

## **Abschlussbericht**

---

### **Warenkorbbasierter Preis- und Umweltwirkungsvergleich von ökologischem und konventionellem Konsum (WaPrUmKo)**

#### ***Zuwendungsgeber***

Bundesministerium für Bildung und Forschung – Programm FHprofUnt

#### ***Förderkennzeichen***

03FH011PX2

#### ***Zuwendungsempfänger***

Hochschule Pforzheim  
Institut für Industrial Ecology INEC  
Tiefenbronner Str. 65  
75175 Pforzheim

#### ***Autoren***

Prof. Dr. Mario Schmidt (Projektleitung)  
Dipl.-Volksw. Benjamin Held  
Dr. Christian Haubach

#### ***Projektlaufzeit***

01.07.2012 – 31.08.2015

Pforzheim, Februar 2016

## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	2
Abbildungsverzeichnis .....	5
Tabellenverzeichnis .....	5
Abkürzungsverzeichnis .....	7
1 Aufgabenstellung .....	8
2 Durchführungsvoraussetzungen .....	11
3 Planung und Ablauf.....	12
4 Wissenschaftlich-technischer Stand.....	14
4.1 Einleitung.....	14
4.2 Literaturüberblick und konzeptioneller Rahmen .....	15
4.2.1 Nachhaltiger Konsum .....	15
4.2.2 Nachhaltigkeitskriterien beim Konsum.....	17
4.2.2.1 Differenzierungsmerkmale der ökologisch(er)en Produkte im Konsumbereich Nahrungsmittel und Getränke.....	18
4.2.3 Ansätze zur Bestimmung der Umweltwirkungen von Produkten .....	18
4.2.3.1 Methoden der Umweltbewertung .....	18
4.2.3.2 Verwendung der Environmental Input-Output-Analyse .....	19
4.2.3.3 Verwendung von LCA-Daten .....	21
4.2.4 Preisindexkonzept .....	22
4.2.4.1 Verbraucherpreisindex und Indexberechnung .....	22
4.2.4.2 Konsumbereiche im Wägungsschema.....	23
4.2.4.3 Qualitäts- und Inflationsbereinigung .....	24
4.2.5 Konsumtypenspezifische Betroffenheit von Inflation.....	26
4.2.5.1 Datengrundlage .....	26
4.2.5.2 Ergebnisse früherer Studien .....	27
5 Wissenschaftliche Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt WaPrUmKo .....	28
5.1 Methodenentwicklung zum nachhaltigen Preisindex.....	29
5.1.1 Methode des Preisvergleichs und Bestimmung des statistischen Warenkorbs .....	31
5.1.2 Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ (COICOP 01-02).....	32
5.1.2.1 Zusammensetzung des Warenkorbs.....	33
5.1.2.2 Einteilung in Markensegmente .....	34
5.1.2.3 Datenquellen der Preisbeobachtungen.....	36
5.1.2.4 Berechnung der Durchschnittspreise der Produktspezifikationen .....	39
5.1.2.5 Berechnung der Preismesszahlen .....	40
5.1.2.6 Gewichtung zu Preisindizes .....	40
5.1.3 Verkehrsbereich (COICOP 07).....	41
5.1.3.1 Ausgaben im Verkehrsbereich (COICOP 07).....	41

5.1.3.2	Kriterien der ökologischen Bewertung .....	42
5.1.3.3	Zusammensetzung des Warenkorbs.....	42
5.1.3.4	Datenquellen des Vergleichs .....	43
5.1.3.5	Methoden des Vergleichs .....	43
5.2	Preis- und Umweltwirkungsvergleich in prototypischen Konsumbereichen .....	47
5.2.1	Ergebnisse im Bereich Nahrungsmittel und Getränke .....	47
5.2.1.1	Ökologisch-nachhaltiger Preisindex.....	47
5.2.1.2	Anmerkungen zu den Ergebnissen im Lebensmittelbereich .....	49
5.2.1.3	Fallbeispiele zur objektiven Bewertung der Klimawirkung im Lebensmittelbereich.....	50
5.2.2	Ergebnisse des Pkw-Vergleichs .....	52
5.2.2.1	Zuordnung der ADAC-Autokosten auf das VPI-Wägungsschema .....	54
5.2.2.2	Diskussion der Methodik und Ergebnisse .....	56
5.3	Weitere Konsumbereiche .....	57
5.3.1	Bereich „Bekleidung“ (COICOP 03).....	58
5.3.1.1	Beschreibung des Wägungsschemas und der Produktalternativen im Bekleidungsbereich.....	58
5.3.1.2	Preisvergleich konventioneller und ökologischer Produkte im Bekleidungsbereich.....	60
5.3.1.2.1	Nachhaltigkeitskriterien im Bekleidungsbereich .....	61
5.3.1.2.2	Produktspezifikationen und Zuordnung.....	62
5.3.1.2.3	Markensegmente im Bekleidungsbereich.....	63
5.3.1.2.4	Berichtsstellen und Preiserhebungen im Bekleidungsbereich .....	63
5.3.1.2.5	Validität der Preisdaten .....	65
5.3.1.2.6	Ergebnisse im Bekleidungsbereich .....	65
5.3.1.3	Dienstleistungen: Bekleidung und Schuhe (CC0314; CC0322) .....	67
5.3.1.4	Zusammenfassung des Konsumfeld „Bekleidung und Schuhe“ (CC03) .....	69
5.3.1.5	Einsparpotenziale durch Verhaltensänderungen .....	71
5.3.1.6	Diskussion und weitere Forschungsfragen.....	72
5.3.2	Bereich „Wohnen“ (COICOP 04).....	74
5.3.2.1	Untersuchungen im Bereich Elektrogeräte .....	74
5.3.2.1.1	Nachhaltigkeitskriterien bei Elektrogeräten.....	74
5.3.2.1.2	Methodik des Preisvergleichs bei Elektrogeräten.....	75
5.3.2.1.3	Datenquellen bei Elektrogeräten .....	75
5.3.2.1.4	Preisvergleich am Beispiel Waschmaschine .....	76
5.3.2.1.5	Einbeziehung der Anschaffungskosten ins Wägungsschema.....	77
5.3.2.1.6	Einbeziehung des Stromverbrauchs ins Wägungsschema .....	78
5.3.2.1.7	Fazit für den Bereich Elektrogeräte .....	83
5.3.2.2	Preisvergleich konventioneller und ökologischer Produkte im Bereich elektrischer Strom.....	84

5.3.2.2.1	Nachhaltigkeitskriterien bei Strom .....	85
5.3.2.2.2	Methode A: Monitoringbericht Bundesnetzagentur/Kartellamt .....	86
5.3.2.2.3	Methode B: Eigene Preiserhebung (Internetplattform) .....	89
5.3.2.2.4	Vergleich: Methode A und B .....	93
5.3.2.2.5	Ökologischer Preisindex bei Ökostrom .....	94
5.3.2.2.6	Einsparpotenziale durch Verhaltensänderungen bei Strom.....	95
5.3.3	Bereich „Möbel“ (COICOP 05) .....	96
5.3.4	Konsumbereiche COICOP 06, 08 und 10.....	96
5.4	Regionale Vergleiche .....	97
5.5	Bestimmung der Treibhausgasemissionen des statistischen Warenkorbs.....	98
5.6	Untersuchung unterschiedlicher Konsumtypen .....	99
5.6.1	Einkommensspezifisches Konsumverhalten.....	100
5.6.1.1	Methodische Weiterentwicklungen bei der Bestimmung einkommensspezifischer Inflation .....	100
5.6.1.1.1	Nettoäquivalenzeinkommen statt Haushaltsnettoeinkommen .....	100
5.6.1.1.2	Höhere Auflösung der Wägungsschemata.....	101
5.6.1.1.3	Deskriptive Statistik der EVS 2008 .....	101
5.6.1.1.4	Berechnung der äquivalenzeinkommensspezifischen Wägungsschemata und Inflationsraten.....	102
5.6.1.2	Äquivalenzeinkommensspezifische Wägungsschemata und Inflationsraten ...	104
5.6.1.3	Betrachtung der längerfristigen Preisentwicklung ab Januar 2005.....	108
5.6.1.4	Analyse der äquivalenzeinkommensspezifischen Inflationsraten .....	109
5.6.1.5	Anmerkungen zu einkommensspezifischen Inflationsraten.....	113
5.6.2	Berechnung von einkommensspezifischen ökologischen Preisindizes .....	114
5.6.2.1	Methodik .....	114
5.6.2.2	Ergebnisse .....	115
5.6.2.3	Weitere Anmerkungen zum einkommensspezifischen ökologischen Preisindex .....	120
5.7	Diskussion und Ausblick .....	120
6	Zusammenarbeit mit den Partnern.....	127
7	Fortschritte des Forschungsgebiets bei anderen Stellen .....	129
8	Ausblick .....	130
9	Publikationen .....	131
10	Literatur .....	132

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Optionen eines ökologisch-nachhaltigen Preisindex .....	30
Abb. 2: Schematische Übersicht der grundsätzlichen Methodik des Preisvergleichs.....	32
Abb. 3: Übersicht der Methoden zur Berechnung des ökologischen Preisvergleichs im Bereich "Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren" .....	38
Abb. 4: Übersicht der Methoden im Pkw-Bereich .....	44
Abb. 5: Äquivalenzeinkommensspezifische Wägungsschemata (in %, EVS 2008).....	105
Abb. 6: Äquivalenzeinkommensspezifische Inflationsraten .....	106
Abb. 7: Entwicklung der Preisindizes (Jan 2005 = 100).....	108

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Workshopprogramm Umwelt und Konsumentenverhalten .....	13
Tab. 2: Markensegmente (Kaufkraftparitäten, Eigene).....	35
Tab. 3: Verkehrsausgaben entsprechend des VPI-Wägungsschemas 2010 .....	42
Tab. 4: Ergebnisse des Preisvergleichs im Bereich "Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren" (Anz. = Anzahl; P-Index = Preisindex).....	46
Tab. 5: Preisvergleich zwischen „Spezifische/Bekannte Marke“ und „Markenlos“ .....	49
Tab. 6: Ergebnisse der Vergleiche im Pkw-Bereich .....	53
Tab. 7: Zuordnung der Ergebnisse des Pkw-Bereichs auf das VPI-Wägungsschema und Berechnung des Kostenindex.....	55
Tab. 8: Ausgabenstruktur des Bekleidungsbereichs nach VPI-Wägungsschema 2010.....	59
Tab. 9: Einschätzung der Label im Bekleidungsbereich .....	61
Tab. 10: Berichtsstellen für Bekleidung.....	64
Tab. 11: Berichtsstellen für Schuhe .....	64
Tab. 12: Ergebnisse für den Bereich Kleidung.....	66
Tab. 13: Ergebnisse für den Bereich Schuhe .....	67
Tab. 14: Ergebnisse zu Bekleidungsdienstleistungen.....	69
Tab. 15: Mehrkosten für ökologischere Produkte im Bereich "Bekleidung und Schuhe" .....	70
Tab. 16: Mehrkosten für ökologischere Produkte im Bereich "Bekleidung und Schuhe" ohne den dämpfenden Einfluss fehlender Produktalternativen.....	70
Tab. 17: Aufstellung von Handlungsoptionen zum Nachhaltigen Konsum im Bekleidungsbereich nach Kristof und Süßbauer (2009) .....	71
Tab. 18: Überblick über den Teilbereich der Elektrogeräte im Konsumbereich Wohnen .....	75
Tab. 19: Vergleich Waschmaschine (7 kg) .....	76
Tab. 20: Vergleich Waschmaschine (8 kg) .....	77
Tab. 21: Einbeziehung von Anschaffungskosten bei Elektrogeräten .....	77
Tab. 22: Einbezug des Stromverbrauchs von Elektrogeräten in das Wägungsschema (Methode A).....	78

Tab. 23: Stromverbrauchsstruktur privater Haushalte verknüpft mit Ausgabenanteil Strom.....	80
Tab. 24: Einsparungen Elektrogeräte Variante 1 .....	81
Tab. 25: Einsparungen Elektrogeräte Variante 2 .....	82
Tab. 26: Einsparungen Elektrogeräte Variante 3 .....	83
Tab. 27: Kostenvergleich nach Geräteklassen .....	84
Tab. 28: Stromausgabenanteil laut Wägungsschema des VPI .....	84
Tab. 29: Hell- und dunkelgrüner Ökostrom .....	86
Tab. 30: Ergebnisse des Monitoringberichts 2014 für das Jahr 2014 .....	88
Tab. 31: Berechnung des Durchschnittspreises für konventionellen Strom .....	88
Tab. 32: Preisvergleich zwischen konventionellem und Ökostrom.....	89
Tab. 33: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Euro/kWh) .....	92
Tab. 34: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Grundversorgung =100) .....	92
Tab. 35: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Euro/kWh) .....	93
Tab. 36: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Konventioneller Strom (gesamt) =100).....	93
Tab. 37: Ökologischer Preiindex von hell- und dunkelgrünem Ökostrom .....	94
Tab. 38: Einkommensspezifische ökologische Preisindizes (FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, Einkommens- und Verbrauchsstichprobe, 2008, eigene Auswertungen) .....	95
Tab. 39: Durchschnittliche THG-Emissionen pro Kopf nach Konsumbereichen im Jahr 2012 .....	99
Tab. 40: Statistische Maßzahlen .....	102
Tab. 41: Heterogenitätsmaße (Prozentpunkte) .....	107
Tab. 42: Durchschnittliche Inflationsraten (Prozentpunkte, Jan 05 - Juli 14) .....	108
Tab. 43: Durchschnittliche Inflationsraten und Wägungsschemata auf COICOP-2-Steller- Ebene .....	110
Tab. 44: Ausgabenstruktur im Bereich „Lebensmittel und nicht-alkoholische Getränke“ (% von „Nahrungsmittel und nicht-alkoholische Getränke“, EVS 2008; eigene Berechnungen).....	116
Tab. 45: Ökologischer Preisindex „Lebensmittel und nicht-alkoholische Getränke“ (COICOP-4-Steller, eigene Berechnungen) .....	117
Tab. 46: Kosten von Bio-Lebensmitteln und Sparquoten (in % des Nettohaushaltseinkommens, EVS 2008, eigene Berechnungen) .....	118

## Abkürzungsverzeichnis

ADAC	Allgemeine Deutsche Automobil-Club e. V.
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BÖLW	Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft e. V.
COICOP	Classification of Individual Consumption by Purpose
CSR	Corporate Social Responsibility
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
EAN	European Article Number
EEIO	Environmentally Extended Input-Output Analysis
EEK	Energieeffizienzklasse
EVS	Einkommens- und Verbrauchsstichprobe
FEST	Evangelische Studiengemeinschaft Heidelberg. e. V.
FMCG	Fast Moving Consumer Goods
GWP	Global Warming Potential
iLUC	indirect Land Use Change
INEC	Institut für Industrial Ecology
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Imug	Institut für Markt-Umwelt-Gesellschaft e. V.
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
KBA	Kraftfahrt-Bundesamt
KKP	Kaufkraftparitäten
LCA	Life Cycle Assessment
LEH	Lebensmitteleinzelhandel
LoHaS	Lifestyles of Health and Sustainability
LWS	Laufende Wirtschaftsrechnungen
MAA	mittlere absolute Abweichung
MSC	Marine Stewardship Council
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAS	Publicly Available Specification
PCF	Product Carbon Footprint
PAS	Publicly Available Specification
PCF	Product Carbon Footprint
PoS	Point of Sale
PPP	Purchasing Power Parities
RMSE	Root-Mean-Square Error
RNE	Rat für nachhaltige Entwicklung
SEA	Systematisches Verzeichnis der Einnahmen und Ausgaben der privaten Haushalte
THG	Treibhausgase
UBA	Umweltbundesamt
UGR	Umweltökonomischen Gesamtrechnung
UVP	unverbindliche Preisempfehlungen
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung
VCD	Verkehrsclub Deutschland e. V.
VCS	Verkehrsclub Schweiz e. V.
VPI	Verbraucherpreisindex
WTP	Willingness To Pay

## 1 Aufgabenstellung

Die Themen Umweltschutz und Nachhaltigkeit sind auf der gesellschaftlichen Zielebene inzwischen etabliert. Sie werden nicht mehr grundsätzlich in Frage gestellt und haben mittlerweile Einzug in viele konkrete Lebensbereiche gehalten. Im Zuge dieser Entwicklung sehen sich Konsumenten immer stärkeren externen Ansprüchen an ihr Konsumverhalten ausgesetzt. Bereits Adam Smith hatte darauf hingewiesen, dass der Zweck der Produktion letztendlich der Konsum ist (Smith 1789/2005, 558). Gerade im Zusammenhang mit der Diskussion über die ökologischen und sozialen Folgewirkungen des Wirtschaftens ist der Konsum der wesentliche Bezugspunkt. Neuere Arbeiten über die „grauen“ Treibhausgas-Emissionen haben dies eindrucksvoll unterstrichen (Peters und Hertwich 2008; Hertwich und Peters 2009). Die Konsumgewohnheiten der Industrienationen sind darüber hinaus nicht auf den Rest der Welt übertragbar. Deshalb nennt die Agenda 21 in Kapitel vier die Änderung der Konsumgewohnheiten als ein Ziel der nachhaltigen Entwicklung (BMU 1992). Nimmt man das Ziel der nachhaltigen Entwicklung ernst, so ist eine breitenwirksame Umsetzung nachhaltig ökologischen Konsums notwendig, um den lokalen und globalen Umweltproblemen gerecht zu werden. Dazu müssten auf der Nachfrageseite nicht nur einzelne Konsumhandlungen, sondern das Konsummuster eines Individuums als Ganzes nachhaltig sein (Hansen und Schrader 2001).

Bislang zeigt sich lediglich eine Teilökologisierung im Rahmen eines situationsabhängigen multi-optionalen Konsumverhaltens, bei dem nachhaltiger und konventioneller Konsum beliebig gemischt werden. Der moderne Konsument pendelt zwischen selektivem Luxus- und Massenkonsum sowie „kalkulierter Bescheidenheit“ hin und her (Rösch 2002). Der nachhaltige Konsum als inhaltliche Erweiterung des ökologischen Konsums ist demnach eine „auf Dauer ökologisch und sozial verträgliche Nutzungsform von Gütern und Dienstleistungen“ (Brand et al. 2002).

Zur Umsetzung eines nachhaltigen oder zumindest eines ökologischeren Konsums bedarf es aber nicht nur Änderungen auf der Nachfrageseite, sondern auch auf der Angebotsseite. Die Produzenten und der Handel müssen ebenfalls die Leitlinien der nachhaltigen Entwicklung umsetzen, um den Konsumenten eine Wahlmöglichkeit zwischen verschiedenen Nachhaltigkeitsqualitäten zu bieten und um sich in diesem Wettbewerb zu positionieren. Dieser Wettbewerb gewinnt zunehmend an Bedeutung. Insbesondere der Konsumbereich der ökologischen Lebensmittel ist mit einem Umsatzvolumen von fast 8 Mrd. € im Jahr 2014 und überdurchschnittlichen jährlichen Wachstumsraten durch eine zunehmende Professionalisierung geprägt und unterliegt derzeit einem Strukturwandel, der sich weg vom Fachmarkt hin zum Bio-Supermarkt mit Vollsortiment vollzieht (BÖLW 2015).

Dem Handel als „Gatekeeper“ kommt in den Verbreitungsstrategien für nachhaltigen ökologischen Konsum eine zentrale Bedeutung bei der Verbesserung der Informationslage der Verbraucher, beim Aufbau der Infrastruktur eines Massenmarktes und bei der Ausweitung des Angebots ökologischer Produktalternativen zu. Trotz des Booms bei Bio-Lebensmitteln liegt deren Markt-



anteil immer noch unter 10 % des gesamten Lebensmittelhandels. Außerdem wurden andere Konsumbereiche von diesem Bio-Boom bisher nicht erfasst, obwohl das Kundenpotenzial und mögliche Anbieter vorhanden sind.

Die Realisierung eines ökologischen Konsumverhaltens ist zwar prinzipiell möglich, jedoch sind die von den privaten Haushalten unterstellten Mehrkosten und die unterstellte Bedeutungslosigkeit des individuellen Handelns ein oft erhobener Einwand gegen ein an Umweltaspekten ausgerichtetes Konsumverhalten. Um diese Hypothesen überprüfen und quantifizieren zu können, werden systematische, objektive und methodisch fundierte Preis- und Umweltwirkungsvergleiche benötigt.

Im Forschungsprojekt wurden die Ideen der nachhaltigen Entwicklung und des nachhaltigen Konsums mit dem statistischen Warenkorbkonzept verbunden. In Verbindung mit der Darstellung der Umweltwirkung verschiedener Warenkörbe in unterschiedlichen Konsumbereichen wurde ein innovatives Warenkorb-Screening entwickelt. Dieses Entscheidungsunterstützungsinstrument kann von unterschiedlichen Nutzern, wie etwa Handel, Dienstleistungsunternehmen, Verbrauchern, Verbänden, staatlichen Institutionen, etc., eingesetzt werden.

Einerseits können die im Forschungsvorhaben gewonnenen Informationen dem Handel als Entscheidungsgrundlage für Umsetzungsstrategien eines ökologischen Massenmarktes dienen und die weitere Professionalisierung eines bisherigen Nischenmarkts mit hohen Zuwachsraten weiter befördern. Andererseits geht das Forschungsvorhaben auf Forderungen ein, die Kosten des nachhaltigen Konsums wissenschaftlich zu untersuchen und Indikatoren zum nachhaltigen Konsum aufzustellen (Rat für Nachhaltige Entwicklung 2003). Mit Hilfe eines warenkorbbasierten Preisvergleichs können die Kosten einer nachhaltigen Lebenshaltung für die Konsumenten transparenter werden. Das durch den Preisvergleich ermöglichte Warenkorb-Screening ist aber auch ein wichtiges Instrument für ein zielgerichtetes Marketing und für die strategische Positionierung von Herstellern und Händlern. Eine Marktsegmentierung in der Nachhaltigkeitsqualität kann auf Grundlage dieser Informationen ebenfalls vollzogen werden und es können unterschiedliche Käuferschichten gezielter angesprochen werden.

Im Forschungsvorhaben wurden auch die physisch messbaren Unterschiede in den Umweltwirkungen des konventionellen und des nachhaltigen Warenkorbs verglichen. Beispielhaft ausgewählte ökologische Wirkungskategorien, wie etwa Treibhausgase, können dargestellt werden. Die ökologische Wirkungsabschätzung ergänzt den Preis- und damit Kostenvergleich um einen Qualitäts- und damit Nutzenvergleich. Der Nutzenvergleich zeigt Produzenten den Handlungsbedarf für Qualitätsverbesserungen auf. Dies soll eine Priorisierung bei der Umsetzung von Qualitätsverbesserungs- und Emissionsminderungsmaßnahmen in Unternehmen ermöglichen und die Konsumenten bei der Kaufentscheidung unterstützen, wobei insbesondere die Verbrauchersensibilisierung von großer Bedeutung ist. Ein weiteres wissenschaftliches Ziel ist die Untersu-

chung unterschiedlicher Konsumniveaus hinsichtlich ihrer Umweltwirkung und der Preis- und Umweltwirkungsvergleich von Konsummustern unterschiedlicher Konsumtypen.

Der warenkorbbasierte Umwelt- und Kostenwirkungsvergleich kann dabei zur Diffusion nachhaltiger Konsummuster beitragen. Der darin enthaltene Umweltwirkungsvergleich stellt die Klimawirksamkeit des Konsums dar und kann Konsumenten bei der Umsetzung eines klimafreundlichen Konsums unterstützen, während beim Preisvergleich insbesondere die ökonomischen Wirkungen von Einsparungen beim Energieverbrauch transparent werden. Mit einem nachhaltigen Konsummuster sind auch positive gesundheitliche Wirkungen, nachhaltiger Konsum nachweislich zu einer weitaus geringeren Aufnahme von Giftstoffen führt. Die positiven Umwelt- und Kostenwirkungen von Mobilitätskonzepten wurden ebenfalls vom Nachhaltigkeitspreisindex abgebildet.

## 2 Durchführungsvoraussetzungen

Das Projekt baut auf zwei methodischen Eckpfeilern auf, um Bezüge zwischen Umweltwirkungen und Konsumgewohnheiten herstellen und analysieren zu können.

Der erste Eckpfeiler ist die ökologisch erweiterte Input-Output-Analyse (EEIO) zur Darstellung der „objektiven“ Umweltwirkungen auf der aggregierten Warenkorbebene (Leontief 1970; Hendrickson et al. 2006; Huppes et al. 2006; Tukker und Jansen 2006). Die EEIO liefert ein generelles Verständnis für die Wirtschaftssektoren mit den signifikantesten Umweltwirkungen. In Deutschland kann die ökologisch erweiterte Input-Output-Analyse über Daten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) und der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) dargestellt werden (Mayer 2008). Mit der Erweiterung von Input-Output-Daten durch Prozessdaten lassen sich Input-Output-Verflechtungen bis auf Produktebene und verschiedene Regionalebene abbilden (Moll et al. 2005). Dabei hängen die Ergebnisse dieser erweiterten Analysen stark von der Qualität der vorhandenen Input-Output- bzw. Umweltdaten ab.

Der zweite Eckpfeiler sind die Instrumente der Preisstatistik. Auf der methodischen Grundlage des Laspeyres-Preisindex und anhand von Daten des Verbraucherpreisindex (VPI) und der Kaufkraftparitäten (KKP) wurde überprüft, ob und gegebenenfalls in welcher Höhe die Mehrpreishypothese bei nachhaltigeren im Vergleich zu konventionellen Produkten zutrifft. Darüber hinaus wurde mit Hilfe von Daten der amtlichen Statistik modelliert inwieweit die festgestellten Aufpreise des nachhaltigen Konsums in einzelnen Konsumbereichen einer weiteren Verbreitung eines nachhaltigeren Konsumverhaltens entgegenstehen.

Das Forschungsprojekt ist ein interdisziplinäres Verbundvorhaben bestehend aus einer Hochschule, einer Bundesbehörde, einer wissenschaftlichen Einrichtung, einem Handels- und einem Marktforschungsunternehmen. Das Projekt WaPrUmKo knüpft unmittelbar an den Arbeitsschwerpunkt und das Forschungsinteresse der beteiligten Partner an. Zudem sind die beteiligten Unternehmen bereit, mit erheblichen Eigenmitteln zum Projekterfolg beizutragen. Insbesondere die bioVista GmbH stellt umfangreiches Datenmaterial zu Preisen und der Marktbedeutung von nachhaltigen Produktalternativen zur Verfügung. Außerdem besteht nicht nur ein privatwirtschaftliches Verwertungsinteresse an den Projektergebnissen, sondern auch ein öffentliches, das sich auch in der Beteiligung des Statistischen Bundesamts widerspiegelt. Vom Statistischen Bundesamt wurden erhebliche Daten- und Infrastrukturreourcen bereitgestellt, die wesentlich zum Erfolg des Forschungsprojekts beigetragen haben.

### 3 Planung und Ablauf

Das Projekt ist in verschiedene Arbeitspakete aufgeteilt. Zwischenergebnisse wurden als Meilensteine einem Fachpublikum vorgestellt werden. Die Hochschule Pforzheim erarbeitete das wissenschaftliche Konzept und war für die Durchführung der Forschungsarbeiten zuständig. Die Kooperationspartner lieferten Daten oder Zuarbeiten in Eigenleistung zu den jeweiligen Arbeitspunkten. Zur wissenschaftlichen Verwertung und Diskussion der Forschungsergebnisse wurde u. a. ein größerer Workshop in der Fachöffentlichkeit durchgeführt. Die Koordination der Arbeit untereinander erfolgte u. a. durch regelmäßige Projekttreffen der Partner.

Entsprechend dem methodischen Ansatz wurden im Arbeitspaket 4 die Untersuchungen zu Umweltwirkungen des Warenkorbvergleichs durchgeführt und in allen anderen Arbeitspaketen wurde hauptsächlich das Preisindexkonzept entwickelt und praktisch ausgeführt. Die Implikationen aus den beiden Arbeitspaketen wurden begleitend zur Einbindung der Ergebnisse in Entscheidungsprozesse zusammengefasst.

Die Durchführung des Vorhabens konnte im Wesentlichen entsprechend der ursprünglichen Planungen vollzogen werden. Abweichend davon hatte sich jedoch im Projektverlauf gezeigt, dass auf die angestrebten regionalen Vor-Ort-Erhebungen zugunsten einer intensiveren Auswertung der bioVista-Daten nach Postleitzahlen wurde verzichtet sollte. Die Analyse dieser Datensätze führte zu einer besseren Überprüfbarkeit der Forschungshypothesen und war damit zielführender.

Weiterhin hat sich der Aufbau eines hybriden LCA-Modells (AP 4.5) als für den veranschlagten Zeitraum zu ambitioniert erwiesen. Die in Datenbanken wie ecoinvent vorhandenen generischen Datensätze lassen zudem aussagekräftige Vergleiche zwischen konventioneller und ökologischer Produktqualität nicht zu und sind auch in der erforderlichen Breite nicht vorhanden. Somit konnten hier nur Hot Spots auf Basis der vorhandenen Literatur untersucht werden.

Schließlich lässt sich im Allgemeinen feststellen, dass es sich als überaus schwierig erwiesen hat in allen Konsumbereichen eindeutig ökologischere Alternativen zu finden. Allerdings gibt es viele Bereiche im statistischen Wägungsschema, das dem Vergleich zugrunde liegt, in denen keine Handlungsoptionen bestehen. Dabei wirken die nicht vorhandenen Konsumalternativen dämpfend gegenüber den Mehrkosten eines nachhaltigeren Konsums. Die fehlenden Handlungsalternativen, die nicht zuletzt auch auf fehlende Bewertungskriterien und Kennzeichnungen zurückgehen, führten schließlich auch dazu, dass einige Konsumfelder sich nicht hinreichend über einen Preis- und Umweltwirkungsvergleich abbilden ließen. Hier besteht noch weiterhin ein Umsetzungsbedarf in der Praxis und auch damit einhergehend weiterer Forschungsbedarf.

## Konferenzen, Workshops und weitere Ergebnisverwertung

Wichtige Meilensteine für die Vorstellung (und Diskussion) wesentlicher Ergebnisse waren Workshops und Konferenzen. Hierbei ist insbesondere der Workshop Umwelt und Konsumentenverhalten am INEC der Hochschule Pforzheim zu nennen. Zur Veranstaltung am 11. März 2014 haben auch beteiligte Projektpartner aktiv mit hochkarätigen Keynotes beigetragen, wie dem folgenden Programm (Tab. 1) zu entnehmen ist und es ergaben sich aus der Diskussion mit den ca. 40 externen Gästen hilfreiche Hinweise für die Projektdurchführung:

Tab. 1: Workshopprogramm Umwelt und Konsumentenverhalten

<b>10:00 Uhr</b>	<b>Begrüßung</b> Prof. Dr. Mario Schmidt, Prof. Dr. Christa Wehner Hochschule Pforzheim
<b>10:15 Uhr</b>	<b>Trends in der Konsumentenforschung</b> Prof. Dr. Raimund Wildner GfK-Verein
<b>11:15 Uhr</b>	<b>Schimäre LOHAS?</b> Prof. Dr. Hans-Willi Schroiff MindChainge
<b>12:15 Uhr</b>	<b>Mittagsbuffet</b>
<b>13:00 Uhr</b>	<b>Perspektiven ökologischen Konsums</b> Andrea Moser Institut für Industrial Ecology
<b>13:45 Uhr</b>	<b>Ist Bio wirklich teurer?</b> Dr. Christian Haubach, Benjamin Held Institut für Industrial Ecology
<b>14:30 Uhr</b>	<b>Kaffeepause</b>
<b>15:00 Uhr</b>	<b>Big Data im Öko-Markt</b> Dr. Mathias Bauer bioVista
<b>15:45 Uhr</b>	<b>Abschlussdiskussion</b>

Die Ergebnisse des Vorhabens haben mittlerweile auch über die Grenzen Deutschlands hinaus Beachtung gefunden. So wurde ein Beitrag zum Projekt zur folgenden Konferenz angenommen:

- “Perspectives on Sustainable Consumption” am Inter University Center Dubrovnik (Kroatien), vom 20.-24. April 2015

Die Ergebnisse werden auch weiterhin auf Konferenzen vorgestellt.

Darüber hinaus wurde der Beitrag zur Konferenz "Perspectives on Sustainable Consumption" in zur Veröffentlichung in einem Peer-Review Journal angenommen:

- Held, B. und C. Haubach (2016): "The additional costs of organic food products - a basket of goods-based analysis differentiated by income". In: Management Revue (zur Veröffentlichung angenommen).

Von besonderer praxisnaher Bedeutung sind 3 Gastbeiträge zum Vorhaben im Journal WISTA, der Zeitschrift des statistischen Bundesamtes. Obwohl diese Beiträge nicht als peer-reviewed im engeren Sinne anzusehen sind, so wurden sie doch von den Fachabteilungen des Statistischen Bundesamtes vor Veröffentlichung inhaltlich begutachtet. Zudem hat WISTA eine sehr hohe Breitenwirkung, die auch in Reaktionen der Tagespresse mündete. Weitere Artikel sind zur Veröffentlichung angenommen oder in der Vorbereitung zur Veröffentlichung. Absehen von den hier in aller Kürze dargestellten Highlights wird die anstehende Fortschreibung des Verwertungsplans einen detaillierten Überblick über die Verwertung der Projektergebnisse bieten.

## **4 Wissenschaftlich-technischer Stand**

### **4.1 Einleitung**

Die Ziele der nachhaltigen Entwicklung beeinflussen zunehmend das Konsumverhalten der privaten Haushalte. Die Vermeidung von heutigen, aber auch generationenübergreifenden, lokalen wie auch globalen, negativen sozialen und ökologischen Auswirkungen der Güterproduktion gewinnt an Bedeutung. Die Konsumenten erwarten nicht nur den gewünschten Gebrauchsnutzen von den zu ihrer Lebenshaltung notwendigen Gütern. Der Nutzengewinn des Konsums soll auch auf möglichst umweltschonende und sozialverträgliche Weise sowie mit leistbarem Kostenaufwand erreicht werden. Ein Beispiel dieses Trends zum nachhaltigen Konsum ist das seit Jahren anhaltende stetige Wachstum des Markts für biologisch erzeugte Lebensmittel (BÖLW 2014). Die Grundidee des nachhaltigen Konsums lässt sich darüber hinaus auf alle Konsumbereiche ausdehnen und sollte zur Vermeidung von produktionsbedingten sozialen und ökologischen Problemen flächendeckend umgesetzt werden.

Die Realisierung eines nachhaltigeren Konsumverhaltens ist zwar prinzipiell möglich, die von den privaten Haushalten unterstellten Mehrkosten werden jedoch als Handlungsbarriere angesehen (TNS Infratest 2011). Preisvergleiche zwischen konventionellen und nachhaltigeren Produkten können zu einer objektiveren Betrachtung beitragen und wurden zumindest im Lebensmittelbereich bereits durchgeführt (Hamm et al. 2007; Plaßmann und Hamm 2009). Diese Untersuchungen konzentrierten sich jedoch auf den Vergleich von Einzelpreisen. Die Auswahl der Preisrepräsentanten erfolgte dabei nach der Relevanz der Güter am Markt und bezog sich im Wesentlichen auf das subjektive Preisempfinden und die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten bei Bio-Lebensmitteln. Einzelpreisvergleichen liegen somit keine statistischen Warenkörbe im Sinne eines

Preisindexkonzepts zugrunde. Sie sind deshalb zur umfassenden Bewertung der Lebenshaltungskosten ungeeignet. Allerdings wurde bereits festgestellt, dass einerseits eine Mehrpreisbereitschaft gegenüber ökologisch nachhaltigen Produktalternativen bei einer Mehrheit der Konsumenten vorhanden ist, andererseits liegt die Preiserwartung bei Bio-Produkten generell über dem tatsächlichen Preis (Hamm und Plaßmann 2010). Schließlich ist auch weitgehend unklar, ob das Ersetzen von konventionellen durch nachhaltigere Produktalternativen auf Ebene des gesamten Warenkorbs tatsächlich ökologisch vorteilhaft ist, insbesondere wenn in Abhängigkeit des Einkommens unterschiedliche Konsumstile betrachtet werden.

Im Forschungsvorhaben wurde das Konzept eines ökologischen Verbraucherpreisindexes entwickelt, in das auch Informationen zu den Umweltwirkungen des Konsums einfließen. Auf Grund des umfassenden Handlungsfeldes mit heterogenen Konsumbereichen, in denen oftmals keine nachhaltigen Konsumoptionen vorhanden sind, werden im Folgenden zwei Beispiele dargestellt, die die ganze Bandbreite der Komplexität des Vorhabens darstellen: einerseits der Lebensmittelbereich, in dem Konsumoptionen etabliert sind, und andererseits der Teilbereich Pkw aus dem Mobilitätsbereich. Beide Bereiche werden vollumfänglich dargestellt und vermitteln sehr gut einen Eindruck davon, welche methodischen und praktischen Herausforderungen im Rahmen des ökologischen Verbraucherpreisindexes zu lösen sind. Zudem stehen diese beiden Bereiche im Zentrum der Debatte bei möglichen Preissteigerungen, da hier die Preise volatiler sind als in anderen Konsumbereichen und die Betroffenheit der Konsumenten in Abhängigkeit vom Einkommen die größten Unterschiede aufweist.

Das Vorgehen im Lebensmittelbereich lässt sich sehr gut auf alle Konsumfelder übertragen, bei denen hauptsächlich Dinge des täglichen Bedarfs konsumiert werden und für die schon heute oder in Zukunft nachhaltige Konsumoptionen bestehen werden. Dagegen geht es beim Vorgehen im Teilbereich Pkw um die Übertragbarkeit auf langlebige Konsumgüter. In vielen Teilbereichen des Konsums, insbesondere im Dienstleistungsbereich, sind jedoch nachhaltigere Handlungsoptionen entweder aktuell nicht vorhanden, auch zukünftig nicht zu erwarten oder nur mit sehr starken Änderungen der Konsumgewohnheiten denkbar. Da dies dem Untersuchungsdesign, bei dem das Konsummuster des Durchschnittshalts weitgehend beibehalten werden soll, widerspricht, liegt eine Untersuchung der Preis- und Umweltwirkungen dieser starken Konsumverhaltensänderungen im weiteren Forschungsbedarf.

## **4.2 Literaturüberblick und konzeptioneller Rahmen**

### **4.2.1 Nachhaltiger Konsum**

Das Thema Nachhaltiger Konsum und ökologisches Konsumentenverhalten wurde bislang vornehmlich in einer grundlagenorientierten Forschungsrichtung untersucht. So liegt ein Untersuchungsschwerpunkt bei der Motivation des Konsumenten für nachhaltigen Konsum, die etwa im Lebensstil (Haanpää 2007), dem bekundeten Umweltbewusstsein (Heiskanen 2005), den persön-

lichen Werthaltungen (Grunert und Juhl 1995), den Moralvorstellungen (Carrigan und Attalla 2001; McEachern und McClean 2002) und einer Melange dieser Motive (Fraj und Martinez 2007; Moisaner 2007) begründet sein kann. Neben persönlichen Motiven können auch soziale Motive zu einer Verbreitung von nachhaltigem Konsum führen (Briceno und Stagl 2006). Aus der Motivation der Konsumenten lassen sich zwar Schlussfolgerungen für das Marketing von nachhaltig ökologischen Produkten und das Unternehmensmanagement im Rahmen der Corporate Social Responsibility ableiten (Prakash 2002; McDonald und Oates 2006), jedoch geben diese Untersuchungen keine praktischen Erfahrungen mit nachhaltigem Konsum wieder. Eine erste größere Vergleichsstudie wurde 1999-2000 von der OECD durchgeführt, um den Status Quo der Umweltwirkungen des Konsums in einzelnen Ländern zu untersuchen und Konsumbereiche mit zukünftig hohen Beiträgen zur Umweltbelastung zu identifizieren (Geyer-Allély und Zacarias-Farah 2003; Zacarias-Farah und Geyer-Allély 2003).

Die erste größere nationale Untersuchung zum nachhaltigen Konsum, die sich auch mit praktischen Aspekten auseinandersetzte, war das Forschungsprojekt „Nachhaltiger Warenkorb“ (Schoenheit et al. 2002), das im Jahr 2002 vom imug (Institut für Markt-Umwelt-Gesellschaft e.V.) mit dem Ziel der Veranschaulichung von Möglichkeiten und Vorteilen eines nachhaltigen Konsumentenverhaltens durchgeführt wurde. Das Projekt des nachhaltigen Warenkorbs zeigt bisher lediglich Produkt- und Handlungsalternativen auf. Preis- und Umweltwirkungsvergleiche im Allgemeinen bzw. warenkorbbasierte Preisindex-Berechnungen im Speziellen wurden ebenso wie Umweltwirkungsvergleiche nicht in diesem Projekt durchgeführt.

Zentrales Element bei der Überwindung der Öko-Nische und der Etablierung eines ökologischen Massenmarktes sind die Umsetzungsstrategien von Herstellern und Handel zur Erhöhung des Marktanteils und der ökologischen Qualität von Produkten und Dienstleistungen. Es gibt mehrere Entwicklungspfade und Unternehmensstrategien, die zu einem ökologischen Massenmarkt führen. Diese Ansätze betreffen alle Marktsegmente, wobei z. B. ökologische „Upgrading“-Strategien auf eine Erhöhung der ökologischen Qualität setzten und „Enlarging“-Strategien auf das Wachstum ökologischerer Produktsegmente. So können auch Einschränkungen bei der ökologischen Optimierung von Produkten zugunsten der Massenkompabilität, zu einem positiven Gesamteffekt führen, der größer ist als bei kompromissloser ökologischer Optimierung (Fischer 2002; UBA 2002). Aus diesem Grund ist es auch sinnvoll drei bis vier Produktsegmente mit unterschiedlicher nachhaltig ökologischer Qualität von „hellgrün“ bis „dunkelgrün“ zu entwickeln (Wüstenhagen et al. 2001).

Bei der Umsetzung von Massenmärkten im Handel stoßen jedoch die „(multiplying) idealistischen Davids“ alleine an ihre Grenzen, da sie auf Grund ihres geringen Marktanteils nur einen geringen Beitrag zur Ökologisierung des Konsums leisten können. Deshalb ist der Einstieg von „(greening) Pionier-Goliaths“, des konventionellen Einzelhandels, entscheidend für die „Take off“-Phase (Hansen und Schrader 2001; Wüstenhagen et al. 2001; Fischer 2002; UBA 2002). In



diesem Sinne ist die in den letzten Jahren zu beobachtende Verstärkung der Präsenz von ökologischen Produkten in Discountern und der Strukturwandel in der Bio-Branche zu bewerten.

#### **4.2.2 Nachhaltigkeitskriterien beim Konsum**

Eine wichtige Quelle von benötigten Handlungsempfehlungen und Nachhaltigkeitskriterien für Konsumenten sind Leitfäden und Ratgeber zur Umsetzung eines nachhaltigen Konsumverhaltens. Die Informationsbroschüre „Der nachhaltige Warenkorb“ wird seit dem Jahr 2003 vom RNE herausgegeben und ist mittlerweile in der 5. Auflage erschienen (Rat für Nachhaltige Entwicklung 2015). Die darin enthaltenen Handlungsempfehlungen sind auch Ausgangspunkt bei der Durchführung des warenkorbbasierten Preisvergleichs. Ein weiteres Informations- und Bewertungssystem, das in die Umsetzung eines warenkorbbasierten Preisvergleichs eingeflossen ist, ist die vom Öko-Institut betreute Initiative EcoTopTen (Grießhammer et al. 2004). Ziel dieser Initiative ist es, Produkte auszuzeichnen, die neben ihrer Sozial- und Umweltverträglichkeit auch wegen ihrer Qualität bei einem angemessenen Preis herausragend sind. Zusätzlich wird die Entwicklung und Vermarktung nachhaltiger Produkte vorangetrieben. Mittlerweile gibt es EcoTop-Ten-Produkttempfehlungen zu allen Handlungsfeldern des nachhaltigen Konsums.<sup>1</sup>

Zur Umsetzung eines nachhaltigen Konsums sind hinreichende Produktinformationen nötig. Hierbei bieten Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitszeichen, so genannte Label, dem Verbraucher anhand einfacher und klar definierter Vergabekriterien eine Entscheidungs-unterstützung bei der nachhaltigen Konsumentenscheidung am „Point of Sale“ (Eberle 2001). Umweltzeichen bzw. Öko- und/oder Soziallabel, wie etwa der „Blaue Engel“ oder das „EU-Bio-Siegel“, sind umwelt- und/oder sozialbezogene Wort- und/ oder Bildzeichen, die auf einem Produkt, seiner Verpackung oder in der Werbung für das Produkt zu sehen sind. Sie dienen zur Abgrenzung von umweltschonenden/ sozialverträglichen Produkten oder Dienstleistungen gegenüber Konkurrenzangeboten, die in ihrer Funktion vergleichbar, aber nicht umweltfreundlich/ sozialverträglich sind ([www.umweltzeichen.de](http://www.umweltzeichen.de), [www.label-online.de](http://www.label-online.de)). Die Vergabekriterien müssen nachvollziehbar und nachprüfbar sein.

Mittlerweile existiert eine große Zahl unterschiedlicher Labels, die die (ökologische und soziale) Nachhaltigkeit der Produktionsweise garantieren sollen. Diese lassen sich in „General“-Labels für eine große Produktbandbreite und „Spezial“-Labels für einzelne Produktgruppen sowie „Regional“-Labels unterscheiden (Steuer 2003). Die Wirkungsweise von Umweltzeichen auf das Konsumentenverhalten ist auch Gegenstand thematisch vielfältiger wissenschaftlicher Beiträge (Imkamp 2000; Cason und Gangadharan 2002; D'Souza et al. 2007; Rex und Baumann 2007; Brécard et al. 2009). Im Rahmen des Preisvergleichs wurde allerdings nicht überprüft werden, ob die mit Öko-Label versehenen Güter tatsächlich nachhaltiger sind als konventionelle Güter.

---

<sup>1</sup> [www.ecotopten.de](http://www.ecotopten.de)

Vielmehr soll die Auswahl der Preisrepräsentanten auf Basis der Informationen getroffen werden, die auch den Konsumenten zur Verfügung stehen.

#### **4.2.2.1 Differenzierungsmerkmale der ökologisch(er)en Produkte im Konsumbereich Nahrungsmittel und Getränke**

Das in Deutschland am weitesten verbreitete und bekannteste Siegel im Lebensmittelbereich ist das deutsche Bio-Siegel. Es beruht auf den Kriterien der EG-Öko-Verordnung (EG) Nr. 834/2007 und wird von den Verbrauchern als sehr vertrauenswürdig eingeschätzt (Rat für Nachhaltige Entwicklung 2013). Im Juli 2010 wurde zusätzlich das EU-Bio-Logo eingeführt. Dieses ist gleichwertig mit dem deutschen Bio-Siegel und muss seit Juli 2012 verbindlich auf Produkten aufgedruckt sein, welche die EG-Öko-Verordnung erfüllen. Auf Grund der großen Verbreitung, des hohen Bekanntheitsgrads sowie der positiven Bewertungen beim Nachhaltigen Warenkorb und label-online.de wird das deutsche Bio-Siegel (und damit auch das EU-Bio-Logo) als Mindestkriterium für die ökologischen Produkte festgelegt. Darüber hinaus gibt es im Lebensmittelbereich weitere Siegel, z. B. die Siegel „Bioland“, „Naturland“ oder „demeter“. Deren ökologische Kriterien gehen teilweise noch über die des deutschen Bio-Siegels hinaus und enthalten teilweise auch soziale Kriterien. Produkte, die solche Siegel tragen, werden ebenfalls erfasst, soweit sie mindestens die Kriterien des deutschen Bio-Siegels erfüllen. Fair-Trade-Produkte (z. B. mit den Siegeln FairTrade, Gepa Fair+; Rapunzel Hand in Hand) werden ebenfalls berücksichtigt, soweit sie (mindestens) auch das EU-Bio-Logo tragen. Im Bereich „Wildfische“ ist per Definition kein Bio-Siegel möglich. Hier wird stattdessen das Siegel „Marine Stewardship Council“ (MSC) als Kriterium verwendet.<sup>2</sup> Im Bereich Mineralwasser wird das Siegel „bio Mineralwasser“ als Kriterium angesetzt.<sup>3</sup>

#### **4.2.3 Ansätze zur Bestimmung der Umweltwirkungen von Produkten**

##### **4.2.3.1 Methoden der Umweltbewertung**

Bei der Produktion von Waren und Dienstleistungen entstehen Umweltbelastungen, z. B. Emissionen in die Umwelt, die sich über alle Produktionsstufen hinweg bis zum Endkonsumenten zu „Emissionsrucksäcken“ aufsummieren. In diesen „Emissionsrucksäcken“ sind sowohl die direkten Emissionen der letzten Produktionsstufe als auch die indirekten Emissionen der Vorleistungsstufen des zum Endkonsum bestimmten Produkts enthalten. Dazu kommen die Umweltbelastungen während der Nutzungs- und Entsorgungsphase des Produktes. Die Emissionen werden an den Boden, die Luft und das Wasser abgeben und entfalten dort ihre Umweltwirkung. Je nach Schadstoff wirken sich die Emissionen auf unterschiedliche Wirkungskategorien, wie etwa

---

<sup>2</sup> Bewertung label-online.de: „Besonders empfehlenswert“; Nachhaltiger Warenkorb: Ökologisch „voll“; Sozial „leer“.

<sup>3</sup> Dieses ist noch nicht weit verbreitet, wurde jedoch von label-online.de als „Besonders empfehlenswert“ bewertet.

die Bodenversauerung, den Klimawandel oder die Überdüngung von Oberflächengewässern, aus.

Spezielle Techniken, wie zum Beispiel das in der ISO 14040 standardisierte Life Cycle Assessment (LCA), bieten eine detaillierte Berechnung der Umweltwirkungen über den Lebenszyklus von Gütern und Dienstleistungen. Jedoch hat ein LCA in vollem Umfang den Nachteil, dass es sehr ressourcen- und kostenintensiv ist, sowie, je nach Setzung der Systemgrenzen der Betrachtungen, zu abweichenden Ergebnissen führen kann. Diese Methode kommt deshalb nur in wenigen ausgesuchten Fällen bei der Produktbewertung zum Einsatz. Auf einer übergeordneten Ebene steht die Environmentally Extended Input-Output-Analyse (EEIO) zur Lebenszyklusbewertung zur Verfügung (Hendrickson et al. 2006). Sie liefert ein generelles Verständnis für die Wirtschaftssektoren mit den signifikantesten Umweltwirkungen. Mischsysteme des Bottom-up-Ansatzes (LCA) und des Top-down-Ansatzes (EEIO), so genannte Hybride (Treloar 1997; Suh et al. 2004), versuchen die jeweiligen Stärken zu nutzen und deren Schwächen zu vermeiden, indem Vorketten „Top down“ und Nutzungsphase und Entsorgung „Bottom up“ bilanziert und Prozessdaten ergänzt werden.

Unter der Bezeichnung (*Product*) *Carbon Footprint* ((P)CF) sind die Analysen der in Produkten „enthaltenen“ Treibhausgas-(THG)-Emissionen populär geworden (Hammond 2007). Der (P)CF kann als ein LCA mit Beschränkung auf die Umweltwirkungskategorie Klimawandel verstanden werden (Schmidt 2009). Er profitiert daher von den bereits vorhandenen LCA-Daten. Für den (P)CF wurde aber auch ein eigener methodischer Ansatz entwickelt, der sich zunächst auf die *Publicly Available Specification* (PAS) 2050 stützte (BSI 2011). Die Methoden zur Bestimmung von in Produkten enthaltenen THG-Emissionen wurden aber mittlerweile auch als ISO/TS 14067:2013 international normiert (DIN EN ISO 2013). In Deutschland wurden im Jahr 2009 erste Pilotstudien zum PCF durchgeführt (PCF Pilotprojekt Deutschland 2009).

Weitere Methoden zur Umweltwirkungsbewertung, die aber im Forschungsvorhaben nicht näher betrachtet wurden, sind in Hertwich et al. (1997) zu finden.

#### **4.2.3.2 Verwendung der Environmental Input-Output-Analyse**

Die Input-Output-Analyse wurde in den 1930er Jahren von Wassily Leontief zur Untersuchung der makroökonomischen Zusammenhänge des Wirtschaftskreislaufs in Volkswirtschaften entwickelt (Leontief 1936). Grundlage für die Input-Output-Analyse sind die monetären Verflechtungen der Wirtschaftssektoren in einer Input-Output-Tabelle. Ausgangspunkt der Input-Output-Analyse ist die Matrix der Input-Koeffizienten. In dieser  $S \times S$ -Matrix  $\mathbf{A}$  der Inputkoeffizienten wird Verhältnis des Vorleistungsvektors  $\mathbf{v}_i$  und des Produktionswerts  $PW_i$  der Branche  $i$  angegeben:

$$(1) \quad \mathbf{A} = \frac{\mathbf{v}_i}{PW_i}$$

Ein Element  $i,j$  dieser Koeffizientenmatrix gibt an, wie viel in- und ausländische Güter  $i$  direkt (als Vorleistungsgut) benötigt werden, damit die heimische Güterproduktion  $j$  eine Werteinheit erzeugen kann.

Im nächsten Schritt der Input-Output-Analyse wird die Leontief-Inverse erzeugt. Hierbei ist

$$(2) \quad \mathbf{L} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$$

die Leontief-Inverse  $\mathbf{L}$  und  $\mathbf{I}$  die Einheitsmatrix mit  $S$  Zeilen und  $S$  Spalten, wobei  $S$  die Aggregationsstufe der Wirtschaftssektoren angibt. Je kleiner die sektorale Gliederung, d. h. die Anzahl der Sektoren, desto detaillierter sind die Ergebnisse. Ein Element  $i,j$  dieser Matrix  $\mathbf{L}$  gibt an, wieviel in- und ausländische Güter  $i$  insgesamt an alle heimischen Güterproduktionen zu liefern sind, damit eine Werteinheit der heimischen Güterproduktion  $j$  an die Endnachfrage ausgeliefert werden kann (Leontief 1986).

Die Erweiterung des Leontief-Modells zur Analyse der Umweltwirkungen (Leontief 1970; Chen 1973; Miernyk 1973; Gutmanis 1975) und der Auswirkungen auf den Energieverbrauch durch den Endkonsum (Bullard und Herendeen 1975b; Bullard und Herendeen 1975a) wird seit den 1970er Jahren durchgeführt. Untersuchungen zum Energieverbrauch durch die Endkonsumenten liegen auch für Deutschland vor (Weber und Fahl 1993). Bei dieser Erweiterung wird die Leontief-Inverse mit einem Vektor  $\mathbf{q}$  der Emissionsintensität bzw. der Energieverbrauchsintensität multipliziert. Diese Intensitäten sind der Quotient der absoluten direkten Emissionen  $E_i$  bzw. des Energieverbrauchs und des Produktionswerts  $PW_i$  der Wirtschaftszweige  $i$ :

$$(3) \quad x_i = \mathbf{q}^T (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \quad \text{mit} \quad q_i = \frac{E_i}{PW_i}.$$

Die Emissionen des Konsums  $E_{kon}$  ergeben sich dann durch Multiplikation von (3) mit dem Warenkorb, d. h. dem Konsumvektor  $\mathbf{v}_i$  (Miller und Blair 1985):

$$(4) \quad E_{kon} = \mathbf{q}_i^T (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \cdot \mathbf{v}_i$$

Mit aggregierten Daten der amtlichen Statistik lassen sich über alle Produktionsstufen kumulierte Emissionsintensitäten berechnen, die für Wirtschaftszweige die kg Schadstoff pro € angeben. In Deutschland wird die ökologisch erweiterte Input-Output-Analyse mit kongruenter Verknüpfung zu den ökonomischen Daten der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) von der umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) dargestellt (StBA 2009). Bei den Berechnungen im Forschungsvorhaben wurde auch auf statistisches Datenmaterial internationaler Organisationen (UNSTAT, EUROSTAT, IEA, OECD, IWF, Weltbank, UNEP, IPCC) zurückgegriffen.

Mit einer Erweiterung der Input-Output-Daten durch Prozessdaten lassen sich auch Input-Output-Verflechtungen bis auf Produktebene und verschiedene Regionalebenen abbilden (Moll et al. 2005). Dabei hängen die Ergebnisse dieser erweiterten Analysen stark von der Qualität der vorhandenen Input-Output- bzw. Umweltdaten ab. Diese Art von Untersuchungen wurde mit unterschiedlichen Forschungsschwerpunkten in mehreren Studien für eine Reihe von Ländern

und für verschiedene Umweltwirkungskategorien durchgeführt (Munksgaard et al. 2005; Huppel et al. 2006; Kok et al. 2006; Druckman und Jackson 2009; Kerkhof et al. 2009). Dabei beschränken sich diese Studien nicht nur auf die Emissionen durch die Produktion im Inland, sondern beziehen auch den internationalen Handel mit ein (Wiedmann et al. 2007; Weber und Matthews 2008).

Für die Bundesrepublik liegen keine derartigen Analysen auf Produktebene vor. Außerdem gibt es bislang keine Vergleichsuntersuchungen zwischen verschiedenen Produktionstechniken (konventionell und ökologisch) auf Input-Output-Basis. Es wurden allerdings schon Bestimmungsgründe für die unterschiedlichen Schadstoffemissionen innerhalb und zwischen verschiedenen Ländern untersucht (Kerkhof et al. 2009). Außerdem wurden schon mögliche Auswirkungen ökologischen Konsums der Haushalte und verschiedener Lebensstile auf die Umwelt diskutiert (Jensen 2008).

#### **4.2.3.3 Verwendung von LCA-Daten**

LCA-Daten sollten im Forschungsprojekt verwendet werden, um die EEIO mit Prozessdaten zu ergänzen. Die Erstellung einer LCA ist durch die ISO 14040-Serie genormt und damit an einen methodischen Rahmen geknüpft. Life Cycle Assessment wird in der ISO 14040 als "compilation and evaluation of the inputs, outputs and potential environmental impacts of a product system through its life cycle" (DIN EN ISO 2006) definiert. Somit stellt die LCA in erster Linie ein Instrument dar, um den ökologischen Aufwand eines Produktes über seinen gesamten Lebensweg ("von der Wiege bis zur Bahre") abschätzen zu können.

Die für das Forschungsprojekt relevanten Daten lassen sich der Sachbilanz eines LCA entnehmen. In der Sachbilanz (life cycle inventory analysis) werden ausgehend von den festgelegten Systemgrenzen die Prozesse mit den verbindenden Stoff- und Energieflüssen erfasst, Daten zu den Prozessen recherchiert und gesammelt sowie Allokationsregeln für Kuppelprozesse festgelegt. Das Ergebnis der Sachbilanz ist die Zusammenführung aller Daten, bei der die input- und outputseitigen Stoff- und Energieströme auf die funktionelle Einheit des betrachteten Gegenstandes skaliert werden (Guinée 2001).

LCA-Daten haben einen eindeutigen Produktbezug. Sie sind hoch aggregierte Daten komplexer Wertschöpfungsketten und beinhalten dadurch auch indirekte Emissionen. Die LCA-Daten werden durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst, wie z. B. die Setzung der Systemgrenzen, den Umgang mit Kuppelprozessen und Allokationen sowie die Art der Datenerhebung und die damit verbundene Datenqualität. Trotz der Normierung durch die ISO 14040 ff. können diese Faktoren zu sehr unterschiedlichen Sachbilanzdaten bzw. Wirkungsabschätzungen führen. Eines der größten Probleme der Datensammlung beim LCA stellt die Verfügbarkeit der Daten dar. Dabei ist grundsätzlich zwischen spezifischen Daten (individual-prozess-bezogen) und generischen Daten zu unterscheiden. Bei einem LCA werden oftmals entweder generische Daten erzeugt (z. B. als

Aggregat aus Daten verschiedener Prozesse, Mittelwertbildung etc.) oder es wird auf generische Daten aus Datenbanken (wie z. B. ecoinvent) zurückgegriffen. In der Literatur finden sich aber auch zahlreiche Einzelstudien, etwa zu LCAs von Lebensmitteln und entsprechenden Produktionssystemen (Roy et al. 2009).

Bislang gibt es nur wenige Vergleichsuntersuchungen zwischen konventionellen und ökologischen Produktionstechniken auf Input-Output- oder LCA-Basis (Dutilh und Kramer 2000; Wood et al. 2006; Thomassen et al. 2008). Deshalb wurde im Forschungsvorhaben überprüft, ob eine Vereinfachung durch die Bildung von Produktgruppen-LCA's möglich ist. Allerdings hat sich gezeigt, dass der Aufbau eines Hybrid-Modells, welches im Stande wäre, diese Frage zu lösen, mit den im Projekt eingeplanten Ressourcen nicht zu entwickeln ist. Unabhängig von den methodischen Fragen gibt es bereits sehr viele praktische Hindernisse, die gezeigt haben, dass eine Vereinfachung durch Produktgruppen-LCA's nicht ohne weiteres erreicht werden kann. Alleine die Datenverfügbarkeit für die einzelnen Prozesse ist ein unlösbares Problem. Hier sind z. B. nur sehr wenige Daten zu ökologischen Alternativen vorhanden. Außerdem wäre selbst für die Betrachtung der Referenzprodukte aus dem Warenkorb ein im Vorhaben nicht zu leistender Aufwand nötig. Daher wurden hier exemplarisch einzelne Studien betrachtet, die als Extrapolation eine Aussage auf Produktbereiche zulassen (s. 5.2.1.3).

#### **4.2.4 Preisindexkonzept**

##### **4.2.4.1 Verbraucherpreisindex und Indexberechnung**

Die Suche nach Indikatoren nachhaltigen Konsums und damit verbunden die Messung der Nachhaltigkeit standen bisher im Vordergrund der Forschung über die praktische Umsetzung des nachhaltigen Konsums {Lass, 1999 #4498; Lorek, 1999 #4499; Endres, 1998 #4500}. Dabei zeigt der „Nachhaltige Warenkorb“ bisher lediglich Produkt- und Handlungsalternativen auf. Die Forderung nach einer Kostenanalyse des nachhaltigen Konsums in allen Konsumbereichen wurde bisher weder von der amtlichen Statistik noch von der Forschung aufgegriffen.

In der amtlichen Statistik werden für Preisvergleiche Indexwerte, z. B. der Verbraucherpreisindex (VPI), berechnet. Der Laspeyres-Preisindex (Rinne 1981) ist in der Praxis der Indexberechnung zur isolierenden Darstellung von Preisniveauänderungen vorherrschend, wenn auch in manchen Ländern, wie z. B. in den USA, andere Index-Konzepte diskutiert werden (Schultze 2003). Beim Preisindex nach Laspeyres wird die Preismesszahl  $M_{ji(0)}$  mit den Ausgaben der Basisperiode ( $p_{j0} \cdot q_{j0}$ ) gewichtet, d. h. die Basisausgaben in der Preisdimension werden fortgeschrieben. Daraus ergibt sich:

$$(5) \quad M_{ji(0)} \cdot p_{j0} \cdot q_{j0} = \frac{p_{ji}}{p_{j0}} \cdot p_{j0} \cdot q_{j0} = p_{ji} \cdot q_{j0} \cdot$$

In Worten ausgedrückt bedeutet dies, dass die Menge der Periode 0 mit dem Preis der Periode  $i$  bewertet wird. Eine arithmetische Mittelung der Preismesszahlen führt zu folgendem Ergebnis:

$$(6) \quad \frac{\sum_{j=1}^m \frac{p_{ji}}{p_{j0}} \cdot p_{j0} \cdot q_{j0}}{\sum_{j=1}^m p_{j0} \cdot q_{j0}} = \frac{\sum_{j=1}^m p_{ji} \cdot q_{j0}}{\sum_{j=1}^m p_{j0} \cdot q_{j0}} = P_{Li(0)} \quad [ \cdot 100 ] .$$

Die Messzahlmittelung führt schließlich in der zweiten Form der Gleichung zu einem Vergleich von zwei Wertsummen für ein und dieselbe Güterkombination (Warenkorb), d. h. die fiktive Wertsumme zu Preisen des Jahres  $i$  wird ins Verhältnis gesetzt zur tatsächlichen Wertsumme der Periode 0.

In der Praxis wird die Indexberechnung sogar noch vereinfacht, weil z. B. für den statistischen Warenkorb des VPI bereits relative Ausgabengewichte angegeben werden. In diesem Fall wird nur noch die Formel der Messzahlmittelung benötigt:

$$(7) \quad P_{Li(0)} = \sum_{j=1}^m \frac{p_{ji}}{p_{j0}} \cdot a_{j0} \quad \text{mit} \quad a_{j0} = \frac{p_{j0} \cdot q_{j0}}{\sum_{j=1}^m p_{j0} \cdot q_{j0}} .$$

Unterschiede der Wertgewichte haben hier keine Auswirkungen auf die Preisindexzahl, da sich alle Mengen und alle Preise um den gleichen Faktor ändern. In diesem Fall führt eine preisinduzierte Änderung der Wertgewichte nicht zu einer Änderung der Indexwerte. Der Indexwert wird nur von einer Änderung der Mengenstruktur beeinflusst (Elbel 1999). Ein großer Vorteil des Laspeyres-Index ist die Additivität seiner Komponenten (Neubauer 1996; Buchwald 2004). Subindizes (Teilindizes) für einzelne Gütergruppen können zum Gesamtindex aller Güter zusammengefasst werden.

#### **4.2.4.2 Konsumbereiche im Wägungsschema**

Grundlage für die Vergleichsberechnungen im Forschungsvorhaben ist die Feingewichtung des VPI-Wägungsschemas vom Statistischen Bundesamt. Das Forschungsprojekt folgt einem Ansatz, bei dem die durchschnittlichen Verbrauchsgewohnheiten des VPI-Wägungsschemas die Grundlage für die zu vergleichende Warenkörbe bilden. Die Güterbeschreibung des Wägungsschemas entspricht der Classification of Individual Consumption by Purpose (COICOP). Die COICOP-VPI gliedert die Gesamtlebenshaltung in zwölf Verwendungszwecke, die als zweistellige Ziffernkombination dargestellt werden. Die zwölf Verwendungszwecke sind (StBA 2003):

- 01 Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke;
- 02 Alkoholische Getränke, Tabakwaren;
- 03 Bekleidung und Schuhe;
- 04 Wohnung, Wasser, Strom, Gas und andere Brennstoffe;
- 05 Einrichtungsgegenstände (Möbel), Apparate, Geräte und Ausrüstungen für den Haushalt sowie deren Instandhaltung;

- 06 Gesundheitspflege;
- 07 Verkehr;
- 08 Nachrichtenübermittlung;
- 09 Freizeit, Unterhaltung und Kultur;
- 10 Bildungswesen;
- 11 Beherbergungs- und Gaststättendienstleistungen;
- 12 Andere Waren und Dienstleistungen.

Die weitere Untergliederung und Spezifizierung des Wägungsschemas erfolgt über weitere Ziffernstellen in der COICOP-VPI. In der Feingewichtung des Wägungsschemas werden die Ausgangengewichte in Promille für bis zu zehnstellige COICOP-VPI aufgegliedert, womit sich ein warenkorbbasierter Preisvergleich konkret berechnen lässt.

#### **4.2.4.3 Qualitäts- und Inflationsbereinigung**

Die naturale Dimension, d. h. physische Qualitäten und Quantitäten, werden von der Wirtschaftsstatistik oft vernachlässigt und sind nur in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen von Bedeutung (Neubauer 1996). Im Vergleich zum VPI des Statistischen Bundesamtes, bei dem das erste Gebot der zeitliche Preisvergleich zwischen zwei Perioden (Monate oder Jahre) ist, ist der warenkorbbasierte Preisvergleich ein Vergleichsindex unterschiedlicher Qualitäten. Idealtypisch sollten sich die zu vergleichenden Qualitäten nur in der nachhaltigen Qualität unterscheiden. Problematisch ist beispielsweise, wenn sich Produkte mit gleichem primären Gebrauchsnutzen zwar in ihrer nachhaltigen Qualität unterscheiden, aber für die unterschiedliche Wahrnehmung der Produkte der Sekundärnutzen vorrangig ist. Unverpackte und unverarbeitete Lebensmittel lassen sich bei gleichem Aussehen z. B. einfach in nachhaltige und konventionelle trennen, ohne dass für den Konsumenten, abgesehen von der nachhaltigen Qualität, andere Aspekte bei der Kaufentscheidung eine Rolle spielen. Je stärker der Verarbeitungsgrad und je komplexer die Produkte sind, umso schwieriger ist die Vergleichbarkeit von konventioneller und nachhaltiger Qualität.

Im Allgemeinen werden Qualitätsunterschiede über die Marktpreise der Güter bewertet. Daher sind Preisunterschiede durch Qualitätsunterschiede gedeckt (Neubauer 1996). Es ist umso schwieriger den isolierten Preisunterschied zwischen konventioneller Standardqualität und nachhaltiger Qualität festzustellen, wenn neben diesem Qualitätsunterschied noch weitere Qualitätsunterschiede einen Preisunterschied bedingen können. Während die Preisstatistik beim VPI darum bemüht ist, Preisänderungen infolge von Qualitätsänderungen oder Änderungen der Verkaufskonditionen (kurz: „Qualitätskomponente“) rechnerisch von davon unabhängigen Preisänderungen (kurz: „Geldwertkomponente“ oder „Kaufkraftkomponente“) zu trennen (Neubauer 1996), müssen beim warenkorbbasierten Preisvergleich die unterschiedlichen Qualitäten isoliert werden. Die praktischen und theoretischen Probleme beim Einsatz von Preisindizes sind Gegenstand der wissenschaftlichen Diskussion (Deaton 1998; Diewert 1998; Pollak 1998).



Die Geldwert- oder Kaufkraftkomponente hat keinen Einfluss auf das Ergebnis des warenkorb-basierten Preisvergleichs, da sie sich in gleichem Maße auf Referenz- und Vergleichspreis auswirkt. Die Preismesszahl ändert sich dadurch nicht. Einfluss auf die Preismesszahl haben nur die unterschiedlichen Preisrepräsentanten der Qualitäten, so dass in längeren Zeitreihen nur die Entwicklung des Preisverhältnisses zwischen den verschiedenen Qualitäten im Zeitverlauf dargestellt wird. Qualitätsänderungen sind für den warenkorb-basierten Preisvergleich ebenfalls von geringerer Bedeutung, da keine Preisvergleiche zwischen verschiedenen Perioden stattfinden. Auch bei Vergleichen zwischen Werten des warenkorbbasierten Preisvergleichs aus unterschiedlichen Perioden zeigt sich, dass Qualitätsänderungen keinen Einfluss auf den Index haben, weil dies nichts an den Kriterien für nachhaltige und nicht-nachhaltige Qualität ändert. Entscheidender als Qualitätsänderungen sind Änderungen der Bewertungskriterien der nachhaltig ökologischen Produkt- bzw. Dienstleistungsqualität.

Bei Betrachtungen der Geldwertkomponente wird die subjektive Preiswahrnehmung durch den qualitativen Indikator der „gefühlten Inflation“ erfasst (Bechtold und Linz 2005). Der VPI kann, ebenso wie der warenkorbbasierte Preisvergleich, die subjektive Wahrnehmung von Einzelpreisen relativieren, da die Preisstatistik ein neutraler Beobachter ist. Hohe und niedrige Preise können sich durch die Bildung von gewichteten Mittelwerten kompensieren. Dabei wird auch die Struktur der unterschiedlichen Geschäftstypen, Produkten verschiedener Hersteller, verschiedenen Gemeinden, Güterarten und Verbrauchsgewohnheiten als Mittelwert berücksichtigt (Bechtold und Linz 2005). So beeinflusst ein hoher Einzelpreis eines Gutes, das mit sehr geringem Gewicht in den Index eingeht, den gesamten Indexwert in nur sehr geringem Umfang. Durch die Gewichtung von einzelnen höheren Preisen mit ihrem relativen Ausgabenanteil beim warenkorbbasierte Preisvergleich kann sich auch hier der Eindruck von allgemein hohen Preisen relativieren.

Da sich aber das individuelle Konsummuster zum Teil sehr stark vom Durchschnittswarenkorb des VPI unterscheiden kann, sollte sich das „subjektbezogene“ Preisniveau an Konsumtypen orientieren, die sich in ihrer Lebensweise, ihren Orientierungen, ihren Werthaltungen und ihren persönlichen Verbrauchsgewohnheiten gleichen (Konüs 1939). Verbrauchsmuster und Wägungsschemata von verschiedenen Haushaltstypen werden von der amtlichen Statistik schon seit längerer Zeit nicht mehr bestimmt und lassen sich für „Sozial-Milieus“ nur mit einem erheblichen Aufwand erheben. Um dennoch eine Untersuchung unterschiedlicher Konsumtypen zu erreichen, wurde im Projekt ein Modell entwickelt, mit dem sich die Wirkungen unterschiedlicher Einkommensklassen bestimmen lassen.

#### **4.2.5 Konsumtypenspezifische Betroffenheit von Inflation**

Aktuell befindet sich die Inflationsrate in Deutschland auf einem niedrigen Niveau. So lag die durchschnittliche Teuerung im Juli 2014 im Vergleich zum Vorjahresmonat bei gerade einmal 0,8 %. Dies liegt deutlich unter der von der Europäischen Zentralbank gesetzten Zielmarke von 2,0 %. Sogar ein Abrutschen in eine Deflation wird – trotz historisch niedriger Leitzinsen der EZB – von einigen Experten als realistische Gefahr angesehen (Bernoth et al. 2014). In den zurückliegenden Jahren waren jedoch steigende Preise in Deutschland ein durchaus breit diskutiertes Thema. Dabei entzündete sich die öffentliche Debatte vor allem an den Konsumfeldern Lebensmittel und Energie. Dass die Preissteigerungen dort überdurchschnittlich hoch waren, zeigt, neben der öffentlichen Wahrnehmung, auch die offizielle Statistik: Die Preise für „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ (CC01) stiegen im Zeitraum Januar 2005 bis Juli 2014 um 25 %, für „Kraft- und Schmierstoffe“ (CC0722) um 44 % und für „Strom, Gas und andere Brennstoffe“ (CC045) sogar um 59 %. Die durchschnittliche Preissteigerung lag hingegen bei „nur“ 17 %.<sup>4</sup>

Lebensmittel und Energie sind für die Befriedigung von Grundbedürfnissen unverzichtbar. Dies macht Preissteigerungen in diesen Bereichen aus sozialer Sicht besonders problematisch. Frühere Untersuchungen (z. B. Breuer und Mehrhoff (2009)) haben zudem gezeigt, dass mit fallendem Einkommen der Anteil der Ausgaben steigt, der für Grundbedürfnisse ausgegeben werden muss. Preissteigerungen bei diesen Gütern treffen demnach Ärmere überproportional stark. Seit der Umstellung des Verbraucherpreisindex (VPI) auf das Basisjahr 2000 werden vom Statistischen Bundesamt keine einkommensspezifischen Inflationsraten mehr ausgewiesen.<sup>5</sup> Durch die oben genannten Entwicklungen, also unterschiedlich hohe Inflationsraten in den verschiedenen Konsumbereichen und einkommensspezifisch unterschiedliche Ausgabenanteile, drängt sich jedoch die Frage auf, ob auch die Inflationsraten einkommensspezifisch unterschiedlich hoch ausfallen. Es lässt sich zudem die Vermutung anstellen, dass diese mit fallendem Einkommen ansteigen. Ob dies zutrifft, wurde mittels der im Folgenden vorgestellten Methodik untersucht.

##### **4.2.5.1 Datengrundlage**

Als Datengrundlage für die Berechnung der einkommensspezifischen Wägungsschemata dient die Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS) des Statistischen Bundesamts. Bei der EVS handelt es sich um eine seit 1962/63 alle fünf Jahre durchgeführte freiwillige Haushaltsbefragung, bei der mittels einer repräsentativen Quotenstichprobe von etwa 0,2 % der deutschen Haushalte sozio-demografische Merkmale, der Bestand an langlebigen Gebrauchsgütern und die

---

<sup>4</sup> siehe GENESIS-Onlinedatenbank, Tabelle 61111-0006, Zugriff 01.09.2014.

<sup>5</sup> Bis dahin wurden noch spezifische Berechnungen für „4-Personen-Haushalte von Beamten und Angestellten mit höherem Einkommen“, „4-Personen-Haushalte von Angestellten mit mittlerem Einkommen“ und „2-Personen Rentner-Haushalte mit geringem Einkommen“ durchgeführt. Diese wurden eingestellt, da die speziellen Haushaltstypen nicht mehr als repräsentativ für Deutschland galten und die Unterschiede in der Entwicklung als zu gering eingestuft wurden, um den zusätzlichen Aufwand zu rechtfertigen.

Einnahmen und Ausgaben erfragt werden.<sup>6</sup> Die Einnahmen und Ausgaben werden von den Haushalten über drei Monate in einem Haushaltsbuch festgehalten. Dabei wird ein quartalsweise rotierendes Verfahren eingesetzt, um repräsentative Ergebnisse für das gesamte Jahr zu erhalten. Bei der für diese Untersuchungen verwendeten EVS aus dem Jahre 2008 liegen die Ergebnisse von rund 55.000 Haushaltsbüchern vor. Das für diese Berechnung zur Verfügung stehende Scientific-Use-File enthält jedoch nur eine 80 %-Stichprobe, weswegen sich die Anzahl der verfügbaren Haushaltsbücher auf 44.088 reduziert.

Neben diesen Haushaltsbüchern führt zudem etwa jeder Fünfte dieser Haushalte ein sogenanntes Feinaufzeichnungsheft, in dem die Ausgaben für „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ sowie „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ für einen Monat in größerer Detailtiefe erfasst werden. Die Ergebnisse der „Feinaufzeichnungshefte“ liegen im Jahr 2008 von rund 11.800 Haushalten vor. Durch die 98 %-Stichprobe des Scientific-Use-Files reduziert sich die Zahl auf 11.570. Die Einteilung und Klassifikation der Einnahmen und Ausgaben in der EVS 2008 basiert auf der vom Statistischen Bundesamt entwickelten „Systematik der Einnahmen und Ausgaben der privaten Haushalte“ (SEA) von 1998. Diese ist wiederum eng angelehnt an die internationale „Klassifikation der Verwendungszwecke des Individualverbrauchs“ (COICOP – Classification of Individual Consumption by Purpose), die u. a. in der Verbraucherpreisstatistik verwendet wird (Statistisches Bundesamt 1998).

Außerdem wird zur Berechnung der einkommensspezifischen Wägungsschemata das Feinwägungsschema des VPI (2010) verwendet. Dieses gibt auf COICOP-10-Steller-Ebene die Ausgabenanteile an, die die privaten Haushalte in Deutschland für die jeweilige Güterart aufgewendet haben. Es wurde eingesetzt, wenn keine einkommensspezifischen Gewichte vorlagen (siehe „Methodische Weiterentwicklungen“). Als Datengrundlage für die Preisentwicklung dient der VPI des Statistischen Bundesamtes. Dieser ist auf verschiedenen Gliederungsebenen (COICOP-2- bis 10-Steller) über die GENESIS-Datenbank frei zugänglich.

#### **4.2.5.2 Ergebnisse früherer Studien**

Breuer und Mehrhoff (2009) hatten für 13 Einkommensklassen differenzierte Inflationsraten im Zeitraum Januar 2006 bis Juli 2009 berechnet. Als Differenzierungsmerkmal diente das Haushaltsnettoeinkommen. Die Datengrundlage zur Berechnung der 13 Wägungsschemata bildete die Einkommens- und Verbrauchsstichprobe (EVS) 2003. Der Artikel war eine Reaktion auf Brachinger (2008), der die allgemeinen Teuerungsraten, repräsentiert durch den VPI, den spezifischen Teuerungsraten einer Familie mit drei Kindern und einem monatlichen Haushaltsnettoeinkommen zwischen 2.600 und 3.600 Euro gegenübergestellt hatte. Brachinger kam zu dem Er-

---

<sup>6</sup> Als Abschneidegrenze ist ein monatliches Haushaltsnettoeinkommen von 18.000 Euro angesetzt, da zu wenige Haushalte über dieser Grenze an der EVS teilnehmen. Ebenfalls nicht erfasst sind Personen, die in Anstalten oder Gemeinschaftsunterkünften leben.

gebnis, dass diese Familie „derzeit deutlich stärker unter der Teuerung leidet als der statistische Durchschnittshaushalt. Im März des laufenden Jahres [Anm. des Verfassers: 2008] stieg die Teuerungsrate für diesen Familientyp auf 4,2 %, während die Rate des VPI nur bei 3,1 % lag.“

Breuer und Mehrhoff entwickelten die von Brachinger verwendete Methode weiter, indem sie, beruhend auf den Mikrodaten der EVS 2003, tiefgliedrigere Wägungsschemata (COICOP-4-Steller statt COICOP-2-Steller) berechneten und statt des sehr spezifischen Haushaltstyps „Familie mit drei Kindern und einem monatlichen Haushaltsnettoeinkommen zwischen 2.600 und 3.600 Euro“ nun Inflationsraten für 13 Haushaltsnettoeinkommensklassen berechneten. Sie kamen bei ihren Untersuchungen zu folgendem Fazit: „Obwohl bei der Betrachtung der verschiedenen Wägungsschemata der nach Haushaltsnettoeinkommen gebildeten Haushaltstypen teilweise recht deutliche Unterschiede in den Ausgabenanteilen für verschiedene Güterkategorien sichtbar werden, entwickeln sich die Inflationsraten der Haushaltstypen im von uns betrachteten Zeitraum sehr ähnlich und weichen kaum voneinander ab.“ Es gäbe „keine Einkommensgruppe, die über den gesamten Zeitraum hinweg niedrigeren oder höheren Inflationsraten als alle anderen Einkommensgruppen ausgesetzt ist“ (Breuer und Mehrhoff 2009).

Die Diskussion von Brachinger sowie Breuer und Mehrhoff ist Ausgangspunkt zur Überprüfung der Aussagen mit einer weiterentwickelten der Methodik und unter aktuelleren Daten, um daraus letztlich einkommensspezifische Konsumtypen ableiten zu können.

## **5 Wissenschaftliche Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt WaPrUmKo**

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die Grundlagen der Forschungsarbeit dargestellt wurden, sollen im Folgenden die Ergebnisse des Forschungsprojekts vorgestellt werden. Dabei sollen zunächst die prototypischen Vorgehensweisen im Bereich der schnell drehenden Konsumgüter am Beispiel des Lebensmittelbereichs dargestellt werden. Daran anschließend wird das Vorgehen bei langlebigen Konsumgütern am Beispiel von Pkw erläutert. Da die Methodenentwicklung ein wesentliches Projektergebnis ist, wird diese zunächst detailliert vorgestellt, bevor die Berechnungsergebnisse präsentiert werden.

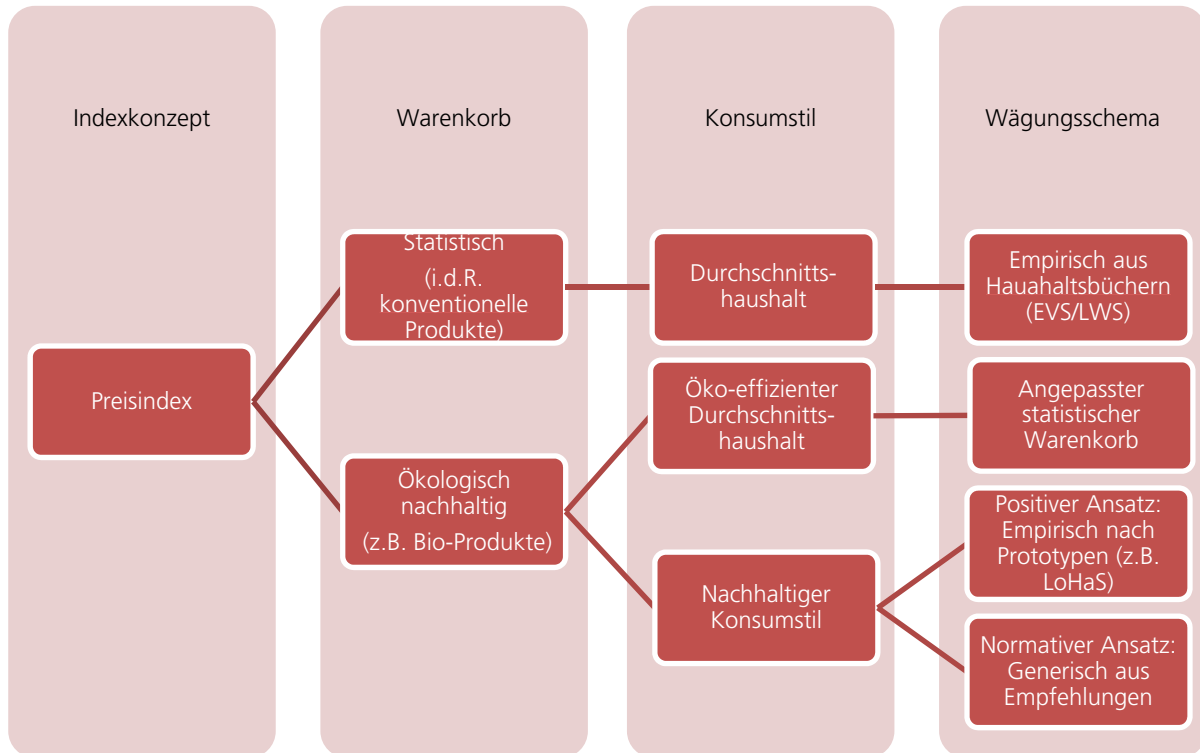
Die weiteren Konsumbereiche und regionale Aspekte werden im Überblick behandelt. Es folgt ein Überblick über Klimawirkungen aller Konsumbereiche in Abhängigkeit der Konsumausgaben der Haushalte. Schließlich folgen die Untersuchungen zu unterschiedlichen Konsumtypen. Dazu wird zunächst ein Modell äquivalenzeinkommensspezifischer Wägungsschemata gebildet. Darauf aufbauend wird der ökologisch-nachhaltige Preisindex für einkommensspezifische Konsumtypen entwickelt, dessen Ergebnisse berechnet und diskutiert werden. Am Ende dieses Kapitels werden wesentliche Ergebnisse des Forschungsvorhabens zusammengefasst und es wird ein Ausblick auf sich anschließende Praxis- und Forschungsfragen gegeben.

## 5.1 Methodenentwicklung zum nachhaltigen Preisindex

Die Grundidee des ökologisch-nachhaltigen Preisindex ist es, die konventionellen Waren und Dienstleistungen im bestehenden Verbraucherpreisindex durch ökologischere bzw. nachhaltigere Konsumalternativen zu ersetzen. Im Sinne eines nachhaltigen Konsums ist dies jedoch nicht ausreichend, da sich durch die bloße Substitution von Gütern im Warenkorb die Zusammensetzung des Warenkorbs an sich kaum ändert. Das Preisindexkonzept lässt sich vielmehr in zwei Pfade aufspalten: zum einen das klassische statistische Konzept und zum anderen das ökologisch-nachhaltige Konzept (s. Abb. 1). Während das statistische Konzept, vereinfacht gesagt, versucht, den Durchschnittshaushalt abzubilden, versucht das ökologisch nachhaltige Konzept, die Preisunterschiede zwischen einem konventionellen und einem nachhaltigeren Konsumstil darzustellen.

Die praktische Herausforderung bei beiden Konzepten ist die Bestimmung von Ausgabengewichten, die als Wägungsschema das jeweilige Konsummuster und damit den Konsumstil charakterisieren. Das Statistische Bundesamt führt dazu einen erheblichen Aufwand durch und lässt in den Einkommens- und Verbrauchsstichproben (EVS) und den Laufenden Wirtschaftsrechnungen (LWS) Haushaltsbücher bei den teilnehmenden Haushalten führen. Auf diese Weise lässt sich das Wägungsschema des Durchschnittshaushalts empirisch aus den Haushaltsbefragungen gewinnen. Nachhaltigere Produkte bzw. Bio-Produkte gehen somit auch in den statistischen Warenkorb ein, sofern sie eine entsprechend hohe Konsumrelevanz haben. Dies ist beispielsweise bei Bio-Eiern der Fall. Die praktischen Herausforderungen beim ökologisch-nachhaltigen Warenkorb sind ungleich größer. Hier ist es erforderlich einen Konsumstil zu bestimmen, der den Anforderungen einer nachhaltigeren Lebensführung entspricht und sich somit als nachhaltiger Konsumstil zu bezeichnen lässt. Während der Durchschnittshaushalt relativ wertfrei über das Konsumverhalten aller Haushalte gebildet wird, so unterliegt der nachhaltige Haushalt den Werturteilen derer, die festlegen, wie der nachhaltige Konsumstil beschaffen sein muss.

Abb. 1: Optionen eines ökologisch-nachhaltigen Preisindex



Zur Bestimmung des Wägungsschemas eines nachhaltigen Konsumstils sind idealtypisch zwei Ansätze möglich: einerseits ein positiver Ansatz und andererseits ein normativer Ansatz (s. Abb. 1). Beim positiven Ansatz wird nach Prototypen gesucht, die als Vertreter eines Nachhaltigen Konsumstils anzusehen sind. Beispielsweise wurde vor einiger Zeit der *Lifestyle of Health and Sustainability* (LoHaS) identifiziert. Im Rahmen von empirischen Haushaltsbefragungen müssten dann Vertreter des identifizierten nachhaltigen Konsumstils Haushaltsbücher führen, um wie beim statistischen Konzept ein Wägungsschema bestimmen zu können. Dies hätte den Vorteil, dass sich der nachhaltige Konsumstil in diesem Fall aus realen Konsumhandlungen ableiten lässt. Nachteil dieser Methode ist allerdings, dass der identifizierte nachhaltige Konsumstil bei objektiver Betrachtung in einigen Teilaspekten, absolut gesehen, nicht nachhaltig sein muss, da es oftmals zu Einstellungs-Verhaltens-Lücken kommen kann (Moser 2015). Daher könnte bei einem normativen Ansatz das Wägungsschema des nachhaltigen Konsumstils auch generisch anhand von Empfehlungen und Expertenurteilen gebildet werden. Der nachhaltige Konsumstil könnte zwar so in absoluter Weise bestimmt werden. Allerdings wäre dieser Konsumstil von sehr starken Werturteilen geprägt und in Realität kaum darstellbar. Außerdem kann die Akzeptanz eines solchen Idealbildes angezweifelt werden, insbesondere wenn man Nachhaltigkeit nicht als Endstadium begreift, sondern als Entwicklungsprozess.

Im Forschungsvorhaben wurde ein pragmatischer Ansatz gewählt, um ein nachhaltigeres Wägungsschema zu bestimmen. Anstatt eines nachhaltigen Konsumstils wurde ein öko-effizienter Durchschnittshaushalt modelliert, der konventionelle Produkte durch ökologisch-nachhaltigere Produktalternativen substituiert. Die Konsumstruktur dieses öko-effizienten Durchschnittstyps

bleibt hierbei erhalten und ist somit als solche nicht ökologisch-nachhaltig effizienter. Allerdings ergeben sich durch das Ersetzen von konventionellen mit nachhaltigen, ökologischen Gütern unvermeidbare Auswirkungen auf das Wägungsschema des Warenkorb, da Querbezüge zwischen Gütern und Konsumbereichen bestehen.

Quantitative Änderungen der Verbrauchsmengen (z. B. bei Strom, Benzin und Heizöl durch energieeffizientere Geräte) gehen als Querbezüge beim öko-effizienten Durchschnittstyp über die Gewichte im Wägungsschema in den Index ein. Monetäre Änderungen bei den Preisen der Preisrepräsentanten selbst gehen dagegen auch nur über den Preis selbst in den Index ein. Das angepasste Wägungsschema kann somit von den 100 % des VPI abweichen. Dadurch entsteht bereits ein struktureller Preisunterschied im Indexwert, wenn z. B. Strom-, Heizöl- und Benzinverbrauch sinken. Eventuelle Mehrausgaben für effizientere Waren können dies ausgleichen oder sogar überkompensieren. Somit ergibt sich der Unterschied der Indexwerte aus der Summe der strukturellen und der preisgetriebenen Komponente.

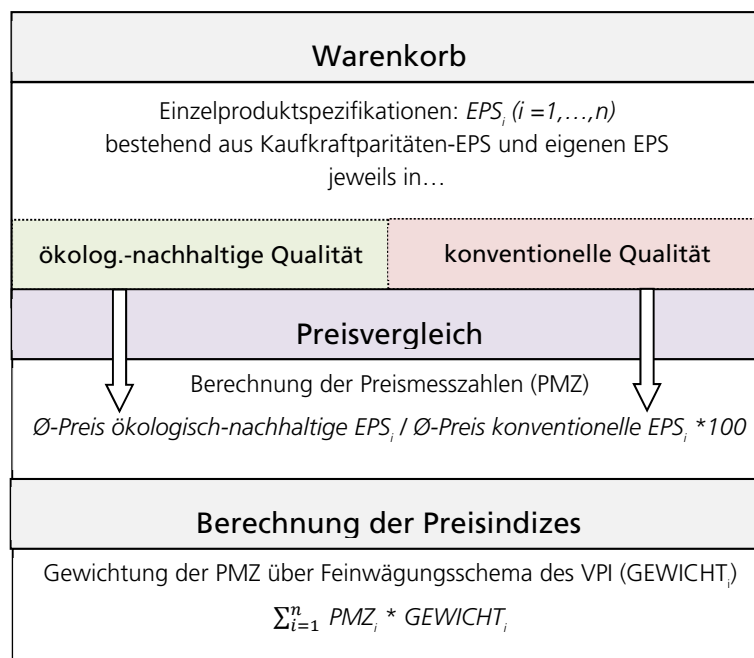
Im Forschungsprojekt wurde das auf den öko-effizienten Durchschnittstyp angepasste Wägungsschema durch einkommensspezifische Betrachtungen weiter individualisiert. Dadurch war es möglich, in Abhängigkeit des Einkommens unterschiedliche Wägungsschemata zu bestimmen. Die Wägungsschemata nach Einkommensklassen zeigen dabei im Hinblick auf Umweltwirkungen nicht nur einen Niveaueffekt, der sich aus der absoluten Höhe der Konsumausgaben ergibt, sondern auch einen Struktureffekt, der sich aus den Unterschieden in den Wägungsschemata ableitet. Damit werden letztlich auch unterschiedliche Konsumtypen modelliert, die sich im Weiteren näher untersuchen lassen.

### **5.1.1 Methode des Preisvergleichs und Bestimmung des statistischen Warenkorb**

Eine schematische Übersicht der grundsätzlichen Methode des Preisvergleichs ist in Abb. 2 dargestellt. Die Gewichtunggrundlage bei der Durchführung des Preisvergleichs bildet das Feinwägungsschema des Verbraucherpreisindex (VPI). Allerdings wurde die Auswahl der Preisrepräsentanten auf Basis der zur Berechnung von Kaufkraftparitäten (KKP) bestimmten Einzelproduktspezifikationen (product specifications) getroffen. Dieses Verfahren erfordert zwar die Zuordnung der Einzelproduktspezifikationen der KKP zu den Indexpositionen des VPI-Feinwägungsschemas, allerdings können dadurch die Vorteile beider Methoden für den eigenen Preisvergleich genutzt werden. So sind die Einzelproduktspezifikationen der KKP auf Grund ihrer deutlich spezifischeren Vorgaben besser für den Preisvergleich zwischen möglichst gleichwertigen, sich allein bezüglich der Nachhaltigkeitsqualität unterscheidenden Gütern geeignet als die größeren Vorgaben des VPI. Die Verwendung des VPI-Feinwägungsschemas ermöglicht hingegen eine genauere und tiefergehende Abbildung der in Deutschland vorherrschenden Konsumstruktur. Zudem ermöglicht die Zuordnung der Einzelproduktspezifikationen der KKP auf das Feinwägungsschema des VPI eine Preisbereinigung mittels des VPI.

Ein weiterer Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Preisdaten der KKP-Erhebungen teilweise als Basispreise genutzt werden können, wodurch sich der Erhebungsaufwand stärker auf die nachhaltigen Güteralternativen zu den ca. 2.000 KKP-Einzelproduktspezifikationen konzentrieren kann. Eine zusätzliche Einschränkung des Erhebungsaufwands ergibt sich bei Positionen, für die Konsum- bzw. Verhaltensalternativen fehlen. Dies gilt beispielweise für die meisten Medikamente, die in die KKP-Berechnung eingehen. In diesen Fällen wird der jeweilige konventionelle Preisrepräsentant auch als nachhaltige Alternative angesehen und verbleibt als neutrales Element in der Indexberechnung. In einigen Konsumbereichen, zum Beispiel im Verkehrsbereich, wurde von den KKP-Einzelproduktspezifikationen abgewichen. Stattdessen wurden eigene, den speziellen Anforderungen des ökologisch-nachhaltigen Preisvergleichs entsprechende Einzelproduktspezifikationen entwickelt.

Abb. 2: Schematische Übersicht der grundsätzlichen Methodik des Preisvergleichs



Im gewählten Ansatz des Preisvergleichs auf Basis des VPI-Feinwägungsschemas werden konventionelle Güter im statistischen Warenkorb durch ökologisch-nachhaltige Alternativen ersetzt. Somit wird zunächst ausschließlich eine Änderung der Nachhaltigkeitsqualität der Preisrepräsentanten betrachtet und keine Verhaltensänderung der Konsumenten hin zu einem nachhaltigeren Konsumstil. Der ökologisch nachhaltige Warenkorb eines umfassend nachhaltigen Konsumstils ist mit noch wesentlich stärkeren Änderungen des Wägungsschemas verbunden.

### **5.1.2 Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ (COICOP 01-02)**

Der Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ ist für einen nennenswerten Teil der durch private Haushalte ausgelösten Umweltwirkungen verantwortlich. Laut den Berechnungen des



European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production (ETC/SCP) lag deren Anteil an den gesamten direkten und indirekten durch den privaten Konsum verursachten Treibhausgas-Emissionen im Jahr 2007 in Europa (EU-27) bei knapp 17 %. Beim Rohstoffeinsatz („material use“) betrug der Anteil sogar gut 34 % (EEA 2012, 15). Der Ausgabenanteil der privaten Haushalte für „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ lag in Deutschland laut dem Wägungsschema des Statistischen Bundesamts im Jahr 2010 bei 14 %. Verschiedene Untersuchungen legen nahe, dass die ökologischen Vorteile des Biolandbaus in geringeren CO<sub>2</sub>-Emissionen, einer niedrigeren Gewässer- und Luftverschmutzung, einer besseren Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und einer erhöhten Biodiversität liegen (Schader et al. 2013).

### **5.1.2.1 Zusammensetzung des Warenkorbs**

Entscheidend für die Aussagekraft des Preisvergleichs ist die Zusammensetzung des Warenkorbs. Die ausgewählten Produkte dienen dabei als Stellvertreterprodukte für Güterarten. Die Grundlage des Warenkorbs bildet die KKP-Erhebungsliste 2012-01 „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“. Von dieser Liste werden vom Statistischen Bundesamt 221 Produktspezifikationen für Deutschland für Zwecke des internationalen Preisvergleichs mit KKP als repräsentativ eingestuft. Als „repräsentativ“ gilt eine Produktspezifikation, wenn sie einen bedeutenden Anteil an den Gesamtausgaben innerhalb ihrer „Basic Heading“, der nächst höheren Gliederungsebene, ausmacht.<sup>7</sup> Allerdings wurden einige Anpassungen an dieser Liste vorgenommen:

- (1) Es wurden im Markensegment „markenlos“ („brandless“) 36 Positionen neu hinzugefügt. Diese Ergänzung wurde vorgenommen um den Discounterbereich, der gerade bei Bio-Produkten an Bedeutung gewinnt, noch besser abbilden zu können. Außerdem wurde neben der Position „COCA COLA, Flasche“ zusätzlich die Position „COCA COLA, Dose“ als repräsentativ eingestuft. Diese Ergänzung wurde vorgenommen, da hauptsächlich Bio-Produkte dieser Gebindegröße (330 ml) gefunden wurden.
- (2) Es wurden 11 Produktspezifikationen ausgeschlossen. Ein Grund dafür ist, dass die jeweilige Produktspezifikation von einer anderen nur durch die Verpackungsgröße abwich. Diese wurden zur Verringerung des Erhebungsaufwands ausgeschlossen (5 Fälle). Ein weiterer Grund ist, dass eine sehr ähnliche Produktspezifikation bereits enthalten ist (4 Fälle). Zwei Produktspezifikationen wurden ausgeschlossen, da diese spezifisch Bio-Produkte betreffen.
- (3) Die Methodik im Bereich „Wein“ weicht auf Grund der Diversität der Produktgruppe von der der KKP-Erhebungen ab. Es wurden jeweils möglichst vergleichbare Einzelprodukte, und nicht Produktspezifikationen, miteinander verglichen. Aus diesen direkten Preisver-

---

<sup>7</sup> Für nähere Informationen zur Berechnung der KKP siehe: Burg 2011

gleichen wurden die zwei Produktspezifikationen „Rotwein“ und „Weißwein“ gebildet. Dieses Vorgehen reduziert die Anzahl der Produktspezifikationen von acht auf zwei.

Insgesamt enthält der Warenkorb schließlich 241 Produktspezifikationen. In diesen werden Kriterien aufgestellt, die die Produkte erfüllen müssen. Spezifiziert werden besondere Eigenschaften (z. B. bei Reis, dass er parboiled und weiß sein soll), die Spanne der zugelassenen Verpackungsgröße und die Referenzmenge. Teilweise werden Ausschlusskriterien, z. B. Kochbeutel bei Reis, benannt. Diese Kriterien sollen sicherstellen, dass ausschließlich möglichst ähnliche Produkte miteinander verglichen werden. Die ökologische Produktspezifikation unterscheidet sich nur insofern von der konventionellen, als dass als zusätzliches Mindestkriterium das Bio-Siegel hinzukommt.

### **5.1.2.2 Einteilung in Markensegmente**

Die Markenunterscheidung ist von großer Bedeutung für den Preisvergleich. Denn unterschiedliche Markenwerte können einen großen Preisunterschied hervorrufen. Beim Vergleich der konventionellen und ökologischen Produkte soll sich aber möglichst nur die ökologische Qualität zwischen den Produkten unterscheiden; der Markenwert sollte also möglichst identisch sein.

Bei den KKP-Erhebungen wird zwischen fünf Markensegmenten unterschieden (s. Tab. 2) (Eurostat und OECD 2012, 105). Diese fünf Markensegmente teilen sich in zwei Gruppen auf: die „markenspezifischen Definitionen“ (brand specific definitions) und die „generischen Definitionen“ (generic definitions). Bei den markenspezifischen Definitionen wird zwischen den Markensegmenten „Einzelne Marke“ (single brand) und „Mehrere Marken“ (multiple brands) unterschieden. In der Gruppe „generische Definitionen“ sind keine spezifischen Marken vorgegeben. Darunter fallen die Markensegmente „Bekannte Marke“ (well-known brands), „markenlos“ (brandless) und „Marke nicht relevant“ (brand not relevant).

Tab. 2: Markensegmente (Kaufkraftparitäten, Eigene)

KKP- Markensegment	Markenspezifische Definitionen		Generische Definitionen		
	Einzelne Marke	Mehrere Marken	Bekannte Marke	Ohne Marke	
				markenlos	Marke nichtre- levant
Bezieht sich auf	Spezifische Marke oder Geschäftsketten, die nor- mal eine weite Verbrei- tung über Länder hinweg hat		Internationale oder nationale Marken oder Geschäftsketten	Güter ohne eine Marke oder mit Marke, die für Verbraucher keine Bedeutung hat	Dienstleistungen und bestimmte Güter, z. B. frische Lebensmittel
Markenwert	Ja		Ja	Nein	Nicht zutreffend
WaPrUmKo- Markensegment	Herstellermarke		Mehrwert- Handelsmarke	Preiseinstiegs- Handelsmarke	Marke nicht relevant

Für den ökologischen Preisvergleich mussten einige Anpassungen vorgenommen werden (s. Tab. 2). Anders als bei den KKP-Erhebungen wird bei den eigenen Preiserhebungen zwischen den Markensegmenten „Herstellermarke“, „Mehrwert-Handelsmarke“, „Preiseinstiegs-Handelsmarke“ und „Marke nicht relevant“ unterschieden.<sup>8</sup> Herstellermarken sind unabhängig vom Vertriebskanal, können also bei mehreren Einzelhändlern verkauft werden. Dies unterscheidet sie von den Handelsmarken. Diese Neueinteilung der Marken ist erforderlich, da für Produktspezifikationen mit markenspezifischen KKP-Definitionen (einzelne Marke, mehrere Marken) meist kein entsprechendes ökologisches Produkt der dort vorgegebenen Marken existiert. Um trotzdem einen Preisvergleich für diese Produktspezifikationen vornehmen zu können, wird den markenspezifischen KKP-Definitionen das eigene Markensegment „Herstellermarke“ zugeordnet. Dem KKP-Markensegment „Bekannte Marke“ werden sowohl das WaPrUmKo-Markensegment „Herstellermarke“ als auch „Mehrwert-Handelsmarke“ zugeordnet. Dies entspricht der Methode der KKP-Erhebungen, die ausdrücklich auch solche Mehrwert-Handelsmarken in das KKP-Markensegment „Bekannte Marke“ aufnehmen (Eurostat 2012, 21 ff.). Dem KKP-Markensegment „markenlos“ wird das WaPrUmKo-Markensegment „Preiseinstiegs-Handelsmarke“ zugeordnet. Dies entspricht ebenfalls der Methodik der KKP-Erhebungen (Eurostat 2012). Das KKP-Markensegment „Marke nicht relevant“ wird ohne Anpassungen übernommen.

In sieben Fällen konnte im Bereich „markenlos“ für eine konventionelle Produktspezifikation kein entsprechendes ökologisches Produkt im selben Markensegment gefunden werden. Da unterstellt wird, dass der Bedarf nach diesen Gütern trotzdem vorhanden ist, wurde bei den

<sup>8</sup> Die Markensegmente „Mehrwert-Handelsmarke“ und „Preiseinstiegs-Handelsmarke“ werden entsprechend der Definition der Gesellschaft für Konsumforschung (GfK) verwendet GfK 2013. Dort wird bei den Handelsmarken nur zwischen diesen beiden Segmenten unterschieden (und nicht noch weiter in z. B. „Premium-Handelsmarken“, wie teilweise in anderen Quellen).

betroffenen ökologischen Produktspezifikationen das nächsthöhere Markensegment, also „Mehrwert-Handelsmarken“, zugelassen.

### **5.1.2.3 Datenquellen der Preisbeobachtungen**

Nachdem das ökologische Kriterium, der Warenkorb und die dazu gehörigen Produktspezifikationen festgelegt sind, können die jeweiligen Preisrepräsentanten erhoben werden. Diese werden auf drei verschiedene Wege gewonnen.

#### Quelle (1): Die Preiserhebungen zur Ermittlung der Kaufkraftparitäten

Der Anschluss an die KKP-Methodik bietet den großen Vorteil, dass die vom Statistischen Bundesamt durchgeführten Preisbeobachtungen verwendet werden können. Diese wurden turnusgemäß im ersten Halbjahr 2012 erhoben und konnten nach Rücksprache vor Ort beim Statistischen Bundesamt ausgewertet und schließlich aggregiert und anonymisiert in Form von Durchschnittspreisen für den Preisvergleich eingesetzt werden.<sup>9</sup> Diese Durchschnittspreise werden für alle konventionellen Produktspezifikationen der Markensegmente „Herstellermarke“, „Mehrwert-Handelsmarke“ und „Marke nicht relevant“ verwendet.

#### Quelle (2): Die Datenbank des Projektpartners bioVista

Der Projektpartner bioVista betreibt, aufbauend auf den Scannerkassendaten von Bioläden, Bio-Supermärkten und Reformhäusern aus ganz Deutschland, seit 2003 ein Handelspanel. Es sind etwa 400 Einzelhändler Teil des Panels. Die in der bioVista-Datenbank enthaltenen Produkte wurden mit den Produktspezifikationen abgeglichen und die passenden Produkte der jeweiligen Produktspezifikation zugeordnet. In einer Datenbankabfrage wurde dann von den zugeordneten Produkten der Absatz (was der Anzahl der Preisbeobachtungen entspricht), der Umsatz, der Durchschnittspreis und der Variationskoeffizient des Durchschnittspreises für das Jahr 2012 ausgewertet.<sup>10</sup> Der Variationskoeffizient diente der Überprüfung der Datenqualität. Dabei wurden Produkte mit einem Variationskoeffizienten von über 20 % überprüft und gegebenenfalls ausgeschlossen. Als Obergrenze wurde ein Variationskoeffizient von 40 % gesetzt.<sup>11</sup> Gründe für moderat hohe Variationskoeffizienten können beispielsweise Sonderangebote oder starke Preisveränderungen über das Jahr hinweg sein. Bei Variationskoeffizienten von mehr als 40 % ist hingegen von fehlerhaften Eingaben auszugehen. Diese so validierten Durchschnittspreise werden für alle ökologischen Produktspezifikationen der Markensegmente „Herstellermarke“, „Mehrwert-Handelsmarke“ und „Marke nicht relevant“ verwendet. Es kann zwar davon ausgegangen werden, dass die zur Berechnung des Preisvergleichs aus der bioVista-Datenbank entnommenen Lebensmittel mindestens das EU-Bio-Logo tragen. Eine differenziertere Auswertung

---

<sup>9</sup> Ein Dank für die Unterstützung gilt dem Statistischen Bundesamt und im Speziellen Herrn Daniel Seeger, Herrn Florian Burg und Herrn Olaf Bayer.

<sup>10</sup> Dabei lag beispielsweise der maximale Absatz eines Produkts bei 245.255 Einheiten.

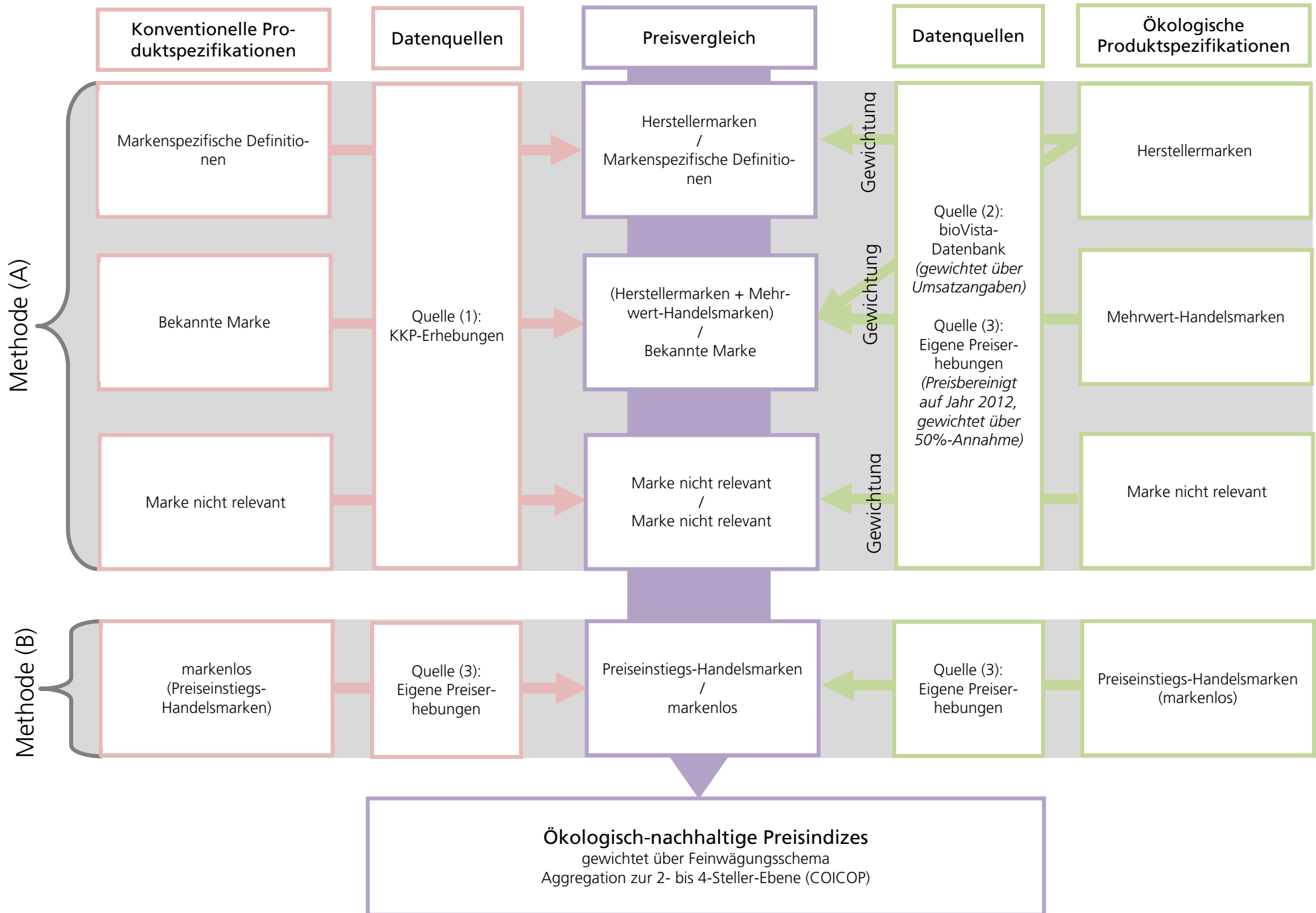
<sup>11</sup> Diese Methode ist angelehnt an die Methode der Kaufkraftparitäten (Eurostat und OECD 2012, 119).

nach Siegeln ist allerdings nicht möglich, da in der bioVista-Datenbank der Siegeltyp nicht erfasst wird.

Quelle (3): Eigene Preiserhebungen (vor Ort/ im Internet)

Neben der Berücksichtigung dieser beiden Sekundärquellen wurden eigene Preiserhebungen durchgeführt. Dabei wurden sowohl vor Ort als auch im Internet Preisbeobachtungen vorgenommen. Es wurde versucht, die wichtigsten Einzelhandelsketten abzudecken. Die Preisbeobachtungen werden für alle ökologischen Produktspezifikationen („Herstellermarke“, „Mehrwert-Handelsmarke“, „Marke nicht relevant“, „markenlos“) verwendet. Im Markensegment „markenlos“ bzw. „Preiseinstiegs-Handelsmarken“ wurden außerdem auch für die konventionellen Produktspezifikationen Preise erhoben, weil in diesem Bereich 36 Produktspezifikationen neu geschaffen wurden, für die entsprechend keine Preisbeobachtungen aus den KKP-Erhebungen vorlagen. Dies war möglich, da die Produkt- und Händlervielfalt in diesem Bereich überschaubar ist und die beobachteten Preisabweichungen sehr gering sind. Aus Konsistenzgründen wurden auch für die restlichen 23 Produktspezifikationen des Bereichs „Preiseinstiegs-Handelsmarke“ die Preise selbst erhoben.

Abb. 3: Übersicht der Methoden zur Berechnung des ökologischen Preisvergleichs im Bereich "Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren"



#### **5.1.2.4 Berechnung der Durchschnittspreise der Produktspezifikationen**

Die verschiedenen Datenquellen erforderten die Entwicklung von zwei unterschiedlichen Methoden zur Berechnung der Durchschnittspreise. Diese sind in Abb. 3 schematisch abgebildet und werden nun erläutert.

##### Methode (A): Die Markensegmente „Markenspezifische Definitionen“, „Bekannte Marke“, „Marke nicht relevant“

Für die Markensegmente „Markenspezifische Definitionen“, „Bekannte Marke“ und „Marke nicht relevant“ werden auf Seite der konventionellen Produktspezifikationen die Durchschnittspreise der KKP-Erhebungen unverändert verwendet.

Für die ökologischen Produktspezifikationen und die entsprechenden Markensegmente werden die validierten Durchschnittspreise der zugeordneten Produkte aus der bioVista-Datenbank herangezogen. In die Berechnung des Durchschnittspreises der Produktspezifikationen gehen diese mit ihrem jeweiligen Umsatz gewichtet ein. Die Märkte der Alnatura Produktions- und Handels GmbH sind nicht Teil des Handelspanels von bioVista. Da Alnatura jedoch einen relativ großen Marktanteil im Bereich des Biowarenfachhandels besitzt, wurden die Preise für Alnatura-Produkte selbst erhoben. Allerdings liegen für die eigenen Preiserhebungen keine Umsatzangaben vor. Es wird deswegen die Annahme gesetzt, dass der Umsatz der Alnatura-Produkte dem des meistverkauften Produkts der jeweiligen Produktspezifikation der bioVista-Datenbank entspricht. Die Produkte aus der bioVista-Datenbank und die Alnatura-Produkte bilden zusammen das Handelssegment „Bio- und Reformwarenfachhandel“. Dieses geht mit 50 % in den ökologischen Durchschnittspreis ein. Das zweite Handelssegment bilden die „Lebensmitteleinzelhändler (exkl. Discounter)“. Diese gehen ebenfalls mit 50 % mit ein. Die unterstellten Annahmen wurden im Rahmen eines Workshops externen Experten vorgestellt und von diesen als realistisch bewertet. Zur Validierung der Daten wird, entsprechend der bei den bioVista-Preisbeobachtungen angewendeten Methodik, der Variationskoeffizient berechnet und ab einem Wert von 20 % eine Überprüfung durchgeführt und als Obergrenze ein Variationskoeffizient von 40 % gesetzt.

##### Methode (B): Das Markensegment „markenlos“

Wie bereits erwähnt, wurden in diesem Markensegment sowohl die Preise der ökologischen Produktspezifikationen als auch ihrer konventionellen Pendanten selbst erhoben. Im Gegensatz zu den bioVista-Daten liegen hier keine Umsatzzahlen vor, die zur Gewichtung der einzelnen Preisbeobachtungen im Zuge der Berechnung des Durchschnittspreises hätten verwendet werden können. Deswegen gehen alle Preisbeobachtungen gleichgewichtet in den Preisvergleich mit ein. Die Validierung der Daten wird entsprechend der Methode (A) über den Variationskoeffizienten vorgenommen.

### **5.1.2.5 Berechnung der Preismesszahlen**

Nach den genannten Methoden und Datenquellen wurden für jede Produktspezifikation ein konventioneller und ein ökologischer Durchschnittspreis berechnet. Aus diesen werden die sogenannten Preismesszahlen berechnet, indem der Durchschnittspreis der ökologischen Produktspezifikation auf den Durchschnittspreis der jeweiligen konventionellen Produktspezifikation basiert wird. Die Preismesszahlen werden nach folgender Formel berechnet:

$$(8) \quad PMZ_i = DP\text{-}öko_i / DP\text{-}konv_i * 100$$

$i$  = jeweilige Produktspezifikation ( $i = 1, 2, \dots, 241$ )  
 PMZ $_i$  = Preismesszahl  
 DP-öko = ökologisch-nachhaltiger Durchschnittspreis  
 DP-konv = konventioneller Durchschnittspreis

### **5.1.2.6 Gewichtung zu Preisindizes**

Durch die bislang durchgeführten Berechnungen liegen 241 Preismesszahlen im Lebensmittelbereich vor, die jeweils das Preisverhältnis ökologischer Produktspezifikationen zu ihren konventionellen Pendanten angeben. Die Produktspezifikationen stehen stellvertretend für bestimmte Güterarten. Um Preisindizes auf verschiedenen Konsumebenen berechnen zu können, werden Gewichte benötigt, die angeben, welchen Ausgabenanteil die Güterarten an den gesamten Konsumausgaben ausmachen. Für diese wird auf das VPI-Feinwägungsschema auf COICOP 10-Steller-Ebene zurückgegriffen. Im Bereich „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ (COICOP 01) wird zwischen 149 Güterarten unterschieden, im Bereich „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ (COICOP 02) zwischen 13 Güterarten.

Um das Feinwägungsschema einsetzen zu können, werden die Produktspezifikationen den Güterarten des Feinwägungsschemas zugeordnet. Dabei tritt sowohl der Fall auf, dass mehrere Produktspezifikationen einer Güterart zugeordnet sind, als auch der Fall, dass einer Güterart keine Produktspezifikation zugeordnet werden kann. Im ersten Fall (72 Fälle) wird das Gewicht der Güterart durch die Anzahl der zugeordneten Produktspezifikationen geteilt und jeder Produktspezifikation das daraus entstehende Gewicht zugeordnet. Im zweiten Fall wird das Gewicht der nicht besetzten Güterarten (46 Fälle) entsprechend der Gewichtsanteile der abgedeckten Güterarten auf diese hinzugerechnet. Dazu werden Abdeckungsgrade auf 4-Steller-Ebene berechnet und mit diesen die Gewichte der abgedeckten Güterarten auf 100 % skaliert. Dies gewährleistet, dass alle Ausgabenanteile enthalten sind, unterstellt aber, dass die Preisunterschiede der nicht abgedeckten Güterarten den durchschnittlichen Preisunterschieden der abgedeckten Güterarten der jeweiligen 4-Steller-Ebene entsprechen. Durch die so aus dem Feinwägungsschema zugeordneten und berechneten Gewichte ist es möglich, ökologische Preisindizes auf Ebene der 2- bis 4-Steller der COICOP zu berechnen.



### **5.1.3 Verkehrsbereich (COICOP 07)**

#### **5.1.3.1 Ausgaben im Verkehrsbereich (COICOP 07)**

Der Anteil des Verkehrsbereichs an den privaten Konsumausgaben lag in Deutschland im Jahr 2010 laut dem Wägungsschema des Verbraucherpreisindex (VPI) des Statistischen Bundesamts bei 14,1 %. (Destatis, 2013) Für die vorliegende Analyse wurde die Position „Beitrag zur Kraftfahrzeugversicherung“ (CC1254000100) entgegen der offiziellen *Classification of Individual Consumption by Purpose* (COICOP) und der Praxis im VPI dem Verkehrsbereich zugeordnet, da diese direkt von der Wahl des Pkw abhängt. Eine Übersicht der Ausgabenpositionen des so abgegrenzten Verkehrsbereichs ist in Tab. 3 abgebildet. Etwa Dreiviertel der Verkehrsausgaben stehen direkt in Verbindung mit dem Kauf und Betrieb von privaten Pkw. Die restlichen Ausgaben dieses Bereichs entfallen hauptsächlich auf öffentliche Verkehrsmittel. Für diese lassen sich jedoch ohne Verhaltensänderungen (also z. B. den Umstieg auf ein anderes Verkehrsmittel) keine ökologischen Alternativen finden, zumindest nicht solche die kurzfristig direkt durch die Kaufentscheidung des Konsumenten beeinflusst werden können.

Im Gegensatz dazu gibt es beim Pkw-Kauf die Auswahl zwischen mehr oder weniger umweltverträglichen Modellen. Da für den ersten Teil des Forschungsprojekt die Prämisse aufgestellt wurde, zunächst allein die Auswirkungen des Ersatzes von konventionellen durch ökologischere Produkte zu untersuchen, beschränkt sich dieser Beitrag auf die direkt durch den Pkw-Kauf beeinflussbaren Kosten und Umweltwirkungen (Tab. 3 Spalte „beeinflusst durch Pkw-Kauf“). Deren Anteil an den gesamten privaten Konsumausgaben beträgt 101,7 Promille. Darüber hinausgehende Verhaltensänderungen sind jedoch zweifellos notwendig und werden im weiteren Verlauf des Projekts untersucht. Hier wären im Sinne eines nachhaltigen Verkehrsbereichs insbesondere Veränderungen des Modal Split, d. h. Veränderungen der Verteilung des Transportaufkommens auf verschiedene Verkehrsmittel, von Bedeutung, wobei der Anteil des motorisierten Individualverkehrs sinken müsste (Zachariadis 2005).

Tab. 3: Verkehrsausgaben entsprechend des VPI-Wägungsschemas 2010

COICOP-VPI	Bezeichnung	Anteil in %	COICOP-VPI	Bezeichnung	Anteil in %
<b>beeinflusst durch PKW-Kauf</b>			<b>unabhängig von PKW-Kauf</b>		
CC0711110100	Neuer Pkw	23,9	CC0711130100	Kleintransporter	0,5
CC0711210100	Gebrauchter Pkw	5,2	CC0712000000	Krafträder	1,2
CC0721039200	Zubehör oder Ersatzteile für KFZ	2,1	CC0713000100	Fahrrad	1,9
CC0721011100	Pkw-Reifen	2,8	CC0721051100	Pkw-Anhänger	0,2
CC0721031000	Autobatterie oder Zündkerzen	0,8	CC0721060100	Autowachs, Lackpflegemittel oder Ähnliches	0,4
CC0722013100	Superbenzin, 95 Oktan	26,5	CC0721071100	Reifen oder Schlauch für Fahrräder	0,4
CC0722013300	Superbenzin, 98 und mehr Oktan	1,9	CC0721079100	Zubehör oder Ersatzteile für Fahrräder	0,5
CC0722015100	Diesel, unter 60 Cetan	8,2	CC0722051100	Motorenöl	0,4
CC0722015300	Diesel, 60 und mehr Cetan	1,0	CC0723	Restl. Wartung und Reparatur von Fahrzeugen	2,1
CC0722017100	Autogas	0,8	CC0724	Restl. Andere Dienstleistungen für Fahrzeuge	9,2
CC0723015100	Pkw-Inspektion	8,4	CC0731	Personenbeförderung im Schienenverkehr	7,0
CC0723017000	Pkw-Reparatur	8,2	CC0732	Personenbeförderung im Straßenverkehr	1,2
CC0724090100	Kraftfahrzeugsteuer	5,7	CC0733	Personenbeförderung im Luftverkehr	2,9
CC1254000100	Beitrag zur Kraftfahrzeugversicherung	6,3	CC0734	Personenbeförderung im Schiffsverkehr	0,7
	<b>Summe</b>	<b>101,7</b>	CC0735	Kombinierte Personenbeförderungsdienstl.	10,6
			CC0736	Andere Ausgaben für Verkehrsdienstl.	0,5
			<b>Summe</b>		<b>39,4</b>

### 5.1.3.2 Kriterien der ökologischen Bewertung

Als Kriterium zur Bewertung der ökologischen Qualität der Personenkraftwagen (Pkw) wird das der Auto-Umweltliste des Verkehrsclub Deutschland e. V. (VCD) und der Auto-Umweltliste des Verkehrsclub der Schweiz (VCS) gemeinsam zu Grunde liegende Ratingsystem eingesetzt. Dieses wurde 1997 vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) in Heidelberg in Zusammenarbeit mit dem deutschen Umweltbundesamt entwickelt und seitdem mehrfach aktualisiert (Verkehrsclub der Schweiz (VCS) 2013). Es unterscheidet vier Umweltfaktoren, die jeweils mit einer Punktzahl zwischen 0 und 10 bewertet werden. Anschließend werden diese gewichtet und zur Endpunktzahl, auch EcoRating genannt, addiert: Den wichtigsten Umweltfaktor bildet die „Belastung durch den CO<sub>2</sub>-Treibhauseffekt“ mit einem Gewicht von 60 %. Der Umweltfaktor „Belastung durch Lärm“ geht mit 20 %, der Umweltfaktor „Belastung des Menschen durch Schadstoffe“ mit 15 % und der Umweltfaktor „Belastung der Natur“ mit 5 % in das EcoRating ein.

### 5.1.3.3 Zusammensetzung des Warenkorb

Zur Auswahl der im Warenkorb enthaltenen Pkw wird der Pkw-Markt in Segmente eingeteilt. Diese Marktsegmentierung entspricht der Klassifizierung des Kraftfahr-Bundesamtes (KBA). Es wird zwischen den Segmenten „Minis“, „Kleinwagen“, „Kompaktklasse“, „Mittelklasse“, „Obere Mittelklasse“, „Oberklasse“, „Sportwagen“, „SUVs“, „Geländewagen“, „Mini-Vans“, „Großraum-Vans“ und „Utilities“ unterschieden. In jedem Segment wurden, beruhend auf den Zulassungszahlen des KBA, die drei meistverkauften Modelle des Jahres 2013 ausgewählt (Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) 2014). Die Segmente „Oberklasse“, „Sportwagen“ und „Utilities“ wurden ausgeschlossen, da zu diesen Segmenten keine Daten über die Auto-Umweltliste vorliegen. Durch deren Nichtberücksichtigung wird angenommen, dass der Kosten- und Umweltwirkungsunterschied in diesen drei Segmenten entsprechend des gewichteten Durchschnitts der

anderen Segmente ausfällt. Da deren Anteil an den Gesamtzulassungen gering ist (Utilites: 4,0 %; Sportwagen: 1,4 %, Oberklasse: 0,8 %), dürfte der dadurch entstehende Fehler voraussichtlich gering sein.

Als ökologische Alternativen werden die drei bestplatzierten Pkw der interaktiven Auto-Umweltliste des VCS im jeweiligen Segment in den Warenkorb aufgenommen (Verkehrsclub der Schweiz (VCS) 2014). Alternative Antriebe, wie z. B. rein mit Erdgas oder strombetriebene Fahrzeuge, werden bislang nicht einbezogen, da der Umstieg auf diese alternativen Antriebsarten auf Grund geringerer Reichweiten und fehlender Infrastruktur mit größeren Verhaltensbarrieren verbunden ist (Potoglou und Kanaroglou 2007). Strom- und erdgasbetriebene Fahrzeuge werden, im Gegensatz zu Hybridfahrzeugen, erst dann berücksichtigt, wenn auch Verhaltensänderungen in die Analyse mit einbezogen werden.

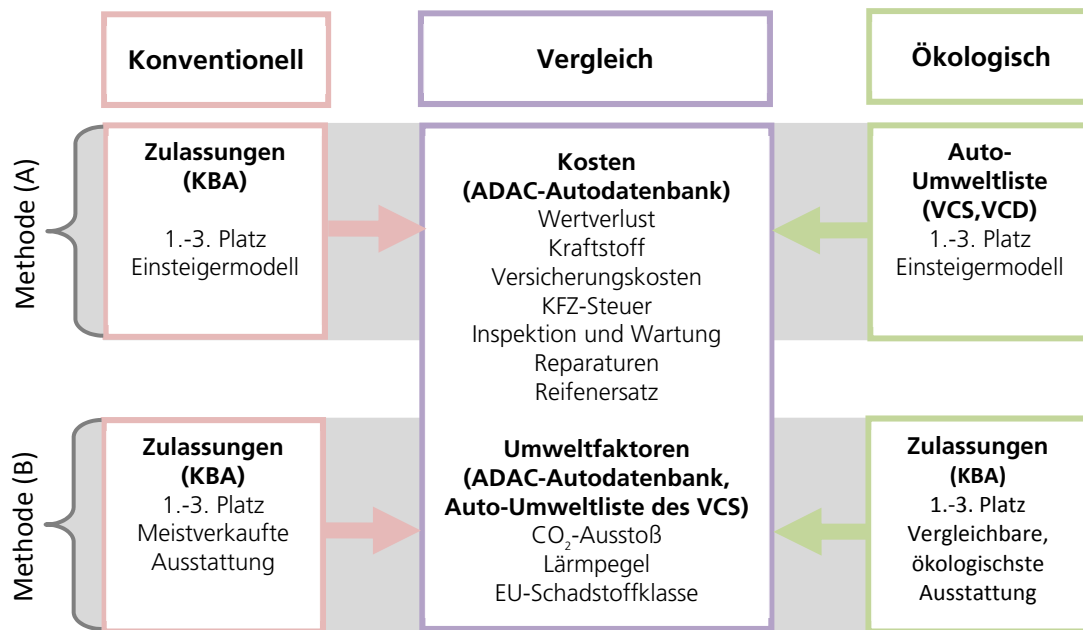
#### **5.1.3.4 Datenquellen des Vergleichs**

Die wichtigste Datenquelle stellt die Autodatenbank des Allgemeinen Deutschen Automobilclubs (ADAC) dar. Die ADAC-Autodatenbank enthält umfangreiche Informationen zu mehreren tausend Modellen. Enthalten sind unter anderem Angaben zu den ökologisch relevanten Kriterien Kraftstoffverbrauch, CO<sub>2</sub>-Ausstoß und EU-Schadstoffklasse. Außerdem lassen sich über die ADAC-Autodatenbank die Kosten verschiedener Pkw-Modelle berechnen. Dabei werden Informationen zum Grundpreis, zum Aufpreis für die klassenübliche Ausstattung nach ADAC-Vorgabe, zum Wertverlust, zu den Betriebskosten, zu Werkstattkosten und zu sonstigen Fixkosten bereitgestellt (Allgemeiner Deutscher Automobilclub e. V. (ADAC) 2013). Angaben zum Lärmpegel wurden der interaktiven Auto-Umweltliste des VCS entnommen, da diese nicht in der ADAC-Autodatenbank enthalten sind.

#### **5.1.3.5 Methoden des Vergleichs**

Es wurden zwei Methoden des Kosten- und Umweltwirkungsvergleichs entwickelt und erprobt (s. Abb. 4). Methode (A) stellt die Reduzierung der Umweltwirkung in den Vordergrund, was jedoch zulasten der Vergleichbarkeit der Produkte geht. Methode (B) versucht hingegen eine möglichst große Vergleichbarkeit herzustellen, was jedoch zu geringeren Möglichkeiten bezüglich einer Verbesserung der Umweltwirkungen führt.

Abb. 4: Übersicht der Methoden im Pkw-Bereich



Methode (A): Vergleich meistverkaufter Pkw-Modelle mit bestbewerteten Pkw (Auto-Umweltliste):

Beim Kostenvergleich mit der Methode (A) dienen die laut KBA meistzugelassenen Pkw des Jahres 2013 als Repräsentanten des konventionellen Segments. Die ökologischen Alternativen stellen die drei bestplatzierten Pkw der Auto-Umweltliste im jeweiligen Fahrzeugsegment dar. Bezüglich der Ausstattung der Modelle wurde jeweils das Einsteigermodell gewählt, wobei mögliche Ausstattungsunterschiede über eine Anpassung an die „klassenübliche Ausstattung nach ADAC-Vorgabe“ ausgeglichen werden. Zur Berechnung der Kosten werden die Grundeinstellungen des ADAC übernommen. Dies entspricht einer durchschnittlichen Haltedauer der Fahrzeuge von vier Jahren und einer Jahresfahrleistung von 15.000 km.

Die Ergebnisse der jeweils drei konventionellen und ökologischeren Pkw werden für jedes Segment gemittelt und anschließend verglichen. Um zu Ergebnissen für den gesamten Pkw-Bereich zu gelangen, werden die segmentspezifischen Ergebnisse mittels ihres Anteils an den Neuzulassungen des Jahres 2013 gewichtet zusammengerechnet (Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) 2014).

Methode (B): Vergleich meistverkaufter Pkw-Modelle in meistverkaufter Ausstattung mit gleichen Pkw-Modellen mit vergleichbarer, ökologischster Ausstattung:

Im Unterschied zu Methode A werden bei der Methode B sowohl für die konventionellen Produkte, als auch für die ökologischen Alternativen die über das KBA festgestellten meistzugelassenen Pkw-Modelle (aufgeteilt nach Segmenten) des Jahres 2013 ausgewählt. Das Ziel bei der Methode B ist es, abgesehen von der ökologischen Qualität, eine möglichst große Übereinstimmung zwischen dem konventionellen und ökologischen Produkt herzustellen (z. B. einen glei-

chen Markenwert). Die ökologische Qualität wird über die Ausstattung bestimmt, z. B. über spezielle treibstoffsparende Technologien oder die Motorart (Benziner, Diesel, Hybrid). Schließlich werden in jedem Segment die drei meistverkauften Pkw verglichen, einmal mit der meistverkauften Ausstattung und einmal mit der ökologisch vorteilhaftesten Ausstattung. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Fahrleistung und Komfortausstattung trotzdem möglichst identisch sind.

Um die meistverkaufte Ausstattung für die jeweiligen Modelle festzustellen, wurde aufbauend auf der Internetsuchplattform autoscout24.de eine eigene Methodik entwickelt. Dazu wurde die Suchfunktion für die im Jahr 2013 erstmals zugelassenen Pkw schrittweise durch zusätzliche Suchkriterien (z. B. Kraftstoff, Hubraum, Ausstattungslinie, Getriebe, Leistung) verfeinert, bis schließlich die häufigste Ausstattungsvariante des Modells feststand.

Über Recherchen in der interaktiven Auto-Umweltliste des VCS und der Autodatenbank des ADAC wurde anschließend überprüft, ob umweltfreundlichere Ausstattungen innerhalb der gleichen Modellreihe vorhanden sind. Um eine möglichst identische Komfortausstattung zu gewährleisten, wurde die Ausstattungslinie (z. B. Comfortline bei VW) beibehalten. Zudem wurde bei der Auswahl der Motorleistung auf eine hohe Vergleichbarkeit der Modelle geachtet. Soweit keine Umstellung der Kraftstoffart (z. B. von Benziner auf Diesel) vorlag, gelang dies, indem der Hubraum möglichst konstant gehalten wurde. Ansonsten wurden die Leistungsdaten „Kilowatt“, „Höchstgeschwindigkeit“ und „Beschleunigung 0-100“ betrachtet und die ökologischen Alternativen so ausgewählt, dass die Werte der „konventionellen“ und „ökologischen“ Pkw möglichst nah beieinander lagen. Die so ausgewählten Modelle werden entsprechend der Methode A in Kosten und Umweltwirkung verglichen.

Tab. 4: Ergebnisse des Preisvergleichs im Bereich "Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren"  
(Anz. = Anzahl; P-Index = Preisindex)

COICOP-Code	COICOP-Bezeichnung	Gewicht (%)	Markensegment								Insgesamt	
			Spezifisch		Bekannte		Markenlos		Nicht relevant			
			Anz.	P-Index	Anz.	P-Index	Anz.	P-Index	Anz.	P-Index	Anz.	P-Index
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)
CC0111	Brot und Getreideerzeugnisse	17,4	3	126	16	141	7	282	6	158	32	162
CC0112	Fleisch und Fleischwaren	20,8	-	-	5	156	4	218	20	194	29	187
CC0113	Fisch und Fischwaren	3,7	-	-	7	163	3	480	4	135	14	226
CC0114	Molkereiprodukte und Eier	14,3	2	103	19	128	15	175	2	183	38	146
CC0115	Speisefette und Speiseöle	2,6	-	-	4	143	4	206	0	-	8	175
CC0116	Obst	8,8	-	-	4	143	2	278	9	161	15	160
CC0117	Gemüse	11,3	2	127	6	138	10	242	16	191	34	190
CC0118	Zucker, Marmelade, Honig u.ä.	7,5	5	211	10	255	4	267	0	-	19	245
CC0119	Nahrungsmittel, a.n.g.	4,3	2	136	8	146	5	258	1	228	16	185
CC0121	Kaffee, Tee und Kakao	3,9	-	-	5	125	2	165	0	-	7	140
CC0122	Mineralwasser, Limonaden und Säfte	8,3	2	224	7	227	3	278	0	-	12	236
<b>CC01</b>	<b>Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke</b>	<b>102,7</b>	<b>16</b>	<b>145</b>	<b>91</b>	<b>158</b>	<b>59</b>	<b>248</b>	<b>58</b>	<b>179</b>	<b>224</b>	<b>183</b>
CC0211	Spirituosen	2,0	7	202	1	201	-	-	-	-	8	201
CC0212	Wein	5,9	-	-	3	151	-	-	-	-	3	151
CC0213	Bier	8,7	1	141	1	177	-	-	-	-	2	159
CC0220	Tabakwaren	21,0	2	111	2	112	-	-	-	-	4	111
<b>CC02</b>	<b>Alkoholische Getränke und Tabakwaren</b>	<b>37,6</b>	<b>10</b>	<b>125</b>	<b>7</b>	<b>138</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>17</b>	<b>134</b>
<b>CC01-02</b>	<b>Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren</b>	<b>140,3</b>	<b>26</b>	<b>138</b>	<b>98</b>	<b>153</b>	<b>59</b>	<b>248</b>	<b>58</b>	<b>179</b>	<b>241</b>	<b>170</b>

## **5.2 Preis- und Umweltwirkungsvergleich in prototypischen Konsumbereichen**

### **5.2.1 Ergebnisse im Bereich Nahrungsmittel und Getränke**

#### **5.2.1.1 Ökologisch-nachhaltiger Preisindex**

Nach der Vorstellung der Methodik des Preisvergleichs zwischen konventionellen und ökologischen Produkten werden im Folgenden die Ergebnisse für den Lebensmittelbereich vorgestellt. Die Ergebnisdarstellung auf COICOP-Ebene der 4-Steller ist in Tab. 4 enthalten. Die Gütergruppen dieser Ebene, auch Klassen genannt, sind in den Spalten (1)-(2) abgebildet. Sie werden jeweils auf die Markensegmente aufgeteilt (Spalten (4)-(11)) und über alle Markensegmente aggregiert (Spalten (12)-(13)). Für jedes Segment sind die Anzahl (Anz.) der verglichenen Preismesszahlen und der Preisindex (P-Index), also der über das Feinwägungsschema gewichtete Durchschnitt der Preismesszahlen der enthaltenen Produktspezifikationen, aufgeführt. Der aus dem Feinwägungsschema 2010 entnommene Anteil der jeweiligen 4-Steller an den in Deutschland getätigten Konsumausgaben ist in Spalte (3) ausgewiesen. Zunächst wird auf die Preisunterschiede über alle Markensegmente eingegangen, bevor die Unterschiede zwischen diesen beleuchtet werden.

In der Abteilung „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ ergibt die gewichtete Mittelung der Preismesszahlen der 224 für diese Abteilung definierten Produktspezifikationen (s. Spalte (1)) einen Preisindex von 183 (s. Spalte (13)). Wenn demnach statt der konventionellen Produkte die ökologischeren Alternativen gekauft würden, läge der Preisaufschlag dafür bei 83 %. Der größte Preisunterschied mit einem Preisindex von 245 liegt bei der Klasse „Zucker, Marmelade, Honig u. ä.“ (COICOP 0118) vor, der kleinste Preisunterschied bei der Klasse „Kaffee, Tee und Kakao“ (COICOP 0121). In der Abteilung „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ liegt der durchschnittliche Preisindex bei 134 und damit etwa 50 Punkte unter dem Preisindex der Abteilung COICOP 01. Der größte Unterschied ist in der Klasse „Spirituosen“ mit einem Preisindex von 201 festzustellen, der kleinste mit 111 der Klasse „Tabakwaren“. Für beide Abteilungen zusammen, also den Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren“, ergibt sich ein Preisindex von 170.

Betrachtet man die Preisvergleiche differenziert nach den Markensegmenten, zeigt sich ein interessanter Trend: Der Preisunterschied zwischen ökologischen und konventionellen Produkten steigt mit fallendem Markenwert an. So steigt der Preisindex des Bereichs „Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren“ von 138 im Markensegment „spezifische Marke“ (Spalte (5)) auf 153 im Markensegment „bekannte Marke“ (Spalte (7)) und schließlich auf 248 im Markensegment „Markenlos“ (Spalte (9)). Für das Markensegment „spezifische Marke“ muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Zahl der Produktbeschreibungen in diesem Segment mit insgesamt

26 relativ gering ist. Dies begrenzt die Aussagekraft der Ergebnisse für dieses Segment. Die Ergebnisse der Segmente „bekannte Marke“ und „Markenlos“ beruhen auf deutlich mehr Produktspezifikationen und können deswegen als robuster angesehen werden. Ein Teil des Unterschieds zwischen diesen beiden Segmenten erklärt sich dadurch, dass für sieben Produktspezifikationen des Markensegments „Markenlos“ keine ökologischen „markenlosen“ Produkte gefunden werden konnten und diesen deswegen ökologische Produkte des nächsthöheren Markensegments „Mehrwert-Handelsmarke“ zugeordnet wurden. Außerdem beruht der über den Markenwert fallende Preisunterschied auf der zu beobachtenden Tendenz, dass der Aufpreis für die Bio-Qualität nicht prozentual auf den Preis des konventionellen Produktes zugeschlagen wird, sondern dass dieser bis zu einem gewissen Grad einem festen Aufpreis, der natürlich je nach Produkt variiert, gleicht. Da der konventionelle „Grundpreis“ über die Markensegmente steigt, macht der Bio-Aufschlag mit steigendem Markensegment einen immer geringeren prozentualen Anteil aus.

Am gesamten privaten Konsum hat der Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren“ (COICOP 01-02) einen Anteil von etwa 14 %. Ein Umstieg von zunächst rein konventionellen Produkten auf ökologische Produkte im Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren“ führt auf den gesamten privaten Konsum bezogen zu Mehrkosten in Höhe von 10 %. Der allein für diesen Bereich ökologische, sonst aber noch konventionelle, Preisindex liegt also bei 110. Betrachtet man den Preisindex nach Einkommensklassen, so liegt er im „ärmsten“ Nettoäquivalenzeinkommensdezil auf Grund des deutlich höheren Ausgabenanteils von 20,4 % bei 114, im „reichsten“ Nettoäquivalenzeinkommensdezil hingegen auf Grund des geringeren Ausgabenanteils von 10,4 % bei nur 107 (Held 2014).

Die bislang präsentierten Preisunterschiede beruhen jedoch auf der Annahme, dass keine Verhaltensänderungen vorgenommen werden. Neben einer Änderung der Konsumstruktur stellt beispielsweise auch das Wechseln des Markensegments eine solche Änderung dar. Welche Auswirkungen dies haben kann, zeigt Tab. 5. Dort sind die Ergebnisse eines Preisvergleichs abgetragen, bei dem die Preise der konventionellen Produkte der Markensegmente „Spezifische Marke“ und „Bekannte Marke“ statt mit ihren ökologischen Pendanten des gleichen Markensegments nun jeweils mit denen des Markensegments „Markenlos“ verglichen werden. Für 44 Produktspezifikationen konnte dieser Vergleich durchgeführt werden. Im Ergebnis liegt der Preisindex der Abteilung „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ für diese Produktbeschreibungen bei 105. Das heißt, wurden zuvor ausschließlich konventionelle Produkte der Markensegmente „Spezifische Marke“ und „Bekannte Marke“ gekauft und werden diese durch ökologische Produkte des Markensegments „Markenlos“ ersetzt, so verursacht dies Mehrausgaben in Höhe von 5 %.



Tab. 5: Preisvergleich zwischen „Spezifische/Bekannte Marke“ und „Markenlos“

COICOP	Bezeichnung	Anz.	Preisindex
CC0111	Brot und Getreideerzeugnisse	6	88
CC0112	Fleisch und Fleischwaren	1	86
CC0113	Fisch und Fischwaren	2	179
CC0114	Molkereiprodukte und Eier	13	106
CC0115	Speisefette und Speiseöle	4	115
CC0116	Obst	1	172
CC0117	Gemüse	4	95
CC0118	Zucker, Marmelade, Honig u. ä.	4	108
CC0119	Nahrungsmittel, a. n. g.	5	113
CC0121	Kaffee, Tee und Kakao	1	74
<b>CC01</b>	<b>Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke</b>	<b>44</b>	<b>105</b>

### 5.2.1.2 Anmerkungen zu den Ergebnissen im Lebensmittelbereich

Zur Einordnung der Ergebnisse folgen hier einige einschränkende Anmerkungen. Der dargestellte Preisvergleich weicht in einigen Punkten von der Praxis bei den Preiserhebungen der KKP ab. Beispielsweise sind Sonderangebote in den bioVista-Daten enthalten, während diese bei den KKP-Erhebungen ausgeschlossen sind. Darüber hinaus wurden die Erhebungen zu verschiedenen Zeitpunkten durchgeführt, sodass der hier dargestellte Preisvergleich auf einer Kombination von Daten aus dem Jahr 2012 und 2014 beruht. Soweit Preise aus beiden Jahren innerhalb einer Produktspezifikation miteinander verglichen wurden, wurde deren Niveau über den VPI auf das Jahr 2012 preisbereinigt. Eine Bereinigung der konventionellen Preisbeobachtungen mittels VPI auf das Jahr 2014 wäre hier zwar die zu präferierende Variante, war jedoch auf Grund unterschiedlicher Erhebungszeitpunkte der ökologischen Produkte nicht möglich.

Die Unterschiede bei der Markendifferenzierung zwischen den KKP- und den eigenen Erhebungen kann außerdem unterschiedliche Anteile der Hersteller-Marken und Mehrwert-Handelsmarken innerhalb des Markensegments „Bekannte Marke“ zur Folge haben und insofern zu unterschiedlichen durchschnittlichen Markenwerten führen. Die fehlende Spezifizierung der bioVista-Daten bezüglich der Nachhaltigkeitssiegel führte zudem dazu, dass eine Differenzierung des Preisvergleichs nach verschiedenen Siegeln bei dieser Erhebung nicht möglich war. Teilweise wurden zudem Anpassungen der Produktspezifikationen vorgenommen, um mögliche Alternativen in den Preisvergleich einbinden zu können. So wurden beispielsweise in einigen Fällen die zulässigen Verpackungsgrößen erweitert.

Für die Produktspezifikationen des Markensegments „markenlos“ muss außerdem darauf hingewiesen werden, dass auf Grund des Forschungscharakters und der in begrenztem Umfang zur Verfügung stehenden Ressourcen die Anzahl der Preisbeobachtungen mit durchschnittlich drei bis vier als eher gering bezeichnet werden muss. Auf Grund der in diesem Bereich bei den Preiseinstiegs-Marken zu attestierenden deutschlandweit sehr homogenen Preisgestaltung, die

meist von den Preisführern Aldi und Lidl vorgegeben wird, wird der daraus möglicherweise entstehende Fehler jedoch als eher gering eingeschätzt. Unterstützt wird diese Vermutung durch den sehr geringen durchschnittlichen Variationskoeffizient im Bereich „markenlos“: Dieser liegt sowohl bei den ökologischen als auch bei den konventionellen Produktspezifikationen bei 3 %.

### **5.2.1.3 Fallbeispiele zur objektiven Bewertung der Klimawirkung im Lebensmittelbereich**

Im Folgenden werden einige Beispielfälle vorgestellt, die typischerweise für Konsumenten mit einfachen Heuristiken zur Bewertung der Umweltwirkungen verbunden sind.

Der Konsum von Bio-Produkten aus dem ökologischen Landbau wird von Konsumenten als eine bedeutende Strategie zur Minderung der Klimawirkungen von angesehen (Heerwagen et al. 2014). In einer Meta-Analyse konnte jedoch gezeigt werden, dass die ökologischen Vorteile der ökologischen Landwirtschaft durch die geringeren Erträge in ökologischen Produktionssystemen weitgehend aufgewogen werden. Im Vergleich zu konventionellen Betrieben sind die Erträge in ökologischen Produktionssystemen zwischen 5 und 34 % geringer (de Ponti et al. 2012; Seufert et al. 2012). Daher wird mehr landwirtschaftliche Nutzfläche für den gleichen Ertrag wie bei konventioneller Landwirtschaft benötigt. Insgesamt betrachtet sind somit keine allgemeinen Aussagen über die ökologische Vorteilhaftigkeit der ökologischen Landwirtschaft möglich (Tuomisto et al. 2012).

In einer weiteren Meta-Studie wurden 34 Studien zum Vergleich der ökologischen Wirkungen zwischen ökologischen und konventionellen Agrarprodukten analysiert (Meier et al. 2015). Eine Mehrzahl der untersuchten Studien, die sowohl mehrere Wirkungskategorien im Rahmen des LCA als auch ausschließlich den PCF betrachteten, hat zwar für die ökologische Landwirtschaft geringere Umweltbelastungen in Bezug auf die bewirtschaftete Fläche und auf Jahresbasis festgestellt, aber in Bezug auf den Ertrag kann es zu höheren Belastungen kommen. Die Ergebnisse der einzelnen Studien variieren jedoch beträchtlich. Dies hängt von mehreren Faktoren ab, wie etwa den schwankenden landwirtschaftlichen Erträgen, den geringen Stichprobenumfängen der Vergleichsstudien, dem betriebspezifischen Management, den unterschiedlichen Produktionssystemen und ungenauen Modellierungen von Produktionsprozessen in der Landwirtschaft.

Die Vergleichsstudien zu den Umweltwirkungen von ökologischem und konventionellem Landbau beziehen sich auf vielfältige landwirtschaftliche Produkte und Produktionssysteme. Es werden Milch, Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch, Eier, verschiedene Früchte und Gemüse, Nüsse sowie unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzpflanzen verglichen. Während die Vergleichsergebnisse der LCA's für den Pestizideinsatz den Vorteil der ökologischen Landwirtschaft dokumentieren, lassen die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Klimawandel keine eindeutige Aus-

sage zu. Insbesondere der relative Unterschied von ökologischen zu konventionellen Produktionssystemen pro Produkteinheit weist große Schwankungsbreiten auf.

Das GWP der ökologischen Produktionssysteme im Vergleich zu konventionellen reicht bei Milch von -38 % bis +53 %, bei Rindfleisch von -15 % bis +15 %, bei Schweinefleisch von bis -11 % bis +73 %, bei Geflügel von -24 % bis +46 %, bei Früchten und Gemüse von -81 % bis +130 % und bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen von -41 % bis +45 %. In einer Vergleichsstudie wurde bei Eiern ein im Vergleich zur konventionellen Produktion um 17 % höheres GWP festgestellt, während bei einer Studie mit mehreren Nussproduzenten eine extreme Schwankungsbreite von +49 % bis +490 % bestimmt wurde (Meier et al. 2015). Ein entscheidender Punkt zur Bewertung dieser Ergebnisse liegt in den betrachteten Systemgrenzen. Je enger diese gefasst werden, umso stärker zeigen sich die Vorteile der Intensivierung landwirtschaftlicher Produktionssysteme (Flysjö et al. 2012) und weiterer Ertragssteigerungen (Burney et al. 2010). Bei einem weiter gefassten Betrachtungsrahmen werden auch die Wirkungszusammenhänge im Multi-Output-System Landwirtschaft, wie sie sich etwa in der Korrelation von Milch- und Rindfleischproduktion ausdrücken, einbezogen. Diese Wirkungszusammenhänge, wie auch die indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC), die Qualität landwirtschaftlich genutzter Böden, die Biodiversität, das Tierwohl und die sozialen Effekte des ökologischen Landbaus, führen zu einer differenzierten Betrachtung und relativieren die Vorzüge einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft (Zehetmeier et al. 2012).

Im Allgemeinen sind die Ergebnisse von Vergleichsuntersuchungen zu Erträgen und Umweltwirkungen zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft sehr stark abhängig vom Standort der betrachteten Betriebe und von Managementeinflüssen (Hülsbergen und Rahmann 2013). Damit zukünftig eindeutige Aussagen zur ökologischen Vorteilhaftigkeit, insbesondere in Bezug auf das GWP, von ökologischen Produktionssystemen in der Landwirtschaft getroffen werden können, sind weitere Forschungsarbeiten und die Verbesserung der Datenbasis notwendig.

Unstrittig ist hingegen, dass der Fleischkonsum einen besonders hohen Beitrag zu den Klimawirkungen der Landwirtschaft leistet. Daher sollte auf Fleisch verzichtet werden, womit eine Reduzierung der THG-Emissionen pro Kopf in Höhe von 35 % verbunden wäre. Wird auf Produkte mit vergleichsweise geringen Klimawirkungen ausgewichen, ließen sich immerhin noch 18 % der THG-Emissionen pro Kopf reduzieren (Hoolohan et al. 2013). Als Risikometrik und zur Orientierung der Konsumenten wurde in Schweden ein Ampelsystem entwickelt, bei dem ein PCF kleiner als 4 kg CO<sub>2</sub>-eq. pro kg Produkt mit grün, ein PCF von 4 bis 14 CO<sub>2</sub>-eq. pro kg Produkt mit gelb und ein PCF größer als 14 CO<sub>2</sub>-eq. pro kg Produkt mit rot bewertet wird (Röös et al. 2014). Im schwedischen Ampelsystem werden zudem auch die Kategorien Biodiversität, Tier-

wohl und Pestizideinsatz bewertet, wodurch eine vom PCF unabhängige Differenzierung zwischen ökologischer und konventioneller Erzeugung ermöglicht wird.

Eine weitere Strategie zur Vermeidung von THG-Emissionen ist die Vermeidung von Lebensmittelabfällen, mit der sich 12 % der THG-Emissionen pro Kopf einsparen ließen (Hoolohan et al. 2013). Im Gegensatz zu anderen wichtigen Vermeidungsstrategien stimmen bei dieser das selbstberichtete Verhalten und das tatsächliche Verhalten weitgehend überein (Heerwagen et al. 2014). Mit dem Verzicht auf Produkte aus dem Anbau im beheizten Treibhaus und auf Lebensmittel, die per Luftfracht transportiert wurden, lassen sich die THG-Emissionen pro Kopf noch um ca. 5 % verringern (Hoolohan et al. 2013). Beispielsweise ließen sich in Schweden mit einem an Saisonalität ausgerichteten Gemüsekonsum 77 % der mit der Gemüseproduktion verbundenen THG-Emissionen vermeiden (Röös und Karlsson 2013). Die Diskrepanz zwischen der Einschätzung der Bedeutung dieser Strategie und der tatsächlichen Realisierung durch die Konsumenten ist hier allerdings am größten (Heerwagen et al. 2014).

### **5.2.2 Ergebnisse des Pkw-Vergleichs**

In Tab. 6 sind die Ergebnisse der Vergleiche der Methoden A und B dargestellt. Hier soll nicht auf die absoluten Werte, sondern nur auf deren Verhältnis zueinander eingegangen werden. Dieses ist in der Spalte „Vergleich“ dargestellt und gibt den Quotienten aus den Werten der ökologischen Alternativen und der konventionellen Pkw multipliziert mit 100 wieder. Zunächst soll auf die Kosten eingegangen werden. In diesem Bereich kann der Vergleichswert als Kostenindex verstanden werden.

Die Ergebnisse beruhen auf den Grundeinstellungen des ADAC, d. h. einer Haltedauer des neu gekauften Pkw von vier Jahren und einer jährlichen Fahrleistung von 15.000 km. Beim Wertverlust zeigt Methode A mit einem Kostenindex von 93 um 7 % niedrigere und Methode B mit 101 um 1 % höhere Kosten an. Bei den Kraftstoffkosten zeigen beide Methoden deutliche Einsparungen. So ergibt der Vergleich bei Methode A einen Kostenindex von 79 und bei Methode B von 78, was einer Minderung der Kosten um 21 % bzw. 22 % entspricht. Bei den Versicherungskosten ergeben sich hingegen bei beiden Methoden leicht höhere Kosten (A: +6 %, B: +4 %). Bei der Pkw-Steuer zeigen sich entgegengesetzte Entwicklungen: Bei Methode A beträgt der Kostenindex 68, zeigt also Einsparungen in Höhe von 32 % an. Erklärt werden können diese Einsparungen durch die niedrigeren CO<sub>2</sub>-Emissionen der ökologischen Alternativen. Diese sind Teil der Bemessungsgrundlage der Pkw-Steuer und gehen mit einem Zuschlag von zwei Euro pro Gramm CO<sub>2</sub> pro Kilometer in die Pkw-Steuer ein.

Bei Methode B liegt der Kostenindex der Pkw-Steuer hingegen bei 113. Der Umstieg führt zu Mehrkosten, weil im Zuge der „Ökologisierung“ bei vielen Modellen ein Umstieg auf Diesel

stattfind. Für Dieselfahrzeuge ist jedoch bei der Pkw-Steuer ein mehr als doppelt so hoher Satz pro 100 cm<sup>3</sup> Hubraum fällig. In der Summe werden diese Mehrkosten von den Einsparungen, die durch den geringeren Kraftstoffverbrauch und damit den niedrigeren CO<sub>2</sub>-Emissionen entstehen, überkompensiert. Bei den Kosten für Inspektion und Wartung führt der Umstieg auf die ökologischen Alternativen bei Methode A zu 12 % höheren und bei Methode B zu 3 % höheren Kosten. Bei den Reparaturkosten fallen bei Methode A um 7 % geringere, bei Methode B um 5 % höhere Kosten an. Beim Reifenersatz liegen die Kosten eng beieinander, wobei bei Methode A um 2 % höhere Kosten und bei Methode B um 1 % geringere Kosten anfallen.

Tab. 6: Ergebnisse der Vergleiche im Pkw-Bereich

Komponente	Methode A: Top 3...			Methode B: Top 3...		
	Zulassungen (Einstiegsmodell)	EcoRating (Einstiegsmodell)	Vergleich	Zulassungen (meistverkaufte)	Zulassungen (ökologischste)	Vergleich
<b>Kosten pro Jahr (Euro) (Fahrleistung: 15.000 km/ Haltedauer: 4 Jahre)</b>						
Wertverlust	3.855	3.594	93	4.087	4.132	101
Kraftstoff	1.160	913	79	1.178	914	78
Versicherungskosten	876	928	106	889	925	104
KFZ-Steuer	137	93	68	152	171	113
Inspektion/Wartung	189	211	112	209	216	103
Reparaturen	235	219	93	247	258	105
Reifenersatz	164	168	102	231	229	99
<b>Leistungsdaten</b>						
Leistung kW	80	85	105	92	90	98
Höchstgeschw. km/h	188	181	96	195	194	100
Beschl. 0-100 km/h	11,5	11,7	101	10,6	10,9	103
<b>Umweltdaten</b>						
CO <sub>2</sub> -Ausstoß g/km	123	99	80	126	110	87
Lärm db(A)	71,5	69,4	97	71,6	71,1	99
<b>Umweltfaktoren/EcoRating</b>						
CO <sub>2</sub> (60 %)	4,7	6,8	143	4,5	5,9	131
Lärm (20 %)	3,5	5,6	159	3,4	3,9	114
Mensch/Natur(20 %)	7,1	7,7	109	7,1	6,4	90
<b>EcoRating</b>	<b>5,0</b>	<b>6,7</b>	<b>136</b>	<b>4,8</b>	<b>5,6</b>	<b>116</b>

Beim Vergleich der Leistungsdaten zeigen sich keine größeren Unterschiede. Bei Methode B ist dies auf die selbst durchgeführte möglichst vergleichbare Auswahl der Motorisierung von ökologischen Alternativen zurückzuführen. Für Methode A lässt es darauf schließen, dass die Leistung der meistverkauften Modelle, zumindest im Bereich der Einstiegsmodelle, kaum von der der ökologischsten Modelle abweicht. Dies zeigt, dass der Umstieg auf umweltschonendere Modell nicht zwangsläufig mit einem Verzicht auf Leistung verbunden ist.

Bei den Umweltdaten zeigen sich die Vorteile des Umstiegs auf die ökologischen Alternativen. Der CO<sub>2</sub>-Ausstoß fällt bei Methode A von 123 g/km auf 99 g/km um 20 %, bei Methode B von 126 g/km auf 110 g/km um 13 %. Beim Faktor Lärm führt der Umstieg bei Methode A zu einer Minderung von 71,5 db(A) auf 69,4 db(A) und bei Methode B zu einer Reduktion von 71,6 db(A) auf 71,1 db(A). Das auf Basis dieser Werte und der EU-Schadstoffklassen berechnete EcoRating zeigt deutliche Verbesserungen durch einen Umstieg. Bei Methode A steigt das EcoR-

ating von 5,0 Punkten auf 6,7 Punkte, bei Methode B immerhin noch von 4,8 Punkten auf 5,6 Punkte. Diese Verbesserungen werden hauptsächlich durch die niedrigeren CO<sub>2</sub>-Emissionen verursacht. Aber auch die geringere Lärmbelastung trägt, vor allem bei Methode A, zur Steigerung des EcoRatings bei. Bei den Auswirkungen auf Mensch und Natur (hier zusammengefasst, da beide auf der EU-Schadstoffklasse beruhen) zeigen sich bei Methode A ebenfalls leichte Verbesserungen. Bei Methode B ist hingegen eine Verschlechterung zu beobachten, die dem bereits erwähnten Umstieg auf Diesel-Fahrzeuge geschuldet ist.

### **5.2.2.1 Zuordnung der ADAC-Autokosten auf das VPI-Wägungsschema**

Um die vorgenommenen Vergleiche für den warenkorbbasierten Kostenvergleich zu aggregieren, werden die Kostenpositionen der ADAC-Autodatenbank den VPI-Positionen des VPI-Wägungsschemas zugeordnet. Durch diese in Tab. 7 dargestellte Zuordnung werden die zuvor festgestellten Kostenunterschiede auf das durchschnittliche private Konsummuster übertragen. In der ersten Spalte sind die ADAC-Autokostenpositionen abgetragen, in Spalte 2-4 die zugeordneten VPI-Unterkategorien des VPI-Wägungsschemas inklusive ihres Anteils am gesamten privaten Konsum. In den letzten beiden Spalten sind die Kostenindizes der Methoden A und B eingetragen. Diese entsprechen den in Tab. 6 in den Spalten 4 und 7 („Vergleich“) ausgewiesenen Werten.

Es muss dabei darauf hingewiesen werden, dass entgegen der Vorgehensweise beim VPI hier nicht allein Preise, sondern Kosten miteinander verglichen werden. Dies ergibt sich aus dem Umstand, dass der Kauf eines Pkw direkte Auswirkungen auf andere Ausgabenpositionen hat. So bedeutet beispielsweise ein Kostenindex kleiner 100 bei der Position „Kraftstoff“ nicht, dass der Kraftstoffpreis im Vergleich gesunken ist, sondern dass der Kraftstoffverbrauch des ökologischen Modells geringer ist. Es fand keine Preis- sondern eine Mengenänderung statt.<sup>12</sup> Im hier berechneten Kostenindex werden also auch Auswirkungen anderer Konsumententscheidungen auf die jeweilige Preisindexposition als sachlogische Querbezüge berücksichtigt und damit auf das Wägungsschema, das eigentlich das Mengengerüst abbildet, übertragen. Es kann insofern nicht von einem reinen Preisvergleich gesprochen werden, sondern vielmehr von einem Vergleich der konventionellen und ökologischen Lebenshaltungskosten bei konstantem Nutzenniveau. Trotz der methodischen Abweichungen wird das VPI-Wägungsschema als Ausgangspunkt der weiteren Untersuchungen verwendet, da es die beste verwertbare Quelle zur warenkorbbasierten Analyse der Preis- und Kostenwirkungen darstellt.

---

<sup>12</sup> Zumindest nicht zum größten Teil. Ein Teil beruht tatsächlich auf einem niedrigeren Preis durch den Umstieg von Benzin auf Diesel.

Tab. 7: Zuordnung der Ergebnisse des Pkw-Bereichs auf das VPI-Wägungsschema und Berechnung des Kostenindex

ADAC-Auto-kostenposition	Verbraucherpreisindex-Position			Kostenindex	
	COICOP-Code	COICOP-Bezeichnung	Gewicht (%)	Methode A	Methode B
<b>Anschaffungskosten</b>					
Wertverlust	CC0711110100	Neuer Pkw	23,9	93	101
	CC0711210100	Gebrauchter Pkw	5,2		
<b>Betriebskosten</b>					
Kraftstoff	CC0722013100	Superbenzin, 95 Oktan	26,5	79	78
	CC0722013300	Superbenzin, >=98 Oktan	1,9		
	CC0722015100	Diesel, < Cetan	8,2		
	CC0722015300	Diesel, >=60 Cetan	1,0		
	CC0722017100	Autogas	0,8		
<b>Fixkosten</b>					
Versicherungskosten	CC1254000100	KFZ-Versicherung	6,3	106	104
KFZ-Steuer	CC0724090100	KFZ-Steuer	5,7	68	113
<b>Werkstattkosten</b>					
Inspektion/Wartung	CC0721039200	KFZ-Zubehör/Ersatzteile	2,0	112	103
	CC0723015100	Pkw-Inspektion	8,4		
	CC0721031000	Autobatterie/Zündkerzen	0,8		
Reparaturen	CC0723017000	Pkw-Reparatur	8,2	93	105
Reifenersatz	CC0721011100	Pkw-Reifen	2,8	102	99
<b>Gesamt</b>			<b>101,7</b>	<b>89</b>	<b>93</b>

Der Bereich der Anschaffungskosten wird bei den ADAC-Kostendaten durch den Wertverlust abgebildet. Dieser ist besser für einen Vergleich der durch verschiedene Pkw-Modelle für Haushalte entstehenden Kosten geeignet als der Kaufpreis. Allerdings ergibt sich dadurch eine weitere Abweichung von der VPI-Methodik, bei der die hier für Aggregationszwecke genutzten Wägungsanteile aus Ausgaben und nicht aus Kosten abgeleitet werden.<sup>13</sup> Die VPI-Unterkategorie „Gebrauchter Pkw“ wird ebenfalls dieser Ausgabenposition zugeordnet, was der Annahme entspricht, dass der Kostenunterschied bei Gebrauchtwagen dem der Neuwagen gleicht. Beide Bereiche zusammen besitzen ein Gewicht von 29,1 Promille. Den Kraftstoffkosten werden die fünf passenden VPI-Unterkategorien zugeordnet, die insgesamt zusammen ein Gewicht von 38,4 Promille besitzen. Der ADAC-Kostenposition Versicherungskosten wird die Position „Pkw-Versicherung“ im VPI zugeordnet. Diese hat ein Gewicht von 6,3 Promille. Ebenfalls jeweils eine VPI-Position kann den Positionen „Pkw-Steuer“ (5,7 Promille), „Reparaturen“ (8,2 Promille) und „Reifenersatz“ (2,8 Promille) zugeordnet werden. Der ADAC-Kostenposition „Inspektion/Wartung“ werden drei VPI-Positionen zugeordnet, die insgesamt ein Gewicht von 11,2 Promille besitzen.

Insgesamt wird über die ADAC-Autokosten ein Anteil von 101,7 Promille, also rund 10 %, der privaten Konsumausgaben in der Abgrenzung des Verbraucherpreisindex abgedeckt. Rechnet man die Kostenindizes gewichtet zusammen, so ergibt sich bei Methode A ein ökologischer Kos-

<sup>13</sup> Entsprechend liegen den VPI-Wägungsanteilen die Ausgaben für neue Kfz in einem Jahr und nicht die Wertverluste aller in einem Jahr gefahrenen Kfz zu Grunde.

tenindex des Konsumbereichs Pkw in Höhe von 89 und bei Methode B in Höhe von 93. Beide Methoden zeigen also bei einem Umstieg auf ökologischere Modelle Einsparpotenziale an. Diese beruhen hauptsächlich auf geringeren Kosten für Kraftstoffe. Mehrkosten bei der Anschaffung lassen sich in relevanter Höhe nicht attestieren. Bei Methode A können sogar dabei Einsparungen erreicht werden, die teilweise mit besseren Wiederkaufsmöglichkeiten und teilweise durch geringere Markenwerte erklärt werden können. Bei Methode B liegen die Mehrkosten mit 1 % auf einem sehr niedrigen Niveau.

### **5.2.2.2 Diskussion der Methodik und Ergebnisse**

Zur Einordnung der Ergebnisse wird im Folgenden auf einige Aspekte der Methodik etwas näher eingegangen. Die Kraftstoffverbrauchsangaben der Pkw stammen aus den offiziellen Angaben der Hersteller, die wiederum auf dem „Neuen europäischen Test-Fahrzyklus“ (NEFZ) beruhen. Dieser wird oft als realitätsfern bezeichnet und Tests des ADACs mit, nach eigenen Angaben, praxisnäheren Fahrzyklen ergaben deutliche Abweichungen, die je nach Fahrzeug und Antriebsart unterschiedlich hoch ausfallen (Allgemeiner Deutscher Automobilclub e. V. (ADAC) 2013). Da solche Angaben jedoch nicht zu jedem Pkw vorliegen, konnten nur die Werte des NEFZ verwendet werden. Die Problematik wird potenziell dadurch entschärft, dass für den Kostenvergleich nicht die Absolutwerte der Kraftstoffverbräuche, sondern deren Verhältnisse (konventionell/ ökologisch) zueinander verwendet werden. Sollten nämlich durchschnittlich prozentual gleich große Fehler auftreten, heben sich diese bei Betrachtung des Verhältnisses insgesamt wieder auf.

Eine methodische Abweichung im Vergleich zum VPI ergibt sich durch die Verwendung des Wertverlusts statt des Kaufpreises der in einem Jahr gekauften Pkw. Letzterer wird bei der Erstellung des VPI-Wägungsschemas und bei der Ermittlung gesamtwirtschaftlicher Konsumausgaben gemäß international vorgegebener Konzepte berücksichtigt. Damit wird einem möglichst aussagekräftigen Vergleich der für die Haushalte auftretenden Kosten eine höhere Priorität zugeordnet, als der methodischen Konsistenz mit dem VPI. Allerdings entsteht dadurch das Problem, dass der entsprechende Ausgabenanteil des VPI-Wägungsschemas nicht mit der verwendeten Methodik übereinstimmt. Inwiefern hier noch eine Anpassung des Wägungsschemas für die vorliegenden Untersuchungen sinnvoll wäre, wird noch untersucht werden müssen. Eine alternative Berechnung, bei der statt der Wertverluste die Kaufpreise (inklusive laut ADAC klassenüblicher Ausstattung) verwendet wurden, zeigt im Ergebnis relativ geringe Unterschiede: Bei Methode A liegt der Kostenindex des Kaufpreises mit 94 leicht höher als der des Wertverlusts, der 93 betrug (s. Tab. 7). Bei Methode B steigt der Kostenindex von 101 (Wertverlust) auf 104 (Kaufpreis). Für den Pkw-Bereich insgesamt führt die geänderte Berechnungsmethode über den Kaufpreis statt des Wertverlusts bei Methode A zu einer Erhöhung des Kostenindex von 89 auf 90 und bei Methode B von 93 auf 94. Die Abweichungen in der vorliegenden Untersuchung



vom Ausgabenkonzept des VPI beeinflussen damit die Ergebnisse nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen nicht entscheidend.

Zudem stellt sich die Frage, ob die jeweils drei pro Segment verglichenen Pkw den diversifizierten Pkw-Markt repräsentativ abbilden. Dem kann entgegengehalten werden, dass die ausgewählten 27 meistzugelassenen, konventionellen Pkw-Modelle laut den KBA-Daten im Jahr 2013 gut 40 % der gesamten Neuzulassungen abdecken (Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) 2014). Allerdings werden bei den Pkw-Modellen jeweils nur die Einstiegsmodelle (Methode A) bzw. die meistverkauften Modelle (Methode B) betrachtet, was die Repräsentativität wieder einschränkt. Diesbezüglich wird die Hypothese aufgestellt, dass die relativen Unterschiede auch bei der Wahl anderer, jeweils vergleichbarer, Ausstattungen nicht substantiell von den Unterschieden bei den Einstiegsmodellen bzw. meistverkauften und ökologischsten Ausstattungen abweichen.

Als weitere Einschränkung ist hinzuzufügen, dass die Ergebnisse unter den Standardeinstellungen der ADAC-Autodatenbank erstellt wurden und somit im engeren Sinne nur für diese gelten. Diese sehen eine Haltedauer des neugekauften Pkw von vier Jahren und eine jährliche Fahrleistung von 15.000 km vor. Die Entscheidungen, ob ein Neu- oder Gebrauchtwagen gekauft wird und die Länge der Haltedauer, haben Auswirkungen auf den Wertverlust. Auch in diesem Fall wird die Einschränkung durch die Tatsache relativiert, dass die Verhältnisse und nicht die Absolutwerte das Ergebnis des Kostenvergleiches darstellen. Die jährliche Fahrleistung von 15.000 km entspricht in etwa der durchschnittlichen jährlichen Fahrleistung in Deutschland, die bei Pkw im Jahr 2012 bei 14.000 km lag (Kunert und Radke 2013). Geringe Fahrleistungen führen zu einer Erhöhung der Relevanz der Fixkosten und einer Verminderung der Relevanz der variablen Kosten, die hauptsächlich aus den Kraftstoffkosten bestehen. Da die ökologischen Alternativen kraftstoffsparender sind, verschiebt sich der Kostenvergleich bei geringeren Fahrleistungen zulasten der ökologischen Alternativen, wohingegen er bei höheren Fahrleistungen positiver ausfällt. Zudem wird von der Fahrleistung beeinflusst, wie stark der im Vergleich zu Benzin geringere Kraftstoffpreis von Diesel ins Gewicht fällt: Je höher die Fahrleistung, desto mehr lohnt sich ein Umstieg auf Dieselfahrzeuge. Da hier jedoch zunächst nur ein durchschnittliches Konsummuster betrachtet wird, wurden fahrleistungsspezifische Analysen noch nicht durchgeführt. Unterschiede sind aber auf jeden Fall zu erwarten.

### **5.3 Weitere Konsumbereiche**

Die im Folgenden im Überblick dargestellten Konsumbereiche kennzeichnen sich vor allem dadurch, dass einerseits das am Markt vorhandene Angebot an nachhaltigen Alternativen oft sehr gering ist und andererseits die Kennzeichnung von nachhaltigen Alternativen in vielen dieser Bereiche dem Konsumenten unbekannt ist. Außerdem kommt noch hinzu, dass sich bei vielen Konsumbereichen die nachhaltige Qualität nicht ohne weiteres isolieren lässt, um einen aus-

sagekräftigen Vergleich zwischen konventionellen Produkten und nachhaltigeren Alternativen durchführen zu können. Dies führt schließlich dazu, dass in diesen Fällen auf eine Indexberechnung verzichtet wurde. Methodisch sind diese Bereich aber anschlussfähig an die zuvor vorgestellten prototypischen Fälle.

### **5.3.1 Bereich „Bekleidung“ (COICOP 03)**

#### **5.3.1.1 Beschreibung des Wägungsschemas und der Produktalternativen im Bekleidungsbereich**

Es werden zunächst die Ausgabenanteile entsprechend des VPI-Wägungsschemas 2010 und die Ergebnisse des Grobscreenings bezüglich nachhaltiger Alternativen vorgestellt. Der Ausgabenanteil des Konsumfelds „Bekleidung und Schuhe“ (CC03) liegt bei insgesamt 44,93 %. Den mit Abstand größten Anteil davon macht mit einem Ausgabenanteil von 33,2 % die Gruppe „Bekleidungsartikel“ (CC0312) aus. Für diese Gruppe können über verschiedene Label nachhaltige(re) Produkte durch den Konsumenten leicht identifiziert werden. Selbiges gilt für die Gruppe „Schuhe und Schuhzubehör“ (CC0321), die mit 8,38 % den zweithöchsten Ausgabenanteil besitzt und die Gruppe „Bekleidungsstoffe“ (CC0311, Ausgabenanteil: 0,78 %). Ähnliches gilt für die Gruppe „Andere Bekleidungsartikel und Bekleidungszubehör“ (CC0313, Ausgabenanteil: 1,23 %), wobei die Güterart „Fahrradhelm“ als fraglich bezüglich einer nachhaltigen Produktalternative eingestuft wurde. Zwar konnte über Online-Recherchen ein vermeintlich nachhaltigeres Modell gefunden werden, dass auf einem Recycling-Pappkern statt auf einem Schaumstoffkern basiert, es fehlen jedoch anerkannte Siegel und eine größere Produktauswahl.

Die Gruppe „Chemische Reinigung u. a. Dienstl. von Bekleidung“ (CC0314) bietet ebenfalls ein gemischtes Bild. Für die Dienstleistungen „Änderungsschneiderei“ und „Waschen und Bügeln von Bekleidung“ konnte keine nachhaltige Alternative definiert werden, für die Dienstleistung „Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung“ kann bezüglich der Chemischen Reinigung auf die Blaue Engel Umweltzeichen „Nassreinigungsdienstleistung“ (RAL-UZ 104) und „CO<sub>2</sub>-Reinigung“ (RAL-UZ 126) als Nachhaltigkeitskriterium zurückgegriffen werden. Schließlich konnte für die Gruppe „Reparatur von Schuhen“ (CC0322, Ausgabenanteil: 0,27 %) keine nachhaltige Alternative identifiziert werden. In Tab. 8 ist die Ausgabenstruktur des Bekleidungsbereichs dargestellt. In der letzten Spalte werden Produktalternativen charakterisiert: grün = Alternativen verfügbar, orange = Alternativen eingeschränkt verfügbar und rot = Alternativen nicht verfügbar.

Tab. 8: Ausgabenstruktur des Bekleidungsbereichs nach VPI-Wägungsschema 2010

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht	N?
CC03	Bekleidung und Schuhe	44,93	
CC031	Bekleidung	36,28	
CC0311	Bekleidungsstoffe	0,78	
CC0311010200	Stoffe für Oberbekleidung	0,78	
CC0312	Bekleidungsartikel	33,2	
CC0312111100	Herrenanzug	0,52	
CC0312127100	Herrenlederjacke	0,28	
CC0312129000	Sakko oder Jacke für Herren	1,98	
CC0312130000	Herrenhose	2,35	
CC0312149300	Herrenmantel	0,24	
CC0312151100	Pullover oder Strickjacke für Herren	0,87	
CC0312169000	Sport- oder Arbeitsbekleidung für Herren	0,53	
CC0312191000	Herrenhemd	1,53	
CC0312193200	Herrenshirt	0,87	
CC0312194100	Herrenschlafanzug	0,2	
CC0312195000	Herrenunterwäsche	0,55	
CC0312196100	Strümpfe oder Socken für Herren	0,43	
CC0312211200	Kostüm, Kleid oder Hosenanzug für Damen	2,08	
CC0312223200	Damenrock	0,43	
CC0312226000	Damenhose	3,18	
CC0312231200	Damenbluse	1,65	
CC0312243200	Damenjacke	1,49	
CC0312251200	Damenmantel	1,83	
CC0312261100	Pullover, Strickjacke oder Twinset für Damen	2,11	
CC0312270000	Sport- und Arbeitsbekleidung für Damen	0,98	
CC0312291100	BH	0,63	
CC0312293200	Damenshirt	1,35	
CC0312295100	Nachthemd oder Schlafanzug für Damen	0,97	
CC0312296000	Damenunterwäsche	1,83	
CC0312298100	Damenstrumpfhose	0,71	
CC0312312200	Kinderjacke	0,23	
CC0312313200	Kinderhose	1,04	
CC0312330000	Kostüm, Kleid, Rock, Hosenanzug für Mädchen	0,66	
CC0312341200	Sportbekleidung für Kinder	0,16	
CC0312351200	Hemd oder Bluse für Kinder	0,06	
CC0312352200	Kindershirt	0,5	
CC0312353100	Schlafanzug oder Nachthemd für Kinder	0,1	
CC0312357100	Kinderunterwäsche	0,18	
CC0312359300	Strümpfe, Socken oder Strumpfhose für Kinder	0,32	
CC0312361100	Strampelanzug oder Zweiteiler für Säuglinge	0,36	
CC0313	Andere Bekleidungsartikel und Bekleidungszubehör	1,23	

CC0313011200	Mütze, Kappe oder Hut	0,23	
CC0313019100	Fahrradhelm	0,2	
CC0313035100	Handschuhe	0,16	
CC0313051200	Krawatte, Schal, Bekleidungszubehör	0,38	
CC0313070000	Strickwolle oder andere Kurzwaren	0,26	
CC0314	Chemische Reinigung u. a. Dienstl. von Bekleidung	1,07	
CC0314110100	Änderungsschneiderarbeit	0,41	
CC0314210100	Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung	0,53	
CC0314250200	Waschen und Bügeln von Bekleidung	0,13	
CC032	Schuhe	8,65	
CC0321	Schuhe und Schuhzubehör	8,38	
CC0321110000	Klassische Schuhe oder Freizeitschuhe für Herren	2,08	
CC0321140200	Herrenhausschuhe	0,18	
CC0321150100	Herrensportschuhe	0,29	
CC0321210000	Pumps oder Freizeitschuhe für Damen	3,57	
CC0321240100	Damenhausschuhe	0,26	
CC0321250200	Damensportschuhe	0,58	
CC0321310300	Kinderschuhe	0,79	
CC0321310400	Kleinkinderschuhe	0,37	
CC0321340100	Kinderhausschuhe	0,21	
CC0321900100	Schnürsenkel oder Einlegesohlen	0,05	
CC0322	Reparatur von Schuhen	0,27	
CC0322000200	Schuhreparatur	0,27	

### **5.3.1.2 Preisvergleich konventioneller und ökologischer Produkte im Bekleidungsbereich**

Der Preisvergleich wird in zwei Bereiche aufgeteilt. Zunächst der Preisvergleich der „Gebrauchsgüter: Bekleidung und Schuhe“ (CC0311-CC0313; CC0321). Dieser enthält alle Produkte, die Teil des Konsumfelds „Bekleidung und Schuhe“ (CC03) sind. Anschließend wird der Bereich „Dienstleistungen: Bekleidung und Schuhe“ (CC0314; CC0322) betrachtet. Danach werden die Ergebnisse für das Konsumfeld „Bekleidung und Schuhe“ (CC03) auf COICOP-4-Steller-Ebene zusammengefasst dargestellt und abschließend diskutiert.

Direkt zu Anfang muss darauf hingewiesen werden, dass die im Folgenden präsentierten Ergebnisse der Probeerhebung im Bereich „Gebrauchsgüter: Bekleidung und Schuhe“ vorsichtig interpretiert werden müssen, da sie methodische Probleme aufweisen. Diese bestehen hauptsächlich in der schwierigen Einteilung in Markensegmente und damit in der Frage, ob die beobachteten Preisunterschiede tatsächlich auf den nachhaltigen Qualitätsunterschied oder den unterschiedlichen Markenwert zurückzuführen sind. Außerdem stellte es sich teilweise als schwierig heraus genau auf die KKP-Einzelproduktbeschreibungen passende Produkte zu finden, vor allem bei

den ökologischen Produktalternativen. Auf diese Probleme wird im folgenden Kapitel jeweils näher eingegangen.

### 5.3.1.2.1 Nachhaltigkeitskriterien im Bekleidungsbereich

Im Bereich „Kleidung und Schuhe“ gibt es etliche Label und Siegel, die eine besondere nachhaltige Qualität versprechen. Eine Übersicht über diese wurde im Forschungsprojekt über Online-recherchen erarbeitet. Dazu wurde vor allem auf den das Online-Portal label-online.de des Bundesverbands Die Verbraucherinitiative e. V. ([www.label-online](http://www.label-online)) und die Online-Plattform Ecotopten des Öko-Instituts ([www.ecotopten.de](http://www.ecotopten.de)) zurückgegriffen. Eine Übersicht über die dort als „besonders empfehlenswert“ und „empfehlenswert“ eingestuften Label sind in Tab. 9 aufgeführt.

Tab. 9: Einschätzung der Label im Bekleidungsbereich

<b>label-online</b>	<b>Ecotopten</b>
<b>Bereich Bekleidung und Schuhe</b>	<b>Bereich Kleidung</b>
<b>Besonders empfehlenswert</b>	<b>Sehr empfehlenswert</b>
ALANA	Naturtextil IVN zertifiziert BEST
Bio Cotton	Globale Organic Textile Standard (G.O.T.S.)
bluesign®	Hessnatur
Cotton made in Africa	Naturland
Der Blaue Engel Schuhe	bioRe
Der Blaue Engel Textilien	NATURLEDER IVN zertifiziert
EarthPositive	bluesign® system
Europäisches Umweltzeichen Schuhe	„Blauer Engel“ für Textilien (RAL-UZ 154)
Fair for Life	
Fair Rubber Logo	
Fairtrade-Siegel Baumwolle	
GEPA- The Fair Trade Company	
GEPA- The Fair Trade Company fair+	
GOTS (Global Organic Textile Standard)	
hessnatur	
LamuLamu Öko Fair Tragen	
Maas Naturwaren GmbH Textilien	
NATURLEDER IVN zertifiziert	
Naturtextil IVN zertifiziert BEST	
Supporting the Cotton made in Africa Initiative	
Stiftung Warentest	
Triaz GmbH Waschbär der Umweltversand	
ÖKO-TEST	

Empfehlenswert	Empfehlenswert
Europäisches Umweltzeichen Textilien	Fairtrade
Fair Wear Foundation	Europäische Umweltzeichen („Euroblume“)
FairWertung	Textiles Vertrauen nach Oeko-Tex® Standard 100plus
MEDIZINISCH GETESTET - SCHADSTOFFGEPRÜFT	Textiles Vertrauen Schadstoffgeprüfte Textilien nach Öko-Tex Standard 100
OEKO-TEX® Standard 100	Fair Wear Foundation (FWF)
OEKO-TEX® Standard 100 plus	
Sustainable Textile Production (STeP) by OEKO-TEX®	
UV Standard 801 Bekleidung und Bekleidungsstoffe	

Als Nachhaltigkeitskriteriums für die Probeerhebung wurde gefordert, dass die Produkte mindestens eines der aufgeführten ökologischen Label (z. B. zertifizierte Bio-Baumwolle) besitzen müssen. Dabei wurde bislang keine Unterscheidung nach Nachhaltigkeitsstufen vorgenommen. Sozial-Label (z. B. Fair Wear Foundation) alleine sind nicht hinreichend für die Aufnahme in den Warenkorb.

### 5.3.1.2.2 Produktspezifikationen und Zuordnung

Als Basis für die Produktspezifikationen wird die KKP-Erhebungsliste „Personal appearance 2012“ (bereitgestellt durch das Statistische Bundesamt) verwendet. Die dort enthaltenen Einzelproduktspezifikationen wurden den Positionen des VPI-Wägungsschemas zugeordnet. Um den Erhebungsaufwand zu reduzieren, wurden jedoch nicht alle Einzelproduktspezifikationen der KKP-Liste „Personal appearance 2012“ übernommen. Es wurde jedoch darauf geachtet, dass jeder VPI-Wägungsschemaposition mindestens eine KKP-Einzelproduktspezifikation zugeordnet wurde. Bei einigen Positionen des VPI-Wägungsschemas war dies nicht möglich, da passende Einzelproduktspezifikationen innerhalb der KKP-Erhebungsliste fehlten. Für diese Positionen deswegen eigene Produktspezifikation erstellt (6 Fälle).

Werden mehrere KKP-Einzelproduktspezifikationen einer VPI-Wägungsschemaposition zugeordnet, so wird der Wägungsanteil gleichgewichtet auf diese aufgeteilt. Dies gilt ebenfalls, wenn für eine Einzelproduktspezifikation Preise für mehrere Markensegmente erhoben wurden. Bei den Einzelproduktspezifikationen wird zwischen unterschiedlichen Markensegmenten unterschieden. Für die Zuordnung sind diese Markensegmente zunächst unerheblich, da für die erhobenen Markensegmente „low“ und „middle“ (näheres im nachfolgenden Abschnitt) jeweils das entsprechende Markensegment eingesetzt werden kann, während die restlichen Vorgaben der Einzelproduktspezifikation beibehalten werden.

### 5.3.1.2.3 Markensegmente im Bekleidungsbereich

Die Einteilung in Markensegmente ist im Bereich „Bekleidung und Schuhe“ sehr wichtig für einen aussagekräftigen Preisvergleich und stellt eine große Herausforderung dar. Diese konnte im Forschungsprojekt nur bedingt zufriedenstellend bewältigt werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Als Ausgangsbasis für die Markeneinteilung dient die Markensegmenteinteilung der Kaufkraftparitäten, Zusätzlich zur „normalen“ Segmentierung (s. Konsumbereich „Lebensmittel“) in „brand not relevant“, „brandless“, „well-known-brands“ und „specified brands“ wird in diesem Bereich bei den KKP eine weitere Unterteilung im Bereich „well-known-brands“ nach dem sogenannten „brand stratum“ (Markenschicht) vorgenommen. Es wird zwischen den Markenschichten „low“, „medium“ und „high“ unterschieden.

Bezüglich der Einteilung der Marken in die verschiedenen Segmente und Schichten gibt es KKP-Zuordnungslisten, an denen sich bei der Erhebung der konventionellen Produkte orientiert werden konnte. Für die nachhaltigen Produktalternativen musste diese Einteilung (soweit diese nicht auch „konventionelle“ Produkte verkauft und in der Zuordnung der KKP enthalten ist) selbst vorgenommen werden.

Bei den probeweise durchgeführten Preisvergleichen wurde beschlossen, nur Preise für das Markensegment „well-known-brands“ zu erheben. Während der Auswertung stellte sich außerdem heraus, dass die Preisvergleiche im „brand stratum“ „high“ äußerst weit streuten, weswegen das „brand stratum“ „high“ ausgeschlossen wurde, also nur noch Preisvergleiche für die beiden Markenschichten „low“ und „middle“ durchgeführt wurden.

Insgesamt muss noch einmal festgehalten werden, dass das Problem der Markensegmentierung noch nicht zufriedenstellend gelöst werden konnte, die Ergebnisse der durchgeführten Probeerhebung also dementsprechend vorsichtig interpretiert werden müssen, vor allem im „brand stratum“ „middle“.

### 5.3.1.2.4 Berichtsstellen und Preiserhebungen im Bekleidungsbereich

In den letzten Jahren hat sich der Online-Handel im Bereich „Bekleidung und Schuhe“ enorm erweitert und an Bedeutung gewonnen. Beinahe alle größeren Modeketten besitzen inzwischen neben den Angeboten vor Ort auch einen Online-Shop. Vor diesem Hintergrund und um den Aufwand überschaubar zu halten wurde sich dazu entschlossen für die Probe-Erhebung ausschließlich auf Online-Erhebungen zurückzugreifen.

Über Online-Recherchen wurde im Rahmen des Projekts festgestellt, welche Shops in Frage kommen und welche nachhaltigen Produkte dort vorhanden sind. Eine Übersicht über Geschäfte, die nachhaltige Bekleidungsartikel finden können ebenfalls über die Online-Plattform Ecotopen heruntergeladen werden.<sup>14</sup> Dabei wurden, um möglichst vergleichbare Produkte zu erhalten, sowohl die ökologischen als auch die konventionellen Preise für die Einzelproduktspezifikationen erhoben. Es wurden folgende Online-Shops als Berichtsstellen ausgewählt (s. Tab. 10 und Tab. 11).

Tab. 10: Berichtsstellen für Bekleidung

ökologisch		konventionell	
Geschäft	Brand stratum	Geschäft	Brand stratum
Hessnatur	middle	Zalando	middle/Low
Esprit	middle	Otto	middle/Low
Grundstoff	middle	Zara	middle
Armedangels	middle	Esprit	middle
Bleed	middle	Grundstoff	middle
Zalando	middle	H&M	low
C&A	low	C&A	low
H&M	low	bonprix	low
bonprix	low	Buttinette	middle
Pascuali	middle		
stoffe.de	middle		
Stoffkontor	middle		

Tab. 11: Berichtsstellen für Schuhe

ökologisch		konventionell	
Geschäft	Brand stratum	Geschäft	Brand stratum
Limango	low	Zalando	low/medium
Natural World	low/medium	Deichmann	low/medium
Avesu	low/medium	Schuhhaus Siemes	low/medium
Waschbär	low/medium	Görtz	low/medium
Hessnatur	low/medium	Zalando	low/medium
Avocadostore	low/medium	Reno	low/medium
Jako-o	low/medium		
Grundstoff	low/medium		
Zündstoff	medium		
Greenality	medium		

<sup>14</sup>Anbieterliste für Bekleidung: [http://www.ecotopen.de/sites/default/files/ecotopen\\_textilien\\_anbieterliste\\_0.pdf](http://www.ecotopen.de/sites/default/files/ecotopen_textilien_anbieterliste_0.pdf), Zugriff am 29.05.2015



Die Preiserhebungen im Bereich „Kleidung“ wurden im Zeitraum August/September 2014, die für den Bereich „Schuhe“ im Zeitraum Oktober/November 2014 durchgeführt.

#### 5.3.1.2.5 Validität der Preisdaten

Angelehnt an die KKP-Methodik wurde zunächst ein Variationskoeffizient von über 40 % als Obergrenze für die Streuung der Preise innerhalb einer Einzelproduktspezifikation angesetzt (Eurostat und OECD 2006, 119). Es zeigte sich aber, dass dieser nicht immer eingehalten werden konnte. Deswegen wurde die Obergrenze auf 45 % leicht angehoben. Die große Streuung wird durch das Problem der Markensegmentierung und die großen Vielfalt innerhalb dieses Bereichs ausgelöst und konnte innerhalb der Probeerhebung leider nicht zufriedenstellend gelöst werden.

#### 5.3.1.2.6 Ergebnisse im Bekleidungsbereich

Bevor die Ergebnisse der Probeerhebung präsentiert werden soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass diese aufgrund der genannten Probleme (Markensegmentierung, Produktvielfalt) mit Vorsicht zu interpretieren sind. Die Ergebnisse werden getrennt für die Bereiche „Bekleidung“ (CC0311-CC0313) und „Schuhe“ (CC0321) dargestellt. Es werden die zusammengefassten Ergebnisse beider Markenschichten (brand stratum) WKB-low und WKB-middle vorgestellt. Soweit für beide Markenschichten Preisvergleiche vorlagen gingen diese gleichgewichtet in den zusammengefassten Preisvergleich ein. Auf eine Darstellung der einzelnen Markenschichten wird auf Grund der Unsicherheit der Ergebnisse verzichtet.

#### Bekleidung

Im Bereich „Bekleidung“ (CC0311-CC0313) zeigt sich im gewichteten Durchschnitt ein Preisunterschied von 46 % zwischen ökologischen und konventionellen Produkten (s. Tab. 12).

Im Bereich „Bekleidungsartikel“ (CC0312), dem mit einem Ausgabenanteil von 33,2 % mit Abstand wichtigsten Bestandteil dieses Bereichs, liegt der Preisunterschied ebenfalls bei 46 %. Dabei muss darauf hingewiesen werden, dass für die VPI-Positionen „Herrenanzug“ und „Herrenlederjacke“ keine ökologischen Alternativen bei den Online-Recherchen gefunden werden konnten. Diese gehen deswegen unverändert, also mit einer PMZ von 100, in den Preisvergleich ein, was der Annahme entspricht, dass diese Produkte mangels ökologischer Alternative weiterhin in konventioneller Qualität gekauft werden. Ansonsten zeigt sich eine Streuung zwischen Mehrkosten von 2 % („Herrenschlafanzug“) bis 105 % („Pullover oder Strickjacke für Herren“).

Im Bereich „Andere Bekleidungsartikel und Bekleidungszubehör“ (CC0313) liegen die Mehrkosten bei durchschnittlich 57 %. In diesem Bereich konnte für die Position „Fahrradhelm“ keine ökologische Alternative gefunden werden. Daher wurde für diese der normale konventionelle

Kauf angesetzt (PMZ=100). Die Spannweite der anderen Positionen liegt zwischen Mehrkosten in Höhe von 35 % („Handschuhe“) und 78 % („Krawatte, Schal oder anderes Zubehör“).

Tab. 12: Ergebnisse für den Bereich Kleidung

COICOP-Code	VPI-Kategorie	Gewicht ‰	PMZ
<b>CC0311-CC0313</b>	<b>Bekleidung (ohne Reinigung)</b>	<b>35,21</b>	<b>146</b>
<b>CC0311</b>	<b>Bekleidungsstoffe</b>	<b>0,78</b>	<b>111</b>
CC0311010200	Stoffe für Oberbekleidung*	0,78	111
<b>CC0312</b>	<b>Bekleidungsartikel</b>	<b>33,2</b>	<b>146</b>
CC0312111100	Herrenanzug**	0,52	100
CC0312127100	Herrenlederjacke**	0,28	100
CC0312129000	Sakko oder Jacke für Herren	1,98	173
CC0312130000	Herrenhose	2,35	144
CC0312149300	Herrenmantel	0,24	190
CC0312151100	Pullover oder Strickjacke für Herren	0,87	205
CC0312169000	Sport- oder Arbeitsbekleidung für Herren	0,53	119
CC0312191000	Herrenhemd	1,53	142
CC0312193200	Herrenshirt	0,87	132
CC0312194100	Herrenschlafanzug	0,2	102
CC0312195000	Herrenunterwäsche	0,55	109
CC0312196100	Strümpfe oder Socken für Herren	0,43	165
CC0312211200	Kostüm, Kleid oder Hosenanzug für Damen	2,08	110
CC0312223200	Damenrock	0,43	135
CC0312226000	Damenhose	3,18	141
CC0312231200	Damenbluse	1,65	175
CC0312243200	Damenjacke	1,49	155
CC0312251200	Damenmantel	1,83	187
CC0312261100	Pullover, Strickjacke oder Twinset für Damen	2,11	186
CC0312270000	Sport- und Arbeitsbekleidung für Damen	0,98	130
CC0312291100	BH	0,63	160
CC0312293200	Damenshirt	1,35	142
CC0312295100	Nachthemd oder Schlafanzug für Damen	0,97	122
CC0312296000	Damenunterwäsche	1,83	117
CC0312298100	Damenstrumpfhose	0,71	146
CC0312312200	Kinderjacke	0,23	122
CC0312313200	Kinderhose	1,04	134
CC0312330000	Kostüm, Kleid, Rock, Hosenanzug für Mädchen	0,66	121
CC0312341200	Sportbekleidung für Kinder	0,16	171
CC0312351200	Hemd oder Bluse für Kinder	0,06	108
CC0312352200	Kindershirt	0,5	130
CC0312353100	Schlafanzug oder Nachthemd für Kinder	0,1	126
CC0312357100	Kinderunterwäsche	0,18	107
CC0312359300	Strümpfe, Socken oder Strumpfhose für Kinder	0,32	144
CC0312361100	Strampelanzug oder Zweiteiler für Säuglinge	0,36	129
<b>CC0313</b>	<b>Andere Bekleidungsartikel und Bekleidungs- zubehör</b>	<b>1,23</b>	<b>157</b>
CC0313011200	Mütze, Kappe oder Hut	0,23	167
CC0313019100	Fahrradhelm**	0,2	100
CC0313035100	Handschuhe	0,16	135
CC0313051200	Krawatte, Schal oder anderes Zubehör	0,38	178
CC0313070000	Strickwolle oder andere Kurzwaren	0,26	176

\* nur für Position „Baumwolle“ ökologische Alternative gefunden, nicht für „Viskose“ und „Polyester“. PMZ für „Baumwolle“ liegt bei 134.

\*\* keine nachhaltige Alternative gefunden.

Im Bereich „Bekleidungsstoffe“ (CC0311) liegt der Preisunterschied bei 11 %. In diesem Bereich muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass nur für die Einzelproduktspezifikation „Baumwol-

le“ eine ökologische Alternative gefunden werden konnte. Für die Einzelproduktspezifikationen „Viskose“ und „Polyester“ konnten keine Alternativen gefunden werden. Deswegen sind diese entsprechend der bereits angewandten Methodik wieder mit einer PMZ von 100 in die Durchschnittsberechnung eingegangen.

### Schuhe

Im Bereich „Schuhe“ (CC0321) liegt der ermittelte durchschnittliche Preisaufschlag für ökologische Produkte bei 83 %. Die Spannweite liegt dabei zwischen Mehrkosten in Höhe von 13 % bei „Schnürsenkel oder Einlegesohlen“ bis 129 % bei „Herrensportschuhen“ (s. Tab. 13).

Tab. 13: Ergebnisse für den Bereich Schuhe

COICOP-Code	VPI-Kategorie	Gewicht ‰	PMZ
<b>CC0321</b>	<b>Schuhe und Schuhzubehör</b>	<b>8,38</b>	<b>183</b>
CC0321110000	Klassische Schuhe oder Freizeitschuhe für Herren	2,08	192
CC0321140200	Herrenhausschuhe	0,18	158
CC0321150100	Herrensportschuhe	0,29	229
CC0321210000	Pumps oder Freizeitschuhe für Damen	3,57	190
CC0321240100	Damenhausschuhe	0,26	140
CC0321250200	Damensportschuhe	0,58	209
CC0321310300	Kinderschuhe	0,79	160
CC0321310400	Kleinkinderschuhe	0,37	114
CC0321340100	Kinderhausschuhe	0,21	137
CC0321900100	Schnürsenkel oder Einlegesohlen	0,05	113

#### **5.3.1.3 Dienstleistungen: Bekleidung und Schuhe (CC0314; CC0322)**

Wie dem Grobscreening zu entnehmen ist, konnte in diesem Bereich allein für die Gütergruppe „Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung“ (CC0314210100) eine ökologische Alternative (Blauer Engel) identifiziert werden, und dabei auch nur für den Bereich der „Chemischen Reinigung“. Es wird also allein ein Preisvergleich für diese Position im Bereich „Dienstleistungen: Bekleidung und Schuhe“ vorgenommen.

#### Nachhaltigkeitskriterien bei Bekleidungsdienstleistungen

Als ökologische Alternative zur chemischen Reinigung von Kleidungsstücken konnte das Verfahren der Nassreinigung identifiziert werden. Der „Blaue Engel“ empfiehlt dieses Verfahren anstelle einer chemischen Reinigung einzusetzen, da dadurch das Emittieren von Schadstoffen in Luft und Abwasser vermieden wird. Um die Umweltverträglichkeit des Verfahrens für den Verbrau-

cher nachprüfbar zu machen, wurde vom Blauen Engel das Umweltzeichen „Nassreinigungsdienstleistung“ (RAL-UZ 104) entwickelt. Dieses stellt unter anderem Anforderungen zu den verwendeten Maschinen, dem Wasser-/ Energieverbrauch, den verwendeten Reinigungsmitteln und dem Umgang mit Abwasser.<sup>15</sup> Vom Online-Portal label-online.de wird das Umweltzeichen mit „besonders empfehlenswert“ bewertet.

Neben dem Umweltzeichen „Nassreinigungsdienstleistung“ gibt es seit kurzem auch das Umweltzeichen „Dienstleistung der Textilreinigung mit Kohlendioxid“ (RAL-UZ 126). Bei diesem wird Kohlendioxid als umweltfreundliches Lösemittel eingesetzt. Dieses Umweltzeichen wird vom Online-Portal label-online.de ebenfalls mit „besonders empfehlenswert“ bewertet. Die Textilreinigung mit Kohlendioxid wird jedoch im Preisvergleich nicht berücksichtigt, da bislang nur eine einzige Firma eine Zertifizierung besitzt. Die Marktrelevanz ist daher bislang noch zu gering.

### Produktspezifikationen und Zuordnung

Als Basis dient wie zuvor die KKP-Liste „Personal Appearance 2012“. Dort wird in zwei Einzelspezifikationen die chemische Reinigung von Kleidungsstücken behandelt. Diese beiden EPS werden der VPI-Gütergruppe „Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung“ zugeordnet und gehen gleichgewichtet in den Preisvergleich ein. Leider liegen keine Angaben bezüglich des Ausgabenanteils der chemischen Reinigung an der Position „Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung“ vor. Es wird jedoch angenommen, dass der allergrößte Teil der Ausgaben auf diesen Bereich entfällt. Um die Berechnungen nicht weiter zu verkomplizieren, wird deswegen der gesamte Ausgabenanteil von 0,53 ‰ dem festgestellten Preisunterschied zugeordnet und auf die beiden EPS aufgeteilt.

### Berichtsstellen und Preiserhebungen

Zur Auswahl der Berichtsstellen wurde die Website des Umweltzeichens „Blauer Engel“ verwendet. Dort sind alle Geschäfte, die das Umweltzeichen „Nassreinigungsdienstleistung“ (RAL-UZ 104) besitzen, aufgelistet. Die dort aufgeführten Geschäfte wurden daraufhin überprüft, ob eine Online-Erhebung von Preisen möglich ist. Die Ergebnisse sind der untenstehenden Tabelle zu entnehmen. Als Berichtsstellen wurden schließlich die Geschäfte ausgewählt, bei denen eine Online-Erhebung möglich war. Die Preiserhebungen wurden im Mai 2015 durchgeführt.

---

<sup>15</sup> <https://www.blauer-engel.de/de/produktwelt/gewerbe/nassreinigung>

Validität der Preisdaten

Angelehnt an die Methodik der Kaufkraftparitäten wurde zunächst ein Variationskoeffizient von über 40 % als Obergrenze für die Streuung der Preise innerhalb einer Einzelproduktspezifikation angesetzt (Eurostat und OECD 2006, 119). Bei beiden Einzelproduktspezifikationen lag der Variationskoeffizient mit 15 % bzw. 13 % deutlich darunter.

Ergebnisse

Für die konventionellen Durchschnittspreise wurde auf die Ergebnisse der KKP-Preiserhebungen des Statistischen Bundesamts zurückgegriffen, die im Jahr 2012 durchgeführt wurden. Um diese vergleichbar zu machen mit den eigenen Preiserhebungen für die ökologischen Alternativen, wurden die Durchschnittspreise mithilfe des Verbraucherpreisindex auf das Preisniveau April 2015 (aktuellster zur Verfügung stehender Wert) preisnormiert.

Die Preiserhebungen der ökologischen Alternativen und der anschließende Preisvergleich mit den KKP-Preisdaten ergeben für die EPS „Reinigung, Herrenanzug, zweiteilig“ eine Preismesszahl (PMZ) von 116 und für die EPS „Reinigung, Damenmantel“ eine Preismesszahl von 109. Zusammengewichtet mit den Ausgabenanteilen von jeweils 0,27 % ergibt das für die VPI-Güterart „Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung“ eine Preismesszahl von 113. Für die anderen VPI-Güterarten des Bereichs „Dienstleistungen: Bekleidung und Schuhe“ konnten keine ökologischen Alternativen gefunden werden. Diese gehen deswegen unverändert mit einer PMZ von 100 in die Mehrpreisberechnungen ein (s. Tab. 14).

Tab. 14: Ergebnisse zu Bekleidungsdienstleistungen

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht	PMZ
<b>CC0314</b>	<b>Chemische Reinigung u. a. Dienstl. von Bekleidung</b>	<b>1,07</b>	<b>106</b>
CC0314110100	Änderungsschneiderarbeit**	0,41	100
CC0314210100	Chemische Reinigung; Färben von Bekleidung	0,53	113
CC0314250200	Waschen und Bügeln von Bekleidung**	0,13	100
<b>CC0322</b>	<b>Reparatur von Schuhen</b>	<b>0,27</b>	<b>100</b>
CC0322000200	Schuhreparatur**	0,27	100

\*\* keine nachhaltige Alternative gefunden.

**5.3.1.4 Zusammenfassung des Konsumfeld „Bekleidung und Schuhe“ (CC03)**

Bei den zunächst vorgestellten Ergebnissen ist darauf hinzuweisen, dass die Positionen, für die keine ökologische Alternativen gefunden wurden, mit einer PMZ von 100 eingehen. Das entspricht der Annahme, dass diese immer noch in konventioneller Qualität gekauft werden. Eine weitere Berechnung, bei der diese Positionen ausgeschlossen sind, wird anschließend vorgestellt.

Die Mehrkosten für ökologische Produkte liegen in diesem Konsumfeld (CC03) für einen durchschnittlichen deutschen Haushalt laut den vorgenommenen Preisvergleichen bei 51 %. Für die Gruppe „Bekleidung“ liegen die Mehrkosten bei 44 %, für die Gruppe „Schuhe“ bei 80 %.

Tab. 15: Mehrkosten für ökologischere Produkte im Bereich "Bekleidung und Schuhe"

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht	PMZ
CC03	Bekleidung und Schuhe	44,93	151
CC031	Bekleidung	36,28	144
CC0311	Bekleidungsstoffe	0,78	111
CC0312	Bekleidungsartikel	33,2	146
CC0313	Andere Bekleidungsartikel u. Bekleidungszubehör	1,23	157
CC0314	Chemische Reinigung u. a. Dienstl. von Bekleidung	1,07	106
CC032	Schuhe	8,65	180
CC0321	Schuhe und Schuhzubehör	8,38	183
CC0322	Reparatur von Schuhen	0,27	100

Die nicht durch ökologische Alternativen abgedeckten Positionen machen im Bereich „Bekleidung und Schuhe“ 2,33 ‰ der Gesamtkonsumausgaben eines durchschnittlichen deutschen Haushalts aus. Schließt man diese aus, so verändert sich das Bild leicht. Die Mehrkosten für die verbleibenden Ausgaben in Höhe von 42,6 ‰ liegen naturgemäß mit 54 % leicht höher als zuvor.

Tab. 16: Mehrkosten für ökologischere Produkte im Bereich "Bekleidung und Schuhe" ohne den dämpfenden Einfluss fehlender Produktalternativen

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht	PMZ
CC03	Bekleidung und Schuhe	42,6	154
CC031	Bekleidung	34,22	147
CC0311	Bekleidungsstoffe	0,26	134
CC0312	Bekleidungsartikel	32,4	147
CC0313	Andere Bekleidungsartikel u. Bekleidungszubehör	1,03	168
CC0314	Chemische Reinigung u. a. Dienstl. von Bekleidung	0,53	113
CC032	Schuhe	8,38	183
CC0321	Schuhe und Schuhzubehör	8,38	183
CC03_ohne	Bekleidung und Schuhe (ohne Alternative)	2,33	100

### 5.3.1.5 Einsparpotenziale durch Verhaltensänderungen

In diesem Abschnitt werden die Einsparpotenziale von Umweltauswirkungen, die durch Verhaltensänderungen im Konsumfeld „Bekleidung und Schuhe“ erreicht werden können, untersucht.

Eine ausführliche Aufstellung von Handlungsoptionen zur Steigerung der Ressourceneffizienz wurde von Kristof und Süßbauer (2009) im Rahmen des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRes) erstellt. Aus den dort aufgeführten Handlungsoptionen wurden die zu diesem Bereich passenden ausgewählt. Diese sind in Tab. 17 dargestellt.

Tab. 17: Aufstellung von Handlungsoptionen zum Nachhaltigen Konsum im Bekleidungsbereich nach Kristof und Süßbauer (2009)

Nr.	Basisstrategien		Handlungsoptionen	Ressourcenwirkung	Gesamtkostenwirkung	Wirkung auf Zeitaufwand	Umsetzungsaufwand
61	Bewusst Kaufen	Langlebige Produkte	Kleidung aus langlebigem und hochwertigem Material kaufen	+	KS	ZS	Direkt
62	Bewusst Kaufen	Multifunktionale und / oder modular nutzbare Produkte	Hochwertige klassische Kleidungsstücke kaufen, die sich gut kombinieren lassen und nicht schnell aus der Mode sind	+	KS	ZS	Direkt
63	Bewusst Kaufen	Wiederund weitergenutzte sowie Recycling-Produkte	(Kinder-)Kleidung auf dem Flohmarkt / im Second-Hand Laden kaufen	+	KS	ZN	Direkt
68	Nutzen ohne Eigentum	Mieten, Sharing oder Pooling	Kleidung für besondere Anlässe / Berufskleidung mieten	+	KS	ZA	Direkt
70	Nutzen ohne Eigentum	Privates Leihen, Teilen und Tauschen	Kleidung für besondere Anlässe von Freunden leihen	+	KS	ZN	Direkt
71	Länger Nutzen	Produkte wiederverwenden	Kinderkleidung von Freunden oder Verwandten wiederverwenden	++	KS	ZS	Direkt
72	Länger Nutzen	Produkte instandhalten und reparieren	Kleidung selber reparieren und umgestalten	+	KS	ZA	Direkt
73	Länger Nutzen	Wartungs- und Reparaturdienstleistungen nutzen	Kleidung reparieren oder anpassen lassen, Schuhe zum Schuster bringen	+	KS	ZN	Direkt

74	Rückführen / Weitergeben	Recyclingfähige und noch nutzbare Produkte zurück /weitergeben	Gebrauchte Kleidung im Internet / auf dem Flohmarkt verkaufen	+	KS	ZA	Direkt
75	Rückführen / Weitergeben	Recyclingfähige und noch nutzbare Produkte zurück /weitergeben	Gebrauchte Kleidung, Brillen etc. an Kleiderkammer / Sammelstelle für Hilfsprojekte geben	+	KN	ZN	Direkt

Ressourcenwirkung: +++ =sehr hoch; ++ = hoch; + = mittel

Gesamtkostenwirkung: Kosten sinken = KS; Kostenneutral = KN; Kostenaufwand = KW

Wirkung auf Zeitaufwand: spart Zeit = ZS; zeitneutral = ZN; Zeitaufwand = ZA

Umsetzungsaufwand (Zeit- und Vorbereitungsaufwand, finanzielle Mittel zur Vorfinanzierung): Ohne Aufwand umsetzbar = Direkt; Umsetzung macht Vorlauf notwendig = Vorlauf

In der Broschüre „Der Nachhaltige Warenkorb“ des Rats für Nachhaltige Entwicklung werden bezüglich Verhaltensänderungen, jenseits der über Siegel nachvollziehbaren Kriterien, folgende Punkte genannt. Es soll auf beim Einkauf von Kleidung auf „gute Verarbeitung und langlebiges Design“ geachtet werden und Secondhand-Angebote sollen wahrgenommen werden. Außerdem wird auf den Dachverband „Fairwertung“ hingewiesen, der Standards für faires Sammeln und Verwerten von Gebrauchstextilien entwickelt hat. Zudem wird erwähnt, dass dunkle Textilien durch zusätzlich benötigte Färbegänge und Textilien im „used/washed-look“ durch die dafür benötigten Bearbeitungsschritte ressourcenintensiver sind (Rat für Nachhaltige Entwicklung 2015, 21-24).

Auf der Online-Plattform EcoTopTen werden Verhaltensänderungen im Bereich „Textilien“ unter der Überschrift „Weniger ist mehr: Lieber gut als zu viel“ aufgeführt.<sup>16</sup> Es soll seltener, dafür hochwertigere Kleidung gekauft werden. Außerdem wird darauf hingewiesen, dass sowohl bei Naturmaterialien, als auch bei synthetischen Materialien Varianten vorhanden sind (über Label nachvollziehbar), die „hohen ökologischen Ansprüchen“ genügen. Weder Naturfasern noch synthetische Fasern stellen generell eine bessere bzw. schlechtere Alternative dar. Des Weiteren wird erwähnt, dass am Ladenpreis bei Textilprodukten nicht nachvollzogen werden kann, ob ein Kleidungsstück sozialverträglich produziert wurde, da der Lohn nur einen geringen Anteil an diesem ausmacht. Es soll sich stattdessen an anspruchsvollen Textillabeln orientiert werden.

### **5.3.1.6 Diskussion und weitere Forschungsfragen**

Die Erfassung dieses Konsumbereichs erfolgte hauptsächlich über den (Online-)Versandhandel, da das Einzelhandelsangebot stationärer Verkaufsstätten nachhaltiger, ökologischer Bekleidung sehr spezifisch ist und damit nicht dem Anspruch an eine flächendeckende Repräsentativität

<sup>16</sup> [www.ecotopten.de/textilien](http://www.ecotopten.de/textilien) , Zugriff: 02.06.2015



genügt. Im Übrigen entspricht eine im Verhältnis zum Gesamtumsatz überproportional starke Einbeziehung des Versandhandels in diesem Konsumbereich der Praxis der amtlichen Statistik bei der Erhebung zum Verbraucherpreisindex.

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass Preisunterschiede kaum abhängig von Rohmaterial sind. Dies entspricht anderen Untersuchungen in diesem Bereich<sup>17</sup> und liegt nicht zuletzt auch an den vergleichsweise hohen Handelsspannen im Bekleidungssegment sowie den vielfältigen Wertschöpfungsstufen in der textilen Kette. Außerdem führen die Vielfalt von Nachhaltigkeitssiegeln und die Vermischung von Öko- und Sozial-Siegel in diesem Bereich zu einer gewissen Orientierungslosigkeit beim Konsumenten. Eventuell müssten hier die Möglichkeiten überprüft werden, neben Nachhaltigkeitssiegeln auch andere Informationen zu nutzen: wie etwa die Internetplattformen <http://rankabrand.de> und <http://wegreen.de> oder die CSR-Tests der Stiftung Warentest<sup>18</sup>.

Im Allgemeinen muss allerdings angemerkt werden, dass die Ergebnisse der Probeerhebung im Bereich „Bekleidung und Schuhe“ insgesamt als nur mäßig aussagekräftig betrachtet werden können.

Zum einen liegt dies an konzeptionellen Problemen, die erst während der Erhebung offensichtlich wurden (z. B. bezüglich Markeneinteilung und der Auswahl der Berichtsstellen), zum anderen ist dies der enormen Produkt- und Variantenvielfalt des Bekleidungsbereichs geschuldet. Darüber hinaus ist die Vielfalt der Produkte mit jeweils leichten Abweichungen schwer über KKP-Einzelproduktspezifikationen erfassbar. Dies macht es schwierig festzustellen, ob ein Preisunterschied tatsächlich auf Grund des Unterschieds in der ökologischen Qualität oder von anderen Qualitätsunterschieden abhängt. Eine weitere methodische Herausforderung ist der Umgang mit Sonderangeboten. Diese sind zwar bislang ausgeschlossen, aber im Bekleidungssegment mit relativ hohen Preisnachlässen sehr wichtig. Ein umfassender, valider ökologischer Preisvergleich ist für diesen Bereich deshalb relativ schwierig umzusetzen.

Aufgrund der genannten Probleme wurden erste Überlegungen einer anderen Erhebungsart angestellt: Bei dieser werden die nachhaltigen Produktlinien der großen Modeketten (z. B. Conscious bei H&M) mit ihren jeweiligen möglichst gleichwertigen konventionellen Produktlinien derselben Modeketten verglichen. Dies ermöglicht zwar keinen umfassenden Preisvergleich für den gesamten Bereich „Bekleidung und Schuhe“, das Problem der unterschiedlichen Markenwerte und abweichender Produkteigenschaften kann damit doch weitgehend vermieden wer-

---

<sup>17</sup> [www.livawards.org/pdf/2013/srivastava.pdf](http://www.livawards.org/pdf/2013/srivastava.pdf) ;

[www.fashionunited.de/News/Leads/Der\\_Preis\\_einer\\_Jeans\\_%96\\_wer\\_profiziert\\_am\\_meisten?\\_2013061314188/](http://www.fashionunited.de/News/Leads/Der_Preis_einer_Jeans_%96_wer_profiziert_am_meisten?_2013061314188/)

<sup>18</sup> [www.test.de/filestore/t200611069.pdf?path=/protected/76/58/ecbbdc1a-7ca2-47d0-8071-836c89c1daa6-protectedfile.pdf&key=122C3AFFD8FB8AEA1C95649D41A94FCB33E9630D](http://www.test.de/filestore/t200611069.pdf?path=/protected/76/58/ecbbdc1a-7ca2-47d0-8071-836c89c1daa6-protectedfile.pdf&key=122C3AFFD8FB8AEA1C95649D41A94FCB33E9630D)

den. Die konzeptionelle Einbindung der Preisdaten in den Preisvergleich ist somit noch nicht abgeschlossen und verbleibt als weiterer Forschungsbedarf.

### **5.3.2 Bereich „Wohnen“ (COICOP 04)**

In diesem Konsumbereich sollten die bereits für einzelne Städte (z. B. Darmstadt) existierenden „ökologischen Mietspiegel“ zum Vergleich der Indexpositionen verwendet werden, wobei der energetische Gebäudepass als Nachhaltigkeitskriterium dient. Zudem muss im Bereich Wohnen beachtet werden, dass im Immobilienbereich lokale Unterschiede sehr groß sind, sodass Preisvergleiche in vergleichbarer Ortslage stattfinden müssen. Dieses Problem ist beim Konzept des ökologischen Mietspiegels noch nicht hinreichend gelöst und erfordert weitere methodisch konzeptionelle Arbeiten.

Bei den Indexpositionen zum Energieverbrauch ist zudem der Bezug zur weißen Ware und weiteren Elektrogeräten zu beachten. Hier kann analog zum Vorgehen beim Pkw-Vergleich vorgegangen werden. Aufgrund der zahlreichen methodischen Detailfragen und lückenhafter Preisdaten ist der Bereich „Wohnen“ nicht noch nicht abschließend in den ökologischen Preisindex eingegangen. Im Folgenden soll allerdings der bisherige Ergebnisstand in den Teilbereichen Elektrogeräte und Strom vorgestellt werden.

#### **5.3.2.1 Untersuchungen im Bereich Elektrogeräte**

##### **5.3.2.1.1 Nachhaltigkeitskriterien bei Elektrogeräten**

Als Nachhaltigkeitskriterium zur Identifizierung ökologisch-nachhaltiger Produktalternativen im Konsumbereich der Elektrogeräte (s. Tab. 18) wird der Jahresstromverbrauch verwendet. Dieser errechnet sich über die Energieeffizienzklassen des EU-Labels und den durchschnittlichen jährliche Stromverbräuchen beruhend auf dem Nutzungsverhalten, die in den EU-Verordnungen für EU-Label vorgegeben sind.

Tab. 18: Überblick über den Teilbereich der Elektrogeräte im Konsumbereich Wohnen

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht
CC0531110100	Kühlschrank	0,57
CC0531130100	Kühl- und Gefrierkombination	0,52
CC0531170100	Gefrierschrank oder Gefriertruhe	0,3
CC0531210200	Waschmaschine	1,25
CC0531230100	Wäschetrockner	0,43
CC0531270100	Geschirrspülmaschine	0,97
CC0531510100	Staubsauger	0,54
CC0911210200	Fernsehgerät	3,44
CC0451015000	Strom	26,21

### 5.3.2.1.2 Methodik des Preisvergleichs bei Elektrogeräten

Verglichen werden soll der durchschnittliche Neukauf, der das konventionelle Konsumverhalten wiedergibt, mit dem ökologischeren Neukauf, der sich im Bereich der Elektrogeräte durch einen niedrigen Stromverbrauch auszeichnet. Um möglichst vergleichbare Produkte miteinander zu vergleichen, werden für jede Produktgruppe Produktspezifikationen vorgegeben. Bei einem Fernseher beispielsweise die Bildschirmdiagonale, die Auflösung und die 3D-Fähigkeit. Konventionelle Stellvertreterprodukte werden über meistverkaufte (populärste) Produkte bei verschiedenen Onlineshops ermittelt. Dabei dient der Verkaufsrang als GewichtungsvARIABLE. Bei einer Top-Ten-Liste geht beispielsweise das meistverkaufte Produkt mit dem Gewicht 10 ein, das zehntmeistverkaufte Produkt mit 1.

Die ökologischen Produkte werden über den Stromverbrauch ermittelt. Die Produkte mit dem niedrigsten Stromverbrauch, die den Produktspezifikationen entsprechen, werden ermittelt und entsprechend ihres Ranges im Stromverbrauchs-Ranking gewichtet zusammengerechnet. Die Anschaffungskosten werden über die durchschnittliche Nutzungsdauer auf jährliche Kosten herunter gerechnet und der Stromverbrauch (sowie weitere spezifische Betriebskosten) mit Hilfe von Strompreisen zu jährlichen Ausgaben zusammengerechnet, so dass letztlich die jährlichen Gesamtkosten miteinander verglichen werden können. Für jede Position wird dann über die gewichteten Mittelwerte ein Preis- und Stromverbrauchsvergleich zwischen konventionellen und ökologischen Produkten angestellt.

### 5.3.2.1.3 Datenquellen bei Elektrogeräten

Als konventionelle Produkte wurden die beliebtesten Top 15 der Internetplattform Idealo und die Top 10 nach Anzahl der Verkäufe bei der Internetplattform Amazon ausgewählt. Als ökologische Produktalternativen wurden die Top 10 der Internetplattform Idealo sortiert nach Strom-

verbrauch und teilweise Produktempfehlungen aus den Ecotopten gewählt. Der Erhebungszeitraum war Januar bis Februar 2015.

#### 5.3.2.1.4 Preisvergleich am Beispiel Waschmaschine

Erhebungen für zwei Varianten, basierend auf meistgelistet bei Idealo:

Vorgaben WM\_7kg:

<b>Produkttyp</b>	<b>Anzahl Idealo</b>
Frontlader-Waschmaschine	1325
Füllmenge	
7 kg	468

Tab. 19: Vergleich Waschmaschine (7 kg)

WM_7kg	Waschmaschine 7 kg, Frontlader, 14.01.2015	Verbrauch		Preis	Jährliche Kosten			
		Strom	Wasser		Anschaffung	Strom	Wasser	Gesamt
		kWh	M <sup>3</sup>	Euro	Euro	Euro	Euro	Euro
<b>Öko 1</b>	<b>Topten Öko, eigene Auswahl Idealo auf Basis Stromverbrauch</b>	119	9185	517	40	29	37	105
<b>Konv 3</b>	<b>Mittelwert Amazon/Idealo beliebteste</b>	167	9832	426	33	40	39	112
<b>Vgl</b>	<b>Konv 3 - Öko1</b>	<b>48</b>	<b>647</b>	<b>-91</b>	<b>-7</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>7</b>
<b>Vgl/PMZ</b>	<b>Öko 1 / Konv 3 * 100</b>	<b>71</b>	<b>93</b>	<b>121</b>	<b>121</b>	<b>71</b>	<b>93</b>	<b>94</b>

Vorgaben WM\_8kg:

<b>Produkttyp</b>	<b>Anzahl Idealo</b>
Frontlader-Waschmaschine	1325
Füllmenge	
8 kg	369

Tab. 20: Vergleich Waschmaschine (8 kg)

WM_8kg	Waschmaschine 8 kg, Frontlader, 21.01.2015	Verbrauch		Preis	Jährliche Kosten			
		Strom	Wasser		Anschaffung	Strom	Wasser	Gesamt
		kWh	M <sup>3</sup>	Euro	Euro	Euro	Euro	Euro
Öko 1	Topten Öko, eigene Auswahl Idealo auf Basis Stromverbrauch	112	10100	793	61	27	40	129
Konv 3	Mittelwert Ama- zon/Idealo beliebteste	174	10489	752	58	42	42	142
Vgl	Konv 3 - Öko1	61	389	-42	-3	15	2	13
Vgl/PMZ	Öko 1 / Konv 3 * 100	65	96	106	106	65	96	91

### 5.3.2.1.5 Einbeziehung der Anschaffungskosten ins Wägungsschema

Preismesszahlen der Produktkategorien werden mit dem jeweiligen Gewicht im Wägungsschema multipliziert. Dahinter steckt die Annahme, dass der derzeitige Wägungsschemaanteil den konventionellen Neukauf widerspiegelt. Durch die prozentuale Einbeziehung der Mehrkosten wird angenommen, dass die Stellvertreterprodukte repräsentativ für die gesamte Produktgruppe sind. Problematisch ist die große Vielfalt an möglichen Produktausprägungen. Diese macht es zum einen schwer vergleichbare Produkte zu finden, zum anderen schwächt sie die Repräsentativität der Stellvertreterprodukte ein.

Tab. 21: Einbeziehung von Anschaffungskosten bei Elektrogeräten

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht ‰	Preisvergleich Anschaffung	Mehrkosten Öko ‰
CC0531110100	Kühlschrank	0,57	163	0,36
CC0531130100	Kühl- und Gefrierkombination	0,52	157	0,30
CC0531170100	Gefrierschrank oder Gefriertruhe	0,3	110	0,03
CC0531210200	Waschmaschine	1,25	113	0,17
CC0531230100	Wäschetrockner	0,43	152	0,23
CC0531270100	Geschirrspülmaschine	0,97	191	0,88
CC0531510100	Staubsauger	0,54	137	0,20
CC0911210200	Fernsehgerät	3,44	117	0,59
<b>Summe</b>		<b>8,02</b>	<b>132</b>	<b>2,72</b>

Für die Stromkosteneinbeziehung ist es hilfreich sich vorzustellen, alle Haushalte stünden jetzt vor der Kaufentscheidung konventionelles oder ökologischeres Produkt. Eigentlich stimmt dies nicht, da nur ein gewisser Anteil in diesem Jahr ein neues Gerät kauft. Der Wägungsschemaanteil ergibt sich dann z. B. aus dem Anschaffungspreis der Käufer (z. B. 10 % der Haushalte) und

den „Nullausgaben“ der Nicht-Käufer (z. B: 90 %). Der Wägungsschemaanteil ist jedoch insofern korrekt, als dass man den Anschaffungspreis durch die durchschnittliche Haltedauer (im Beispiel wären das 10 Jahre (10 %/100 %), sofern man einen konstanten Ausstattungsgrad unterstellt) teilt und so die Kosten über die gesamte Haltedauer verteilt.

### 5.3.2.1.6 Einbeziehung des Stromverbrauchs ins Wägungsschema

Die Einbeziehung des Stromverbrauchs ist nicht ohne weiteres möglich. Erstens, da der Verbrauch von Bestandsgeräten abhängt und nicht nur von neugekauften Produkten und zweitens, da in Wägungsschema nur ein undifferenzierter Posten „Strom“ vorhanden ist, also nicht klar ist, welche Geräteklasse wie viel verbraucht (s. Diskussion zur Einbeziehung von Querbeziehungen).

Hier sind zwei methodische Varianten möglich:

#### A) Absolute Stromeinsparung wird in Wägungsschemaanteil umgerechnet und dieser abgezogen

Es werden die tatsächlichen Stromeinsparungen berechnet, die anfallen, wenn statt der konventionellen Neukäufe die ökologischen Neukäufe getätigt und benutzt werden. Diese werden mittels des Strompreises in Ausgaben bzw. Einsparungen umgerechnet. Annahme: Kühlschränke und Kühl-Gefrierkombi betragen jeweils 50 %.

Tab. 22: Einbezug des Stromverbrauchs von Elektrogeräten in das Wägungsschema (Methode A)

COICOP-Code	Bezeichnung	Einsparung In Euro	Ausstattungs- bestand	Anteilig Wägungs- schema in Promille
CC0531130100	Kühl- und Gefrierkombination	10,4	121,9	0,47
CC0531170100	Gefrierschrank oder Gefriertruhe	5,2	56,1	0,08
CC0531210200	Waschmaschine	13,3	97,2	0,48
CC0531230100	Wäschetrockner	33,8	39,4	0,49
CC0531270100	Geschirrspülmaschine	16,9	68,6	0,43
CC0531510100	Staubsauger	2,9	100	0,11
CC0911210200	Fernsehgerät	4,0	158	0,24
<b>Summe</b>		<b>92,0</b>		<b>2,33</b>

Jährliche Stromausgaben in Euro 706,1

Anteil an jährlichen Stromausgaben in % 12

Vorteile:

- keine zusätzlichen Daten notwendig
- einfach zu verstehen

Probleme:

- Der Stromverbrauch beruht auf dem angenommenen Nutzungsverhalten der EU-Verordnungen. Es ist jedoch fraglich, ob das tatsächliche durchschnittliche Nutzungsverhalten in Deutschland darstellt.
- Es werden eigentlich nur die Preise und Stromverbräuche von Stellvertreterprodukten erhoben. Bei dieser Berechnungsweise wird jedoch die absolute (und nicht prozentuale) Einsparung verwendet, was der Annahme entspricht, dass diese Stellvertreterprodukte den Durchschnittsprodukten deutscher Haushalte entsprechen.
- Wiedergegeben wird nur die Einsparung, die dadurch entsteht, dass statt konventioneller nun ökologische Produkte gekauft werden. Nicht abgedeckt wird der geringere Verbrauch, der bereits durch den konventionellen Neukauf entsteht. Dieser könnte jedoch über Annahme wie in Möglichkeit B) darstellt noch geschätzt werden. (30 %-Annahme; Energieeffizienzklassen des Bestands).

### B) Anteilige Einsparung auf Basis von modellierter Stromverbrauchsstruktur

Modellierung von Stromverbrauchsstruktur

Um relative Werte der Einsparungen einsetzen zu können, wie dies das Konzept der Stellvertreterprodukte eigentlich erfordert, muss der vorliegende Ausgabenanteil für Strom (Wägungsschema) differenziert werden. Für alle erhobenen Produktgruppen muss deren Anteil am Stromverbrauch bestimmt werden. Dazu müssen weitere Quellen hinzugezogen werden:

Zunächst wird der Anteil des Stromverbrauchs an den Konsumausgaben laut Wägungsschema in Höhe von 26,21 Promille benötigt und anschließend, basierend auf verschiedenen Quellen, die Stromverbrauchsstruktur privater Haushalte verknüpft mit Ausgabenanteil Strom:

Tab. 23: Stromverbrauchsstruktur privater Haushalte verknüpft mit Ausgabenanteil Strom

Verbrauchsbereich	Stromverbrauchsanteil in %	Anteil Wägungs- schema in ‰
Büro	13,8	3,61
TV	10,6	2,78
Audio	2,0	0,52
Warmwasser	13,1	3,43
Kühlen	12,6	3,30
Licht	9,5	2,50
Kochen	9,0	2,37
Diverses	6,4	1,67
Staubsauger	0,6	0,16
Trocknen	4,5	1,19
Umwälzpumpe	5,9	1,54
Spülen	4,0	1,04
Waschen	4,3	1,13
Gefrieren	3,7	0,98
<b>Summe</b>	<b>100</b>	<b>26,21</b>

Vorteile:

- relative Einsparungen können verwendet werden, was dem Konzept der Stellvertreterprodukte entspricht und wahrscheinlich zu besseren, mindestens konsistenteren Ergebnissen führt.
- Blackbox Stromverbrauch wird transparenter

Probleme:

- Weitere Quellen werden benötigt. Die Datenlage ist eher dürftig, so dass auf jeden Fall nur von groben Schätzungen gesprochen werden kann.
- Inwiefern die prozentualen Einsparungen der Stellvertreterprodukte den durchschnittlichen Einsparungen der gesamten Produktgruppe entsprechen ist natürlich ebenfalls fraglich.

Um die Einsparungen zu berechnen und in das Wägungsschema einzubeziehen werden im Folgenden drei mögliche Varianten vorgestellt.



1) Prozentuale Einsparung ökologischer statt konventioneller Kauf einfach anwenden auf Wägungsschema-Anteile

Es werden die prozentualen Stromeinsparungen mit dem Anteil der jeweiligen Produktgruppe am Wägungsschema multipliziert. Annahme: Kühlschränke und Kühl-Gefrierkombi betragen jeweils 50 % von „Kühlen“.

Tab. 24: Einsparungen Elektrogeräte Variante 1

Verbrauchsbereich	Einsparung Strom Öko in %	Einsparung Wägungsschema in ‰
Büro		
TV	20	0,55
Audio		
Warmwasser		
Kühlen	30	0,99
Licht		
Kochen		
Diverses		
Staubsauger	32	0,05
Trocknen	46	0,55
Umwälzpumpe		
Spülen	27	0,28
Waschen	32	0,36
Gefrieren	15	0,10
<b>Summe</b>		<b>2,89</b>

Vorteile:

- keine Annahmen zum Bestandsverbrauch notwendig

Probleme:

- Es wird nur die Einsparung wiedergegeben, die dadurch entsteht, dass statt konventioneller nun ökologische Produkte gekauft werden. Nicht abgedeckt wird der geringere Verbrauch, der bereits durch den konventionellen Neukauf entsteht. Das führt zur Überschätzung der Einspareffekte durch ökologischen Neukauf und zusätzlich zu einem fehlerhaften Wägungsschema insgesamt, da Einsparungen durch konventionelle Neukäufe nicht berücksichtigt werden.

2) Zunächst pauschale Annahme das 30 % Einsparung durch konventionellen Kauf in Bezug zum Bestand → ökologische Einsparung dann in Bezug auf konventionellen Kauf

Grundsätzlich wie Variante 1. Zusätzlich wird jedoch die Annahme getroffen, dass bereits durch den konventionellen Neukauf eine Einsparung erreicht wird.

Tab. 25: Einsparungen Elektrogeräte Variante 2

Verbrauchsbereich	30 %- Einsparung Bestand → konv in ‰	Zusätzl. Einsparung öko in ‰
Büro		
TV	0,83	0,39
Audio		
Warmwasser		
Kühlen	0,99	0,69
Licht		
Kochen		
Diverses		
Staubsauger	0,05	0,04
Trocknen	0,36	0,39
Umwälzpumpe		
Spülen	0,31	0,20
Waschen	0,34	0,25
Gefrieren	0,29	0,07
<b>Summe</b>	<b>3,17</b>	<b>2,02</b>

Vorteile:

- Einsparungen durch konventionelle Neukäufe werden berücksichtigt. Das führt im Prinzip zu besseren Ergebnissen

Probleme:

- Datenlage zu Bestandsgeräten sehr schwierig. Die hier vorgenommene Schätzung einer Reduktion um 30 % ist sehr willkürlich.

3) Festlegung der Energieeffizienzklasse des Bestands und darüber Schätzung der prozentualen Einsparung gerätespezifisch → ökologische Einsparung dann in Bezug auf konventionellen Kauf

Wie Variante 2, jedoch wird statt der 30 %-Annahme eine Energieeffizienzklasse für die Bestandsgeräte gesetzt. Für die konventionellen Neukäufe sind die EEK bekannt. Über die oberen

Grenzwerte der EEK wird dann die durchschnittliche Einsparung berechnet, die durch den konventionellen Neukauf ausgelöst wird.

Tab. 26: Einsparungen Elektrogeräte Variante 3

Verbrauchsbereich	EEK Bestand	Einsparung Bestand → konv in %	EEK Bestand → konv in ‰	Zusätzl. Einsparung öko in ‰
Büro				
TV	A	21	0,58	0,44
Audio				
Warmwasser				
Kühlen	A	49	1,62	0,50
Licht				
Kochen				
Diverses				
Staubsauger	D	19	0,03	0,04
Trocknen	B	39	0,47	0,33
Umwälzpumpe				
Spülen	A	26	0,27	0,21
Waschen	A	32	0,36	0,25
Gefrieren	A	38	0,38	0,06
<b>Summe</b>			3,71	1,83

Vorteile:

- nachvollziehbare Methodik, wie die Einsparung Bestand → konventioneller Neukauf berechnet wurde
- bei besserer Datenlage kann Ergebnis leicht angepasst werden.

Probleme:

- schwierige Datenlage bezüglich der EEK der Bestandsgeräte. Es wurden lediglich Daten für das Jahr 2008 gefunden.

### 5.3.2.1.7 Fazit für den Bereich Elektrogeräte

Zur Vergleichbarkeit der Produkte müssten die Produktspezifikationen noch detaillierter sein (z. B. verschiedene „Fähigkeiten“ von Kühlschränken, Schleuderwirkungsklasse bei Waschmaschinen etc.). Je nach Berechnungsweise der Einsparungen wiegen diese die höheren Anschaffungskosten für die ökologischere Alternative beinahe komplett auf (Möglichkeit A), oder eher weniger. Das konsistenteste und wahrscheinlich realistischste Bild bietet Möglichkeit B, Variante

3. Dort liegen die Stromeinsparungen ausgedrückt in Anteilen am Wägungsschema bei 1,84 Promille. Die Mehrkosten der Anschaffung liegen bei 2,62 Promille. Insgesamt bleiben also Mehrkosten von 0,78 Promille übrig. Hierbei wurden jedoch die Einsparungen beim Wasserverbrauch noch nicht berücksichtigt. Außerdem zeigen sich Unterschiede je nach Geräteklasse.

Tab. 27: Kostenvergleich nach Geräteklassen

COICOP-Code	Bezeichnung	Anschaffung Mehrkosten Öko ‰	Zusätzl. Einsparung öko ‰, B.V3	Mehrkosten
CC0531110100	Kühlschrank	0,36	0,25	0,11
CC0531130100	Kühl- und Gefrierkombination	0,30	0,25	0,05
CC0531170100	Gefrierschrank oder Gefriertruhe	0,03	0,06	-0,03
CC0531210200	Waschmaschine	0,17	0,25	-0,08
CC0531230100	Wäschetrockner	0,23	0,33	-0,1
CC0531270100	Geschirrspülmaschine	0,88	0,21	0,67
CC0531510100	Staubsauger	0,20	0,04	0,16
CC0911210200	Fernsehgerät	0,59	0,44	0,15
<b>Summe</b>		<b>2,72</b>	1,83	0,89

### 5.3.2.2 Preisvergleich konventioneller und ökologischer Produkte im Bereich elektrischer Strom

In diesem Abschnitt wird allein der von Haushalten bezogene elektrische Strom betrachtet. Dieser wird für verschiedene Zwecke im Haushalt eingesetzt, z. B. zur Beleuchtung, zum Betrieb von elektrischen Geräten, zur Warmwasseraufbereitung, usw. Hier werden nicht die Potenziale zur Stromeinsparung betrachtet (s. dazu das vorangegangene Kapitel zu elektrischen Geräten), sondern allein die Frage bezüglich der ökologischen Qualität des bezogenen und verbrauchten Stroms.

Tab. 28: Stromausgabenanteil laut Wägungsschema des VPI

COICOP-Code	Bezeichnung	Gewicht
CC0451015000	Strom	26,21

Es wurden zwei Ansätze zum Preisvergleich von konventionellem und ökologischem Strom entwickelt. Der Erste beruht auf den im Rahmen des sogenannten „Monitoringberichts“, der gemeinsam von der Bundesnetzagentur und dem Bundeskartellamt erstellt und herausgegeben wird, erhobenen und veröffentlichten Daten (Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt 2014). Dieser ermöglicht ein umfassendes Bild des tatsächlich in Deutschland verbrauchten Stroms und seine Aufteilung auf verschiedene Tarifarten. Allerdings sind, zumindest mit den veröffentlichten Daten, die Differenzierungsmöglichkeiten bezüglich der Tarife eingeschränkt, so ist beispielsweise keine Unterscheidung in „hellgrüne“ und „grüne“ Ökostromtarife möglich.

Um solche Differenzierungen zu erlauben wurde ein zweiter Ansatz entwickelt, der auf eigenen Preiserhebungen über die Internetplattform Verivox beruht. Preiserhebungen wurden dabei für verschiedene Tarifarten und für fünf Gemeinden durchgeführt. Beide Ansätze und deren Ergebnisse werden nun im Folgenden dargestellt. Zunächst wird jedoch auf die beiden Ansätze zugrunde liegenden Nachhaltigkeitskriterien eingegangen.

#### 5.3.2.2.1 Nachhaltigkeitskriterien bei Strom

Als grundsätzliches Kriterium bietet sich im Strombereich der Begriff des „Ökostroms“ an. Dieser Begriff ist jedoch nicht genau definiert. Dies stellt auch Reichmuth (2014) fest und setzt als Arbeitshypothese folgende grobe Definition:

„Ökostrom wird im Allgemeinen elektrische Energie bezeichnet, die aus erneuerbaren Energiequellen gewonnen wird. Der Begriff „Ökostrom“ umfasst meist Strom aus erneuerbaren Energiequellen, der nicht als „Graustrom“ vermarktet wird. Der Begriff Ökostrom ist inhaltlich jedoch nicht näher definiert oder gar geschützt. Der Strom kann sowohl im Inland als auch im Ausland produziert worden sein.“  
(Reichmuth 2014, 15)

Durch diese sehr weite Definition von Ökostrom ergeben sich auch große qualitative Unterschiede zwischen den am Markt erhältlichen Ökostrom-Tarifen. Diese Unterschiede liegen vor allem in der Beschaffung von Herkunftsnachweisen (HKN) und beim Abschluss von Stromlieferverträgen.

Als gängige Ökostrom-Label führt Reichmuth (2014, 22 ff.) folgende Label auf:

- TÜV-Nord „Geprüfter Ökostrom“
- TÜV-Süd EE01
- TÜV-Süd EE02
- ok-power-Label Händlermodell
- ok-power-Label Fondsmodell
- ok-power-Label Initiierungsmodell
- Grüner Strom Label Silber (nicht mehr existent)
- Grüner Strom Label Gold

Die Kriterien dieser Label sind jeweils sehr unterschiedlich. Zu deren Bewertung und Einteilung wird auf die Arbeiten des Ökoinstituts im Rahmen des Projekts „Ecotopten“ zurückgegriffen. Dort wurden „ökologische Mindestkriterien“ entwickelt, die ein Stromtarif erfüllen muss, um in

die Ecotopten-Liste aufgenommen zu werden (Öko-Institut e.V. 2015). Diese Kriterien erfüllen laut dem Öko-Institut folgende Label:

- ok-power-Label Händlermodell
- ok-power-Label Fondsmodell
- ok-power-Label Initiierungsmodell
- Grüner Strom Label Gold

Für die Preisuntersuchungen wird deswegen folgende Einteilung vorgenommen:

Tab. 29: Hell- und dunkelgrüner Ökostrom

Hellgrüne Ökostrom-Tarife	Dunkelgrüne Ökostrom-Tarife
Alle als Ökostrom-Tarife beworbenen Strom-Tarife exklusive der Ökostrom-Tarife mit den Labeln „ok-power (Händler-/Fonds-/Initiierungsmodell)“ und „Grüner Strom Label Gold“	Alle als Ökostrom-Tarife mit den Labeln „ok-power (Händler-/Fonds-/Initiierungsmodell)“ und/oder „Grüner Strom Label Gold“

#### 5.3.2.2 Methode A: Monitoringbericht Bundesnetzagentur/Kartellamt

Im sogenannten „Monitoringbericht“, der gemeinsam von der Bundesnetzagentur und dem Bundeskartellamt erstellt und herausgegeben wird, wird die Entwicklung der Strom- und Gasmärkte in Deutschland dokumentiert und analysiert (Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt 2014). Dabei werden unter anderem auch Erhebungen zur Vertragsstruktur und zum Preis von Strom für Haushaltskunden vorgenommen. Diese ermöglichen, nach einigen wenigen Rechenschritten, einen Preisvergleich zwischen dem durchschnittlich in Deutschland gezahlten Preis für konventionellen Strom (definiert dadurch, dass es sich um keinen Ökostrom-Tarif handelt) und dem für Ökostrom. Im Folgenden wird zunächst die im Monitoringbericht angewandte Methodik vorgestellt. Dann werden der konventionelle und der Öko-Durchschnittspreis berechnet und schließlich der Preisvergleich durchgeführt.

##### Methodik der Preiserhebung

Die Daten des Monitoringberichts werden über eine Befragung der Stromlieferanten gewonnen. Dem Monitoringbericht 2014 liegen dabei die Angaben von rund 1.000 Lieferanten zu Grunde. Im Bereich Einzelhandel werden so rund 14 % der Zählpunkte von Letztverbrauchern abgedeckt (Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt 2014, 139).

Bei den Preiserhebungen wird bezüglich der jährlichen Abnahmemengen zwischen drei Fällen unterschieden:

- Haushaltskunden: 3.500 kWh

- Gewerbekunden: 50 MWh
- Industriekunden: 24 GWh

Für den hier vorliegenden Zweck ist allein der Fall „Haushaltskunden“ relevant. Die 3.500 kWh entsprechen dabei in etwa dem für einen Haushalt in Deutschland durchschnittlich angesetzten Stromverbrauch. Die Durchschnittspreisberechnungen werden mengengewichtet durchgeführt. Einmalige Prämien und Sonderzahlungen werden nicht in den Durchschnittspreis einbezogen. Bezüglich der Vertragsstruktur wird zwischen folgenden Vertragsarten unterschieden:

- Grundversorgungstarif (A)
- Sondervertrag beim Grundversorger (B)
- Sondervertrag bei einem anderen Lieferanten (C)
- Ökostrom (D)

Dabei ist zu anmerken, dass die Position „Ökostrom“ nicht direkt bei der Vertragsstruktur eingeführt wird, sondern in einem eigenen Kapitel extra behandelt wird. Bei der Preisausweisung für Ökostrom-Tarife wird nicht zwischen gelabeltem und ungelabeltem Ökostrom unterschieden, sondern es wird ein Durchschnittspreis für alle Ökostrom-Tarife ausgewiesen. Dabei wird der Begriff „Ökostrom-Tarif“ im Glossar wie folgt definiert:

„Ein Stromtarif, der aufgrund von Ökostrom-Labeln oder Strom-Kennzeichnung als Stromtarif mit besonderer Relevanz des Anteils/der Förderung der effizienten oder regenerativen Energiegewinnung ausgewiesen und zu einem gesonderten Tarif angeboten/gehandelt wird.“ (Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt 2014, 370)

Eine Unterscheidung zwischen hell- und dunkelgrünen Ökostrom-Tarifen ist über die vorliegenden Daten des Monitoringberichts also nicht möglich.

### Ergebnisse des Monitoringberichts

Die Erhebungen des Monitoringberichts 2014 führten zu folgenden Ergebnissen:

Tab. 30: Ergebnisse des Monitoringberichts 2014 für das Jahr 2014

Vertragsart	Stromverbrauch		Preis 2014
	in TWh	in %	Ct/kWh
Grundversorgungsvertrag (A)	43,5	34,1	30,5
Sondervertrag bei Grundversorger (B)	57,3	45,0	29,3
Sondervertrag anderer Lieferant (C)	26,6	20,9	28,3
<b>Gesamt/Mittelwert</b>	<b>127,4</b>	<b>100</b>	<b>29,5</b>
... davon Ökostrom (D)	21,3	16,7*	28,4

\* Anteil aus dem Jahr 2013, da dieser für 2014 noch nicht vorlag

### Berechnung des konventionellen Durchschnittspreises

Die Ergebnisse des Monitoringberichts müssen für die Nutzung im Preisvergleich noch umgerechnet werden, denn bei den Vertragsarten B und C sind Ökostrom-Tarife enthalten. Um einen Durchschnittspreis für konventionellen Strom zu erhalten, müssen diese ausgeschlossen werden.

Da nicht unterschieden werden kann, ob die Ökostrom-Tarife Teil der Vertragsart B oder C sind, werden diese beiden Positionen zunächst zusammengefasst zur Vertragsart „Sondervertrag (Grundversorger/Lieferant) (E)“. Anschließend wird aus dieser Vertragsart der Anteil des Ökostroms heraus gerechnet und so die Vertragsart „Sondervertrag (Grundversorger/Lieferant) ohne Ökostrom (F)“ berechnet. Schließlich wird die Vertragsart „Konventioneller Strom (G)“ berechnet, in dem die Preise von Vertragsart A und F gewichtet mit ihrem Anteil am Stromverbrauch zusammengerechnet werden.

Tab. 31: Berechnung des Durchschnittspreises für konventionellen Strom

Vertragsart	Stromverbrauch		Preis 2014
	in TWh	in %	Ct/kWh
Sondervertrag (Grundversorger/Lieferant) (E)	83,9	65,9	29,0
Sondervertrag (Grundversorger/Lieferant) ohne Ökostrom (F)	62,6	49,2	29,2
<b>Konventioneller Strom (G)</b>	<b>106,1</b>	<b>83,3</b>	<b>29,7</b>

### Berechnung des ökologischen Durchschnittspreises

Für den ökologischen Durchschnittspreis sind keine zusätzlichen Berechnungen notwendig. Dieser ist durch Vertragsart D gegeben.

### Preisvergleich

Der Preisvergleich zeigt, dass bei einer Abnahme von 3.500 kWh für Ökostrom-Tarife durchschnittlich 1,3 Ct/kWh weniger ausgegeben wurde als für konventionellen Strom. Das entspricht



einem um 3,4 % geringeren Preis und dementsprechend auch geringeren Kosten. Auf ein Jahr bezogen liegen diese bei der Vertragsart D „Ökostrom“ bei 994 Euro, bei der Vertragsart G „konventioneller Strom“ hingegen bei 1040 Euro.

Tab. 32: Preisvergleich zwischen konventionellem und Ökostrom

Vertragsart	Stromverbrauch		Preis 2014
	in TWh	in %	Ct/kWh
Ökostrom (D)	21,3	16,7*	28,4
Konventioneller Strom (G)	106,1	83,3	29,7
<b>Preismesszahl</b>			<b>95,6</b>

\* Anteil aus dem Jahr 2013, da dieser für 2014 noch nicht vorlag

### Probleme der Methode

Diese Ergebnisse sind jedoch in gewisser Weise problematisch. Und zwar aus folgenden Gründen:

- Ökostrom ist nicht gleich Ökostrom. Wie bereits zuvor ausgeführt unterscheiden sich die ökologischen Kriterien zwischen den verschiedenen Ökostrom-Tarifen beträchtlich. Eine differenzierte Betrachtung der Preise für als „hellgrün“ und „dunkelgrün“ eingestufte Ökostrom-Tarife sollte deswegen vorgenommen werden.
- Von Interesse sind neben der Darstellung der durchschnittlich gezahlten Preise, aus Verbrauchersicht, vor allem auch die verschiedenen Handlungsalternativen, die am Markt vorherrschen. Dazu müsste beispielsweise erhoben werden, wie hoch der Preis der günstigsten am Markt erhältlichen Strom-Tarife (exklusive Ökostrom) ist.
- Des Weiteren erscheint die Einbeziehung von Qualitätskriterien, beispielsweise zur Mindestvertragslaufzeit, Kündigungsfrist, etc.

All diese Punkte lassen sich über die Daten des Monitoringberichts nicht abbilden. Deswegen wurde eine weitere Methode erarbeitet, die auf eigenen Preisauswertungen über eine Internetplattform, sowie den für das Projekt Ecotopten vom Öko-Institut entwickelten Kriterien beruht.

#### **5.3.2.2.3 Methode B: Eigene Preiserhebung (Internetplattform)**

Der im Folgenden vorgestellte Ansatz beruht auf eigenen Preisauswertungen über die Internetplattform Verivox. Dieses Vorgehen erlaubt die Festlegung von eigenen Kriterien, die zu einer besseren Vergleichbarkeit der jeweiligen Stromtarife führt und eine Differenzierung in hellgrüne und dunkelgrüne Ökostromtarife erlaubt.

### Methoden der Preiserhebung

Als Abnahmemenge wurden 3.200 kWh festgelegt. Diesen Verbrauch ergaben eigene Auswertungen der Daten der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe 2008 als Durchschnittswert für einen Haushalt in Deutschland.<sup>19</sup>

Es wird zwischen folgenden Stromtarifen unterschieden:

- Grundversorgungstarif
- Konventionelle Strom-Tarife (10 günstigste Tarife)
- Hellgrüne Ökostrom-Tarife (10 günstigste Tarife)
- Grüne Ökostrom-Tarife (10 günstigste Tarife)

Die Nutzung der Internetplattform Verivox ermöglicht die Festlegung spezifischer Qualitätskriterien, die die Stromtarife erfüllen müssen. Dadurch wird sichergestellt, dass die Strom-Tarife sich möglichst nur in ihrer ökologischen Qualität unterscheiden. Dabei wurden die Grundeinstellungen von Verivox übernommen. Dies entspricht folgenden Vorgaben:

- Vertragslaufzeit: bis 12 Monate
- Kündigungsfrist: bis 6 Wochen
- Verlängerung: bis 12 Monate
- Preisgarantie: min. 12 Monate
- Paket-Tarife: Nein
- Kautions: Nein
- Vorkasse: Nein
- Direkte Wechselmöglichkeit: Ja
- Tarife erfüllen Verivox-Richtlinien: Ja
- Nur regionale Anbieter: Nein
- Tarife pro Anbieter: 1
- Nur Tarif von Anbietern mit hoher Kundenempfehlungsquote: Ja

Entsprechend der bei Ecotopten verwendeten Methode und entsprechend der Preisberechnungen beim Monitoringbericht werden einmalige Sonder- und Bonizahlungen nicht in die Preisauswertungen einbezogen.

---

<sup>19</sup> Quelle: FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, Einkommens- und Verbrauchsstichprobe, 2008, eigene Auswertungen.

Stromtarife und -preise sind deutschlandweit nicht einheitlich. Es treten regionale Schwankungen auf, die beispielweise auf unterschiedlich hohen Netzentgelten und Konzessionsabgaben, sowie einer unterschiedlichen Anbieterstrukturen beruhen (Schiffler und Gansler 2014). Eine umfassende Abbildung dieser Preisunterschiede ist durch die eigenen Preiserhebungen nicht möglich. Dieser Umstand wird jedoch dadurch abgemildert, dass letztendlich nicht die absoluten Preise entscheidend sind, sondern die jeweiligen Preisvergleiche der verschiedenen Tarifarten. Um mit einem vertretbaren Aufwand trotzdem möglichst repräsentative Daten zu gewinnen, wurden fünf Erhebungsorte ausgewählt. Bei den ersten Dreien handelt sich um die größten deutschen Städte. Neben diesen wurden die Preiserhebungen für zwei weitere Gemeinden durchgeführt. Diese wurden nach dem Kriterium einer möglichst niedrigen Bevölkerungsdichte bzw. einer mittleren Bevölkerungsdichte ausgewählt. Als Datengrundlage für die Auswahl dient das Gemeindeverzeichnis des Statistischen Bundesamts (Gemeindeverzeichnis, Statistisches Bundesamt, Stand: 31.12.2013). Eine hohe Bevölkerungsdichte wird bereits über die drei größten deutschen Städte abgebildet. So hat München laut den Daten des Gemeindeverzeichnisses die höchste Bevölkerungsdichte aller Gemeinden in Deutschland.

- Berlin (3421829 Ew, 3838 Ew/km, PLZ: 10178)
- Hamburg (1746342 Ew, 2312 Ew/km, PLZ: 20095)
- München (1407836 Ew, 4531 Ew/km, PLZ: 80331)
- Niedrigste Bevölkerungsdichte: Büttel (36 Ew, 3 Ew/km, PLZ: 25572)
- Mittlere Bevölkerungsdichte: Meppen (34109 Ew, 181 Ew/km, PLZ: 49716)

Die Preiserhebungen wurden im Mai 2015 durchgeführt.

### Preisvergleich

Aus den erhobenen Preisdaten zu den zehn günstigsten Strom-Tarifen der jeweiligen Tarifart wird jeweils ein gewichteter Mittelwert errechnet. Der Gewichtungsfaktor wird mittels folgender Formel errechnet:

$$(9) \quad \text{Gewichtungsfaktor} = 11 - \text{„Rang in Top-Ten-Liste“}$$

Das entspricht einer Umkehrung des Rangs in der Top-Ten-Liste. Der auf Rang 1 liegende Strom-Tarif wird mit 10 gewichtet, der auf Rang 10 liegende Strom-Tarif mit 1. Dies soll die größere Relevanz der günstigeren Tarife abbilden.

In den folgenden beiden Tabellen sind die so gewichteten Durchschnittswerte der jeweiligen Top-Ten-Tarife abgebildet.

Tab. 33: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Euro/kWh)

Tarifart	Berlin	Hamburg	München	Büttel	Meppen	Ø
Grundversorgung	0,28	0,29	0,28	0,31	0,27	0,29
Konventioneller Strom (Vertragswechsel)	0,25	0,26	0,26	0,28	0,25	0,26
Hellgrüne Ökostromtarife	0,25	0,25	0,26	0,28	0,26	0,26
Grüne Ökostromtarife	0,27	0,27	0,27	0,29	0,27	0,27

Tab. 34: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Grundversorgung =100)

Tarifart	Berlin	Hamburg	München	Büttel	Meppen	Ø
Grundversorgung	100	100	100	100	100	100
Konventioneller Strom (Vertragswechsel)	90	89	92	90	92	90
Hellgrüne Ökostromtarife	89	88	91	89	93	90
Grüne Ökostromtarife	95	93	96	93	97	95

Wie in Tab. 33 zu sehen ist, gibt es regionale Unterschiede zwischen der Höhe der Stromkosten. Die höchsten Preise sind in Büttel, der Gemeinde mit der niedrigsten Bevölkerungsdichte in Deutschland, zu beobachten. Die niedrigsten Preise sind in Meppen, einer Gemeinde mit mittlerer Bevölkerungsdichte, zu beobachten.

Bei allen Erhebungsorten stellt der Grundversorgungstarif die teuerste Tarifart dar. Durchschnittlich liegen die Kosten bei 29 Ct/kWh. Durch den Wechsel zu konventionellen Stromtarifen ist eine Einsparung von 2-3 Ct/kWh möglich, was einer Preisreduktion von 10 % entspricht. Interessant ist, dass die hellgrünen Ökostromtarife in etwa auf demselben Preisniveau liegen wie die konventionellen Stromtarife (exklusive Grundversorgungstarifen). Hier liegt der durchschnittliche Preis pro kWh ebenfalls bei 26 Ct/kWh und damit auch 10 % unter dem des Grundversorgungstarifs. Um etwa einen Cent teurer als die hellgrünen und konventionellen Stromtarife sind die dunkelgrünen Ökostromtarife. Diese liegen bei durchschnittlich 27 Ct/kWh. Damit sind die dunkelgrünen Ökostromtarife jedoch immer noch 5 % günstiger als die Grundversorgungstarife. Ein Wechsel vom Grundversorgungstarif zu einem anderen Tarif lohnt sich also immer.

Um einen Wert für den derzeit durchschnittlich in Deutschland für konventionellen Strom gezahlten Preis zu erhalten, wird die Tarifart „Konventioneller Strom (gesamt)“ berechnet. Dieser Wert wird benötigt, um die Ergebnisse auf das Wägungsschema beziehen zu können. Er setzt sich aus den beiden Tarifarten „Grundversorgung“ und „Konventioneller Strom (Vertragswechsel)“ zusammen. Zur Gewichtung werden die Daten des Monitoringberichts 2014 eingesetzt. Laut diesem, und eigener anschließender Berechnungen, machte die Tarifart „Grundversorgung“ 34 % der verbrauchten Strommenge aus, die Tarifart „Konventioneller Strom (Vertragswechsel)“ 49 % (s. o.).

Im Durchschnitt ergab sich für den konventionellen Strom ein Preis von 27 Ct/kWh. Damit liegt dieser um 5 % über den Kosten für hellgrüne Ökostromtarife und auf einem Niveau mit den Kosten für dunkelgrüne Ökostromtarife. Für den durchschnittlichen konventionellen Stromtarif-Nutzer wären also ein Umstieg auf hellgrüne Stromtarife mit Einsparungen in Höhe von 5 % und ein Wechsel zu dunkelgrünen Ökostromtarifen mit ohne weitere Kosten verbunden.

Tab. 35: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Euro/kWh)

Tarifart	Berlin	Hamburg	München	Büttel	Meppen	Ø
<b>Konventioneller Strom (gesamt)</b>	0,27	0,27	0,27	0,29	0,26	0,27
<b>Hellgrüne Ökostromtarife</b>	0,25	0,25	0,26	0,28	0,26	0,26
<b>Grüne Ökostromtarife</b>	0,27	0,27	0,27	0,29	0,27	0,27

Tab. 36: Gewichteter Durchschnitt der 10 günstigsten Tarife (Konventioneller Strom (gesamt) =100)

Tarifart	Berlin	Hamburg	München	Büttel	Meppen	Ø
<b>Konventioneller Strom (gesamt)</b>	100	100	100	100	100	100
<b>Hellgrüne Ökostromtarife</b>	95	94	96	95	98	95
<b>Grüne Ökostromtarife</b>	101	100	101	99	102	100

### Probleme der Methode

Problematisch an Ansatz B ist sicherlich die relativ geringe Stichprobe. Dadurch ist fraglich, ob die Ergebnisse repräsentativ für ganz Deutschland sind. Allerdings ergaben alle fünf ausgewählten Erhebungsorte das gleiche Ergebnis. Hellgrüne Ökostromtarife sind günstiger als der Durchschnitt der konventionellen Stromtarife und grüne Stromtarife etwa gleich teuer. Insofern scheint es sich, um einen relativ stabilen Zusammenhang zu handeln.

Des Weiteren könnten die angesetzten Qualitätskriterien kritisiert werden. Diese dienen jedoch nur zur Vergleichbarkeit der Tarife. Ob sich die relativen Preisverhältnisse bei der Ansetzung anderer Qualitätskriterien ändert, kann zumindest angezweifelt werden. Dasselbe gilt für die Nicht-Einbeziehung von Sonderzahlungen. Auch hier wird die Annahme getroffen, dass dies auf die relativen Preisverhältnisse kaum Einfluss hat, auch wenn es die absoluten Preise natürlich nach unten beeinflusst.

#### 5.3.2.2.4 Vergleich: Methode A und B

Die Methode A „Monitoringbericht“ besitzt durch die Erhebungen der Bundesnetzagentur eine deutlich größere Datengrundlage und damit eine höhere Repräsentativität. Allerdings ermögli-

chen die aggregierten Daten keine Aufteilung der Ökostromtarife in verschiedene Stufen. Da große Unterschiede bezüglich der ökologischen Kriterien zwischen den Siegeln bestehen, ist dies problematisch. Außerdem ist keine Differenzierung bezüglich andere Qualitätskriterien wie z. B. der Kündigungsfrist möglich. Dadurch ist es fraglich, ob sich die verglichenen Tarife nur bezüglich ihrer ökologischen Qualität unterscheiden.

Auf Grund dessen wird die Methode B „Eigene Preiserhebungen“ als besser geeignet für den ökologischen Preisvergleich eingestuft und auch für die weiteren Berechnungen verwendet. Die Datengrundlage ist zwar relativ gesehen deutlich kleiner, da sich jedoch ein stabiler Zusammenhang zwischen den fünf Erhebungsstellen zeigte, wird diese als ausreichend für die vorliegende explorative Untersuchung angesehen. Für mögliche weitere Untersuchungen sollte die Stichprobe jedoch vergrößert werden.

### 5.3.2.2.5 Ökologischer Preisindex bei Ökostrom

#### Berechnungen für den Durchschnitt (VPI-Wägungsschema)

Gemäß VPI-Wägungsschema beträgt der Ausgabenanteil für Strom an den privaten Konsumausgaben in Deutschland 2,621 %. Durch die Multiplikation dieses Ausgabenanteils mit den in Tab. 36 dargestellten Ergebnissen ergeben sich die ökologischen Preisindizes, die die Mehrkosten bzw. Einsparungen für einen durchschnittlichen Haushalt in Bezug auf die privaten Konsumausgaben wiedergeben. Dabei können die in Tab. 36 dargestellten Ergebnisse als Preismesszahlen interpretiert werden, die statt des zeitlichen Preisvergleichs nun den Preisvergleich zwischen der konventioneller Wahl und den ökologischen Alternativen darstellen.

Tab. 37: Ökologischer Preisindex von hell- und dunkelgrünem Ökostrom

Tarif	PMZ	Ausgabenanteil Strom In % (VPI-Wägungsschema)	Ökologischer Preisindex (private Konsumausgaben)
<b>Hellgrüne Ökostromtarife</b>	95	2,621	99,9
<b>Dunkelgrüne Ökostromtarife</b>	100	2,621	100

Durch den Umstieg von konventionellen Stromtarifen auf hellgrüne Ökostromtarife könnte ein durchschnittlicher Haushalt 0,1 % seiner privaten Konsumausgaben einsparen. Bei einem Wechsel von konventionellen Stromtarifen auf grüne Ökostromtarife bleiben die privaten Konsumausgaben unverändert, der ökologische Preisindex liegt weiter bei 100. Die Ergebnisse zeigen, dass die Entscheidung zu einem ökologischeren Stromtarif zu Wechseln für den durchschnittlichen Haushalt nur geringe Auswirkungen hat.

Einkommensspezifische Auswertungen (EVS 2008)

Der Ausgabenanteil für Strom fällt über die Nettoäquivalenzeinkommensdezile streng monoton von 3,91 % im ersten Dezil auf 1,80 % im zehnten Dezil. Deswegen weisen auch die Einsparungen durch einen Umstieg auf hellgrüne Ökostromtarife (PMZ 95) einen fallenden Zusammenhang über die Dezilen auf. Im ersten Dezil liegen sie bei 0,2 %, im zehnten Dezil nur noch bei 0,1 %. Bei den grünen Ökostromtarifen (PMZ 100) beträgt der ökologische Preisindex über alle Dezile 100,0. Es sind also weder Einsparungen noch Mehrausgaben zu beobachten.

Tab. 38: Einkommensspezifische ökologische Preisindizes (FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, Einkommens- und Verbrauchsstichprobe, 2008, eigene Auswertungen)

Nettoäquivalenzeinkommens- Dezile	Ausgabenanteil Strom in % (EVS 2008)	Ökologischer Preisindex	
		Hellgrüne Ökostrom- tarife	Grüne Ökostromtari- fe
1	3,91	99,8	100,0
2	3,35	99,8	100,0
3	2,91	99,9	100,0
4	2,79	99,9	100,0
5	2,64	99,9	100,0
6	2,54	99,9	100,0
7	2,40	99,9	100,0
8	2,26	99,9	100,0
9	2,10	99,9	100,0
10	1,80	99,9	100,0

### 5.3.2.2.6 Einsparpotenziale durch Verhaltensänderungen bei Strom

Im Strombereich hat sich gezeigt, dass der Wechsel zu einer nachhaltigeren Alternative flächendeckend und ohne weitere Kosten möglich ist. Allerdings besteht im Bereich Strom und damit verbunden auch bei der Nutzung von Stromverbrauchern im Haushalt (große und kleine Elektrogeräte, Beleuchtung, etc.) ein großes Potenzial für Stromsparmöglichkeiten. Neben Stromsparenden Geräten sind hier die Verhaltensänderungen der Nutzer von hoher Relevanz, etwa bei der Vermeidung von Stand-by-Betrieb und der Nutzung von Ausschaltfunktion sowie dem effizienten Betrieb der Geräte (minimale Laufzeit der Geräte zur Erzielung des gewünschten Nutzens).

Zudem bestehen Möglichkeiten der eigenen Stromerzeugung. Hier könnte es auch zu Querverbindungen zur Elektromobilität kommen. Schließlich gilt zu beachten, dass gerade im Bereich Stromverbrauchsmengeneinsparungen bzw. bei günstigeren Tarifen auch im Bereich Stromkosteneinsparungen die Gefahr von Reboundeffekten besteht. Dies ist z. B. der Fall, wenn die eingesparten Kosten zu einem mengenmäßigen Mehrkonsum an anderer Stelle führen. Allerdings könnten die möglichen Einsparungen im Strombereich auch dazu genutzt werden, einen Teil der

Mehrkosten des nachhaltigen Konsums in anderen Konsumbereichen, etwa im Lebensmittelbereich, zu kompensieren.

### **5.3.3 Bereich „Möbel“ (COICOP 05)**

Dieser Konsumbereich ist ähnlich aufgestellt wie der Bekleidungsbereich. Die Marktübersicht hat gezeigt, dass im Konsumbereich Möbel und Heimwerkerutensilien ein heterogenes Angebot mit teilweise sehr spezifischen Produkten existiert. Verkaufsstätten mit ökologisch-nachhaltigerem Angebot sind vergleichsweise selten, führen aber oftmals ihr Angebot auch über eigene Onlineshops. Eine Datenbank mit entsprechenden Verkaufsstätten befindet sich im Aufbau, sodass eine fortlaufende Erhebung ermöglicht wird. Problematisch ist hier allerdings die Identifizierung der alternativen Preisrepräsentanten, da die konventionellen Preisrepräsentanten hauptsächlich Güter mit einfachem Gebrauchsnutzen charakterisieren. Die Alternativen gehen jedoch in Form und Funktion darüber hinaus.

Außerdem entstammen die Preisrepräsentanten der KKP-Erhebungen dem Niedrigpreissegment, was für die Bestimmung der KKP unproblematisch ist. Aber für die Untersuchungen des Forschungsprojekts ist diese Auswahl wegen fehlender nachhaltiger Alternativen unzweckmäßig. Insofern müssen hier konventionelle und nachhaltige Preisrepräsentanten gesucht werden. Die Identifizierung der alternativen Preisrepräsentanten ist allerdings kaum möglich, sofern Verzerrungen des Aussagegehalts des Preisindex vermieden werden sollen. Konzeptionelle Fragen zur Einbindung des Produktbereichs müssen noch beantwortet werden und verbleiben somit als offene Forschungsfragen.

### **5.3.4 Konsumbereiche COICOP 06, 08 und 10**

Die Konsumbereiche Gesundheitspflege (COICOP 06), Nachrichtenübermittlung (COICOP 08) und Bildungswesen (COICOP 10) sind für den Preisvergleich ungeeignet, da keine alternativen Produkte oder Handlungsweisen existieren und somit durch bloße Produktsubstitution keine Möglichkeiten zum nachhaltigen Konsum bestehen.

Konsumbereiche und Güter, für die es keine Alternativen gibt, werden mit dem Gewicht 1 in den Warenkorbvergleich aufgenommen und führen auf den Gesamtwarenkorb bezogen somit zu einer Dämpfung von Preisunterschieden bei den übrigen Gütern und Dienstleistungen. Allerdings können die alternativlosen Indexpositionen den Warenkorbvergleich stärker beeinflussen, wenn die Indexgewichte im Zuge einer Betrachtung eines nachhaltigen Konsummusters verändert werden.



## 5.4 Regionale Vergleiche

Es wurde vermutet, dass fehlende Einkaufsstätten für nachhaltigen Konsum in ländlichen Regionen eine Barriere für dessen Verbreitung darstellen. Einerseits dürfte es zwar im ländlichen Raum ein Angebot von Hofläden geben, andererseits dürften aber weite Wege bis zur nächsten typischen Einkaufsstätte vorliegen. Auswertungen könnten nach Abschluss der Arbeiten zum Aufbau der Händlerdatenbanken durchgeführt werden. Zunächst sollen sich aber die Untersuchungen auf Lebensmittel beschränken.

Im Projektverlauf hat sich gezeigt, dass auf regionale Vor-Ort-Erhebungen zugunsten einer intensiveren Auswertung der bioVista-Daten nach Postleitzahlen verzichtet werden kann. Dazu wurden PLZ-Gebiete mit Bevölkerungsdichte hinterlegt und nach Bevölkerungsdichte in Größenklassen gruppiert. Es lassen sich dann Durchschnittspreise nach Größenklassen bestimmen und vergleichen. Allerdings hat sich gezeigt, dass es hier nicht zu signifikanten Stadt-Land-Unterschieden kommt.

Das kann mehrere Gründe haben. Der verwendete Datensatz repräsentiert, trotz des sehr hohen Abdeckungsgrades des Biomarktes, eine in sich doch homogene Masse an Bio-Läden, die hinsichtlich Preis- und Sortimentsgestaltung nicht stark voneinander abweicht. Einerseits richten sich die Märkte nach den Empfehlungen der Hersteller und auch des Projektpartners bioVista. Andererseits sind viele kleinere Händler in Vermarktungsgenossenschaften organisiert, die ihre Mitglieder hinsichtlich Sortiments- und Preisgestaltung unterstützen. Nach Aussage von bioVista ist insbesondere der im Panel enthaltene stationäre Handel nicht auf einen aggressiven Preis- oder Verdrängungswettbewerb fixiert. Der Fachhandel hebt sich dahingehend vom restlichen LEH ab. Er folgt aber insoweit dem übrigen LEH als das in regionaler Hinsicht homogene Preise vorliegen. Auf regionaler Ebene ist somit lediglich die Nähe zu Verkaufsstätten als problematisch anzusehen.

Bei allgemeinen regionalen Preisunterschieden haben sich insbesondere die Standortfaktoren im Bereich Wohnen als wesentlicher Preisfaktor herausgestellt. Insofern ist dies eine weitere methodische und praktische Herausforderung im Bereich Wohnen.

Regionale Preisunterschiede wurden allerdings im Strombereich eingehender untersucht, da sie hier relevant sind (Schiffler und Gansler 2014). Diese ergaben an alle fünf ausgewählten Erhebungsorte das gleiche Ergebnis. Hellgrüne Ökostromtarife sind günstiger als der Durchschnitt der konventionellen Stromtarife und grüne Stromtarife etwa gleich teuer (s. Kap. 5.3.2.2.3).

## 5.5 Bestimmung der Treibhausgasemissionen des statistischen Warenkorb

Mit Hilfe eines EEIO-Modells können die Umweltwirkungen von Konsumbereichen bestimmt werden. Die Konsummuster der Konsumenten werden dabei anhand ihrer Ausgabenstruktur bewertet und die Haushaltsausgaben werden nach dem Feingewichtungsschema mit dem EEIO-Modell kombiniert. Es wird zunächst der Durchschnittshaushalt des statistischen Warenkorb mit durchschnittlichem Haushaltseinkommen dargestellt.

Im Folgenden werden exemplarisch die THG-Emissionen der Konsumbereiche auf 4-Stellerebene nach COICOP-Klassifizierung analysiert. Die Emissionen der verschiedenen THG lassen sich über Äquivalenzfaktoren sowie auf Grund ihrer überregionalen und langandauernden Wirkung sehr gut über längere Zeiträume und großer örtlicher Verteilung aufsummieren (IPCC 2007). Außerdem können sie als stellvertretend für viele Umweltwirkungen aus wirtschaftlicher Aktivität betrachtet werden, auch wenn es lokal zu kritischen Belastungen einzelner Schadstoffe kommt. Zur Bestimmung der THG-Emissionen werden zunächst die Ausgabengewichte in COICOP-Gliederung den THG-Multiplikatoren zugeordnet, die in der *Classification of Products by Activity* (CPA) vorliegen. Die Berechnungen gehen dabei auf THG-Multiplikatoren zurück, die auf Basis der inländischen Produktion gebildet wurden (Haubach 2013, 156 ff.). Damit ergeben sich THG-Emissionen in Höhe von durchschnittlich 0,52 kg CO<sub>2</sub>-eq. pro ausgegebenem Euro der privaten Konsumausgaben.

Entsprechend dem Wägungsschema verteilen sich die privaten Konsumausgaben auf die in Tab. 39 dargestellten Konsumbereiche mit dem jeweiligen Anteil am Gesamtkonsum. Im Gegensatz zu der üblichen Darstellung der THG-Emissionen nach deren Entstehung, gibt die Tab. 39 deren Verteilung nach der letzten Verwendung wider.

Tab. 39: Durchschnittliche THG-Emissionen pro Kopf nach Konsumbereichen im Jahr 2012

COICOP-Nr. und Bezeichnung	Ausgabenanteil in Promille	THG-Emissionen in kg CO <sub>2</sub> -eq.
01 Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke	102,71	1263
02 Alkoholische Getränke und Tabakwaren	37,59	81
03 Bekleidung und Schuhe	44,93	140
04 Wohnung, Wasser, Strom, Gas u. a. Brennstoffe	317,29	5074
05 Möbel, Leuchten, Geräte u. a. Haushaltszubehör	49,78	207
06 Gesundheitspflege	44,44	111
07 Verkehr	134,73	968
08 Nachrichtenübermittlung	30,10	94
09 Freizeit, Unterhaltung und Kultur	114,92	568
10 Bildungswesen	8,80	20
11 Beherbergungs- und Gaststätdienstleistungen	44,67	132
12 Andere Waren und Dienstleistungen	70,04	218
insgesamt	1000	8876

Bei durchschnittlichen Konsumausgaben der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2012 in Höhe von 16.996 € pro Kopf ergeben sich somit THG-Emissionen von ca. 8,9 t CO<sub>2</sub>-eq. pro Kopf und Jahr. Zusammen mit den Konsumausgaben der öffentlichen Haushalte, z. B. für Infrastruktur, ergibt sich der rechnerische Pro-Kopf-Ausstoß in Höhe von ca. 11,5 t CO<sub>2</sub>-eq. für das Jahr 2012 (UBA 2014). Da sich die Umweltwirkungsmultiplikatoren auf die Herstellungspreise beziehen, wurde von den Anschaffungskosten die Handelsspanne auf die jeweiligen Handelssektoren umgebucht und es wurden Gütersteuern abgezogen bzw. Gütersubventionen hinzuaddiert.

Das EEIO-Modell liefert Kennzahlen zu den Umweltwirkungen des Konsums, die trotz ihrer hohen Schwankungsbreite einen ersten Richtwert angeben und die Auswahl von relevanten Konsumbereichen für weitere Untersuchungen zulassen. Für die Varianz und das Streuverhalten der Ergebnisse haben sich insbesondere die Anzahl der Handlungsalternativen als bedeutend herausgestellt. Handlungsalternativen bieten die Möglichkeit, umwelt- und klimafreundlichere Alternativen zu konsumieren. Je mehr Handlungsalternativen bestehen, desto stärker ist das Streuverhalten. Dies hat sich auch beim Vergleich unterschiedlicher Aggregationsebenen bestätigt.

## 5.6 Untersuchung unterschiedlicher Konsumtypen

Konsumstile und deren Vertreter lassen sich zwar qualitativ leicht unterscheiden und wurden bereits vielfach zur Erklärung des Konsumverhaltens bemüht. Exemplarisch kann hier auf die Sinus-Milieus verwiesen (Sinus Markt- und Sozialforschung GmbH 2015). Quantitativ belegbare Wägungsschemata, die reale Kaufhandlungen widerspiegeln, liegen für diese generischen Konsumtypen nicht vor bzw. sind, sofern sie von Marktforschungsinstituten erstellt wurden, nicht veröffentlicht.

Wie bereits erläutert, wurde im Forschungsprojekt das auf den öko-effizienten Durchschnittstyp angepasste Wägungsschema durch einkommensspezifische Betrachtungen weiter individualisiert. Dadurch ist es möglich, in Abhängigkeit des Einkommens unterschiedliche Wägungsschemata zu bestimmen. Damit werden letztlich auch unterschiedliche Konsumtypen modelliert, die sich im Weiteren näher untersuchen lassen. Im Folgenden wird diese Entwicklung vom einkommensspezifischen Konsumverhalten hin zu einkommensspezifischen ökologischen Preisindizes detailliert dargestellt. Dabei wird auch insbesondere auf den Zusammenhang der individuellen Betroffenheit von Inflation und den zugrundeliegenden Wägungsschemata eingegangen.

## **5.6.1 Einkommensspezifisches Konsumverhalten**

### **5.6.1.1 Methodische Weiterentwicklungen bei der Bestimmung einkommensspezifischer Inflation**

Die für diese Untersuchung gewählte Methodik entspricht im Grundsatz der von Breuer und Mehrhoff (Breuer und Mehrhoff 2009). Dabei werden auf Basis der EVS einkommensspezifische Wägungsschemata berechnet und damit die aus dem VPI entnommenen Preisentwicklungen gewichtet. Jedoch wurde diese Methodik an zwei entscheidenden Stellen verändert.

#### **5.6.1.1.1 Nettoäquivalenzeinkommen statt Haushaltsnettoeinkommen**

Breuer und Mehrhoff (und auch Brachinger) verwenden das Haushaltsnettoeinkommen, um die Haushalte in Klassen einzuteilen. Das hat jedoch den großen Nachteil, dass die Haushaltsgröße und das Alter der Haushaltsmitglieder unberücksichtigt bleiben. Zwei Haushalte mit einem Haushaltsnettoeinkommen von 2.000 Euro werden demnach in die gleiche Klasse eingeteilt, auch wenn der erste Haushalt nur aus einem Haushaltsmitglied und der zweite Haushalt aus vier Haushaltsmitgliedern besteht. Um den ökonomischen Status unterschiedlicher Haushaltstypen besser vergleichen zu können, ist es international üblich, statt des Haushaltsnettoeinkommens das Nettoäquivalenzeinkommen zu verwenden. Bei dessen Berechnung werden zum einen sogenannte Skaleneffekte berücksichtigt. Diese beruhen auf der Annahme, dass z. B. in dem oben erwähnten Vier-Personen-Haushalt verschiedene Güter bzw. Räume gemeinsam genutzt werden können, beispielsweise die Waschmaschine, der Fernseher oder auch das Bad. Zum anderen wird angenommen, dass Kinder geringere Bedürfnisse haben als Erwachsene, das Alter wird also ebenfalls berücksichtigt.

Die modifizierte OECD-Skala stellt derzeit die international gängigste Methode zur Berechnung des Nettoäquivalenzeinkommens dar und wird deswegen auch hier eingesetzt. Dabei wird dem Haushaltsvorstand ein Gewicht von 1,0, jeder weiteren Person ab 14 Jahren ein Gewicht von 0,5

und jeder weiteren Person unter 14 Jahren ein Gewicht von 0,3 zugeordnet. Das Nettoäquivalenzeinkommen hat dadurch den Vorteil, dass es den ökonomischen Status der Haushalte besser wiedergibt als das Haushaltsnettoeinkommen, da es sowohl die Haushaltsgröße als auch das Alter der Haushaltsmitglieder mit berücksichtigt. Auch Breuer und Mehrhoff erwähnen deswegen bereits, dass „zum Ausgleich der Heterogenität der hier gebildeten Einkommensgruppen bezüglich der Zahl der Haushaltsmitglieder [...] an eine Verwendung von Äquivalenzeinkommensskalen zu denken“ sei. Die so berechneten Nettoäquivalenzeinkommen werden in Dezile eingeteilt, also die 10 % der Personen mit dem niedrigsten Nettoäquivalenzeinkommen in eine Klasse zusammengefasst (1. Dezil), dann die nächsten 10 % (2. Dezil), bis zu den 10 % mit dem höchsten Nettoäquivalenzeinkommen (10. Dezil). Neben den Dezilwerten wird auch ein Durchschnittswert berechnet.

#### **5.6.1.1.2 Höhere Auflösung der Wägungsschemata**

Während Breuer und Mehrhoff (2009) die Auswertungen der Ausgaben, und damit die Erstellung der Wägungsschemata, auf COICOP-4-Steller-Ebene vornahmen und jeweils der entsprechenden VPI-Position zuordneten, wird in der vorliegenden Untersuchung ein höherer Detaillierungsgrad verwendet. Wie bereits zuvor erwähnt, sind die Ausgaben in der EVS entsprechend der SEA 98 eingeteilt. Diese ist zwar an die COICOP-Klassifikation angelehnt, die beim VPI verwendet wird, weicht jedoch unterhalb der 4-Steller-Positionen von dieser ab. Der Detaillierungsgrad der Ausgabenpositionen der EVS liegt teils genau auf der COICOP-4-Steller-Ebene, teils zwischen der COICOP-4- und COICOP-10-Steller-Ebene, teils auf COICOP-10-Steller-Ebene und teils noch höher. Um eine größtmögliche Detailtiefe bei der Berechnung der Wägungsschemata zu erreichen, wurde nach Rücksprache mit dem Statistischen Bundesamt eine Zuordnung der Ausgabenpositionen der EVS auf die Positionen des Verbraucherpreisindex vorgenommen, so dass im Ergebnis für jede EVS-Ausgabenpositionen eine eigene Preisentwicklung berechnet werden konnte.

#### **5.6.1.1.3 Deskriptive Statistik der EVS 2008**

Bevor die Ergebnisse der Untersuchung dargestellt werden, soll kurz die verwendete Datenbasis beschrieben werden.

Tab. 40: Statistische Maßzahlen

Dezile	Anzahl der Fälle		Anzahl der Pers. im HH	Nettoäquivalenzeinkommen	Konsumquote in%
	Haushaltsbücher	Feinaufzeichnungshefte			
	1	2			
1	3389	792	1,6	733	110
2	3448	1025	1,9	1032	97
3	3662	1033	2,0	1260	93
4	3878	1012	2,1	1462	89
5	4023	1024	2,2	1659	85
6	4459	1145	2,2	1871	82
7	4750	1151	2,2	2115	79
8	5269	1345	2,2	2446	75
9	5635	1482	2,3	2970	70
10	5575	1561	2,1	4590	57
Summe/ Mittelwert	44088	11570	2,0	2014	77

In Spalte 1 von Tab. 40 ist die Anzahl der ausgewerteten Haushaltsbücher abgetragen. Wie zu sehen ist, steigen diese mit den Dezilen an. Das zeigt, dass in der Stichprobe einkommensstarke Haushalte überproportional vertreten sind. Dies wird allerdings mithilfe eines auf dem Mikrozensus basierenden Hochrechnungsfaktors wieder ausgeglichen, sodass schließlich in jedem Dezil etwa 8 Millionen Personen enthalten sind. Die Anzahl der Feinaufzeichnungshefte (Spalte 2) steigt, wie die der Haushaltsbücher, ebenfalls über die Dezile an. Die durchschnittliche Anzahl der Haushaltsmitglieder (Spalte 3) ist am Kleinsten im ersten Dezil mit 1,6 und am Größten im neunten Dezil mit 2,3. Das durchschnittliche Nettoäquivalenzeinkommen (Spalte 4) steigt von 733 Euro im ersten Dezil auf 4.590 Euro im zehnten Dezil an, wobei ein besonders großer Sprung vom neunten auf das zehnte Dezil zu beobachten ist. Die Konsumquote (Spalte 5), also der Quotient von privaten Konsumausgaben und Haushaltsnettoeinkommen, liegt im ersten Dezil bei 110 % und fällt kontinuierlich auf 57 % im zehnten Dezil. Dies verdeutlicht, dass reichere Haushalte wesentlich größere Spielräume haben, ihr Konsumverhalten an externe Umstände (z. B. zeitweilige Preissteigerungen) anzupassen.

#### 5.6.1.1.4 Berechnung der äquivalenzeinkommensspezifischen Wägungsschemata und Inflationsraten

Aus den Daten der Haushaltsbücher der EVS 2008 (Scientific-Use-File, 80 %-Stichprobe) wird für jede EVS-Ausgabenposition und jedes Nettoäquivalenzeinkommens-Dezil der Anteil der Ausgabenposition an den gesamten privaten Konsumausgaben berechnet. Die Haushaltsbücher der EVS 2008 enthalten insgesamt 153 Ausgabenpositionen und umfassen den gesamten privaten

Konsum. Nicht berücksichtigt werden die beiden Ausgabenpositionen „Drogen“ und „Dienstleistungen der Prostitution“, da beide in die offizielle Preisstatistik nicht einbezogen sind und deswegen keine Preisentwicklung nachvollziehbar ist. Außerdem werden die vier EVS-Ausgabenpositionen „Nahrungsmittel“, „Alkoholfreie Getränke“, „Alkoholische Getränke“ und „Tabakwaren“ nicht verwendet: Für diese Positionen liegen über die Feinaufzeichnungshefte (Scientific-Use-File, 98 %-Stichprobe) deutlich höher aufgelöste Ausgabenpositionen vor. Statt der vier Positionen der Haushaltsbücher bilden dort insgesamt 216 Ausgabenpositionen diesen Bereich ab; die Wägungsschemata umfassen somit jeweils 363 Ausgabenpositionen.

Für den Bereich „Alkohol und Tabakwaren“ musste mit Hilfe von Korrekturfaktoren, die vom Statistischen Bundesamt bereitgestellt wurden, eine Anpassung vorgenommen werden. Denn Untersuchungen des Statistischen Bundesamts auf Basis verschiedener anderer Statistiken (u. a. die Verbrauchssteuerstatistik) haben gezeigt, dass Ausgaben in diesen Bereichen falsch – und meist zu niedrig – berichtet werden. Allerdings liegen keine einkommensspezifischen Korrekturfaktoren vor. Es wird also durch die Verwendung der nicht-einkommensspezifischen Korrekturfaktoren implizit davon ausgegangen, dass über alle Einkommensdezile im gleichen prozentualen Umfang falsche Angaben gemacht wurden.

Die Preisentwicklungen des VPI aus der GENESIS-Datenbank werden auf die Basis 2008 gleich 100 normiert, da die Wägungsschemata auf der EVS 2008 beruhen und somit die Ausgabenanteile für dieses Jahr repräsentieren. Um zu den äquivalenzeinkommensspezifischen Inflationsraten zu gelangen, werden die Preisentwicklungen der 363 EVS-Ausgabenpositionen für jedes Dezil und für den Durchschnitt mit den jeweiligen äquivalenzeinkommensspezifischen Wägungsschemata multipliziert. Diese Berechnungen wurden für den Zeitraum Januar 2005 bis Juli 2014 durchgeführt.

Zur genaueren Berechnung der einkommensspezifischen Inflation wurden die Preisentwicklungen der VPI-Positionen „Ärztliche Dienstleistungen“ (CC0621020000) und „Zahnärztliche Dienstleistungen“ (CC0622011000) angepasst, und zwar aus folgendem Grund: Als die Praxisgebühr im Januar 2013 abgeschafft wurde, zeigen beide Preisentwicklungen eine deutliche Absenkung, denn die Praxisgebühr ist im VPI Teil der beiden genannten Positionen. Allerdings ist dieser Rückgang nur für den Durchschnitt repräsentativ. Gerade bei der Praxisgebühr ist jedoch mit großen Unterschieden bei den Ausgabeanteilen zwischen den Dezilen zu rechnen. Da die Praxisgebühr in der EVS in einer eigenen Ausgabenposition getrennt von den ärztlichen und zahnärztlichen Dienstleistungen abgefragt wird, ließ sich genau beziffern, wie groß die Unterschiede sind. Es zeigt sich erwartungsgemäß, dass der Anteil der Ausgaben der Praxisgebühr über die Dezile deutlich abfällt: Er liegt im ersten Dezil bei 0,28 %, im zehnten Dezil hingegen nur noch bei 0,10 %. Dahingegen erhöht sich der Ausgabenanteil bei den „Ärztlichen Dienst-

leistungen (ohne Praxisgebühr)" von 0,14 % auf 2,55 % und bei den „Zahnärztlichen Dienstleistungen (ohne Praxisgebühr)" von 0,33 % auf 0,90 %.

Würden nun die VPI-Positionen unangepasst verwendet, würde der durch die Abschaffung der Praxisgebühr ausgelöste Rückgang der Preisentwicklung für die unteren Dezile unter- und für die oberen Dezile deutlich überschätzt. Deswegen wurden separate Preisentwicklungen für die Positionen „Ärztliche Dienstleistungen (ohne Praxisgebühr)", „Zahnärztliche Dienstleistungen (ohne Praxisgebühr)" und „Praxisgebühr" erstellt. Da die Praxisgebühr ab ihrer Einführung 2004 konstant 10 Euro betrug, kann für diese bis zu ihrer Abschaffung im Januar 2013 ein Preisindex von 100 angesetzt werden. Danach nimmt sie den Wert 0 an. Die Position „Ärztliche Dienstleistungen (ohne Praxisgebühr)" wurde nach offiziellen Daten des Statistischen Bundesamts um den Effekt der Praxisgebühr bereinigt.

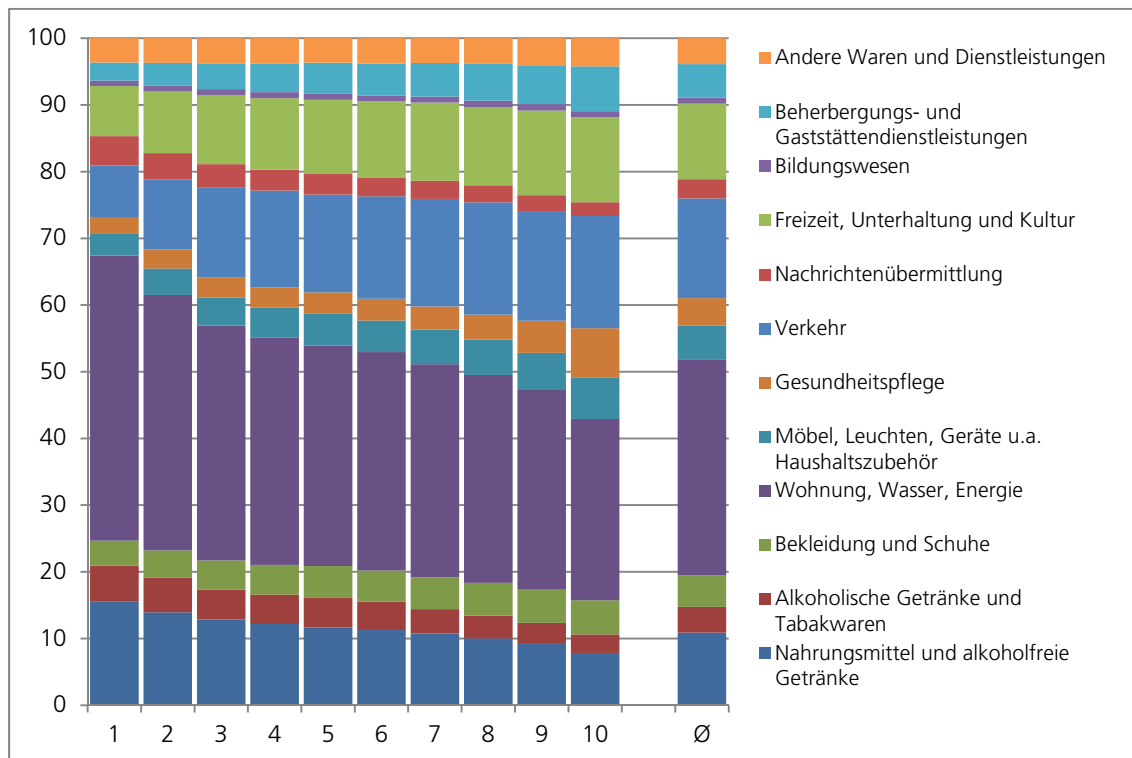
Für die Position „Zahnärztliche Dienstleistungen (ohne Praxisgebühr)" lagen leider keine offiziellen Daten vor, weswegen hier eine eigene Methode entwickelt werden musste. Dazu wurde angenommen, dass von Dezember 2012 auf Januar 2013 bei der Position „Zahnärztliche Dienstleistungen" keine andere Preisänderung, außer der durch die Abschaffung der Praxisgebühr ausgelösten stattfand. Um die Preisentwicklung ab Januar 2013 um diesen „Praxisgebühr-Effekt" zu bereinigen, wurde die Differenz zwischen Dezember 2012 und Januar 2013 berechnet und dieser Betrag auf die Preisentwicklung der Monate ab Januar 2013 hinzuaddiert.

### **5.6.1.2 Äquivalenzeinkommensspezifische Wägungsschemata und Inflationsraten**

Bei den auf der EVS 2008 basierenden äquivalenzeinkommensspezifischen Wägungsschemata zeigen sich deutliche Unterschiede. Dies ist in Abb. 5 auf Ebene der COICOP-2-Steller dargestellt.



Abb. 5: Äquivalenzeinkommensspezifische Wägungsschemata (in %, EVS 2008)



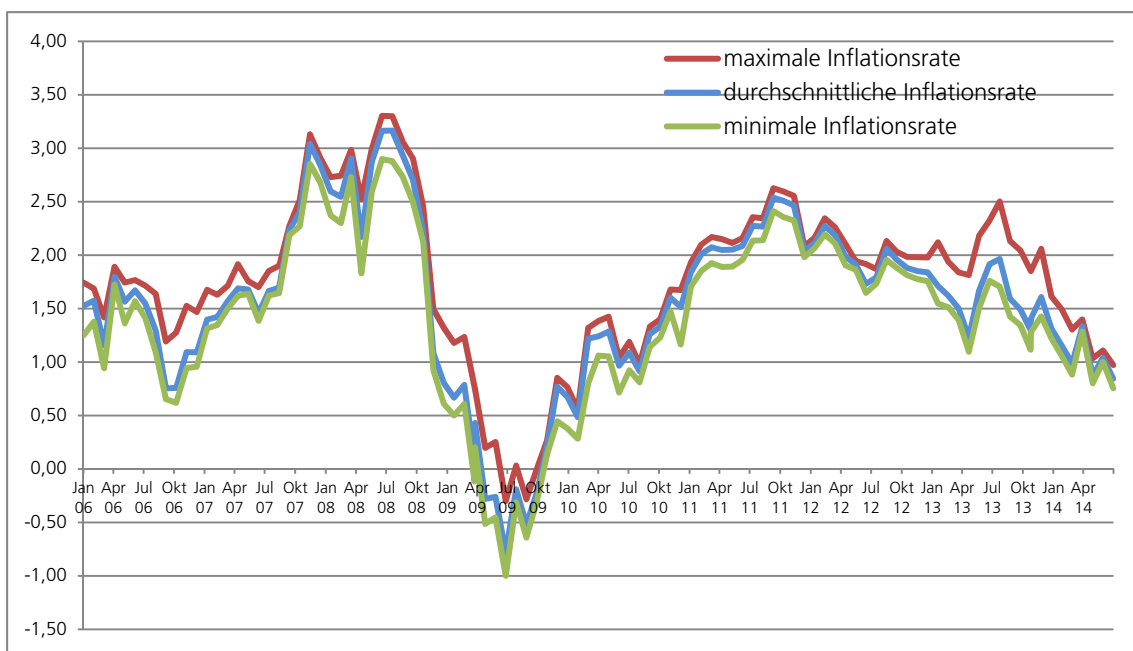
Während im ersten Dezil 15,5 % für „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ ausgegeben wird, fällt dieser Anteil stetig über die Dezile bis er nur noch halb so hoch bei 7,8 % im zehnten Dezil liegt. Ähnliches zeigt sich in den Bereichen „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ (fallend von 5,4 % auf 2,8 %), „Nachrichtenübermittlung“ (fallend von 4,4 % auf 2,1 %) und „Wohnung, Wasser, Energie“ (fallend von 42,7 % auf 27,2 %). Betrachtet man die Ausgabenanteile der letztgenannten Kategorie auf tieferer Ebene, zeigen sich folgende Ergebnisse: Der Anteil der Ausgaben für „Strom“ fällt stetig von 4,0 % im ersten Dezil auf 1,8 % im zehnten Dezil, der für „Heizung und Warmwasser“ (ohne Strom) von 4,5 % auf 3,0 %. In den Bereichen „Bildungswesen“ (etwa 1 %) und „Andere Waren und Dienstleistungen“ (etwa 4 %) ist kein eindeutiger Trend zu erkennen.

Mit den Dezilen steigende Ausgabenanteile sind in den Bereichen „Bekleidung und Schuhe“ (steigend von 3,2 % auf 6,2 %), „Gesundheitspflege“ (steigend von 2,5 % auf 7,4 %), „Freizeit, Unterhaltung und Kultur“ (steigend von 7,5 % auf 12,8 %) und „Beherbergungs- und Gaststättendienstleistungen“ (stetig steigend von 2,7 % auf 6,7 %) zu beobachten. Im Bereich „Verkehr“ ist eine stetige Steigung vom ersten (7,7 %) bis zum achten Dezil (16,8 %) zu beobachten. Danach fällt der Anteil allerdings im neunten Dezil auf 16,4 % ab und steigt schließlich im zehnten Dezil wieder auf 16,8 % an. Betrachtet man die Ausgaben für „Kraft- und Schmierstoffe für Fahrzeuge“ separat, so zeigt sich, dass dort die Ausgabenanteile zunächst von 2,8 % im ersten Dezil auf 4,8 % im fünften Dezil ansteigen, dort ihren Maximalwert erreichen

und dann wieder leicht auf 4,4 % im zehnten Dezil abfallen. Es sind also bei den Wägungsschemata deutliche Unterschiede zwischen den Äquivalenzeinkommensdezilen festzustellen.

In Abb. 6 sind die Inflationsraten (bezogen auf den Vorjahresmonat) für den Zeitraum Januar 2006 bis Juli 2014 dargestellt. Es ist die maximale (rot), die minimale (grün) und die durchschnittliche Inflationsrate (blau) abgebildet. Dabei zeigt sich, dass die Inflationsraten der zehn Nettoäquivalenzeinkommensdezile zumeist eng beieinander liegen. Allerdings sind teilweise deutlichere Abweichungen erkennbar. Im Oktober 2006 liegt der Unterschied beispielsweise bei 0,66 Prozentpunkten, im Juli 2013 sogar bei 0,77 Prozentpunkten.

Abb. 6: Äquivalenzeinkommensspezifische Inflationsraten



Als Heterogenitätsmaße wurden analog zu Breuer und Mehrhoff (2009) die maximale absolute Abweichung bezüglich des Mittelwertes (MAA) und die Wurzel aus den mittleren quadratischen Abweichungen (RMSE) berechnet.

Tab. 41: Heterogenitätsmaße (Prozentpunkte)

Parameter	Aktuelle Ergebnisse		Breuer und Mehrhoff (2009)	
	MAA <sup>1)</sup>	RMSE <sup>2)</sup>	MAA <sup>1)</sup>	RMSE <sup>2)</sup>
<b>Mittelwert</b>	0,25	0,08	0,3	0,12
<b>Standardabweichung</b>	0,15	0,08	0,1	0,04
<b>Minimum</b>	0,05	0,00	0,1	0,05
<b>Median</b>	0,21	0,05	0,3	0,12
<b>Maximum</b>	0,68	0,38	0,5	0,22

1) Maximale absolute Abweichung.

2) Root mean squared error – Streuungsmaß der Wurzel aus den mittleren quadratischen Abweichungen.

Die maximale absolute Abweichung bezüglich des Mittelwertes (MAA) beträgt im Mittelwert 0,25 und liegt damit in etwa auf demselben Niveau wie die von Breuer und Mehrhoff (2009), die einen Mittelwert von 0,3 ausgewiesen hatten (s. Tab. 41). Das Maximum der Abweichung liegt mit 0,68 über den 0,5 von Breuer und Mehrhoff. Die Wurzel aus den mittleren quadratischen Abweichungen (RMSE) liegt im Durchschnitt bei 0,08 und damit unter den 0,12 von Breuer und Mehrhoff (2009). Wieder ist das Maximum in den eigenen Untersuchungen aber mit 0,38 höher als die 0,22 von Breuer und Mehrhoff (2009). Insgesamt lässt sich jedoch festhalten, dass die Streuung der äquivalenzeinkommensspezifischen Inflationsraten bezogen auf den Vorjahresmonat in etwa auf demselben, niedrigen Niveau liegt wie bei Breuer und Mehrhoff (2009).

Allerdings weichen die Ergebnisse in einem Punkt von denen von Breuer und Mehrhoff (2009) ab. Diese kamen zu dem Ergebnis, „dass nicht eine der Einkommensgruppen über den gesamten Zeitraum die minimale oder maximale Veränderungsrate der Preisindizes stellt, sondern dass diese im Zeitablauf zu wechselnden Einkommensgruppen gehören.“ Zwar stimmt diese Aussage in ihrer absoluten Form auch für die Ergebnisse dieser Untersuchung, allerdings lassen sich doch deutliche Unterschiede zwischen den Äquivalenzeinkommensdezilen feststellen. Diese zeigen sich, wenn man die Mittelwerte der Inflationsraten für jedes Dezil berechnet: Mit steigendem Äquivalenzeinkommensdezil fallen die Inflationsraten tendenziell ab (s. Tab. 42). Der größte Unterschied zeigt sich zwischen dem ersten Dezil, in dem die Rate bei 1,69 % liegt, und dem zehnten Dezil, in dem sie „nur“ 1,47 % beträgt. Sie liegt also im ersten Dezil rund 15 % höher als im zehnten Dezil.

Tab. 42: Durchschnittliche Inflationsraten (Prozentpunkte, Jan 05 - Juli 14)

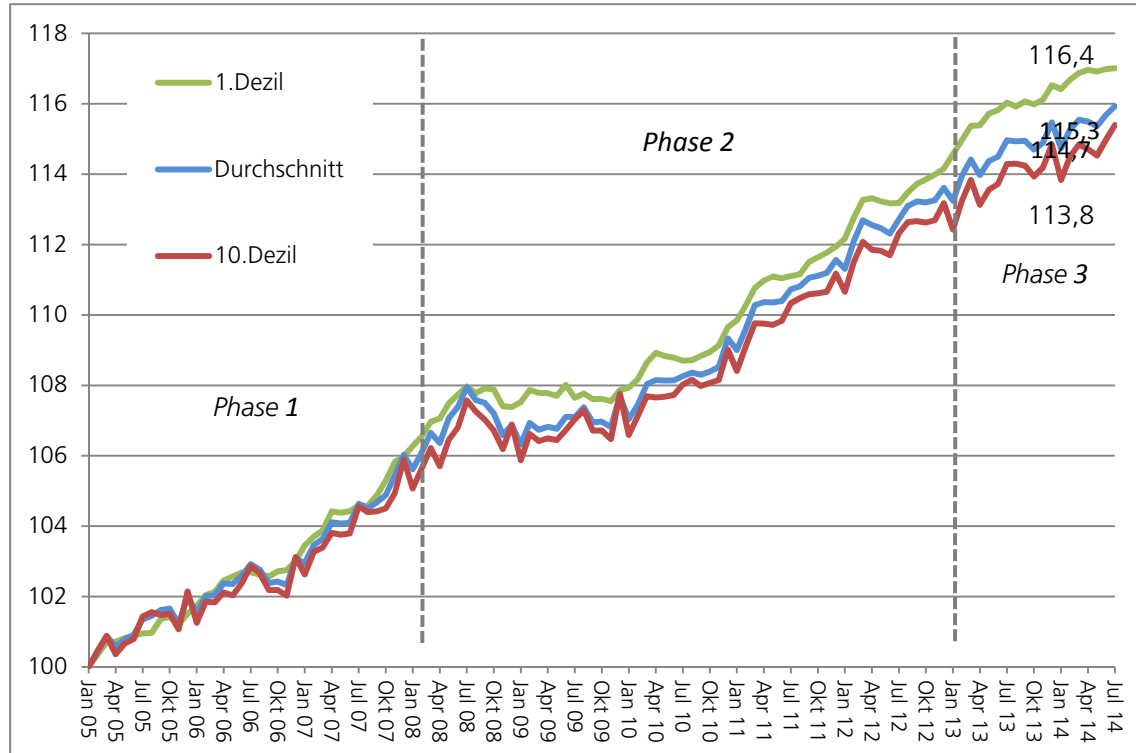
Dezile <sup>1)</sup>	Ø-Inflationsrate
1.	1,69
2.	1,63
3.	1,60
4.	1,57
5.	1,55
6.	1,57
7.	1,53
8.	1,52
9.	1,49
10.	1,47
Ø	1,54

1) Nettoäquivalenzeinkommensdezile

### 5.6.1.3 Betrachtung der längerfristigen Preisentwicklung ab Januar 2005

Um die Auswirkungen dieser unterschiedlichen durchschnittlichen Inflationsraten zu illustrieren, wird eine Umbasierung der Preisindizes auf Januar 2005, den ersten verfügbaren Zeitpunkt, vorgenommen. Abgetragen sind in Abb. 7 die Preisentwicklungen des ersten Dezils, des zehnten Dezils und der Durchschnitt aller zehn Dezile. Es lassen sich grob drei Phasen unterscheiden.

Abb. 7: Entwicklung der Preisindizes (Jan 2005 = 100)



Bis Anfang des Jahres 2008 (Phase 1) ist noch kein klarer Trend erkennbar. Im Durchschnitt liegt die Preisentwicklung des ersten Dezils zwar auch hier bereits leicht über dem Durchschnitt und des zehnten Dezils, es findet aber immer wieder eine Annäherung statt. So beträgt der Preisindex des ersten Dezils im Dezember 2007 mit 106,0 nur minimal mehr als der des zehnten Dezils mit 105,9. Danach liegt der Preisindex des ersten Dezils jedoch stetig über dem des zehnten Dezils. Die Schere geht dann weiter auf: Von Januar 2008 bis Dezember 2012 (Phase 2) liegt der Preisindex des ersten Dezils durchschnittlich um 1,0 Prozentpunkte über dem des zehnten Dezils. Im Zeitraum Januar 2013 bis Juli 2014 (Phase 3) verdoppelt sich der durchschnittliche Unterschied auf 2,0 Prozentpunkte.

Der größte Abstand zwischen beiden Preisindizes ist für Januar 2014 zu beobachten. In diesem Monat beträgt der Preisindex des ersten Dezils 116,4 und liegt damit um 2,6 Prozentpunkte über den 113,8 des zehnten Dezils. Seitdem hat sich die Schere wieder etwas geschlossen: auf 1,6 Prozentpunkte Unterschied im Juli 2014.

#### ***5.6.1.4 Analyse der äquivalenzeinkommensspezifischen Inflationsraten***

Die über den gesamten privaten Konsum betrachtete Teuerung ist im betrachteten Zeitraum für das unterste Dezil höher ausgefallen als für das oberste Dezil. Doch welche Preisentwicklungen sind dafür hauptsächlich verantwortlich? Um diese Frage zu beantworten, werden zunächst die durchschnittlichen Inflationsraten der Einkommensdezile auf COICOP-2-Steller-Ebene miteinander verglichen und die Hauptgründe für größere Abweichungen benannt. Daran anschließend werden die Ausgabenanteile mit den durchschnittlichen Inflationsraten in Verbindung gesetzt.

Tab. 43: Durchschnittliche Inflationsraten und Wägungsschemata auf COICOP-2-Steller-Ebene

Position (CC01-CC12)	Durchschnittliche Inflationsrate (Vorjahresmonat, Jan 05 - Jul 14)			Wägungsschemata (2008)		
	1. Dezil	10. Dezil	Ø	1. Dezil	10. Dezil	Ø
	1	2	3	4	5	6
01: Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke <sup>1)</sup>	2,6	2,6	2,6	15,5*	7,8	10,9
02: Alkoholische Getränke und Tabakwaren <sup>1)</sup>	2,9*	2,2	2,5	5,4*	2,8	3,9
03: Bekleidung und Schuhe <sup>2)</sup>	1,0	0,9	1,0	3,8	5,1*	4,7
04: Wohnung, Wasser, Energie <sup>1)</sup>	1,9	1,9	1,9	42,7*	27,2	32,4
05: Möbel, Leuchten, Geräte u.a. Haushaltszub. <sup>2)</sup>	0,7	0,9*	0,8	3,2	6,2*	5,0
06: Gesundheitspflege <sup>2)</sup>	1,3*	1,0	1,2	2,5	7,4*	4,1
07: Verkehr <sup>3)</sup>	2,6*	1,9	2,0	7,7	16,8*	14,9
08: Nachrichtenübermittlung <sup>4)</sup>	-2,3*	-2,6	-2,5	4,4*	2,1	2,9
09: Freizeit, Unterhaltung und Kultur <sup>2)</sup>	0,3	0,4*	0,3	7,5	12,8*	11,3
10: Bildungswesen	3,3*	2,4	2,2	0,8	0,9*	0,9
11: Beherbergungs- und Gaststättendienstl. <sup>3)</sup>	2,0*	1,9	1,9	2,7	6,7*	5,0
12: Andere Waren und Dienstleistungen	0,9	1,5*	1,2	3,6	4,2*	3,9
Gesamt	1,69*	1,47	1,55	100	100	100

\* höherer Wert als Durchschnitt; 1) Kombination 1; 2) Kombination 2; 3) Kombination 3; 4) Kombination 4

Die Tab. 43 zeigt in den Spalten 1 bis 3 die durchschnittlichen Inflationsraten auf COICOP-2-Steller-Ebene für das erste Dezil, das zehnte Dezil und den Durchschnitt. Die Raten weichen teilweise recht deutlich voneinander ab: In den Bereichen „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ und „Verkehr“ liegen die Inflationsraten des ersten Dezils um 0,7 Prozentpunkte über denen des zehnten Dezils. Verantwortlich dafür ist bei den „Alkoholischen Getränken und Tabakwaren“, dass im ersten Dezil ein deutlich größerer Anteil für Tabak ausgegeben wird (1. Dezil: 67 %; 10. Dezil: 41 %) und dort die Preise stärker gestiegen sind als beim Alkohol (Tabak: +35 %; Alkohol: +15 %). Im Bereich „Verkehr“ sind die im ersten Dezil vergleichsweise höheren Ausgabenanteile der Positionen „Kraft- und Schmiermittel“ (1. Dezil: 36 %; 10. Dezil: 22 %) und „Fremde Verkehrsdienstleistungen (ohne Luftverkehr, ohne Übernachtung)“ (1. Dezil: 18 %; 10. Dezil: 5 %) der Hauptgrund für die höhere durchschnittliche Inflationsrate. Denn bei diesen Positionen ist die Teuerung höher als im Durchschnitt des Bereichs „Verkehr“ (Kraft- und Schmiermittel: +44 %; Fremde Verkehrsdienstleistungen (ohne Luftverkehr, ohne Übernachtung): +36 %; Verkehr: 24 %).

Im Gegensatz dazu liegt die Teuerung der Positionen „Kauf v. neuen Kfz“ (+7 %) und „Kauf v. gebrauchten Kfz“ (+8 %) unter dem Durchschnitt des Bereichs „Verkehr“ und deren Ausgabenanteile an den Verkehrsausgaben im zehnten Dezil (Kauf v. neuen Kfz: 17 %; Kauf v. gebrauchten Kfz: 15 %) deutlich höher als im ersten Dezil (Kauf v. neuen Kfz: 1 %; Kauf v. gebrauchten Kfz: 7 %). Im Bereich „Bildungswesen“ beträgt die durchschnittliche Inflationsrate des ersten

Dezils 0,9 Prozentpunkte mehr als die des zehnten Dezils. Dafür verantwortlich ist der im ersten Dezil vergleichsweise höhere Ausgabenanteil von „Studien-, Prüfungsgebühren an Schulen, Universitäten“ (1. Dezil: 68 %; 10. Dezil: 51 %). Gerade im Tertiärbereich ist durch die Einführung von Studiengebühren eine deutliche Teuerung eingetreten. Diese erreichte ihren Höhepunkt im Jahr 2008 (+143 %) und fiel danach auf Grund der Abschaffung der Studiengebühren in einigen Bundesländern wieder ab. Sie liegt jedoch immer noch deutlich über dem Niveau von Januar 2005 (+72 %).

Eine deutlich höhere durchschnittliche Inflationsrate im zehnten als im ersten Dezil ist allein für den Bereich „Andere Waren und Dienstleistungen“ festzustellen. Dort liegt sie im zehnten Dezil um 0,6 Prozentpunkte höher als im ersten Dezil. Hauptgründe dafür sind erstens, dass die Ausgabenposition „Schmuck und Uhren“ im zehnten Dezil (14 %) etwa das Dreifache des Anteils des ersten Dezils (5 %) an den Ausgaben des Bereichs „Andere Waren und Dienstleistungen“ ausmacht und die Teuerung dort überdurchschnittlich hoch war (Schmuck und Uhren: +44 %; Andere Waren und Dienstleistungen: 11 %); und zweitens, dass der Ausgabenanteil für Droge-rieartikel (z. B. Shampoo, Toilettenpapier, etc.) in diesem Bereich im zehnten Dezil (24 %) nur bei etwa der Hälfte des ersten Dezils (44 %) liegt und das Preisniveau bei diesen Produkten etwa konstant (-4 %) blieb, und damit niedriger als der Durchschnitt dieses Bereichs (11 %) ist.

In den Spalten 5 bis 7 der Tab. 43 sind die Wägungsschemata auf COICOP-2-Steller-Ebene für das erste Dezil, das zehnte Dezil und den Durchschnitt abgetragen. Vergleicht man die Ausgabenanteile des ersten und zehnten Dezils mit den entsprechenden durchschnittlichen Inflationsraten, so fällt ein, wenn auch nicht eindeutiger, Trend ins Auge: In Bereichen, in denen das erste Dezil einen vergleichsweise höheren Ausgabeanteil als das zehnte Dezil aufweist, treten tendenziell auch überdurchschnittlich hohe Inflationsraten auf (Kombination 1), und in solchen, in denen der Ausgabeanteil des ersten Dezils niedriger war, ist auch die Inflationsrate unterdurchschnittlich hoch (Kombination 2). Diese beiden Kombinationen führen (neben den unterschiedlichen durchschnittlichen Inflationsraten aus den Spalten 2 bis 4) dazu, dass die Teuerung im ersten Dezil höher ausfällt als im zehnten Dezil. Die Kombination 1 (überdurchschnittliche Inflationsraten und überdurchschnittliche Ausgabenanteile des ersten Dezils im Vergleich zum zehnten Dezil) zeigt sich in den Bereichen „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“, „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“ und „Wohnung, Wasser, Energie“.

Betrachtet man den Bereich „Wohnung, Wasser, Energie“ allein hinsichtlich der Energie, zeigen sich noch deutlichere Unterschiede: Die durchschnittliche Inflationsrate für „Strom“ liegt mit 5,9 % dreieinhalb-mal so hoch wie die durchschnittliche Inflationsrate insgesamt; der Ausgabenanteil ist im ersten Dezil mit 4,0 % mehr als doppelt so hoch wie im zehnten Dezil (1,8 %). Für „Heizung und Warmwasser (ohne Strom)“ liegt die durchschnittliche Inflationsrate mit 4,5 % dreimal höher als der Durchschnitt; der Ausgabenanteil beträgt im ersten Dezil (4,5 %)

anderthalbmal so viel wie im zehnten Dezil (3,0 %). Die Kombination 2 (unterdurchschnittliche Inflationsraten und unterdurchschnittliche Ausgabenanteile des ersten Dezils) ist in den Bereichen „Bekleidung und Schuhe“, „Möbel, Leuchten, Geräte u.a. Haushaltszubehör“, „Gesundheitspflege“ und „Freizeit, Unterhaltung und Kultur“ zu beobachten. Betrachtet man die Preisentwicklungen dieser sieben Bereiche isoliert (Kombination 1 und 2), so liegt die durchschnittliche Inflationsrate des ersten Dezils bei 1,9 % und die des zehnten Dezils bei nur 1,4 %. Der Unterschied ist also größer als bei Betrachtung des gesamten Konsums.

Andersherum verhält es sich in den Bereichen „Verkehr“ und „Beherbergungs- und Gaststättenleistungen“, bei denen die Teuerung überdurchschnittlich hoch und der Ausgabenanteil des zehnten Dezils größer als der des ersten Dezils ist (Kombination 3). Im Bereich „Nachrichtenübermittlung“ ist die Teuerung unterdurchschnittlich (der einzige Bereich mit einer Deflation) und der Ausgabenanteil des zehnten Dezils kleiner als der des ersten Dezils (Kombination 4). Summiert man die Preisentwicklungen dieser drei Bereiche (Kombination 3 und 4), so liegt die durchschnittliche Inflationsrate des ersten Dezils mit 1,0 % deutlich niedriger als die des zehnten Dezils, in dem sie 1,6 % beträgt. Im Gegensatz zu den anderen Bereichen, ist in diesen Bereichen also das zehnte Dezil einer höheren Teuerung ausgesetzt gewesen als das erste Dezil. Da diese Bereiche (inkl. „Andere Waren und Dienstleistungen“) jedoch einen deutlich kleineren Anteil an den gesamten Konsumausgaben ausmachen (1. Dezil: 18 %; 10.Dezil: 30 %) als die anderen acht Bereiche, bleibt bei der Berücksichtigung aller zwölf Konsumbereiche eine höhere Inflationsrate für das erste Dezil bestehen.

Die Auswertungen haben erstens gezeigt, dass die auf Basis der Nettoäquivalenzeinkommen berechneten dezilspezifischen Inflationsraten im Vergleich zum Vorjahresmonat insgesamt nicht stark vom Durchschnitt abweichen, die Streuung der Inflationsraten über die Dezile im Zeitraum Januar 2005 bis Juli 2014 also gering ist. Das bestätigt die Ergebnisse von Breuer und Mehrhoff (2009).

Zweitens zeigt sich jedoch ein fallender Zusammenhang zwischen durchschnittlichen Inflationsraten und Nettoäquivalenzeinkommensdezilen. Der Vergleich des ersten (einkommensschwächsten) mit dem zehnten (einkommensstärksten) Dezil ergibt dabei den deutlichsten Unterschied von 15 %. Die nähere Analyse zeigt eine stufenweise Vergrößerung des Abstands zwischen diesen beiden Dezilen von Januar 2005 bis Juli 2014. Bis Dezember 2008 sind keine großen Unterschiede festzustellen, danach liegt der Preisindex des ersten Dezils bis Dezember 2012 durchschnittlich ein Prozentpunkt über dem des zehnten Dezils. Von Januar 2013 bis Juli 2014 liegt er dann durchschnittlich um zwei Prozentpunkte höher.

Die Analyse zeigt, dass verschiedene Faktoren eine Rolle bei dieser Entwicklung spielen. Einen gewichtigen Anteil daran tragen die überdurchschnittlichen Preissteigerungen in den Bereichen



„Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ und „Alkoholische Getränke und Tabakwaren“, die auf COICOP-2-Steller-Ebene die höchsten durchschnittlichen Inflationsraten aufweisen und jeweils etwa doppelt so hohe Ausgabenanteile im ersten im Vergleich zum zehnten Dezil ausmachen. Auch in den Bereichen „Strom“ und „Heizung und Warmwasser (ohne Strom)“ zeigt sich dieser Zusammenhang. Dass die Inflationsraten nicht noch weiter auseinanderklaffen, liegt zu einem großen Teil an den überdurchschnittlich gestiegenen Preisen im Bereich „Verkehr“, für den das zehnte Dezil anteilig etwa doppelt so viel ausgibt wie das erste Dezil. Weitere wichtige, dämpfende Faktoren sind die überdurchschnittlich gestiegenen Preise für „Schmuck und Uhren“, für die das zehnte Dezil anteilig etwa das Dreieinhalbfache des ersten Dezils ausgibt, und die unterdurchschnittlich gestiegenen Preise für „Drogerieartikel“, für das erste Dezil anteilig gut das Anderthalbfache des zehnten Dezils ausgibt.

In den letzten beiden Monaten des betrachteten Zeitraums hat sich die Schere wieder etwas geschlossen, hauptsächlich verursacht durch deutlich steigende Preise im Bereich „Pauschalreisen“, für den reichere Haushalte einen überdurchschnittlich hohen Anteil ausgeben. Ob dies insgesamt eine Trendumkehr bedeutet oder nur eine kurzfristige Entwicklung ist, müssen künftige Untersuchungen zeigen. Eine wichtige Rolle werden dabei sicherlich auch zukünftig die Preisentwicklungen in den Bereichen Lebensmittel und Energie spielen.

#### **5.6.1.5 Anmerkungen zu einkommensspezifischen Inflationsraten**

Bezüglich der Aussagekraft der hier präsentierten Ergebnisse werden im Folgenden noch einschränkende Anmerkungen gemacht. So sind die einkommensspezifischen Inflationsraten nur in dem Sinne einkommensspezifisch, als dass die Wägungsschemata nach dem Einkommen differenziert wurden. Nicht berücksichtigt wurde jedoch zum Beispiel, dass zwischen den Einkommensklassen auch Unterschiede bei der Wahl der Geschäftstypen – also wo eingekauft wird – bestehen können und gegebenenfalls auch einkommensspezifische Preisrepräsentanten, also unterschiedliche Güter, gewählt werden müssten.

Eine weitere Einschränkung ergibt sich dadurch, dass die Berechnung der einkommensspezifischen Wägungsschemata nur für das Jahr 2008 durchgeführt wurde, mögliche Anpassungsreaktionen auf Preisänderungen im Kaufverhalten also nicht abgebildet werden konnten. Eine erneute Untersuchung mit Daten der EVS 2013 könnte hier zu weiteren Erkenntnissen führen. Eine These zu den Auswirkungen solcher Reaktionen ist, dass reichere Haushalte solche Anpassungen in größerem Umfang vornehmen können als ärmere Haushalte, da ärmere Haushalte einen größeren Anteil ihres Einkommens für Grundbedürfnisse ausgeben müssen und weniger Spielraum für Ausweichreaktionen ist. Ein Gegenthese dazu ist, dass ärmere Haushalte auf Grund ihres beschränkten Budgets stärker auf Preisänderungen achten und zwangsläufig Anpassungen

vornehmen müssen, während reichere Haushalte einen nicht so großen Anpassungsdruck haben.

Eine weitere Ungenauigkeit ergibt sich daraus, dass der VPI eigentlich auf einem Inlandskonzept beruht, die EVS hingegen auf einem Inländerkonzept. Das Inländerkonzept der EVS ist unter anderem deswegen problematisch, weil es auch Käufe im Ausland miteinschließt, die jedoch einer vollkommen anderen Preisentwicklung unterlegen haben können. Weiterhin konnte innerhalb dieser Untersuchungen nicht berücksichtigt werden, dass für die Berechnung der Wägungsschemata Käufe innerhalb des Haushaltssektors eigentlich ausgeschlossen werden müssten. Dies war hier nicht möglich, da keine einkommensspezifischen Angaben darüber vorliegen, ob das Gut (z. B. der gebrauchte PKW) von einem Händler oder einer anderen Privatperson gekauft wurde. Welche konkreten Auswirkungen diese haben, lässt sich jedoch auf Grund fehlender Daten nicht abschätzen.

## **5.6.2 Berechnung von einkommensspezifischen ökologischen Preisindizes**

### **5.6.2.1 Methodik**

Um einkommensspezifische Preisindizes berechnen zu können, müssen die einzelnen Produktspezifikationen des repräsentativen Warenkorb mit den Positionen der einkommensspezifischen Wägungsschemata verknüpft werden. Der repräsentative Warenkorb besteht aus 224 Preismesszahlen, die jeweils das Preisverhältnis der Bio-Produktspezifikationen zu ihren konventionellen Pendanten angeben. Die Produktspezifikationen sind entsprechend der KKP-Methodik klassifiziert und stehen stellvertretend für bestimmte Güterarten (Eurostat und OECD 2012, 313 ff.).

Die Ausgabenanteile der verschiedenen Güterarten geben die einkommensspezifischen Wägungsschemata wieder. Diese sind nach der COICOP klassifiziert und liegen auf 10-Steller-Ebene vor. Für den hier betrachteten Bereich der Lebensmittel (CC01) entspricht dies 149 Positionen.

Wie schon bei der Berechnung der einkommensspezifischen Wägungsschemata ist eine Zuordnung der Klassifikationen notwendig. Diesmal muss die KKP-Klassifikation (Warenkorb) der COICOP (Wägungsschema) zugeordnet werden. Eine offizielle Zuordnung dieser beiden Klassifikationen liegt nur bis auf Ebene der COICOP-4-Steller vor (Eurostat und OECD 2012, 313 ff.).

Bei dieser Zuordnung treten drei Fälle auf:

1. Einer COICOP-Position wurde genau eine KKP-Produktspezifikation zugeordnet (35 Fälle). In diesen Fällen waren keine weiteren Anpassungen der Gewichtung notwendig.
2. Einer COICOP-Position wurden mehr als eine KKP-Produktspezifikation zugeordnet (71 Fälle). In diesen Fällen wurde das Gewicht der COICOP-Position durch die Anzahl der

zugeordneten Produktspezifikationen geteilt und jeder Produktspezifikation das daraus entstehende Gewicht zugeordnet.

3. Einer COICOP-Position konnte keine KKP-Produktspezifikation zugeordnet werden (43 Fälle). In diesen Fällen wird das Gewicht der nicht besetzten COICOP-Position entsprechend der Gewichtsanteile der abgedeckten COICOP-Positionen auf diese hinzugerechnet. Dazu werden Abdeckungsgrade auf 4-Steller-Ebene berechnet und mit diesen die Gewichte der abgedeckten Güterarten auf 100 % skaliert. Dies gewährleistet, dass alle Ausgabenanteile enthalten sind, unterstellt aber, dass die Preisunterschiede der nicht abgedeckten COICOP-Positionen den durchschnittlichen Preisunterschieden der abgedeckten COICOP-Positionen der jeweiligen 4-Steller-Ebene entsprechen.

Durch diese Verknüpfung können Preisindizes vollumfänglich auf 4-Steller-Ebene der COICOP berechnet werden. Wo dies möglich war, beruhen diese auf Gewichten der COICOP-10-Steller-Ebene.

### **5.6.2.2 Ergebnisse**

Nach der Vorstellung der Methodik werden nun die Ergebnisse präsentiert. Als Analyseebene wurde die COICOP-4-Steller-Ebene (Klassen) gewählt.

Dabei werden zunächst die aus der EVS 2008 gewonnenen einkommensspezifischen Wägungsschemata für den Bereich „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ präsentiert. Daran anschließend werden die Ergebnisse des Preisvergleichs vorgestellt. Abschließend wird mittels eines Vergleiches von Mehrkosten und Sparquote der Frage nachgegangen, ob sich einkommensschwache Haushalte eine Umstellung auf Bio-Produkte leisten können.

Tab. 44: Ausgabenstruktur im Bereich „Lebensmittel und nicht-alkoholische Getränke“ (% von „Nahrungsmittel und nicht-alkoholische Getränke“, EVS 2008; eigene Berechnungen)

CODE	NAME	Decile (% of expenditures for CC01)										Ø
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
CC0111	Bread and cereals	16,1	16,4	16,3	16,0	16,6	16,2	16,7	16,6	16,9	16,3	16,4
CC0112	Meat	18,8	20,2	19,3	20,2	20,1	20,7	20,8	20,5	18,9	19,5	19,9
CC0113	Fish	2,8	2,8	2,9	3,1	3,0	3,2	3,3	3,4	3,4	3,8	3,2
CC0114	Milk, cheese and eggs	15,4	14,8	15,0	14,4	14,7	15,0	14,8	15,1	15,0	15,0	14,9
CC0115	Oils and fats	2,8	2,7	2,7	2,4	2,5	2,4	2,3	2,3	2,2	2,2	2,4
CC0116	Fruit	8,4	8,1	8,5	8,3	8,2	8,2	8,3	8,2	9,1	9,2	8,5
CC0117	Vegetables	11,5	10,4	10,7	10,6	10,2	10,4	10,2	10,2	10,4	10,7	10,5
CC0118	Sugar, jam, honey, confectionery	6,7	7,1	7,6	7,8	7,4	7,1	7,0	7,2	7,3	6,9	7,2
CC0119	Food products n.e.c.	4,4	4,3	4,4	4,1	3,9	3,8	3,6	3,9	4,0	4,0	4,0
CC0121	Coffee, tea and cocoa	4,6	4,4	4,2	4,0	3,9	4,0	4,0	3,8	3,8	4,1	4,1
CC0122	Mineral waters, soft drinks, juices	8,6	8,9	8,3	9,0	9,5	9,0	8,9	9,0	9,0	8,4	8,9
<b>CC01</b>	<b>Food &amp; non-alcoholic beverages</b>	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
<b>CC01</b>	<b>Food &amp; non-alcoholic beverages (% of consumption expenditures)</b>	15,2	13,7	12,5	11,9	11,5	11,0	10,5	9,9	9,1	7,6	10,7
<b>CC01</b>	<b>Food &amp; non-alcoholic beverages (% of net household income)</b>	17,3	13,6	12,0	10,9	10,0	9,3	8,5	7,5	6,5	4,5	8,4

Die einkommensspezifischen Wägungsschemata auf Basis der EVS 2008 auf COICOP-4-Steller-Ebene für den Bereich „food and non-alcoholic beverages“ sind in Tab. 44 dargestellt. Abgesehen von den letzten beiden Zeilen sind die Ausgaben dabei auf die Ausgaben für „food and non-alcoholic beverages“ bezogen. Sie zeigen also die Struktur der Ausgaben innerhalb dieses Bereichs an. Über alle Dezile macht die Lebensmittelklasse „Meat“ mit etwa 20 % den größten Ausgabenanteil aus. Insgesamt ähneln sich die Ausgabenstrukturen innerhalb des Lebensmittelbereichs relativ stark. Große einkommensabhängige Abweichungen sind nicht festzustellen. Für die Lebensmittelklasse „Fish“ ist ein, wenn auch nicht stetiger, steigender Trend über die Dezile hinweg zu beobachten. So liegt der Ausgabenanteil im ersten (einkommensschwächsten) Dezil bei 2,8. Dies stellt den minimalen Wert dar. Der maximale Wert liegt im 10. (einkommensstärksten Dezil) und beträgt 3,8 % der Lebensmittelausgaben. Ein über die Dezile fallender Trend ist für die Klasse „Oil and fats“ festzustellen. Hier fällt der Ausgabenanteil von 2,8 % im ersten Dezil beinahe stetig auf 2,2 % im zehnten Dezil. Weitere fallende oder steigende Zusammenhänge zwischen Nettoäquivalenzeinkommensdezil und Ausgabenanteilen sind nicht festzustellen.

Bezieht man die Lebensmittelausgaben auf die gesamten Konsumausgaben, so zeigt sich ein anderes Bild (vorletzte Zeile von Tab. 44). Hier zeigt sich entsprechend des Engelschen Gesetzes ein eindeutig fallender Zusammenhang zwischen Nettoäquivalenzeinkommensdezil und Ausgabenanteil für Lebensmittel. Der Ausgabenanteil für „food and non-alcoholic beverages“ fällt

stetig von 15,2 % im ersten Dezil über 11,5 % im 5. Dezil auf schließlich 7,6 % im zehnten Dezil. Damit beträgt der Ausgabenanteil im zehnten Dezil nur die Hälfte des Ausgabenanteils im ersten Dezil. Durchschnittlich liegt er bei 10,7 %.

Bezieht man die Ausgaben für „food and non-alcoholic beverages“ auf das Haushaltsnettoeinkommen, so verstärkt sich der inverse Zusammenhang weiter. So geben Haushalte im ersten Dezil 17,3 % für Lebensmittel aus. Im zehnten Dezil liegt der Anteil hingegen nur bei 4,5. Das entspricht ungefähr einem Viertel des Anteils des ersten Dezils.

Tab. 45: Ökologischer Preisindex „Lebensmittel und nicht-alkoholische Getränke“ (COICOP-4-Steller, eigene Berechnungen)

CODE	NAME	PD	Deciles										Ø
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
CC0111	Bread and cereals	32	157	156	159	156	157	159	157	155	158	156	156
CC0112	Meat	29	195	197	195	196	196	193	193	195	194	194	195
CC0113	Fish	14	234	227	228	219	221	221	221	217	218	211	220
CC0114	Milk, cheese and eggs	38	147	147	147	147	147	146	147	147	147	147	147
CC0115	Oils and fats	8	184	181	177	178	177	178	175	176	171	170	176
CC0116	Fruit	15	160	162	162	158	163	160	160	159	159	162	161
CC0117	Vegetables	34	182	179	180	180	181	178	178	178	180	179	179
CC0118	Sugar, jam, honey, confectionery	19	255	252	253	245	254	251	250	251	249	246	250
CC0119	Food products n.e.c.	16	190	176	184	184	184	182	182	187	186	188	184
CC0121	Coffee, tea and cocoa	7	140	142	143	138	140	138	138	137	136	135	139
CC0122	Mineral waters, soft drinks, juices	12	238	237	236	238	238	236	238	236	235	230	236
<b>CC01</b>	<b>Food &amp; non-alcoholic beverages</b>	<b>224</b>	<b>183</b>	<b>183</b>	<b>183</b>	<b>183</b>	<b>184</b>	<b>182</b>	<b>182</b>	<b>182</b>	<b>182</b>	<b>180</b>	<b>182</b>
<b>CC99</b>	<b>CPI-organic food products</b>	<b>-</b>	<b>113</b>	<b>111</b>	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>109</b>	<b>109</b>	<b>108</b>	<b>108</b>	<b>106</b>	<b>109</b>

Nachdem die einkommensspezifischen Wägungsschemata vorgestellt wurden, werden nun die Ergebnisse des einkommensspezifischen Preisvergleichs zwischen konventionellen und Bio-Lebensmitteln präsentiert. In Tab. 45 sind die einkommensspezifischen Bio-Preisindizes für den Bereich „food and non-alcoholic beverages“ dargestellt.

Zunächst wird auf die Ergebnisse für einen durchschnittlichen Haushalt in Deutschland eingegangen (letzte Spalte). In der Abteilung „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ ergeben die mit dem durchschnittlichen Wägungsschema gewichteten Preismesszahlen der 224 für diese Abteilung definierten Produktspezifikationen (s. Spalte 3) einen Preisindex von 182 (s. letzte Spalte). Durch den Kauf von Bio- statt konventioneller Produkte entstehen demnach für den Durchschnittshaushalt Mehrkosten in Höhe von 82 %. Der größte Preisunterschied mit einem Preisindex von 250 liegt in der Klasse „Zucker, Marmelade, Honig u. ä.“ (COICOP 0118) vor, der kleinste Preisunterschied mit einem Preisindex von 139 in der Klasse „Kaffee, Tee und Kakao“ (COICOP 0121). Für „Meat“ liegen die Kosten beim Kauf von Bio-Produkten mit einem Preisindex von 195 etwa doppelt so hoch wie beim Kauf konventioneller Produkte. Für „Milk, cheese

and eggs“ fallen hingegen relativ gesehen geringe Mehrkosten in Höhe von etwa 50 % an (Preisindex 147).

Einkommensspezifisch betrachtet, zeigen die Preisindizes auf 4-Steller-Ebene durchaus eine gewisse Schwankungsbreite. Eindeutige Trends über die Einkommensdezile lassen sich aber kaum feststellen. In der Tendenz fallende Trends lassen sich für die Klassen „Fish“ und „Oils and fats“ feststellen. Bei der Klasse „Fish“ liegt der Preisindex im ersten Dezil bei 234 und bei 211 im zehnten Dezil. Bei der Klasse „Oils and fats“ liegt der Preisindex im ersten Dezil bei 184 und im ersten Dezil bei 170. Für den Bereich „food and non-alcoholic beverages“ insgesamt lassen sich ebenfalls nur geringe Unterschiede feststellen. Dies war auf Grund der relativ geringen Abweichungen bei den einkommensspezifischen Wägungsschemata auch nicht anders zu erwarten. Im ersten Dezil liegt der Preisindex für den Bereich „food and non-alcoholic beverages“ bei 183. Der maximale Preisindex ist im fünften Dezil mit 184 zu beobachten, der minimale Preisindex mit 180 im zehnten Dezil. Da bezüglich der Datenqualität und Berechnung einige Unsicherheiten vorliegen, sind Unterschiede in dieser Höhe nicht aussagekräftig. Insgesamt kann also festgehalten werden, dass die Mehrkosten für Bio-Produkte im Vergleich zu konventionellen Lebensmitteln bezogen auf die Lebensmittelausgaben bei etwa 80 % liegen und keine größeren einkommensspezifischen Unterschiede bestehen.

Wie zu erwarten, ändert sich das Bild aber deutlich, wenn man die Ausgaben auf die gesamten Konsumausgaben bezieht (vorletzte Zeile). Für einen Durchschnittshaushalt liegt der Preisindex bei einem Umstieg auf Bio-Produkte im Bereich „food and non-alcoholic beverages“ bei 109. Ein Durchschnittshaushalt müsste seine Konsumausgaben also um 9 % erhöhen, wenn er von konventionellen Lebensmitteln auf Bio-Lebensmittel umsteigt. Entsprechend der einkommensspezifischen Wägungsschemata zeigt sich hier nun ein eindeutiger, stetiger fallender Zusammenhang zwischen Bio-Mehrkosten und Einkommen. Im ersten Dezil müssten die Haushalte ihre Konsumausgaben um 13 % erhöhen (Preisindex 113). Dahingegen betragen die Mehrausgaben im zehnten Dezil mit 6 % weniger als die Hälfte.

Tab. 46: Kosten von Bio-Lebensmitteln und Sparquoten (in % des Nettohaushaltseinkommens, EVS 2008, eigene Berechnungen)

Costs/Savings rate	Deciles (% of net household income)										Ø
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Kosten des Wechsels zu Bio-Lebensmitteln	14	11	10	9	8	8	7	6	5	4	7
Savings rate	-10	-3	0	2	5	8	9	12	15	25	11
Verbleibende Savings rate (Savings rate – Kosten)	-24	-14	-10	-7	-3	0	2	6	10	21	4

Schließlich wird der Frage nachgegangen, ob sich (einkommensschwache) Haushalte einen Umstieg auf Bio-Lebensmittel leisten können. Dazu werden die nettoäquivalenzeinkommensspezifi-

schen Bio-Mehrausgaben den jeweiligen Sparquoten gegenübergestellt. Bislang wurden die Mehrkosten entsprechend des Preisindex-Prinzips in Relation zu den privaten Konsumausgaben dargestellt. Um Aussagen bezüglich der Frage treffen zu können, ob sich Haushalte den Umstieg leisten können, werden die Mehrkosten in Relation zum Haushaltsnettoeinkommen gesetzt. Dabei zeigt sich, dass die prozentualen Mehrkosten bei dieser Betrachtungsweise noch stärker negativ vom Einkommen abhängig sind als zuvor. So betragen die Mehrkosten im ersten Dezil 14 % und fallen dann stetig auf nur noch 4 % im zehnten Dezil (s. Tab. 46). Während bei der Betrachtung in Relation zu den privaten Konsumausgaben die Mehrkosten bei prozentualer Sichtweise also im ersten Dezil (13 %) gut doppelt so hoch lagen wie im zehnten Dezil (6 %), liegen sie nun in Relation zum Haushaltseinkommen etwa beim 3,5-fachen.

Ausgelöst wird diese Änderung hauptsächlich von unterschiedlich hohen Sparquoten. Die Sparquoten wurden über die Daten der EVS 2008 errechnet, in dem die Ersparnis durch das Haushaltsnettoeinkommen geteilt wurde.<sup>20</sup> Die Auswertungen zeigen eine über die Dezile stetig steigende Sparquote, wobei die ersten beiden Dezile eine negative Sparquote aufweisen. Im ersten Dezil liegt sie bei -10 % und im zweiten Dezil bei -3 %. Danach steigt sie über 0 % im dritten Dezil bis auf 25 % im zehnten Dezil an. Durchschnittlich liegt sie bei 11 %.

Um die Frage zu beantworten, ob sich die Haushalte einen Umstieg überhaupt leisten können, werden die Bio-Mehrkosten von der Sparquote abgezogen. Es zeigt sich, dass die einkommensschwächsten 50 % sich unter den gegebenen Annahmen den kompletten Umstieg auf Bio-Lebensmittel nicht leisten könnten. Da die ersten beiden Dezile negative Sparquoten aufweisen, sind hier Mehrkosten jeglicher Art nur über eine Erhöhung der Verschuldung möglich. Erst im sechsten Dezil wäre der Umstieg theoretisch ohne eine Verschuldung möglich. Dafür müssten jedoch die gesamten Ersparnisse in Höhe von 8 % aufgewendet werden. Danach fällt der Anteil der Ersparnis, der für einen Umstieg auf Bio-Lebensmittel notwendig wäre, deutlich ab. Im achten Dezil müsste noch rund die Hälfte der Ersparnisse eingesetzt werden (6 % zu 12 %), im neunten Dezil noch rund ein Drittel (5 % zu 15 %) und im zehnten Dezil noch etwa ein Sechstel (4 % zu 25 %).

---

<sup>20</sup> Die Ersparnis ist dabei entsprechend der Einteilung des Statistischen Bundesamtes berechnet worden (Statistisches Bundesamt 2010; Statistisches Bundesamt (2010): Fachserie 15. Wirtschaftsrechnungen. Reihe 4. Einkommens- und Verbrauchsstichprobe .Einnahmen und Ausgaben privater Haushalte 2008. Bonn.). Das Statistische Bundesamt setzt diese jedoch zur Berechnung der Sparquote in Bezug zu den sogenannten „Ausgabefähigen Einnahmen und Einkommen“. Aus Konsistenzgründen und zur Vereinfachung wird hier stattdessen das Haushaltsnettoeinkommen verwendet.

### **5.6.2.3 Weitere Anmerkungen zum einkommensspezifischen ökologischen Preisindex**

Die einkommensspezifischen Mehrkosten des ökologisch-nachhaltigeren Konsums sind, wie bereits erwähnt, nur in dem Sinne einkommensspezifisch, als dass die Wägungsschemata nach dem Einkommen differenziert wurden. Eine weitergehende Unterscheidung nach Konsumstilen lässt sich jedoch aus den markensegmentspezifischen Auswertungen der Mehrkosten im Lebensmittelbereich ableiten. Es zeigte sich, dass die Mehrkosten umso höher liegen, je niedriger der Markenwert ist. So lagen die Mehrkosten für das niedrigste Markensegment „brandless“ bei 148 %, für das mittlere Markensegment „well-known brands“ bei 58 % und für das höchste Markensegment „specified brands“ bei 45 %. Bislang gehen die Markensegmente mangels spezifischer Gewichtungsdaten gleichgewichtet in die Berechnungen ein. Deswegen waren einkommensspezifische Berechnungen bezüglich der Auswirkungen auf die Mehrkosten nicht möglich. Unter der groben, aber auf Grund der höheren Preise plausiblen Annahme, dass der Anteil von Produkten mit höheren Markenwerten mit dem Einkommen ansteigt, kann davon ausgegangen werden, dass sich der negative Zusammenhang zwischen Bio-Mehrkosten und Einkommen noch weiter verstärkt.

Bei den Auswertungen bezüglich der Mehrkosten wurde die Annahme gesetzt, dass bislang keine Bio-Produkte gekauft wurden, um vergleichbare Aussagen bezüglich der Mehrkosten über alle Einkommensdezile zu erhalten. Die „tatsächlichen“, also um den bereits bestehenden Bio-Anteil bereinigten Mehrkosten liegen etwas niedriger. Wobei der Anteil der Bio-Lebensmittel am Gesamtlebensmittelumsatz immer noch relativ gering ist. So lag der Anteil der Bio-Lebensmittel am Gesamtumsatz im Jahr 2014 bei 4,8 % (BÖLW 2015, 15). Bezogen auf die gesamten privaten Konsumausgaben und unter den Annahmen, dass die bereits gekauften Bio-Produkte entsprechend der hier berechneten Werte um 82 % teurer waren als die konventionellen Lebensmittel und sich entsprechend der Ausgabenanteile auf alle Güterarten aufteilen, entspricht dies einem Konsumausgabenanteil von 0,8 %. Dieser Konsumausgabenanteil wird vom Konsumausgabenanteil für „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ abgezogen. Statt Bio-Mehrkosten in Höhe von 8,8 % lägen die Bio-Mehrkosten dann nur noch bei 8,6 %. Da bei den Ergebnissen bislang auf Grund der Datenqualität keine Nachkommastellen ausgewiesen wurden, würde dieser Unterschied hier also gar nicht sichtbar werden.

## **5.7 Diskussion und Ausblick**

Als Grundlage für die Diskussion werden zunächst drei wesentliche Ergebnisse, mit Bezug zu den Forschungsfragen, zusammengefasst dargestellt. Schließlich werden die Ergebnisse bezüglich der Frage diskutiert, mit welchen Mitteln die Mehrkosten von ökologisch-nachhaltigerer gesenkt werden könnten.



### **Wie hoch sind die Kosten bei einem Wechsel von konventionellen zu Bio-Lebensmitteln?**

Für einen durchschnittlichen Haushalt in Deutschland, der bislang nur konventionelle Lebensmittel gekauft hat, würden durch einen vollständigen Umstieg auf Bio-Lebensmittel Mehrkosten in Höhe von 7 % des Haushaltsnettoeinkommens anfallen. Dabei sind die gekauften Bio-Lebensmittel im Schnitt um 82 % teuer als die konventionellen Lebensmittel.

### **Haben verschiedene Haushaltstypen unterschiedlich hohe Umstiegskosten?**

Die zusätzlichen Kosten auf Ebene der Lebensmittelausgaben unterscheiden sich kaum, wenn man die Haushalte eingeteilt in Nettoäquivalenzeinkommensdezile betrachtet. Dies liegt daran, dass sich die einkommensspezifischen Ausgabenstrukturen innerhalb des Lebensmittelbereichs sehr ähnlich sind. Allerdings ändert sich das Bild, wenn man die Bio-Mehrkosten auf das Haushaltsnettoeinkommen bezieht. Hier bestätigt sich das Engelsche Gesetz. Der Ausgabenanteil für Lebensmittel fällt über die Nettoäquivalenzeinkommensdezile deutlich und stetig von 17,3 auf 4,5 %. Dadurch fallen auch die Bio-Mehrkosten mit steigendem Einkommen deutlich und stetig von 14 % im ersten Dezil auf 4 % im zehnten Dezil.

### **Können sich Haushalte mit geringem Einkommen den Umstieg auf Bio-Lebensmittel leisten?**

Bezüglich der Frage, ob sich einkommensschwächere Haushalte diesen Umstieg leisten können, konnte festgestellt werden, dass dies für die einkommensschwächsten 50 % (gemessen am Nettoäquivalenzeinkommen) ohne eine Verschuldung nicht möglich ist. Im sechsten Dezil liegt die Sparquote genauso hoch wie die Bio-Mehrkosten, eine Umstellung auf Bio-Lebensmittel wäre also theoretisch ohne Verschuldung möglich. Im zehnten Dezil müsste für eine vollständige Umstellung etwa ein Sechstel der Sparquote aufgewendet werden.

Obwohl sich die vorangegangenen Leitfragen einfach beantworten lassen, zeigt der strukturierte Preisvergleich im Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ zwischen konventionellen Produkten und ihren ökologisch-nachhaltigen Alternativen ein heterogenes Bild. Bei einem unveränderten Konsumverhalten sind die Alternativen des Nachhaltigen Konsums mit wesentlich höheren Kosten verbunden. Der Verzicht auf die Markenfixierung ist jedoch mit deutlich geringeren Preisaufschlägen verbunden. Bei einem Umstieg von konventionellen Markenprodukten auf markenlose Produktalternativen bzw. Preiseinstiegs-Handelsmarken liegt der Preisaufschlag des nachhaltigeren Warenkorbs beispielsweise mit 5 % sogar unter der Mehrpreisbereitschaft der Konsumenten, die bei Ökoprodukten im Durchschnitt aller Gütergruppen und Konsumenten zwischen 10 und 20 % liegt (Bodenstein und Spiller 2001; McGoldrick und Freestone 2008; Hamzaoui-Essoussi und Zahaf 2012). Werden allerdings jeweils gleichwertige Markensegmente miteinander verglichen, so liegt der berechnete Preisaufschlag mit durchschnittlich 70 % aller-

dings deutlich über der Schwelle von 45 %. Diese Schwelle wird von der Mehrheit der Konsumenten als maximaler Preisauflschlag angesehen, der gerade noch akzeptiert wird. Höhere Preisauflschläge werden nur noch von einer sehr kleinen Gruppe von Konsumenten akzeptiert. Bei einer starren Konsumstruktur, also beim Ausschluss von Verhaltensänderungen, muss die Mehrpreishypothese für den Bereich „Nahrungsmittel, Getränke und Tabak“ also angenommen werden. Die höheren Kosten stellen ohne Änderungen im Konsummuster eine Barriere für einen flächendeckenden Umstieg auf eine nachhaltigere Konsumweise dar, da sie die außerhalb der Zahlungsbereitschaft der meisten Konsumenten liegen.

Es hat sich zwar gezeigt, dass insbesondere im Lebensmittelbereich für die Durchschnittskonsumenten die Mehrpreishypothese für ökologischeren Konsum anzunehmen ist. Aber bereits kleinere Verhaltensänderungen, wie die Abschwächung der Markenfixierung, können zu Abweichungen von diesem Ergebnis führen. Die Abschwächung der Markenfixierung ist eine verhältnismäßig kleine Verhaltensänderung, die auch nicht mit einem absoluten Konsumverzicht verbunden ist. Trotzdem ergibt sich durch sie ein Kostenvorteil für ökologischere Produkte. In anderen Konsumbereichen, etwa bei Konsumgütern, die im Vergleich zum jeweiligen konventionellen Produkt an anderer Stelle zu Einsparungen führen, z. B. beim Kraftstoff- oder Stromverbrauch, lässt sich die Mehrpreishypothese nicht eindeutig feststellen. Für den Kfz-Bereich muss sie als sogar abgelehnt werden.

Die Auswertungen ergaben für den durchschnittlichen Pkw-Fahrer, dass durch den Kauf umweltfreundlicherer Pkw im Vergleich zu den meistverkauften Pkw eine deutliche Reduzierung der Umweltwirkungen möglich ist. Bei Methode (B) konnten die CO<sub>2</sub>-Emissionen um 13 % reduziert und das EcoRating um 16 % erhöht werden. Bei Methode (A) lagen die CO<sub>2</sub>-Einsparungen sogar bei 20 % und die Erhöhung des EcoRatings bei 36 %. Gleichzeitig ist dieser Umstieg nicht etwa mit höheren Kosten, sondern sogar mit Einsparungen verbunden. Die deutlich geringeren Betriebskosten führen bei Methode (B) zu Kosteneinsparungen in Höhe von 7 %. Bei Methode (A) können, ausgelöst durch geringere Markenwerte, sogar 11 % eingespart werden. Dieser Befund deckt sich mit dem bereits im Lebensmittelbereich gefundenen Ergebnis, dass durch eine Akzeptanz niedrigerer Markenwerte deutliche Einsparungen möglich sind.

Allerdings gelten diese Berechnungen nur unter den für den durchschnittlichen Pkw-Fahrer getroffenen Annahmen. Im Pkw-Bereich sind jedoch sowohl das Fahr- als auch das Einkaufsverhalten äußerst heterogen. Eine nach weiteren (z. B. sozio-ökonomischen) Variablen differenzierte Analyse könnte deswegen zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen und wertvolle zusätzliche Informationen liefern. Außerdem müssen die durch die Steigerung der Kraftstoffverbrauchseffizienz induzierten Reboundeffekte berücksichtigt werden. Durch Reboundeffekte, wie z. B. die Zunahme der gefahrenen Kilometer bei gesunkenen spezifischen Kraftstoffkosten, geht ein

Teil des Effizienzgewinns wieder verloren. So wird der durchschnittliche Reboundeffekt des privaten Pkw-Verkehrs in Deutschland mit 57 % bis 62 % angegeben (Frondelet al. 2012).

Beim Pkw-Vergleich wurden ausschließlich die Unterschiede bei Kosten und Umweltwirkungen zwischen möglichst gleichwertigen (bezüglich Segment und Motorisierung) ökologischeren und konventionellen Pkw betrachtet. Die Reduktion der Umweltwirkungen bei der Wahl des ökologischeren Pkw sind zwar bereits unter diesen Prämissen durchaus beachtlich (-20 % CO<sub>2</sub>, +36 % beim Eco-Rating). Dies allein reicht allerdings nicht aus, um von einem nachhaltigen Mobilitätsverhalten sprechen zu können. Dafür sind weitere Verhaltensänderungen nötig, wie beispielsweise die Akzeptanz eines anderen Pkw-Segments (z. B. ein Wechsel von „SUV“ zu „Kompaktklasse“) und einer niedrigeren Motorisierung. Des Weiteren führt eine erhöhte Fahrzeugauslastung zu einer deutlichen Reduktion der spezifischen CO<sub>2</sub>-Emission pro Personenkilometer (Borken-Kleefeld et al. 2013). Hier besteht ein großes Verbesserungspotenzial: Nach Ergebnissen der Befragung „Mobilität in Deutschland 2008“ lag der Besetzungsgrad auf allen mit dem Pkw zurückgelegten Wegen durchschnittlich bei 1,5 Personen, auf dem Weg zur Arbeit sogar nur bei 1,1 Personen (Follmer et al. 2010). Weiterhin könnte die Nutzung von Carsharing-Angeboten Einsparungen durch höhere Auslastungsquoten vor allem auf der Produktionsseite und beim Parkraum ermöglichen.

Über diese Verhaltensänderungen innerhalb des Bereichs des motorisierten Individualverkehrs hinaus, wird sich der Modal Split insgesamt ändern müssen, um den Anforderungen einer nachhaltigen Mobilität gerecht zu werden. Dies schließt eine Verschiebung weg vom motorisierten Individualverkehr hin zu öffentlichen Verkehrsmitteln und Fuß und Fahrrad mit ein. Welche Kosten- und Umweltwirkungen solche Verhaltensänderungen mit sich bringen, soll im weiteren Verlauf des Projekts untersucht werden. Modellberechnungen bezüglich der Umweltwirkungen zeigen dabei beispielsweise, dass sich mit einer Kombination aus verschiedenen Verhaltensänderungen global 50 % der CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrsbereichs reduzieren lassen (Girod et al. 2013).

Gerade die Verbindung des Preisvergleichs mit der ökologischen Wirkungsabschätzung dürfte sich zu einem wichtigen Instrument zur Steigerung der Glaubwürdigkeit des nachhaltigen Konsums entwickeln. Hier konnte mit der Darstellung der THG-Emissionen der einzelnen Konsumbereiche ein Überblick über die Klimawirkungen des Konsums gegeben werden. Die unterschiedlichen Umweltwirkungen konventioneller und nachhaltiger Produkte werden beim warenkorbbasierten Preis- und Umweltwirkungsvergleich, soweit möglich, ebenfalls erfasst. Produzenten kann durch die Untersuchungen der Umweltwirkungen beispielsweise der Handlungsbedarf für Qualitätsverbesserungen aufgezeigt werden. Dies soll eine Priorisierung bei der Umsetzung von Qualitätsverbesserungs- und Emissionsminderungsmaßnahmen in Unternehmen ermöglichen

und die Konsumenten bei der Kaufentscheidung unterstützen, wobei insbesondere die Verbrauchersensibilisierung von großer Bedeutung ist.

Letztlich ist jedoch zur Beurteilung der Kostenwirkungen des nachhaltigen Konsums vor allem die Betrachtung unterschiedlicher Konsummuster nötig. Die Lebenshaltungskosten sind sehr stark vom gelebten Konsummuster abhängig. Hier würde eine Änderung oder Reduzierung von kosten- und umweltverbrauchsintensiven Verhaltensweisen mitunter große Spielräume für Preisaufschläge von nachhaltigen Produktalternativen ergeben.

Weitere Einsparmöglichkeiten ergeben sich beispielsweise durch eine Änderung der Ernährungsweise. Eine solche Änderung ist auch vor dem Hintergrund eines nachhaltigen Ernährungsstils notwendig. Denn allein durch die Umstellung auf Bio-Produkte ist ein solcher sicherlich noch nicht erreicht. Großes Potenzial bietet hier vor allem die Reduzierung des Fleischkonsums oder sogar der vollständige Verzicht darauf (Dagevos und Voordouw 2013; Reisch et al. 2013; Masset et al. 2014). Zum einen liegen die Bio-Mehrkosten in diesem Bereich mit durchschnittlich 95 % etwas über dem Durchschnitt, zum anderen ist Fleisch relativ gesehen ein sehr teures Lebensmittel. Eigene Auswertungen der Daten der EVS 2008 ergaben für Fleisch einen durchschnittlichen Preis von 48 Cent pro 100 Kilokalorien. Durchschnittlich lag dieser für den Bereich „Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke“ bei 17 Cent pro 100 Kilokalorien.

Auch durch die Reduktion von Lebensmittelverschwendung lassen sich, unabhängig von der Frage ob Bio-Lebensmittel gekauft werden oder nicht, Kosten und Umweltwirkungen einsparen (Eriksson et al. 2014; Farr-Wharton et al. 2014; Graham-Rowe et al. 2014). Zudem lassen sich durch den Kauf saisonaler Produkte Kosten und Umweltwirkungen einsparen (Brooks et al. 2011; Rös und Karlsson 2013). All diese Verhaltensänderungen sollen ausführlicher in weiteren Analysen untersucht werden.

Um die Mehrkosten von Bioprodukten zu senken, sind neben Verhaltensänderungen auf Seite der Konsumenten auch wirtschaftspolitische Maßnahmen denkbar. Unter dem Stichwort der „wahren Preise“ könnten beispielsweise Instrumente zur Internalisierung der verursachten externen Kosten eingeführt werden. Für Österreich kamen Schader et al. (2013) zu dem Ergebnis, dass die österreichische Landwirtschaft externe Kosten in Höhe von 1,3 Mrd. Euro verursacht. Weiter schätzen sie, dass durch eine Umstellung auf Bio-Landbau mindestens ein Drittel dieser Kosten eingespart werden könnte. Weitere mögliche Maßnahmen zur Senkung des Preisunterschieds zwischen konventionellen und Bio-Lebensmitteln lägen beispielsweise in einer stärkeren Umstrukturierung der Subventionen im Landwirtschaftsbereich, weg vom konventionellen hin zum Bio-Landbau. Auch die Einführung neuer Förderungsinstrumente wäre denkbar, beispielsweise ein reduzierter Mehrwertsteuersatz für Bioprodukte bzw. nachhaltigere Produkte.

Weiterhin könnten die Bio-Mehrkosten zukünftig „von selbst“ durch Skalen- und Lerneffekte zurückgehen (Koos 2011). Wie bereits erwähnt ist der Umsatz mit Bio-Lebensmitteln in Deutschland in den letzten Jahren deutlich gestiegen. Von 2000 bis 2014 hat er sich beinahe vervierfacht (BÖLW 2015). Wenn das Wachstum sich weiter fortsetzt, könnten über größere Mengen und eine Professionalisierung möglicherweise niedrigere Endverbraucherpreise realisiert werden (Anisimova und Sultan 2014). Sollte die Nachfrage allerdings stärker steigen als das Angebot, sind auch steigende Preise denkbar; ein Szenario dem eine vorausschauende Landwirtschaftspolitik versuchen sollte entgegenzuwirken. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass nur signifikante Preisänderungen zu einer Erhöhung der Nachfrage nach Bio-Produkten führen dürfte (Monier et al. 2009).

Am Ende ist doch alles eine Frage des Preises. Deshalb ist folgende Frage bei der Weiterverbreitung des nachhaltigen Konsums im Fokus: Mit welchen Mitteln die festgestellten Mehrkosten für Bio-Produkte gesenkt werden könnten. Dies ist zentral, denn die Mehrkosten liegen mit etwa 80 % deutlich über den in der Literatur ermittelten Mehrzahlbereitschaften für Bio-Lebensmittel von etwa 10 % bis 20 % (Plaßmann und Hamm 2009). Zu diesem Befund passt auch das Ergebnis der TNS Infratest Umfrage aus dem Jahr 2010. Bei dieser stellt mit 62 % der Grund „zu teuer“ den meistgenannten Grund dar, warum Verbraucher keine Bio-Produkte kauften (TNS Infratest 2011; Buder et al. 2014; Moser 2015). Insbesondere Konsumenten, die nur selten Bio-Produkte kaufen, sind besonders preissensibel (Schröck 2014). Aber gerade diese Konsumenten müssen erreicht werden, wenn man ein Mainstreaming des nachhaltigen Konsums erreichen will.

Hier hat bereits das Vorhandensein von Bio-Produkten in Discountern zu Nachfragesteigerungen geführt (Gottschalk und Leistner 2013), sodass die Angebotserweiterung weiter forciert werden muss. Wie die Untersuchungen gezeigt haben, sind trotz eines Booms bei Bio-Lebensmitteln andere Konsumbereiche weit davon entfernt, ein sortiments- und flächendeckendes Angebot in voller Breite und Tiefe bereitstellen zu können. Damit einhergehend müssen auch entsprechende Nachhaltigkeitskriterien weiterentwickelt und bekannt gemacht werden.

In welche Richtung sich die Mehrkosten des nachhaltigen Konsums entwickeln, könnte mit Hilfe des hier vorgestellten Preisindex-Konzepts weiter verfolgt werden. Dadurch würden sowohl Erfolge, aber gegebenenfalls auch problematische Entwicklungen sowohl für die Verbraucher als auch für die Produzenten, Verkäufer und Politiker sichtbar gemacht. Dass dies neben umweltpolitischen auch sozialpolitische Relevanz besitzt, konnte durch die einkommensspezifischen Untersuchungen gezeigt werden. Sollte es das Ziel der Politik sein, dass sich alle Menschen ein nachhaltiges Konsummuster leisten können, so läge z. B. in der Verminderung des Mehrpreises für Bio-Lebensmittel bei unverminderter Qualität ein Schritt hin zu diesem Ideal.

Über alle Konsumbereiche hinweg betrachtet könnte sich aber auch ein weiter differenziertes Bild ergeben. So könnten die aufgezeigten Einsparungen im Pkw- und Strombereich auch dazu genutzt werden, einen Teil der Mehrkosten des nachhaltigen Konsums in anderen Konsumbereichen, etwa im Lebensmittelbereich, zu kompensieren. Deshalb ist es auch weiterhin von Bedeutung den warenkorbbasierten Umwelt- und Preisvergleich als ökologisch nachhaltiger Preisindex auf alle Konsumbereiche auszudehnen. Hierzu gilt es, die offenen praktischen und methodischen Herausforderungen als weiteren Forschungsbedarf weiter zu untersuchen, um dadurch letztlich auch ein umfassendes Bild der Kosten einer nachhaltigeren Lebenshaltung zu bekommen.

## 6 Zusammenarbeit mit den Partnern

Durch die Abordnung des Projektmitarbeiters Dipl.-Volksw. Benjamin Held an die Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft (FEST e.V.) ergab sich eine kontinuierliche, fruchtbare Zusammenarbeit mit den dortigen Leitern des Fachbereichs „Frieden und nachhaltige Entwicklung“ Prof. Dr. Hans Diefenbacher und Dr. Volker Teichert. Der Fachbereich lässt dabei seine umfassenden Kenntnisse und Erfahrungen bei der Entwicklung und praktischen Umsetzung von Nachhaltigkeitsindikatoren in das Projekt einfließen. In regelmäßig stattfindenden Treffen werden vor allem mit Prof. Dr. Hans Diefenbacher statistische Methodenprobleme besprochen und gemeinsam Lösungsansätze entwickelt.

Ein erstes Treffen mit Mitarbeitern des Statistischen Bundesamtes fand am 20.03.2013 statt. Dabei waren nicht nur der Leiter der Gruppe D3 „Preise“ Herr Michael Kuhn beteiligt, sondern auch mehrere Referatsleiter und weitere Fachreferenten. Es wurde weitgehende Unterstützung bei der Nutzung der Daten aus den Erhebungen zur Ermittlung von Kaufkraftparitäten (KKP) zugesagt. Dies wurde schließlich im Rahmen von Vorort-Recherchen am Statistischen Bundesamt durchgeführt. Dazu wurden die für die Kaufkraftparitäten (KKP) vorliegenden „Strukturierten Produktbeschreibungen“ ebenso wie KKP-Durchschnittspreise, die als konventionelle Vergleichspreise dienen, vom Statistischen Bundesamt bereitgestellt. Zudem hat das Projektteam tiefergehende Informationen zur Feingewichtung des statistischen Warenkorbs, der den Berechnungen zur Ermittlung der KKP und des Verbraucherpreisindex (VPI) zugrunde liegt, erhalten. Die Kontakte zum statistischen Bundesamt und die gemeinsamen Treffen haben wesentlich zur konzeptionellen Entwicklung des Preis- und Umweltvergleichs beigetragen. Schließlich müssen hier auch noch die freundliche Unterstützung der Redaktion und die überaus hilfreichen Anmerkungen der Fachabteilungen bei der Erstellung der Beiträge für *Wirtschaft und Statistik* bzw. *WISTA* erwähnt werden.

Die Kooperation hat nur das Statistische Bundesamt mit eingeschlossen. Dies hat in der Praxis dazu geführt, dass Daten, die vom Bundesamt gemeinsam mit den statistischen Landesämtern erhoben und bearbeitet werden, nicht kostenfrei zur Verfügung gestellt werden konnten. Im Rahmen des Projekts war davon nur die Nutzung von Daten zur Einkommens- und Verbrauchsstichprobe betroffen.

Mit der bioVista GmbH wurde in einem Fachworkshop die Umsetzung der Datenanfragen zum Forschungsprojekt besprochen. Die bioVista GmbH betreibt ein Handelspanel mit Betrieben des Naturwarenhandels, das ca.  $\frac{3}{4}$  aller Betriebe in diesem Bereich erfasst, und ein Panel mit Reformhäusern. Die bioVista GmbH wertet die Scannerkassendaten dieser Betriebe aus. Die Waren der Panelbetriebe umfassen nicht nur Lebensmittel, sondern alle Güter des täglichen Bedarfs und in begrenztem Umfang auch Bekleidung und Textilien. Es wurde die nahezu uneinge-

schränkte Nutzung der bioVista-Daten zugesagt. In der Praxis konnte diese Zusage bestätigt werden. Trotzdem hat sich die Bearbeitung der gelieferten Datensätze sehr aufwändig gestaltet. In mehreren Testanfragen musste zunächst ein geeignetes Filterformat entwickelt werden, um zielgerichtet potenzielle Preisrepräsentanten für den Warenkorbvergleich identifizieren zu können. Dieses Format konnte nach mehreren Iterationen entwickelt werden, sodass die Anfragen nun schnell und zielgerichtet umgesetzt werden können. Allerdings war die Klassifizierung der einzelnen Güter zu den „strukturierten Produktbeschreibungen“ der KKP mit einem unvermeidbar hohen Aufwand verbunden. Weitere Schritte der Zusammenarbeit waren die Auswertung der Daten nach Postleitzahlen und die kontinuierlichen Preiserhebungen zur Vereinheitlichung der verschiedenen Erhebungszeiträume aus den unterschiedlichen Datenquellen.

Mit der IFC Europe Gruppe/mynetfair AG wurde die Einbindung von Umweltdaten in QR-Systeme diskutiert. Dabei hat sich herausgestellt, dass zwar einerseits der Bedarf für diese Informationen da ist, aber andererseits bislang wenige Angebote bzw. Referenzprodukte am Markt vorhanden sind. Hier werden insbesondere die hohen Kosten zur Durchführung von Product Carbon Footprints (PCF) und Life Cycle Assessments (LCA) als Umsetzungsbarrieren angeführt. Außerdem wird die Rechtssicherheit dieser Informationen in Bezug auf das Gesetz gegen den unlauteren Wettbewerb (UWG) angezweifelt. Da diese Daten von Herstellerseite nicht vorhanden sind, lassen sie sich derzeit auch nicht auf der Handelsplattform nutzen.

Es hat sich schließlich gezeigt, dass über die Handelsplattform keine Konsumentenpreise lieferbar waren. Es werden dort lediglich in Einzelfällen unverbindliche Preisempfehlungen (UVP) von Herstellern kommuniziert. Zudem ist der Naturwarenbereich auf der Handelsplattform noch unterrepräsentiert und wurde vom Partner bioVista umfassend abgedeckt, sodass in der weiteren Zusammenarbeit weniger die Datenerhebung von Preisen als vielmehr die Kommunikation von Produkteigenschaften sowie die Erweiterung der eigenen Händlerdatenbank in den Vordergrund rückte.



## **7 Fortschritte des Forschungsgebiets bei anderen Stellen**

Alle für das Vorhaben relevanten Forschungsergebnisse bei anderen Stellen, die während der Projektlaufzeit erschienen sind, sind in das Projekt eingeflossen und wurden in den Literaturangaben dokumentiert. Darüber hinaus konnte in der Bearbeitungszeit durch die Teilnahme an internationalen Konferenzen und Workshops ein Überblick über den aktuellen Stand der Forschung gewährleistet werden. Insbesondere die Hinweise und Rückmeldungen aus den Begutachtungsverfahren der eingereichten Arbeitspapiere zu Konferenzen und für weitere Veröffentlichungen gewährleisteten, dass die Arbeiten des Projekts auf einem hohen wissenschaftlichen Stand durchgeführt wurden.

Während der Projektlaufzeit sind dem Projektteam keine Forschungsergebnisse von Dritten bekannt geworden, die das Projekt als solches oder Teile davon in Frage stellen bzw. die Projektergebnisse vorweg genommen hätten. In Gesprächen mit anderen Wissenschaftlern des Forschungsgebiets und in den Peer-Review-Verfahren wurde vielmehr der Innovationsgehalt des Vorhabens bestätigt und der Beitrag des Projekts zur Weiterentwicklung des Forschungsgebiets gewürdigt.

## 8 Ausblick

Die wissenschaftliche Arbeit an den Inhalten des Projektvorhabens wird auch über das Laufzeitende am INEC der Hochschule Pforzheim fortgeführt. Hier steht insbesondere die wissenschaftliche Verwertung der Projektergebnisse in Forschung und Lehre, aber auch in der Praxis im Vordergrund.

Zunächst kann an dieser Stelle auf die im nächsten Kapitel erwähnten Publikationen verwiesen werden, die auf dem Weg zur Veröffentlichung derzeit in verschiedenen Bearbeitungsphasen sind. Weiterhin werden die Ergebnisse der (Fach-)Öffentlichkeit vorgestellt.

Das Vorhaben fließt zudem weiterhin in die Lehre ein und es werden auch noch Abschlussarbeiten an der Hochschule Pforzheim verfasst. Weitere Abschlussarbeiten mit thematischer Anbindung an das Forschungsvorhaben werden bei konkreter Nachfrage an geeignete Kandidaten vergeben.

Des Weiteren wird das Promotionsvorhaben des Projektmitarbeiters Herr Benjamin Held mit Bezug zum Forschungsprojekt WaPrUmko durch Prof. Dr. Hans Diefenbacher (Universität Heidelberg) kooperativ betreut.

Schließlich ist das Thema des ökologischen Verbraucherpreisindex, nicht zuletzt aufgrund des Forschungsprojekts in die eingegangene Debatte. Dies zeigt sich nicht zuletzt an der Resonanz von NGO's an den Ergebnissen des Forschungsprojekts. Das Vorhaben hat einen ersten Aufschlag zum Thema geleistet. Es hat sich aber bereits ein vielfältiger weiterer Forschungsbedarf mit methodischen Fragestellungen und feingliedrigeren Untersuchungen aufgetan.

## 9 Publikationen

### Beiträge in wissenschaftlichen Fachzeitschriften

Held, B. und C. Haubach (o.J.): "The additional costs of organic food products - a basket of goods-based analysis differentiated by income". In: Management Revue (zur Veröffentlichung angenommen).

Held, B. und C. Haubach (2015): "Lohnen sich umweltfreundlichere Personenkraftwagen? Eine Analyse der Kosten und Umweltwirkungen". In: Wirtschaft und Statistik, wird 3/2015: 41-52.

Haubach, C. und B. Held (2015): "Ist ökologischer Konsum teurer? Ein warenkorbbasierter Vergleich". In: Wirtschaft und Statistik, 1/2015: 41-55.

Held, B. (2014): "Sind ärmere Haushalte stärker von Inflation betroffen? Eine äquivalenzeinkommensspezifische Analyse". In: Wirtschaft und Statistik, 11/2014: 680-691.

### Referierte Konferenzbeiträge

Held, B. und C. Haubach (2015): The Costs of Sustainable Consumption - A basket of goods-based analysis differentiated by income, Conference "Perspectives on Sustainable Consumption" at the IUC Dubrovnik, April 20-24th, 2015.

### Beiträge in Sammelbänden

Haubach, C. und B. Held (2016): "Der ökologische Verbraucherpreisindex – Kosten- und Umweltwirkungsvergleich von nachhaltigem und konventionellem Konsum". In: Leal Filho, W. [Hrsg.]: Forschung für Nachhaltigkeit an deutschen Hochschulen: Theorie und Praxis der Nachhaltigkeit. Springer Fachmedien Wiesbaden, 313-329.

### Vorträge

Haubach, C. und B. Held. (2014): Perspektiven ökologischen Konsums, Workshop "Umwelt und Konsumentenverhalten", Hochschule Pforzheim, 11.03.2014.

### Posterpräsentationen

Haubach, C. und B. Held (2015): Der ökologische Verbraucherpreisindex – Kosten- und Umweltwirkungsvergleich von nachhaltigem und konventionellem Konsum, Life Sciences Forschungskolloquium, Hamburg, 11.06.2015.

### Pressebeiträge zum Projekt

Studiotalk zum Forschungsvorhaben bei baden.TV am 25.03.2015.

Beitrag zum Thema in der WirtschaftsWoche Nr. 12/2015 (16.03.2015), S. 32.

## 10 Literatur

- Allgemeiner Deutscher Automobilclub e. V. (ADAC) [Hrsg.] (2013): ADAC-Autokosten 2013 – Kostenübersicht für über 1.800 aktuelle Neuwagenmodelle, München
- Anisimova, T. und Sultan, P. (2014): "The Role of Brand Communications in Consumer Purchases of Organic Foods: A Research Framework". In: Journal of Food Products Marketing, 20(5): 511-532.
- Bechtold, S. und Linz, S. (2005): "Schritte zur Verbesserung der Glaubwürdigkeit des Verbraucherpreisindex". In: Wirtschaft und Statistik, 57(8): 853-858.
- Bernoth, K.; Fratzscher, M. und König, P. (2014): "Schwache Preisentwicklung und Deflationsgefahr im Euroraum: Grenzen der konventionellen Geldpolitik". In: DIW Wochenbericht, 2004(12): 235-249.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) [Hrsg.] (1992): Agenda 21 - Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. Köllen Druck & Verlag, Bonn.  
[http://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/agenda\\_21.pdf](http://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/agenda_21.pdf);  
<http://www.umweltdaten.de/rup/agenda21.pdf>
- Bodenstein, G. und Spiller, A. (2001): "Preispolitik des deutschen Lebensmitteleinzelhandels und Preisbereitschaft der Konsumenten bei ökologischen Lebensmitteln". In: Schrader, U. und Hansen, U. [Hrsg.]: Nachhaltiger Konsum : Forschung und Praxis im Dialog: Marketing und Verbraucherarbeit 10. Campus, Frankfurt, New York, 189-207.
- BÖLW [Hrsg.] (2014): Zahlen, Daten, Fakten: Die Bio-Branche 2014. Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft e.V., Berlin.  
[http://www.boelw.de/uploads/media/pdf/Dokumentation/Zahlen\\_\\_Daten\\_\\_Fakten/ZDF\\_2014\\_BOELW\\_Web.pdf](http://www.boelw.de/uploads/media/pdf/Dokumentation/Zahlen__Daten__Fakten/ZDF_2014_BOELW_Web.pdf)
- BÖLW [Hrsg.] (2015): Zahlen, Daten, Fakten: Die Bio-Branche 2015. Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft e.V., Berlin.  
[www.boelw.de/fileadmin/Dokumentation/Rechtstexte/BOELW\\_ZDF\\_2015\\_web.pdf](http://www.boelw.de/fileadmin/Dokumentation/Rechtstexte/BOELW_ZDF_2015_web.pdf)
- Borken-Kleefeld, J.; Fuglestvedt, J. und Berntsen, T. (2013): "Mode, Load, And Specific Climate Impact from Passenger Trips". In: Environmental Science & Technology, 47(14): 7608-7614.
- Brachinger, H. W. (2008): "Wie stark sind unterschiedliche Bevölkerungsgruppen von der Inflation betroffen?". In: Wirtschaftsdienst, 88(6): 358-363.
- Brand, K.-W. et al. (2002): "Gesellschaftliche Zukunftstrends und nachhaltiger Konsum". In: UBA [Hrsg.]: Nachhaltige Konsummuster - Ein neues umweltpolitisches Handlungsfeld als Herausforderung für die Umweltkommunikation: Band 6. Erich Schmidt, Berlin, 221-260.
- Brécard, D. et al. (2009): "Determinants of demand for green products: An application to eco-label demand for fish in Europe". In: Ecological Economics, 69(1): 115-125.

- Breuer, C. C. und Mehrhoff, J. (2009): "Inflationsmessung nach Einkommensgruppen – Wer ist wie stark betroffen?". In: *Wirtschaft und Statistik*, 2009(10): 1032-1039.
- Briceno, T. und Stagl, S. (2006): "The role of social processes for sustainable consumption". In: *Journal of Cleaner Production*, 14(17): 1541-1551.
- Brooks, M. et al. (2011): "Does consuming seasonal foods benefit the environment? Insights from recent research". In: *Nutrition Bulletin*, 36(4): 449-453.
- BSI (British Standards Institution) [Hrsg.] (2011): PAS 2050:2011 - Specification for the measurement of the life cycle greenhouse gas emissions in products and services. BSI, London. <http://shop.bsigroup.com/en/forms/PASs/PAS-2050/>
- Buchwald, W. (2004): "Vom Preisindex für die Lebenshaltung zum Verbraucherpreisindex - Rückschau und Ausblick". In: *Wirtschaft und Statistik*, 56(1): 11-18.
- Buder, F.; Feldmann, C. und Hamm, U. (2014): "Why regular buyers of organic food still buy many conventional products: Product-specific purchase barriers for organic food consumers". In: *British Food Journal*, 116(3): 390-404.
- Bullard, C. W. und Herendeen, R. A. (1975a): "The energy cost of goods and services". In: *Energy Policy*, 3(4): 268-278.
- Bullard, C. W. und Herendeen, R. A. (1975b): "Energy Impact of Consumption Decisions". In: *Proceedings of the IEEE*, 63(3): 484-493.
- Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.] (2014): *Monitoringbericht 2014*, Bonn
- Burg, F. (2011): "Zur Berechnung von Kaufkraftparitäten". In: *Wirtschaft und Statistik*, 61(8): 793-800.
- Burney, J. A.; Davis, S. J. und Lobell, D. B. (2010): "Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification". In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(26): 12052-12057.
- Carrigan, M. und Attalla, A. (2001): "The myth of the ethical consumer – do ethics matter in purchase behaviour?". In: *Journal of Consumer Marketing*, 18(7): 560-578.
- Cason, T. N. und Gangadharan, L. (2002): "Environmental Labeling and Incomplete Consumer Information in Laboratory Markets". In: *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(1): 113-134.
- Chen, K. (1973): "Input-Output Economic Analysis of Environmental Impact". In: *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics: SMC*, 3(6): 539-547.
- D'Souza, C. et al. (2007): "Green decisions: demographics and consumer understanding of environmental labels". In: *International Journal of Consumer Studies*, 31(4): 371-376.
- Dagevos, H. und Voordouw, J. (2013): "Sustainability and meat consumption: is reduction realistic?". In: *Sustainability : Science, Practice, & Policy*, 9(2): 60-69.
- de Ponti, T.; Rijk, B. und van Ittersum, M. K. (2012): "The crop yield gap between organic and conventional agriculture". In: *Agricultural Systems*, 108: 1-9.
- Deaton, A. (1998): "Getting Prices Right: What Should Be Done?". In: *Journal of Economic Perspectives*, 12(1): 37-46.

- Diewert, W. E. (1998): "Index Number Issues in the Consumer Price Index". In: *Journal of Economic Perspectives*, 12(1): 47-58.
- DIN EN ISO 14040 (2006): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. EN ISO 14040:2006. Geneva, International Organization for Standardization.
- DIN EN ISO 14067 (2013): Greenhouse gases -- Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication. EN ISO 14067:2013. Geneva, International Organization for Standardization.
- Druckman, A. und Jackson, T. (2009): "The carbon footprint of UK households 1990-2004: A socio-economically disaggregated, quasi-multi-regional input-output model". In: *Ecological Economics*, 68(7): 2066-2077.
- Eberle, U. (2001): "Das Nachhaltigkeitslabel. Ein Instrument zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung". In: *Spiegel der Forschung*, 18(2): 70-77.
- EEA [Hrsg.] (2012): *Consumption and the Environment. The European environment — state and outlook 2010 (SOER 2010 - Update 2012)*. European Environment Agency, Copenhagen
- Elbel, G. (1999): "Die Berechnung der Wägungsschemata für die Preisindizes für die Lebenshaltung". In: *Wirtschaft und Statistik*, 51(3): 171-178.
- Eriksson, M.; Strid, I. und Hansson, P.-A. (2014): "Waste of organic and conventional meat and dairy products—A case study from Swedish retail". In: *Resources, Conservation and Recycling*, 83: 44-52.
- Eurostat [Hrsg.] (2012): *European Comparison Programme: Consumer price survey E12-1 "Food, drinks and tobacco"*, Specific Survey Guidelines, final version. European Commission, Eurostat, Luxembourg
- Eurostat und OECD [Hrsg.] (2006): *Eurostat – OECD Methodological manual on purchasing power parities*. European Communities / OECD, Luxembourg. [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY\\_OFFPUB/KS-BE-06-002/EN/KS-BE-06-002-EN.PDF](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-BE-06-002/EN/KS-BE-06-002-EN.PDF)
- Eurostat und OECD [Hrsg.] (2012): *EUROSTAT-OECD Methodological manual on purchasing power parities*. European Union, OECD, Luxembourg
- Farr-Wharton, G.; Foth, M. und Choi, J. H.-J. (2014): "Identifying factors that promote consumer behaviours causing expired domestic food waste". In: *Journal of Consumer Behaviour*, 13(6): 393-402.
- Fischer, D. (2002): "Das Wollsocken Image überwinden! Sozialpsychologische Funktionen von Bekleidung und das Marketing von Öko-Textilien". In: Scherhorn, G. und Weber, C. [Hrsg.]: *Nachhaltiger Konsum : Auf dem Weg zur gesellschaftlichen Verankerung*. ökom, München, 119-130.
- Flysjö, A. et al. (2012): "The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk". In: *Journal of Cleaner Production*, 28: 134-142.

- Follmer, R. et al. (2010): *Mobilität in Deutschland 2008 : Ergebnisbericht : Struktur – Aufkommen – Emissionen – Trends*. infas/DLR, Bonn/Berlin. [www.mobilitaet-in-deutschland.de/pdf/MiD2008\\_Abschlussbericht\\_I.pdf](http://www.mobilitaet-in-deutschland.de/pdf/MiD2008_Abschlussbericht_I.pdf)
- Fraj, E. und Martinez, E. (2007): "Ecological consumer behaviour: an empirical analysis". In: *International Journal of Consumer Studies*, 31(1): 26-33.
- Frondel, M.; Ritter, N. und Vance, C. (2012): "Heterogeneity in the rebound effect: Further evidence for Germany". In: *Energy Economics*, 34(2): 461-467.
- Geyer-Allély, E. und Zacarias-Farah, A. (2003): "Policies and instruments for promoting sustainable household consumption". In: *Journal of Cleaner Production*, 11(8): 923-926.
- GfK (2013): *Discount goes luxury - Trading up dank 'Mehrwert'*. Total Grocery 09/2013. Consumer Index GfK, Nürnberg. [www.gfk.com/de/documents/news%20deutschland/ci\\_09-2013.pdf](http://www.gfk.com/de/documents/news%20deutschland/ci_09-2013.pdf)
- Girod, B.; van Vuuren, D. P. und de Vries, B. (2013): "Influence of travel behavior on global CO<sub>2</sub> emissions". In: *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 50: 183-197.
- Gottschalk, I. und Leistner, T. (2013): "Consumer reactions to the availability of organic food in discount supermarkets". In: *International Journal of Consumer Studies*, 37(2): 136-142.
- Graham-Rowe, E.; Jessop, D. C. und Sparks, P. (2014): "Identifying motivations and barriers to minimising household food waste". In: *Resources, Conservation and Recycling*, 84: 15-23.
- Grießhammer, R. et al. (2004): *EcoTopTen - Innovationen für einen nachhaltigen Konsum*. Öko-Institut e.V., Freiburg. [http://www.ecotopten.de/download/EcoTopTen\\_Endbericht\\_gesamt.pdf](http://www.ecotopten.de/download/EcoTopTen_Endbericht_gesamt.pdf)
- Grunert, S. C. und Juhl, H. J. (1995): "Values, environmental attitudes, and buying of organic foods". In: *Journal of Economic Psychology*, 16(1): 39-62.
- Guinée, J. (2001): "Handbook on life cycle assessment — operational guide to the ISO standards". In: *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(5): 255.
- Gutmanis, I. (1975): "Input-Output Models in Economic and Environmental Policy Analyses". In: *Proceedings of the IEEE*, 63(3): 431-437.
- Haanpää, L. (2007): "Consumers' green commitment: indication of a postmodern lifestyle?". In: *International Journal of Consumer Studies*, 31(5): 478-486.
- Hamm, U.; Aschemann, J. und Riefer, A. (2007): "Sind die hohen Preise für Öko-Lebensmittel wirklich das zentrale Problem für den Absatz?". In: *Berichte über Landwirtschaft*, 85(2): 252-271.
- Hamm, U. und Plaßmann, S. (2010): "Einkaufsentscheidungen für Öko-Lebensmittel: Die Bedeutung des Preises wird überschätzt". In: *Biopress*, Jg. 2010(64): 32-36.
- Hammond, G. (2007): "Time to give due weight to the 'carbon footprint' issue". In: *Nature*, 445(7125): 256.

- Hamzaoui-Essoussi, L. und Zahaf, M. (2012): "Canadian Organic Food Consumers' Profile and Their Willingness to Pay Premium Prices". In: *Journal of International Food & Agribusiness Marketing*, 24(1): 1-21.
- Hansen, U. und Schrader, U. (2001): "Nachhaltiger Konsum - Leerformel oder Leitprinzip?". In: Schrader, U. und Hansen, U. [Hrsg.]: *Nachhaltiger Konsum : Forschung und Praxis im Dialog: Marketing und Verbraucherarbeit* 10. Campus, Frankfurt, New York, 17-48.
- Haubach, C. (2013): *Umweltmanagement in globalen Wertschöpfungsketten : Eine Analyse am Beispiel der betrieblichen Treibhausgasbilanzierung*. Springer Gabler, Wiesbaden.
- Heerwagen, L. R. et al. (2014): "Can increased organic consumption mitigate climate changes?". In: *British Food Journal*, 116(8): 1314-1329.
- Heiskanen, E. (2005): "The Performative Nature of Consumer Research: Consumers' Environmental Awareness as an Example". In: *Journal of Consumer Policy*, 28(2): 179-201.
- Held, B. (2014): "Sind ärmere Haushalte stärker von Inflation betroffen? Eine äquivalenzeinkommensspezifische Analyse". In: *Wirtschaft und Statistik*, 64(11): 680-691.
- Hendrickson, C. T.; Lave, L. B. und Matthews, H. S. (2006): *Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services : An Input-Output Approach*. Resources for the Future/John Wiley, Washington, D.C./Chichester.
- Hertwich, E. G.; Pease, W. S. und Koshland, C. P. (1997): "Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods". In: *Science of The Total Environment*, 196(1): 13-29.
- Hertwich, E. G. und Peters, G. P. (2009): "Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis". In: *Environmental Science & Technology*, 43(16): 6414-6420.
- Hoolohan, C. et al. (2013): "Mitigating the greenhouse gas emissions embodied in food through realistic consumer choices". In: *Energy Policy*, 63: 1065-1074.
- Hülsbergen, K.-J. und Rahmann, G. [Hrsg.] (2013): *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Thünen Report. vTI, Braunschweig.
- Huppes, G. et al. (2006): "Environmental Impacts of Consumption in the European Union. High-Resolution Input-Output Tables with Detailed Environmental Extensions". In: *Journal of Industrial Ecology*, 10(3): 129-146.
- Imkamp, H. (2000): "The Interest of Consumers in Ecological Product Information Is Growing – Evidence From Two German Surveys". In: *Journal of Consumer Policy*, 23(2): 193-202.
- IPCC (Solomon, S. et al.) [Hrsg.] (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge et al.



- [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_wg1\\_report\\_the\\_physical\\_science\\_basis.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm)
- Jensen, J. O. (2008): "Measuring consumption in households: Interpretations and strategies". In: *Ecological Economics*, 68(1-2): 353-361.
- Kerkhof, A. C.; Benders, R. M. J. und Moll, H. C. (2009): "Determinants of variation in household CO<sub>2</sub> emissions between and within countries". In: *Energy Policy*, 37(4): 1509-1517.
- Kok, R.; Benders, R. M. J. und Moll, H. C. (2006): "Measuring the environmental load of household consumption using some methods based on input-output energy analysis: A comparison of methods and a discussion of results". In: *Energy Policy*, 34(17): 2744-2761.
- Konüs, A. A. (1939): "The Problem of the True Index of the Cost of Living". In: *Econometrica*, 7(1): 10-29.
- Koos, S. (2011): "Varieties of Environmental Labelling, Market Structures, and Sustainable Consumption Across Europe: A Comparative Analysis of Organizational and Market Supply Determinants of Environmental-Labelled Goods". In: *Journal of Consumer Policy*, 34(1): 127-151.
- Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) [Hrsg.] (2014): Neuzulassungen von Personenkraftwagen im Dezember 2013 nach Segmenten und Modellreihen (FZ11). Flensburg
- Kristof, K. und Süßbauer, E. (2009): Handlungsoptionen zur Steigerung der Ressourceneffizienz im Konsumalltag. Paper zu Arbeitspaket 12 des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRes). Wuppertal Institut, Wuppertal. [http://ressourcen.wupperinst.org/downloads/MaRes\\_AP12\\_2.pdf](http://ressourcen.wupperinst.org/downloads/MaRes_AP12_2.pdf)
- Kunert, U. und Radke, S. (2013): "Nachfrageentwicklung und Kraftstoffeinsatz im Straßenverkehr: alternative Antriebe kommen nur schwer in Fahrt". In: *DIW Wochenbericht*, 2013(50): 13-23.
- Leontief, W. W. (1936): "Quantitative Input and Output Relations in the Economic Systems of the United States". In: *Review of Economics and Statistics*, 18(3): 105-125.
- Leontief, W. W. (1970): "Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach". In: *Review of Economics and Statistics*, 52(3): 262-271.
- Leontief, W. W. (1986): *Input-Output Economics*. Oxford University Press, New York et al.
- Masset, G. et al. (2014): "Identifying Sustainable Foods: The Relationship between Environmental Impact, Nutritional Quality, and Prices of Foods Representative of the French Diet". In: *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(6): 862-869.
- Mayer, H. (2008): Environmental impacts of household consumption in Germany 1995-2005. The 2008 International Input-Output Meeting: Input-Output & Environment; Seville, Spain; July 9-11, 2008. [www.destatis.de/EN/Publications/Specialized/EnvironmentalEconomicAccounting/EnvironmentalImpacts.pdf](http://www.destatis.de/EN/Publications/Specialized/EnvironmentalEconomicAccounting/EnvironmentalImpacts.pdf)

- McDonald, S. und Oates, C. J. (2006): "Sustainability: Consumer Perceptions and Marketing Strategies". In: *Business Strategy and the Environment*, 15(3): 157-170.
- McEachern, M. G. und McClean, P. (2002): "Organic purchasing motivations and attitudes: are they ethical?". In: *International Journal of Consumer Studies*, 26(2): 85.
- McGoldrick, P. J. und Freestone, O. M. (2008): "Ethical product premiums: antecedents and extent of consumers' willingness to pay". In: *International Review of Retail, Distribution and Consumer Research*, 18(2): 185-201.
- Meier, M. S. et al. (2015): "Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment?". In: *Journal of Environmental Management*, 149: 193-208.
- Miernyk, W. H. (1973): "A Regional Input-Output Pollution Abatement Model". In: *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics: SMC*, 3(6): 575-577.
- Miller, R. E. und Blair, P. D. (1985): *Input-Output Analysis : Foundations and Extensions*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J et al.
- Moisander, J. (2007): "Motivational complexity of green consumerism". In: *International Journal of Consumer Studies*, 31(4): 404-409.
- Moll, H. C. et al. (2005): "Pursuing More Sustainable Consumption by Analyzing Household Metabolism in European Countries and Cities". In: *Journal of Industrial Ecology*, 9(1/2): 259-275.
- Monier, S. et al. (2009): "Organic Food Consumption Patterns". In: *Journal of Agricultural and Food Industrial Organization*, 7(2).
- Moser, A. K. (2015): "Thinking Green, Buying Green? Drivers of pro-environmental purchasing behavior". In: *Journal of Consumer Marketing*, 32(3): 167-175.
- Munksgaard, J. et al. (2005): "Using Input-Output Analysis to Measure the Environmental Pressure of Consumption at Different Spatial Levels". In: *Journal of Industrial Ecology*, 9(1/2): 169-185.
- Neubauer, W. (1996): *Preisstatistik*. Vahlen, München.
- Öko-Institut e.V. [Hrsg.] (2015): *EcoTopTen-Kriterien für Stromangebote*, Freiburg. [www.ecotopten.de/sites/default/files/ecotopten\\_kriterien\\_oekostrom.pdf](http://www.ecotopten.de/sites/default/files/ecotopten_kriterien_oekostrom.pdf)
- PCF Pilotprojekt Deutschland (2009): *Product Carbon Footprinting - Ein geeigneter Weg zu klimaverträglichen Produkten und deren Konsum? Ergebnisbericht*, Berlin. [http://www.pcf-projekt.de/files/1241099725/ergebnisbericht\\_2009.pdf](http://www.pcf-projekt.de/files/1241099725/ergebnisbericht_2009.pdf)
- Peters, G. und Hertwich, E. (2008): "Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption". In: *Climatic Change*, 86(1): 51-66.
- Plaßmann, S. und Hamm, U. (2009): *Kaufbarriere Preis? - Analyse von Zahlungsbereitschaft und Kaufverhalten bei Öko-Lebensmitteln*. Universität Kassel, Witzenhausen. [http://orgprints.org/15745/1/15745-06OE119-uni\\_kassel-hamm-2009-kaufbarriere\\_preis.pdf](http://orgprints.org/15745/1/15745-06OE119-uni_kassel-hamm-2009-kaufbarriere_preis.pdf)

- Pollak, R. A. (1998): "The Consumer Price Index: A Research Agenda and Three Proposals". In: *Journal of Economic Perspectives*, 12(1): 69-78.
- Potoglou, D. und Kanaroglou, P. S. (2007): "Household demand and willingness to pay for clean vehicles". In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(4): 264-274.
- Prakash, A. (2002): "Green marketing, public policy and managerial strategies". In: *Business Strategy and the Environment*, 11(5): 285-297.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (Rat für Nachhaltige Entwicklung) [Hrsg.] (2003): Empfehlungen des Rates für Nachhaltige Entwicklung an die Bundesregierung zur Fortführung des Pilot-Projektes „Nachhaltiger Warenkorb – Wegweiser zum zukunftsfähigen Konsum“. RNE, Berlin.  
[http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user\\_upload/dokumente/publikationen/broschueren/Broschuere\\_Nachhaltiger\\_Warenkorb.pdf](http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/publikationen/broschueren/Broschuere_Nachhaltiger_Warenkorb.pdf)
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (Gerlach, A. et al.) [Hrsg.] (2013): Der nachhaltige Warenkorb: Einfach besser einkaufen. Ein Ratgeber. RNE, Berlin.  
[http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user\\_upload/dokumente/publikationen/broschueren/Broschuere\\_Nachhaltiger\\_Warenkorb.pdf](http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/publikationen/broschueren/Broschuere_Nachhaltiger_Warenkorb.pdf)
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (Gerlach, A. et al.) [Hrsg.] (2015): Der nachhaltige Warenkorb: Einfach besser einkaufen. Ein Ratgeber. 5., komplett überarbeitete Auflage. RNE, Berlin.  
[www.nachhaltigkeitsrat.de/uploads/media/Broschuere\\_Nachhaltiger\\_Warenkorb.pdf](http://www.nachhaltigkeitsrat.de/uploads/media/Broschuere_Nachhaltiger_Warenkorb.pdf)
- Reichmuth, M. (2014): Marktanalyse Ökostrom. Endbericht. 04/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.  
[www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/texte\\_04\\_2014\\_\\_marktanalyse\\_oekostrom\\_0.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/texte_04_2014__marktanalyse_oekostrom_0.pdf)
- Reisch, L.; Eberle, U. und Lorek, S. (2013): "Sustainable food consumption: an overview of contemporary issues and policies". In: *Sustainability : Science, Practice, & Policy*, 9(2): 7-25.
- Rex, E. und Baumann, H. (2007): "Beyond ecolabels: what green marketing can learn from conventional marketing". In: *Journal of Cleaner Production*, 15(6): 567-576.
- Rinne, H. (1981): "Ernst Louis Etienne Laspeyres 1834 - 1913" (mit einem Abdruck von Laspeyres, E.: Die Berechnung einer mittleren Waarenpreissteigerung [1871]). In: *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik*, 196(3): 194-236.
- Röös, E.; Ekelund, L. und Tjärnemo, H. (2014): "Communicating the environmental impact of meat production: challenges in the development of a Swedish meat guide". In: *Journal of Cleaner Production*, 73: 154-164.
- Röös, E. und Karlsson, H. (2013): "Effect of eating seasonal on the carbon footprint of Swedish vegetable consumption". In: *Journal of Cleaner Production*, 59: 63-72.

- Rösch, C. (2002): "Trends in der Ernährung - eine nachhaltige Entwicklung?". In: Scherhorn, G. und Weber, C. [Hrsg.]: Nachhaltiger Konsum : Auf dem Weg zur gesellschaftlichen Verankerung. ökom, München, 269-278.
- Roy, P. et al. (2009): "A review of life cycle assessment (LCA) on some food products". In: Journal of Food Engineering, 90(1): 1-10.
- Schader, C. et al. (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich : Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs. FiBL, Frick, Wien. [www.fibl.org/fileadmin/documents/de/news/2013/studie\\_volkswirtschaft\\_nutzen\\_131205.pdf](http://www.fibl.org/fileadmin/documents/de/news/2013/studie_volkswirtschaft_nutzen_131205.pdf)
- Schiffler, A. und Gansler, J. (2014): Regionale Strompreisunterschiede. Kurzgutachten. Leipziger Institut für Energie GmbH, Leipzig. [www.ie-leipzig.com/010-dateien/pdf/2014-03-07\\_kurzgutachten-regionale\\_strompreis-unterschiede.pdf](http://www.ie-leipzig.com/010-dateien/pdf/2014-03-07_kurzgutachten-regionale_strompreis-unterschiede.pdf)
- Schmidt, M. (2009): "Carbon accounting and carbon footprint – more than just diced results?". In: International Journal of Climate Change Strategies and Management, 1(1): 19-30.
- Schoenheit, I. et al. (2002): Der nachhaltige Warenkorb - Eine Kurzstudie im Auftrag des Rates für nachhaltige Entwicklung. imug, Berlin, Hannover
- Schröck, R. (2014): Die Nachfrage nach Biolebensmitteln in Deutschland : Ökonometrische Analysen zu Nachfragestruktur, Preisbildung und Produktkennzeichnung. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen, Dissertation.
- Schultze, C. L. (2003): "The Consumer Price Index: Conceptual Issues and Practical Suggestions". In: Journal of Economic Perspectives, 17(1): 3-22.
- Seufert, V.; Ramankutty, N. und Foley, J. A. (2012): "Comparing the yields of organic and conventional agriculture". In: Nature, 485(7397): 229-232.
- Sinus Markt- und Sozialforschung GmbH [Hrsg.] (2015): Informationen zu den Sinus-Milieus® 2015, Heidelberg. [www.sinus-institut.de/fileadmin/user\\_data/sinus-institut/Downloadcenter/Informationen\\_zu\\_den\\_Sinus-Milieus.pdf](http://www.sinus-institut.de/fileadmin/user_data/sinus-institut/Downloadcenter/Informationen_zu_den_Sinus-Milieus.pdf)
- Smith, A. (1789/2005): Der Wohlstand der Nationen. DTV, München.
- Statistisches Bundesamt [Hrsg.] (1998): Systematisches Verzeichnis der Einnahmen und Ausgaben der privaten Haushalte, Ausgabe 1998 (SEA 98). Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. [www.destatis.de/DE/Publikationen/Verzeichnis/PrivateHaushalte3200500989004.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.destatis.de/DE/Publikationen/Verzeichnis/PrivateHaushalte3200500989004.pdf?__blob=publicationFile)
- StBA (Statistisches Bundesamt) [Hrsg.] (2003): Wägungsschema Verbraucherpreisindex Deutschland. [www.destatis.de/download/d/preis/waegung2000.pdf](http://www.destatis.de/download/d/preis/waegung2000.pdf)
- StBA [Hrsg.] (2009): Umweltnutzung und Wirtschaft - Tabellenteil zu den umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2009. Statistisches Bundesamt (StBA), Wiesbaden

- Steuer, P. (2003): "Für eine „Ratingagentur“ für Umweltzeichen als Wegweiser durch den Etikettenschwungel". In: Volkens, A. et al. [Hrsg.]: Orte nachhaltiger Entwicklung. VÖW, Berlin, 112-116.
- Suh, S. et al. (2004): "System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches". In: Environmental Science & Technology, 38(3): 657-664.
- TNS Infratest (2011): Ernährungsgewohnheiten in sieben europäischen Ländern : Konsum von Bioprodukten. Health & Nutrition Insights. TNS Infratest, Hamburg. [www.tns-infratest.com/presse/pdf/Presse/2011\\_01\\_21\\_TNS\\_Infratest\\_Nutrition\\_Health\\_Bioprodukte\\_Charts.pdf](http://www.tns-infratest.com/presse/pdf/Presse/2011_01_21_TNS_Infratest_Nutrition_Health_Bioprodukte_Charts.pdf)
- Treloar, G. J. (1997): "Extracting Embodied Energy Paths from Input-Output Tables: Towards an Input-Output-based Hybrid Energy Analysis Method". In: Economic Systems Research, 9(4): 375-391.
- Tukker, A. und Jansen, B. (2006): "Environmental Impacts of Products - A Detailed Review of Studies". In: Journal of Industrial Ecology, 10(3): 159-182.
- Tuomisto, H. L. et al. (2012): "Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research". In: Journal of Environmental Management, 112: 309-320.
- UBA [Hrsg.] (2002): Umweltorientierte Dienstleistungen als wachsender Beschäftigungssektor - Bestandsaufnahme und Perspektiven unter besonderer Berücksichtigung des privaten Dienstleistungsgewerbes. Erich Schmidt, Berlin
- UBA (Gniffke, P.) [Hrsg.] (2014): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2012. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2014. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau. [www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate-change\\_24\\_2014\\_nationaler\\_inventarbericht.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate-change_24_2014_nationaler_inventarbericht.pdf)
- Verkehrsclub der Schweiz (VCS) [Hrsg.] (2013): Umweltbewertungssystem Auto-Umweltliste, Bern
- Verkehrsclub der Schweiz (VCS) [Hrsg.] (2014): Verkehrsclub der Schweiz (VCS) (Herausgeber). Interaktive Auto-Umweltliste. Personenwagendatenbank. Stand: 29. Oktober 2013., Bern
- Weber, C. und Fahl, U. (1993): "Energieverbrauch und Bedürfnisbefriedigung - Eine Analyse mit Hilfe der energetischen Input-Output-Rechnung". In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 43(9): 605-612.
- Weber, C. L. und Matthews, H. S. (2008): "Quantifying the global and distributional aspects of American household carbon footprint". In: Ecological Economics, 66(2-3): 379-391.
- Wiedmann, T. et al. (2007): "Examining the global environmental impact of regional consumption activities -- Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade". In: Ecological Economics, 61(1): 15-26.

- Wüstenhagen, R.; Villiger, A. und Meyer, A. (2001): "Bio-Lebensmittel jenseits der Öko-Nische".  
In: Schrader, U. und Hansen, U. [Hrsg.]: Nachhaltiger Konsum : Forschung und Praxis im  
Dialog: Marketing und Verbraucherarbeit 10. Campus, Frankfurt am Main, 177-188.
- Zacarias-Farah, A. und Geyer-Allély, E. (2003): "Household consumption patterns in OECD  
countries: trends and figures". In: Journal of Cleaner Production, 11(8): 819-827.
- Zachariadis, T. (2005): "Assessing policies towards sustainable transport in Europe: an integrated  
model". In: Energy Policy, 33(12): 1509-1525.
- Zehetmeier, M. et al. (2012): "Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas  
emissions? A system approach". In: animal, 6(1): 154-166.