortes, J.M. (2006): Life Cycle Assessment (LCA) as a Decision Support Tool (DST) for the eco-production of olive oil. TASK 3.3 Implementation of Life Cycle Inventory in Ribera Baja (Navarra, Spain). Fundación LEIA, Environment and Energy Unit, Cordoba, Spain.
- Cremer, H.-D., U. Oltersdorf (1979): Energieaufwand und Nahrungsproduktion, Energieaufwand für Nahrungsproduktion und -verarbeitung / pflanzliche und tierische Nahrungsmittel / Agrarsysteme. Ernährungsumschau 26, Heft 7, Gießen. S. 221-223.
(http://www.ernaehrungsdenkwerkstatt.de/fileadmin/user_upload/EDWText/TextElemente/Publikationen/030_Olt_Cremer_Energieaufwand_und_Nahrungsproduktion_EU_26_221_1979.pdf, zuletzt geprüft am 28.06.12)
- Dachler, M., H. Pelzmann (1999): Arznei- und Gewürzpflanzen. Anbau, Ernte, Aufbereitung. Österr. Agrarverlag, Klosterneuburg.
- Dalgaard, R. (2007): The environmental impact of pork production from a life cycle perspective. Dissertation. University of Aarhus, Dänemark.
- Dalgaard, R., J. Schmidt, N. Halberg, P. Christensen, M. Thrane, W.A. Pengue (2008): LCA of soybean meal. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (3): S. 240–254.
- DBV (2010): Strategiepapier: Klimaschutz durch und mit der Land- und Forstwirtschaft. Deutscher Bauernverband (DBV), Berlin.
- Destatis (verschiedene Jahrgänge): Einkommens- und Verbrauchsstichproben. Nahrungsmittel, Genussmittel, Getränke. Wiesbaden.

Destatis (2007): Umweltnutzung und Wirtschaft. Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2007. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

Destatis (2007a): Bevölkerung und Erwerbstätigkeit, Bevölkerungsfortschreibung 2006. Fachserie 1, Reihe 1.3, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. S. 15-16

Destatis (2010): Statistisches Jahrbuch 2009, Für die Bundesrepublik Deutschland mit »Internationalen Übersichten«. Statistical Yearbook 2009 For the Federal Republic of Germany including »International tables«. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

Destatis (2011): Umweltnutzung und Wirtschaft. Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. S. 10ff.

Destatis (2011a): Beförderte Güter (Eisenbahngüterverkehr): Deutschland, Jahre (bis 2010), Güterabteilungen und -hauptgruppen, Güterverkehrsstatistik der Eisenbahn, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 04.01.12)

Destatis (2011b): UGR, Material und Energieflussrechnungen, Verwendung von Energie: Deutschland, Jahre, Produktionsbereiche, Energieträger. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 24.01.12)

Destatis (2012): Indikatoren zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland - Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 04.01.12)

Destatis (2012a): Luftemissionen: Deutschland, Jahre, Luftemissionsart, Produktionsbereiche. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Destatis (2012b): Fortschreibung des Bevölkerungsstandes 1988, GENESIS-Online Datenbank, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de/>, zuletzt geprüft am 07.05.12)

Destatis (2012c): Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Material- und Energieflussrechnungen, Einzelne Materialien, Verwendung von Energie. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 21.05.12).

Destatis (2012d): Indikatoren zur nachhaltigen Entwicklung Deutschlands: Stickstoffüberschuss. Genesis-Online Datenbank des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden. (<https://www-genesis.destatis.de>, zuletzt geprüft am 07.06.12)

DGE (2008): Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V., aid Infodienst, Bonn. S. 7-25.

DGE (2008a): Referenzwerte für die Nährstoffzufuhr. DGE, ÖGE, SGE, SVE. 1. Aufl., 3., vollst. durchges. und korr. Nachdr. Frankfurt am Main: Neuer Umschau Buchverlag. S. 26.

DIW (2008): Verkehr in Zahlen. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung. 37. Jg. Dt. Verkehrs-Verlag, Hamburg: S. 247.

Druckman, A., M. Chitnis, S. Sorrell, T. Jackson (2011): Missing carbon reductions? Exploring rebound and backfire effects in UK households. In: *Energy Policy* (39): S. 3572–3581.

Earles, J.M., A. Halog (2011): Consequential life cycle assessment: a review. In: *Int J Life Cycle Assess* 16 (5): S. 445–453.

Eckert, H., G. Breitschuh, D. Sauerbeck (1999): Kriterien einer umweltverträglichen Landwirtschaft (KUL) - ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben (Criteria of Environmentally friendly land use (KUL)—a method for the environmental evaluation of farms). *Agribiol. Res.* 52: S. 57–76.

Ekvall, T., B.P. Weidema (2004): System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. In: *Int J Life Cycle Assess* 9 (3): S. 161–171.

Enquete-Kommission (1995): Mehr Zukunft für die Erde, Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Schlussbericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestages. *Economica-Verlag, Bonn.* S. 1317ff.

EP (2011): VERORDNUNG (EU) Nr. 691/2011 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 6. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen. *Amtsblatt der Europäischen Union* vom 22.07.2011, L 192/1. Brüssel.

EPD (2010): Product category rules – Processed liquid milk (CPC Class 2211, PCR 2010:12). The international EPD System, Sweden.
(<http://www.environdec.com/en/Product-Category-Rules/PCR-Search/?page=1&query=&category=>, zuletzt geprüft am 05.06.12)

EU-Kom (2011): Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Europäische Kommission. Brüssel.

EUP (2011): No more mix-ups over mixed fruit juices. Plenary sessions, Press release. Press Service, Directorate for the Media, European Parliament, Brüssel.

EUP & EUR (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Union*, Brüssel.

EUP & EUR (2001): Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. *Amtsblatt der Europäischen Union*, Brüssel.
(<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:309:0022:0030:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 25.06.12)

EUP & EUR (2001a): Council Directive 2001/112/EC relating to fruit juices and certain similar products intended for human consumption, of 20 December 2001. *Official Journal of the European Communities* L 10/58, Brüssel.

EUP & EUR (2008): RICHTLINIE 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Integrated pollution prevention and control (IPPC). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Brüssel.

Faist, M. (2000): Ressourceneffizienz in der Aktivität Ernährung - Akteursbezogene Stoffflussanalyse. Dissertation. ETH Zürich, Zürich.

FAO (2001): Food balance sheets. A handbook. Reprint 2008. Food and Agriculture Organisation of the UN, Rom.

FAO (2010): Food Safety and Nutrition – Impacts of Climate Change and on Climate Change. Berlin, Global Forum for Food and Agriculture, Food and Agriculture Organisation of the UN, Rom, S.

1.

FAO Stat (2011): Food balance sheet for Germany 2006. Food and Agriculture Organization of the UN, Rom. (<http://faostat.fao.org>, zuletzt geprüft am 25.01.12)

FAO Stat (2011a): Production, trade and food supply Germany, Several years. Food and Agriculture Organization of the UN, Rom. (<http://faostat.fao.org>, zuletzt geprüft am 25.01.12)

FAO Stat (2011b): Production, crops and yields. Food and Agriculture Organization of the UN, Rom. (<http://faostat.fao.org>, zuletzt geprüft am 25.01.12)

FAO Aquastat (2012): Aquastat database. Food and Agriculture Organisation of the UN, Rom. (<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>, zuletzt geprüft am 19.01.12)

FAO Stat (2013): Food supply, production and trade database for Germany 1961-2009. Food and Agriculture Organization of the UN, Rom. (<http://faostat.fao.org>, zuletzt geprüft am 25.01.13)

Fargione, J., J. Hill, D. Tilman, S. Polasky, P. Hawthorne (2008): Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. In: Science 319 (5867): S. 1235–1238.

FDG (1992): Die Nationale Verzehrsstudie – Ergebnisse der Basisauswertung. Materialien zur Gesundheitsforschung. Band 18, Herausgegeben vom Projektträger Forschung im Dienste der Gesundheit (FDG), Bonn.

Frei, A.G., T. Groß., T. Meier (2010): Es geht um die Wurst – und den Käse. Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft tierischer Kost. Beitrag im Tagungsband „Der Essalltag als Herausforderung der Zukunft“, Dr. Rainer Wild-Stiftung, Heidelberg.

Fritsche, U.R., K.J. Hennenberg, A. Hermann, K. Hünecke, R. Herrera, H. Fehrenbach et al. (2010): Development of strategies and sustainability standards for the certification of biomass for international trade. BIO-Global Project. Hg. v. UBA. Öko-Institute Darmstadt; Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (IFEU), Dessau-Roßlau.

Fuhrmann, F., R. Kabbert (2003): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung. Verarbeitung von Obst und Gemüse für das Stadtgebiet der Stadt Werder (Havel) mit ihren Ortsteilen und das Amt Groß Kreuz. Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte, Berlin: S. 81.

Gedrich, K. (1997): Ökonometrische Bestimmung der Lebensmittel- und Nährstoffzufuhr von Personen anhand des Lebensmittelverbrauchs in Haushalten. Dissertation, Peter Lang, Frankfurt am Main (In: Hoffmann 2002)

Gerbens-Leenes, W. (2006): Natural resource use for food: land, water and energy in production and consumption systems. Dissertation, University of Groningen.

Graedel, T. (1994): Industrial Ecology. Definition and Implementation, (In: Socolow et al. (Eds) 1994, 23 – 42.)

Grießhammer, R., M. Buchert, C.-O. Gensch, C. Hochfeld, I. Rüdener (2007): Produkt-Nachhaltigkeits-Analyse (PROSA/PLA) - Methodenentwicklung und Diffusion. Öko-Institut, Darmstadt, Berlin.

Guinee, J.B. (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Dordrecht, Boston: Kluwer Academic Publishers.

GVM (2007): Anteile der Packmittel an den Verbrauchsmengen 2006 - Spirituosen, Wein,

Schaumwein. Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH, Mainz.

G8 (2009): Responsible leadership for a sustainable future. G8 Summit, L'Aquila. S.19. (http://www.g8italia2009.it/static/G8_Allegato/G8_Declaration_08_07_09_final,0.pdf, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Haas, G., U. Köpke (1995): Klimarelevanz des organischen Landbaus – Ziel erreicht? Tagungsband 3. Wiss. Fachtagung zum Ökologischen Landbau, Wissenschaftlicher Fachverlag Gießen. S. 37-40.

Håkansson, S., P. Gavrilita, X. Bengoa (2005): Comparative Life Cycle Assessment, Pork vs. Tofu. Life Cycle Assessment, 1N1800. KTH Royal Institute of Technology, Stockholm.

Heijungs, R., S. Suh, R. Kleijn (2005): Numerical Approaches to Life Cycle Interpretation - The case of the Ecoinvent'96 database. In: *Int J Life Cycle Assessment* 10 (2): S. 103–112.

Heiss, R. (2003): Lebensmitteltechnologie. Biotechnologische, chemische, mechanische und thermische Verfahren der Lebensmittelverarbeitung. Springer, Berlin, New York.

Hertwich, E.H. (2005): Consumption and the Rebound Effect. An Industrial Ecology Perspective. In: *Journal of Industrial Ecology* 9 (1-2): S. 85–98.

Heyes, C., Z. Klimont, F. Wagner, M. Amann (2011): Extension of the GAINS model to include short-lived climate forcers. Mitigation of Air Pollution and Greenhouse Gases (MAG) Program. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria (<http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/XO-11-052.pdf>, zuletzt geprüft am 16.01.12).

Hirst, E. (1974): Food-Related Energy Requirements, *Science*, Vol. 184, Nr. 4133. S. 134 – 138. (In: Cremer et al. 1979)

Hoekstra, A.Y., A.K. Chapagain (2006): Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. In: *Water Resour Manage* 21 (1): S. 35–48.

Hoekstra, A.Y., A.K. Chapagain, M.M. Aldaya, M.M. Mekonnen (2011): The water footprint assessment manual. Setting the global standard. Earthscan, London, Washington, DC.

Hoffmann, I., I. Lauber (2001): Gütertransporte im Zusammenhang mit dem Lebensmittelkonsum in Deutschland. Teil II: Umweltwirkungen anhand ausgewählter Indikatoren. Goods Transports in Connection with Food. In: *ERNO* 2 (3): S. 187–193.

Hoffmann I. (2002): Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen - Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft. Habilitationsschrift, Universität Gießen.

Huber, J. (2000): Towards Industrial Ecology: Sustainable Development as a Concept of Ecological Modernization. In: *J. Environ. Policy Plann.* (2): S. 269–285.

Hülsbergen, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker, Aachen.

Humbert, S., Y. Loerincik, V. Rossi, M. Margni, O. Jolliet (2009): Life cycle assessment of spray dried soluble coffee and comparison with alternatives (drip filter and capsule espresso). In: *Journal of Cleaner Production* 17 (15): S. 1351–1358.

IFEU (2010): Fortschreibung und Erweiterung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030 (TREMODO, Version

5). Endbericht. Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg.

IFEU (2011): Ökobilanz von Getränkeverpackungen in Österreich Sachstand 2010. Institut für Energie und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg.

IISD (2011): Summary of the Durban climate change conference: 28 November - 11 December 2011. International Institute for Sustainability Development. Earth Negotiations Bulletin, Vol. 12, No. 534.

IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Japan.

IPCC (2007): Climate Change 2007 - Mitigation. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. S. 503 (<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-chapter8.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

ISO 14001 (2004): Environmental management systems - Requirements with guidance for use. International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14025 (2006): Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures. International Organisation for Standardization, Genf.

ISO 14040/14044 (2006): Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14046 (2011): Life Cycle Assessment - Water footprint - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14067 (2011): Carbon footprint of products. International Organization for Standardization, Genf.

Jolliet, O., M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, R. Rosenbaum (2003): IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. In: *Int J LCA* 8 (6): S. 324–330.

Jungbluth, N. (2000): Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums: Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz, Dissertation Nr. 13499 ETH, Zürich, (<http://www.esu-services.ch/cms/fileadmin/download/jungbluth-2000-umweltfolgen.pdf>, zuletzt geprüft am 08.06.12)

Jungbluth, N., C. Nathani, M. Stucki, M. Leuenberger (2011): Environmental Impacts of Swiss Consumption and Production. A combination of input-output analysis with life cycle assessment. Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies no. 1111. S. 171ff.

Keller, M. (2010): Flugimporte von Lebensmitteln und Blumen nach Deutschland. Eine Untersuchung im Auftrag der Verbraucherzentralen. Verbraucherzentrale Bundesverband e.V. (vzbv), Berlin.

Kicherer, A. (2005): SEEbalance - The Socio-Eco-Efficiency Analysis of BASF, Congress PROSA - Product Sustainability Assessment, Challenges, case studies, methodologies, July 2005, Lausanne.

Klapper, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. Wassergütebewirtschaftung, Schutz und Sanierung von Binnengewässern. G. Fischer, Jena.

- Klima-Allianz (2010): Mehr Klimaschutz durch nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland. Hannover. (<http://www.die-klima-allianz.de/wp-content/uploads/2010/12/Mehr-Klimaschutz-durch-nachhaltige-Landwirtschaft-in-Deutschland.pdf>, zuletzt geprüft am 11.01.12)
- Klöpffer, W., B. Grahl (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. 1. Aufl. Weinheim: WILEY-VCH.
- Kok, R., W. Biesiot, H.C. Wilting (1993): Energieintensiteiten van voedingsmiddelen, IVEM-Onderzoeksrapport No. 59, Groningen: S. 210. (In: Taylor 2000)
- Koning, A. de, R. Heijungs, G. Huppes (2008): The EXIOPOL database management system - Main design. Institute of Environmental Sciences (CML) - Universiteit Leiden.
- Kramer, P. H., K.F. Müller-Reißmann, J. Schaffner, H. Bossel, A. Meier-Ploeger, H. Vogtmann (1994): Landwirtschaft und Ernährung. Veränderungstendenzen im Ernährungssystem und ihre klimatische Relevanz. (In: Enquete-Kommission 1995)
<http://www.kramergutachten.de/PHK/NUKE.htm> (zuletzt geprüft am 04.06.12)
- Kranert, M., G. Hafner, J. Barabosz, H. Schuller, D. Leverenz, A. Kölbig et al. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Stuttgart.
- Krems, C., A. Bauch, A. Götz, T. Heuer, A. Hild, J. Möseneder, C. Brombach (2006): Methoden der Nationalen Verzehrsstudie II. Ernährung-Umschau 53, Heft 2. S. 44-50 (http://www.was-esse-ich.de/uploads/media/NVS_EU_Artikel_02_06.pdf, zuletzt geprüft am 20.06.12)
- krombacher (2011): Nachhaltigkeitsbericht 2010. Zum Wohle für Mensch und Natur. Krombacher Brauerei, Kreuztal.
(https://www.krombacher.de/engagement/nachhaltigkeit/Krombacher_Nachhaltigkeit_2011.pdf, zuletzt geprüft am 17.11.11).
- KTBL (2008): Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL). Ein Verfahren zur Nachhaltigkeitsanalyse und Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- KTBL (2011): UN ECE-Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen, Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Herausgeber: Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Kübler, W., H.J. Anders, W. Heeschen (1995): Ergebnisse der Nationalen Verzehrsstudie (1985-1989) über die Lebensmittel- und Nährstoffaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland. Band XI, VERA- Schriftenreihe, Gießen.
- Lamprecht, H., D.J. Lang, C.R. Binder, R.W. Scholz (2011): The Trade-Off between Phosphorus Recycling and Health Protection during the BSE Crisis in Switzerland - A "Disposal Dilemma". In: *GAIA* 20 (2): S. 112–121
(http://www.oekom.de/fileadmin/zeitschriften/gaia leseproben/GAIA_2011_2_Lang.pdf, zuletzt geprüft am 19.01.12).
- Leach, G. (1975): Energy and Food Production. In: *Food Policy* (11): S. 62–73.
- Leip A., F. Weiss, T. Wassenaar, I. Perez, T. Fellmann, P. Loudjani, F. Tubiello, D. Grandgirard, S. Monni, K. Biala (2010): Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas

emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre. (<http://afoludata.jrc.ec.europa.eu/index.php/dataset/detail/236>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Leip A., F. Weiss, T. Wassenaar, I. Perez, T. Fellmann, P. Loudjani, F. Tubiello, D. Grandgirard, S. Monni, K. Biala (2010a): Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – ANNEXES to the final report. European Commission, Joint Research Centre.

Leontief, W. (1970): Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics*. Vol. 52, No. 3: S. 262-271.

Leontief, W. (1986): Input-output Economics, Oxford University Press US, New York.

Li, G.-L., X. Bai, S. Yu, H. Zhang, Y.-G. Zhu (2011): Urban Phosphorus Metabolism through Food Consumption. The case of China. In: *Journal of Industrial Ecology*: S. 1–12.

McDonough, W., M. Braungart (2002): *Cradle to cradle. Remaking the way we make things*. 1st. New York: North Point Press.

McMichael, Anthony J., J. W. Powles, C. D. Butler, R. Uauy (2007): Food, livestock production, energy, climate change and health. *Lancet* 370 (9594): S. 1253–1263.

MCT Brasilien (2010): Second National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change – Chapter 3 – Anthropogenic Emissions by Sources and Removals by Sink of Greenhouse Gases by Sector, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília.

MEA (2005): *Ecosystems and human well-being. General synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.

Meadows, D., D. Meadows, J. Randers, W. W. Behrens (1972): *The Limits of Growth. A Report for The Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*, Universe Books, New York.

Meier, T., O. Christen (2012): Gender as a factor in an environmental assessment of the consumption of animal and plant-based foods in Germany. In: *Int J Life Cycle Assess* 17 (5): S. 550–564.

Meier, T., O. Christen (2013): Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. In: *Environ. Sci. Technol* 47 (2): S. 877-888.

Meier, T., O. Christen, C. Barth (2013): Balancing Germany's virtual land import by a shift in the diet. (Veröffentlichung eingereicht)

Meier, U., E. Schlich (1996): Zwischenbericht zur Gründung eines Instituts für Nachhaltiges Haushalten an der Universität Gießen. *Hauswirtschaft und Wissenschaft*, Nr. 4, Gießen. S. 174-177.

Meinhold, K. (2010): Assessment of the ecological Sustainability of Foods – with a Main Focus on the Ecological Footprint. Master Thesis in the Field of Sustainable Nutrition, Technische Universität München. S. 13-36 (http://www.bfeoe.de/aktiv/klimaschutz/ThesisFinal_Kathrin_Meinhold.pdf, zuletzt geprüft am 28.07.10)

Mekonnen, M.M., A.Y. Hoekstra (2010): The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, Value of Water Research Report Series No. 47, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.

Milà i Canals, L., J. Chenoweth, A. Chapagain, S. Orr, A. Antón, R. Cliff (2009): Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main im-

pact pathways. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (1): S. 28–42.

Misselhorn, K. (2003): Gärungsalkohol, Kapitel 38. (In: Heiss 2003: S. 402–412)

Mollenhorst, H., P.B.M. Berentsen, I.J.M. De Boer (2006): On-farm quantification of sustainability indicators: an application to egg production systems. *British Poultry Science* 47: S. 405–417.

Mongelli, I., I. Arto, V. Andreoni (2011): Sustainable consumption patterns in EU27. A quantitative assessment of the impacts of dietary changes, higher energy efficiency in building and of more efficient passenger vehicles. Report of the EXIOPOL project. Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla, Spanien.

MRI (2008): Nationale Verzehrsstudie II - Ergebnisbericht, Teil 1 - Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen, einschließlich Ergänzungsband/Schichtindex. Max Rubner-Institut, Karlsruhe. S. 35-36.

MRI (2008a): Nationale Verzehrsstudie II - Ergebnisbericht, Teil 2 - Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. Max Rubner-Institut, Karlsruhe. S. 174 – 234 (http://www.was-esse-ich.de/uploads/media/NVSII_Abschlussbericht_Teil_2.pdf, zuletzt geprüft am 05.06.12)

Muñoz, I., L. Milà i Canals, A.R. Fernández-Alba (2010): Life cycle assessment of the average Spanish diet including human excretion. In: *Int J Life Cycle Assess* (15): S. 794-805.

NABU (2010): Klimaschutz in der Landwirtschaft – Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin. (<http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/klimaschutz-landwirtschaft-web.pdf> zuletzt geprüft am 05.06.12)

Narziß, L. (2003)K: Bier, Kapitel 36. (In: Heiss 2003: S. 369–381)

Nemecek, T., K. Weiler, K. Plassmann, J. Schnetzer (2011): Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Unilever-ART project no. CH-2009-0362 “Carbon and Water Data for Bio-based Ingredients”: final report of phase 2: Application of the Method and Results. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zürich, CH.

Nielsen, P. H., A. M. Nielsen, B. P. Weidema, R. Dalgaard, N. Halberg (2003): LCA food data base. (www.lcafood.dk, zuletzt geprüft am 22.12.11)

Ntiamoah, A., G. Afrane (2008): Environmental impacts of cocoa production and processing in Ghana: life cycle assessment approach. In: *Journal of Cleaner Production* 16 (16): S. 1735–1740.

Öko-Institut (1987): Produktlinienanalyse - Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Projektgruppe Ökologische Wirtschaft, Köln. (In: Altner, G., H. Leitschuh, G. Michelsen 2007)

Öko-Institut (2010): GEMIS 4.6 - Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme. Öko-Institut e.V., Freiburg.

Olivier, J. G. J., G. Janssens-Maenhout, J.A.H.W. Peters, J. Wilson (2011): Long-term trend in global CO₂ emissions. 2011 report. PBL/JRC The Hague.

Opschoor, H. (1995): Ecospace and the fall and rise of throughput intensity. *Journal Ecological Economics* (15): S. 137-140.

Osterburg, B., H. Nieberg, S. Rüter, F. Isermeyer, H.-D. Haenel, J. Haehne, J.-G. Krentler, H. M.

- Paulsen, F. Schuchardt, J. Schweinle, P. Weiland (2009): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Von-Thünen Institut, Braunschweig, Hamburg, Trenthorst. S. 4-26.
(http://www.vti.bund.de/de/institute/lr/publikationen/bereich/ab_03_2009_de.pdf, zuletzt geprüft am 01.07.10)
- Osterburg, B., C. Rösemann, H.D. Hänel, H. Döhler, S. Wulf (2010): Bewertung von Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft zum Erreichen der Emissionsobergrenze für Ammoniakemissionen gemäß EU-NEC-Richtlinie im Jahr 2010. Unveröffentlichter Bericht zur Unterstützung der Ressortgespräche zwischen BMELV/BMU vor dem Hintergrund der EU-NEC-Richtlinie. Braunschweig und Darmstadt. (In: KTBL 2011)
- O'Sullivan, P.E., C.S. Reynolds (eds.) (2005): The Lakes Handbook - Lake restoration and rehabilitation, Volume 2. Blackwell Publishing, Malden. S. 354ff.
- Peters, C.J., J.L. Wilkins, G.W. Fick (2007): Testing a complete-diet model for estimating the land resource requirements of food consumption and agricultural carrying capacity: The New York State example. In: *Renew Agr Food Syst* 22 (02): S. 145–154.
- Pfister, S., A. Koehler, S. Hellweg (2009): Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. In: *Environ. Sci. Technol* 43 (11): S. 4098–4104.
- Pimentel, D., L.E. Hurd, A.C. Bellotti, M.J. Forster, I.N. Oka, O.D. Sholes, R.J. Whitman (1973): Food Production and the Energy Crisis. In: *Science* 182 (4111): S. 443–449.
- Popp, A., H. Lotze-Campen, B. Bodirsky (2010): Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production. In: *Global Environmental Change* 20 (3): S. 451–462.
- Quack, D., I. Rüdener (2004): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen. Energie- und Stoffstromanalyse der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2001. Öko-Institut e. V. – Institut für angewandte Ökologie, Freiburg.
- Quack, D., I. Rüdener (2007): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen. Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005. Öko-Institut, Freiburg.
- Quested, T., H. Johnson (2009): Household food and drink waste in the UK. Final report. Wastes & Resources Action Programme (WRAP), Banbury.
- Rapp, A. (2003): Wein, Kapitel 37. (In: Heiss 2003: S. 382–425)
- Rathjen, A. (2009): LCA-Fallstudien zur Ökobilanzierung von Nahrungsmitteln: hoher Aufwand, niedrige Trennschärfe, zweifelhafter Nutzen. Beitrag im Tagungsband Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel, vTI, Braunschweig. S. 206.
- Ravishankara A. R., J. S. Daniel, R. W. Portmann (2009): Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* Vol. 326. S. 123-125.
- Reichert, T., M. Reichardt (2011): Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Forum Umwelt und Entwicklung, Germanwatch, Berlin.
- Römer, W., M. Gründel, F. Güthoff (2010): Concentrations of U-238, U-235, Th-232 and Ra-226 in some selected raw phosphates, phosphate fertilizers, soil and plant samples from a long term P fertilization experiment. In: *Journal für Kulturpflanzen* 62 (6): S. 200–210.

- Saling, P., A. Kicherer, B. Dittrich-Krämer, R. Wittlinger, W. Zombik, I. Schmidt et al. (2002): Eco-efficiency analysis by BASF: the method. In: *Int J LCA* 7 (4): S. 203–218.
- Sanjuan, N., L. Ubeda, G. Clemente, A. Mulet, F. Girona (2005): LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana (Spain). In: *IJARGE* 4 (2): S. 163.
- Santarius, T. (2012): Der Rebound-Effekt - Über die unerwünschten Folgen der erwünschten Energieeffizienz. Impulse zur Wachstumswende. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal.
- Scarborough, P., S. Allender, D. Clarke, K. Wickramasinghe, M. Rayner (2012): Modelling the health impact of environmentally sustainable dietary scenarios in the UK. In: *Eur J Clin Nutr* 66 (6): S. 710–715.
- Schmidt, J.H. (2008): System delimitation in agricultural consequential LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (4): S. 350–364.
- Schmidt, T., B. Osterburg, R. Hoffmann-Müller, S. Seibel (2005): Aufbau des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Abschlussbericht 2005. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Statistisches Bundesamt, Braunschweig, Wiesbaden.
- Schmidt, T., B. Osterburg (2009): Aufbau des Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Projekt II, Endbericht, vTI, Braunschweig. S. 25-27. (https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/LandwUmweltAbschlBericht2009.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 06.06.12)
- Schmidt, T., B. Osterburg (2010): Aufbau des Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen II. Projekt II, Tabellen zum Endbericht, vTI, Braunschweig.
- Schmidt-Bleek, F., W. Bierter (1998): Das MIPS-Konzept: Weniger Naturverbrauch - mehr Lebensqualität durch Faktor 10. Droemer, München.
- Seemüller, M. (2000): Der Einfluss unterschiedlicher Landbewirtschaftungssysteme auf die Ernährungssituation in Deutschland in Abhängigkeit des Konsumverhaltens der Verbraucher, Diplomarbeit, Technische Universität München, Freiburg. S. 71-73 (<http://www.oeko.de/oekodoc/76/2000-010-de.pdf>, zuletzt geprüft am 28.07.10)
- SETAC/UNEP (2009): Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, United Nations Environment Programme.
- Slessor, M., C. Lewis, W. Edwardson (1977): Energy systems analysis for food policy. In: *Food Policy* (5): S. 123–129.
- Socolow, R.H., C. Andrews, F. Berkhout, V. Thomas (1994): Industrial ecology and global change. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Sonnenberg, A., A. Chapagain, M. Geiger, D. August (2009): Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands. Woher stammt das Wasser, das in unseren Lebensmitteln steckt? WWF Deutschland, Frankfurt am Main.
- Smil, V. (2002): Worldwide Transformation of Diets, Burdens of Meat Production and Opportunities for Novel Food Proteins. *Journal Enzyme and Microbial Technology* (30): S. 305-309.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, Sondergutachten, März 1985, Kohlhammer, Stuttgart/Mainz.

Steger, S. (2005): Der Flächenrucksack des europäischen Außenhandels mit Agrarprodukten. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal. S. 5.

Stehfest, E., L. Bouwman, D.P. Vuuren, M.G.J. Elzen, B. Eickhout, P. Kabat (2009): Climate benefits of changing diet. In: *Climatic Change* 95 (1-2): S. 83–102.

Suh, S. (2003): Input-output and hybrid life cycle assessment. In: *Int J LCA* 8 (5): S. 257.

Suh, S., S. Yee (2011): Phosphorus use-efficiency of agriculture and food system in the US. In: *Chemosphere* 84 (6): S. 806–813.

Sutton, M.A., C. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt (eds.) (2011): The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives. Cambridge University Press, Cambridge, UK; New York.

Taylor C. (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation. Justus-Liebig-Universität, Gießen.
(<http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2000/273/pdf/d000074.pdf>, zuletzt geprüft am 05.06.12)

Teuteberg H.-J., Wiegelmann G. (1986): Unsere tägliche Kost – Studien zur Geschichte des Alltags. F. Copenrath Verlag, 2. Aufl., Münster.

Thomassen, M.A., R. Dalgaard, R. Heijungs, I. Boer (2008): Attributional and consequential LCA of milk production. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (4): S. 339–349.

Tiefkühlinstitut (2010): Cool facts 2009. Tiefkühlkost - Zahlen, Daten, Fakten. Deutsches Tiefkühlinstitut e.V., Köln.

Tukker A., G. Huppes, J. Guinee, R. Heijungs, A. de Koning, L. v. Oers, S. Suh, T. Geerken, M. v. Holderbeke, B. Jansen, P. Nielson, P. Eder, L. Delgado (2006): Environmental Impact of Products (EIPRO) Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. Joint Research Center (JRC) Technical Report Series, Institute for Prospective and Technological Studies. S.13 (<ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/eur22284en.pdf>, zuletzt geprüft am 08.06.12)

Tukker, A., R.A. Goldbohm, A. de Koning, M. Verheijden, R. Kleijn, O. Wolf et al. (2011): Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. In: *Ecological Economics* 70 (10): S. 1776–1788.

UBA (2008): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2006, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2008. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UBA (2009): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2007, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2009. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 47-48.

UBA (2009a): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 9-15.

UBA (2010): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2008, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2010. Umweltbundesamt,

Dessau-Roßlau. S. 47-48 (<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3957.pdf>, zuletzt geprüft am 29.06.12)

UBA (2010a): 2050: 100% - Energieziel 2050: 100% Strom aus erneuerbaren Quellen., Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 18.

UBA (2011): Daten zur Umwelt - Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
(<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2873>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

UGB (2011): Empfehlungen der Vollwert-Ernährung. Persönliches Schreiben von Hans-Helmut Martin. Verband für Unabhängige Gesundheitsberatung e.V., Wettenberg/Gießen.

UN (2012): Rio+20. The future we want. United Nations Conference on Sustainable Development, Rio de Janeiro/Brasilien.
(<http://daccess-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N12/381/64/PDF/N1238164.pdf?OpenElement>, zuletzt geprüft am 25.06.12)

UNFCCC (2008): Kyoto Protocol Reference Manual On Accounting of Emissions and Assigned Amount. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn.

USDA, USDHHS (2010): Dietary Guidelines for Americans 2010. 7th Edition. U.S. Department of Agriculture, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, DC. S. 81ff.

USGS (1996-2010): Phosphate rock. In: Mineral commodity summaries. United States Geological Survey (USGS). (http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock, zuletzt geprüft am 19.06.12)

USGS (2011): Phosphate rock. In: Mineral commodity summaries. United States Geological Survey (USGS). (http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock, zuletzt geprüft am 19.06.12)

VdF (2007): Daten & Fakten 2006. Zur deutschen Fruchtsaft-Industrie. Verband der deutschen Fruchtsaft-Industrie e. V. (VdF), Bonn.

VDM (1994): Der schnelle Überblick. Daten zum Markt der Mineralbrunnengetränke, Ausgabe 1994. Verband Deutscher Mineralbrunnen e.V., Bonn. S. 11.

VDM (2007): Der schnelle Überblick. Daten zum Markt der Mineralbrunnengetränke, Ausgabe 2007. Verband Deutscher Mineralbrunnen e.V., Bonn. S. 46ff.

Van Kauwenbergh, S. J. (2010): World phosphate rock. Reserves and resources. International Fertilizer Development Center (IFDC), Muscle Shoals, Alabama.

Von Koerber K., J. Kretschmer (2009): Ernährung und Klima - Nachhaltiger Konsum ist ein Beitrag zum Klimaschutz. (In: Der kritische Agrarbericht 2009, Kassel, 280-285)
(http://www.bfoe.de/publikationen/vonKoerber_Kretschmer.pdf, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Vries, M. de, I. de Boer (2010): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. In: Livestock Science 128 (1-3): S. 1–11.

WAFG (2009): Der AFG-Markt 2009. Wirtschaftsvereinigung Alkoholfreie Getränke e.V., Berlin.

WCED (1987): Our Common Future. World Commission on Environment and Development, Forty-

second session, Brundtland Report, New York.

WCRF (2007): Food, Nutrition, Physical Activity, and the Prevention of Cancer: a Global Perspective. World Cancer Research Fund / American Institute for Cancer Research, Washington DC. S. 194-196. (<http://www.dietandcancerreport.org/>, zuletzt geprüft am 08.07.12)

Weidema B.P., Wesnaes M., Hermansen J., Kristensen T., Halberg N. (2008): Environmental Improvement potentials of Meat and Dairy Products. Joint Research Center (JRC) Scientific and Technical Reports, Insitute for Prospective and Technological Studies, Sevilla. S. 6 (<ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/JRC46650.pdf>, zuletzt geprüft am 08.06.12)

Weizsäcker, E.U. von, K. Hargroves, M.H. Smith, C. Desha, P. Stasinopoulos (2010): Faktor Fünf. Die Formel für nachhaltiges Wachstum. Droemer, München.

WHO (2006): Global Burden of Disease and Risk Factors. World Health Organization. Unter Mitarbeit von Alan D. Lopez, Colin D. Mathers, Majid Ezzati, Dean T. Jamison und Christopher J. L. Murray: World Bank Publications. S. 126ff (<http://files.dcp2.org/pdf/GBD/GBD.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.12)

Wiegmann, K., U. Eberle, U.R. Fritsche, K. Hünecke (2005): Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien. BMBF-Forschungsprojekt „Ernährungswende“, Diskussionspapier Nr. 7. Öko-Institut e. V. – Institut für angewandte Ökologie, Darmstadt/Hamburg. S. 71 (http://www.ernaehrungswende.de/pdf/DP7_Szenarien_2005_final.pdf, zuletzt geprüft am 10.06.12)

Williams, A.G., E. Audsley, D.L. Sandars (2006): Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report Defra Research Project ISO205, Bedford: Cranfield University and Defra.

Witzke, H. von, S. Noleppa, I. Zhirkova (2011): Fleisch frisst Land. Ernährung, Fleischkonsum, Flächenverbrauch. Hg. v. WWF Deutschland, Berlin. S. 34.

WKF (2007): Marktreport - Wärme sorgt für einen leichten Absatzrückgang in 2006. Pfefferminz ist der Prinz der Kräuter- und Früchtetees. Wirtschaftsvereinigung Kräuter- und Früchtetee e.V., Hamburg (<http://www.wkf.de/article/articleview/311/1/6/>, zuletzt geprüft am 03.11.11).

Woitowitz, A. (2007): Auswirkungen einer Einschränkung des Verzehrs von Nahrungsmitteln tierischer Herkunft auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren – dargestellt am Beispiel konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise. Dissertation, Technische Universität München.

Yusoff, S., S. Hansen (2007): Feasibility Study of Performing an Life Cycle Assessment on Crude Palm Oil Production in Malaysia (9 pp). In: Int J Life Cycle Assessment 12 (1): S. 50–58.

Zacharias, R. (1992): Lebensmittelverarbeitung im Haushalt. Ulmer, Stuttgart. (In: Hoffmann 2002)

Anhang

Tab. 74. Verzehrsmengen nach Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a)

Produktgruppen*	Männer (14-80)	Frauen (14-80)	Durchschnitt (14-80)
	kg p ⁻¹ a ⁻¹		
Butter	5,67	3,70	4,67
Käse, Quark	17,76	17,03	17,40
Milcherzeugnisse	29,44	34,19	31,83
Milch, -getränke	49,88	37,84	43,81
Rind-, Kalbfleisch	9,61	4,96	7,26
Schweinefleisch	29,25	14,78	21,96
Geflügelfleisch	11,48	7,39	9,42
sonst. Fleisch	1,43	0,71	1,07
Eiprodukte	7,67	6,21	6,93
Fischprodukte	10,59	8,40	9,48
Getreideprodukte	113,88	87,60	100,64
Gemüse	82,86	90,52	86,72
Obst	83,95	101,47	92,78
Nüsse, Samen	1,46	1,19	1,32
Kartoffelprodukte	34,31	26,65	30,45
pflanzl. Öle, Fette	4,75	3,65	4,19
Zucker, Süßwaren	20,08	17,52	18,79
Wasser	405,15	408,44	406,81
Erfrischungsgetränke, Säfte	190,17	124,47	157,05
Kräuter-, Früchtetee	54,39	116,07	85,47
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	208,42	184,69	196,46
Bier	92,35	14,24	52,98
Wein, Sekt	17,16	13,87	15,50
Spirituosen	2,01	0,91	1,46
Summe	1483,7	1326,5	1404,5

* gemäß Einteilung in Kap. 3.1

Tab. 75. Verzehrsmengen nach Altersgruppen und Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a)

Altersgruppen	Männer						Frauen					
	14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80	14-18	19-24	25-34	35-50	51-64	65-80
Produktgruppen*	kg p ⁻¹ a ⁻¹											
Butter	5,84	4,75	5,11	5,84	5,84	5,84	3,29	2,92	2,92	3,65	3,65	4,38
Käse, Quark	14,11	16,43	16,79	16,91	19,22	20,20	13,14	14,11	14,84	16,79	18,74	19,71
Milcherzeugnisse	27,98	25,92	29,20	30,05	29,44	30,42	22,63	30,90	31,63	33,58	39,18	35,77
Milch, -getränke	87,11	71,18	61,32	47,94	36,38	33,34	58,40	52,44	45,14	35,41	29,69	32,49
Rind-, Kalbfleisch	11,51	12,34	11,24	9,76	8,45	7,17	5,28	4,78	5,60	5,15	4,78	4,37
Schweinefleisch	30,17	35,65	32,46	31,31	27,07	21,80	16,54	14,50	15,99	15,49	14,56	12,68
Geflügelfleisch	12,58	15,19	13,64	12,14	9,80	8,13	8,12	7,98	8,49	8,11	6,88	5,66
sonst. Fleisch	1,36	1,31	1,44	1,51	1,55	1,23	0,63	0,62	0,64	0,75	0,80	0,67
Eiprodukte	7,67	9,49	8,40	7,67	6,94	6,94	6,21	5,11	6,21	6,21	6,21	5,84
Fischprodukte	5,48	8,40	9,13	10,95	12,41	13,14	4,02	5,84	6,94	8,03	10,59	10,22
Getreideprodukte	129,94	125,20	125,93	119,36	104,03	93,81	100,01	94,17	97,09	91,25	81,76	75,92
Gemüse	63,51	70,81	77,75	86,14	91,62	87,97	71,91	74,10	85,05	97,09	99,65	87,97
Obst	64,24	58,77	65,70	79,21	100,01	108,41	82,13	77,38	90,52	94,54	120,09	115,34
Nüsse, Samen	1,55	1,37	1,73	1,92	1,64	1,00	1,10	1,00	1,37	1,37	1,83	0,91
Kartoffelprodukte	31,76	35,77	30,30	32,49	32,49	38,33	24,46	22,63	24,82	24,82	26,65	30,66
pflanzl. Öle, Fette	3,29	2,92	4,02	4,38	4,75	4,02	2,19	2,19	2,56	2,56	2,92	2,92
Zucker, Süßwaren	24,82	18,98	23,00	21,17	17,52	16,06	22,27	20,08	20,44	18,25	14,97	14,60
Wasser	390,19	463,92	418,29	423,04	394,93	348,94	351,50	397,12	414,28	430,70	427,05	376,32
Erfrischungsgetränke, Säfte	363,18	315,00	271,20	185,06	126,66	72,27	244,19	200,75	162,06	120,82	83,95	77,75
Kräuter-, Fruchtee	29,93	28,47	38,33	50,74	65,70	84,68	58,77	83,22	120,45	121,91	126,29	126,29
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	42,71	108,04	206,96	259,52	239,08	199,29	43,07	99,65	160,97	225,94	220,10	182,87
Bier	59,13	114,25	82,86	97,09	101,84	83,22	12,78	18,25	12,41	13,87	16,06	13,14
Wein, Sekt	1,83	5,11	12,78	16,43	23,73	27,38	2,56	9,86	10,22	16,43	20,08	11,32
Spirituosen	4,56	6,75	2,19	1,28	1,46	1,46	3,10	2,56	0,91	0,73	0,55	0,73
Summe	1414,4	1556,0	1549,7	1551,9	1462,5	1315,0	1158,2	1242,1	1341,5	1393,4	1377,0	1248,5

* gemäß Einteilung in Kap. 3.1

Tab. 76. Verzehrsmengen nach sozialer Gruppe und Geschlecht in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a)

Soziale Schicht	Männer (14-80)					Frauen (14-80)				
	Untere Schicht	Untere Mittelschicht	Mittelschicht	Obere Mittelschicht	Oberschicht	Untere Schicht	Untere Mittelschicht	Mittelschicht	Obere Mittelschicht	Oberschicht
Produktgruppen*	kg p ⁻¹ a ⁻¹									
Butter	5,19	5,92	5,83	5,74	5,20	3,62	3,89	3,70	3,47	3,99
Käse, Quark	16,55	17,52	17,52	18,01	18,86	17,03	17,28	17,03	16,67	18,25
Milcherzeugnisse	27,50	27,01	31,03	28,59	30,54	33,82	33,34	33,82	33,46	36,87
Milch, -getränke	56,70	47,09	53,29	46,11	47,33	39,30	40,64	37,47	35,28	39,79
Rind-, Kalbfleisch	10,45	10,21	9,63	9,68	8,50	5,35	4,99	4,99	4,89	4,61
Schweinefleisch	30,95	30,82	30,72	29,05	24,37	15,59	15,57	15,05	14,15	13,50
Geflügelfleisch	14,07	12,34	11,35	11,43	9,78	7,71	7,58	7,15	7,65	6,94
sonst. Fleisch	1,51	1,38	1,40	1,49	1,42	0,74	0,68	0,69	0,71	0,81
Eiprodukte	9,49	7,67	8,03	6,94	6,94	6,57	6,57	5,84	5,84	5,84
Fischprodukte	9,13	9,86	10,59	11,32	12,05	7,67	8,03	8,40	9,13	9,13
Getreideprodukte	110,96	109,50	112,79	117,53	116,07	82,86	82,86	86,51	91,25	96,00
Gemüse	71,18	76,29	79,21	83,95	89,06	80,30	81,40	88,33	99,28	104,39
Obst	68,99	82,86	83,22	87,24	87,24	96,73	98,92	100,38	105,12	106,22
Nüsse, Samen	1,73	1,46	1,46	1,37	1,83	1,19	0,82	1,19	1,19	1,55
Kartoffelprodukte	33,22	35,41	35,04	32,49	29,93	29,20	27,38	26,65	24,09	22,63
pflanzl. Öle, Fette	4,75	4,75	4,38	4,02	3,29	3,65	2,92	2,56	2,19	1,83
Zucker, Süßwaren	20,08	20,08	20,81	19,35	18,62	20,44	17,16	17,52	17,16	16,06
Wasser	373,76	373,40	403,69	423,77	422,67	375,22	392,74	391,65	438,00	443,84
Erfrischungsgetränke, Säfte	220,10	190,90	191,99	212,80	245,65	187,61	171,19	179,95	189,80	204,40
Kräuter-, Früchtetee	45,26	59,86	56,58	54,75	49,28	107,68	102,57	117,17	122,64	126,66
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	229,59	206,23	202,58	180,68	146,00	123,74	133,96	124,83	126,29	107,31
Bier	109,14	101,11	91,62	91,62	78,84	13,51	14,60	13,51	14,60	14,97
Wein, Sekt	10,59	12,05	13,87	18,25	30,30	7,67	9,49	11,32	17,89	24,82
Spirituosen	3,29	2,74	2,19	1,83	1,46	0,37	1,10	0,91	0,73	0,91
Summe	1484,1	1446,4	1478,8	1498,0	1485,2	1267,5	1275,6	1296,6	1381,5	1411,3

* gemäß Einteilung in Kap. 3.1

Tab. 77. Verzehrsmengen nach Bundesländern in kg pro Person und Jahr auf Basis der NVSII (MRI 2008a)

Produktgruppen*	MV	BB	B	LSA	SA	TH	SH	HH	BR	NI	NRW	HE	RP	SL	BW	BY
	kg p ⁻¹ a ⁻¹															
Butter	6,96	5,62	4,68	6,25	6,71	6,16	4,59	3,60	4,18	4,22	3,77	4,23	4,73	3,71	4,84	4,75
Käse, Quark	18,75	17,77	18,79	20,32	17,64	17,89	17,02	20,34	20,97	19,23	18,37	16,98	15,39	13,71	15,45	15,75
Milcherzeugnisse	32,42	30,13	32,87	31,28	32,79	31,00	31,10	35,16	29,58	35,29	32,99	30,14	28,36	29,05	29,88	30,73
Milch, -getränke	53,92	34,73	50,33	37,11	45,55	37,59	52,38	40,14	57,25	50,20	46,42	43,88	39,65	33,99	40,44	39,64
Rind-, Kalbfleisch	6,56	6,36	6,77	6,68	7,13	7,04	7,55	8,26	9,20	7,01	7,56	7,70	6,80	7,42	7,43	7,15
Schweinefleisch	23,39	23,17	19,50	24,79	24,53	25,71	19,70	20,62	19,31	21,56	20,70	21,63	19,60	21,30	21,92	23,99
Geflügelfleisch	10,45	10,01	9,33	9,43	9,60	9,08	9,84	10,36	9,10	9,42	9,62	9,45	8,62	8,36	9,24	9,18
sonst. Fleisch	1,48	0,99	0,96	1,09	1,30	1,35	0,94	1,42	0,77	1,01	1,04	1,10	0,86	0,93	1,13	1,02
Eiprodukte	8,96	6,57	6,93	7,66	6,93	6,94	7,29	6,01	8,02	6,75	7,29	6,20	5,65	5,47	6,93	6,20
Fischprodukte	11,16	9,68	10,76	11,13	12,59	10,04	10,58	11,86	8,93	9,12	9,30	9,66	7,48	8,03	8,75	9,48
Getreideprodukte	101,99	93,52	107,43	99,05	97,26	96,81	101,92	107,25	108,96	95,57	97,84	102,29	97,40	93,71	109,25	99,37
Gemüse	76,27	74,65	88,00	77,22	85,78	84,62	77,06	88,07	71,63	79,23	79,80	86,51	80,14	80,45	93,81	94,20
Obst	103,25	105,95	91,13	106,95	116,81	118,18	78,54	79,71	84,97	89,10	86,79	96,94	91,82	86,95	93,30	88,22
Kartoffelprodukte	39,47	29,41	26,81	27,91	30,29	30,69	32,82	32,09	30,23	31,01	31,71	28,44	29,73	28,46	26,45	28,45
pflanzl. Öle, Fette	7,13	8,08	6,25	8,15	6,06	6,63	3,97	5,33	5,46	4,54	4,06	3,42	3,48	2,68	2,27	2,54
Zucker, Süßwaren	21,01	16,61	17,70	20,43	16,61	16,06	20,06	19,32	16,20	20,80	19,52	18,61	17,69	15,86	13,87	18,97
Wasser	303,51	343,81	389,85	331,09	329,42	384,34	416,10	451,15	419,92	413,79	424,06	429,07	413,64	462,19	449,49	394,20
Erfrischungsgetränke, Säfte	155,67	131,15	135,45	145,49	135,94	121,38	154,42	152,08	99,22	140,02	136,13	137,76	138,80	144,41	168,43	180,21
Kräuter-, Früchtetee	82,91	108,39	91,40	101,77	122,86	106,56	72,99	71,81	62,42	80,81	73,50	82,24	90,29	54,25	86,49	87,12
Kaffee, Tee (schwarz, grün)	181,38	182,15	217,70	193,21	154,57	167,60	204,98	233,31	214,58	222,44	215,18	191,23	188,31	216,21	184,06	179,36
Bier	57,91	69,20	54,52	60,62	75,86	71,82	32,88	42,44	50,40	41,47	46,68	40,81	37,48	51,06	45,64	75,51
Wein, Sekt	12,02	12,77	17,51	13,51	13,14	11,67	12,77	19,12	12,11	14,59	12,95	17,33	19,67	18,07	20,42	16,05
Spirituosen	4,31	1,47	1,37	2,92	1,73	1,19	1,45	2,00	1,18	1,64	1,00	1,45	1,27	1,17	1,37	1,55
Summe	1320,9	1322,2	1406,0	1344,1	1351,1	1370,4	1371,0	1461,5	1344,6	1398,8	1386,3	1387,1	1346,9	1387,4	1440,8	1413,6

* gemäß Einteilung in Kap. 3.1 (ohne Nüsse, Samen)

Curriculum Vitae

Toni MEIER

email: toni.meier@nutrition-impacts.org

web: www.nutrition-impacts.org

- 10/2009-02/2013 Dissertation (dr. agr.) at the Unit of Agronomy and Organic Farming, chair of Prof. Olaf Christen, University Halle-Wittenberg, Germany
- contributions & participations during ph.d. (inter alia)**
- 11/2012: First Global Soil Week – Soils for Life, Berlin (oral presentation)
- 10/2012: 8th International Conference of LCA in the Agri-food Sector, St. Malo / France (oral presentation)
- 01/2012: LIAISE Winter School, UFZ Leipzig
- 11/2011: Conference “Sustainable Consumption - Towards Action & Impact”, BMBF Hamburg (oral presentation)
- 09/2011: CAPRI Training Session, vTI Braunschweig
- 06/2011: LCA Forum “Applying LCA in the Food & Beverage Supply Chain”, Lausanne / Switzerland (oral presentation)
- 03/2011: 17th SETAC Symposium “Sustainable Lifestyles”, Budapest / Hungary (oral & poster presentation)
- 09/2010: 7th International Conference of LCA in the Agri-food Sector, Bari / Italy (poster presentation)
- since 2007 Independent Consultant
- 02/2007-09/2007 Short Term Consultant at the Society for Technical Cooperation (GTZ) Eschborn, Germany
- 2005 Research Associate at the Central Authority for Agriculture Thüringen (TLL), Germany
- 07/2003-09/2004 Agricultural internships in Spain, Mexico, Honduras, Costa Rica
- 09/2003-06/2004 Research internship at the Department of Nutrition and Food Sciences at the University Complutense Madrid, Spain
- 2001-2007 Nutritional Sciences and diploma at Jena University, Germany
- Diploma of Nutritional Sciences (dipl. troph.) at the Friedrich Schiller-University Jena, Germany, thesis title: *From Food Aid towards Food Assistance – The international nutrition security faced with new tasks*
- 2000 Agricultural internships on several farms in New Zealand
- 1990-1999 Grammer School (Gymnasium) “Georg Ernst” Schleusingen /Thüringen, Germany; degree Abitur
- 1980 Born in Suhl / Thüringen, Germany

ERKLÄRUNG

Hiermit versichere an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation mit dem Thema „Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren“ selbständig angefertigt habe, und diese in gleicher oder ähnlicher Fassung nicht bereits für eine Promotion oder ähnliche Zwecke an einer anderen Universität eingereicht habe. Ferner versichere ich, dass ich die zur Erstellung der Dissertationsschrift verwendeten wissenschaftlichen Quellen und Hilfsmittel genau und vollständig angegeben habe.

Halle (Saale), den 26.02.2013

Toni Meier