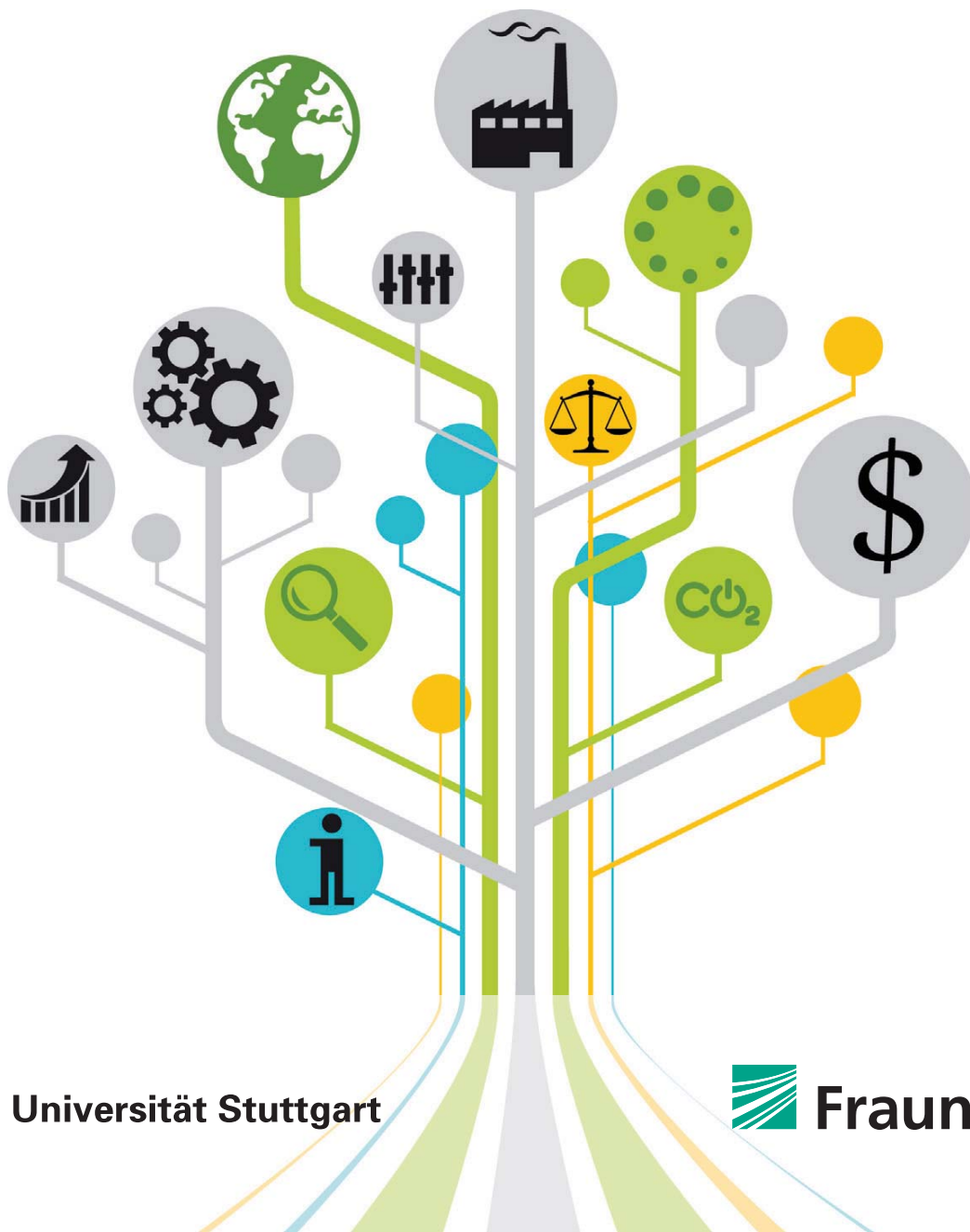


ROBERT MIEHE

Methodik zur Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung von Produktionssystemen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle anhand ausgewählter Umweltprobleme



Universität Stuttgart



Fraunhofer

IPA

Herausgeber:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Thomas Bauernhansl

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Alexander Verl

Univ.-Prof. a. D. Dr.-Ing. Prof. E.h. Dr.-Ing. E.h. Dr. h.c. mult. Engelbert Westkämper

Robert Mieke

**Methodik zur Quantifizierung der nachhaltigen
Wertschöpfung von Produktionssystemen an der
ökonomisch-ökologischen Schnittstelle anhand
ausgewählter Umweltprobleme**

Kontaktadresse:

Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung IPA, Stuttgart
Nobelstraße 12, 70569 Stuttgart
Telefon 0711 970-00, Telefax 0711 970-1399
info@ipa.fraunhofer.de, www.ipa.fraunhofer.de

STUTTGARTER BEITRÄGE ZUR PRODUKTIONSFORSCHUNG**Herausgeber:**

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Thomas Bauernhansl
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Alexander Verl
Univ.-Prof. a. D. Dr.-Ing. Prof. E.h. Dr.-Ing. E.h. Dr. h.c. mult. Engelbert Westkämper

Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung IPA, Stuttgart
Institut für Industrielle Fertigung und Fabrikbetrieb (IFF) der Universität Stuttgart
Institut für Steuerungstechnik der Werkzeugmaschinen und Fertigungseinrichtungen (ISW)
der Universität Stuttgart

Titelbild: @ Illustration: Julien Eichinger, Fotolia; @ Icons: Fotolia

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über www.dnb.de abrufbar.

ISSN: 2195-2892

ISBN (Print): 978-3-8396-1291-0

D 93

Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss., 2017

Druck: Mediendienstleistungen des Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau IRB, Stuttgart
Für den Druck des Buches wurde chlor- und säurefreies Papier verwendet.

© by **FRAUNHOFER VERLAG**, 2018

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau IRB
Postfach 80 04 69, 70504 Stuttgart
Nobelstraße 12, 70569 Stuttgart
Telefon 0711 970-2500
Telefax 0711 970-2508
E-Mail verlag@fraunhofer.de
URL <http://verlag.fraunhofer.de>

Alle Rechte vorbehalten

Dieses Werk ist einschließlich aller seiner Teile urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die über die engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes hinausgeht, ist ohne schriftliche Zustimmung des Verlages unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen sowie die Speicherung in elektronischen Systemen.

Die Wiedergabe von Warenbezeichnungen und Handelsnamen in diesem Buch berechtigt nicht zu der Annahme, dass solche Bezeichnungen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und deshalb von jedermann benutzt werden dürften. Soweit in diesem Werk direkt oder indirekt auf Gesetze, Vorschriften oder Richtlinien (z.B. DIN, VDI) Bezug genommen oder aus ihnen zitiert worden ist, kann der Verlag keine Gewähr für Richtigkeit, Vollständigkeit oder Aktualität übernehmen.

GELEITWORT DER HERAUSGEBER

Produktionswissenschaftliche Forschungsfragen entstehen in der Regel im Anwendungszusammenhang, die Produktionsforschung ist also weitgehend erfahrungsbasiert. Der wissenschaftliche Anspruch der „Stuttgarter Beiträge zur Produktionsforschung“ liegt unter anderem darin, Dissertation für Dissertation ein übergreifendes ganzheitliches Theoriegebäude der Produktion zu erstellen.

Die Herausgeber dieser Dissertations-Reihe leiten gemeinsam das Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung IPA und jeweils ein Institut der Fakultät für Konstruktions-, Produktions- und Fahrzeugtechnik an der Universität Stuttgart.

Die von ihnen betreuten Dissertationen sind der marktorientierten Nachhaltigkeit verpflichtet, ihr Ansatz ist systemisch und interdisziplinär. Die Autoren bearbeiten anspruchsvolle Forschungsfragen im Spannungsfeld zwischen theoretischen Grundlagen und industrieller Anwendung.

Die „Stuttgarter Beiträge zur Produktionsforschung“ ersetzt die Reihen „IPA-IAO Forschung und Praxis“ (Hrsg. H.J. Warnecke / H.-J. Bullinger / E. Westkämper / D. Spath) bzw. ISW Forschung und Praxis (Hrsg. G. Stute / G. Pritschow / A. Verl). In den vergangenen Jahrzehnten sind darin über 800 Dissertationen erschienen.

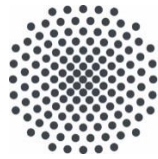
Der Strukturwandel in den Industrien unseres Landes muss auch in der Forschung in einen globalen Zusammenhang gestellt werden. Der reine Fokus auf Erkenntnisgewinn ist zu eindimensional. Die „Stuttgarter Beiträge zur Produktionsforschung“ zielen also darauf ab, mittelfristig Lösungen für den Markt anzubieten. Daher konzentrieren sich die Stuttgarter produktionstechnischen Institute auf das Thema ganzheitliche Produktion in den Kernindustrien Deutschlands. Die leitende Forschungsfrage der Arbeiten ist: Wie können wir nachhaltig mit einem hohen Wertschöpfungsanteil in Deutschland für einen globalen Markt produzieren?

Wir wünschen den Autoren, dass ihre „Stuttgarter Beiträge zur Produktionsforschung“ in der breiten Fachwelt als substanziell wahrgenommen werden und so die Produktionsforschung weltweit voranbringen.

Alexander Verl

Thomas Bauernhansl

Engelbert Westkämper



Universität Stuttgart

**Methodik zur Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung
von Produktionssystemen an der ökonomisch-ökologischen
Schnittstelle anhand ausgewählter Umweltprobleme**

Von der Fakultät 7 - Konstruktions-, Produktions- und Fahrzeugtechnik
der Universität Stuttgart zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften

– Dr.-Ing. –

genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Robert Miehe, M.Sc.

aus Hannover

Hauptberichter: Prof. Dr. Thomas Bauernhansl

Mitberichter: Prof. Dr. Alexander Sauer,
Prof. Dr. Matthias Finkbeiner

Tag der mündlichen Prüfung: 19.12.2017

Institut für Industrielle Fertigung und Fabrikbetrieb (IFF) der Universität Stuttgart
2018

Vorwort des Autors

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Arbeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung IPA sowie am Institut für Industrielle Fertigung und Fabrikbetrieb (IFF) der Universität Stuttgart. Beide Institutionen vereinen kreativen Innovationsgeist mit umfangreicher Erfahrung, wissenschaftlichen Fortschritt mit dem Anspruch industrieller Applikation.

Für die Möglichkeit der Promotion in diesem hochgradig anspruchsvollen Umfeld sowie der freundlichen Hilfe und der vielfältigen Ideengebung, gilt mein Dank in erster Linie meinem Doktorvater, Prof. Dr. Thomas Bauernhansl, Prof. Dr. Alexander Sauer und Prof. Dr. Matthias Finkbeiner danke ich für die Übernahme des Mitberichts.

Mein Dank gilt zudem meinem Vorgesetzten, Dr. Jörg Mandel, für die fachliche und umsichtige Unterstützung in vielen Diskussionsrunden sowie den vielen aktuellen und ehemaligen Kollegen, die mir in den vergangenen fünf Jahren mit Rat und Tat zur Seite standen.

Der Firma Horvath Montagetechnik GmbH, allen voran Herrn Rainer Horvath und Frau Elke Pevestorff, danke ich für die großzügige Förderung meiner Arbeit.

Für die immerwährende Unterstützung und das mir entgegengebrachte Verständnis, auch in schwierigen Zeiten, danke ich meiner Lebensgefährtin, Mandy Stradinger, und meiner Familie, allen voran Elke und Paul Miehe. Mein besonderer Dank gilt meinem Vater, Prof. Dr. Christian Miehe, der mir von klein auf den Anspruch vermittelte, eine Arbeit wie diese abzuschließen. Die stets herausfordernden Diskussionen mit Dir waren ein Privileg, Deine Leidenschaft für die Wissenschaft ein Ansporn.

Robert Miehe

Abstract

Nachhaltige Wertschöpfung ist das Diktum einer zukunftsfähigen Wirtschaftsform. Damit es gelingen kann, Produktionssysteme nach dieser Maßgabe zu konzipieren, ist eine quantitative Bezifferung von essentieller Bedeutung. Gründend auf den ethisch-normativen Lehren Immanuel Kants' und Hans Jonas', wird in der vorliegenden Arbeit nach einer kategorischen Objektivierung der Wertschöpfung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle gesucht. Das hier vorgelegte Konzept erweitert die betriebliche Wertschöpfungsrechnung um die sozio-ökologischen Folgen produktionstechnischer Handlungen. Mit dem eco²-Value-Added wird ein rein pekuniärer Indikator präsentiert, der sowohl die betriebs- als auch die gesellschaftszweckdienlichen Effekte der Leistungserstellung zu inkludieren vermag. Einem produzierenden Unternehmen eröffnet das Konzept die Überprüfung der gesellschaftlichen Legitimation, die Antizipation von Unternehmensrisiken sowie eine zielorientierte Ausrichtung des sozio-technischen Systems im Hinblick auf die immanente Gerechtigkeitsherausforderung. Ebenso ist eine ordnungspolitische Verwendung des Ansatzes in Form gezielter Steuer- und Regelungsmechanismen möglich.

Adding value sustainably is essential for a future green economy. An adequate alignment of manufacturing systems heavily depends on specific measurement. This thesis provides a categorically objective interpretation of combined economic and ecologic value added in dependence on the philosophies of Immanuel Kant and Hans Jonas. The here presented concept broadens classic operational value added accounting for manufacturing systems with regards to socio-ecologic consequences. The eco²-value-added considers both economic and ecologic impact of technological actions in

industrial enterprises on a solely monetary basis. An application in organisations enables a review of social legitimation, an anticipation of business risks and an adjustment of the socio-technical system towards the omnipresent challenge of equity. Likewise, the concept provides basic principles for a potential regulative utilization via tailored tax systems.

Inhalt

Abbildungen	VIII
Tabellen.....	XI
Abkürzungen.....	XIII
1 Einleitung	1
1.1 Ausgangssituation	1
1.2 Problemstellung	8
1.3 Zielsetzung und Forschungsfrage	11
1.4 Wissenschaftstheoretische Positionierung	13
1.4.1 Systematische Einordnung.....	13
1.4.2 Entdeckungszusammenhang	16
1.4.3 Begründungszusammenhang.....	17
1.4.4 Verwendungszusammenhang.....	18
1.4.5 Struktur zur Beantwortung der Forschungsfrage	18
2 Terminologie.....	21
2.1 Betrachtungshorizonte und -objekte sozio-technischer Wirtschaftseinheiten	21
2.1.1 Unternehmen.....	22
2.1.2 Produktion	31
2.2 Der Wertbegriff im Kontext produktionstechnischer Handlungen	42
2.2.1 Wertvorstellungen	43
2.2.2 Ökonomische Werttheorien	45
2.2.3 Wertschöpfung	53
2.2.4 Der Kostenbegriff.....	56
2.2.5 Der Nutzenbegriff	63
2.3 Das Nachhaltigkeitskonzept	64
2.4 Der Wirkungsbegriff in der Ökologie.....	76
3 Konzepte des betrieblichen Rechnungswesens.....	78
3.1 Grundlagen des betrieblichen Rechnungswesens	78
3.2 Konzepte der Wertschöpfungsrechnung	83

3.3	Konzepte der Kosten-Nutzen-Rechnung	87
3.4	Betriebliche Kostenrechnung	90
3.5	Wirkungsrechnung – Ökobilanzierung	113
3.5.1	Vorgehensweise	114
3.5.2	Methoden und Ansätze	122
4	Aussagegehalt existierender Ansätze	126
4.1	Theoretische Basis	126
4.2	Anforderungen an die Methodik	129
4.3	Auswertung existierender Ansätze	130
5	Die eco²-Value-Added-Methode	139
5.1	Methodisches Vorgehen	139
5.2	Erweitertes Systemverständnis	141
5.3	Prämissen einer integrierten Wertschöpfungsrechnung	145
5.4	Generische Vorgehensweise	152
5.4.1	Festlegung des Untersuchungsobjekts	156
5.4.2	Spezifizierung des Untersuchungssystems	157
5.4.3	Auswahl der Methoden	162
5.4.4	Zielsystemanalyse	170
5.4.5	Sozioökonomische Analyse	172
5.4.6	Mengenrechnung	179
5.4.7	Wirkungsrechnung	188
5.4.8	Wertschöpfungsrechnung	190
5.4.9	Auswertung	193
6	Modellierung der externen Beschaffungspreise	199
6.1	Kategorisierung von Umweltproblemen	199
6.2	Indikatoren und Zielzustände von Umweltproblemen	201
6.3	Ermittlung der externen Beschaffungspreise	206
6.3.1	Basisdaten	206
6.3.2	Der externe Beschaffungspreis der Klimaänderung	208
6.3.3	Der externe Beschaffungspreis des stratosphärischen Ozonabbaus	212

6.3.4	Der externe Beschaffungspreis der Luftverschmutzung	221
6.3.5	Der externe Beschaffungspreis der Eutrophierung	225
6.3.6	Der externe Beschaffungspreis der Versauerung	232
6.4	Zwischenfazit	238
7	Anwendungsbeispiele	248
7.1	Anwendungsbeispiel 1 – Unternehmen	249
7.2	Anwendungsbeispiel 2 – Prozessvergleich	263
7.3	Anwendungsbeispiel 3 – Volkswirtschaftliche Betrachtungen	289
8	Zusammenfassung	292
8.1	Reflexion	292
8.2	Kritische Würdigung	297
8.3	Ausblick	300
	Literaturverzeichnis	304
	Anhang 1 – Ergänzungen zur entwickelten Methodik	401
	Anhang 2 – Grundlagen wahrgenommener Umweltproblemfelder	402
	Anhang 3 – Charakterisierungsmodelle	407
	Anhang 4 – Zusammenfassung der Modellierung der externen Beschaffungspreise	412
	Anhang 5 – Beigaben zu Anwendungsbeispiel 1	433
	Anhang 6 – Beigaben zu Anwendungsbeispiel 2	435

Abbildungen

Abb. 1.1 Entwicklung der Weltbevölkerung und des globalen Bruttoinlandproduktes.....	2
Abb. 1.2 Entwicklung der Konzentration an anthropogenen CO ₂ Emissionen	3
Abb. 1.3 Entwicklung charakteristischer Kenngrößen des Ressourceneinsatzes	5
Abb. 1.4 Paradigmenwechsel zur Sicherstellung einer zukunftsfähigen Wirtschaft	9
Abb. 1.5 Systematik der Wissenschaften	13
Abb. 1.6 Forschungsprozess	15
Abb. 1.7 Vorgehensweise zur Beantwortung der Forschungsfrage	19
Abb. 2.1 Input-Output Ansatz	27
Abb. 2.2 Inklusion eines Unternehmens in sein Umsystem	29
Abb. 2.3 Wechselwirkungen zwischen Vorder- und Hintergrundsystem	30
Abb. 2.4 Klassifizierung von Ressourcen.....	37
Abb. 2.5 Strukturelle Klassifizierung von Produktionsprozessen.....	40
Abb. 2.6 Systematisierung des Umweltwerts	53
Abb. 2.7 Wertkette der betrieblichen Leistungserstellung	54
Abb. 2.8 Externe Effekte.....	58
Abb. 2.9 Gliederung sozialer Kosten	59
Abb. 2.10 Vorrang- vs. Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit.....	68
Abb. 3.1 Klassifizierung des betrieblichen Rechnungswesens	80
Abb. 3.2 Berechnung der Bruttowertschöpfung	84
Abb. 3.3 Entstehungs- und Verwendungsrechnung.....	85
Abb. 3.4 Sustainable Value Added.....	86
Abb. 3.5 Klassifizierung der Kostenrechnung nach Teilgebieten und Systemen.....	91
Abb. 3.6 Aufbau eines Betriebsabrechnungsbogens	94
Abb. 3.7 Teilschritte der Kostenrechnung.....	95
Abb. 3.8 Verfahren der Stofffluss- und Stoffflusskostenrechnung	104
Abb. 3.9 Struktur der Wirkungskategorien.....	121
Abb. 4.1 Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik.....	130
Abb. 4.2 Kongruenz der existierenden Ansätze mit Anforderungen an die Methodik....	138

Abb. 5.1 Modellbegriff.....	140
Abb. 5.2 Bausteine der Methodik	141
Abb. 5.3 Erweitertes Systemverständnis	144
Abb. 5.4 Kalkulationsschema der eco ² -Value-Added-Rechnung	154
Abb. 5.5 Generisches Vorgehen zur Quantifizierung des eco ² -Value-Added	155
Abb. 5.6 Zusammenhang zwischen Objektebenen	156
Abb. 5.7 Unterschied zwischen KLR und interner WSR	163
Abb. 5.8 Vorgehen der internen Wertschöpfungsrechnung	164
Abb. 5.9 Eignung verschiedener Rechnungsverfahren für Fertigungsarten.....	167
Abb. 5.10 Eignung der Systeme zur Ermittlung der Inanspruchnahme der Umwelt.....	169
Abb. 5.11 Beispielhafte Wirkkette zur Herleitung der Schadenskosten	177
Abb. 5.12 Informationsbedarf physischer und operativer Mengen	180
Abb. 5.13 Input-Output-Verständnis eines Untersuchungssystems	181
Abb. 5.14 Relation von Prozessverbrauchs- und -wirkungsmengen	188
Abb. 5.15 Qualitative Dynamik des eco ² -Value-Added-Wahlproblems.....	195
Abb. 5.16 Ressourceneffizienz eines eco ² -Value-Added-Wahlproblems.....	197
Abb. 6.1 Qualitativer Verlauf des Equivalent Effective Stratospheric Chlorine Index.....	214
Abb. 6.2 Qualitativer Verlauf der Neuerkrankungsrate von Hautkrebs.....	217
Abb. 6.3 Entwicklung der Beschaffungspreise zwischen 2014 und 2050.....	240
Abb. 6.4 Zusammensetzung der Beschaffungspreise im Jahr 2014.....	241
Abb. 6.5 Sensitivität des Gesamtmodells bei Veränderung des BIP im Jahr 2020.....	246
Abb. 6.6 Sensitivität des Gesamtmodells bei Veränderung des BIP im Jahr 2050.....	246
Abb. 7.1 Ergebnisse der Mengen- und Wirkungsrechnung	258
Abb. 7.2 Zusammensetzung der Inanspruchnahme des externen Systems	259
Abb. 7.3 eco ² -Value-Added.....	260
Abb. 7.4 Referenzprodukt	264
Abb. 7.5 Auftragsprozess der abtragenden Fertigung.....	272
Abb. 7.6 Fertigungsprozess der abtragenden Fertigung	272
Abb. 7.7 Fertigungsprozess der additiven Fertigung	273
Abb. 7.8 Externe Prozessmengen je Stück.....	279
Abb. 7.9 eco ² -Value-Added- Vergleich der abtragenden und additiven Fertigung.....	284
Abb. 7.10 Dynamik des eco ² -Value-Added.....	287

Abb. 7.11 Dynamik der Naturwertminderung.....	287
Abb. 7.12 Zusammensetzung der jährlichen Klimaschuld.....	290
Abb. 8.1 Normativ-informativische Umsetzung.....	303
Abb. A4.1 Prozentuale Veränderung des deutschen BIP zwischen 1992 und 2015	412
Abb. A4.2 Prozentuale Veränderung des deutschen VPI zwischen 1992 und 2015	412
Abb. A6.1 Sankey-Diagramm des Gesamtauftrag bei abtragender Fertigung.....	439
Abb. A6.2 Sankey-Diagramm des Gesamtauftrag bei additiver Fertigung	439

Tabellen

Tab 1 Klassifizierung der Wirtschaftseinheiten.....	23
Tab 2 Formalzielausprägungen und -inhalte von Unternehmen.....	24
Tab 3 Klassifikation der Produktionsfaktoren.....	34
Tab 4 Merkmale und Ausprägungen Erzeugnis-orientierter Produktionsprozesse.....	42
Tab 5 Arten und Ausprägungen von Wertschöpfung.....	55
Tab 6 Monetarisierungsverfahren für externe Effekte	61
Tab 7 Grundbegriffe des betrieblichen Rechnungswesens.....	83
Tab 8 Klassifizierung von Umweltkostenrechnungssystemen.....	101
Tab 9 Klassifizierung ausgewählter Verfahren zur Wirkabschätzung.....	123
Tab 10 Wertschöpfung nach dem Wertprinzip	147
Tab 11 Interpretation des externen Werteverzehr	149
Tab 12 Attribute des Untersuchungsobjektes	157
Tab 13 Fertigungsarten	158
Tab 14 Wahl der Bilanzgrenzen für Input- und Output-Größen.....	161
Tab 15 Komposition des Wirtschaftswerts in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts .	170
Tab 16 Input-Output-Tabelle des internen Systems.....	182
Tab 17 Übersicht über gesellschaftlich wahrgenommene Umweltproblemfelder.....	201
Tab 18 Ökologische Problemfelder	203
Tab 19 Basisdaten für die Modellierung der externen Beschaffungspreise	208
Tab 20 Zusammenfassung der Beschaffungspreise	239
Tab 21 Relative Abweichung ggü. Ergebnissen artverwandter Studien	242
Tab 22 Kritische Annahmen der Modellkomponenten	244
Tab 23 Betriebsmittelart und geplante Nutzungsdauer	252
Tab 24 Input-Output-Bilanz der mengenmäßigen Verbräuche des internen.....	252
Tab 25 Umweltwirkungssätze für eine Werkzeugmaschine.....	254
Tab 26 Umweltwirkungen verschiedener Verbrauchskategorien.....	255
Tab 27 Quantifizierung der unmittelbaren Materialverbrauchs (abtragende Fertigung) .	267
Tab 28 Menge an Betriebsstoffen und Betriebsstoffabfällen	268
Tab 29 Mittelbare und unmittelbare interne Prozessmengen pro Stück je Fertigungsart	277
Tab 30 Externe Prozessmengen je Fertigungsart pro Stück.....	278
Tab 31 Produktionswert- und Werteverzehrarten/–beträge.....	281
Tab 32 Betriebsabrechnungsbogen.....	282

Tab 33 Werteverzehr des internen Systems pro Auftrag.....	283
Tab 34 Herleitung des eco ² -Value-Added pro Auftrag in Abhängigkeit der Fertigungsart.....	286
Tab 35 Entscheidungsebenen und –momente der eco ² -Value-Added-Rechnung	401
Tab 36 CO ₂ -Äquivalente	407
Tab 37 R11-Äquivalente	409
Tab 38 SO ₂ -Äquivalente.....	410
Tab 39 PO ₄ ³⁻ - Äquivalente.....	411
Tab 40 Basisdaten zur Herleitung der externen Beschaffungspreise	413
Tab 41 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Abmilderung (Klimawandel).....	414
Tab 42 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises des Schadens (Klimawandel).....	415
Tab 43 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Opportunität (Klimawandel).....	416
Tab 44 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Abmilderung (Ozonabbau).....	417
Tab 45 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises des Schadens (Ozonabbau).....	418
Tab 46 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Opportunität (Ozonabbau).....	421
Tab 47 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Abmilderung (Luftverschmutzung).....	423
Tab 48 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises des Schadens (Luftverschmutzung).....	424
Tab 49 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Opportunität (Luftverschmutzung).....	425
Tab 50 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Abmilderung (Eutrophierung).....	426
Tab 51 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises des Schadens (Eutrophierung).....	428
Tab 52 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Opportunität (Eutrophierung).....	429
Tab 53 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Abmilderung (Versauerung)	430
Tab 54 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises des Schadens (Versauerung)	431
Tab 55 Kalkulation des ext. Beschaffungspreises der Opportunität (Versauerung)	432
Tab 56 Produktions- und Werteverzehrarten und –beträge	433
Tab 57 Relation von Verbrauchsarten und Inanspruchnahme des externen Systems	434
Tab 58 Klassifizierung der Mengen-, Produktionswert- und Werteverzehrarten	435
Tab 59 Stromverbrauch	435
Tab 60 Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle je Maschine	436
Tab 61 Stromverbrauch je Maschine	437
Tab 62 Mengenstellen des Gesamtauftrags bei abtragender Fertigung.....	438
Tab 63 Mengenstellen des Gesamtauftrags bei additiver Fertigung	438

Abkürzungen

(1) Allgemeine Abkürzungen

AGEB	Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BfS	(schweizerisches) Bundesamt für Statistik
BfU	(schweizerisches) Bundesamt für Umweltschutz
BGH	Bundesgerichtshof
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BMWI	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BReg	Bundesregierung
BT	Deutscher Bundestag
CEE	Costs of Environmental Effects
CEO	Chief Executive Officer
CIA	Central Intelligence Agency
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V
DoT	Department for Transport (Great Britain)
EESC	Equivalent Effective Stratospheric Chlorine Index
EK / EC	Europäische Kommission / European Commission
EU	Europäische Union
EU ETS	European Union Emission Trading Scheme
EY	Ernst&Young
FCA	Full Cost Accounting
IEA	International Energy Agency
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KBA	Kraftfahrtbundesamt

LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
MGI	McKinsey Global Institute
MOC	Materials Only Costing
MoE	Ministry of the Environment (Japan)
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (engl. Organisation for Economic Co- operation and Development)
ProgRes	Deutsches Ressourceneffizienzprogramm
StBA	Statistisches Bundesamt
UBA	Umweltbundesamt
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
US BoM	United States Bureau of Mines
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VN / UN	Vereinte Nationen / United Nations
VPI	Verbraucherpreisindex
WHO	World Health Organization
WMO	World Meteorological Organization
WWF	World Wide Fund for Nature

(2) Methodische Kurzbezeichnungen

<i>AK</i>	Abmilderungskosten
<i>BZF</i>	Betriebszeitfaktor
<i>DALY</i>	Disability-Adjusted Life Years
<i>E</i>	Zielwert
<i>EESC</i>	Equivalent Effective Stratospheric Chlorine Index

<i>EWS</i>	Externe Wertschöpfung
<i>ews</i>	Externe Wertschöpfung pro Stück
<i>FW</i>	Fiktive Leistungsabnahme
<i>g</i>	Gleichwertvariable
<i>GPW</i>	Gesamter (systemischer) Produktionswert
<i>GWS</i>	Gesamte (systemische) Wertschöpfung
<i>GWV</i>	Gesamter (systemischer) Werteverzehr
<i>h</i>	Produktionskoeffizient
<i>i</i>	Zinssatz
<i>IWS</i>	Interne Wertschöpfung
<i>iws</i>	Interne Wertschöpfung pro Stück
<i>k</i>	Konstante (Charakterisierungsfaktor)
<i>LG</i>	Losgröße
<i>M</i>	Menge
<i>m</i>	Masse
<i>MA</i>	Mengenabschreibung
<i>NPW</i>	Nachhaltiger Produktionswert
<i>NWS</i>	Nachhaltige Wertschöpfung (= eco ² -Value-Added)
<i>nws</i>	Nachhaltige Wertschöpfung pro Stück
<i>OK</i>	Opportunitätskosten
<i>P</i>	Leistung
<i>p</i>	Beschaffungspreis
<i>PB</i>	Produktivitätsbeitrag

<i>PW</i>	Produktionswert
<i>Q</i>	Referenzindikator
<i>r</i>	Inputmenge
ρ	Rho (Dichte)
<i>s</i>	Reduktion / Senkung
<i>SK</i>	Schadenskosten
<i>SQ</i>	Sterbequotient
<i>t</i>	Zeit
t_{JBZ}	Jahresbetriebszeit
t_{BZ}	Betriebszeit
t_B	Bearbeitungszeit
t_R	Rüstzeit
<i>V</i>	Volumen
<i>v</i>	Verkaufspreis
<i>VRA</i>	Verrechnungssatz für Betriebsmittelabschreibung
<i>VRB</i>	Verrechnungssatz für Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle
<i>VRF</i>	Verrechnungssatz für Flächeninanspruchnahme
<i>VRS</i>	Verrechnungssatz für Stromverbrauch
<i>VSS</i>	Verbrauchsstundensatz
<i>w</i>	Wirkungsmenge
<i>WF</i>	Leistungsabnahmefaktor
<i>WV</i>	Werteverzehr

x	Outputmenge
$YPLL$	Years of Potential Life Lost
z	Problemwirkkoeffizient (binär)

(3) Indikatoren und Einheiten

CO_2e	Kohlenstoffdioxid-Äquivalent (Treibhauspotential)
J	Joule
kg	Kilogramm
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
KKP	Kaufkraftparität
$PM_{2,5}e$	$PM_{2,5}$ -Äquivalent (Luftverschmutzung)
$PO_4^{3-}e$	Phosphat – Äquivalent (Eutrophierungspotential)
ppm	parts per million
$R11e$	R11-Äquivalent (Ozonabbaupotenzial)
SO_2e	Schwefeldioxid – Äquivalent (Versauerungspotential)
t	Tonne

(4) Indizes

I	internes System
E	externes System
P	polarer Breitengrad (engl. polar latitude)
ML	mittlerer Breitengrad (engl. mid latitude)

<i>p</i>	physisch
<i>o</i>	operativ
<i>c</i>	Umweltproblemfeld
<i>N</i>	nominal
<i>R</i>	real
<i>t</i>	Periode
<i>m</i>	Mitte / Mittel

(5) Dezimal-Präfixe (nach SI-Präfixen)

<i>d</i>	Dezi (10^{-1})
<i>c</i>	Centi (10^{-2})
<i>m</i>	Milli (10^{-3})
<i>k</i>	Kilo (10^3)
<i>M</i>	Mega (10^6)
<i>G</i>	Giga (10^9)
<i>T</i>	Terra (10^{12})
<i>P</i>	Peta (10^{15})

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Weltweit stehen Gesellschaften und Volkswirtschaften einer Vielzahl in ihrer Dynamik kaum vorhersagbaren Herausforderungen gegenüber. Als ausschlaggebende Ereignisse dieser Entwicklung in der Menschheitsgeschichte gelten die industriellen Revolutionen und die damit einhergehenden sozialen und wirtschaftlichen Veränderungen. Geologen beschreiben dieses Ereignis als Übergang von Holo- in Anthropozän, der erdgeschichtlichen Zeitepoche, in der die Menschheit zum bedeutendsten Einflussfaktor auf das Ökosystem Erde wurde (Zalasiewicz et al. 2008, S. 4–8; Crutzen 2011, S. 7–10). Die mit Hilfe der Dampfmaschine mögliche Mechanisierung der Arbeit führte zu einer drastischen Steigerung der Produktivität. Der hieraus resultierende Anstieg des sich zunächst auf einzelne Personen reduzierenden, später der gesamten Gesellschaft zuteilwerdenden Wohlstands führte zu einem nahezu exponentiellen weltweiten Bevölkerungswachstum. Abb. 1.1 verdeutlicht diesen Trend in Anlehnung an Maddison (Maddison 2003, S. 256 ff).

Auch in Zukunft ist im Zuge des konstanten Fortschreitens der Industrialisierung mit einer weiteren Bevölkerungssteigerung, insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern, zu rechnen. Bis zum Jahr 2050 gehen die Vereinten Nationen (UN 2015) von einer Zunahme der Weltbevölkerung auf bis zu 10,8 Mrd. Menschen aus. Im Jahr 2100 könnten bereits bis zu 16,6 Mrd. Menschen auf der Erde leben. Der alleine aus dem Anstieg der Bevölkerung resultierende Verbrauch an Gütern zur Deckung der menschlichen Grundbedürfnisse wird zudem durch die Schaffung von sekundären Bedürfnissen (solche, die nicht der Sicherstellung der Lebensgrundlage dienen) gemehrt. Entscheidend ist hierbei der Anteil der Bevölkerung, die aktiv am Güterkonsum teilnehmen. In diese Konsumklasse fallen Personen,

die mehr als 10 Euro pro Tag (Kaufkraftparität) zur Verfügung haben (MGI 2012, S. 70). Waren dies laut McKinsey Global Institute (MGI 2012, S. 70) in den 1950er Jahren rund 13% der Weltbevölkerung, wurde ihr Anteil im Jahr 2010 auf 36% gesteigert. Für das Jahr 2025 errechnet das MGI (MGI 2012, S. 70), bei einer angenommenen Weltbevölkerung von 7,9 Mrd. Menschen, mit einer Konsumklasse von 53%.

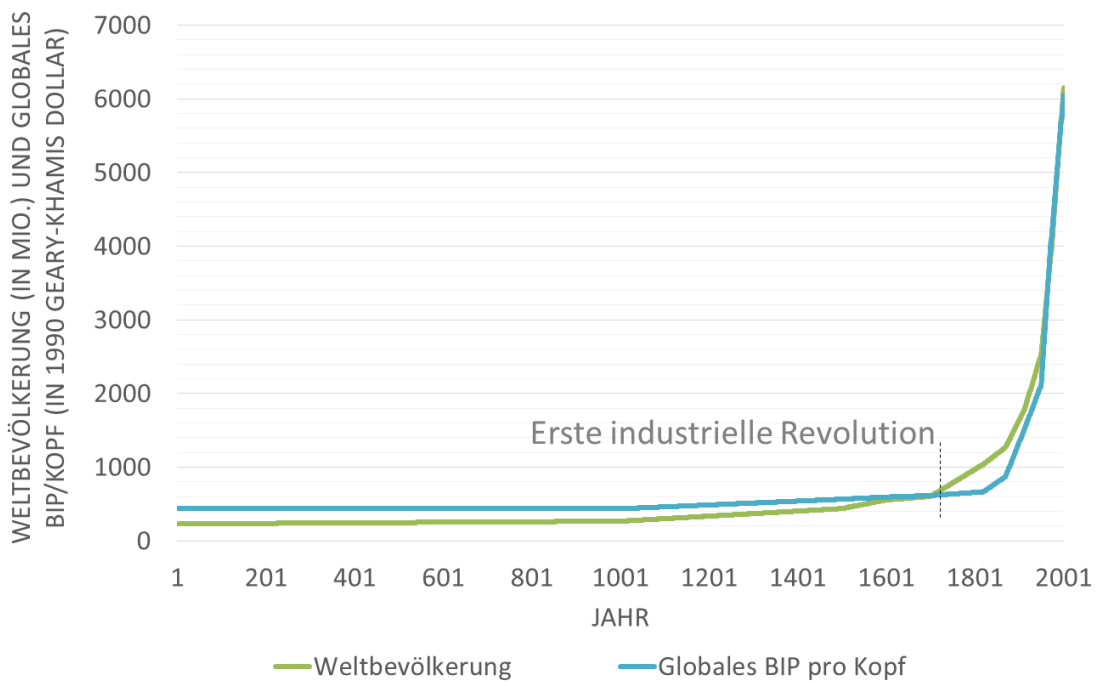


Abb. 1.1 Entwicklung der Weltbevölkerung und des globalen Bruttoinlandproduktes pro Kopf zwischen den Jahren 1 und 2001 in Anlehnung an Maddison (Maddison 2003, S. 256 ff)

Über knapp zweihundert Jahre wurde diese Entwicklung begleitet von dem Glauben an eine Unerschöpflichkeit der Ressourcen. Entsprechend zeichneten die frühen Volkswirte um Smith (Smith 2013) zur Zeit der ersten industriellen Revolution das Bild eines uneingeschränkten Wachstums zur Steigerung der menschlichen Wohlfahrt. Die zunächst unbegrenzt zur Verfügung stehende Natur wurde als freies Gut angesehen. Die entsprechenden Preise, z.B. für fossile Energieträger, spiegelten daher zu keinem Zeitpunkt ihren realen Wert wieder (Jarass et al. 2009). Die Übertragung dieses makro-ökonomischen Denkmusters auf die alltäglichen mikro-

ökonomischen Handlungen in Unternehmen und Haushalten führte zu einem über das Maß der natürlichen Regenerationsfähigkeit hinausgehenden Konsum. Mit dem Trend gehen ein massiver Ressourcenverbrauch und gravierende anthropogene Umwelteinwirkungen einher. Laut WWF (WWF 2014, S. 10) wurden bereits seit dem Jahr 1970 mehr Ressourcen pro Jahr verbraucht, als die Erde in Form ihrer Biokapazität zur Verfügung stellen kann. Die Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre nähert sich, getrieben durch die Verbrennung fossiler Energieträger, rasch dem als kritisch eingestuften Wert von 450 ppm. Abb. 1.2 verdeutlicht die Entwicklung der Konzentration an anthropogenen CO₂ Emissionen zwischen den Jahren 1850 und 2010 in Anlehnung an IPCC (IPCC 2014, S. 3).

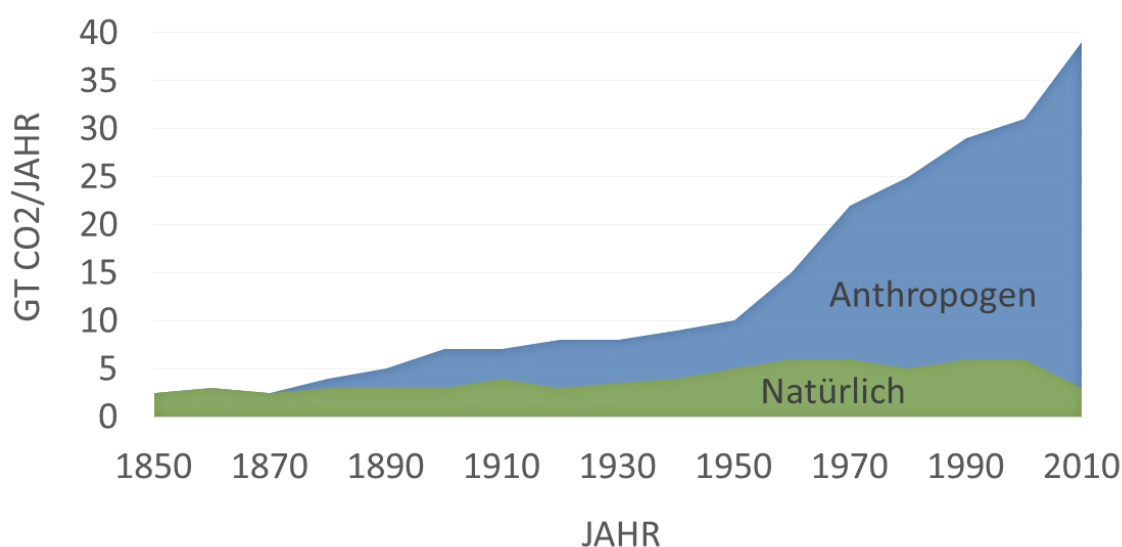


Abb. 1.2 Entwicklung der Konzentration an anthropogenen CO₂ Emissionen zwischen den Jahren 1850 und 2011 in Anlehnung an IPCC (2014, S. 3)

In Verbindung mit den Szenarien über das Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum wurden diverse Prognosen für die Entwicklung des Ressourcenverbrauchs und der mit ihrer Nutzung verbundenen Umwelteinwirkungen erstellt. Die IEA (IEA 2012, S. 51) errechnet, unter Zugrundelegung derzeitiger politischer und wirtschaftlicher Anstrengungen (current policy scenario), einen Anstieg der anthropogenen CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2035 um

rund 46% gegenüber dem Referenzjahr 2010. Die konstante Entnahme von natürlichen Ressourcen führt überdies zu einer Erschöpfung der Quellen. Neben diesen, in der öffentlichen Wahrnehmung omnipräsenten Umweltwirkungen existieren weitere externe Effekte der industriellen Produktion. Dies sind u.a. Human- und Ökotoxizität, Sommersmog, Versauerung, Eutrophierung, Belästigungen durch Lärm und Geruch, Strahlung, Biodiversitätsverlust, Feinstaub und chemische Kontamination (Fava et al. 1994; Klöpffer et al. 2009; Rockström et al. 2009a, S. 472 f; Rockström et al. 2009b). Die exzessive Inanspruchnahme der Natur durch industrielle Tätigkeiten aufgrund der zu geringen Bepreisung von Umweltgütern gilt als wesentliche Quelle des Umweltproblems. Die Privatisierung der Gewinne bei gleichzeitiger Sozialisierung des Schadens trägt erheblich zum wachsenden Ungleichgewicht zwischen Arm und Reich bei. Ausdruck findet diese Problematik im volkswirtschaftlichen Begriff der externen Kosten. Durch traditionelle Produktionsweisen und –technologien wird alleine in Deutschland jährlich ein dreistelliger Mrd.-Betrag an unbeteiligte Dritte ausgelagert (Lorenz 2000, S. 1–4). Eine von der Europäische Kommission (EK 2013) in Auftrag gegebene Studie rechnet mit Kosten von rund einer Billion Euro pro Jahr (23 Mrd. direkt und bis zu 940 Mrd. Euro indirekt), alleine für Schäden aufgrund von Luftverschmutzung.

Als Zeitraum eines eindeutigen globalen Umdenkens gelten die 1970er Jahre. Die zu Anfang der Dekade erstmals durch Meadows et al. (Meadows et al. 1972) aufgezeigte Begrenztheit der auf der Erde zur Verfügung stehenden Ressourcen führte zu einem kritischen Hinterfragen der traditionellen Wirtschaftsweise und ihrer Denkmuster. In der Folge entbrannte eine kontroverse Diskussion in Wirtschaft, Forschung und Politik, die im Jahr 1987 im Konzept der Nachhaltigkeit mündete (Brundtland 1987). Im Vergleich zu traditionellen wirtschaftlichen Leitvorstellungen stellt der Ansatz

einen fundamentalen Wandel dar (Daly 1990, S. 25 ff; Gandenberger 2011, S. 249 ff). Statt der ausnahmslosen Betonung von Wachstum und Wohlfahrt wird hier erstmals eine regulative Denkweise unterstrichen. Dennoch kann heute festgestellt werden, dass der erwartete Effekt des Konzepts weitestgehend ausbleibt. Deutlich wird dies, wie in Abb 1.3 nach StBA (StBA 2014) dargestellt, anhand der Entwicklung der wesentlichen Umweltkennzahlen auf Bundesebene zwischen den Jahren 1996 und 2012/2013.

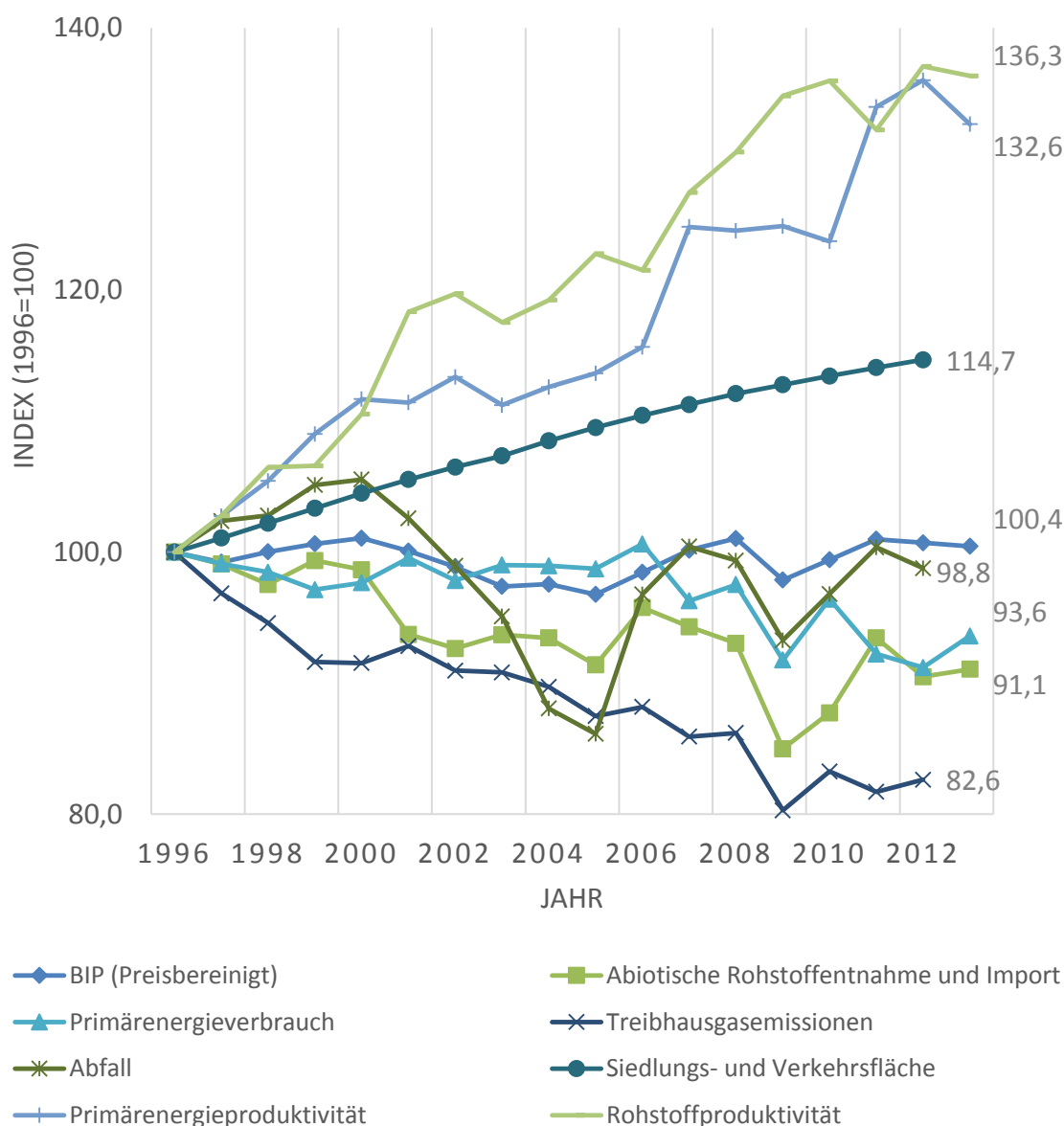


Abb. 1.3 Entwicklung charakteristischer Kenngrößen des Ressourceneinsatzes in Deutschland zwischen den Jahren 1996 und 2012/2013 nach StBA (StBA 2014)

Trotz einer gewaltigen Intensivierung umweltpolitischer Aktivitäten ist die Verbesserung der industriellen Umweltwirkung marginal. Zwar ist für einige Kenngrößen der Inanspruchnahme des natürlichen Systems (u.a. Rohstoffproduktivität, Primärenergieproduktivität und Treibhausgasemissionen) in diesem Zeitraum eine Verbesserung zu erkennen, andere bleiben jedoch nahezu unverändert. Die anfallende Menge an Abfall konnte lediglich um 1,2% gesenkt werden. Auch die Reduktion des Primärenergieverbrauchs (-6,4%) und der abiotischen Rohstoffentnahme und Importe (-8,9%) fiel vergleichsweise gering aus. Der Beitrag des verarbeitenden Gewerbes zu dieser Entwicklung ist darüber hinaus als gering einzustufen. So geht nahezu die gesamte Reduktion der Treibhausgasemissionen (-17,3%) auf den Ausbau erneuerbarer Energien zurück. Ihr Anteil am Primärenergieverbrauch der Bundesrepublik stieg zwischen 1996 und 2013 von 1,8 auf 10,4% (BMWI 2015). Auch der Anstieg der Rohstoff- (+36,3%) und Primärenergieproduktivität (+32,6) geben nur einen Ausschnitt der Realität wieder. Verschiedene Gründe können hier relativierend angeführt werden.

Einerseits weisen Bauernhansl et al. (Bauernhansl et al. 2014, S. 5) auf die Auslagerung ressourcenintensiver Produktionsschritte in Entwicklungsländer hin. Dieser als Leakage bezeichnete Effekt führt in den häufigsten Fällen zu einer erhöhten Umweltbilanz von Produkten, da in Entwicklungsländern meist wesentlich geringere Umweltstandards existieren. Kinkel et al. (Kinkel et al. 2003) zufolge lagern 41% der deutschen Unternehmen des verarbeitenden Gewerbes Produktionsleistungen aus. Die fünf weltweit wichtigsten Outsourcing-Destinationen sind laut A.T. Kearney (A.T. Kearney 2014, S. 3) Indien, China, Malaysia, Mexiko und Indonesien. Zur Darstellung der ökologischen Wirksamkeit dieser Aktivitäten kann der Environmental Performance Index der Yale Universität (Yale 2016) herangezogen werden. Während Deutschland hier unter 178 Ländern den 30. Platz belegt,

schneiden sämtliche genannte Länder aus ökologischer Sicht wesentlich schlechter ab (Nr. 63: Malaysia; Nr. 67: Mexiko; Nr. 107: Indonesien; Nr. 109: China; Nr. 141: Indien) (Yale 2016).

Darüber hinaus setzt der Indikator Rohstoffproduktivität lediglich den abiotischen Rohstoffverbrauch und Importe mit dem Bruttoinlandsprodukt (BIP) ins Verhältnis (StBA 2015). Der teilweise starke Anstieg des Verbrauchs an biotischen Rohstoffen (+22,6%), Halbwaren (+18,9%) und Fertigwaren (+76,5%) zwischen 1996 und 2012, der die These der Auslagerung rohstoffintensiver Produktionsschritte stützt, wird hier gänzlich vernachlässigt. Nicht zuletzt existieren weitere relativierende Folgen der Effizienz- bzw. Produktivitätssteigerung, u.a. der Rebound- und Mengeneffekt (Greening et al. 2000, S. 389 ff; Sorrell et al. 2008, S. 636 ff).

Als Ursache dieser defizitären Tendenz gilt die unpräzise regulatorische Spezifizierung des Nachhaltigkeitskonzepts, die zu einem bis heute andauernden Dissens in Wirtschaft und Forschung führt (Kopfmüller 2007, S. 16). Während sich Vertreter der Industrie für eine Orientierung an den konventionellen Paradigmen der Effizienz und Effektivität aussprechen, besteht in der Forschung generell Einigkeit darüber, dass eine Rationalisierung der Mittel (Suffizienz) unabdingbar für das Gelingen des Ansatzes ist (Sachs 1993, S. 69 ff; Huber 1995, S. 123; Carnau 2011, S. 24 ff; Baumast 2013, S. 362 ff). Unzweifelhaft ist jedoch, dass die aktuelle hypothetische Auslegung der Nachhaltigkeit die Geltendmachung subjektiver Ansprüche ermöglicht (Brand et al. 2000, S. 24; Behlau 2012, S. 25). Dennoch gilt der Ansatz weiterhin als das immersive Lösungskonzept der Umweltzerstörung (Brand et al. 2000, S. 174; Zabel 2011, S. 339).

Produktionsbetriebe nehmen im Rahmen dieser Thematik eine ambivalente Funktion ein. Einerseits sind sie die Hauptverursacher des Umweltproblems, andererseits werden sie als wesentlicher Stellhebel der Verbesserung ange-

sehen, da nur sie über die nötige Problemlösungskompetenz verfügen (Günther et al. 2008, S. 49; Reichwald et al. 2009, S. 307). Dabei sind insbesondere hier weiterhin die konventionellen Denkmuster vorzufinden. Der regulatorische Aspekt der Nachhaltigkeit wird in erster Linie als Risiko oder Hemmnis der Gewinnmaximierung wahrgenommen.

1.2 Problemstellung

In Anbetracht dieser beispiellosen Herausforderungen plädieren verschiedene Autoren für einen umfassenden makro- und mikro-ökonomischen Wertewandel (Carnau 2011, S. 41 ff; Zabel 2011, S. 393 ff). Die Realisierung einer zukunftsfähigen ökologie-orientierten Wirtschaftsform auf Basis eines rein quantitativen Wirtschaftswachstums, das einzig anhand des generierten Outputs gemessen wird, ist dabei abzulehnen. Der Wert eines Gutes hat stets die nicht bzw. zu gering bepreiste Inanspruchnahme der Umwelt zu berücksichtigen. In diesem Kontext skizziert Bauernhansl (Bauernhansl 2013), neben dem durch die Energiewende der Bundesregierung bereits teilweise eingeleiteten Umbruch, vier weitere Aspekte des Wandels: Material, Personal, Kapital und Struktur. Zukunftsfähiges Wirtschaften soll dabei mit Hilfe *nachhaltiger Wertschöpfung* sichergestellt werden. Dabei sieht es Bauernhansl (Bauernhansl 2013) als essentiell an, eine Integration der betriebswirtschaftlich-technischen und der ethisch-normativen Sichtweise des Nachhaltigkeitsproblems anzustreben. Abb. 1.4 illustriert den Paradigmenwechsel in Anlehnung an Bauernhansl (Bauernhansl 2013).

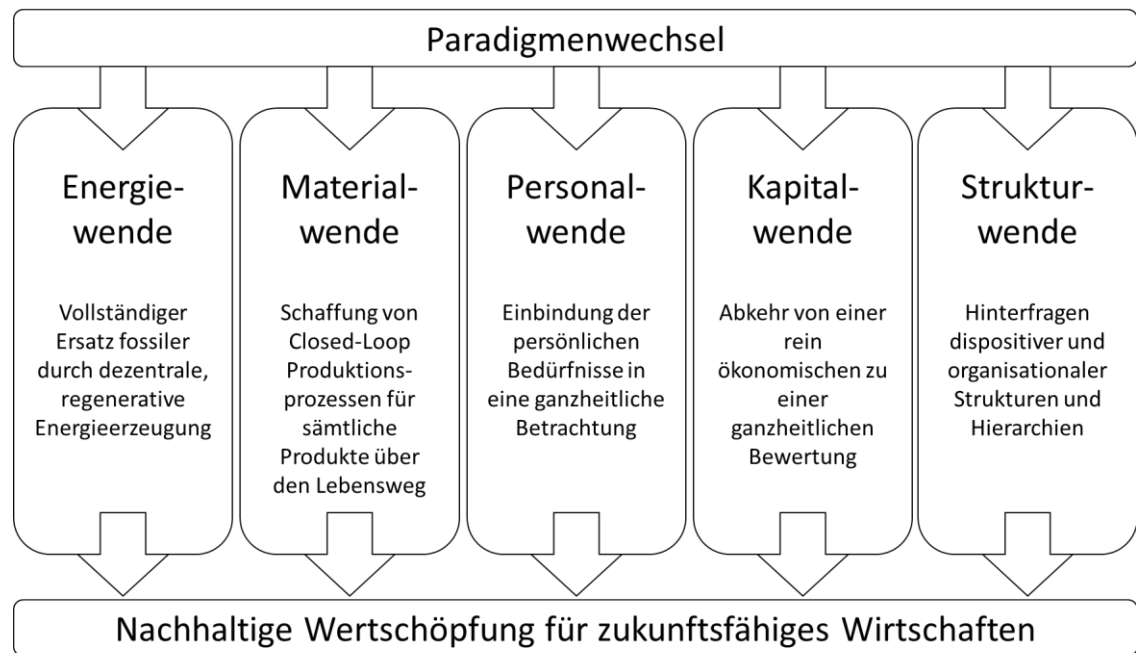


Abb. 1.4 Paradigmenwechsel zur Sicherstellung einer zukunftsfähigen Wirtschaft in Anlehnung an Bauernhansl (Bauernhansl 2013)

Infolge ihrer exklusiven Position sind produzierende Unternehmen der Ort der Verwirklichung dieser Vision (Günther et al. 2008, S. 49; Jung 2008, S. 51–52; Reichwald et al. 2009, S. 307). Um hier langfristig die Maßgabe einer nachhaltigen Wertschöpfung für sämtliche zum Einsatz kommenden Technologien und hergestellten Produkte erfüllen zu können, ist eine quantitative Bezifferung von essentieller Bedeutung. Diese ist derzeit jedoch aus diversen Gründen nicht vollumfänglich darstellbar. Maßgeblich verantwortlich ist hierfür die unspezifische Terminologie beider separater Begriffe, die dem Anwender zu jedem Zeitpunkt die Geltendmachung subjektiver Ansprüche gestattet (Brand et al. 2000, S. 24; Behlau 2012, S. 25). Mit der hieraus resultierenden Überbetonung einzelner Aspekte (Effizienz und Effektivität) kann das angestrebte Nachhaltigkeitsziel der Generationengerechtigkeit nicht erreicht werden (Nertinger 2015, S. 24). Dabei stellt bereits Kant (Kant 1986; Kant 1990) fest, dass ethisches Handeln in einer Gesellschaft rational agierender Akteure stets einer kategorischen Maxime

zu folgen hat. Mit dem kategorischen Imperativ präsentiert er die Leitlinie vernünftigen Handelns, die in der heutigen Diskussion um Nachhaltigkeit wenig Beachtung findet. Die Ermangelung einer kategorischen Deutung der nachhaltigen Wertschöpfung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle beeinträchtigt die Operationalisierung massiv (Steimle 2008, S. 189).

Darüber hinaus liegen unterschiedliche methodische Defizite vor, die die Operationalisierung zusätzlich erschweren. Einerseits reflektieren die im traditionellen Rechnungswesen zum Einsatz kommenden Methoden der Kosten- und Leistungsrechnung infolge der ausschließlichen Gewinnorientierung den wertmäßigen Beitrag einer Handlung zum Betriebszweck (Liquidität, Profit, Bestandssicherung) nicht in Gänze. Andererseits führt die Vielzahl an potentiellen Umweltwirkungen einer produktionstechnischen Handlung zu einer kaum handhabbaren Komplexität in Form von Vorgaben, Methoden und Indikatoren. Nachhaltigkeit gilt daher als nicht messbar (Korhonen 2003, S. 25). Die Folge ist eine Geringschätzung des gesamten Konzepts. Der angestrebten nachhaltigen Verbesserung produktionstechnischer Handlungen wird somit die Grundlage entzogen. Konzepte zur Quantifizierung der Nachhaltigkeit sehen sich oftmals vehementer Kritik ausgesetzt. Ungeachtet dessen sind sie von essentieller Bedeutung als Referenz der Verbesserung und Treiber von Innovationen (Schwarze 2009, S. 98; Huber 2011, S. 279). Wird Nachhaltigkeit als Prozess kontinuierlicher Optimierung verstanden (Kurz et al. 2001, S. 61), erfüllen Konzepte zur Quantifizierung in Unternehmen eine Orientierungsfunktion.

Für die Realisierung einer zukunftsfähigen ökologie-orientierten Wirtschaftsform ist also eine objektiv-kategorische Deutung der nachhaltigen Wertschöpfung zu entwickeln, deren Kernziel eine verursachungsgerechte Verteilung der Umweltschädigung ist (Fichter et al. 1997, S. 141; Burschel et al. 2004, S. 493). Gleichzeitig ist das methodische Defizit des betrieblichen

Rechnungswesens zu überwinden. Dabei ist sowohl eine interne als auch eine externe Objektivierung anzustreben. Für ersteres liegt mit der betrieblichen Wertschöpfungsrechnung ein, im Vergleich zu einer herkömmliche Kostenbetrachtung, alternatives Leistungsbewertungskonzept vor. Statt dem Gewinn steht hier der gesamte wertmäßige Beitrag einer Handlung zum Betriebszweck im Zentrum der Betrachtung. Für letzteres ist eine Internalisierung externer Nutzen und Kosten nötig (Burschel et al. 2004, S. 492-493, 507). Unter der, insbesondere für die praktische Umsetzung, elementaren Vorgabe der Kompatibilität mit existierenden Ansätzen des betrieblichen Rechnungswesens kann ihr Maß ausschließlich pekuniär sein. Die bis dahin zu gering bepreiste Inanspruchnahme des natürlichen Systems hat also in Form einer nachträglichen Monetarisierung zu erfolgen (Michaelis 1999, S. 216). Zwar existieren ausgewählte Arbeiten, die einen Übergang von der traditionellen in eine umweltorientierte Kostenrechnung aufzeigen, der Maßgabe einer objektiv-kategorische Deutung der nachhaltigen Wertschöpfung genügen diese indes nicht.

1.3 Zielsetzung und Forschungsfrage

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung einer *Methodik zur Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung von Produktionssystemen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle anhand ausgewählter Umweltprobleme*. Dabei erhebt die Arbeit nicht den Anspruch, sämtliche Aspekte der Nachhaltigkeit zu vereinen. Vielmehr soll eine Modellbildung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle erfolgen, die für Unternehmen eine integrative Orientierungsfunktion erfüllen kann. Ferner soll die Arbeit zur Schließung der Forschungslücke beitragen. In diesem Kontext stellen sich unterschiedliche Fragen, auf die im Folgenden eine Antwort gesucht wird. Grundlegend ist zunächst die Bestimmung einer geeigneten Auslegung für das Begriffspaar *nachhaltige Wertschöpfung*. Dabei soll die Definition der

Wertschöpfung nicht auf der traditionellen subjektiven sondern auf einer möglichst objektiven Interpretation basieren. Zur Auslegung des Begriffspaares nachhaltige Wertschöpfung orientiert sich der Autor an den Arbeiten von Huizing et al. (Huizing et al. 1992) und Figge et al. (Figge et al. 2000; Figge et al. 2002; Figge et al. 2002; Figge et al. 2004) sowie dem bis heute andauernden Diskurs um Nachhaltigkeit. Daraufhin ist zu klären, welche Ansätze aus existierenden Konzepten genutzt werden können, um eine für Unternehmen praktikable Methodik zur Quantifizierung zu entwickeln. Aus der Analyse der bestehenden Konzepte wird ein erweiterter Ansatz entwickelt, der im organisatorischen Kontext als Bemessungsgrundlage für ein zukunftsfähiges Wirtschaften dienen kann. Hierzu nutzt der Autor insbesondere die herkömmliche Wertschöpfungs- und Umweltkostenrechnung. In einem letzten Schritt soll das Potential der Methodik anhand eines Fallbeispiels ermittelt werden. Die primäre Forschungsfrage für die vorliegende Dissertation stellt sich somit wie folgt: *Kann die nachhaltige Wertschöpfung einer produktionstechnischen Handlung im unternehmerischen Umfeld objektiv quantifiziert werden?*

Aus der oben skizzierten Problemstellung ergeben sich zudem drei sekundäre Forschungsfragen, die einzig der Beantwortung der Primärfrage dienen. Diese lauten:

- (1) *Wie kann das Begriffspaar nachhaltige Wertschöpfung stichhaltig definiert werden?*
- (2) *Wie kann die nachhaltige Wertschöpfung einer produktionstechnischen Handlung im unternehmerischen Umfeld quantifiziert werden?*
- (3) *Wie können auf dieser Grundlage produktionstechnische Handlungen bewertet und Handlungsempfehlungen abgeleitet werden?*

1.4 Wissenschaftstheoretische Positionierung

Nachdem in den vorigen Abschnitten die Ausgangssituation, Problemstellung und Zielsetzung diskutiert wurden, erörtert dieser Abschnitt die wissenschaftstheoretische Positionierung und leitet die Vorgehensweise zur Beantwortung der Forschungsfrage ab.

1.4.1 Systematische Einordnung

Wissenschaften können in verschiedene Kategorien unterteilt werden. Als wesentliche Unterscheidungsmerkmale dienen der Untersuchungsgegenstand und die wissenschaftliche Methode des Erkenntnisgewinns. Eine allgemeinverbindliche Systematik der Wissenschaften existiert jedoch nicht (Zelewski 1999, S. 5). Abb. 1.6 stellt eine Systematik der Wissenschaften in Anlehnung an Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 305) und Zelewski (Zelewski 1999, S. 6) dar.

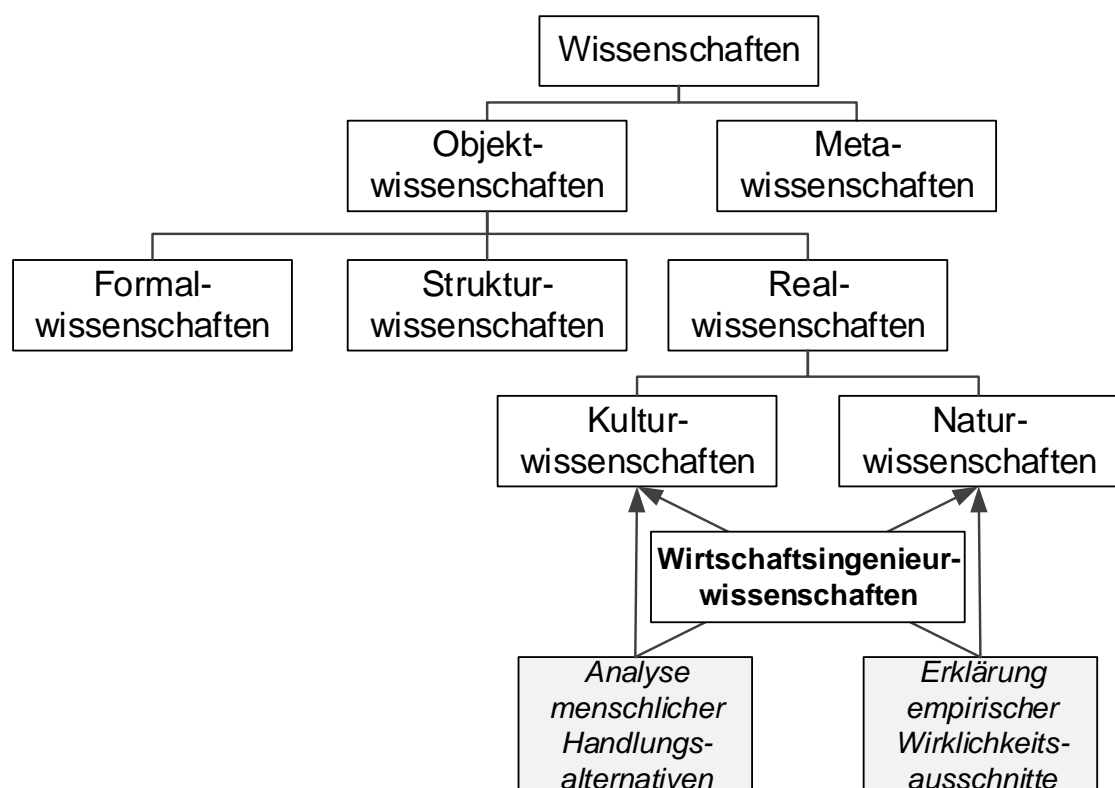


Abb. 1.5 Systematik der Wissenschaften in Anlehnung an Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 305) und Zelewski (Zelewski 1999, S. 6)

Die dieser Arbeit zugrundeliegende Wissenschaftssystematik differenziert zunächst zwischen Objekt- und Metawissenschaften (Zelewski 1999, S. 6). Das Untersuchungsobjekt von Metawissenschaften ist die Wissenschaft selbst. Zu ihr zählen u.a. die Wissenschaftsphilosophie, -logik und -soziologie. Objektwissenschaften befassen sich hingegen mit sämtlichen Fragestellungen, deren Untersuchungsgegenstand nicht das Umfeld der Wissenschaften selbst ist. Objektwissenschaften werden traditionell in Formal- und Realwissenschaften unterschieden (Ulrich et al. 1976a, S. 305). Zelewski (Zelewski 1999, S. 5) ergänzt die Strukturwissenschaften. Formalwissenschaften untersuchen formale Objekte. Ihr Ziel ist die Konstruktion von Zeichen- und Sprachsystemen. Zu den Formalwissenschaften zählen u.a. die Mathematik, Logik und Philosophie. Charakteristisch für diese Wissenschaftskategorie ist die Methode deduktiver Schlussfolgerung (Zelewski 1999, S. 5). Untersuchungsgegenstand der Realwissenschaften ist hingegen das reale Objekt außerhalb wissenschaftlicher Sprachsysteme während Strukturwissenschaften auf die Analyse allgemeiner Strukturen fokussieren, die sich sowohl in Formal- als auch in Realwissenschaften niederschlagen können (Zelewski 1999, S. 5). Zu den Strukturwissenschaften zählen u.a. die Synergetik, System- und Problemtheorie. Eine weitere Differenzierung der Realwissenschaften in Kultur- und Naturwissenschaften basiert auf dem Ziel der Beschreibung, Erklärung und Gestaltung empirisch erkennbarer Wirklichkeitsausschnitte (Ulrich et al. 1976a, S. 305). Während Naturwissenschaften das Ziel verfolgen, theoretische Erklärungsmodelle zu generieren, fokussieren Kulturwissenschaften auf die Entwicklung praktischer Entscheidungsmodelle und -prozesse. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal identifiziert Kuhn (Kuhn 1996) die Menge anerkannter Paradigmen in einer Disziplin. Diese finden sich wesentlich häufiger in Naturwissenschaften (Ulrich et al. 1976a). Zu den Naturwissenschaften zählen u.a. die Physik, Chemie und Biologie. Vertreter der Kulturwissenschaften sind in erster Linie

die Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Charakteristische Methode der Realwissenschaften ist Zelewski (Zelewski 1999, S. 7) zufolge der nomographische Ansatz, d.h. die Suche nach allgemeingültigen Regeln (Hypothesen) und deren empirische Überprüfung. Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 306) identifizieren drei Kernaufgaben der realwissenschaftlichen Forschung. Dabei gilt es die zunächst subjektiv wahrgenommenen Realitätsausschnitte durch Beschreibung und Begriffsabgrenzung auszuführen, auf Basis von Einzelfällen zu abstrahieren und Handlungsalternativen zur Verwirklichung zukünftiger Realitäten zu entwickeln. Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 306) unterteilen den Prozess des Erkenntnisgewinns daraufhin in drei Aspekte: Entdeckungs-, Begründungs- und Verwendungszusammenhang. Abb. 1.7 stellt den Forschungsprozess sinngemäß dar.

	Forschungsprozess 		
	Entdeckungs-zusammenhang	Begründungs-zusammenhang	Verwendungs-zusammenhang
Problem-beschreibung	Entwicklung eines Bezugsrahmens	Empirische Fundierung des Bezugsrahmens	Interessengebundene Verwendung von wissenschaftlichen Aussagen
Problemtyp	Heuristik	Induktion	Relevanz
Problemstellung	Wissenschaftspsychologie	Wissenschaftslogik	Wissenschaftspolitik
Nutzenkriterium	Zweckmäßigkeit	Wahrheit	Nutzen

Abb. 1.6 Forschungsprozess in Anlehnung an Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 307)

Die vorliegende Arbeit untersucht anthropogene Handlungsalternativen im Kontext betriebswirtschaftlich-technischer Aktivitäten und deren Auswirkungen auf die Natur. Als interdisziplinäres Forschungsvorhaben deckt sie somit Aspekte der Ingenieurwissenschaften, der Betriebs- und Volkswirtschaftslehre, der Ökologie sowie der Ethik ab. Sie befindet sich somit an der Schnittstelle zwischen Kultur- und Naturwissenschaften. Der Autor klassi-

fiziert sie daher als wirtschaftsingenieurwissenschaftliche Abhandlung. Der Prozess des Erkenntnisgewinns folgt dem Entdeckungs-, Begründungs- und Verwendungszusammenhang nach Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a).

1.4.2 Entdeckungszusammenhang

Der Entdeckungszusammenhang beschreibt die konzeptionelle Basis eines wissenschaftlichen Forschungsvorhabens. Hierbei gilt es, die Zweckmäßigkeit der Intention zu definieren. Dies erfolgt über die Festlegung eines Untersuchungsbereiches, die Identifikation einer Problemstellung, die Klärung der Grundbegriffe sowie die Entwicklung und systematische Gliederung von Arbeitshypothesen. Der Entdeckungszusammenhang stellt dar, wie auf Basis von unvollständigen Informationen und knapper Mittel zweckdienliche Lösungen erarbeitet werden sollen. Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 306) identifizieren im Entdeckungszusammenhang ein Heuristik-Problem. Die Anzahl der anerkannten Denkmuster fördert laut Kuhn (Kuhn 1996) den Fortschritt innerhalb einer Disziplin. Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 308) zufolge eignen sich aus betriebswirtschaftlicher Perspektive der faktortheoretische Ansatz von Gutenberg (Gutenberg 1988), der systemtheoretische Ansatz von Ulrich (Ulrich 1970) sowie der entscheidungstheoretische Ansatz von Heinen (Heinen 1994) als Paradigmen.

Der Autor orientiert sich im weiteren Verlauf der Arbeit an dem systemtheoretischen Ansatz nach Ulrich (Ulrich 1970), der sich für die Untersuchung des komplexen Gebildes Produktionsunternehmen an der betriebswirtschaftlich-technischen Schnittstelle bewährt hat (Wiendahl 2010, S. 8). Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 308) zufolge stellt dieser ein interdisziplinäres Konzept dar, das die Untersuchung jedweder Gestaltungs- und Führungsprobleme in Unternehmungen ermöglicht. Dieser, nicht als reine Theorie verstandene Ansatz, spiegelt das Verständnis des Autors von einer Unternehmung am ehesten wider. Im Sinne des systemtheoretischen

Konzepts werden drei maßgebliche Kriterien in Anlehnung an Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 308) erfüllt. Zunächst wird ein interdisziplinäres Begriffssystem (Terminologie) erstellt. Im Mittelpunkt stehen dabei der Wert- und der Nachhaltigkeitsbegriff. Als Grundlage dienen hier die Arbeiten von Huizing et al. (Huizing et al. 1992) und Figge et al. (Figge et al. 2000; Figge et al. 2002; Figge et al. 2002; Figge et al. 2004).

1.4.3 Begründungszusammenhang

Der Begründungszusammenhang beschreibt die verwendete Methodik des Forschungsvorhabens. Ziel der Methodik ist die Überprüfung der konzeptionellen Basis. Dabei gilt es, Bedingungen zu identifizieren, die es dem Forschenden erlauben, von singulären Beobachtungen auf universell valide Abhängigkeiten zu schlussfolgern. Es handelt sich um ein Induktionsproblem, das auf seine Konsistenz mit der Wirklichkeit überprüft werden soll. Dennoch verweisen Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 306) auf den zusätzlichen Bedarf an deduktiven Schlussfolgerungen, insbesondere bei stringenter Verknüpfung bestehender Sätze. Als Basis schlagen Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976b, S. 346) den kritischen Rationalismus von Popper (Popper 2007) vor. In jüngerer Zeit finden weitere wissenschaftstheoretische Denkrichtungen, u.a. der methodische Konstruktivismus nach Kamlah (Kamlah 1988) und Lorenzen (Lorenzen 2000) sowie der methodische Kulturalismus nach Janich (Janich 1996), Anklang in Fragen betriebswirtschaftlicher und technologischer Handlungsalternativen. Im Kontext der vorliegenden Arbeit werden diese jedoch abgelehnt, da der kritische Rationalismus dem Verständnis des Autors nach Erkenntnisgewinn am ehesten entspricht. Popper (Popper 2007) rückt dabei von der vollständigen Induktion des Empirismus ab und fordert stattdessen eine beschränkte Induktion, die sog. Falsifikation. Die logische und faktische Wahrheit von Hypothesen und Beobachtungen wird dabei im Sinne eines induktiven

Forschungsprozesses in Anlehnung an Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a) überprüft. Die vorliegende Arbeit basiert vornehmlich auf einer induktiven Argumentationslogik, die durch deduktive Schlussfolgerungen auf Grundlage der Kombination verschiedener theoretischer Ansätze ergänzt wird.

1.4.4 Verwendungszusammenhang

Der Verwendungszusammenhang beschreibt den Nutzen der Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Sinne einer kritischen Reflexion. Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 306) heben dabei die gesellschaftliche Funktion der wissenschaftlichen Aussagen hervor und führen ein gesellschaftliches Nutzenkriterium ein. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird diesem gesellschaftlichen Nutzenkriterium ein erweiterter Sinngehalt zugewiesen. Der Nutzen ist hierbei nicht lediglich ein rein betrieblicher sondern vielmehr eine holistische Funktion menschlicher Handlungen in Industriebetrieben und deren langfristige Wirkung auf das öko-soziale Umsystem. Der Verwendungszusammenhang dieser Abhandlung liegt daher in der Darstellung der ganzheitlichen Relevanz der generierten Ergebnisse. Im Folgenden wird auf ein ganzheitliches Nutzenkriterium verwiesen.

1.4.5 Struktur zur Beantwortung der Forschungsfrage

Zur Beantwortung der oben gestellten Forschungsfrage wählt der Autor folgendes Vorgehen: Nachdem in **Kapitel 1** die Ausgangssituation, Problemstellung, Zielsetzung und die wissenschaftstheoretische Positionierung umrissen wurden, diskutiert **Kapitel 2** die Terminologie der für das weitere Verständnis der Arbeit essentiellen Begrifflichkeiten. Ziel dieses Kapitels ist die Schaffung einer für den Leser nachvollziehbaren Begriffsauslegung. Daraufhin fasst **Kapitel 3** die Grundlagen des betrieblichen Rechnungswesens produzierender Unternehmen zusammen. Neben den traditionellen Ansätzen der Wertschöpfungs-, Kosten- und Nutzenrechnung

werden hier spezifische, auf die Inklusion der Umweltwirkung abzielende, Konzepte erörtert. Anschließend resümiert **Kapitel 4** die vorab eingeführte Terminologie und bislang publizierten Methoden. Dabei werden auf Basis der Literatur, Problemstellung, Terminologie und des betrieblichen Rechnungswesens Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik abgeleitet, mit deren Hilfe die existierenden Verfahren auf Kongruenz geprüft werden können. **Kapitel 5** skizziert hernach die methodische Vorgehensweise und stellt die eco²-Value-Added-Methodik vor. Diese besteht aus einem erweiterten Systemverständnis, einer Reihe von Prämissen, einer generischen Vorgehensweise, einer Modellierung der externen Beschaffungspreise (**Kapitel 6**) und einer Reihe von Indikatoren zur spezifischen Auswertung. Die erstmalige Anwendung des eco²-Value-Added fasst **Kapitel 7** anhand von drei Fallbeispielen zusammen. Die vorliegende Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung, einer kritischen Würdigung und einem Ausblick in **Kapitel 8**. Abb. 1.5 fasst die Vorgehensweise zur Beantwortung der Forschungsfrage in Anlehnung an Töpfer (Töpfer 2010) zusammen.

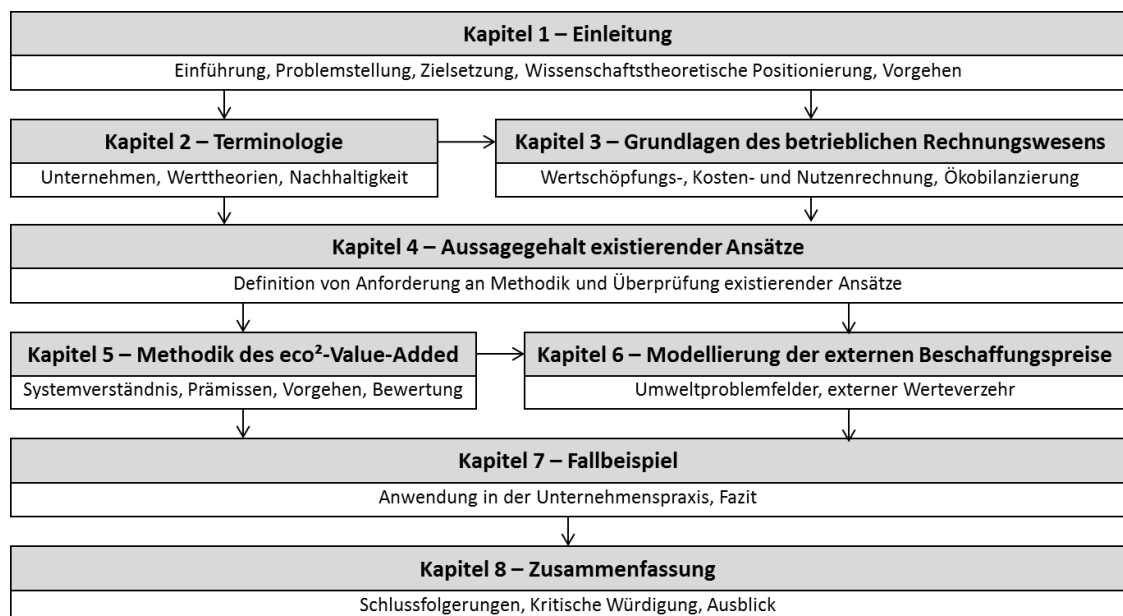


Abb. 1.7 Vorgehensweise zur Beantwortung der Forschungsfrage in Anlehnung an Töpfer (Töpfer 2010)

In Anlehnung an den oben dargestellten Forschungsprozess nach Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 307) repräsentieren die Kapitel 1 und 2 den Entdeckungszusammenhang. Der Begründungszusammenhang wird wesentlich durch die Kapitel 3 bis 6 abgebildet. Nicht zuletzt wird der Verwendungszusammenhang zunächst in den Kapiteln 5 und 6 angerissen sowie in Form von Fallbeispielen und Anwendungsskizzen in den Kapiteln 7 und 8 elaboriert.

2 Terminologie

Nachdem im vorigen Kapitel die Problemstellung und das Forschungsdesign der vorliegenden Arbeit skizziert wurden, erarbeitet dieses Kapitel die zum weiteren Verständnis erforderliche Terminologie. Hierzu werden zunächst Ansätze aus der existierenden Literatur zusammengetragen, um eine im Kontext der Arbeit rationale Auslegung abzuleiten.

2.1 Betrachtungshorizonte und -objekte sozio-technischer Wirtschaftseinheiten

Für die Analyse sozio-technischer Systeme unterscheiden die Realwissenschaften im Wesentlichen zwei Perspektiven, die Makro- und Mikroebene. Ihre Abgrenzung ist für das Verständnis der Arbeit von entscheidender Bedeutung. Während auf Makroebene ganzheitliche Systemzusammenhänge untersucht werden, betrachtet die Mikroebene Austauschbeziehungen zueinander in Beziehung stehender Einzelsysteme. Übertragen auf konkrete wissenschaftliche Fragestellungen sind Probleme volkswirtschaftlicher Relationen und politischer Optionen Betrachtungsobjekte der Makro- bzw. politischen Ökonomie zuzuordnen. Die Analyse von Handlungsoptionen einzelner Wirtschaftseinheiten (Unternehmen, Haushalte) findet hingegen in der Mikroökonomie statt, deren verbreitetste Ausprägung die Betriebswirtschaftslehre ist. Im Kontext der vorliegenden Arbeit sollen im Besonderen die Implikationen des Nachhaltigkeitskonzepts auf das betriebliche Verständnis von Wertschöpfung analysiert werden. Hierfür ist es sowohl auf Makro- als auch auf Mikroebene zweckmäßig, die Historie der Begriffverständnisse zu skizzieren und die sich aus dem Nachhaltigkeitskonzept ergebenden Adaptionen zu diskutieren. In einem ersten Schritt werden die elementaren Begrifflichkeiten der Untersuchung auf Mikroebene (Unternehmen und Produktion) abgegrenzt.

2.1.1 Unternehmen

Für die hier angestrebte Untersuchung mikro-ökonomischer, produktions-technischer Handlungen stellt der Unternehmensbegriff die Grundlage dar. In der Literatur finden sich diverse Ansätze zur Begriffsabgrenzung, die sich im Wesentlichen anhand zweier charakteristischer Merkmale kategorisieren lassen: [1] Dem Zweck der betrieblichen Tätigkeit und [2] der Beschreibung des Gebildes als solchem.

Die Herleitung des Verständnisses nach dem Zweck basiert auf der Klassifizierung der Wirtschaftseinheiten. Die Beschreibung des Unternehmens erfolgt hierbei durch die Abgrenzung zu Haushalten. Als übergeordnetes Element von Haushalten und Unternehmen führt Schmidt (Schmidt 2010, S. 5 ff) im Jahr 1924 zunächst die Kategorie Betrieb ein. Zwar wird die Argumentation u.a. durch Mellerowicz (Mellerowicz 1958, S. 17 ff) und Westkämper (Westkämper 2006, S. 38) getragen, für Gutenberg (Gutenberg 1982) und Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 3) stellen die Begriffe Unternehmen und Betrieb jedoch dasselbe dar. Gutenberg (Gutenberg 1982) identifiziert drei Charakteristika von Unternehmen: Das Eigentumsprinzip, das Autonomieprinzip und das erwerbswirtschaftliche Prinzip. Betriebe, die nicht nach Gewinn streben, also nicht nach dem erwerbswirtschaftlichen Prinzip handeln, werden laut Vahs et al. (Vahs et al. 2012) zufolge als Non-Profit-Organisationen (NGO) bezeichnet. Ebenfalls im Sinne der durch Schmidt (Schmidt 2010, S. 5 ff) geprägten Interpretation entwickeln Wöhe et al. (Wöhe et al. 2010) eine erweiterte Klassifizierung. Charakteristisches Merkmal ist hierbei die Bedarfsdeckung. Unterschieden werden demnach Konsumptions- und Produktionsbetriebe. Erstere verfolgen das Ziel der Eigenbedarfsdeckung und werden als Haushalte bezeichnet, letztere existieren alleine zur Deckung eines Fremdbedarfs (Unternehmen,

öffentliche Betriebe). Tab 1 verdeutlicht das Verständnis in Anlehnung an Wöhe et al. (Wöhe et al. 2010).

Tab 1 Klassifizierung der Wirtschaftseinheiten in Anlehnung an Wöhe et al. (Wöhe et al. 2010)

<i>Wirtschaftseinheiten</i>			
Produktionsbetrieb (Fremdbedarfsdeckung)		Konsumtionsbetrieb (Eigenbedarfsdeckung)	
Unternehmen	Öffentliche Betriebe	Öffentliche Haushalte	Private Haushalte

Zur universellen Beschreibung eines Unternehmens als solchem liegen Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976a, S. 307 ff) zufolge lediglich drei Paradigmen vor: der faktorthoretische Ansatz nach Gutenberg (Gutenberg 1982; Gutenberg 1988), der systemtheoretische Ansatz nach Ulrich (Ulrich 1970) und der entscheidungstheoretische Ansatz nach Heinen (Heinen 1969, S. 207 ff; Heinen 1994). Gutenberg (Gutenberg 1982; Gutenberg 1988) versteht ein Unternehmen als Ort der Faktorkombination zur Schaffung einer intendierten Bedürfnisbefriedigung. Ulrich (Ulrich 1970) beschreibt ein Unternehmen hingegen als offenes System, welches in diversen Austauschbeziehungen mit über- und untergeordneten Systemen steht. Nicht zuletzt erachtet Heinen (Heinen 1969, S. 207 ff; Heinen 1994) das Unternehmen als Ort entscheidungsrelevanter Realphänomene. Weitere Ansätze zur Beschreibung des Terminus Unternehmen, die einen vergleichbaren Stellenwert einnehmen, existieren bis heute nicht.

Für die vorliegende Arbeit wird der Begriff Unternehmen in Anlehnung an Wöhe et al. (Wöhe et al. 2010) nach seinem Zweck als Ausprägung eines Produktionsbetriebs verstanden. Im Sinne der universellen Beschreibung orientiert sich der Autor an dem systemtheoretischen Ansatz nach Ulrich (Ulrich 1970). Der Terminus Unternehmen wird als offenes System interpretiert, das im Austausch mit seinen Umsystemen steht. Unternehmensinterne Teilbereiche bzw. Handlungen werden ferner als Subsysteme des Unternehmensganzen verstanden.

Aufgrund der Komplexität des vielschichtigen Spektrums ökonomischer Operationen in Unternehmen ist es laut Zelewski (Zelewski 1999, S. 53–70) zweckmäßig, einen eingeschränkten Betrachtungsraum des Betriebsganzen zu untersuchen. In Anlehnung an den systemtheoretischen Ansatz nach Ulrich (Ulrich 1970, S. 100 ff) unterscheidet Zelewski (Zelewski 1999, S. 53–70) drei zu analysierende Systeme, die im Folgenden näher erläutert werden sollen.

(1) Das Zielsystem

Das Zielsystem sucht die Antwort auf die Frage nach dem Grund der Existenz von Unternehmungen. Zelewski (Zelewski 1999, S. 56–61) unterscheidet hierbei zwischen Sach- und Formalzielen. Das Sachziel ist die Satisfaktion der eigenen und/oder fremden Bedürfnisse durch die Versorgung mit Gütern. Formalziele können hingegen weiter in technische, ökonomische, ökologische und soziale Zielausprägungen gegliedert werden. Tab 2 stellt eine Formalzielausprägungen und mögliche -inhalte in Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 57) dar.

Tab 2 Formalzielausprägungen und -inhalte von Unternehmen in Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 57)

Formalzielausprägung	Formalzielinhalte
Technische Ziele	Flexibilität, Kapazitätsauslastung, Produktqualität, etc.
Ökonomische Ziele	Wirtschaftlichkeit, Produktivität, Gewinn, Wachstum, Sicherheit, Liquidität, etc.
Ökologische Ziele	Ressourcenverbrauch, Umweltwirkungen, Einhaltung gesetzlicher Grenzwerte, etc.
Soziale Ziele	Humanität der Arbeitsbedingungen, Entfaltung der Individuen, gesellschaftliche Verantwortung, etc.

Dabei verweist Zelewski (Zelewski 1999, S. 58–61) auf die vielfältigen Zielbeziehungen, die zwischen Formalzielausprägungen und –inhalten bestehen und führt drei Manifestationen ein: [1] Die Zielharmonie/-kompatibilität (d.h. die Erreichung des einen Ziels beeinflusst die Erreichung des anderen Ziels

positiv), [2] die Zieldifferenz/-neutralität (d.h. zwei Ziele lassen sich getrennt voneinander verfolgen) und [3] die/der Zielkonkurrenz/-konflikt (d.h. die Erreichung des einen Ziels beeinflusst die Erreichung des anderen Ziels negativ). Letzteres, d.h. die Auflösung von Formalzielkonflikten, ist eine der Kernherausforderungen an Unternehmen und die anwendungsorientierte Forschung.

Zur Beantwortung der Frage nach dem Grund der Existenz von Unternehmen existieren zwei weitere Ansätze, die an dieser Stelle zu erwähnen sind: Shareholder- und Stakeholder-Value-Ansatz. Ersterer basiert auf den Überlegungen des ehemaligen CEOs von General Electric, Jack Welch, in den 1980er Jahren, bevor er in der wissenschaftlichen Literatur erstmals von Rappaport (Rappaport 1986; Rappaport 1998) ausgeführt wurde. Der Ansatz sieht den Grund der Existenz eines Unternehmens rein in der Befriedigung der Bedürfnisse der Anteilseigner. Der Shareholder-Value stellt dabei den Marktwert des Eigenkapitals dar. Dieser in der Unternehmenspraxis häufig vorherrschende Ansatz fokussiert auf die Generierung von Profit bzw. freien Cashflows. Verschiedene Autoren, u.a. Figge et al. (Figge et al. 2000, S. 9), Gleißner (Gleißner 2004) sowie Coenenberg et al. (Coenenberg et al. 2007), kritisieren indes die einseitige, auf das Interesse der Eigentümer fokussierte Berechnung des Unternehmenswertes und den damit einhergehenden wenig zielführenden Anreizen für das Management. Heute besteht Konsens in der Literatur, dass Eigenkapitalgeber nicht die einzigen Anspruchsgruppen an ein Unternehmen sind. Burschel et al. (Burschel et al. 2004) zufolge haben unternehmerische Aktivitäten immer Auswirkungen auf Dritte, z.B. Kunden, Öffentlichkeit, Umwelt. Zwar existieren Konzepte zur Erweiterung des Shareholder-Value-Ansatzes, u.a. durch Figge et al. (Figge et al. 2002) und Rauschenberger (Rauschenberger 2002), die Nicht-Berücksichtigung Dritter führte jedoch zur Entwicklung des

Stakeholder-Value-Ansatzes durch Freeman (Freeman 1984). Da eine direkte deutsche Übersetzung des englischen Begriffs Stakeholder nicht existiert, wird der Stakeholder-Value in der Literatur als Nutzen aller Anspruchsgruppen bzw. Betroffenen an einer betriebswirtschaftlichen Handlung charakterisiert. Anspruchsgruppen bzw. Betroffene sind neben den Eigentümern, Mitarbeiter, Kunden, Lieferanten, Kapitalmärkte, Staat und Öffentlichkeit sowie die Umwelt. Im Kontext der Umwelt ist der Ansatz eng mit der Ressourcenabhängigkeitstheorie verbunden. Diese untersucht die System-Umwelt-Beziehungen von Wirtschaftssubjekten (Pugh et al. 2007). Die auf Überlegungen von Pfeffer et al. (Pfeffer et al. 2003) Ende der 1970er Jahre basierende Theorie erklärt das Verhalten einer Organisation gegenüber der Umwelt durch die Abhängigkeit von einer Ressource. Die Abhängigkeit resultiert dabei aus dem relativen Anteil der Ressource an den In- und Outputs sowie der Unabhängigkeit und Marktstellung des Ressourceninhabers bzw. der kontrollierenden Einheit.

(2) Das Transformationssystem

Das Sachziel einer Unternehmung erfordert Zelewski (Zelewski 1999, S. 61–66) zufolge die bestmögliche Allokation knapper Mittel zur Erreichung einer intendierten Bedürfnissatisfaktion. Die zu verteilenden knappen Mittel (im Folgenden: Produktionsfaktoren, Ressourcen) dienen im Regelfall jedoch nicht der direkten Befriedigung interner und/oder externer Bedürfnisse, sondern werden im Rahmen eines Transformationsprozesses zu Produkten geformt. Das Transformationssystem ist durch die Beziehungen zwischen seinen Input- und Output-Größen charakterisiert. Auf Grundlage des systemtheoretischen Ansatzes nach Ulrich (Ulrich 1970) wird das Unternehmen als offenes System verstanden. Teilbereiche des Unternehmens, z.B. das Produktionssystem, können wiederum als offenes Subsystem verstanden werden. Zur Darstellung des betrieblichen Transformationsprozesses findet

in der Regel der auf Leontief (Leontief 1986) zurückgehende Input-Output Ansatz Anwendung. Dieser liefert ein konzeptionelles Denkschema, das den Prozess als Black-Box versteht. Der Ansatz differenziert zwischen den Prozesseingangsgrößen (Input), dem Prozessdurchgang (Throughput) und den Prozessausgangsgrößen (Output) (Zelewski 1999, S. 62). Abb. 2.1 stellt das Verständnis in Anlehnung an Corsten (Corsten 2007, S. 4) dar.

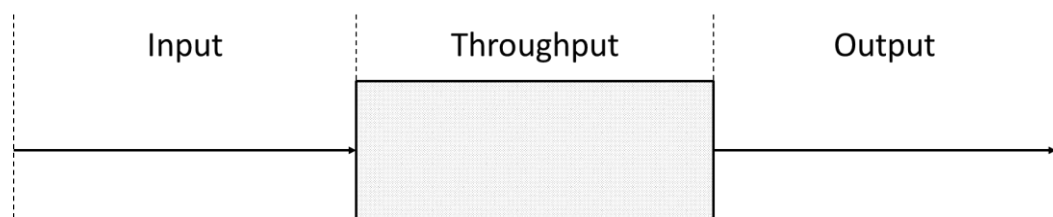


Abb. 2.1 Input-Output Ansatz in Anlehnung an Corsten (Corsten 2007, S. 4)

Als Throughput wird der Prozess der Transformation von Eingangs- zu Ausgangsgrößen verstanden. Verschiedene Autoren führen in diesem Zusammenhang den unten erläuterten Begriff der Wertschöpfung ein (Engels 1962; Zahn et al. 1996; Westkämper 2006).

(3) Das Umsystem

Als offenes System gehen produzierende Unternehmen zum Zwecke des Güterausstausches eine Vielzahl von Wechselbeziehungen mit ihren Umsystemen ein (Zelewski 1999, S. 66–70; Wiendahl et al. 2009, S. 424; Dyckhoff et al. 2010, S. 4; Wiendahl 2010, S. 7; Schuh 2011, S. 2; Schenk et al. 2014, S. 10–24). Im Kontext des Güterausstausches wird zwischen drei Ausprägungen differenziert: [1] Dem Austausch realer Güter (nachfolgend: Realgüterstrom), [2] dem Austausch finanzieller Mittel (nachfolgend: Nominalgüterstrom) und [3] dem Austausch von Informationen (nachfolgend: Informationsfluss). Das Umsystem umfasst das gesamte Spektrum an Umweltfaktoren die mittel- und unmittelbare Implikationen auf das produktionswirtschaftliche Handeln haben. Dabei können ein

ökonomisches, ein ökologisches und ein gesellschaftliches Umsystem unterschieden werden.

Die aus ökonomischer Perspektive hervorstechenden Interdependenzen bestehen mit den Beschaffungs-, Kapital- und Absatzmärkten. Zelewski (Zelewski 1999, S. 67–70) gliedert das ökonomische Umsystem weiter in leistungs- und finanzwirtschaftliche Elemente. Die Wechselbeziehungen eines Unternehmens mit den Faktor- bzw. Beschaffungs- sowie den Absatz- bzw. Produktmärkten im Sinne des Real- und Nominalgüteraustausches kennzeichnen das leistungswirtschaftliche Umsystem. Das finanzwirtschaftliche Umsystem charakterisiert hingegen die Interaktion des Unternehmens mit den Geld- und Kapitalmärkten. Hierbei werden ausschließlich Nominalgüter ausgetauscht.

Die gesellschaftliche Perspektive kann in das soziale und das hoheitliche Umsystem gruppiert werden. Das soziale Umsystem besteht aus jedweder Person oder Gruppe, die nicht direkt in interne wirtschaftliche Handlungen des Unternehmens integriert sind, im weitesten Sinne also die gesamte Öffentlichkeit. Dennoch existieren zwei Formen der gegenseitigen Beeinflussung zwischen dem Unternehmen und externen Personen bzw. Gruppen. Zum einen kann es zu externen Einwirkungen auf innerbetriebliche Handlungen kommen, zum anderen können externe Personen und Gruppen von internen Handlungen betroffen sein. Das hoheitliche Umsystem umfasst alle Institutionen, deren Zuständigkeit es ihnen erlaubt, innerbetriebliche Handlungen direkt zu beeinflussen. Dies umschließt auch die jeweilige Rechtslage. Dabei existieren eine Vielzahl von Möglichkeiten der Beeinflussung, z.B. Richtlinien, Verordnungen, Subventionen.

Das ökologische Umsystem besteht aus der natürlichen Umwelt, mit der ein Unternehmen stets, durch den Austausch von Realgütern, in Verbindung steht. Die Inanspruchnahme des ökologischen Umsystems durch

produzierende Unternehmen wird Döring et al. (Döring et al. 2001, S. 320) zufolge durch die Ressourcenverfügbarkeit („sources“) und die Aufnahmefähigkeit von natürlichen Senken („sinks“) bestimmt. Zusammenfassend stellt Abb. 2.2 die Inklusion eines Unternehmens in seine Umsysteme in Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 67), Wiendahl (Wiendahl 2010, S. 7), Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 4), Schuh (Schuh 2011, S. 2) dar.

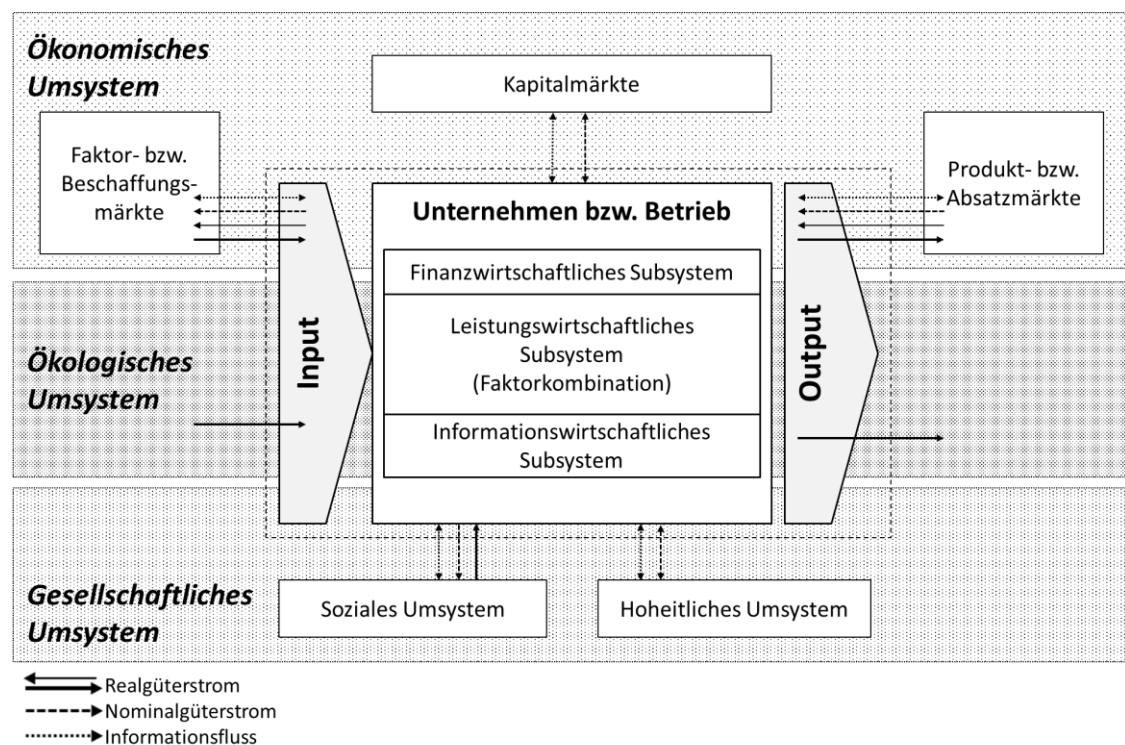


Abb. 2.2 Inklusion eines Unternehmens in sein Umsystem in Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 67), Wiendahl (Wiendahl 2010, S. 7), Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 4), Schuh (Schuh 2011, S. 2)

Zwar berücksichtigen die oben beschriebenen Ansätze die Umwelt in Form eines ökologischen Umsystems, dennoch wird das Verständnis nicht den Austauschbeziehungen betrieblicher Handlungen mit der Umwelt gerecht. Das systemtheoretische Verständnis der Ökologie unterscheidet sich daher von dem der Betriebswirtschaftslehre. Die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 96ff) schlägt hier die Unterscheidung eines Vorder- und Hintergrundsystems vor. Das Unternehmen wird lediglich als Vordergrundsystem verstanden, welches aufgrund seiner Handlungen in Wechselbeziehungen

zu einem Hintergrundsystem steht. Die Unterscheidung wird durch die Freiheitsgrade der Einflussnahme determiniert. Das Hintergrundsystem stellt somit diejenigen vor- und nachgelagerten Prozesse dar, auf die ein Unternehmen keinen Einfluss nehmen kann. Der Betrieb ist wiederum eingebettet in die Technosphäre, das System vom Menschen geschaffener Technologien. Die Technosphäre ist schließlich ein Subsystem der Ökosphäre, dem belebten und unbelebten System Erde. Abb. 2.3 stellt das Verständnis in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 99) dar.

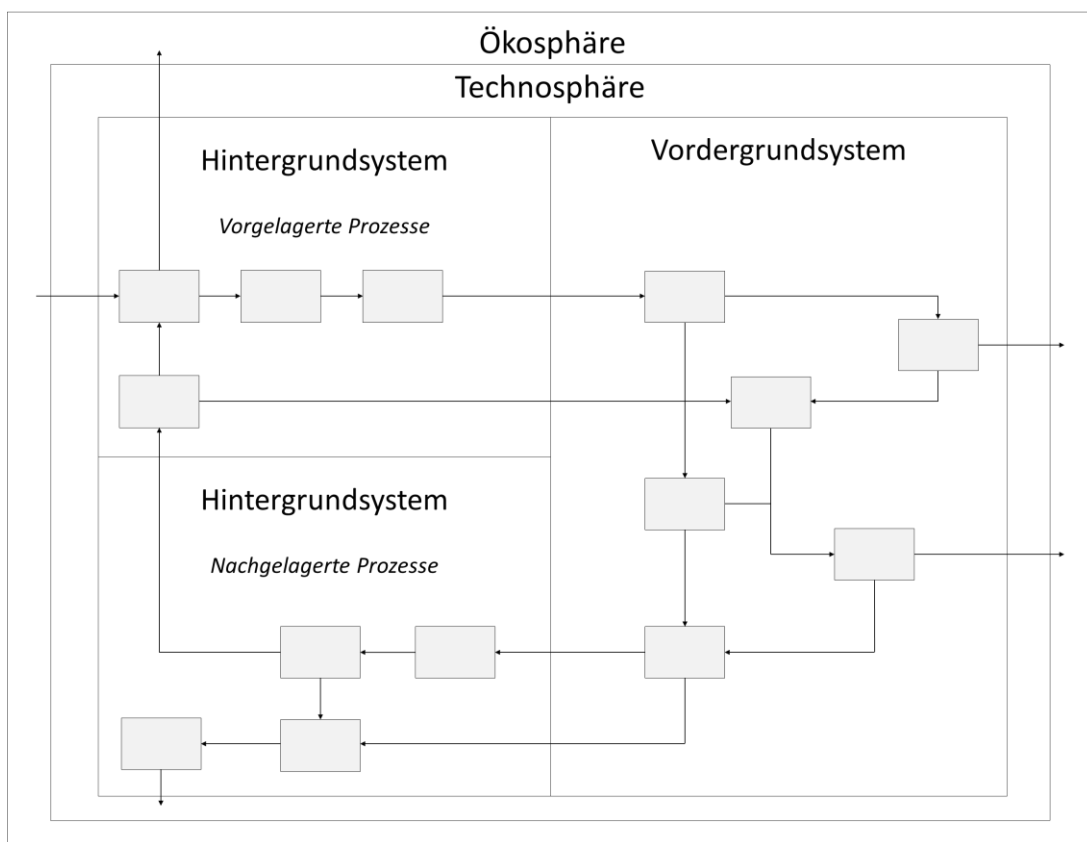


Abb. 2.3 Wechselwirkungen zwischen Vorder- und Hintergrundsystem in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 99)

Beide Ansätze haben sich als zweckmäßig zur Darstellung des jeweiligen Untersuchungsobjekts erwiesen. Dennoch offenbaren sie diverse Unzulänglichkeiten, die eine Applikation in der vorliegenden Arbeit behindern. Zum einen lässt das Verständnis der Ökologie kaum Spielraum

zur Erklärung ökonomischer Austauschbeziehungen. Zum anderen vernachlässigt das betriebswirtschaftliche Verständnis essentielle Wirkbeziehungen zwischen Unternehmen und Umwelt. Darüber hinaus wird der dem ökologischen System beigemessene Stellenwert nicht dem Verständnis der Ökologie gerecht. Im Kontext der vorliegenden Arbeit werden somit beide Ansätze zurückgewiesen und ein erweitertes systemtheoretisches Verständnis entwickelt.

2.1.2 Produktion

Der Terminus Produktion ist in der allgemeinen Deutung weit gefasst (Schneeweiß 2002, S. 1). Seine Interpretation bedingt das Verständnis einer Vielzahl mit ihm in Verbindung stehender Notationen, Ansätze und Methoden.

(1) Der Produktionsbegriff

Bis heute wurden in der Literatur eine Vielzahl von Definitionen für den Terminus Produktion (lat. *producere* = hervor führen) diskutiert. Erste Abgrenzungen des Begriffes stammen aus den Anfängen des 19. Jahrhunderts. Müller (Müller 1809) interpretierte darunter zunächst die Kombination aus zwei Komponenten zur Schaffung einer Dritten, dem Produkt. Das Denkvermögen des Menschen ermöglicht es ihm dabei, den Kombinationsprozess zielgerichtet zu steuern. Eine erste systematische Begriffsdifferenzierung geht laut Corsten (Corsten 2007, S. 1) allerdings auf das Jahr 1822 durch Lotz zurück. Dabei besteht die Abgrenzung in dem Hervorbringen von für den Menschen nützlichen „Dingen“, die in dieser Form vorher nicht existierten. Auf dem Fundament der in der Volkswirtschaft diskutierten Produktionsfaktoren (Arbeit, Boden, Kapital), identifiziert Biermann (Biermann 1904, S. 10–13) fünf Bestandteile der Produktion.

Diese sind die Produktionsanlagen und -werkzeuge, das Kapital, die Natur, u.a. bestehend Boden, Roh- und Hilfsstoffen sowie die exekutive Arbeit und die Konjunktur. Deutlich wird hier erstmals die Unterscheidung von exekutiven und dispositiven Tätigkeiten. Auf dieser Basis entwickeln Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) die heute anerkannte Systematik der betrieblichen Produktionsfaktoren. In der Literatur lassen sich Corsten (Corsten 2007, S. 1) zufolge drei mögliche Definitionen des Begriffes Produktion unterscheiden:

1. *Produktion als Faktorkombination*: Gutenberg (Gutenberg 1988) identifiziert die Komposition von Produktionsfaktoren zur Erschaffung eines Endproduktes als wichtigstes Merkmal der Abgrenzung. In diesem Verständnis wird jedwedes betriebliche Handeln der Kombination von Produktionsfaktoren als Produktion aufgefasst.
2. *Produktion als Phase des Betriebsprozesses zwischen Beschaffung und Absatz*: Dieser, deutlich enger gefasste Definitionsvorschlag, u.a. vertreten durch Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010), hebt die Transformationsleistung der Produktion hervor. Transferleistungen (Beschaffung, Absatz), die im obigen Ansatz einen Bestandteil der Faktorkombination darstellen, sind hierbei explizit ausgenommen.
3. *Produktion als Wertschöpfung*: Diese u.a. von Engels (Engels 1962), Zahn et al. (Zahn et al. 1996) sowie Westkämper (Westkämper 2006, S. 33–35) vertretende Definition dient in erster Linie der Abgrenzung der Produktion von der Konsumption. Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass in der Produktionsphase Werte geschaffen, in der Konsumptionsphase hingegen vernichtet werden.

(2) Produktionsfaktoren und Ressourcen

Die Begriffe Produktionsfaktor und Ressource sind in unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen verschiedenartig konnotiert. Eine Vermischung der

jeweiligen Verständnisse kann zu Irritationen führen. Deutlich wird dies am Beispiel der VDI 4800 (VDI 2016), die gleichzeitig auf Definitionen aus Ökonomie, Ökologie und Lagerstättenkunde zurückgreift. Eine Implementierung der Norm bietet daher Spielraum für Subjektivität. In diesem Kontext fassen die nachfolgenden Abschnitte die Interpretationen aus den unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen zusammen.

(2.1) Systematisierung der Produktionsfaktoren in den Wirtschaftswissenschaften

Die Produktionsfaktoren stellen die stoffliche Grundlage eines jeden Produktionsvorgangs dar. Heute unterscheiden die Wirtschaftswissenschaften ein volks- und betriebswirtschaftliches Verständnis. Die klassische Ökonomie differenziert zwischen Arbeit, Kapital und Boden (Heertje et al. 2008; Mankiw et al. 2012). Diese Auffassung wird im mikro-ökonomischen Kontext als nicht ausreichend zur Beschreibung produktionstechnischer Transformationsprozesse erachtet. Der in Deutschland verbreitetste Ansatz zur Systematisierung der Produktionsfaktoren geht auf Gutenberg (Gutenberg 1988) zurück. Das sogenannte faktorkombinative Paradigma gründet auf einer Systematisierung der Produktionsfaktoren in Elementarfaktoren und dispositiven Faktoren. Das Merkmal der Unterscheidung ist hierbei die Dispositionsmöglichkeit über die Faktorkombination. Während die Elementarfaktoren die Gesamtheit der Werkstoffe sowie die direkte Arbeit am Erzeugnis umfassen, beschreiben die dispositiven Faktoren organisatorische Aspekte wie Leitung, Planung, Organisation und Überwachung. Ferner unterscheiden Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) die Elementarfaktoren nach der Anzahl der Faktorkombinationen in Potential- und Repetier- bzw. Verbrauchsfaktoren. Für Verbrauchsfaktoren (Repetierfaktoren) existiert lediglich eine Faktorkombination. Für Potentialfaktoren können sich hingegen mehrere

Faktorkombinationen als effektiv erweisen. Nach Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) beschreibt ein Repetierfaktor diejenigen Faktoren, die in einem Produktionsprozess direkt verbraucht werden, d.h. Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe. Potentialfaktoren stellen hingegen diejenigen Faktoren dar, die indirekt aufgewendet werden. Diese sind sowohl materielle als auch immaterielle Betriebsmittel sowie die Arbeit am Erzeugnis selbst. Tab 3 stellt die Systematisierung der Produktionsfaktoren in Anlehnung an Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) dar.

Tab 3 Klassifikation der Produktionsfaktoren in Anlehnung an Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994)

Elementarfaktoren						Dispositive Faktoren				
Repetierfaktoren			Potentialfaktoren							
Werkstoffe			Betriebsmittel			Menschliche Arbeit am Erzeugnis	Leitung	Planung	Organisation	Überwachung
Rohstoffe	Hilfsstoffe	Betriebsstoffe	Materielle Betriebsmittel	Immaterielle Betriebsmittel						

Bis heute haben diverse Autoren Erweiterungen der traditionellen betriebswirtschaftlichen Klassifikation zur Integration von externen Einflussfaktoren wie Dienstleistungen (Corsten 1985) oder immaterieller Faktoren wie Informationen (Wild 1970) und Rechte (Vormbaum 1967; Wittmann 1977) vorgelegt. Insbesondere die Eingliederung der Umwelt führt jedoch zu Dissens. Zwar integriert bereits Kern (Kern 1992, S. 10) die dem Unternehmen unentgeltlich zur Verfügung stehenden Faktoren des ökologischen Systems in die Betrachtung, verschiedene Autoren kritisieren indes die Berücksichtigung der natürlichen Umwelt in den konventionellen Systematiken der Produktionsfaktoren als unzureichend. So schlägt Schreiner (Schreiner 1996, S. 18–26) vor, die Umwelt als gesonderte Kategorie in das konventionelle Faktorsystem zu integrieren, während andere Autoren dies strikt ablehnen (Steven 1994). Die traditionelle Auffassung der

Produktionsfaktoren, u.a. nach Gutenberg (Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) betrachtet lediglich die Inputgrößen eines Produktionsprozesses. Eine konsistente Zuordnung des Produktionsfaktors Umwelt ist Steven (Steven 1994) zufolge in diesem Verständnis nicht möglich, da hierbei lediglich derjenige Anteil der Umweltgüter betrachtet werden kann, der als Einsatz in einen Produktionsprozess eingeht. Die Fähigkeit der Umwelt zur Aufnahme der unerwünschten Outputs aus einem Produktionsprozess (Senkefunktion) wird somit vernachlässigt. Stirnberg (Stirnberg 1999) identifiziert hingegen in den herkömmlichen Faktorsystemen Inkonsistenzen in Bezug auf die Ausrichtung am Güterfluss. So können Potentialfaktoren laut Dyckhoff (Dyckhoff 2008) gleichzeitig als Input- und Outputfaktoren verstanden werden, da sie nicht unmittelbar verbraucht werden sondern den Prozess wieder verlassen.

(2.2) Der Ressourcenbegriff und Systematisierung

Während der Begriff Ressource (lat. resurgere) in den Wirtschaftswissenschaften in der Regel als Synonym für die Produktionsfaktoren verwendet wird, existieren in anderen Wissenschaftsdisziplinen deutlich abweichende Interpretationen. Im ökonomischen Kontext erlangte der Ressourcenbegriff besondere Bedeutung durch den Resource Based View nach Wernerfelt (Wernerfelt 1984) und Barney (Barney 1991, S. 99 ff). Hierbei werden die dem Unternehmen zur Verfügung stehenden Ressourcen als Hauptwettbewerbsfaktor, im Vergleich zur Abgrenzung gegenüber den Marktteilnehmern im Market Based View nach Porter (Porter 1986), identifiziert. Laut Steinmann et al. (Steinmann et al. 2005) unterscheidet ersterer finanzielle, humane, organisatorische, physische und technologische Ressourcen. Die Soziologie differenziert hingegen zwischen wirtschaftlichen, kulturellen und sozialen Ressourcen. Die Ökologie und Lagerstättenkunde liefern darüber

hinaus die Bezeichnung der natürlichen Ressourcen, die in jüngster Zeit im Kontext der Diskussion um Ressourceneffizienz verstärkt Bedeutung erlangt.

(a) Der Ressourcenbegriff und Systematisierung in der Lagerstättenkunde

Die Standardnomenklatur der Lagerstättenkunde entstand in den 1970er und 1980er Jahren durch die gemeinsamen Veröffentlichungen des US BoM et al. (US BoM et al. 1976; US BoM et al. 1980). Eine Ressource wird hier als Teil eines in der Natur vorkommenden festen, flüssigen oder gasförmigen Rohstoffs in oder auf der Erdkruste verstanden, dessen wirtschaftliche Förderung derzeit oder in Zukunft realisierbar ist. Dabei kann zwischen identifizierten und unentdeckten Ressourcen differenziert werden.

Charakteristikum ist hierbei der Informationsgrad über Lage, Sorte, Qualität und Quantität eines Rohstoffs. Laut US BoM et al. (US BoM et al. 1976; US BoM et al. 1980) lässt die Exaktheit der Vermessung und Rechnung eine Untergliederung der Ressourcen in die Kategorien erwiesen und vermutet zu. Die erwiesenen Ressourcen können weiter in gemessen und indiziert unterschieden werden. Der Teil der identifizierten Ressourcen, der derzeit ökonomisch abbaubar ist, wird als Reserve deklariert. Die Reserven-Basis gibt hingegen an, welcher Anteil der Ressourcen in naher Zukunft aufgrund ökonomischer und/oder technischer Veränderungen abbaubar wird. Weiterhin werden unter den unentdeckten Ressourcen die bekannten Vorkommen ähnlichen (hypothetisch) und die möglicherweise an bekannten Lagerstätten auftretenden (spekulativ) unterschieden. Abb. 2.4 verdeutlicht das Verständnis in Anlehnung an US BoM et al. (US BoM et al. 1976; US BoM et al. 1980) sinngemäß.

	Identifiziert			Unentdeckt	
	Erwiesen		Vermutet	Hypothetisch	Spekulativ
	Gemessen	Indiziert			
Ökonomisch vorteilhaft	Reserven		Reservenbasis		
Ökonomisch grenzwertig					
Ökonomisch nachteilig	Ressourcen				

Abb. 2.4 Klassifizierung von Ressourcen in Anlehnung an U.S. Bureau of Mines und U.S. Geological Survey (US BoM et al. 1976; US BoM et al. 1980)

(b) Der Ressourcenbegriff und Systematisierung in der Ökologie

Ein erweitertes Verständnis des Produktionsfaktors Boden der klassischen Ökonomie als Naturkapital bzw. natürliche Ressourcen liefert die neue Umweltökonomie (Rogall 2008, S. 57–58). Natürliche Ressourcen werden hier als Güter aufgefasst, die bereits in der Natur existieren und der Befriedigung menschlicher Bedürfnisse dienen (Schütz et al. 2008, S. 45–46). Siebert (Siebert 1982) dehnt den Begriffsrahmen einer natürlichen Ressource als bloßer Produktionsfaktor aus, da dieser viele Schutzgüter (z.B. Schutzhülle der Erde) nicht berücksichtigen würde. Schütz et al. (Schütz et al. 2008, S. 45–46) unterscheiden natürliche Ressourcen nach ihrer Art in Rohstoffe, Fläche, Boden, Luft, Wasser und Biodiversität. Das Verständnis beinhaltet also neben der Produktions- auch die Senkefunktion des ökonomischen Systems. Siebert (Siebert 1982) klassifiziert natürliche Ressourcen

ferner nach ihrer Produktionsweise in der Natur, der Verwendung und der jeweiligen Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips. Die Produktionsweise in der Natur ist hierbei gekennzeichnet durch die Wiederverwendbarkeit. Es wird zwischen erneuerbaren und nicht erneuerbaren Ressourcen unterschieden. Eine analoge Unterscheidung liefert Rogall (Rogall 2008, S. 57–58). Neben erneuerbaren und nicht erneuerbaren Ressourcen werden hier allerdings quasi unerschöpfliche sowie Umweltmedien betrachtet. Die Anwendung des Ausschlussprinzips bedingt die Unterscheidung in private und öffentliche Güter, während die Verwendung zwischen Konsumgütern und Produktionsfaktoren diversifiziert (Siebert 1982).

Die vorliegende Arbeit differenziert zwischen den Begriffen Produktionsfaktor und Ressource. Ersterer wird in Anlehnung an das Verständnis der Betriebswirtschaftslehre nach Gutenberg (Gutenberg 1982; Gutenberg 1988) und Heinen (Heinen 1994) interpretiert. Der Terminus Ressource setzt hingegen das ökologische Verständnis voraus. Diese Interpretation ermöglicht die Integration sämtlicher Umweltmedien, insbesondere die Quellen- und Senkefunktion der Natur.

(3) Produktionsprozess

Ähnlich dem Produktionsbegriff existiert keine allgemeingültige Auslegung eines Produktionsprozesses. Vielmehr erfolgt seine Interpretation gemäß dem beigemessenen Ziel der Untersuchung. Dabei kann in Bezug auf die Systemgrenze zwischen einer engen und einer erweiterten Definition unterschieden werden. Erstere umfasst ausschließlich die Arbeit am Erzeugnis, während letztere die gesamte unternehmerische Leistungserstellung integriert. Vertreter der engen Interpretation sind u.a. Schneeweiß (Schneeweiß 2002) und Westkämper (Westkämper 2006, S. 24 ff). Corsten

(Corsten 2007, S. 4–10) und Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 13–27) treten hingegen für eine erweiterte Auslegung ein.

Die vorliegende Arbeit orientiert sich an der Interpretation von Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 13–27). Ein Produktionsprozess wird hier als gerichtete Menge an Produktiveinheiten, die zur Erbringung einer bestimmten Leistung notwendig sind, verstanden.

Im engeren Sinne weisen Produktionsprozesse starke Unterschiede in Abhängigkeit diverser Parameter (z.B. Industriezweig, Produkttyp, Organisationsart, Fertigungstechnologie) auf. Eine Analyse erfordert laut Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 13–27) eine eindeutige Beschreibung fünf weiterer Charakteristika, die nachfolgend sinngemäß zusammengefasst werden:

(4.1) Technologisches Merkmal

Hier kann zwischen physikalischen und chemischen bzw. biologischen Produktionsverfahren differenziert werden. Erstere nutzen physikalische Wirkprinzipien zur Leistungserstellung. Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010) unterscheiden diese ferner in mechanische (u.a. formgebende, spanende, Oberflächenbehandlung, Montage), elektrotechnische (u.a. Elektrolyse) und kalorische Verfahren (u.a. Wärmeübertragung, thermisches Trennen).

(4.2) Strukturelles Merkmal

Die Struktur des Materialflusses kann je nach Produktionsprozess unterschiedlichste Formen annehmen. Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010) unterscheiden hierbei zwischen konsistent, konvergierend, divergierend und reorganisierend. Erstere sind durch eine durchgehende Bearbeitung gekennzeichnet (z.B. Lackiererei). Eine konvergierende Prozessstruktur ist in der Regel in der Montage zu finden. Hierbei ist ein folgender Arbeitsschritt jeweils auf mehrere vorherige angewiesen. Divergierende stellen eine

Umkehrung konvergierender Prozesse dar. Auf einen folgen jeweils mehrere Arbeitsschritte (Kuppelproduktion). Ein Prozess ist als reorganisierend zu klassifizieren, wenn aus mehreren Inputs mehrere unterschiedliche Outputs entstehen (insbesondere Prozessindustrie). Abb. 2.5 verdeutlicht das Verständnis in Anlehnung an Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 22).

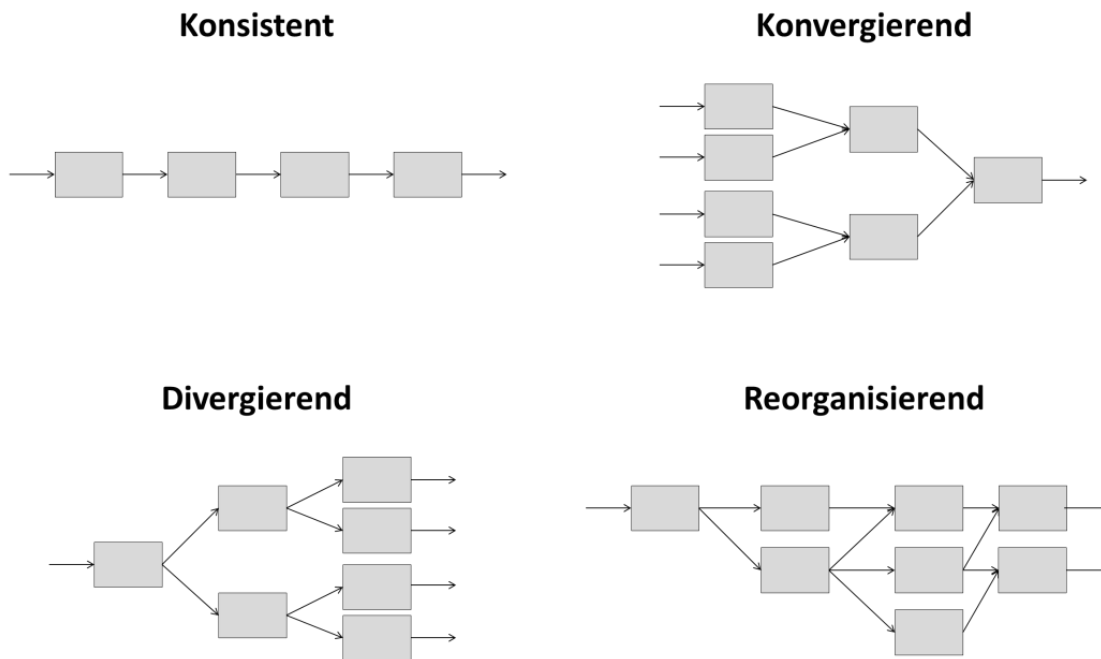


Abb. 2.5 Strukturelle Klassifizierung von Produktionsprozessen in Anlehnung an Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 22)

(4.3) Abstufungsmerkmal

Die Abstufung eines Produktionsprozesses wird durch die Anzahl seiner aufeinanderfolgenden Prozesselemente determiniert. Hierbei können drei Ausprägungen unterschieden werden: Einstufig, mehrstufig und zyklisch. Das Unterscheidungsmerkmal ein- und mehrstufiger Prozesse ist allein die Anzahl der Prozesselemente. Beide Formen können als zyklisch bezeichnet werden, sofern ein Output-Faktor gleichzeitig als Input-Faktor desselben oder eines vorgelagerten Prozesses dient.

(4.4) Häufigkeitsmerkmal

Das Häufigkeitsmerkmal charakterisiert die Anzahl der Wiederholungen einer gleichbleibenden Reihenfolge von Produktionselementen. Unterschieden werden hier Einzel-, Serien- und Massenproduktion. Ersteres beschreibt die gesonderte, meist kundenindividuelle Herstellung eines Produkts (engl. engineer-/make-to-order). Eine Serienproduktion liegt vor, wenn eine größere Menge an Produkten über einen gegebenen Zeitraum in einer ähnlichen Reihenfolge hergestellt wird. Die Abgrenzung zur Massenproduktion erfolgt hierbei insbesondere durch das Vorkommen von Umrüstungen. Findet dies nicht statt und das Produkt wird über einen bestimmten Zeitraum in nahezu derselben Ausführung hergestellt, handelt es sich um eine Massenproduktion.

(4.5) Räumlichkeitsmerkmal

Nicht zuletzt stellt das Räumlichkeitsmerkmal die Anordnung der Prozesselemente dar. Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010) differenzieren hierbei zwischen Verrichtungs- und Objektprinzip. Im Fall des Ersteren, der Werkstattproduktion, werden homogene Produktiveinheiten entsprechend räumlich gruppiert. Hierbei determiniert der Arbeitsplan die Abfolge der Bearbeitungsschritte und somit die Wege zwischen den einzelnen Werkstätten. Das Objektprinzip ordnet hingegen die Prozesselemente räumlich nach der Abfolge der Bearbeitung an. Hierbei kann ferner zwischen Fließband- und Reihenproduktion unterschieden werden. Ersteres beschreibt eine durch starre Kopplung des Materialflusses und Orientierung an Taktzeiten ausgerichtete Form der Produktion. Die Reihenproduktion lässt hingegen Puffer zwischen Prozesselementen zu. Das Verrichtungsprinzip findet sich in der Regel in der Einzelproduktion, das Objektprinzip hingegen in der Serien- und Massenfertigung wieder.

Tab 4 fasst das der vorliegenden Arbeit zugrunde gelegte Verständnis nach Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 27) zusammen.

Tab 4 Merkmale und Ausprägungen Erzeugnis-orientierter Produktionsprozesse nach Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 27)

Merkmal	Ausprägung				
<i>Technologie</i>	physikalisch		chemisch und biologisch		
<i>Struktur</i>	konsistent	konvergierend	divergierend	reorganisierend	
<i>Abstufung</i>	einstufig		mehrstufig	zyklisch	
<i>Häufigkeit</i>	Einzel-/ Wiederholproduktion		Serienproduktion	Massenproduktion	
<i>Räumlichkeit</i>	Werkstatt	Zentren	Fließ	Werkbank	Baustellen

2.2 Der Wertbegriff im Kontext produktionstechnischer Handlungen

Nachdem die Terminologie der für die vorliegende Arbeit relevanten Betrachtungshorizonte und -objekte sozio-technischer Wirtschaftseinheiten erörtert wurde, stellt sich die Frage, welche Maßstäbe für die Bewertung dieser grundsätzlich ausschlaggebend sind. Von fundamentaler Bedeutung ist in diesem Kontext die Auslegung des Terminus Wert bzw. die Wertvorstellungen von Akteuren. Diese differieren jedoch erheblich in Abhängigkeit des eingenommenen Standpunktes (z.B. Individuum, Unternehmen, Gesellschaft) und des zeitlichen Bezugs. Ersteres kann anhand bewaffneter Konflikte plastisch dargestellt werden. Während jedwede kriegerische Handlung aus gesellschaftlicher Sicht strikt abzulehnen ist, profitieren Unternehmen der Verteidigungsbranche immens von militärischen Konflikten. Auch das Beispiel der Sklavenarbeit in den USA macht die Kontextabhängigkeit von Werten deutlich. War diese zwischen dem 17. und 19. Jahrhundert ein in der Bevölkerung unstrittiger und bedeutender Wirtschaftsfaktor (Conrad et al. 1958, S. 95 ff; Conrad et al. 1958; William Fogel et al. 2013), gelang es mit der Befreiung der Sklaven und der Betonung der Unantastbarkeit der Menschenwürde in der US amerikanischen Verfassung einen Wertewandel durchzusetzen, der heutzutage nahezu weltweit

etabliert ist. Die nachfolgenden Abschnitte umreißen die Entwicklung der für die vorliegende Arbeit elementaren Nomenklatur im Hinblick auf die Beurteilung von Handlungen. Neben diesem kurzen Abriss soll die Herausbildung des heutigen Wertverständnisses produktionstechnischer Handlungen herausgearbeitet werden.

2.2.1 Wertvorstellungen

Wertvorstellungen, im Sinne von als moralisch gut erachteten Eigenschaften von Sachverhalten bzw. Handlungen, sind in der Regel ein Untersuchungsgegenstand der Ethik. Die Beantwortung der Kernfrage der praktischen Ethik, welche Handlungen grundsätzlich als moralisch wertvoll erachtet werden, wird im allgemeinen Sprachgebrauch als „goldene Regel“ bezeichnet. In Form einer positiv oder negativ formulierten Maxime kommt sie in nahezu jeder moralethischen oder religiösen Abhandlung vor. Ein wichtiger Vertreter der Moralethik ist Immanuel Kant. In zwei seiner Hauptwerke (1785 - Grundlegung zur Metaphysik der Sitten und 1788 - Kritik der praktischen Vernunft) geht er der Frage nach, ob moralische Handlungen auf einer hypothetischen oder kategorischen Basis fußen sollten (Kant 1986; Kant 1990). Seine Arbeiten münden im kategorischen Imperativ, den er in verschiedener Lesart formuliert. Es kann festgehalten werden, dass moralische Handlungen in einer Gesellschaft rational handelnder Akteure stets einer kategorischen Maxime zu folgen haben. Während sich für Kant (Kant 1986; Kant 1990) und sämtliche seiner philosophischen Vorgänger eine moralische Handlung jedoch einzig im Hier und Jetzt manifestiert, tritt Jonas (Jonas 1993) für eine Erweiterung des Betrachtungsraums ein. In Zeiten der immer häufiger zutage tretenden Schädigungen an ökologischer und sozialer Umwelt, ist nicht länger alleine das Hier und Jetzt relevant, sondern gleichermaßen die Handlungsfolgen. War für Kant (Kant 1986; Kant 1990) in Zeiten der europäischen Aufklärung

die vernunftgesteuerte Handlung maßgebend, ist es Jonas (Jonas 1993) zufolge heute das Prinzip Verantwortung. Eine Handlung ist dann als moralisch gut anzusehen, wenn sie in Einklang mit der Beständigkeit menschlichen Lebens auf der Erde erfolgt.

Die von Jonas (Jonas 1993) maßgeblich initiierte Diskussion führte zu einer Verschmelzung moralescher und wirtschaftlicher Fragestellungen in den wissenschaftlichen Disziplinen der Wirtschafts- bzw. Unternehmensethik. Kernfrage der Wirtschafts- und Unternehmensethik ist, welche moralischen Wertvorstellungen den betrieblichen Entscheidungen zugrunde gelegt werden sollten. In diesem Kontext überträgt u.a. Bowie (Bowie 1999) die Kant'sche Auffassung, dass moralisches Handeln generell einer kategorischen Maxime zu folgen hat, als apriorisches Handlungsprinzip auf die Wirtschaft. Da sich die Kant'sche Lehre jedoch lediglich auf vernunftbegabte Wesen bezieht, hat die Umwelt bzw. Natur in diesem Verständnis keine Legitimation aus sich selbst heraus. Auch für Homann et al. (Homann et al. 2005) wird jeglicher Wert durch das Individuum geschaffen. Das Naturrecht wird ebenfalls abgelehnt. Ulrich (Ulrich 2008; Ulrich 2010) sieht die ökonomische Rationalität und die ethische Vernunft in diesem Kontext als entgegengesetzte Strömungen. Homann (Homann 2002) versteht die Ökonomik hingegen als ein Teilsystem der Gesellschaft und lehnt eine Entgegensetzung von Moral und Wirtschaft ab. Vielmehr handelt es sich um zwei Perspektiven auf dasselbe Handlungsproblem. Es gilt daher, Unternehmen so zu strukturieren, dass moralisches Handeln möglich wird (Homann et al. 1992, S. 36). Gemeinsam mit Lütge (Lütge 2007) prägt Homann den ordnungsethischen Ansatz, der für eine anreizschaffende Regelsetzung plädiert. Unternehmen sind hierbei dennoch nicht entbunden von selbsttätigen moralischen Handlungen. Im Fall von lückenhaften gesellschaftlichen Standards sind Unternehmen vielmehr dazu aufgefordert,

dieses Verantwortungsvakuum zu schließen (Homann et al. 1992, S. 113). Weitere unternehmensethische Theorien, auf die an dieser Stelle lediglich verwiesen wird, liefern Suchanek (Suchanek 2000; Suchanek 2004) in Form der normativen Umweltökonomik und interaktionsökonomischen Theorie der Nachhaltigkeit sowie Binswanger et al. (Binswanger et al. 1983) und Binswanger (Binswanger 1991) in Form der ökologisch-sozialen Marktwirtschaft.

Die vorliegende Arbeit greift das Verständnis von Kant (Kant 1986; Kant 1990) auf und plädiert für eine kategorische Formulierung der Nachhaltigkeit im Kontext produktionstechnischer Handlungen. Als maßgebend wird hierbei die Erweiterung des Betrachtungsraums auf die Handlungsfolgen nach Jonas (Jonas 1993) gesehen. Eine wertschaffende unternehmerische Handlung erfolgt stets im Einklang mit der Beständigkeit menschlichen Lebens auf der Erde.

2.2.2 Ökonomische Werttheorien

Neben den oben diskutierten moralethischen Wertanschauungen existieren in der Makro-Ökonomie diverse Theorien zur Wertbildung. Im Unterschied zu den zuvor skizzierten Ansätzen, deren Betrachtungsobjekt die als moralisch gut erachteten Handlungen sind, untersuchen die ökonomischen Theorien das Zustandekommen von monetären Werten. Dabei kann die Entwicklung des ökonomischen Wertbegriffs anhand der Entwicklungsgeschichte dieser Wissenschaftsdisziplin dargestellt werden. So beschäftigten sich laut Hüther (Hüther 2006, S. 11) bereits die frühen antiken Philosophen um Platon und Aristoteles sowie der mittelalterliche Vordenker Thomas von Aquin mit dem Zustandekommen von Marktpreisen. Der Ursprung des heute vorherrschenden Verständnisses von ökonomischem

Wert, das einer jeden Bewertung in Unternehmen zugrunde liegt, wird jedoch erst in dem Aufkommen der gesamtwirtschaftlichen Markttheorien um das 17. und 18. Jahrhundert verortet (Hüther 2006, S. 11–14). In der Folge entstand eine Diskussion in Philosophie, Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, die bis heute andauert. Derzeit unterscheiden die Wirtschaftswissenschaften zwei Strömungen, die subjektiven und die objektiven Werttheorien. Die folgenden Abschnitte skizzieren die bis heute präsentierten ökonomischen Ansätze und erörtern den jeweiligen Stellenwert der Natur.

Objektive und subjektive Werttheorien

Die objektive Werttheorie umfasst eine Reihe von Ansätzen zur Beschreibung der Entstehung von Tauschwerten, die in der Arbeitswerttheorie gipfeln. Gemeinsames Kennzeichen jedweder objektiver Theorie ist die Suche nach einem realen monetären Wert eines Gutes. Laut Schumpeter (Schumpeter 2007) gehen die ersten Ansätze dieser Strömungen auf Lockes Naturwerttheorie zurück, die das menschliche Recht auf Eigentum aus der geleisteten Arbeit herleitet. Geprägt wurde das frühe Verständnis von Wert durch das Aufkeimen des Rationalismus, maßgeblich gestaltet durch die Arbeiten von Bacon 1620 (Bacon 2011) und Descartes 1641 (Descartes 1972). Letzterer misst Wert lediglich Subjekten zu, die objektiv messbar sind. Die erste ökonomische Abhandlung über die Arbeitswerttheorie liefert Petty (Petty 2011) im Jahr 1662. Der Wert eines Gutes wird hierbei anhand der eingesetzten Arbeitszeit und Fläche bestimmt. Auch Smith begründet den gesellschaftlichen Wohlstand im Jahr 1776 in der Arbeit eines Volkes (Smith 2013). Der Wert einer Ware wird durch zwei wesentliche Eigenschaften determiniert, seiner Nützlichkeit (Gebrauchswert) und der Eignung, andere Waren in Form eines Handelsgeschäfts zu erstehen (Tauschwert). Weitere Arbeiten auf dem Gebiet der Arbeitswerttheorie, auf die an dieser Stelle

nicht weiter eingegangen wird, liefern u.a. Ricardo (Ricardo 2006) und Sraffa (Sraffa 2014). Eine von der klassischen Arbeitswerttheorie zu trennende, dennoch artverwandte Theorie präsentiert Marx (Marx 2014). In dieser, erstmals 1857 veröffentlichten Anschauung ist nicht die real zur Herstellung eines Gutes benötigte Arbeit wertbildend, sondern ihr Anteil an der gesellschaftlich erforderlichen Gesamtarbeit aller Individuen. Marx (Marx 2014) hebt in diesem Kontext erstmals die Abhängigkeit der ökonomischen Wertbildung von gesellschaftlichen Paradigmen hervor.

Den objektiven stehen die subjektiven Werttheorien gegenüber, die in der heutigen Literatur vornehmlich in Form der Grenznutzentheorie anzutreffen sind. Für die subjektiven Werttheorien stellt der individuelle Nutzen den zentralen Untersuchungsgegenstand dar. Erste Grundüberlegungen hierzu entwickelte ebenfalls Adam Smith 1776 (Smith 2013). Dabei werden im Vergleich zu den objektiven Werttheorien keine absoluten Werte, sondern infinitesimale Änderungen des Nutzens betrachtet. Zentrales Instrument der subjektiven Werttheorien ist daher das auf von Thünen zurückgehende Grenz- bzw. Marginalprinzip, das im 19. Jahrhundert erstmals wirtschaftswissenschaftliche Fragestellungen mit Hilfe von Differentialrechnung zu lösen suchte (Thünen 1990). Dabei werden Kosten- oder Nutzenfunktionen, die bestimmte individuelle Präferenzen darstellen sollen, durch die Anwendung partieller Differentiale entwickelt. Auf dieser Basis entwickelt Cournot im Jahr 1838 die Preis-Absatz-Funktion (Cournot 1924). Ebenfalls aufbauend auf von Thünen erarbeitet Gossen im Jahr 1854 zwei Gesetze der Bedürfnisbefriedigung, das Sättigungsgesetz und die Grenznutzenausgleichsregel (Gossen 2010). Ersteres besagt, dass eine Steigerung des Verbrauchs eines Gutes zwangsläufig zu einem sinkenden Zusatznutzen (Grenznutzen) führt. Das zweite Gossensche Gesetz begründet die Tendenz eines Individuums zur Allokation seiner Mittel in dem Wunsch nach einer

höchstmöglichen Bedürfnisbefriedigung (Gesamtnutzen). Entscheidend ist hierbei die Annahme knapper Mittel, d.h. Güter, für die Kosten entstehen. Weitere Arbeiten auf dem Gebiet der Grenznutzentheorie, auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird, liefern u.a. Jevons (Jevons 1871), Menger (Menger 2006) und Walras (Walras 2003).

Der Autor erachtet die subjektive Wertbildung als Kernproblem der Umweltschädigung durch die industrielle Produktion. Das Ziel einer rationalen Wertbildung muss daher eine Objektivierung des betrieblichen und gesellschaftlichen Verständnisses sein. Der Terminus Wert wird in diesem Kontext als geistiges Konstrukt reflektionsbegabter Wesen verstanden. Ein gewisses Maß an Subjektivität lässt sich demnach niemals völlig ausschließen.

Während die oben beschriebenen Theorien den Wert und Preis eines Gutes in der Regel als dasselbe erachten, grenzt der BGH (BGH 1967) diese klar voneinander ab. Der Preis einer Sache wird hier als Ergebnis einer Tauschaktion zwischen zwei Marktakteuren verstanden, der Wert stellt hingegen eine aggregierte, jedoch fiktive Preisvorstellung einer Gruppe von Marktteilnehmern dar. Der Wert ist also als eine Art objektiver Preis zu verstehen. Ihre Differenz dient als Grundlage der Spekulation auf zukünftige Entwicklungen. Besondere Bedeutung erlangt diese Interpretation in der Immobilien- und Finanzbranche, in der die Spekulation auf zukünftige Entwicklungen der wesentliche Stellhebel der Gewinnmaximierung ist. Für Unternehmen des produzierenden Gewerbes nimmt eine differenzierte Betrachtung von Preis und Wert hingegen die Funktion eines Prognose-Instruments ein, das bestimmte Marktgegebenheiten (insbesondere etwaige regulatorische Eingriffe) frühzeitig abzubilden vermag.

Die Natur im Kontext der Werttheorien

In den frühen ökonomischen Theorien in Europa spielt die Natur eine untergeordnete Rolle. So stellt beispielsweise Smith (Smith 2013) den individuellen Nutzen in den Vordergrund, der sich unter der Annahme einer vollständigen Konkurrenz zu einem gemeinschaftlichen Wohlstandsoptimum summiert. Entscheidend hierfür ist die Knappheit der Güter. Die Natur wird im Bewusstsein ihrer Unbegrenztheit als frei angesehen. Ist ein Gut kostenlos, hat es keinen monetären Wert. Dennoch sprechen sich viele Vertreter der frühen makro-ökonomischen Theorien, u.a. Smith (Smith 2010; Smith 2013), Mill (Mill 2006; Mill 2014), Malthus (Malthus 1977) und Marx (Marx 2014), für eine, im Vergleich zu dem heute verbreiteten Verständnis von Wert, ethisch ganzheitlicheren Sichtweise aus. Die geringe Wertschätzung der Natur in den Wirtschaftswissenschaften wird bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts fortgeführt. Als Vertreter dieser Epoche errechnet beispielsweise Clark (Clark 2005) den Produktionswert ausschließlich aus dem Ergebnis von Arbeit und Kapital. Ebenso stellt das betriebswirtschaftliche, auf der Grenznutzentheorie von Jevons (Jevons 1871), Menger (Menger 2006) und Walras (Walras 2003) aufbauende, faktorkombinatorische Paradigma von Gutenberg (Gutenberg 1988) den Nutzen des Individuums bzw. des Unternehmens in den Vordergrund. Gesellschaftlicher oder ökologischer Nutzen findet sowohl bei Gutenberg (Gutenberg 1988) als auch bei nachfolgenden Vertretern der Betriebswirtschaftslehre, u.a. Herzberg (Herzberg 1966), Ulrich (Ulrich 1970), Maslow (Maslow 1981) und Heinen (Heinen 1994) kaum bis keine Beachtung. Zwar werden die Grundlagen für eine verstärkte Betrachtung der Natur u.a. in der Ressourcen-Ökonomie bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts gelegt (Cassel 1921; Hotelling 1931), ein weitreichender, bis heute kontrovers geführter Diskurs beginnt jedoch erst in der zweiten Hälfte. Dabei treten insbesondere

die Vertreter der kritischen Theorie der Frankfurter Schule der 1940er bis 1960er Jahre um Horkheimer (Horkheimer 2007), Adorno (Adorno 1992) und Marcuse (Marcuse 2004) für eine stärkere Beachtung der Natur ein, indem sie die Wirtschaft als treibende Kraft ihrer Zerstörung kritisierten. Auf volkswirtschaftlicher Ebene entwickeln um die 1950er Jahre Kapp (Kapp 1971) und Polanyi (Polanyi 1973) die Basis für die heutigen vornehmlich im anglo-amerikanischen Raum präsenten ecological bzw. environmental economics (dt. ökologische bzw. umweltorientierte Wirtschaftswissenschaften) und industrial ecology (dt. industrielle Ökologie). Die Natur, im Sinne der Biosphäre, stellt hierbei die Grundlage allen Lebens und somit auch jedweder wirtschaftlicher Handlungen dar (Illge et al. 2006, S. 23). Dabei wird die Knappheit eines Gutes nicht länger ausschließlich durch die anfallenden Kosten, sondern die Gefährdung für Mensch und Umwelt determiniert. Während der Mensch in frühen ökonomischen Theorien im Mittelpunkt der Betrachtung stand, wird er hernach neben allen anderen Lebewesen lediglich als Teil der Natur erachtet. Anthropogene Handlungen haben in jedem Fall im Einklang mit ihr zu erfolgen. Das klassische Konzept der ecological economics ist, wie unten ausgeführt, der Gedanke der Suffizienz. Vertreter dieser Schule sind u.a. Socolow et al. (Socolow et al. 1994) und Bartelmus (Bartelmus 2002, S. 173–174). Entscheidende Bedeutung erlangen diese wissenschaftlichen Disziplinen jedoch erst durch Meadows et al. (Meadows et al. 1972) und die in den 1970er und 1980er Jahren entstehende Umweltbewegung, die im Jahr 1987 im Konzept der Nachhaltigkeit mündet.

Bis heute wurden eine Reihe weiterer ökologieorientierter Anschauungen präsentiert, die im weitesten Sinne der Werttheorie bzw. Wertbildung zuzuordnen sind. Gemeinsames Merkmal dieser Ansätze ist im Wesentlichen die Vorstellung einer Kreislaufwirtschaft. Besondere Bekanntheit hat hierbei

in jüngster Zeit das Cradle-to-Cradle-Konzept (dt. von der Wiege bis zur Wiege) von Braungart et al. (Braungart et al. 2014) erlangt. Der Kerngedanke dieses aus der Bionik entstandenen Ansatzes ist im Gegensatz zum Suffizienzgedanken der oben skizzierten ecological economics nicht der Konsumverzicht, sondern die vorausschauende Planung und Steuerung von Materialflüssen. Entscheidend ist hierbei die Ablehnung des traditionellen Lebenszyklus eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ (engl. cradle-to-grave). Auf Grundlage der Beobachtung, dass jedes Lebewesen in der Natur Ressourcen in Anspruch nimmt und Emissionen abgibt, folgern Braungart et al. (Braungart et al. 2014), dass von der Gesellschaft als schädlich erachtete Umweltwirkungen lediglich Produktionsabfälle am falschen Ort darstellen. Der Cradle-to-Cradle-Ansatz fordert daher eine Trennung von biologischen und technologischen Kreislauf. Güter dieser beiden Kreisläufe dürfen nicht in den jeweils anderen gelangen. Ziel ist die eine 100%ige Wiedergewinnung und –verwertung der Altstoffe in neuen Produkten. Während der Ansatz sich aktuell großer Popularität insbesondere in der Unternehmenspraxis erfreut, kritisieren ihn verschiedene Autoren, wie unten ausgeführt, aus wissenschaftlicher und moralischer Sichtweise.

Binswanger (Binswanger 1991; Binswanger 2016, S. 33–46) kritisiert die rein ökonomische Preisbildung an sich und sieht die Ursache des derzeitigen Umweltproblems in der Entkopplung von weltweit zur Verfügung stehendem Geld und dem entsprechenden Gegenwert. Während in den Anfangszeiten des Ware-gegen-Geld Handels die weltweite Menge des Geldes durch den existierenden Bestand an Gold und Silber determiniert wurde, führte die Einführung von Papiergeld und Onlinehandel zu der Möglichkeit einer unendlichen Vermehrung von Geld. In Verbindung mit der Zinsnahme bei Leihgeschäften entsteht ein Zwang zur Verschuldung, die Geldschöpfung. Diese Wachstumsspirale berücksichtigt die frei zugängliche Natur

jedoch nur bedingt (immer dann, wenn Kosten anfallen) und führt letztendlich zu einem Raubbau an ihr. In diesem Kontext plädiert Binswanger (Binswanger 1991; Binswanger 2016, S. 33–46) für eine Mäßigung der Nutzung der Natur durch institutionelle Reformen im Geldsystem.

Klassifizierung des Werts der Umwelt

Nachdem oben diverse Konzepte zur Inklusion der Natur in wirtschaftswissenschaftliche Fragestellungen skizziert wurden, stellt sich für das weitere Vorgehen die Frage nach der Klassifizierung des Werts der Umwelt. In diesem Zusammenhang präsentieren Krol et al. (Krol et al. 1999) einen Kategorisierungsansatz aus sozioökonomischer Perspektive anhand verschiedener Nutzerwerte. Als Nutzer wird hierbei derjenige verstanden, aus dessen Perspektive eine Bewertung erfolgt. Auf erster Ebene werden hier der Wert für Nutzer und der Nicht-Nutzerwert unterschieden. Ersterer stellt die unmittelbare Nützlichkeit für den Sichtinhaber dar, während für letzteren die Utilität für andere Nutzer, z.B. zukünftige Generationen oder die Natur selbst, charakteristisch ist. Auf zweiter Ebene wird zwischen direkten und indirekten Nutzungswerten sowie Options-, Vermächtnis- und Existenzwerten differenziert. Direkte Nutzerwerte resultieren aus der Verwendung von Ressourcen (Quellenfunktion), indirekte hingegen aus der Nutzung der Umwelt als Aufnahmemedium (Senkefunktion). Abb. 2.6 stellt fasst das Verständnis in Anlehnung an Krol et al. (Krol et al. 1999) zusammen.

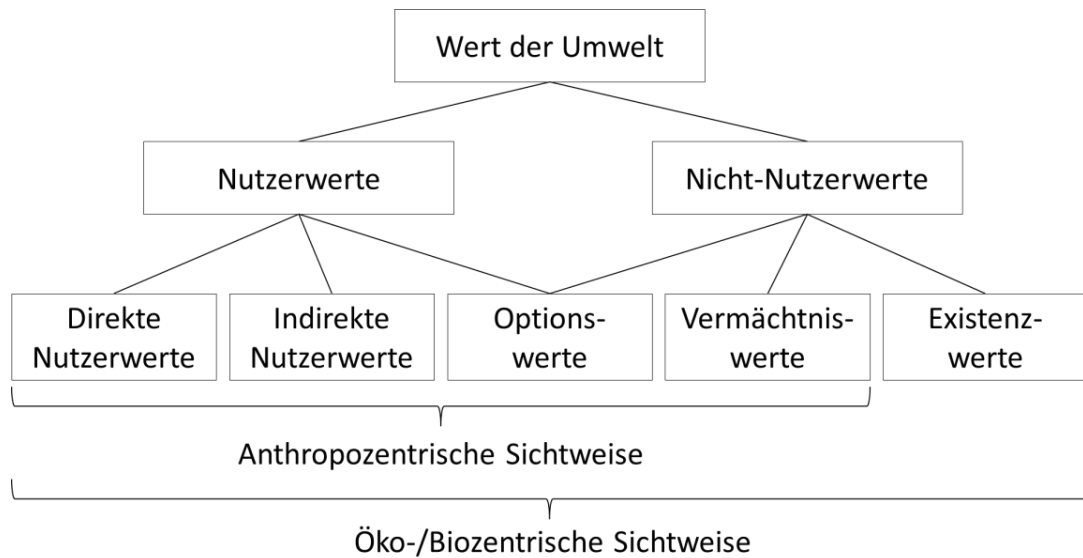


Abb. 2.6 Systematisierung des Umweltwerts nach Krol et al. (Krol et al. 1999)

2.2.3 Wertschöpfung

Nachdem zunächst die Herausbildung verschiedener Interpretationen des Wertbegriffs an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle diskutiert wurde, erörtert dieser Abschnitt Ansätze zur Beschreibung der Mehrwertgenerierung. Diesen, unter dem Begriff Wertschöpfung verbreiteten, Akt identifiziert Zahn (Zahn et al. 1996) als Kernziel jedweder produktions-technischer Handlungen. Binswanger (Binswanger 1991; Binswanger 2016, S. 33–46) zufolge ist dies jedoch weniger eine beliebige sondern eine zwanghafte Bedingung einer auf Geldschöpfung ausgerichteten Wirtschaftsform. Maßgebend hierfür ist die kontinuierlich steigende Umlaufmenge an Geld sowie der Zinsabgabe auf Fremdkapital. Jeder Schuldner (hier das Unternehmen bzw. die gesamte Wirtschaft) ist gezwungen, kontinuierlich zu wachsen um die eigene Zinslast auszugleichen. Da es sich hier jedoch um eine mikro-ökonomische Rahmenbedingung handelt, für die in der vorliegenden Arbeit keine befriedigende Lösung erarbeitet werden kann, wird hernach einzig der Wertschöpfungsbegriff betrachtet. Für

weiterführende Darlegungen zum Thema Geldschöpfung sei an dieser Stelle auf Binswanger (Binswanger 1991; Binswanger 2016) verwiesen.

Die betriebliche Wertschöpfung

Für Schäfer (Schäfer 1951, S. 449 ff) stellt die Wertschöpfung das zentrale Maß für die Leistungsfähigkeit einer Wirtschaftseinheit (z.B. Volkswirtschaft, Unternehmen, Geschäftsbereich) dar. Aufbauend auf dem faktortheoretischen Paradigma von Gutenberg (Gutenberg 1988) definiert u.a. Westkämper (Westkämper 2006, S. 33–35) den Begriff Wertschöpfung im betrieblichen Kontext als Schaffung eines Mehrwerts durch planmäßige Kombination der Produktionsfaktoren. Artverwandte Definitionen liefern u.a. Gaitanides (Gaitanides 1995) sowie Müller-Stewens et al. (Müller-Stewens et al. 2005). Auch Porter (Porter 1986) versteht Wertschöpfung innerhalb eines Unternehmens als Abfolge gewisser Tätigkeiten in Kombination mit der Gewinnspanne. Ausdruck finden seine Überlegungen, wie in Abb. 2.7 dargestellt, in der Wertkette betrieblicher Leistungserstellung. Porter (Porter 1986) unterscheidet hierbei in erster Linie zwischen primären direkt Nutzen stiftenden und sekundären begleitenden Aktivitäten.

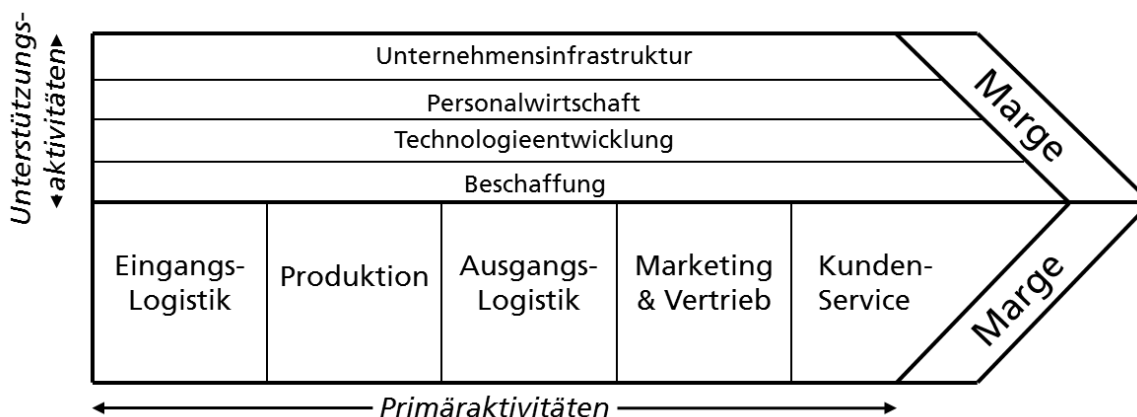


Abb. 2.7 Wertkette der betrieblichen Leistungserstellung in Anlehnung an Porter (Porter 1986)

Während Porter (Porter 1986) den Terminus auf eine rein finanzielle Wertgrößen reduziert, betont Westkämper (Westkämper 2006), dass der Mehrwert sowohl monetärer als auch funktionaler Natur sein kann. Beide Ausprägungen sind allerdings lediglich eine Ableitung des auf dem Markt zu erwirtschaftenden Ertrags. So versteht auch Meyer-Merz (Meyer-Merz 1979, S. 2–8; Meyer-Merz 1985) den Begriff Wertschöpfung innerhalb eines Betriebs als Differenz zwischen Produktionswert und Vorleistungen. Wunderer et al. (Wunderer et al. 2006) präsentieren eine Übersicht verschiedener Wertschöpfungsarten und deren wesentliche Charakteristiken im Hinblick auf Wertinhalt, Wertmaßstab, adressiertem Personenkreis und der Nutzen stiftenden Aktivitäten. Tab 5 illustriert die Klassifizierung nach Wunderer et al. (Wunderer et al. 2006).

Tab 5 Arten und Ausprägungen von Wertschöpfung in Anlehnung an Wunderer et al. (Wunderer et al. 2006)

Art der Wertschöpfung	Ausprägung
Volkswirtschaftliche Wertschöpfung	Differenz zwischen Output und Input im Sinne eines Nutzens für die Gesellschaft
Anspruchsgruppenbezogene Wertschöpfung	Differenz zwischen Output und Input im Sinne eines Nutzens für die Anspruchsgruppen eines Unternehmens
Prozessbezogene Wertschöpfung	Wertbeitrag jeder betrieblichen Aktivität für das Betriebsergebnis durch Einsatz von Produktionsfaktoren und Prozessgestaltung
Strategiebezogene Wertschöpfung	Wertsteigerung für Investoren durch die Wahl einer geeigneten Strategie
Qualitätsbezogene Wertschöpfung	Nutzen für die internen und externen Kunden durch Qualität
Dienstleistungsbezogene Wertschöpfung	Nutzen für internen und externen Kunden durch eine optimale Leistungserstellung

Deutlich wird im traditionellen Verständnis des Terminus Wertschöpfung die Betonung des Nutzens für das Individuum, den Kunden sowie die Gleichsetzung von Wertschöpfung und Nutzen. In diesem Zusammenhang verstehen Wittmann (Wittmann 1956) und Wenke (Wenke 1987) die Wertbildung als Ergebnis einer subjektiven Einschätzung. Der Begriff stellt in

seiner derzeitigen Ausprägung also vornehmlich ein rein geistiges Konstrukt zwischen Produzenten und Konsumenten dar. Dieses Verständnis der Wertschöpfung zieht sich bis in die heutige Zeit. So betonen u.a. Reichwald et al. (Reichwald et al. 2009, S. 309) vor dem Hintergrund der Mass Customization zwar die verstärkte Kooperation mit externen Anspruchsgruppen, reduzieren die Betrachtung in der Folge jedoch nahezu ausschließlich auf den Kunden. Die Beachtung potentieller Auswirkungen auf unbeteiligte Dritte ist, mit Ausnahme von Wunderer et al. (Wunderer et al. 2006), in den herkömmlichen Definitionen nicht vorgesehen. Die Möglichkeit, subjektive Ansprüche geltend zu machen, ist Kernelement einer hypothetischen Begriffsauslegung und daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit abzulehnen. In diesem Kontext lässt einzig das Verständnis von Meyer-Merz (Meyer-Merz 1979, S. 2–8; Meyer-Merz 1985) als Differenz von Produktionswert und Werteverzehr Spielraum für eine erweiterte Definition.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird das subjektiv orientierte Verständnis des Wertbegriffs abgelehnt. Der Terminus Wertschöpfung wird als Maß für die Hervorbringung eines objektiven Mehrwertes verstanden.

Die Quantifizierung der Wertschöpfung im unternehmerischen Kontext findet, wie unten ausgeführt, in der Wertschöpfungsrechnung statt.

2.2.4 Der Kostenbegriff

Die Kosten stellen in der Ökonomie in der Regel ein Synonym für den monetarisierten Werteverzehr einer Leistungserstellung dar. Dabei existieren verschiedene Interpretationen (Schreiner 1996, S. 259–261; Reese 1999, S. 778–779; Burschel et al. 2004, S. 463–464). Im betriebswirtschaftlichen Kontext, beschreibt der *pagatorische Kostenbegriff* den mit realen Auszahlungen verbundenen Werteverzehr des Unternehmens (Reese 1999, S. 778). Der *wertmäßige Kostenbegriff* umfasst Schweitzer et al. (Schweitzer et

al. 1991) zufolge neben den pagatorischen auch die kalkulatorischen Kosten, d.h. Kosten denen kein realer Aufwand gegenübersteht (Opportunitätskosten). Der wertmäßige Kostenbegriff stellt die Grundlage der traditionellen Kostenrechnung dar. In diesem Begriffsverständnis ist eine Internalisierung externer Kosten nicht vorgesehen. Schreiner (Schreiner 1992) und Günther (Günther 1994) führen deshalb den *ökologischen Kostenbegriff* ein. Dieser umfasst sämtliche für das Unternehmen finanzwirtschaftlich wirksame (interne) sowie durch die Aktivitäten des Unternehmens induzierten, externen (z.B. umweltrelevanten) Kosten.

Externe Effekte und Kosten

Die theoretische Fundierung des Begriffs externe Kosten basiert auf dem volkswirtschaftlichen Verständnis der externen Effekte, den nicht vom Markt erfassten Handlungsfolgen. Ihre Terminologie sowie erste Arbeiten in diesem Themenbereich gehen auf Pigou (Pigou 1911) zu Anfang des 20. Jahrhunderts zurück. Entscheidend ist hier erstmals die Unterscheidung zwischen privaten und sozialen, von der Gesellschaft zu tragenden Kosten. Grundlage dieser ist wiederum die Tatsache, dass für bestimmte Güter, insbesondere der Inanspruchnahme der Umwelt, keine Kosten anfallen. Während Pigou (Pigou 1911) das volkswirtschaftliche Allokationsproblem mit Hilfe staatlicher Eingriffe (Pigou-Steuer) zu lösen sucht, skizziert Coase (Coase 1960, S. 1 ff) eine rein privatwirtschaftliche Lösung des Umweltproblems durch die jeweiligen Marktteilnehmer. Jeder Betroffene einer Umweltverschmutzung ist demnach bereit einen bestimmten Betrag an den Verursacher zu entrichten, um die Beeinträchtigung zu vermeiden, welches wiederum die Vermeidungsmaßnahme(n) finanziert. Das Coase-Theorem ist Bofinger (Bofinger 2011, S. 265) zufolge jedoch vielmehr als theoretisches Modell zu verstehen, eine praktische Anwendung ist in den wenigsten Fällen möglich. Abb. 2.8 verdeutlicht die Entstehung von externen Effekten

anhand von Angebot und Nachfrage in Anlehnung an Bofinger (Bofinger 2011, S. 259). Da die sozialen Kosten keine Berücksichtigung bei der Preisbildung auf dem Markt finden, wird ein Gut zu einem zu geringen Preis angeboten. Entsprechend fragt der Markt eine größere Menge nach als gesellschaftlich erwünscht. Die Differenz zwischen sozialen und privaten Kosten ist der externe Effekt.

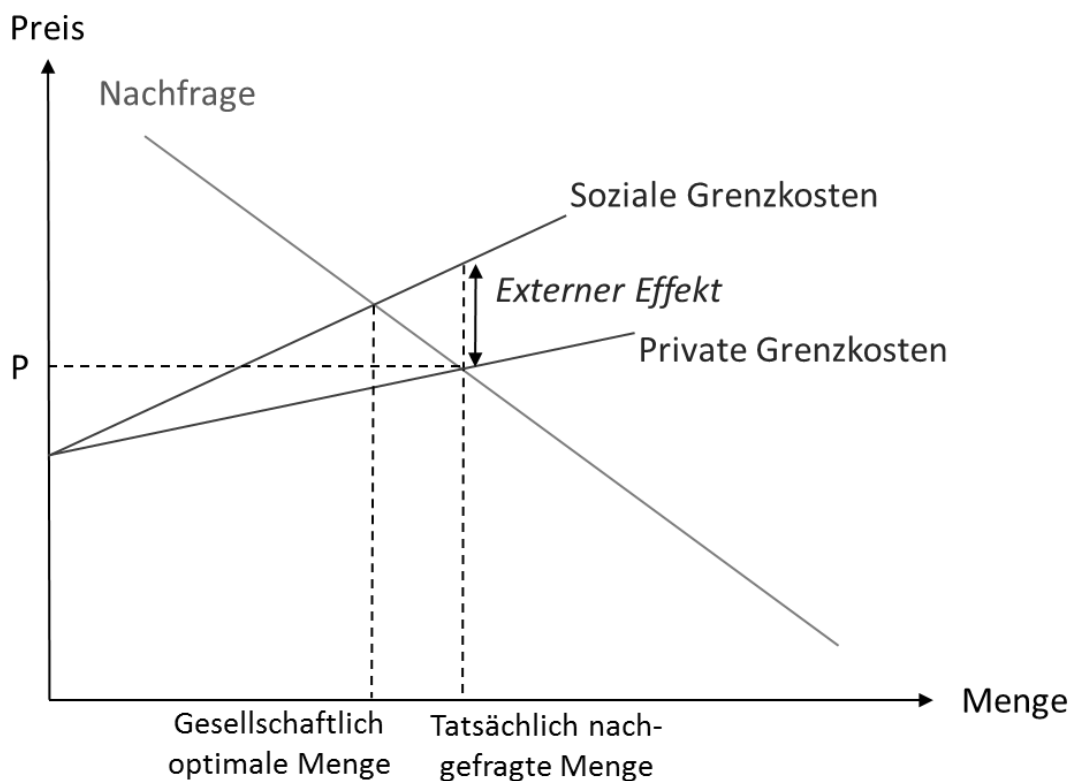


Abb. 2.8 Externe Effekte in Anlehnung an Bofinger (Bofinger 2011, S. 259)

Externe Effekte können sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die Produktions- und Konsumfunktion von Dritten haben (Roth 1992, S. 159; Bofinger 2011, S. 259). Dritte können Einzelpersonen, Unternehmungen, Haushalte oder ganze Volkswirtschaften sein. Ein positiver externer Effekt (externer Ertrag) ist gegeben, wenn die Differenz von sozialen und privaten Erträgen positiv ist. Ein negativer externer Effekt (externe Kosten) entsteht, wenn die Differenz von sozialen und privaten Kosten negativ ist. (Bofinger 2011, S. 259) Externe Erträge verbessern

demnach die wirtschaftliche Stellung von Dritten, während externe Kosten diese verschlechtern.

Aus einzel- bzw. betriebswirtschaftlicher Perspektive können externe Effekte weiter in technologische und prekuniäre Handlungsfolgen unterschieden werden. Während erstere die außerhalb des Marktmechanismus wirksam werdenden Konsequenzen beschreiben, fassen letztere die Auswirkungen von Preis- und Kostenänderungen auf den internen Unternehmensnutzen zusammen. Laut Roth (Roth 1992, S. 157ff) und Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 492) sind soziale Kosten die Summe aller einer Volkswirtschaft durch produktionswirtschaftliches Handeln anfallenden Kosten. Die Differenz der sozialen und internen (einzelwirtschaftlichen) Kosten ergibt die externen Kosten (Roth 1992; Wicke 1993; Burschel et al. 2004). Abb. 2.9 verdeutlicht das Verständnis in Anlehnung an Roth (Roth 1992, S. 157ff) sowie Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 492).

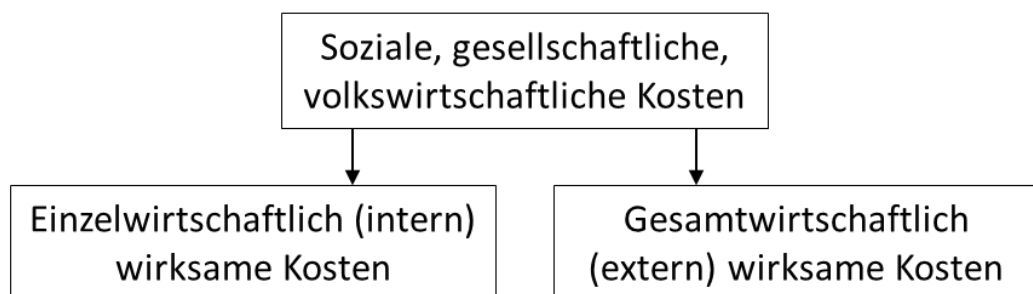


Abb. 2.9 Gliederung sozialer Kosten in Anlehnung an Roth (Roth 1992, S. 157ff) sowie Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 492)

Im traditionellen betrieblichen Rechnungswesen von Unternehmen finden diese Externalitäten keine Beachtung, da sie für das Unternehmen zu keinem Zeitpunkt finanzwirtschaftlich wirksam sind (Schreiner 1996, S. 253; Burschel et al. 2004, S. 492; Hoitsch et al. 2004, S. 24). Dies führt, wie oben beschrieben, dazu, dass Güter auf dem Markt zu Preisen angeboten werden, die nicht dem realen Werteverzehr an Inputfaktoren entsprechen und die Kosten für die Beseitigung von negativen externen Effekten an die

Allgemeinheit ausgelagert werden (Wicke 1993, S. 43 ff; Fichter et al. 1997, S. 124). In der Literatur wird dies als eines der zentralen Problemfelder der traditionellen Wirtschaftsweise und als Kontrast zu der angestrebten nachhaltigen Entwicklung identifiziert (Wicke 1993, S. 43 ff; Burschel et al. 2004, S. 507).

Während aus volkswirtschaftlicher Perspektive eine Untersuchung von Angebot-Nachfrage-Märkten ausreichend ist, müssen die externen Effekte aus einzelwirtschaftlicher Sicht zunächst ermittelt und einer bestimmten Handlung zugewiesen werden. Weiterhin ist eine Monetarisierung externer Effekte sinnvoll, um eine Internalisierung in das betriebliche Rechnungswesen zu ermöglichen. Problematisch gestaltet sich in diesem Kontext allerdings die Zuordnung von Umweltfolgen zu betrieblichen Handlungen. Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 124–125) zufolge tritt stets ein Informationsverlust zwischen den tatsächlichen und den einer Handlung zuteilbaren Folgen auf.

Für die Monetarisierung externer Effekte stehen in der Literatur unterschiedliche Verfahren bereit. Die Wahl der Methodik hängt von der Form des eintretenden Schadens ab. Unterschieden werden hierbei in der Regel materielle Schäden (z.B. Produktions- oder Einkommensverluste), immaterielle Schäden (ästhetische Einbußen, verringertes Wohlbefinden) und Gesundheitsschäden. Adensam et al. (Adensam et al. 2002, S. 5) differenzieren nach der Form der Schadensentstehung zwei verschiedene theoretische Konzepte zur Monetarisierung externer Effekte, der Schadens- und der Vermeidungskostenansatz. Während ersterer den verursachten Schaden abzuschätzen sucht, kann letzterer als Kosten der Prophylaxe verstanden werden. Dieser in der ökonomischen Theorie teilweise stark umstrittene Ansatz bewertet Maßnahmen auf Verdacht, ohne gesicherte Informationen über Wirkzusammenhänge oder Schadenskosten (Adensam

et al. 2002, S. 6). Dennoch finden das Konzept vielfach Anwendung, da es im Vergleich zu den schadenskostenbasierten Ansätzen einen geringen Aufwand erfordert. Söllner (Söllner 1997), Endres et al. (Endres et al. 1997) und das UBA (UBA 2012, S. 40) kategorisieren die Verfahren in direkte und indirekte Ansätze. Tab 6 fasst das Verständnis zusammen.

Tab 6 Monetarisierungsverfahren für externe Effekte in Anlehnung an Söllner (Söllner 1997), Endres et al. (Endres et al. 1997) und UBA (UBA 2012, S. 40)

<i>Direkte Verfahren</i>	<i>Indirekte Verfahren</i>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kontingente Bewertungsmethoden <ul style="list-style-type: none"> ○ Willingness-to-pay ○ Willingness-to-sell/accept ▪ Marktsimulation 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Unternehmensrechnungsdaten ▪ Vermeidungskostenansatz ▪ Reise-/Transportkostenansatz ▪ Hedonistischer Preisansatz

Die direkten Verfahren werden weiter unterteilt in kontingente Bewertungsmethoden und Marktsimulationen. Kontingente Ansätze ermitteln die Zahlungsbereitschaft oder Kompensationserfordernisse für einen Umweltschaden, indem Personen direkt nach der Bedeutung gefragt werden, die sie einem Umweltgut beimessen (Liebe et al. 2005, S. 12). Dabei wird zwischen willingness-to-pay und –accept/-sell differenziert. Der willingness-to-pay Ansatz ermittelt die Zahlungsbereitschaft von Akteuren um einen Schaden zu vermeiden, der willingness-to-accept/-sell-Ansatz hingegen die Kosten die anfallen, damit die Akteure einen Schaden in Kauf nehmen. Beide Ansätze basieren auf einer intensiven Stakeholder-Kommunikation. Adensam et al. (Adensam et al. 2002, S. 6) relativieren die Aussagefähigkeit dieser Methoden jedoch, da lediglich Befindlichkeiten von Stakeholdern, u.a. Verantwortungsbewusstsein und finanzielle Leistungsfähigkeit, erfasst werden. Im Übrigen ist die Anwendung von willingness-to-pay und -accept/-sell-Ansätzen für eine flächendeckende Analyse aufgrund unterschiedlichster Einkommens-, Bildungs- und Präferenzvoraussetzungen der Betroffenen abzulehnen. Marktsimulationen stellen, obgleich aufgrund ihrer

theoretischen Abbildung mit gewissen Unsicherheiten verbunden, ein weitaus aussagekräftigeres Abbild der Realität dar.

Die indirekten Verfahren bestehen aus der Datenanalyse auf Basis von Unternehmensdaten, dem Vermeidungskostenansatz, dem Reise-/Transportkostenansatz und der hedonistischen Preisanalyse (Söllner 1997). Adensam et al. (Adensam et al. 2002, S. 6) nennen ferner den Reparaturkostenansatz sowie die Human-Capital-Methode. Erstere vergleicht die Marktpreise von Gütern mit unterschiedlicher Belastung, letztere bewertet den Produktionsausfall aufgrund von Gesundheits- oder Todesfällen monetär. Der Reparaturkostenansatz erfasst hingegen die unmittelbar anfallenden Instandsetzungskosten für eine Schädigung. Einzelne Umweltwirkungen, z.B. das Aussterben einer Tierart, können hier allerdings nicht erfasst werden. Dennoch stellen sowohl der Vermeidungs- als auch der Reparaturkostenansatz praktikable Instrumente der Monetarisierung externer Effekte dar. Vermeidungskosten finden insbesondere für die Darstellung der Abmilderung externer Effekte Verwendung, während der Reparaturkostenansatz sich als sinnvoll für die Illustration von Schadenskosten erweist. Von einer gesonderten Betrachtung für spezifische Umweltprobleme ist aufgrund ihrer wissenschaftlichen Defizite jedoch abzuraten.

Weitere Merkmale der Differenzierung der Monetarisierung externer Effekte sind die Form der Kostenbildung sowie das Vorgehen der Kostenerfassung. Die Kostenbildung wird weiter in Grenz- und Durchschnittskosten unterschieden (UBA 2012, S. 43–45). Grenzkosten erfassen die Kosten einer zusätzlichen in Anspruch genommenen Mengeneinheit eines Gutes, Durchschnittskosten die gemeinen Kosten je in Anspruch genommener Menge. Grenzkosten sind laut Adensam et al. (Adensam et al. 2002, S. 7) allerdings nur schwer quantifizierbar, da in Literatur und Praxis kaum Schadenskostenfunktionen existieren. Zur Erfassung der Kosten kann entweder ein Top-

Down- oder Bottom-Up-Ansatz gewählt werden. Bottom-Up-Ansätze basieren entweder auf Verteilungsmodellen, technisch-physikalischen Wirkungszusammenhängen oder Schadensfunktionen. Top-Down-Konzepte gehen hingegen von den in einem Jahr verursachten Umweltwirkungen aus und errechnen daraufhin die Durchschnitts- bzw. Grenzkosten (Adensam et al. 2002, S. 7).

Als Vorgehen für die monetären Bewertung von Umweltschäden schlägt das UBA (UBA 2012, S. 52 ff) sieben Schritte vor:

1. Beschreibung des Ziels
2. Konkretisierung des Untersuchungsgegenstands und Festlegung der Systemgrenzen
3. Darstellung der einschlägigen Umweltwirkungen
4. Konstruktion von Wirkungspfaden zur Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen
5. Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kosten
6. Ökonomische Bewertung der ermittelten Nutzenänderungen der Betroffenen
7. Darstellung und Interpretation der Ergebnisse

2.2.5 Der Nutzenbegriff

Das Verständnis des Terminus Nutzen ist geprägt von der Grenznutzenschule nach Gossen (Gossen 2010), die wiederum ihren Ursprung im Utilitarismus um Bentham (Bentham 1823) und Mill (Mill 2006; Mill 2014) hat. Diese ethische Denkschule rückte erstmals den Terminus Nutzen als Maß für moralische Handlungen in den Mittelpunkt der Betrachtung. Nach dem Prinzip des maximalen Glücks, ist jene Handlung zu bevorzugen, die das größtmögliche Maß an Wohlergehen für alle Betroffenen verspricht. Aufbauend auf der Annahme der Messbarkeit menschlicher Bedürfnisse,

entwickelte sich die kardinale Nutzentheorie, die den Wert eines Gutes aus dem utilitaristischen Nutzen ermittelt. Deutlich wird hierbei die bereits oben aufgezeigte Schwierigkeit der Abgrenzung der Begriffe Wert und Nutzen. Als wesentliche Parameter der Nutzenmessung führen Gossen (Gossen 2010) und Jevons (Jevons 1871) die Intensität und die Dauer des Genusses eines Gutes an. Weitere Vertreter der kardinalen Nutzenschule, auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird, sind u.a. Menger (Menger 2006) und Walras (Walras 2003). Auf Basis der Annahme, dass der Nutzen nicht numerisch messbar ist, entwickeln u.a. Pareto (Pareto 2007) und Samuelson (Samuelson 1937) in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts die ordinale Nutzenschule. Im Gegensatz zur kardinalen Nutzenbetrachtung wird der Nutzen in ordinalen Überlegungen in Form von Rangfolgen verschiedener Güterbündel abgebildet. Aus einzelwirtschaftlicher Sicht erlangte im Zuge des aufkommenden Lean Managements in den 1980er Jahren, insbesondere durch Womack et al. (Womack et al. 2003; Womack et al. 2015), der Kundennutzen eine zentrale Bedeutung. Ziel dieses Managementsystems ist die strukturelle Ausrichtung sämtlicher Unternehmensprozesse auf die Wünsche des Kunden. Andere Stakeholder unternehmerischer Tätigkeiten werden in diesem Kontext nicht berücksichtigt.

2.3 Das Nachhaltigkeitskonzept

Der Begriff Nachhaltigkeit wurde in seinem heutigen Wortsinn in der deutschsprachigen Literatur zu Beginn des 18. Jahrhunderts eingeführt (Carlowitz 1713), die Wurzeln des Begriffs sind laut Grober (Grober 2010) jedoch bereits in der frühen Antike zu finden. Dennoch begann der bis heute anhaltende Nachhaltigkeitsdiskurs erst in den frühen 1970er Jahren, maßgeblich initiiert durch Meadows et al. (Meadows et al. 1972). In ihrer Studie „Limits to Growth“ wurde die Begrenztheit der auf der Erde zur Verfügung stehenden Ressourcen erstmals einer breiten Öffentlichkeit

zugänglich. Auf dieser Basis skizzierten Meadows et al. (Meadows et al. 1972) ein Ende der traditionellen Wirtschaftsweise. In der Folge entbrannte eine kontroverse Diskussion in Wirtschaft, Forschung und Politik, die im Jahr 1987 im Konzept der Nachhaltigkeit mündete (Brundtland 1987), das 1992 wiederum im Rahmen der Umwelt- und Entwicklungskonferenz in Rio de Janeiro von den Vereinten Nationen verifiziert wurde (VN 1992). Die bis heute etablierte Definition der Brundtland-Kommission beschreibt eine nachhaltige Entwicklung als eine, die es der heutigen Generation ermöglicht ihre Bedürfnisse zu befriedigen, ohne den kommenden Generationen diese Möglichkeit zu nehmen. Der Terminus Bedürfnisse orientiert sich dabei an den menschlichen Grundbedürfnissen. Das Leitbild der Nachhaltigkeit beruht demnach auf zwei Grundprinzipien, der intergenerativen (zukünftige Generationen) und der intragenerativen (globalen) Gerechtigkeit.

In diesem Sinne stellt das Konzept der Nachhaltigkeit eine kohärente Umsetzung des von Jonas (Jonas 1993) postulierten Verantwortungsprinzips dar. Im Vergleich zu den oben skizzierten bisherigen ökonomischen Denkschulen, wird mit der Nachhaltigkeit ein fundamentaler Wandel betont. Während die traditionellen makro-ökonomischen Theorien mehrheitlich eine Perspektive des uneingeschränkten Wachstums postulieren, ist der Ansatz der Nachhaltigkeit als ethisch-normativ anzusehen. Das hierfür erforderliche Umdenken betrifft im Wesentlichen zwei Aspekte: [1] Die Sicherstellung einer gerechten Verteilung von Gütern und [2] die Beschränkung auf eine optimale Quantität der Inanspruchnahme der Natur (Daly 1990, S. 25). Dabei verweist Daly (Daly 1990, S. 28 f) auf die grundlegende Erkenntnis der Mikroökonomie, dass für jedwedes Handeln ein optimales Ausmaß, im Sinne eines Gleichgewichts von Grenzkosten und -erträgen, existiert. Ein unbeschränktes Wachstum ist demnach unmöglich. Eine Übertragung dieser Auffassung findet auf Makro- und Mesoebene bislang jedoch kaum statt

(Hauff et al. 2012, S. 33 ff). Als Grund hierfür gilt in erster Linie die vage Definition des Leitbilds der Nachhaltigkeit durch die Brundtland-Kommission (Brundtland 1987), die in der direkten Folge zu einem bis heute andauernden Diskurs über eine konkrete regulatorische Ausgestaltung führt (Kopfmüller 2007, S. 16 ff). Insbesondere im Kontext der optimalen Inanspruchnahme der Natur haben sich zwei, teilweise konträre Auslegungen entwickelt, die starke und schwache Nachhaltigkeit (Daly 1990, S. 34; Norton et al. 1997, S. 553 ff; Neumayer 2003). Grundlage des Dissens ist die Legitimation des Austauschs von Natur-, Human- und Sachkapital, für die im Brundtlandbericht zunächst keine spezifischen Regelungen genannt werden (Hartwick 1977, S. 972 ff; Pearce 1988, S. 598 ff; Costanza et al. 1992, S. 37 ff). Döring et al. (Döring et al. 2001, S. 321) und Ott et al. (Ott et al. 2008) charakterisieren die starke Nachhaltigkeit als Forderung, den verbleibenden Fundus an Naturkapital nicht nur zu erhalten, sondern zu revitalisieren. Die Substitution von Natur-, Human- und Sachkapital wird in dieser Interpretation stark beschränkt. Ein weiteres Charakteristikum starker Nachhaltigkeit ist Daly (Daly 1990, S. 34; Daly 1999) zufolge die Komplementarität zwischen Natur- und Sachkapital. Die Ökonomie wird als Teilsystem der Biosphäre wahrgenommen. Ziel muss es sein, ein vertretbares Ausmaß der Inanspruchnahme des ökologischen durch das ökonomische System sicherzustellen. Zur Erhaltung des ökonomischen Systems gilt es in den begrenzenden Produktionsfaktor, die Natur, zu investieren. Diese auch als Vorrangmodell bezeichnete Auslegung (vorrangiges Ziel ist der Umweltschutz) galt zunächst auch in der Öffentlichkeit als präferierte Interpretation. Erst später gewann eine zweite Auslegung an Bedeutung, die schwache Nachhaltigkeit (Kopfmüller 2007, S. 16). Im Gegensatz zur starken Nachhaltigkeit geht dieser Ansatz von einer generellen Substituierbarkeit der Kapitalien aus, die sich in einem Drei-Säulen-Modell widerspiegeln (Ökonomie, Ökologie, Gesellschaft). Der Begriff Nachhaltigkeit wird interpretiert als

Erhaltung der Summe aller Kapitalien. Mit Hilfe integrativer Optimierung soll ein Idealwert zwischen den drei Säulen realisiert werden. Im Vergleich zu der ökozentrischen Perspektive der starken Nachhaltigkeit, vertritt der Ansatz der schwachen Nachhaltigkeit eine anthropozentrische Sichtweise (Döring et al. 2001, S. 322). Die Natur hat aus sich selbst heraus keine Ansprüche. Der Schutz der Umwelt dient lediglich der Sicherstellung der Bedürfnisse zukünftiger Generationen von Menschen. In Deutschland wurde dieses Verständnis in erster Linie von der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (BT 1998), Hüther et al. (Hüther et al. 1999, S. 74) sowie der Hans-Böckler-Stiftung (Hans-Böckler-Stiftung 2000) geprägt. Obgleich sich die Interpretation insbesondere in der betrieblichen Praxis verbreitete, wird sie aus wissenschaftlicher Sicht häufig kritisiert. Einerseits erlaubt sie es unterschiedlichen Akteuren, ihre Positionen und Interessen beliebig geltend zu machen (Brand et al. 2000, S. 79–80). Andererseits führt die simultane Betrachtung der drei Säulen zu einer kaum zu beherrschenden Komplexität (Kopfmüller 2007, S. 17). Meyer-Abich (Meyer-Abich 2001, S. 298–300) und Kopfmüller (Kopfmüller 2007, S. 16–18) sehen sowohl eine schwache als auch eine starke Ausprägung als generell kritisch an. Schwache Nachhaltigkeit reicht nicht aus, um die Natur zu erhalten, starke Nachhaltigkeit ist hingegen zu restriktiv, um praktikabel zu sein. Abb. 2.10 skizziert den Unterschied zwischen Vorrang- und Drei-Säulen-Modell in Anlehnung an Brand et al. (Brand et al. 2000, S. 44, 74 ff) und Behlau (Behlau 2012, S. 25).

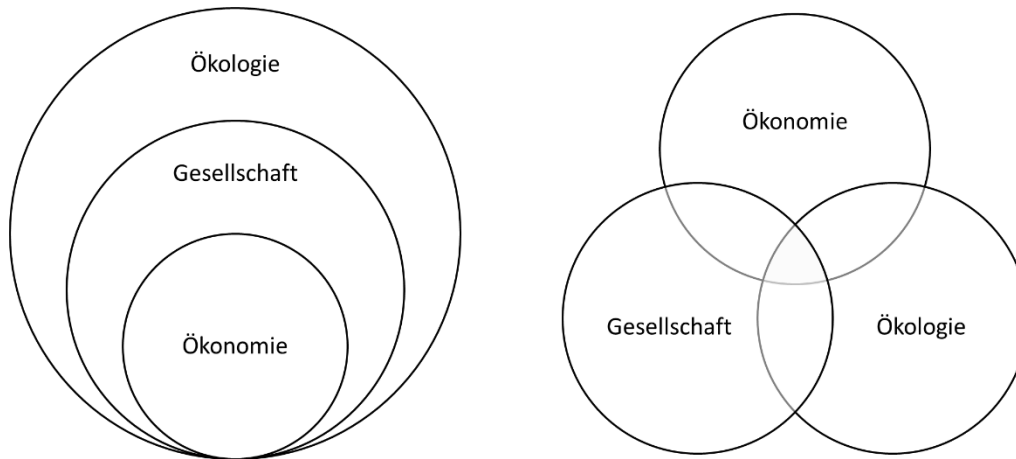


Abb. 2.10 Vorrang- vs. Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit in Anlehnung an Brand et al. (Brand et al. 2000, S. 44, 74 ff) und Behlau (Behlau 2012, S. 25)

Weitere, bis heute vergleichsweise unbeachtete Interpretationsansätze basieren statt auf der Substituierbarkeit der Kapitalien auf der Maßgabe der inter- und intragenerativen Gerechtigkeit. So formulieren Jörissen et al. (Jörissen et al. 1999, S. 48) als Ziel der Nachhaltigkeit den Erhalt der produktiven Kapazität der Welt über die Zeit. Kopfmüller et al. (Kopfmüller et al. 2001, S. 63) schlagen als Grundlage die Bestimmung von kritischen Grenzen für jede natürliche Kapitalart vor, die nicht zu unterschreiten sind. Als konkretes Instrument wäre im Kontext der Chancengleichheit eine Art Erbschaftssteuer bzw. Generationenvertrag denkbar (Meyer-Abich 2001, S. 305–308).

Im Kontext einer nachhaltigen Wirtschaftsweise werden im Wesentlichen drei, nicht immer eindeutig voneinander abgrenzbare, Strategien unterschieden: Effizienz, Konsistenz und Suffizienz (Huber 1995, S. 123). Erstere hat ihren Ursprung im Rationalprinzip der Betriebswirtschaftslehre und wird traditionell als das Verhältnis von Nutzen zu Aufwand verstanden. Konsistenz bzw. Effektivität beschreibt im Sinne der Kausalität hingegen die Befähigung, eine beabsichtigte Wirkung zu erzielen. Als Synonym wird häufig der Begriff Wirksamkeit genannt. Für Drucker (Drucker 1963, S. 53 ff; Drucker 2006) bezeichnet der Begriff Effizienz, wie eine Handlung richtig

ausgeführt werden sollte. Effektivität hinterfragt dagegen die Richtigkeit einer Handlung an sich. Im Gegensatz zu den ökonomienahen Ansätzen der Effizienz und Effektivität plädieren Vertreter der Suffizienzstrategie für eine Rationalisierung der Mittel.

Effizienz

Insbesondere der Effizienzbegriff hat in der Nachhaltigkeitsdiskussion eine besondere Rolle eingenommen und existiert bis heute in Kombination mit verschiedensten Dimensionen, u.a. Energie-, Material-, Ressourcen-, Öko- und Sozioeffizienz (Schaltegger et al. 1999, S. 31–32; Schaltegger et al. 2000; Rogall 2008; Braungart et al. 2014). Im Vergleich zum traditionellen betriebswirtschaftlichen Wortsinn der Effizienz wird hierbei jeweils die Bilanzgrenze des Aufwands um die zu untersuchende Dimension erweitert. Eine trennscharfe Abgrenzung zwischen den einzelnen Dimensionen (z.B. Öko- und Ressourceneffizienz), die als Rechtfertigung der divergenten Bezeichnung dienen könnte, existiert jedoch nicht. Während Öko- und Ressourceneffizienz eine möglichst ganzheitliche Inanspruchnahme der Natur im Verhältnis zu einem intendierten Nutzen zu ermitteln suchen, decken die Energie- und Materialeffizienz jeweils Teilbereiche ab (Patterson 1996, S. 377 ff; Erdmann et al. 2008). Ebenso wurde im Kontext der Nachhaltigkeit bis heute keine klare Differenzierung von Effizienz und Produktivität präsentiert. Während Rogall (Rogall 2008) diese als Synonyme versteht, grenzen sowohl Schütz et al. (Schütz et al. 2008) als auch Coelli et al. (Coelli et al. 2005) sie von einander ab. Laut Schütz et al. (Schütz et al. 2008, S. 29) wird die Bezeichnung Produktivität in erster Linie durch die Wahl einer ökonomischen Bezugsgröße (z.B. Wertschöpfung) determiniert. Die Effizienz wird hingegen durch eine physische Referenz (funktionelle Einheit) charakterisiert. Basierend auf dem Rationalprinzip, stellt der Effizienzgedanke eine Ausprägung der traditionellen Wirtschaftsweise dar. Die Schwierigkeit der

Übertragung dieser traditionellen Denkweise auf das Konzept der Nachhaltigkeit wird anhand diverser Defizite deutlich. Verschiedene Autoren zeigen, dass die Steigerung der Effizienz eines beliebigen technischen Systems in der Regel einen feudaleren Verbrauch desselben oder anderer Güter induziert (Berkhout et al. 2000, S. 425 ff; Greening et al. 2000, S. 389 ff; Sorrell et al. 2008, S. 636 ff). In der Literatur wird dieses erstmals im Jahr 1865 von Jevons (Jevons 1906) beschriebene Phänomen als *Rebound-Effekt* bezeichnet. Ein weiterer Effekt, der im Kontext der Nachhaltigkeit mit der Effizienz einher geht, ist die Nicht-Beachtung des gesamten Lebensweges bzw. der Wechselbeziehungen mit anderen Systemen. Entscheidungen unter der Annahme einer zu engen Systemgrenze bzw. zeitlichen Bezugsrahmens führen mehrheitlich zu einer Verlagerung des Problems in eben jene nicht beachteten Bereiche (Phasen der Lebenszyklus, Regionen, etc.). In der Literatur wird dieses Phänomen als *Leakage- bzw. Spillover-Effekt* bezeichnet (Nertinger 2015, S. 31). Nicht zuletzt stellt die Effizienz eine relative Größe dar. Eine Steigerung führt nicht zwangsläufig zu einer Verbesserung der absoluten Inanspruchnahme der Umwelt (Müller-Christ 2010, S. 34). Im Falle nicht-regenerierbarer Ressourcen kann durch die Strategie lediglich eine Verlängerung der Verfügbarkeit erreicht werden, nicht aber die Verwirklichung eines dauerhaften Zugriffs. In der Literatur wird dieses Phänomen als *Mengen-Effekt* bezeichnet (Nertinger 2015, S. 31). Eine Lösung des Umweltproblems durch eine einzelwirtschaftliche Steigerung der Effizienz ist demnach nicht möglich.

Effektivität

Der Effektivitätsbegriff entstammt ebenfalls dem traditionellen betriebswirtschaftlichen Denken. Im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion wird hier zumeist der Terminus Konsistenz herangezogen. Gemeint ist eine Anpassung menschlicher Handlungen an die Natur, die aus technischer Perspektive

auch Ziel der Bionik ist (Oertel et al. 2006, S. 22 ff). Im Fall produktions-technischer Handlungen sieht die Konsistenzstrategie eine Adaption des industriellen an den natürlichen Stoffkreislauf vor (Freimann et al. 2012, S. 188). Eine konsistente Handlung ist demnach gekennzeichnet durch eine Nicht-Überschreitung der natürlichen Regenerations- und Aufnahme-fähigkeit der Umwelt (Carnau 2011, S. 26). Die Konsistenz ist also im weitesten Sinne gleichzusetzen mit der Öko-Effektivität im Kontext des oben beschriebenen Cradle-to-Cradle Konzepts von Braungart et al. (Braungart et al. 2014). Wie das Effizienz-Konzept, ist jedoch auch diese Strategie nicht widerspruchsfrei als Pfad zu einer nachhaltigen Wirtschaftsform anzuerkennen. Einerseits existieren im Kontext der Nachhaltigkeit keine stichhaltigen Kriterien, die einer Handlung im globalen Kontext a priori Wirksamkeit attestieren könnten. Eine Bewertung der Umweltverträglichkeit durch Entscheidungsträger und/oder Stakeholder ist somit stets subjektiv und demnach schwerlich reproduzierbar (Schaltegger et al. 2003, S. 332 ff). Taghizadegan (Taghizadegan 2010, S. 22) kritisiert darüber hinaus, dass die bloße Skizze einer solchen Möglichkeit den bestehenden, noch aus der Zeit der Vertreter einer uneingeschränkten Wachstumstheorie stammenden, Technikoptimismus schürt und letztendlich als Treiber eines unreflektierten Konsums wirkt. Als solches führe die Konsistenzstrategie zu einem Zielkonflikt mit der unten beschriebenen Suffizienz. Hinzu kommen Zweifel an der generellen Umsetzbarkeit des Konzepts (Basel 2010), die u.a. von der ökonomischen Theorie der Entropie getragen werden (Georgescu-Roegen 1987). Gemäß Georgescu-Roegen (Georgescu-Roegen 1987) ist die Produktion eines Gutes niemals als das Hervorbringen von etwas gänzlich Neuem anzusehen, sondern lediglich als eine Metamorphose von etwas bereits Bestehendem. Wird die Natur als Produzent von Primärgütern anerkannt, kann sich die jährliche Entnahmemenge ausschließlich im Rahmen dessen bewegen, das durch die Sonnenstrahlung regeneriert wird.

Die ökologische Umwelt ist demnach kein freies, sondern ein knappes Gut. Ein weiterer Effekt der Übertragung der thermodynamischen Hauptsätze auf wirtschaftliche Fragestellungen ist die Ablehnung einer 100%-Recyclingquote, da diese einen unendlich hohen Energiebedarf zur Folge hätte. Vertreter dieser Denkschule sehen dem Cradle-to-Cradle-Konzept die konzeptionelle Grundlage entzogen. Deutlich wird also, dass es einem exklusiven Vertrauen auf die technologische Entwicklung im Hinblick auf eine Anpassung menschlicher Handlungen an die Natur an Stimmigkeit mangelt.

Suffizienz

Während die oben diskutierten Begriffe Effizienz und Effektivität im Kontext der Nachhaltigkeit als Adaptionen traditioneller betriebswirtschaftlicher Ansätze anzusehen sind, stellt die Suffizienzstrategie eine reine Ausprägung des Nachhaltigkeitskonzepts dar. Das von Sachs (Sachs 1993) eingeführte Konzept identifiziert die Rationalisierung der Mittel bzw. Bedürfnisse als zentralen Stellhebel einer nachhaltiger Entwicklung. Der Zielzustand der Suffizienzstrategie ist eine Rückbesinnung auf die Befriedigung realer Bedürfnisse. Der Gedanke eines rein quantitativen Wirtschaftswachstums wird abgelehnt und durch die Hypothese eines auf die Lebensumstände und die Gerechtigkeit beruhenden qualitativen Wachstums ersetzt. Im Vergleich zu den oben diskutierten Strategien, ist die Suffizienz ein rein verhaltensbezogener Ansatz (Schaltegger et al. 2003). Carnau (Carnau 2011) skizziert das Konzept als zentrales Element einer ökologischen Neugestaltung bisheriger Denkmuster. Als konkrete Mittel der Umsetzung werden in der Literatur zumeist vier Maßnahmen genannt: [1] Die Minderung der Quantität von Produkten, [2] die Erhöhung der Selbstversorgung, [3] die Regionalisierung von Lieferketten und [4] die Entschleunigung des Konsums (Sachs 1993, S. 70–71; Schneidewind et al. 2011, S. 11–12; Baumast 2013,

S. 368–370). Entsprechend kritisch sehen Vertreter der Suffizienzstrategie die Forderung eines uneingeschränkten Wachstums von Volkswirtschaften. Stattdessen soll mit Hilfe eines möglichst niedrigen Verbrauchs der Ressourceneinsatz und die Umweltwirkung minimiert werden. Im Kontext der Abhängigkeit der Volkswirtschaften, Branchen und Unternehmen von Rohstoffimporten stellt ein geringerer Verbrauch bzw. eine erhöhte Selbstversorgung einen erheblichen Stellhebel der Risikominimierung für alle Stakeholder dar. Baumast (Baumast 2013, S. 368–370) geht im Kontext dieser Bedarfswirtschaft von einem gesteigerten Potential für innovative Dienstleistungen aus. Entscheidend für die Umsetzung des Konzepts sind sowohl die Konsumenten als auch die Produzenten. Obwohl das Suffizienzkonzept aus rein ökologischer Perspektive die logischsten Argumente für eine nachhaltige Entwicklung aufweist, ist es nicht frei von Defiziten. Zunächst steht der Ansatz im Widerspruch zu den konventionellen, auf Wachstum ausgelegten Denkmustern. Der Suffizienzgedanke stellt damit eine im Vergleich zu den oben skizzierten Strategien grundlegende Modifikation der sozioökonomischen Randbedingungen dar (Gandenberger 2011, S. 253), deren reale Umsetzung kaum zu überwindbaren Hürden gegenüber zu stehen scheint. Ferner sind die Auswirkungen von Rationalisierung und Entschleunigung auf Länder der Dritten Welt zu überprüfen, die adverse Effekte auf die globale Verteilungsgerechtigkeit haben können (Nertinger 2015, S. 35). Verzicht kann ausschließlich in Regionen erfolgen, deren Konsum über der Befriedigung realer Bedürfnisse liegt (Carnau 2011, S. 27).

Deutlich wird also, dass eine Fortführung der traditionellen ökonomienahen Denkmuster der Effizienz und Konsistenz diverse Defizite offenbart. Dennoch ist eine Aufrechterhaltung der Strategien geboten. Sowohl der Effizienz- als auch der Konsistenzgedanke weisen durchaus das Potential für

eine ökologische Modernisierung bestehender technischer Systeme auf und dienen als Treiber für Innovationen im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung (Huber 2011, S. 117, 279). In keinem Fall darf jedoch der Suffizienzgedanke außer Acht gelassen werden. Zwar stellt er, wie oben festgestellt, eine vergleichsweise radikale Veränderung der traditionellen Denkmuster wirtschaftlichen Handelns dar, erweist jedoch die aus ökologischer Perspektive bei weitem stichhaltigsten Argumente auf.

Neben der elementaren Neuorientierung makro-ökonomischer Ansätze, die ein verstärktes regulatorisches Eingreifen der Politik in die Ökonomie forcieren, sind Unternehmen der wesentliche Stellhebel für die Realisierung einer nachhaltigen Wirtschaftsform. Als Hindernis erweist sich in diesem Kontext wiederum das Leitbild der Nachhaltigkeit, das nicht a priori als zu implementierendes Instrumentarium in Frage kommt (Hülsmann 2004, S. 47). Nach der oben diskutierten grundsätzlichen Auslegungen des Nachhaltigkeitskonzepts, dessen Diskurs vornehmlich auf makro-ökonomischer und politischer Ebene ausgetragen wird, stellt sich die Frage, wie ein produzierendes Unternehmen sich auf die vielfältigen Anforderungen des Konzepts optimal einstellen kann. Es gilt also, zunächst den Nachhaltigkeitsbegriff zu operationalisieren.

Laut Matten et al. (Matten et al. 2012, S. 3 ff) geht nachhaltiges unternehmerisches Handeln über bloße Philanthropie hinaus, indem es die Elemente Freiwilligkeit, Internalisierung externer Effekte, Wahrnehmung ökologischer und sozialer Verantwortung sowie Entwicklung und Anpassung der Geschäftsprozesse integriert. Als fundamentaler Zielkonflikt erscheint in diesem Kontext zunächst die (neo-)klassische Orientierung von Unternehmen an den kurzfristigen Zielen von Wachstum- und Gewinn-Maximierung (Nertinger 2015, S. 51). Diese stehen im Widerspruch zu dem auf langfristige Bestandssicherung ausgelegten Konzept der Nachhaltigkeit.

Dabei ist eben jene Sicherung des Bestands an Naturkapital die Grundlage sämtlicher ökonomischer Tätigkeiten. Nachhaltiges Wirtschaften ist aus langfristiger Sicht nicht ausschließlich ein gesellschaftlicher sondern ein unternehmerischer Zielzustand. Diese langfristige Zielkomplementarität, im Sinne einer Dependenz des Ressourcenzugriffs von der entsprechenden Quelle, wird in erster Linie von Vertretern der Ressourcenabhängigkeitstheorie beschrieben (Pfeffer et al. 2003; Pugh et al. 2007). Auf dieser Grundlage beschreibt Nertinger (Nertinger 2015, S. 65) nachhaltigen unternehmerischen Erfolg anhand von drei Dimensionen: [1] Der Maßgabe des organisatorischen Erhalts durch die fortwährende Erzielung eines adäquaten Ertrags auf das eingesetzte Kapital, [2] die konstante Sicherstellung von Erhalt und Zugriff auf die benötigten Ressourcen und [3] die Beachtung des Erhalts der Öko- und Sozio-Systeme. Demgegenüber bestehen Zweifel an der praktischen Vereinbarkeit der oben skizzierten Größen, insbesondere der Mehrdimensionalität. Einerseits lässt die von Hofstede (Hofstede 2003) aufgezeigte signifikante Kurzzeit-Orientierung westlicher Unternehmen kaum Spielraum für eine langfristige Weichenstellung. Statt langfristiger Bestandssicherung priorisieren Entscheidungsträger vielmehr den kurzfristigen Erfolg und riskieren dabei eine dauerhafte Schädigung des Ressourcenzugangs. Problematisch erweist darüber hinaus ausgerechnet das Ziel des unternehmerischen Überlebens. Die im Sinne der Nachhaltigkeit angestrebte Legitimation betrieblicher Handlungen hat bei langfristiger Nicht-Beachtung zu einem Marktausschluss und damit zu einer Beendigung der Unternehmung zu führen. Ist dies nicht der Fall, fehlt der Anreiz für eine langfristige Orientierung.

Neben der Herausforderung der Vereinbarkeit von in der Praxis vorherrschenden kurzfristigen Unternehmens- und aus nachhaltiger Sicht gebotenen langfristigen Umweltzielen, stellen diverse Autoren fest, dass eine

umfassende Messung nachhaltigen unternehmerischen Handelns aufgrund der Komplexität des Konzepts sowie der Subjektivität des Bewertenden schwer möglich ist (Korhonen 2003, S. 25; Rheinländer 2011). Kurz et al. (Kurz et al. 2001, S. 61) folgern daraus, dass Nachhaltigkeit aus unternehmerischer Sicht statt als Zustand als Prozess einer kontinuierlichen Verbesserung zu verstehen ist.

Die Ermangelung einer einheitlichen Deutung erschwert die Operationalisierung der Nachhaltigkeit massiv. Aus Sicht des Autors ist daher eine kategorische Definition nötig. Die vorliegende Arbeit interpretiert eine nachhaltige produktionstechnische Handlung als über alle Stakeholder hinweg positive Wertschöpfung.

2.4 Der Wirkungsbegriff in der Ökologie

Im Allgemeinen gibt der Begriff Wirkung das Ergebnis einer Ursache (Kausalität) wieder. Analog wird in der Mechanik hierzu der Terminus *Reactio* verwendet (Scheck 2009). Die betriebswirtschaftliche Wirkungsrechnung versteht den Begriff als Grad der Erreichung eines bestimmten Ziels (Effektivität). Ein homogenes Verständnis der Wirkung im Kontext der Ökologie existiert hingegen nicht. Dabei ist insbesondere unklar, auf welche Entität eine Wirkung ausgeübt wird. Unterschieden werden in erster Linie der Mensch bzw. die Menschheit und die Natur selbst. Beispielsweise stellt eine erhöhte Radioaktivität aufgrund menschlicher Nutzung, z.B. durch einen Unfall in einem Kernkraftwerk, eine temporäre, regionale Beeinflussung der Natur dar. Die Natur hat jedoch das Potential sich zu regenerieren, wenn auch in für den Menschen irrelevanten Zeiträumen. Das Aussterben einer Tierart und die damit verbundene Unterbrechung biologischer Nahrungsketten ist unwahrscheinlich. Außerdem ist Radioaktivität

ein natürlicher Mechanismus. Die Radioaktivität wirkt sich also in erster Linie auf den Menschen aus, dessen Lebensraum einer Gefahr ausgesetzt wird. Ähnlich ist es im Fall des Ressourcenverbrauchs, z.B. Öl. Das globale Versiegen sämtlicher Ölquellen hat auf die Natur selbst keine nennenswerte Auswirkung. Betroffen ist ausschließlich die Menschheit, die sich Gedanken über Substitute machen muss. Der Natur wird in den existierenden Ansätzen, wie oben ausgeführt, also kein Existenzrecht aus sich selbst heraus zugesprochen. Stattdessen wird die Wirkung ausschließlich auf die für den Menschen bedeutsamen Umweltgüter reduziert. Die aktuell umfangreichste Möglichkeit zur Quantifizierung der Umweltwirkung ist das unten skizzierte Konzept der Ökobilanzierung. Hierbei wird die Wirkung ausgesuchter Tätigkeiten auf die für den Menschen bedeutsamen Umweltgüter nach Merkmalsähnlichkeit kategorisiert (Klöpffer et al. 2009). Die umfassendste Form dieses Konzepts ist die Definition sogenannter Schutzgüter (in der Regel Umwelt, Ressourcen und Menschen).

Die vorliegende Arbeit versteht den Begriff Wirkung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle als den Effekt produktionstechnischer Handlungen auf für die Menschheit bedeutsame Umweltgüter.

3 Konzepte des betrieblichen Rechnungswesens

Nachdem im vorigen Kapitel die Terminologie festgelegt wurde, stellt sich die Frage, welche Ansätze für die Bemessung wertmäßiger betrieblicher Handlungen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle existieren. Im Zuge der Klärung des Sachverhalts, fassen die nachfolgenden Abschnitte die vorliegenden Konzepte des traditionellen betrieblichen Rechnungswesens, des Öko-Controllings und der Wirkungsrechnung zusammen. Im Sinne der eingangs erläuterten Anforderung einer pekuniären Bewertung, werden hernach ausschließlich Konzepte betrachtet, die eine monetäre Abbildung ermöglichen. Im Unterschied zu den vorherigen Kapiteln, wird das Betrachtungsfeld hernach auf rein einzelwirtschaftliche Zusammenhänge und deren Auswirkungen auf die natürliche Umwelt eingegrenzt.

3.1 Grundlagen des betrieblichen Rechnungswesens

Das betriebliche Rechnungswesen dient der Unterstützung der Entscheidungsfindung (Hoitsch et al. 2004, S. 3–5). Zur deren Fundierung sind Informationen erforderlich, die sowohl innerhalb als auch außerhalb des Unternehmens eingeholt und aufbereitet werden müssen. Ein Großteil der zur erfolgreichen Bearbeitung der einzelnen Stufen benötigten Informationen kann quantitativ wiedergegeben werden. Dies ist Aufgabe des betrieblichen Rechnungswesens. Das betriebliche Rechnungswesen dient also der Planung, Steuerung und Kontrolle unternehmerischer Handlungen. Dabei ist das betriebliche Rechnungswesen nicht mit dem Controlling gleichzusetzen. Das Controlling stellt vielmehr die übergeordnete Betriebs-einheit für das Rechnungswesen dar (Horváth 2011, S. 21 ff). Der Begriff Controlling entstammt dem englischen Verb *to control* und wird in der deutschen Betriebswirtschaftslehre zumeist mit *steuern* übersetzt. Als Teilbereich der Unternehmensführung übt es eine Führungs-, Steuerungs- und Informationsfunktion aus. Gemäß Wengert et al. (Wengert et al. 2013, S. 11

ff) kann das Controlling in eine strategische und eine operative Komponente unterteilt werden. Während das strategische Controlling das übergeordnete Ziel der langfristigen Existenzsicherung durch die Beurteilung der Stärken und Schwächen des Unternehmens sowie der Chancen und Risiken des Umfelds zu erreichen sucht, nimmt das operative Controlling die kurzfristige Sichtweise ein.

Das Rechnungswesen wird in der vorliegenden Arbeit nach Wengert et al. (Wengert et al. 2013, S. 11 ff) als Teilbereich des Controllings verstanden. Kernziel des Rechnungswesens ist es, die quantifizierbaren Beziehungen und Vorgänge der Unternehmung systematisch zu erfassen und auszuwerten. Dabei wird zwischen Bestands- und Stromgrößen unterschieden. Bestandsgrößen stellen zeitpunktbezogene Sachverhalte (z.B. Mitarbeiteranzahl zu einem bestimmten Zeitpunkt) dar, während Stromgrößen zeitraumbezogene Zustände (z.B. Lohnzahlungen in einem bestimmten Monat) abbilden. Weiterhin wird im Rahmen des Entscheidungsprozesses zwischen Ist- und Plangrößen differenziert. Istgrößen haben eine Dokumentationsfunktion und sind daher vergangenheits-orientiert, Plangrößen sollen hingegen zukünftige Sachverhalte quantitativ abbilden. Ziel ist dabei zumeist ein Soll-Ist-Abgleich im Rahmen der Kontrollphase eines Entscheidungsprozesses. Coenenberg (Coenenberg 1976, S. 1–7) unterscheidet das betriebliche Rechnungswesen daher in die Planungs-, Kontroll- und Dokumentationsrechnung. Planungsrechnungen unterstützen die Entscheidungsträger durch ex-ante-Bestimmung der Auswirkungen verschiedener Handlungsalternativen, während Kontrollrechnungen die tatsächliche Zielerreichung mit Hilfe von Soll-Ist-Abgleichen überwachen. Dokumentationsrechnungen fungieren in erster Linie als stichhaltige Ermittlung von Betriebsergebnissen. Ihre Anwendung basiert zumeist auf gesetzlichen Vorgaben (Bilanz, GuV) oder vertraglichen Abkommen, z.B. durch Kreditverträge.

In diesem Kontext präsentiert Coenenberg (Coenenberg 2003, S. 27–29) eine Klassifizierung des betrieblichen Rechnungswesens anhand diverser Kriterien. Die Gliederung erfolgt dabei anhand der fünf Unterscheidungsmerkmale Informationsrichtung, Wiederholungscharakter, erfasste Wertekategorien sowie sachlicher und zeitlicher Bezugsrahmen. Abb. 3.1 stellt die Einteilung des betrieblichen Rechnungswesens in Anlehnung an Coenenberg (Coenenberg 2003, S. 27) dar.



Abb. 3.1 Klassifizierung des betrieblichen Rechnungswesens in Anlehnung an Coenenberg (Coenenberg 2003)

Anhand dieser Gliederungsmerkmale lässt sich das betriebliche Rechnungswesen in zwei Komponenten einteilen:

1. Das *externe Rechnungswesen* erfüllt in Unternehmen die Dokumentationsfunktion aufgrund gesetzlicher Vorgaben und vertraglicher Abkommen. Dabei stellt sie den Vermögens-, Finanz- und Ertragszustand gegenüber externen Entitäten dar. Das externe Rechnungswesen arbeitet ausschließlich mit Ist-Größen. Die Planungs- und Kontrollfunktion werden hierdurch nicht tangiert. Teilgebiete des externen Rechnungswesens sind u.a. Buchführung, Inventar, Jahresabschluss (u.a. Bilanz, Gewinn- und Verlustrechnung) und Konzernabschluss. (Hoitsch et al. 2004, S. 14)

2. Das *interne Rechnungswesen* adressiert ausschließlich Entscheidungsträger innerhalb der Unternehmung. Die Erreichung der Unternehmensziele erfordert eine stetige Planung, Kontrolle und Koordination von internen Prozessen. Das interne Rechnungswesen erfüllt damit also sowohl die Planungs- als auch die Kontrollfunktion. Im Vergleich zum externen arbeitet das interne Rechnungswesen in kürzeren Abrechnungszeiträumen. Erfasst werden die dargebotenen Produktionsfaktoren und die damit einhergehende Gütererstellung. (Hoitsch et al. 2004, S. 16) Die ermittelten Informationen dienen als Grundlage zur fundierten Urteilsfindung. Die wichtigsten Teilbereiche des internen Rechnungswesens sind Finanzierungs-, Investitions- sowie Kosten- und Leistungsrechnung.

Der in der vorliegenden Arbeit präsentierte Ansatz ist ausnahmslos dem internen Rechnungswesen zuzuordnen.

Anhand der Liquiditäts- und Erfolgsrechnung sollen hernach die wichtigsten Begrifflichkeiten im Kontext der Strom- und Bewegungsgrößen in Anlehnung an Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 7–19) und Coenenberg (Coenenberg 2003, S. 27–29) zusammengefasst werden. Weiterführende Literatur liefern u.a. Schweitzer et al. (Schweitzer et al. 1991), Männel (Männel 1992), Hans (Hans 2001), Steger (Steger 2010) und Horváth (Horváth 2011).

Liquiditätsrechnung

Die Liquiditätsrechnung betrachtet als vergangenheitsbezogene Ist-Rechnung alle Sachverhalte, die Auswirkung auf die Zahlungskraft der Unternehmung haben. Dabei wird die aktuelle und langfristige Liquiditätssituation des Unternehmens mit Hilfe der Finanz- und Finanzierungsrechnung ermittelt. Die Finanzrechnung untersucht ausnahmslos die Änderung des Bestandes an Bargeld und Sichtgrößen. Je nach Zu- und

Abfluss der liquiden Mittel unterscheidet sie zwischen zwei Stromgrößen, den Ein- und Auszahlungen. Die Differenz aus Ein- und Auszahlungen einer Periode wird als Cash-Flow bezeichnet. Die Finanzierungsrechnung betrachtet hingegen neben den Bestandsveränderungen liquider Mittel bestehende Forderungen und Verbindlichkeiten. Die auf diese Weise ermittelte Bestandsgröße wird als Netto-Finanz-Umlaufvermögen bezeichnet. Sie bildet die langfristige Liquiditätssituation des Unternehmens ab. Die betrachteten Stromgrößen werden je nach Zu- und Abfluss des Netto-Finanz-Umlaufvermögens als Einnahme und Ausgabe bezeichnet.

Erfolgsrechnung

Die Erfolgsrechnung analysiert Sachverhalte, die innerhalb einer Periode zu Wertsteigerungen und –minderungen führen. Da die Finanzierungsrechnung bereits Veränderungen des Netto-Finanz-Umlaufvermögens erfasst, werden in der Erfolgsrechnung nur solche Sachverhalte als erfolgswirksam erachtet, die das Eigenkapital bzw. Reinvermögen (Anlagevermögen + Umlaufvermögen – Fremdkapital) des Unternehmens verändern. Je nach Zu- und Abfluss des Reinvermögens werden die Stromgrößen Aufwand und Ertrag unterschieden. Diese vergangenheitsbezogene Ist-Rechnung dient im Rahmen der Gewinn- und Verlustrechnung ausschließlich der Dokumentationsfunktion des externen Rechnungswesens. Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004) stellen in diesem Zusammenhang die Untauglichkeit dieser Rechnung für Entscheidungen im Realgüterbereich heraus. Zur Ermittlung leistungsbezogener Veränderungen des Reinvermögens wird daher, im Zuge des internen Rechnungswesens, die Kosten- und Erlös- bzw. Leistungsrechnung durchgeführt. Sie erfasst den Einsatz von Produktionsfaktoren und die damit verbundene Herstellung von Gütern. Je nach Gütereinsatz bzw. –herstellung werden die Stromgrößen Kosten und Erlös bzw. Leistung unterschieden.

Tab 7 fasst die Grundbegriffe des betrieblichen Rechnungswesens in Anlehnung an Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 7–19) zusammen.

Tab 7 Grundbegriffe des betrieblichen Rechnungswesens in Anlehnung an Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 7–19)

<i>Abstromgröße</i>	<i>Bestandsgröße</i>	<i>Salden der Stromgrößen</i>	<i>Zustromgröße</i>
Auszahlung	Liquide Mittel	Cash Flow / Zahlungssaldo	Einzahlung
Ausgabe	Netto-Finanz-Umlaufvermögen	Finanzierungserfolg	Einnahme
Aufwand	Reinvermögen	Erfolg	Ertrag
Kosten	Betriebsnotwendiges Reinvermögen	Betriebsergebnis	Leistung/Erlös

3.2 Konzepte der Wertschöpfungsrechnung

Die betriebliche Wertschöpfungsrechnung stellt einen Sonderfall des Rechnungswesens dar, der sowohl dem externen als auch dem internen Rechnungswesen dienen kann. Laut Wenke (Wenke 1987) basiert das Konzept auf Überlegungen der Nationalökonomie. Heute ist die Wertschöpfungsrechnung als Baustein des Bruttoinlandsprodukts (BIP) integraler Bestandteil der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) der Bundesrepublik Deutschland, die wiederum in Entstehungs-, Verwendungs- und Verteilungsrechnung untergliedert ist (Bofinger 2011, S. 300–307). In der Entstehungsrechnung, die einzig der angebots- bzw. unternehmensseitigen Bilanzierung dient, ergibt sich die Bruttowertschöpfung aus der Differenz von Produktionswert und Vorleistungen. Der Produktionswert setzt sich dabei aus den Verkäufen von Waren und Dienstleistungen der Unternehmen sowie den Werten der Bestandsänderungen an Halb- und Fertigteilen sowie der selbsterstellten und –genutzten Anlagen zusammen. Die Vorleistungen bestehen aus den Kosten der Rohstoffe, Vorprodukte, Bauleistungen, des

Transports und der Mieten. Abb. 3.2 verdeutlicht das Verständnis in Anlehnung an Bofinger (Bofinger 2011).

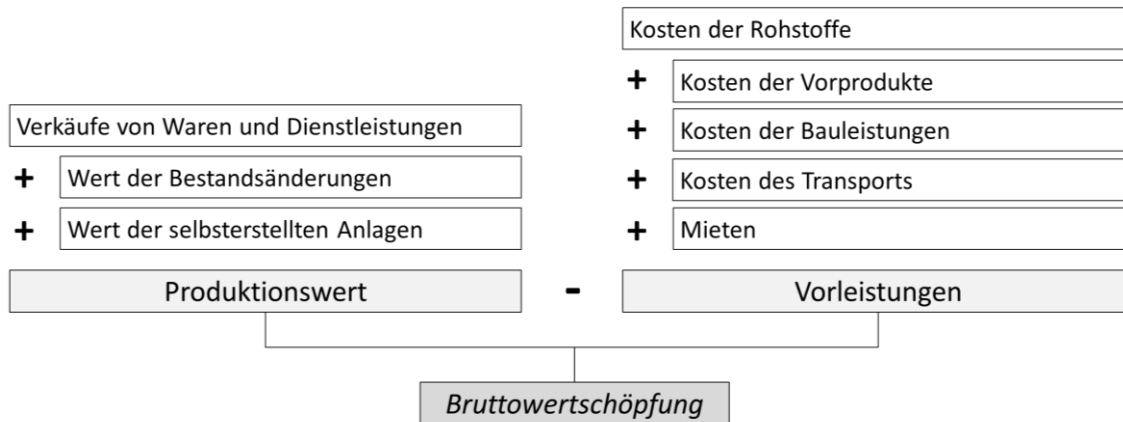


Abb. 3.2 Berechnung der Bruttowertschöpfung in Anlehnung an Bofinger (Bofinger 2011, S. 300–321)

In diesem Verständnis stellt die Wertschöpfung den geschaffenen Mehrwert einer Wirtschaftseinheit dar, ausgedrückt im erwirtschafteten Güter- bzw. Geldeinkommen. Auf betrieblicher Ebene wird die Wertschöpfung häufig mit dem Gewinn gleichgesetzt. Eine einheitliche Rechnungssystematik existiert hier jedoch nicht. Als Grund führt Brandstetter (Brandstetter 1993) die Ermangelung einer konsistenten Definition von Unternehmens- und Vorleistung an. Weber (Weber 1980) klassifiziert die Konzepte der betrieblichen Wertschöpfungsrechnung nach ihrem Betrachtungshorizont in eng und weit. Als Vertreter eines engeren Verständnisses errechnet Nicklisch (Nicklisch 1972) die betriebliche Wertschöpfung aus der Summe von Gewinnen, Löhnen und Gehältern. Mit der Betrachtung der Differenz aus Roherträgen und Vorleistungen präsentiert u.a. Lehmann (Lehmann 1954) ein Konzept im weiteren Sinne. Die Roherträge setzen sich hierbei, ähnlich der VGR, aus dem Umsatzerlös minus Bestandserhöhungen an fertigen und unfertigen Erzeugnissen sowie den produzierten Anlagen für den Eigenbedarf zusammen. Die Vorleistungen anderer Unternehmen versteht Lehmann (Lehmann 1954) als Stoffkosten, Abschreibungen, Fremd-,

Außendienst- und Wagniskosten. Ein artverwandtes Konzept präsentiert Meyer-Merz (Meyer-Merz 1979, S. 2–8; Meyer-Merz 1985). Ebenfalls in Anlehnung an die VGR werden Entstehungs- und Verwendungsrechnung unterschieden. Abb. 3.3 fasst das Vorgehen in Anlehnung an Meyer-Merz (Meyer-Merz 1985) zusammen.

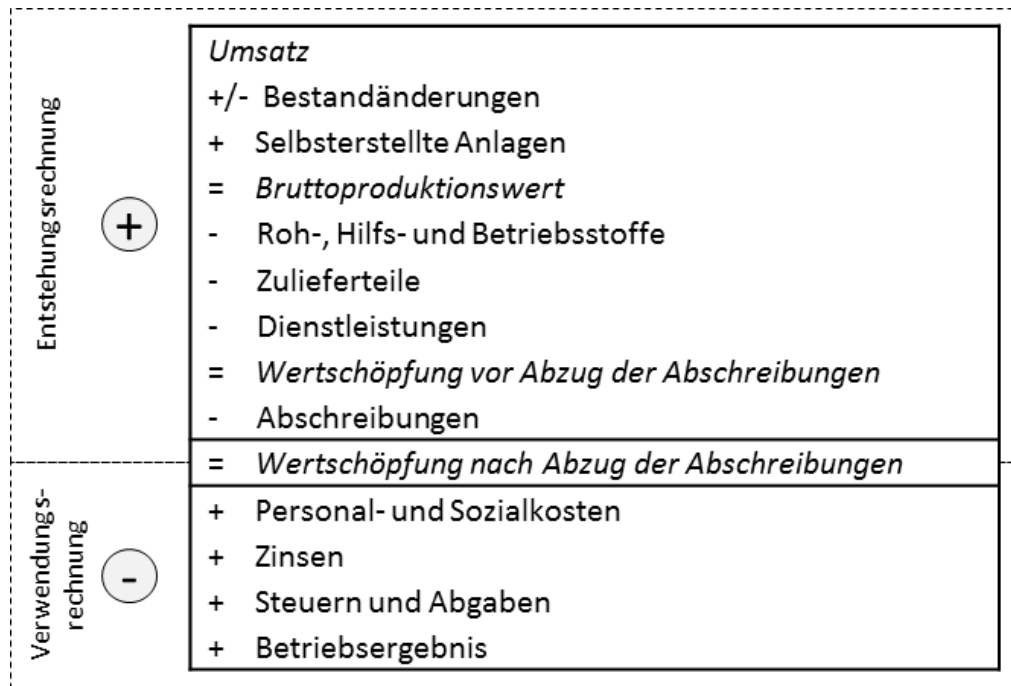


Abb. 3.3 Entstehungs- und Verwendungsrechnung in Anlehnung Meyer-Merz (Meyer-Merz 1985)

Weitere Ansätze der betrieblichen Wertschöpfungsrechnung, die bereits wesentliche Elemente der Nachhaltigkeit integrieren, präsentieren Figge et al. (Figge 2001; Figge 2002; Figge et al. 2002; Figge et al. 2002; Figge et al. 2004) mit den Konzepten des Share- und Stakeholder-Value-Added. Die hier vorgelegten Rechnungskonzepte basieren auf der Annahme, dass ökologische und soziale Belastungen aufgrund betrieblicher Aktivitäten allenfalls wertorientiert dargestellt werden können. Der Sustainable Value Added stellt in diesem Kontext das Verhältnis zwischen Wert- und Schadschöpfung der Firma sowie der eines Benchmarks dar. Als Benchmark kommen vergangene Perioden, Wettbewerber oder der Sektor des Unternehmens

infrage (Figge et al. 2002, S. 10). Die Differenz zwischen der Öko-Effizienz der Firma und des Benchmarks multipliziert mit der betrieblichen Schadschöpfung ergibt den Sustainable Value Added. Abb. 3.4 fasst das Konzept des Sustainable Value Added nach Figge et al. (Figge et al. 2004, S. 10) zusammen.

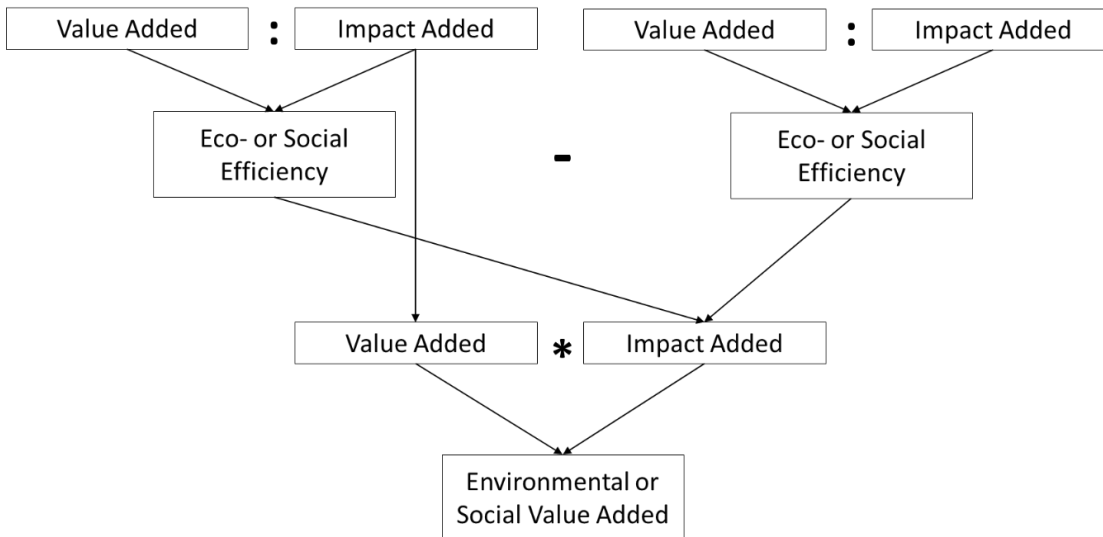


Abb. 3.4 Sustainable Value Added nach Figge et al. (Figge et al. 2004, S. 10)

Artverwandte Konzepte liefern u.a. Huizing et al. (Huizing et al. 1992, S. 449 ff) sowie Atkinson (Atkinson 2000, S. 235 ff) mit dem Green bzw. Net Value Added als Verhältnis von generiertem Wert und damit verbundener Umweltschädigung. Zwar binden die bislang präsentierten Konzepte explizit die Ökologie in die betriebliche Wertschöpfungsrechnung ein, dabei handelt es sich dennoch um auf die Unternehmensebene beschränkte Indikatoren. Eine Allokation auf Produkt- oder Prozessebene ist auf dieser Basis lediglich rudimentär möglich. Die dringend benötigte Adaption existierender Methoden des betrieblichen Rechnungswesens findet keine Beachtung. Desweiteren wird kein konsistentes Vorgehen zur Quantifizierung des durch die betriebliche Leistungserstellung in Anspruch genommenen ökologischen Werts präsentiert.

Zusammenfassend lassen sich die bis heute präsentierten Ansätze der betrieblichen Wertschöpfungsrechnung in Anlehnung an die Klassifizierung der Strom- und Bewegungsgrößen nach Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 7–19) in vier Arten unterteilen. Um die zuletzt beschriebenen Konzepte zu integrieren, wird an dieser Stelle eine weitere Kategorie eingeführt, die (aufbauend auf traditionelle Ansätze) durch die Integration weiterer Parameter gekennzeichnet ist.

1. Die *liquide Wertschöpfung* ergibt sich aus der Berechnung von Ein- und Auszahlungen.
2. Die *realisierte Wertschöpfung* ergibt sich aus der Berechnung von Einnahmen und Ausgaben.
3. Die *erfolgswirksame Wertschöpfung* ergibt sich aus der Berechnung von Aufwendungen und Erträgen.
4. Die *kalkulatorische Wertschöpfung* ergibt sich aus der Berechnung von Kosten und Leistungen.
5. Die *erweiterte Wertschöpfung* ergibt sich aus der Kombination einer der zuvor aufgeführten Arten und integriert Belange weiterer Anspruchsgruppen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird ein Konzept für eine erweiterte Wertschöpfungsrechnung auf Basis eines kalkulatorischen Ansatzes angestrebt. Die zu integrierende Anspruchsgruppe ist in diesem Fall die Umwelt.

3.3 Konzepte der Kosten-Nutzen-Rechnung

Die oben ausgeführte Wertschöpfungsrechnung weist offenkundige Parallelen mit den Ansätzen der Kosten-Nutzen-Rechnung auf. Die hier betrachtete Differenz von Nutzen und Kosten stellt im Kern den gleichen Kalkulationsansatz dar. In diesem Sinne ist es zweckmäßig, die vorliegenden

Konzepte zur Quantifizierung der Kosten-Nutzen-Relation zu elaborieren. Das Begriffspaar Kosten-Nutzen wird hierbei als Überbegriff für verschiedene Ansätze verstanden.

3.3.1 Kosten-Nutzen-Analyse

Die klassische Kosten-Nutzen-Analyse stellt im betrieblichen Kontext ein Äquivalent zu einer kalkulatorischen Wertschöpfungsrechnung dar. Mehrheitlich Anwendung findet sie jedoch zur Entscheidungsunterstützung in makro-ökonomischen Fragestellungen. Dabei wird sie im Grunde als generische Vorgehensweise verstanden (Nas 1996, S. 1–4; Sen 2000, S. 931). Ihre wesentlichen Anwendungsfelder sind die monetäre Bewertung von Entscheidungen und der Vergleich von Handlungsoptionen. Das Vorgehen einer Kosten-Nutzen-Rechnung ist gemäß Boardman (Boardman 2006) in neun Schritten gegliedert:

- (1) Auflistung alternativer Projekte / Programme
- (2) Zusammenfassung aller Stakeholder
- (3) Auswahl von Maßnahmen und Messung sämtlicher Kosten- und Nutzen-Elemente
- (4) Abschätzung von Kosten und Nutzen über die relevante Zeitspanne
- (5) Übertragung sämtlicher Kosten in eine einheitliche Währung
- (6) Einsetzen eines Abzinsungssatzes
- (7) Kalkulation des Barwerts aller Projektoptionen
- (8) Durchführung einer Sensitivitätsanalyse
- (9) Umsetzung der vorgeschlagenen Auswahl

Verwendung findet die Kosten-Nutzen-Analyse in erster Linie zur Unterstützung der Entscheidungsfindung in der Politik und Wirtschaft. Beispiele hierzu liefern u.a. Nas (Nas 1996), Sen (Sen 2000), Holland (Holland 2012) und die Europäische Kommission (EC 2014). Breite Anwendung findet das Konzept zudem im Kontext umweltpolitischer und –wirtschaftlicher Vor-

haben, insbesondere in den anglo-amerikanischen ecological economics. Verschiedene Ansätze präsentieren hierzu u.a. Worch (Worch 1996), Nyborg (Nyborg 1996), Farrow und Toman (Farrow et al. 1998), Pearce et al. (Pearce et al. 2000), Heinzerling et al. (Heinzerling et al. 2002), die OECD (OECD 2006), Atkinson et al. (Atkinson et al. 2008, S. 317 ff), Medvecky (Medvecky 2012), Chambwera et al. (Chambwera et al. 2012) sowie Ekardt et al. (Ekardt et al. 2015).

3.3.2 Nutzwertanalyse

Im Gegensatz zur Kosten-Nutzen-Rechnung stellt die Nutzwertanalyse entscheidungsrelevante Wirkungen nicht in monetären Einheiten dar, sondern bewertet diese durch ein Punktesystem in Bezug auf ein multi-dimensionales Zielsystem (Zwehl 1980; Zangemeister 2014). Durch Quantifizierung der Gesamtwerte einer jeden Option kann eine Ordnung aller Alternativen erzeugt werden. Anwendung findet diese Methode in der Regel zur rationalen Unterstützung der Entscheidungsfindung bei komplexen Fragestellungen, insbesondere wenn einzelne Kriterien nicht oder nur schwer monetär erfassbar sind. Die konzeptionelle Grundlage des Ansatzes bildet eine Wertefunktion, die jeder Option in Verbindung mit ihrer Attributcharakteristik einen spezifischen Wert zuordnet (Eisenführ et al. 2010).

In der Literatur existieren diverse Vorgehensweisen zur Durchführung einer Nutzwertanalyse, auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird. Weiterführende Literatur hierzu liefern u.a. Nagel (Nagel 1988), Nollau (Nollau 2004), Büssow (Büssow 2004) und Westermann (Westermann 2012).

In der Unternehmenspraxis ist die Nutzwertanalyse ein häufig verwendetes Verfahren. Zwar bietet diese Form des direkten Vergleichs von Entscheidungsalternativen eine gewisse Flexibilität in Bezug auf das Zielsystem sowie die Möglichkeit der spezifischen Anpassung an verschiedenste Erfordernisse,

dem Anwender wird jedoch ein vergleichsweise großer Spielraum zur Geltendmachung subjektiver Ansprüche eingeräumt. Von einer Verwendung in der vorliegenden Arbeit wird daher abgesehen.

3.3.3 Kosten-Effektivitäts-Analyse

Die Kosten-Effektivitäts-Analyse ist eine Sonderform der Kosten-Nutzen-Analyse. Zum Einsatz kommt die Methode, wenn die Kosten eines Untersuchungsobjekts quantifizierbar sind, der Nutzen jedoch nicht. Statt in monetären wird der Nutzen in physischen Einheiten abgebildet, in der Regel mit Hilfe eines Scoring-Modells ähnlich der Nutzwertanalyse. Das Verhältnis aus den jeweiligen Kosten- und Wirksamkeitswerten ergibt die Kosten-Wirksamkeits-Kennziffer (KWK). Zu präferieren ist diejenige Handlungsalternative mit der geringsten KWK. Insbesondere der gesellschaftlich umstrittene Nutzen von Umweltschutzmaßnahmen bedingt einen verbreiteten Einsatz der Kosten-Wirksamkeits-Analyse in Ökologie-relevanten Fragestellungen. Beispiele für ebenjene Anwendungen zeigen u.a. Helmstädter (Helmstädter 1988), Schröder (Schröder 1991), Böhringer (Böhringer 1996) und Wilhelm (Wilhelm 1999). Wie bei der Nutzwertanalyse kann hier ebenfalls die Geltendmachung subjektiver Ansprüche als Kritik-punkt angeführt werden (Zwehl 1980). Zudem mangelt es dem Ansatz in der praktischen Umsetzung oftmals an Transparenz, was die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse erschwert.

3.4 Betriebliche Kostenrechnung

Die Kostenrechnung ist das klassische Instrumentarium des internen Rechnungswesens. Um der Mannigfaltigkeit der Ziele und Fragestellungen in produzierenden Unternehmen gerecht zu werden, wurden bis zum heutigen Tage unzählige Konzepte vorgelegt. Die Literatur unterteilt die Kostenrechnung nach ihren Teilgebieten und Systemen (Schweitzer et al. 1991; Männel 1992; Hans 2001; Coenenberg 2003; Hoitsch et al. 2004; Steger

2010; Eisele et al. 2011). Die drei Teilgebiete der Kostenrechnung sind die Kostenarten-, -stellen- und -trägerrechnung. Die Systeme können wiederum nach Zeitbezug (Ist-, Normal- und Plankostenrechnung) und Umfang (Voll- oder Teilkostenrechnung) unterschieden werden. Dabei greift die Kostenrechnung auf unterschiedliche Datengrundlagen zurück. Neben der Finanzbuchhaltung können Quelldaten u.a. aus Arbeitsplänen, Stücklisten und Kennzahlensystemen kommen, die in der Regel in einem ERP-System eines Unternehmens hinterlegt sind. Weitere Daten bezieht die Kostenrechnung aus externen Quellen. Abb. 3.5 stellt die Klassifizierung der Kostenrechnung nach Teilgebieten und Systemen in Anlehnung an Schweitzer et al. (Schweitzer et al. 1991), Männel (Männel 1992), Hans (Hans 2001), Coenenberg (Coenenberg 2003), Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004), Steger (Steger 2010) sowie Eisele et al. (Eisele et al. 2011) dar. Die nachfolgenden Abschnitte skizzieren die einzelnen Klassifizierungsmerkmale.

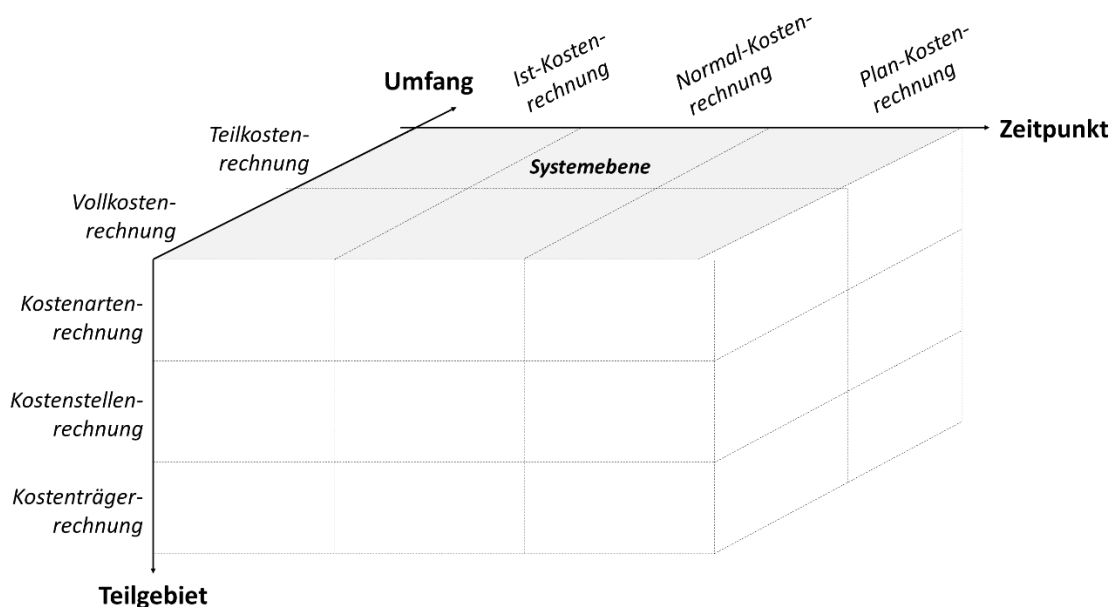


Abb. 3.5 Klassifizierung der Kostenrechnung nach Teilgebieten und Systemen in Anlehnung an Schweitzer et al. (Schweitzer et al. 1991), Männel (Männel 1992), Hans (Hans 2001), Coenenberg (Coenenberg 2003), Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004), Steger (Steger 2010) sowie Eisele et al. (Eisele et al. 2011).

3.4.1 Teilgebiete

Nachdem zunächst die Klassifizierung der betrieblichen Kostenrechnung skizziert wurde, führt dieser Abschnitt die Teilgebiete der Kostenrechnung in Anlehnung an Schweitzer et al. (Schweitzer et al. 1991), Männel (Männel 1992), Hans (Hans 2001), Coenenberg (Coenenberg 2003), Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004), Steger (Steger 2010) und Eisele et al. (Eisele et al. 2011) aus.

(1) Kostenartenrechnung

Die erste Stufe stellt die Kostenartenrechnung dar. Hierbei handelt es sich allerdings weniger um eine Rechnung, als um eine Klassifizierung der Kosten auf Unternehmensebene. Steger (Steger 2010) versteht eine Kostenart dabei als eine Menge von Kosten mit ein und demselben Attribut. Mögliche Merkmale, die in Abhängigkeit des Untersuchungsziels gewählt werden, sind u.a. der Funktionsbereich (z.B. Beschaffungs-, Fertigungs- und Vertriebskosten), die Art der eingesetzten Produktionsfaktoren (z.B. Werkstoff-, Betriebsmittel- und Personalkosten), die Art der Zurechenbarkeit auf die Produkte (Einzel- und Gemeinkosten), den Verfahren der Kostenerfassung (aufwands- gleiche und kalkulatorische Kosten), der Entstehung der Kostengüter (Primär- und Sekundärkosten) sowie dem Auftreten von Schwankungen aufgrund der produzierten Menge (fixe und variable Kosten). Dabei gilt es insbesondere die Maxime der lückenlosen Erfassung und der anforderungsgerechten Segmentierung zu beachten (Hans 2001). Für die Zurechenbarkeit auf die Produkte ist in erster Linie eine Gliederung sämtlicher in einer Abrechnungsperiode entstandenen Kosten in Einzel- und Gemeinkosten von Bedeutung. Erstere können dem Produkt direkt zugeordnet werden, letztere lediglich indirekt. Diese Separierung von Einzel- und Gemeinkosten markiert den Übergang zur Kostenstellenrechnung.

(2) Kostenstellenrechnung

Die zweite Stufe der Kostenrechnung ist die Kostenstellenrechnung. Hier soll die Frage nach dem Ort der Entstehung von Kosten beantwortet werden. Eine Kostenstelle ist der Bereich eines Betriebes, an dem Kosten auftreten. Im Kern wird hierbei zwischen Haupt- und Hilfskostenstellen differenziert. Erstere tragen unmittelbar zur Erreichung des Sachziels bei, d.h. sind direkt an der Fertigung und dem Vertrieb beteiligt (z.B. Entwicklungs-, Fertigungs- und Vertriebskostenstellen). Letztere fungieren hingegen lediglich als Unterstützung für andere Kostenstellen, d.h. sie geben sämtliche Güter an diese ab (z.B. Verwaltungskostenstellen). Grundlage dieses Schrittes sind die übrig gebliebenen Gemeinkosten aus der Kostenartenrechnung, während die Einzelkosten dem Kostenträger direkt zugerechnet werden können. Aufgabe der Kostenstellenrechnung ist es, Verrechnungssätze (Gemeinkostenzuschlagsätze) zu bilden, um die Gemeinkosten auf die Kostenstellen zu verteilen. Beispiele hierfür sind Material-, Fertigungs-, Verwaltungs- und Vertriebsgemeinkostenzuschlagsätze. Wichtigstes Instrument der Kostenstellenrechnung, insbesondere in kleinen und mittelständischen Unternehmen, ist der Betriebsabrechnungsbogen (BAB). Laut Coenenberg (Coenenberg 2003, S. 79) werden hierbei zwei Stufen unterschieden: Primär- und Sekundärkostenverrechnung. Abb. 3.6 skizziert den Aufbau und die Systematik eines Betriebsabrechnungsbogens qualitativ in Anlehnung an Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 175).

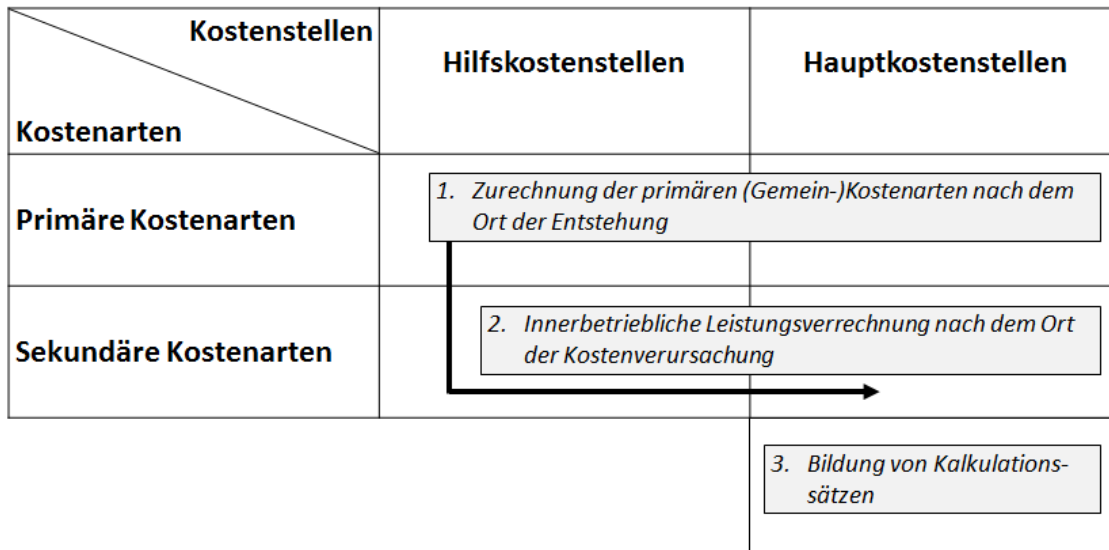


Abb. 3.6 Aufbau eines Betriebsabrechnungsbogens in Anlehnung an Hoitsch et al. (Hoitsch et al. 2004, S. 175)

(3) Kostenträgerrechnung

Die dritte Stufe der Kostenrechnung stellt die Kostenträgerrechnung dar. Ihr Ziel ist die Ermittlung der Herstell- bzw. Selbstkosten einer Leistungseinheit, d.h. eines Produkts, einer Dienstleistung oder eines Projekts. Hierbei wird nochmals unterschieden in die Kostenträgerstück- und Kostenträgerzeitrechnung. Während erstere jeder betrieblichen Leistung die jeweils anfallenden Kosten zuordnet, verrechnet letztere die Kosten einer Abrechnungsperiode. Zentrales Instrument ist hierbei das Kostenträgerzeitblatt. Die Aufgaben der Kostenträgerstückrechnung sind u.a. die Errechnung der Selbstkosten und des Angebotspreises. Darüber hinaus dient sie der Ableitung von Aussagen über die Vorteilhaftigkeit von Handlungsoptionen mit Hilfe einer Vergleichsrechnung. In der Kostenträgerstückrechnung kommen diverse Verfahren zum Einsatz (Hoitsch et al. 2004). Abhängig von der Art der Fertigung kann hier zwischen Divisionskalkulation (Massenfertigung), Kalkulation mit Äquivalenzziffern (Sortenfertigung), Zuschlagskalkulation (Serienfertigung), Maschinenstundenrechnung und Kuppelproduktkalku-

lation gewählt werden. Abb. 3.7 fasst die Teilschritte der Kostenrechnung in Anlehnung an Westkämper (Westkämper 2006, S. 81) zusammen.

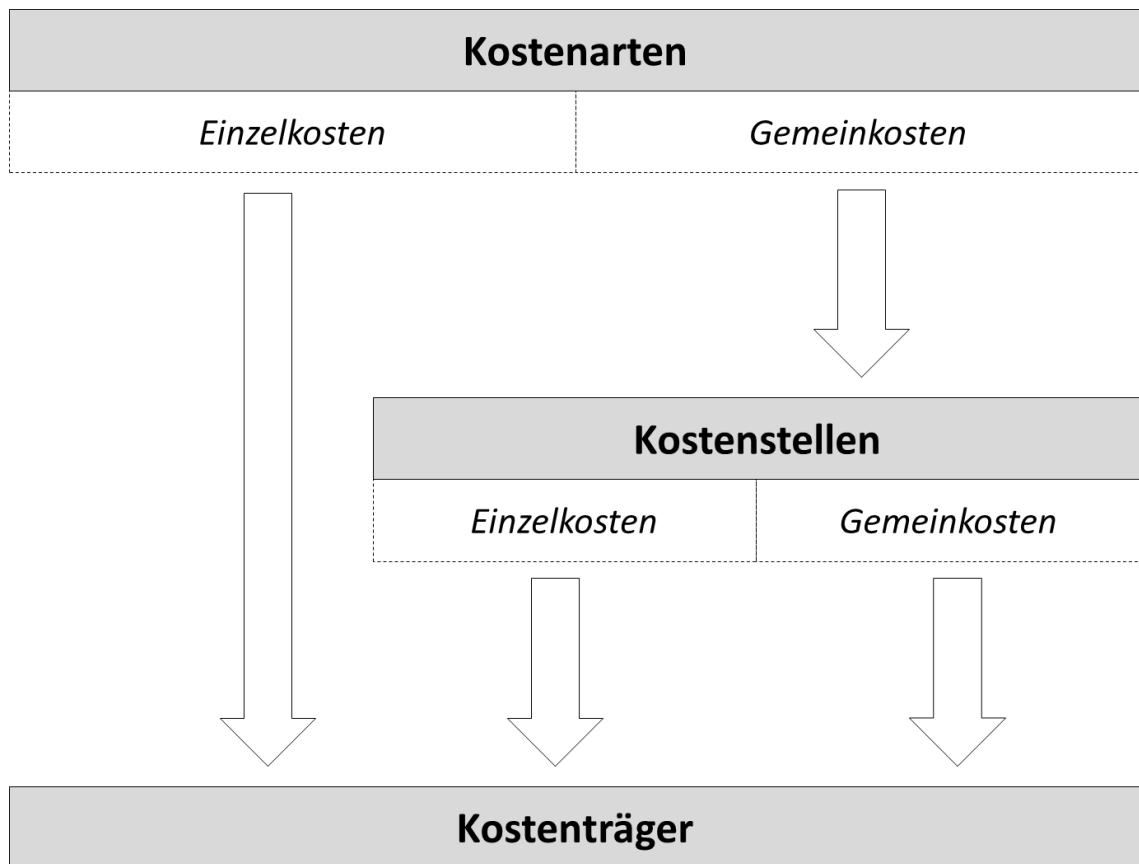


Abb. 3.7 Teilschritte der Kostenrechnung in Anlehnung an Westkämper (Westkämper 2006, S. 81)

3.4.2 Umfang

Neben den Teilgebieten ist der Umfang ein Unterscheidungskriterium für Kostenrechnungssysteme. In der Regel wird hierbei zwischen Voll- und Teilkostenrechnung unterschieden (Schweitzer et al. 1991; Männel 1992; Hans 2001; Coenenberg 2003; Hoitsch et al. 2004; Steger 2010; Eisele et al. 2011). Der Begriff Vollkosten fasst sämtliche in einem Unternehmen anfallenden Kosten zusammen. Sie können also entweder als die Summe aus Einzel- und Gemeinkosten oder der Gesamtmenge der fixen und variablen Kosten verstanden werden. Kistner (Kistner 2002) zufolge dient die Voll-

kostenrechnung der Kalkulation eines für Unternehmen gerechtfertigten Preises im Sinne einer vollständigen Kostendeckung. Unter anderem aufgrund rechtlicher Beschränkungen hat sich heute allerdings für viele Fragestellungen die Teilkostenrechnung durchgesetzt. Hierbei wird lediglich eine Teilmenge der in einem Unternehmen entstandenen Kosten auf einen Kostenträger verteilt. Ausgeschlossen sind hierbei die fixen Gemeinkosten. Methoden der Teilkostenrechnung sind u.a. die Deckungsbeitragsrechnung, die Grenzplankostenrechnung, die relative Einzelkostenrechnung sowie die Prozesskostenrechnung.

3.4.3 Zeitbezug

Neben dem Umfang, ist der Zeitbezug das zweite Unterscheidungsmerkmal von Kostenrechnungssystemen (Schweitzer et al. 1991; Männel 1992; Hans 2001; Coenenberg 2003; Hoitsch et al. 2004; Steger 2010; Eisele et al. 2011). Dabei fokussiert die Ist-Kostenrechnung auf tatsächlich angefallenen Kosten. Ihre primären Funktionen sind die Bestimmung des Periodenergebnisses sowie die Nachkalkulation auf Basis der Kostenträger. Die Ist-Kostenrechnung erfüllt somit in erster Linie eine Dokumentationsfunktion und ist Grundlage von Soll-Ist-Vergleichen. Die Normal-Kostenrechnung ermittelt hingegen Durchschnittswerte über mehrere Perioden. Sie ist, wie die Ist-Kostenrechnung, vergangenheitsorientiert. Häufigen Einsatz finden die ermittelten Durchschnittswerte als Grundlage für eine Vorkalkulation. Die Plan-Kostenrechnung errechnet bzw. prognostiziert die Kosten zukünftiger Perioden. Grundlage der zukunftsbezogenen Daten sind in der Regel Schätzungen und/oder Berechnungen.

3.4.4 Methoden und Ansätze

In der Kosten- und Leistungsrechnung wurden bis heute zahllose Ansätze zur monetären Quantifizierung der betrieblichen Leistungserstellung präsentiert. Da diese in der vorliegenden Arbeit nicht in Gänze diskutiert

werden können, soll hernach ein kurzer Abriss über die Herausbildung der wesentlichen Kostenrechnungssysteme gegeben werden.

Der traditionelle Ansatz der Kostenrechnung ist die Vollkostenrechnung, die sämtliche Kosten über die Kostenarten und –stellen auf die –träger zu verteilen sucht. Die laut Hummel et al. (Hummel et al. 1983) fehlerhafte Gemeinkostenaufschlüsselung macht diesen Ansatz jedoch in vielerlei Hinsicht untauglich für die Entscheidungsvorbereitung und -kontrolle in Unternehmen. Weitere Entwicklungsschritte der Kostenrechnung sind die oben erörterten Ist-, Normal- und Plankostensysteme, ebenfalls auf Vollkostenbasis. Ein auf der Teilkostenrechnung basierendes System ist die Grenzplankostenrechnung, die laut Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 21) zwar eine Kontrollfunktion zu erfüllen vermag, dennoch aufgrund der Schwierigkeit zur Ermittlung einer Preisuntergrenze zur betrieblichen Fehlentscheidungen führen kann. Ein weiteres Instrument der Kostenrechnung ist der Deckungsbeitrag, der den Anteil der Nettoerlöse zur Deckung der fixen Kosten darstellt. Die Deckungsbeitragsrechnung kann in einstufig (Direct Costing) und mehrstufig (stufenweise Fixkostendeckungsrechnung) unterschieden werden. Für beide Systeme gilt laut Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 24ff) mit Abstrichen die grundsätzliche Kritik an der Teilkostenrechnung. Die relative Einzelkostenrechnung nach Riebel (Riebel 1994) stellt hingegen ein stark abweichendes Konzept dar. Hierbei werden sämtliche Kosten als Einzelkosten für eine bestimmte Bezugsgröße (z.B. Produktgruppe) definiert. Eine Gemeinkostenaufschlüsselung findet in diesem Konzept nicht statt. Wenngleich mit dem Konzept eine überlegene verursachungsgerechte Verrechnung möglich wird, verhindert die hierfür erforderliche immense Datenmenge laut Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 29) seit jeher die Verbreitung in der Praxis. Das derzeit fortschrittlichste System der

Kostenrechnung ist die Prozesskostenrechnung, auf die im Folgenden detaillierter eingegangen wird.

Prozessorientierte Kostenrechnung

Die zunehmende Komplexität in Unternehmen führte Miller et al. (Miller et al. 1985) zufolge in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu einem starken Anstieg des Gemeinkostenanteils in produzierenden Unternehmen. In konventionellen Rechnungssystemen resultierte dieses Phänomen in einer ungleichen Verteilung der Gemeinkosten. Infolge der undifferenzierten Kostenbetrachtung kam es zu häufigen strategischen Fehlentscheidungen. Dabei wird der Preis von Standardprodukten zu hoch angesetzt, Exoten werden hingegen nur mit einem Teil der von ihnen verursachten Kosten veranschlagt. Im Ergebnis werden eben diese Exoten gefördert, was wiederum mit einer Erhöhung der Variantenvielfalt und somit des Gemeinkostenanteils einhergeht. Cooper et al. (Cooper et al. 1988, S. 96 ff) entwickelten daraufhin das Activity Based Costing als Instrument des Produktcontrolling. Im Sinne einer vollständigen Unternehmensanalyse ist ihr Zweck die entscheidungsorientierte Produktbewertung. In Deutschland übertrugen Horváth et al. (Horváth et al. 1989, S. 214 ff; Horváth et al. 1993, S. 15 ff) ebenfalls Ende der 1980er Jahre den Ansatz in Form der Prozesskostenrechnung. Im Gegensatz zum Activity Based Costing konzentriert sich dieser Ansatz ausschließlich auf indirekte Unternehmensbereiche im Sinne eines Prozesscontrollings. Die Prozesskostenrechnung ist kein gesondertes Kostenrechnungssystem, vielmehr stellt sie eine Ergänzung zu den konventionellen Systemen dar. Als Instrument der Vollkostenrechnung basiert der Ansatz zwar auf der herkömmlichen Verteilung der Kosten in Kostenarten, -stellen und -träger, darüber hinaus erfordert er allerdings eine konkrete Abgrenzung von Prozessen. Prozesse werden dabei als Zusammenfassung von mehreren Aktivitäten verstanden. Die anfallenden

Kosten werden unterteilt in leistungsmengeninduziert und –neutral. Ziel ist die verursachungsgerechte Verteilung auf den Kostenträger. Dazu werden, anders als in der konventionellen Kostenrechnung, nicht Zuschlagssätze sondern Prozesskostensätze aus der Division von Prozesskosten und Prozessmenge gebildet. Eine weitere Form der prozessorientierten Kostenrechnung liefert Schuh (Schuh 1988) mit der ressourcenorientierten Prozesskostenrechnung. Eine Ressource ist hierbei als Synonym für einen Produktionsfaktor zu verstehen. Die Prozesshierarchie wird, anders als in der herkömmlichen Prozesskostenrechnung nicht an aggregierten Prozessketten, sondern an der kleinsten Einheit, der Ressource eines Teilprozesses, ausgerichtet. Aufgrund der schieren Komplexität des Ansatzes findet er jedoch wenig Beachtung in der Betriebspraxis.

3.4.5 Ökologisch orientiertes Rechnungswesen

Nachdem zunächst die klassischen Konzepte des internen Rechnungswesens umrissen wurden, skizzieren die nachfolgenden Abschnitte die relevanten Ansätze zur Integration der Ökologie.

Hierbei können drei Strömungen klassifiziert werden, die sich durch differenziertes Hervorheben der charakteristischen Aspekte Ökonomie und Ökologie unterscheiden (Schaltegger et al. 2000, S. 11; Burschel et al. 2004, S. 353 ff). Der ökonomisch orientierte Ansatz betrachtet die monetären Auswirkungen von ökologierelevanten Maßnahmen in Geldeinheiten. Ein Beispiel für ein Verfahren dieses Ansatzes ist die Umweltschutzkostenrechnung. Ein auf Ökologie ausgelegtes Controlling stellt hingegen eine Ausweitung des herkömmlichen Controllings dar. Hierbei werden die Umweltauswirkungen der betrieblichen Leistungserstellung in Messgrößen der Umweltbelastung ermittelt. Ein Ansatz dieser Art stellt die Ökobilanzierung dar. Das ökonomisch-ökologisch orientierte Konzept des Öko-Controllings sucht hingegen nach Möglichkeiten einer Integration. Hierbei

werden sowohl die monetären Auswirkungen ökologisch relevanter Handlungen als auch die ökologische Auswirkungen betriebswirtschaftlicher Handlungen untersucht. Im Kontext der vorliegenden Arbeit werden in der Folge einzig Ansätze an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle betrachtet, die auf einem monetären Maß fußen. Als Oberbegriff für eine Reihe von Konzepten zur Integration umweltrelevanter Fragestellungen in das konventionelle Rechnungswesen entstand in den 1990er Jahren die Umweltkostenrechnung, in der anglo-amerikanischen Literatur sinngemäß übersetzt mit environmental accounting (siehe hierzu u.a. Ministry of Environment (MoE 2002) und Schaltegger et al. (Schaltegger et al. 2008, S. 3 ff)). Während in der traditionellen Kostenrechnung ökologische Aspekte lange Zeit gänzlich vernachlässigt wurden, sucht die Umweltkostenrechnung eine Integration von internen und externen Umweltkosten durch verursachungsgerechte Allokation. Die kostentheoretischen Grundlagen hierzu liefern u.a. Schreiner (Schreiner 1996), Fichter et al. (Fichter et al. 1997), Lethmate (Letmathe 1998), Loew et al. (Loew et al. 2003) und Burschel et al. (Burschel et al. 2004). Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 156–172) klassifizieren die bestehenden Verfahren in umweltschutzorientierte sowie stoffflussorientierte Kostenrechnungsansätze. Hierbei werden zwar zusätzlich umweltorientierte Investitionsrechnungsverfahren beachtet, die allerdings nicht in den Fokus der vorliegenden Arbeit fallen. Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 462) ergänzen Verfahren, deren Betrachtungshorizont über die Grenzen des Unternehmens hinausgehen. Tab 8 fasst die Verfahren in Anlehnung an Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 35), Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 156–172) und Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 462 ff) zusammen.

Tab 8 Klassifizierung von Umweltkostenrechnungssystemen in Anlehnung an Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 35), Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 156–172) und Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 462 ff)

	Betrachtungshorizont der Kostenrechnung	
	<i>Intern</i>	<i>Intern und extern</i>
<i>Umweltschutzkostenorientierte Verfahren</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Umweltschutzkostenrechnung auf Vollkostenbasis nach u.a. Rentz (Rentz 1979), Haasis (Haasis 1992) und Wicke et al. (Wicke et al. 1992) ▪ Umweltschutzkostenrechnung auf Teilkostenbasis nach Lange et al. (Lange et al. 1998) ▪ Umweltschutzkostenrechnung auf Prozesskostenbasis (Activity Based Costing) ▪ Integrierte Ansätze der Umweltschutzkostenrechnung (Kombination von Voll- und Teilkostenrechnungsansätzen) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ keine
<i>Prozess- und Stoffflusskostenorientierte Verfahren</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reststoffkostenrechnung nach u.a. Fischer (Fischer 1998) ▪ Flusskostenrechnung nach u.a. Wagner et al. (Wagner et al. 1999), Strobel et al. (Strobel et al. 2001), Jasch (Jasch 2009), DIN EN ISO 14051 (DIN 2011) ▪ Materials-Only Costing (MOC) ▪ Ressourcenkostenrechnung nach Stürznickel et al. (Stürznickel et al. 2012) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Carbon and Material Flow Cost Accounting nach Nertinger (Nertinger 2015)
<i>Externe Kostenorientierte Verfahren</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ keine 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ökologieorientierte Kostenrechnung nach Roth (Roth 1992) ▪ Full Cost Accounting (FCA) nach u.a. US EPA (US EPA 1996)

		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cost of Environmental Effects nach Huizing et al. (Huizing et al. 1992) ▪ Ansatz der vermiedenen Umweltkosten (Burschel et al. 2004) ▪ Integrative Umweltkostenrechnung (Burschel et al. 2004) ▪ Nachhaltigkeitskostenrechnung nach Jasch et al. (Jasch et al. 2005) ▪ Life Cycle Assessment (LCA) nach DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) in Verbindung mit kostenbasierter Wirkabschätzung ▪ Life Cycle Costing (LCC)
--	--	---

Die nachfolgenden Abschnitte erörtern die Verfahren der Umweltkostenrechnung in Anlehnung an Fichter et al. (Fichter et al. 1997), Loew et al. (Loew et al. 2003), Burschel et al. (Burschel et al. 2004), (Schaltegger et al. 2008) und Nertinger (Nertinger 2015).

(1) Umweltschutzkosten-orientierte Verfahren

Die Umweltschutzkosten-orientierten Ansätze fassen Ansätze zusammen, die ausschließlich auf die Bewertung des durch Maßnahmen zum Schutz der Umwelt verursachten, internen Güter- und Leistungsverzehrs abzielen. Es existieren Ansätze auf Voll-, Teil- und Prozesskostenbasis (Rentz 1979; Haasis 1992; Wicke et al. 1992; Fichter et al. 1997; Lange et al. 1998; Loew et al. 2003; Burschel et al. 2004). Kritisch zu bewerten ist in diesen Konzepten die zugrundeliegende Annahme eines negativ kausalen Zusammenhangs von Umweltschutzmaßnahmen und Kosten. Mögliche betriebswirtschaftliche Vorteile aufgrund einer Reduktion der Umweltwirkung finden hierbei keine Beachtung. Infolge der Konzentration auf interne

Kosten wird den Verfahren in der vorliegenden Arbeit keine weitere Beachtung geschenkt.

(2) Stoffflusskosten-orientierte Verfahren

Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 69 ff) unterscheiden die material- und energieflussorientierten Kostenrechnungssysteme in Ansätze zur Ermittlung der Reststoffkosten und Stoffflusskosten. Die Reststoffkostenrechnung findet Anwendung in der Kuppelproduktion (Fischer 1998). Hierbei stehen nicht die herkömmlichen Kostenträger (Produkte) im Fokus, sondern die nicht dem Sachziel der Unternehmung dienlichen Rückstände des Produktionsprozesses (Kondukte). Es wird nicht der gesamte Stofffluss im Unternehmen bilanziert, sondern lediglich der Reststofffluss. Ziel ist die monetäre Darstellung der Kostensenkungs- und Umweltentlastungspotentiale durch verursachungsgerechte Verrechnung.

Für die Stoffflusskostenrechnung existiert in der Literatur kein einheitliches Verständnis. Einige Autoren setzen sie mit der Prozesskostenrechnung gleich, während andere auf die Andersartigkeit hinweisen. Weiterhin wurden bis heute verschiedene Ansätze entwickelt, die entweder ausschließlich den Material- und Energiefluss betrachten oder eine integrierte Perspektive einnehmen (Wagner et al. 1999; Strobel et al. 2001; Jasch 2009; Nertinger 2015).

Nertinger (Nertinger 2015) präsentiert zudem ein Konzept zur Material- und CO₂-Flusskostenrechnung, das prinzipiell die Inklusion externer Kosten erlaubt. Die in Deutschland maßgeblich durch Wagner et al. (Wagner et al. 1999) entwickelte Flusskostenrechnung fußt auf der Analyse des Stoffflusses, d.h. dem Weg eines Stoffes vom Eingang bis zum Ausgang eines Systems. Dies kann sowohl in Stoffflussrichtung (konventioneller Ansatz) als auch retrograd (u.a. Wertstrommethode) erfolgen. Seit dem Jahr

2011 ist das Verfahren ausschnittsweise als Materialflusskostenrechnung in der DIN EN ISO 14051 standardisiert (DIN 2011).

Die Stoffflusskostenrechnung unterteilt einen Herstellungsprozess zunächst in sogenannte Mengenstellen, für die jeweils eine Input-Output-Bilanz der Materialflüsse und Energieverbräuche in physikalischen und finanziellen Einheiten aufgestellt wird. Die Output-Ströme werden daraufhin entweder dem Produkt zugeordnet oder als Materialverlust gekennzeichnet. Nicht zuletzt werden die Kosten der Materialien, Energie sowie des Systems und des Abfallmanagements ermittelt. Abb. 3.8 verdeutlicht das Verfahren der Stoffflusskostenrechnung in Anlehnung an Wagner et al. (Wagner et al. 1999), Strobel et al. (Strobel et al. 2001) und Nertinger (Nertinger 2015).

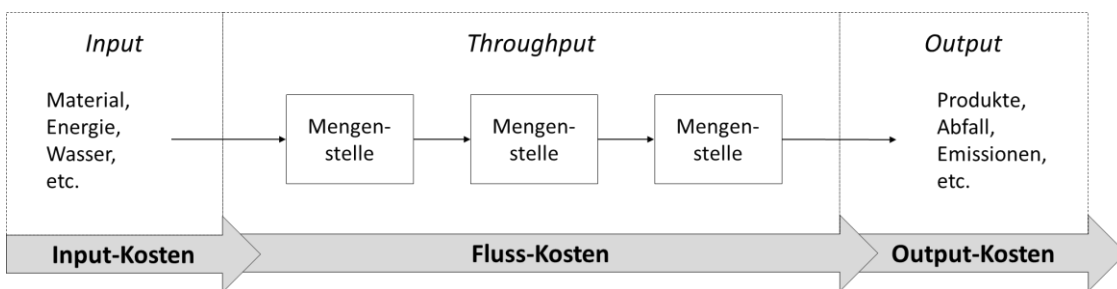


Abb. 3.8 Verfahren der Stofffluss- und Stoffflusskostenrechnung in Anlehnung an Wagner et al. (Wagner et al. 1999), Strobel et al. (Strobel et al. 2001) und Nertinger (Nertinger 2015)

Zwar ist die Stoffflusskostenrechnung mit erheblichen Aufwänden zur Implementierung und kontinuierlichen Durchführung verbunden, dennoch überwiegen ihre Vorteile. Einerseits kann die zugrundeliegende Stoffflussanalyse als Grundlage einer Ökobilanzierung genutzt werden. Andererseits ermöglicht das Verfahren die gezielte Identifikation von Kostentreibern und fördert eine ganzheitliche Optimierung statt isolierter Teilbereichsoptimierung. Sie eignet sich insbesondere für eine Integration verschiedener Verfahren und findet vornehmlich Anwendung in mittleren und großen

Unternehmen des produzierenden Gewerbes mit einem hohen stoffbedingten Kostenanteil und/oder Materialvielfalt.

Ein weiterer stoffflussorientierter Ansatz ist laut Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 80 ff) das Ende der 1990er Jahre in den USA entwickelte Materials-Only Costing (MOC). Bilanziert werden hier ausschließlich die Kosten der Materialien. Der Terminus Material unterliegt dabei einem erweiterten Verständnis, in dem neben dem Rohmaterial sämtliche in das Endprodukt übergehende Komponenten betrachtet werden. Grundlage des Konzeptes ist der hohe Anteil der Material- an den Produktionskosten im produzierenden Gewerbe. Da Materialkosten generell variabel sind, wird angenommen, dass sie vergleichsweise leicht zu beeinflussen sind. Nachdem herkömmliche Rechnungssysteme den Fertigungslöhnen und -kosten (10 - 30% der Gesamtkosten) laut Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 81) eine zu große Bedeutung haben zukommen lassen, ermöglicht das MOC durch seine gezielte Ausrichtung der betrieblichen Kostenrechnung an dem größten Kostenblock (70 - 90% der Gesamtkosten) eine bessere Steuerungstransparenz. Statt der Erfassung der Herstellungskosten als Ganzes werden Materialkosten, Material-Standardkosten und Fertigungskosten unterschieden. Die Standard-Materialkosten sind determiniert durch den Preis der Lieferanten und können lediglich über Preisverhandlungen oder Lieferantenwechsel optimiert werden. Die Fertigungskosten sollten hingegen konstant verbessert werden. Da im MOC lediglich die Materialien an sich, allerdings weder ihre Struktur noch die ihnen zugrunde liegende Flussmengen, bilanziert werden, stufen Loew et al. (Loew et al. 2003, S. 83) das Umweltentlastungspotenzial dieses Ansatzes als gering ein. Dem gegenüber steht ein vergleichsweise geringer Aufwand zur Implementierung. Für die vorliegende Arbeit wird aufgrund der geringen Umweltrelevanz von einer weiteren Betrachtung abgesehen.

Gründend auf der Diskussion um Ressourceneffizienz stellt die Ressourcenkostenrechnung nach Stürznickel et al. (Stürznickel et al. 2012, S. 163 ff) einen weiteren Ansatz dar, der sich an dem konventionellen Rechnungswesen orientiert. Prinzipiell ist hierbei die Betrachtung der Lieferkette möglich. Voraussetzung für die Ressourcenkostenrechnung in Unternehmen ist das Vorhandensein einer klassischen Rechnungssystematik in Kostenarten-, -stellen- und -trägerrechnung. Zunächst wird hierbei der herkömmliche Betriebsabrechnungsbogen um Stoff- und Energieflüsse erweitert und für jede Kostenstelle sämtliche eingehenden Material- und Energiemengen erfasst. Daraufhin erfolgt eine Zuordnung der Stoffströme zu den produzierten Gütern (Produkte, Zwischenprodukte, Halbfertigerzeugnisse). Nicht zuletzt werden die Materialströme und Energieverbrauchsmengen prozentual und prozessbasiert auf Fertigungskosten verrechnet.

(3) Externe Kosten-orientierte Verfahren

Nachdem die oben beschriebenen Konzepte nahezu ausschließlich auf die verursachungsgerechte Verteilung des internen Werteverzehrs abzielten, werden in den nachfolgenden Abschnitten Verfahren skizziert, die den Betrachtungshorizont über die Systemgrenzen des Unternehmens erweitern und die betriebliche Internalisierung externer Effekte beabsichtigen. Während sich die Anwendungen der Monetarisierung dieser Effekte in makro-ökonomischen Fragestellungen häufen, ist die Anzahl der bislang vorgelegten Ansätze im Kontext des betrieblichen Rechnungswesens begrenzt.

(3.1) Ökologieorientierte Kostenrechnung

Die ökologieorientierte Kostenrechnung stellt Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 95) zufolge eine Weiterentwicklung der umweltschutzorientierten Kostenrechnung dar und basiert auf der traditionellen Einteilung in Kostenarten-, -stellen und -träger. Das durch Roth (Roth 1992) entwickelte Konzept

ergänzt zu den internen umweltschutzorientierten Kosten sogenannte externe umweltbelastungsorientierte Kosten. Grundlage des Verfahrens ist eine Erfassung der Stoffflüsse. Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 97) kritisieren den Ansatz in Teilen als sachlich falsch, da er zwar als Ziel die Internalisierung von externen Umweltbelastungskosten ausgibt, es sich aber vielmehr um Vermeidungskosten handelt.

(3.2) Full Cost Accounting (FCA)

Das Full Cost Accounting (FCA) wurde bei Ontario Hydro um die Mitte der 1990er Jahre entwickelt und eingesetzt. Der US EPA (US EPA 1996) zufolge dient es als Rahmenkonzept zur ganzheitlichen Entscheidungsunterstützung durch die Internalisierung von externen Kosten der Energieerzeugung. Das FCA untersucht die Auswirkungen betrieblicher Entscheidungen auf die menschliche Gesundheit und Umwelt. Der Zweck der Implementierung dieses Konzeptes bei Ontario Hydro war es zu überprüfen, inwieweit Kunden bereit sind, für umweltschonende Technologien einen Mehrpreis zu bezahlen bzw. welchen Preis Kunden verlangen, um auf eine Verbesserung der Umweltqualität zu verzichten oder sogar eine Verschlechterung dieser in Kauf zu nehmen. In diesem Kontext kommen als Instrumente der Monetarisierung laut US EPA (US EPA 1996), Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 104ff) und Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 495) der willingness-to-pay- und der willingness-to-sell-Ansatz zur Anwendung. Dabei stellen Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 495) fest, dass sich das Verfahren lediglich auf externe Effekte fokussiert, die vergleichsweise leicht monetarisierbar sind. Das Vorgehen der Zuordnung von emittierten Stoffen zu einzelnen Wirkungskategorien ähnelt stark dem Vorgehen einer Ökobilanzierung. Indes würdigen sowohl Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 109) als auch Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 495ff) den Ansatz als weitreichendes Konzept zur Erfassung der betriebsbedingten

Umweltwirkungen und als Meilenstein der Integration von naturwissenschaftlichen und ökonomischen Fragestellungen. Nicht zuletzt stellt der Grundgedanke des Konzepts – heutige externe Kosten als potentielle interne Kosten in der Zukunft auszuweisen – eine rationale Entscheidungsunterstützung dar. Andere Aspekte des Ansatzes gelten hingegen als ausbaufähig. Einerseits wird hier auf bestehende Methoden der Monetarisierung zurückgegriffen, die nachweislich subjektive Ergebnisse fördern. Andererseits ist auf Basis der vorliegenden Informationen keine Nachverfolgung der Berechnungen der externen Kosten möglich. Eine universelle Übertragung auf andere Firmen ist daher nicht möglich.

(3.3) Costs of Environmental Effects (CEE)

Der Costs of Environmental Effects (CEE) Ansatz erfasst laut Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 497) interne und externe umweltrelevante Kosten in Form einer Gewinn- und Verlustrechnung. Ziel des bei BTO Origin in den Niederlanden entwickelten Konzepts ist die Quantifizierung der durch ein Unternehmen verursachten Umweltschädigung. Die externen Umweltkosten werden hierbei in einer Sonderrechnung auf der Grundlage einer fragebogengestützten Stoffflussbilanz ermittelt. Ein Vergleich mit den real getätigten internen Ausgaben für den Umweltschutz ergibt den Netto-Umwelt-Verzehr, also die verursachte, aber nicht bezahlte Umweltschädigung. Dieser wird Fichter et al. (Burschel et al. 2004, S. 98) zufolge von der Wertschöpfung auf Unternehmensebene abgezogen. Die resultierende Netto-Wertschöpfung (net value added), die den nicht bepreisten Verzehr der natürlichen Umwelt integriert, zeigt erstmals ein in einem Unternehmen (BTO Origin) existierendes ganzheitliches Wertverständnis. Ähnlich dem Full Cost Accounting von Ontario Hydro wird hier nach einem gesellschaftlich akzeptierten Maß der Umweltbelastung gesucht. Laut Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 100) ist dies in der Regel

das gesetzlich verankerte Maß, z.B. durch Bestimmungen zur Emissionsreduktion.

Der CEE Ansatz stellt ebenfalls einen Meilenstein der Internalisierung externer Effekte in der unternehmerischen Praxis dar und schafft durch die Erweiterung der Gewinn- und Verlustrechnung wertvolle Beiträge zur Realisierung einer Green Economy. Zwar wird im CEE-Ansatz prinzipiell ein integriertes Wertverständnis auf Unternehmensebene eingeführt, diverse Schwächen verhindern allerdings einen großflächigen Einsatz des Konzepts. Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 104) kritisieren in erster Linie die vermeidungsbasierte Kalkulation der externen Kosten. Darüber hinaus wird der Ansatz zur Berechnung der Wertansätze für die externen Kosten in den Unternehmensberichten nicht nachvollziehbar ausgeführt (Burschel et al. 2004, S. 499). Ferner stellen Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 104) die Korrektheit des Anteils der nicht bezahlten Umweltkosten von BTO Origin von weniger als einem Prozent der Wertschöpfung in Frage. Zudem orientiert sich der Ansatz lediglich an einem gesellschaftlich akzeptierten Konsens, den Umweltzielen der Niederlande. Eine proaktive Verbesserung der Umweltwirkung wird damit nicht erreicht. Dennoch ist es im Rahmen der vorliegenden Arbeit zweckmäßig, sich an dem von BTO Origin präsentierten Wertverständnis anzulehnen. Eine ausführliche Begründung folgt unten.

(3.4) Ansatz der vermiedenen Umweltkosten

Als weiteres Konzept zur Internalisierung externer Kosten führen Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 499ff) den Ansatz der vermiedenen Umweltkosten der Neumarkter Lammsbräu an. Ziel des Ansatzes ist die kundenorientierte Substantiierung höherer Absatzpreise aufgrund der ökologisch orientierten Produktionsweise. Dabei wird die Umweltkostenrechnung als Sonderrechnung in Form von Stoffbilanzen und einer Vermeidungskosten-

rechnung parallel zur konventionellen Kostenrechnung durchgeführt. Die vermiedenen Umweltkosten durch die ökologisch orientierte Herstellung, z.B. durch Einführung einer ressourcenschonenden Technologie oder der Vermeidung von Pestiziden, werden monetarisiert und zu den herkömmlich kalkulierten Absatzpreisen addiert. Die Neumarker Landsbräu unterscheidet zwischen Umweltentlastungs- und Umweltbelastungskosten. Erstere beschreiben jene Kosten, die zur Vermeidung und/oder Verminderung des natürlichen Ressourceneinsatzes anfallen. Die Umweltbelastungskosten stellen hingegen den Verzehr der natürlichen Umwelt im Rahmen des Herstellungsprozesses dar.

Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 502) heben die pragmatische Herangehensweise des Ansatzes durch den Fokus auf die Reduktion der Umweltbelastung anerkennend hervor. Infolge der erschwerten Nachvollziehbarkeit und der Nutzung des Vermeidungskostenansatzes wird das Verfahren in der vorliegenden Arbeit nicht weiter betrachtet.

(3.5) Integrative Umweltkostenrechnung

Die Märkische Landbrot GmbH führte Ende der 1990er Jahre ebenfalls ein Verfahren ein, das die Einbeziehung umweltrelevanter Entscheidungsfaktoren in die konventionelle Kostenrechnung ermöglicht (Burschel et al. 2004). Die sogenannte Integrative Umweltkostenrechnung fußt auf einer betrieblichen Stoffstromanalyse. Ziel des Verfahrens ist die Ermittlung der ökologisch verantwortungsvollen Selbstkosten. Dabei basiert die Rechnung auf dem konventionellen Ansatz zur Berechnung der internen Selbstkosten, integriert darüber hinaus aber diverse Umweltkosten. Das Konzept unterscheidet dabei vier Formen von Umweltkosten. Die integrierten Umweltschutzkosten sind die Summe der dem Umweltschutz zugute kommenden betrieblichen Kosten, während die integrierten Umweltbelastungskosten die finanzwirtschaftlich wirksamen Kosten der umweltschädigenden Outputs

darstellen. Beide sind Teil der internen Selbstkosten. Externe Kosten werden in zusätzliche Umweltkosten und Umweltleistungen differenziert. Erstere sind jene Kosten, die der Gesellschaft entstehen, jedoch nicht in der herkömmlichen Kostenrechnung erfasst werden. Letztere beschreiben hingegen einen extern generierten Nutzen, der intern nicht erfasst wird. Die Summe aus den herkömmlichen Selbstkosten und den zusätzlichen Umweltkosten ergibt den ganzheitlichen Werteverzehr. Durch Subtraktion der zusätzlichen Umweltleistungen resultieren daraufhin die ökologisch verantwortungsvollen Selbstkosten.

Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 505) kritisieren in erster Linie die methodische und inhaltliche Beschreibung der externen Effekte als rudimentär sowie die Fixierung auf CO₂-Emissionen als nicht ausreichend. Weiterhin diene das Instrument lediglich der Kommunikation in Form der Umweltberichterstattung und liefert keine wirkliche Integration in das herkömmliche Rechnungswesen. Positiv in Erscheinung treten hingegen die Steigerung der Kostentransparenz, die Identifizierung von Einsparpotentialen zur ökologischen Optimierung und die Erhöhung der Preisakzeptanz durch den Endkunden durch entsprechende Kommunikation.

(3.6) Nachhaltigkeitskostenrechnung

Die Nachhaltigkeitskostenrechnung nach Jasch et al. (Jasch et al. 2005, S. 20) umfasst interne und externe Kosten. Die Quantifizierung der externen Kosten basiert auf existierenden Datensätzen. Einen zusätzlichen Beitrag zur Monetarisierung liefert das Konzept damit nicht. Neben der ökonomischen und ökologischen Dimension wird hier auf die Sozialkostenrechnung zurückgegriffen. Wegen der Komplexität des Ansatzes erscheint eine praktikable Umsetzung kaum möglich.

(3.7) Lebenszyklus-orientierte Verfahren

Ein weiteres Kostenrechnungskonzept, das in der Literatur zwar nicht der Umweltkostenrechnung zugeordnet wird, aber prinzipiell die Internalisierung externer Umwelteffekte ermöglicht, ist das Life Cycle Costing (LCC). Ziel hierbei ist allerdings weniger die Erfassung und verursachungsgerechte Verteilung der Kosten der Umweltwirkungen innerhalb des Betriebes, als vielmehr die Identifikation von Verbesserungspotentialen eines einzelnen Produktes über alle aktiv am Lebenszyklus teilhabenden Subjekte. Bilanziert werden traditionell nicht die Umweltwirkung sondern sämtliche real anfallende Kosten. Als solches dient das Verfahren der Planung, Beurteilung, Kontrolle und vergleichenden Analyse von Investitionsentscheidungen sowie der Wirtschaftlichkeit von Produkten. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist hingegen die betriebsinterne Optimierung der Umweltwirkung, insbesondere in der Produktion. Das Konzept des Life Cycle Costing wird daher nicht weiter verfolgt.

Die konventionelle Kostenrechnung liefert laut Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 507) lediglich Informationen für kurzfristige operative Entscheidungen. Eine langfristige strategische Planung erfordert jedoch die Einbeziehung von externen Kosten. Zwar führt die Internalisierung in der Regel zu höheren Preisen, kann aus diversen Gründen jedoch als sinnvoll erachtet werden. Zunächst können auf diese Weise zukünftige Entwicklungen antizipiert werden, um sich frühzeitig entsprechend zu positionieren. Unter der Annahme, dass heutige Umweltprobleme in der Zukunft zu erhöhten Kosten führen, stellt die ökologische Wirkung des betrieblichen Leistungserstellungsprozesses somit ein unternehmerisches Risiko dar. Ebenfalls dient die Internalisierung von externen Kosten der frühzeitigen Identifikation von Änderungen der Marktanforderungen. So fordern Stakeholder (z.B. Kunden) häufig die Substitution gewisser umwelt- oder humantoxischer Substanzen,

die keiner gesetzlichen Bestimmung unterliegen. Dennoch liefern die existierenden Ansätze bisher keine ausreichende Grundlage zur Internalisierung der externen Kosten. Dabei gestaltet sich neben dem enormen Aufwand für die in sämtlichen Ansätzen benötigte Stoffstromanalyse, insbesondere die Monetarisierung der externen Effekte problematisch. Laut Burschel et al. (Burschel et al. 2004, S. 508) liegt dies allerdings weniger in der Monetarisierung als in der Prognose der Wirkung begründet. In diesem Zusammenhang stellen Fichter et al. (Fichter et al. 1997, S. 121) fest, dass die Umweltkostenrechnung für eine weitflächige Nutzung in Firmen noch erheblichen Forschungsaufwand erfordert.

3.5 Wirkungsrechnung – Ökobilanzierung

Obwohl aus betriebswirtschaftlicher Sicht im Bereich des Öko-Controlling eine Reihe von Ansätzen zur Internalisierung externer Umwelteffekte präsentiert wurde, hat sich die Ökobilanzierung insbesondere aus natur- und ingenieurwissenschaftlicher Perspektive als Instrument in Forschung und Industrie durchgesetzt. In erster Linie werden bei der Anwendung dieser Methode zwei Möglichkeiten unterschieden. Eine beschreibende Ökobilanz hat das Ziel, sämtliche durch ein bestimmtes Gut oder eine bestimmte Handlung hervorgerufene Umwelteinflüsse verursachungsgerecht darzustellen. Eine entscheidungsorientierte Untersuchung zielt hingegen auf den Vergleich zweier oder mehrerer Alternativen ab (Frischknecht 2013, S. 16). Ihr Zweck ist also die Darstellung von Zu- und Abnahmen einer oder mehrerer Umweltbelastungen verschiedener Optionen. Im Folgenden wird das Vorgehen der Methode skizziert und verschiedene für die vorliegende Arbeit relevante Ansätze der Wirkabschätzung vorgestellt. Die artverwandte Methode der Produktlinienanalyse wird hingegen nicht weiter betrachtet, da sie im Vergleich zur Ökobilanzierung keinen signifikanten Mehrwert im Rahmen der vorliegenden Arbeit verspricht.

3.5.1 Vorgehensweise

Die Auswirkungen von Produkten und deren Herstellung auf ihre Umssysteme sind vielfältig. In der Literatur werden in der Regel die Dimensionen natürliche Umwelt, menschliche Gesundheit und Ressourcen betrachtet. Als Instrument zur Erfassung und Bewertung der Umweltauswirkungen von Produkten und Prozessen über ihren Lebensweg hat sich die Ökobilanzierung (engl. Life Cycle Assessment) etabliert. In Unternehmen dient sie heute der Vorbereitung und Unterstützung von umweltrelevanten Entscheidungen (Finnveden et al. 2009, S. 1 ff; Guinée et al. 2011, S. 90 ff). Erste Ansätze sind zwar bereits in den 1880er Jahren zu finden, als direkter Vorläufer der Ökobilanzierung gilt in den 1960er allerdings die Resource Environmental Profile Analysis (REPA – dt. in etwa Ressourcen Umwelt Profil Analyse) (Horne et al. 2009, S. 2; Klöpffer et al. 2009, S. 7). Nach Fallstudien bei Coca Cola veröffentlichen die US EPA (US EPA 1974) und das schweizerische Bundesamt für Umweltschutz (BfU 1984) erste Studien unter der Bezeichnung Ökobilanz. Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 9) zufolge wurde die Verbreitung der Methode in der Folge insbesondere durch die Arbeiten der Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) gefördert. Seit dem Jahr 2006 ist die Ökobilanzierung international genormt (DIN 2006; DIN 2009). Gegenstand einer Ökobilanz-Untersuchung sind alle während der Produktion, Verwendung und Entsorgung entstehenden Elementarflüsse, d.h. alle Stoff- und Energieflüsse, die einem System zu oder abgeführt werden. Eine Ökobilanz besteht laut DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) aus vier Phasen: [1] Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens, [2] Sachbilanzierung, [3] Wirkabschätzung und [4] Auswertung. Bei der Planung und Erstellung einer Ökobilanz gilt es gemäß der DIN EN ISO 14040 (DIN 2009) folgende sieben Grundsätze zu beachten:

1. Systematische Lebenswegbetrachtung – von der Rohstoffextraktion bis zur endgültigen Beseitigung.
2. Umweltbezogene Orientierung – keine Beachtung ökonomischer und sozialer Aspekte.
3. Relative Herangehensweise – Bezug auf funktionelle Einheit.
4. Iteratives Vorgehen – Ergebnisse der vorherigen Phasen liefern Basis für nachfolgende Phasen.
5. Transparenz – offene und umfassende Abbildung von Informationen.
6. Ganzheitlichkeit – Betrachtung der Aspekte natürliche Umwelt, menschliche Gesundheit und Ressourcen sowie die Wechselwirkung zwischen diesen.
7. Priorität des wissenschaftlichen Ansatzes – Entscheidungen im Rahmen der Ökobilanzierung vorzugsweise auf Basis naturwissenschaftlicher Erkenntnisse treffen.

Die nachfolgenden Abschnitte beschreiben das Vorgehen zur Erstellung einer Ökobilanz im Detail und diskutieren Instrumente zur Unterstützung.

(1) Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die Ergebnisse einer Ökobilanz gründen in hohem Maße auf die Definition des Ziels und der Wahl des Untersuchungsrahmens. Als Ziel einer Ökobilanz bietet sich z.B. der Vergleich zweier Produktalternativen an. Laut Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 27) enthält die Definition des Ziels den Anwendungsbereich des zu untersuchenden Mediums sowie den Grund und die Zielgruppe der Studie. Tiefe und Genauigkeit der Untersuchung orientieren sich in der Folge an der Zieldefinition. Die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 3) erachtet die Ökobilanz in drei Fällen für zielführend. Die Entscheidungsunterstützung auf Mikro-Ebene fokussiert auf produktrelevante Fragestellungen, die sich ausnahmslos innerhalb der Entscheidungsbefugnis des Auftraggebers befinden. Dient die Ökobilanz-Studie

hingegen der Entscheidungsunterstützung auf Meso- bzw. Makro-Ebene, ist die Systemgrenze vergleichsweise umfangreich. Dabei können Handlungen Konsequenzen auch außerhalb des Entscheidungsraums von Befugten nach sich ziehen. Außerdem kann eine Ökobilanz-Studie eine rein deskriptive Funktion erfüllen. Die Europäische Kommission (EC 2010c, S. 4; EC 2010a, S. 21) unterscheidet des Weiteren zwischen konsequenzorientierten (engl. consequential) und attributiven (engl.: attributional) Analysen. Während konsequenzorientierte Studien die Auswirkungen einer Entscheidung auf Makroebene analysieren, ermitteln attributive Ökobilanzen sämtliche Auswirkungen eines einzelnen Untersuchungsgegenstandes innerhalb eines bestimmten Zeitraums.

Im Anschluss an die Zieldefinition wird der Untersuchungsrahmen festgelegt. Gemäß der DIN EN ISO 14040 (DIN 2009) enthält dieser Schritt eine Beschreibung des zu untersuchenden Systems sowie der Darstellung seiner Funktionen, die Festlegung einer funktionellen Einheit, der Systemgrenzen, die Allokation, die Wahl der Wirkungskategorien sowie die Wahl der einzusetzenden Auswertung. Weitere Aspekte, die den Untersuchungsrahmen beeinflussen, sind die Anforderungen an die Datentiefe und -qualität, die Art der kritischen Prüfung, die Form des Berichtes sowie eine Aufstellung der Annahmen und Einschränkungen.

Da Systeme in der Regel eine Vielzahl von Funktionen haben können, gilt es zunächst, den zu untersuchenden Zweck zu bestimmen. Ausgedrückt wird dieser durch die funktionelle Einheit. Diese beschreibt einen oder mehrere charakteristische Leistungskennwerte des zu analysierenden Systems, die als Referenz der Untersuchung dienen. Eine funktionelle Einheit kann z.B. die Abfüllung eines halben Liter Limonade sein. Alle stofflichen und energetischen Ein- und Austrittsgrößen werden in der Folge auf diese Referenz bezogen. Zur Erfüllung der zuvor definierten Funktion ist eine gewisse

Menge an Output eines Systems nötig. Diese werden im Referenzfluss zusammengefasst, z.B. als Menge eines Kabels eines speziellen Materials zur Gewährleistung der Übertragung der zuvor festgelegten Menge an elektrischer Energie.

Außerdem gilt es in dieser Phase, die Grenzen des zu analysierenden Systems zu umreißen. Ziel hierbei ist es festzulegen, welche Prozessmodule in der Untersuchung enthalten sind. Die DIN EN ISO 14040 (DIN 2009) schlägt vor, die Systemgrenze so zu wählen, dass über die gesetzte Trennlinie ausschließlich Elementarströme fließen. Als Grundlage des Systemverständnisses dient hierbei das in Kapitel 2 dargestellte Modell der Ökologie in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 99).

Schlussendlich werden in dieser Phase die Anforderungen an die Datenqualität festgelegt. Charakteristische Merkmale der Datenqualität sind u.a. der zeitbezogene, geographische und technologische Erfassungsbereich sowie die Vollständigkeit, Konsistenz, Vergleichbarkeit und Unsicherheit. Ergänzend können im Fall von Mehrproduktsystemen geeignete Allokationsverfahren vereinbart werden, um eine zweckmäßige Verteilung der anfallenden Umweltwirkungen auf einzelne Produkte zu realisieren.

(2) Sachbilanzierung

Die Sachbilanz (engl. Life Cycle Inventory Analysis - LCI) dient der Quantifizierung relevanter Stoff- und Energieflüsse durch Datenerhebung und/oder dem Einsatz geeigneter Berechnungsverfahren in Bezug auf das betrachtete System (EC 2010c, S. 39). Die Gegenüberstellung der Input- und Outputströme bildet die Grundlage für die Wirkabschätzung. Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 63) zufolge stellt diese Phase der Ökobilanz eine vereinfachte lineare Systemanalyse dar. Nach der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen erfolgt zunächst die Datenerhebung. Hierzu wird ein Modell erarbeitet, um das Gesamtsystem in Teilschritte (Prozessmodule) zu

untergliedern. Für jedes Prozessmodul sind daraufhin die relevanten quantitativen Daten, im Sinne von Eingangs- und Ausgangsströmen, zu erheben und für das Gesamtsystem zu aggregieren. Gemäß der DIN EN ISO 14044 (DIN 2009) können die zu erhebenden Daten in vier Klassen aufgeteilt werden:

- (1) Energie-, Rohstoff-, Betriebsstoff- und andere physikalische Inputs;
- (2) Produkte, Koppelprodukte und Abfall;
- (3) Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie
- (4) weitere Umweltaspekte.

Die Datenerhebung kann prinzipiell durch Messung, Berechnung oder Schätzung (intern) erfolgen oder von spezialisierten Datenquellen (extern) bezogen werden. In der Regel werden die Anforderungen an das Vorgehen der Datensammlung durch die Definition des Vorder- und Hintergrundsystems determiniert. Während für das Hintergrundsystem oftmals allgemeingültige Daten auf Basis einer Datenbankrecherche genügen, sollten die Daten des Vordergrundsystems vornehmlich auf einer gezielten Messung, Berechnung oder der Einschätzung von Experten beruhen. Für eine externe Datensammlung existieren diverse Datenbanken. In erster Linie werden diese durch nationale und internationale Institutionen zur Verfügung gestellt. Beispielhaft kann hier die gebührenfreie ProBas-Datenbanken (UBA 2016) angeführt werden. Weitere Datenbanken werden durch Industrieverbände zur Verfügung gestellt (z.B. PlasticsEurope, World Steel Association). Außerdem existieren eine Reihe kostenpflichtiger Systeme (GaBi, ecoinvent, etc.).

Im nächsten Schritt erfolgt die Datenberechnung. Dabei wird im Sinne einer Validierung der Nachweis erbracht, dass den Anforderungen an die Datenqualität genüge getan wurde. Die DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) empfiehlt

hierzu Massen- und Energiebilanzen oder andere vergleichende Untersuchungen, z.B. von Emissionsfaktoren. Prinzipiell stehen für die Sachbilanzierung verschiedene Instrumente zur Berechnung und Visualisierung zur Verfügung. Für die Berechnung finden sich in der Literatur in erster Linie die prozessorientierte und ökonomische Input-Output-Analyse sowie die hybride Sachbilanz. Als Instrumente zur Visualisierung dienen hier Fließbilder (z.B. Material- und Energieflussbild, Sankey-Diagramm). Abhängigkeiten zwischen Input- und Output-Flüssen bzw. zwischen einzelnen Prozessmodulen werden in der Regel mit Hilfe von Quotienten oder Matrizen abgebildet (Suh et al. 2005, S. 687 ff). Zu jeder Zeit muss der Bezug zum Prozessmodul und der funktionellen Einheit sichergestellt sein. Möglich ist an dieser Stelle auch eine iterative Anpassung der Systemgrenze, z.B. um unwichtige Bestandteile aus der Analyse zu exkludieren. Die bis zu diesem Zeitpunkt erhobenen Daten sind rein quantitativer Natur und enthalten keine Wertung.

(3) Wirkungsabschätzung

Die dritte Phase der Ökobilanzierung dient laut Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 195) der Erfassung der Umwelteinflüsse und –wirkungen des untersuchten Systems. Grundlage der Wirkungsabschätzung (engl. Life Cycle Inventory Assessment – LCIA) sind die in der Sachbilanz ermittelten Daten. Die DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) unterteilt diese Phase in verbindliche und optionale Bestandteile. Verbindlich sind zunächst die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen sowie die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung) und die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung). Nach Belieben wählbar sind daraufhin Normierung, Ordnung, Gewichtung und Analyse der Datenqualität. Die nachfolgenden Abschnitte skizzieren das allgemeine Vorgehen in dieser Phase der Ökobilanzierung.

Zunächst sind die Wirkungskategorien zu identifizieren. Die DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) definiert eine Wirkungskategorie als eine, für ein bestimmtes Umweltthema repräsentative Gruppe, der die Ergebnisse der Sachbilanz zugeordnet werden können. Beispiele für Wirkungskategorien sind die Klimaänderung oder die Versauerung. Keine der Ökobilanz-Normen (DIN 2006; DIN 2009) gibt eine feste Liste an Wirkungsindikatoren vor. Die Definition obliegt dem Anwender. Zur quantitativen Darstellung der Wirkungskategorien sind berechenbare Indikatoren erforderlich. Ein Wirkungsindikator ist in dem Beispiel der Klimaänderung die Verstärkung der Infrarotstrahlung. Treibende Kraft hinter der Verstärkung der Infrarotstrahlung ist die Menge von Treibhausgasen in der Atmosphäre und deren jeweiliger Beitrag zur Klimaänderung. Hierzu existieren verschiedene Charakterisierungsmodelle. Im Beispiel der Klimaänderung wird zumeist das in Tab 36 in Anhang 3 aufgeführte 100 Jahre-Erderwärmungsszenario „Baseline“ des IPCC herangezogen. Die Sachbilanzergebnisse (hier: Menge an ausgestoßenen Treibhausgasen), die sog. Elementarflüsse, werden mit Hilfe der Charakterisierungsfaktoren¹ aus dem IPCC-Szenario (GWP₁₀₀) zu einem Wirkungsindikatorwert (kg CO₂-Äquivalent) aggregiert. Die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den entsprechenden Wirkkategorien wird auch als Klassifizierung bezeichnet. Hierbei ist es prinzipiell möglich, dass einzelne Ergebnisse der Sachbilanz mehreren Wirkungskategorien zugewiesen werden. Die Charakterisierung bezeichnet laut DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) hingegen eine Berechnung der Indikatorwerte. In einem letzten Schritt werden die Wirkungskategorien den Wirkungsendpunkten bzw. Schadenskategorien zugeordnet. Die Europäische Kommission (EC 2010b, S. 3) unterscheidet hierbei die Bereiche menschliche Gesundheit,

¹ Die ISO 14044 definiert einen Charakterisierungsfaktor als Rechengröße, die eine Transformation von Sachbilanzergebnissen in die aggregierte Form eines Wirkungsindikators ermöglicht. Eine alternative in der Literatur verbreitete Bezeichnung lautet Äquivalenzfaktor. Grundlage sollte immer ein wissenschaftlich dokumentiertes Charakterisierungsmodell sein.

natürliche Umwelt und Ressourcen. Abb. 3.9 fasst das Vorgehen der Wirkungsabschätzung in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010b, S. 3) zusammen.

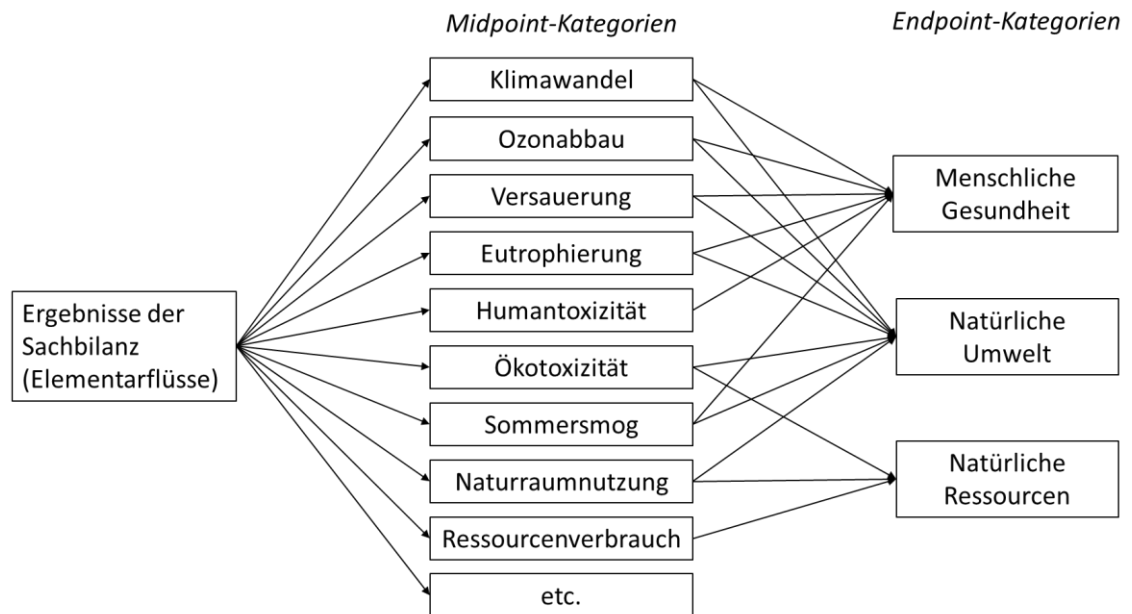


Abb. 3.9 Struktur der Wirkungskategorien für die Charakterisierung auf Midpoint- und Endpoint-Ebene in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010b, S. 3)

Die optionalen Schritte Normierung, Ordnung, Gewichtung und Analyse der Datenqualität können im Anschluss ausgeführt werden. Es bleibt dem Anwender überlassen, ob alle oder lediglich einzelne optionale Elemente zusätzlich zur Anwendung kommen. Die Normierung beschreibt eine Zusammenfassung der Wirkungsindikatorwerte durch Bezug auf einen charakteristischen Referenzwert. Als Referenz eignen sich laut Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 208) in erster Linie regionale, nationale oder internationale Werte. Miehe et al. (Miehe et al. 2016) zeigen dies beispielhaft anhand des Umsatzes eines Unternehmens und seiner Branche auf. Dieser Schritt bietet sich zwar an, um die Vielzahl an Ergebnisdaten einer Ökobilanzstudie zu bündeln und Entscheidungen in Unternehmen ggfs. effektiver zu unterstützen, dennoch besteht die Gefahr, dass die Kernergebnisse verfälscht werden. Charakteristisch für die Ordnung ist hingegen

die Sortierung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien, z.B. anhand einer nominalen Skala oder vorgegebenen Hierarchie. Weiterhin können die Indikatorwerte verschiedener Wirkungskategorien zusammengefasst und unterschiedlich gewichtet werden. Die Gewichtung hat Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 215) zufolge eine relativierende Funktion. Da die oben diskutierten optionalen Schritte auf Werthaltung beruhen und in der Regel nicht durch wissenschaftliche Erkenntnisse belegt sind, können als Folge der subjektiven Entscheidungen stark voneinander abweichende Ergebnisse auftreten. Nicht zuletzt kann die Analyse der Datenqualität ein Bestandteil einer Ökobilanz-Studie sein. Hierzu listet die DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) verschiedene mögliche Methoden: Schwerpunktanalyse, Fehlerabschätzung und Sensitivitätsanalyse.

(4) Auswertung

Die letzte Phase einer Ökobilanz-Studie zielt auf eine anschauliche Aufbereitung der Ergebnisse und die Ableitung von Handlungsempfehlungen ab. Die Auswertung besteht aus mehreren Bestandteilen. Gemäß der DIN EN ISO 14044 (DIN 2006) sollten zunächst diejenigen Parameter lokalisiert werden, die für signifikante Auswirkungen verantwortlich sind. Daraufhin sind Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung durchzuführen. Nicht zuletzt sollten Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet werden, um dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Studie gerecht zu werden.

3.5.2 Methoden und Ansätze

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt die Grundlagen der Ökobilanzierung skizziert wurden, fasst dieser Abschnitt einige zentrale Methoden zur Wirkungsabschätzung zusammen, die für das weitere Verständnis der Arbeit wichtig sind.

In der Literatur existieren diverse Instrumente zur Abschätzung der Umweltwirkung im Rahmen einer Ökobilanz-Studie. Unterschieden werden hier in der Regel wirkungs- und schadensorientierte Verfahren. Erstere ermitteln Resultate für Midpoint-Kategorien, während letztere Ergebnisse für Endpoint-Kategorien liefern. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal bietet sich hier die Maßeinheit der Ergebnisse an. Diese kann in monetär und physisch gegliedert werden. Tab 9 stellt eine Klassifizierung existierender Verfahren anhand der oben vorgeschlagenen Systematik vor.

Tab 9 Klassifizierung ausgewählter Verfahren zur Wirkungsabschätzung im Rahmen einer Ökobilanz-Studie

	Physisch	Monetär
Wirkungsorientiert	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kritische Volumina ▪ Kumulierter Energieaufwand ▪ Ecological, Carbon und/oder Water Footprint ▪ CML ▪ TRACI ▪ EDIP 2003 ▪ Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vermeidungskostenansatz (z.B. Eco Costs 99)
Schadensorientiert	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ReCiPe ▪ EcoIndicator 99 ▪ Impact 2002+ ▪ Methode ökologischer Knappheit ▪ JEPIX ▪ LUCAS 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schadenskostenansatz (z.B. EPS)

An dieser Stelle kann nicht auf jedes Verfahren im Einzelnen eingegangen werden. Aufgrund ihrer spezifischen Bedeutung für die vorliegende Arbeit werden daher einzig die CML- Methode, der EcoCosts99-Ansatz und die Methode der ökologischen Knappheit kurz beschrieben.

(1) CML-Methode

Die CML-Methode stellt heute eines der verbreitetsten Verfahren zur Wirkungsabschätzung dar. Dieser physisch-wirkungsorientierte Ansatz geht in

erster Linie auf die Arbeiten von Heijungs und Guinée zurück (Heijungs 1992; Guinée et al. 2001; Guinée 2004). Charakteristisches Merkmal des am Centrum voor Milieukunde (CML) der Universität Leiden entwickelten Konzepts ist die Aggregation der Sachbilanzdaten innerhalb einzelner Wirkkategorien mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren (z.B. CO₂e, SO₂e). Grundlage hierfür ist eine vordefinierte Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den neun Problemfeldern der Umweltwirkung:

1. Treibhauseffekt (Treibhauspotential, GWP)
2. Erschöpfung abiotischer Ressourcen (Abiotic Depletion Factor, ADF)
3. Stratosphärischer Ozonabbau (Ozon Depletion Potential, ODP)
4. Bildung von Photooxidantien (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP)
5. Aquatische Ökotoxizität (Ecological Classification Factor for Aquatic Ecosystems, ECA)
6. Terrestrische Ökotoxizität (Ecological Classification Factor for Terrestrial Ecosystems, ECT)
7. Humantoxizität (Human Toxicological Classification Factor, HC)
8. Versauerung (Acidification Potential, AP)
9. Eutrophierung (Nutrification Potential, NP)

Die vorliegende Arbeit greift das Konzept der Äquivalenzfaktoren auf und orientiert sich an dem von Heijungs und Guinée (Heijungs 1992; Guinée et al. 2001; Guinée 2004) dargelegten Vorgehen.

(2) Eco-Costs99-Ansatz

Der EcoCosts99-Ansatz geht auf die Arbeiten von Vogtländer et al. (Vogtländer et al. 2000; Vogtländer et al. 2001) zurück und dient als Erweiterung des Äquivalenzziffernkonzpts im Hinblick auf die Quantifizierung externer Kosten. Zu diesem Zweck präsentieren Vogtländer et al.

(Vogtländer et al. 2000; Vogtländer et al. 2001) Kostenfaktoren für ausgewählte Wirkkategorien (u.a. Klimaänderung, Luftverschmutzung, Eurtophierung, Versauerung) auf Basis des Vermeidungskostenansatzes. Angestrebt wird eine Zuordnung der Kostenfaktoren zu den Midpoint-Ergebnissen der Wirkabschätzung auf der Basis von Äquivalenzfaktoren. Ein artverwandtes, wenn auch auf den willingness-to-pay/-sell-Ansätzen der Schadenskostenkalkulation basierendes, Verfahren präsentieren Andensam et al. (Adensam et al. 2002, S. 8–68). Zwar wird die hier genutzte Form der Monetarisierung (Vermeidungskosten, willingness-to-pay/-sell) in der vorliegenden Arbeit abgelehnt, der Zweck der Ansätze dient jedoch als Muster für Teile des in dieser Arbeit ausgeführten Konzepts.

(3) Methode der ökologischen Knappheit

Ein weiteres, für die vorliegende Arbeit in Teilen als Muster dienliches, Konzept ist die Methode der ökologischen Knappheit, die die Umweltwirkung anhand gesellschaftlich akzeptierter Zielzustände (hier Umweltziele einer Region) messbar zu machen sucht (Frischknecht et al. 2009, S. 22–23). Während die übrigen Bestandteile des Ansatzes für die vorliegende Arbeit irrelevant sind, ist eben jene Orientierung an präferierten Umweltkonstitutionen ein wesentlicher Aspekt des in dieser Arbeit ausgeführten Konzepts.

4 Aussagegehalt existierender Ansätze

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln die Terminologie und die Grundlagen des betrieblichen Rechnungswesens erörtert wurden, untersucht dieses Kapitel die Eignung der oben vorgestellten Ansätze im Hinblick auf die einleitend formulierten Forschungsfragen. Zu diesem Zweck wird in einem ersten Schritt eine theoretische Substantiierung der nachhaltigen Wertschöpfung produktionstechnischer Handlungen anhand eines Resümees erarbeitet. In einem weiteren Schritt werden Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik definiert. Nicht zuletzt wird der Aussagegehalt der vorliegenden Ansätze des betrieblichen Rechnungswesens per Gegenüberstellung mit den methodischen Anforderungen überprüft.

4.1 Theoretische Basis

Die Bewertung von Handlungsoptionen gründet entscheidend auf den Wertvorstellungen des Beurteilenden, die sich in der Menschheitsgeschichte als einen konstant dynamischen Prozess erwiesen haben. Die Frage, welche Eigenschaften des beurteilten Subjekts als wertvoll erachtet werden, beschäftigt die Wissenschaft seit ihren Anfängen. Exponiert haben sich in diesem Kontext die Moralethik und Religion, die im Kern nach der „goldenen Regel“ des Handelns suchen. Dabei stellt insbesondere Kant (Kant 1986; Kant 1990) fest, dass moralisches Handeln stets einer kategorischen Maxime zu folgen hat. Der Wert einer Handlung entsteht demnach nicht aus einem subjektiven Empfinden (hypothetische Auslegung) sondern in der Annäherung an ein gesellschaftliches Gleichgewicht. Wurde moralisches Handeln von sämtlichen Vertretern der Moralethik bis in die Neuzeit ausschließlich im Hier und Jetzt determiniert, tritt Jonas (Jonas 1993) im Zuge der immer häufiger zutage tretenden Schädigungen an ökologischer und sozialer Umwelt für eine Erweiterung des Betrachtungs-raums ein. Ausschließlich in Bezug auf den aktuellen Kenntnisstand vernünftig zu handeln, taugt nicht

länger als Maßgabe. Entscheidend für den Wert einer Handlung sind gleichermaßen die möglichen unmittelbaren und zukünftigen Folgen, die es zu antizipieren und in der Entscheidung zu berücksichtigen gilt.

Das Handeln einer Gruppe von Individuen in einem abgesteckten sozio-technischen System (Unternehmen) spiegelt in vielerlei Hinsicht die Wertvorstellungen der Gesellschaft wider, wenn auch mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung. Die Beurteilung der betrieblichen Leistungserstellung basiert auch heute noch häufig auf den Arbeiten der frühen Ökonomen um Smith (Smith 2010; Smith 2013), die den Gedanken eines unbegrenzt exponentiellen Wachstums postulierten. Zur Beschreibung der ökonomischen Wertbildung werden die objektiven und subjektiven Werttheorien unterschieden. Während erstere nach dem realen Wert einer ökonomischen Handlung sucht, fokussiert letztere auf den individuellen Wert, der einem Gut beigemessen wird. Die Bewertung der Leistungserstellung in produzierenden Unternehmen basiert heute nahezu ausschließlich auf der Grenznutzentheorie, einem Vertreter der subjektiven Werttheorien. Diese hypothetische Auslegung der Wertbildung ist Kant (Kant 1986; Kant 1990) zufolge abzulehnen. Durch ihren ausschließlichen Fokus auf den von einem Individuum einer betriebswirtschaftlichen Leistung beigemessenen Wert, werden essentielle Aspekte, die ebenjenes Individuum nicht bzw. nicht augenblicklich betreffen, vollständig vernachlässigt. Der von Jonas (Jonas 1993) postulierten Antizipation unmittelbarer und zukünftiger Folgen wird in den subjektiven Werttheorien somit keine Bedeutung beigemessen. Im Kontext der Inanspruchnahme der Umwelt übersehen Unternehmen dabei häufig den Selbstzweck der Folgenabschätzung. Unter der Annahme, dass die Umweltbelastung von heute morgen einen regulatorischen Eingriff gebietet, stellen Handlungsfolgen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle stets ein Unternehmensrisiko dar. Zwar kann die Beachtung der Ökologie im produktionstechnischen Umfeld kurzfristig einen Zielkonflikt darstellen,

langfristig ist jedoch jedes produzierende Unternehmen auf natürliche Ressourcen angewiesen (Ressourcenabhängigkeitstheorie). Auf lange Sicht stellt sich also eine systeminhärente Zielkompatibilität ein. Diese gilt es für Unternehmen zu identifizieren und in Form einer Folgenabschätzung in die Beurteilung der Leistungserstellung zu integrieren. Hierzu ist eine Objektivierung des Wertverständnisses einer produktionstechnischen Handlung notwendig.

Eine Erweiterung der rein ökonomischen um eine ökologische Sichtweise liegt mit dem Nachhaltigkeitskonzept partiell vor. Obgleich der Ansatz mit der Betonung von inter- und intragenerativer Gerechtigkeit die immanente Herausforderung der Neuzeit zutage fördert, stellt seine vage Ausformulierung eine schwerlich zu überwindende Hürde der Umsetzung dar. Fraglich bleibt in diesem Kontext insbesondere die Legitimationsbedingungen eines Transfers von Natur-, Human- und Sachkapital. Zweifellos lässt die Definition der Brundtland-Kommission (Brundtland 1987) jedoch den Schluss zu, dass ein produzierendes Unternehmen für die zu verantwortenden Schädigungen an der Natur aufzukommen hat. Diese Auffassung impliziert allerdings, dass der Wert des Ökosystems quantitativ vorliegt. Da es sich bei dem Wertbegriff jedoch um ein geistiges Konstrukt vernunftbegabter Wesen handelt, kann die Natur aus sich selbst heraus keinen Wert (z.B. in Form eines erwünschten Zustands) artikulieren. Der Wert der natürlichen Umwelt kann also einzig aus Sicht der Menschheit bestimmt werden. Selbst wenn in diesem Zuge dem Ökosystem kein Existenzrecht aus sich selbst zugestanden wird, ist es für die Menschheit zweckmäßig die produktive Kapazität der Natur als Grundlage allen Lebens zu erhalten (Ressourcenabhängigkeitstheorie). Der Wert des Ökosystems hat sich also an spezifischen Zielzuständen zu orientieren. Infrage kommen hierfür in erster Linie der Zustand vor der ersten industriellen Revolution, die planetarischen Grenzen oder gesellschaftlich akzeptierte Zielzustände. Ist der Wert der Umwelt bekannt,

ist eine unmittelbare Zuordnung zu den betriebsinternen Verbräuchen sicherzustellen. Infolge der Vielzahl unterschiedlicher Maßgrößen der betrieblichen Konsumtion und ökologischen Wirkung verbleibt alleine eine pekuniäre Größe als Referenz für eine rationale Beurteilung produktions-technischer Handlungen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle. Zu diesem Zweck wird unten die nachhaltige Wertschöpfung als objektives Maß der Leistungserstellung eingeführt.

4.2 Anforderungen an die Methodik

Auf dem Fundament der theoretischen Substantiierung wird in diesem Abschnitt der Aussagegehalt verschiedener Ansätze des betrieblichen Rechnungswesens im Hinblick auf die Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung von Produktionssystemen überprüft. Hierfür werden im Folgenden Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik definiert, die sich aus der allgemeinen Literatur, der Problemstellung, der Terminologie und den vorliegenden Ansätzen des betrieblichen Rechnungswesens ergeben. Generelle Anforderungen an eine Methodik zur Unterstützung von betrieblichen Entscheidungen sind in erster Linie eine hohe Aussagegenauigkeit sowie Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Ferner erfordert eine praxisnahe Lösung die Handhabbarkeit der Methodik für Unternehmen. Die zentrale Anforderung des Rechnungswesens ist eine möglichst verursachungsgerechte Verrechnung der pekuniären Maßgrößen. Die vorangegangenen Abschnitte haben zudem gezeigt, dass eine Methodik zur Quantifizierung einer nachhaltigen Wertschöpfung in der Produktion auf einem möglichst objektiven Wertverständnis der Leistungserstellung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle, einer definierten Terminologie, einem erweiterten Systemverständnis und konkreten Prämissen zur Substituierbarkeit der Kapitalien im Sinne des Nachhaltigkeitskonzepts fußen sollte. Nicht zuletzt sollten die Ergebnisse Entscheidungsträger zur Opti-

mierung der Umweltwirkung anregen. Abb. 4.1 fasst die Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik zusammen.

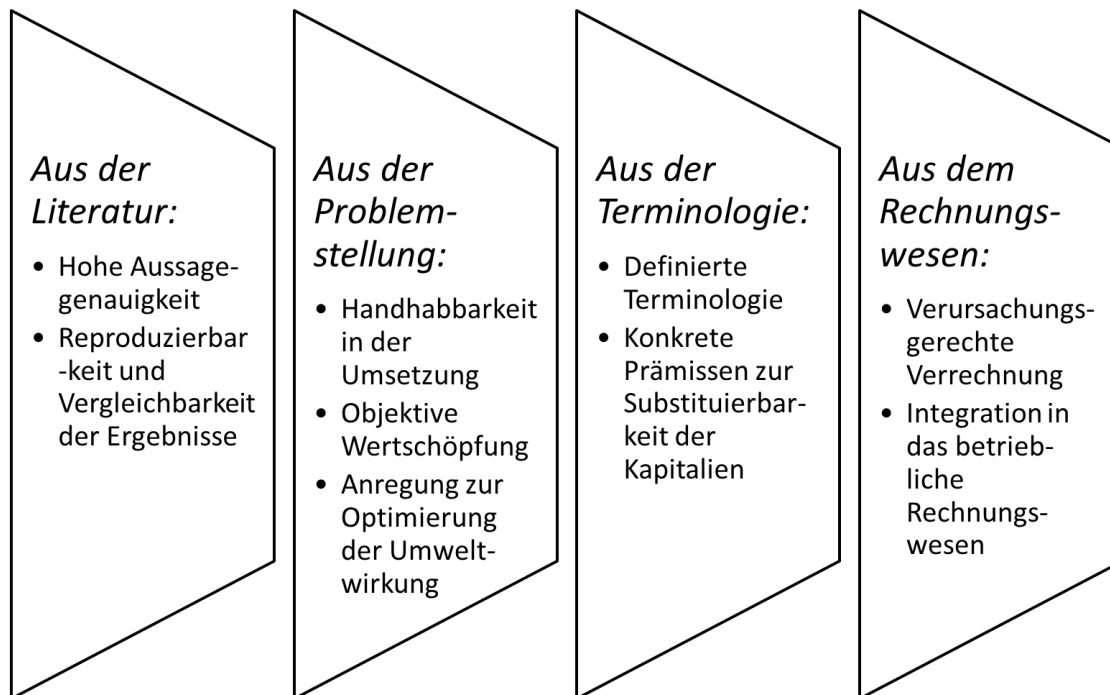


Abb. 4.1 Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik

4.3 Auswertung existierender Ansätze

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt zunächst die Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik bestimmt wurden, prüft dieser Abschnitt die in Kapitel 3 vorgestellten Ansätze des betrieblichen Rechnungswesens auf Kongruenz. Die Ziele dieses Abschnitts sind das Aufzeigen von Diskrepanzen in Theorie und Praxis sowie die Ermittlung derjenigen Aspekte existierender Methoden, die sich für eine weiterführende Verwendung eignen. Zu diesem Zweck werden die Konzepte in drei Kategorien (universelle, prozess- und stofffluss-basierte und spezifisch erweiterte Verfahren) unterschieden.

4.3.1 Universelle Verfahren

Als universelle Verfahren werden in der vorliegenden Arbeit die Wertschöpfungs-, Kosten-Nutzen- und die Kostenrechnung verstanden. Die Methoden

der Wertschöpfungs- und Kosten-Nutzen-Rechnung stellen eine Möglichkeit der Gegenüberstellung von Produktionswert und Werteverzehr dar, das in Teilen dem der vorliegenden Arbeit zugrunde gelegten Verständnis von objektivierter Wertschöpfung entspricht. Im Gegensatz zur traditionellen Kostenrechnung ist hierbei insbesondere die Quantifizierung des Produktionswerts bzw. Nutzens von entscheidender Bedeutung. Der ökonomische Wert einer Handlung im produktionstechnischen Umfeld ergibt sich nicht alleine aus dem am Markt zu erzielenden Erlös sondern beinhaltet alle vom Unternehmen ausgeführten wertsteigernden Leistungen (z.B. Bestandsänderungen, selbsterstellte Anlagen, Zinsen). Im Gegensatz zur Kosten- und Erlös-Rechnung werden diese in der Wertschöpfungsrechnung berücksichtigt. Im betrieblichen Kontext handelt es sich bei diesem Konzept um eine gewisse Umverteilung der Kosten. Eine Integration in bestehende Ansätze des Rechnungswesens ist somit teilweise möglich. Adaptionen der Methode an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle sind zu diesem Zeitpunkt nicht bekannt. Die Anforderungen eines erweiterten Systemverständnisses, der Nachhaltigkeitsprämissen und der Stimulation der Öko-Optimierung werden daher nicht erfüllt. Als kohärent in Bezug auf die zu entwickelnde Methodik sind hingegen die Anforderungen einer hohen Aussagegenauigkeit, Reproduzierbarkeit und Handhabbarkeit einzustufen. Das Begriffspaar Kosten-Nutzen wird als Überbegriff für eine Reihe von Ansätzen verstanden. Kosten-Nutzen-Analyse stellt eine generische Vorgehensweise zur monetären Abbildung der Vorteilhaftigkeit verschiedener Entscheidungsalternativen dar. Anwendung findet sie zumeist im Kontext von Investitionen und dem Vergleich von Projekten, hauptsächlich jedoch in makro-ökonomischen Fragen der Umweltpolitik und -wirtschaft. Während die monetäre Quantifizierung von Kosten und Nutzen im innerbetrieblichen Kontext häufig auf Erfahrungswerten basiert, beruht die

Berechnung ebenjener Größen im Stakeholder-Kontext in der Regel auf grundlegenden einzelfallbezogenen Monetarisierungsansätzen von externen Effekten, z.B. willingness-to-pay, willingness-to-accept. Da hierzu jeweils ein intensiver Austausch mit sämtlichen Stakeholdern zu erfolgen hat, kann diese Form der Monetarisierung von einem Unternehmen nicht für jeden Einzelfall durchgeführt werden. Die Konzepte weisen für Unternehmen daher im Kontext der nachhaltigen Wertschöpfung eine mäßige Aussagefähigkeit und Handhabbarkeit auf. Dem nachweislichen Vorliegen von erweiterten makro-ökonomischen Konzepten wird zumindest teilweise ein Systemverständnis der wechselseitigen Beziehungen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle vorausgesetzt. Konkrete Prämissen zur nachhaltigen Substituierbarkeit sind jedoch nicht bekannt. Weitere Konzepte, die in der vorliegenden Arbeit nicht weiter betrachtet werden, sind die Nutzwert- und Kosten-Wirksamkeits-Analyse.

Das klassische Verfahren des betrieblichen Rechnungswesens ist die Kostenrechnung. In ihrer allgemeinen Form ist sie in die Teilbereiche Kostenarten, -stellen und -träger unterteilt. Je Stufe kommen unterschiedliche Systeme zum Einsatz (z.B. Divisions-, Zuschlags-, Kuppelkalkulation). In diesem Sinne gibt die Kostenrechnung die bestehenden Ansätze, die es zu adaptieren gilt, vor. Im allgemeinen betriebsinternen Kontext haben die hier genutzten Ansätze ein hohes Maß an Aussagegenauigkeit, Reproduzierbarkeit und Handhabbarkeit erreicht. Ebenso wird in Bezug auf das Betriebsinnere eine verursachungsgerechte Allokation sichergestellt. Das zumeist implizierte Verständnis des Produktionswerts als generierbaren Erlös wird in der vorliegenden Arbeit jedoch als unzureichend abgelehnt. Im Kontext der nachhaltigen Wertschöpfung ist ferner zu bemängeln, dass das Systemverständnis ein ausschließlich nach innen gerichtetes ist. Entsprechend liegen keine Nachhaltigkeitsprämissen vor. Die

Verwendung der Konzepte der traditionellen Kostenrechnung wirkt demnach nicht stimulierend auf die Verbesserung der Inanspruchnahme der Umwelt.

4.3.2 Prozess- und stofffluss-orientierte Verfahren

Als Prozess- und Stofffluss-orientierten Verfahren werden in der vorliegenden Arbeit das Activity Based Costing sowie die Prozess-, Stofffluss- und Reststoffkostenrechnung verstanden. Die Ansätze stellen Weiterentwicklungen der traditionellen Kostenrechnung in Bezug auf konkret auftretende Fragestellungen dar. Im Fall des Activity Based Costing nach Cooper et al. (Cooper et al. 1988) und der Prozesskostenrechnung nach Horvath (Horváth 2011) ist es die verursachungsgerechte Allokation des kontinuierlich steigenden Gemeinkostenanteils. Maßgebend für die Entwicklung der Stofffluss- und Reststoffkostenrechnung u.a. nach Fischer (Fischer 1998), Wagner et al. (Wagner et al. 1999), Strobel et al. (Strobel et al. 2001), Jasch (Jasch 2009), Stürznickel et al. (Stürznickel et al. 2012) und Nertinger (Nertinger 2015) ist die omnipräsente Effizienzdebatte, insbesondere im Kontext der Umweltwirkung.

Sowohl das Activity Based Costing als auch die Prozesskostenrechnung verfügen über eine, insbesondere gegenüber Verfahren der klassischen Kostenrechnung, hohe Aussagegenauigkeit. Ebenso können ihre Ergebnisse als reproduzierbar eingestuft werden. Der Aufwand zur Implementierung der Ansätze ist im Vergleich zu Verfahren der traditionellen Kostenrechnung jedoch vergleichsweise hoch. Ihr Einsatz beschränkt sich daher auf spezifische Produktionssysteme. Als Verfahren der reinen Kostenrechnung quantifizieren die Ansätze lediglich den Werteverzehr. Entsprechend wird der Produktionswert mit dem Erlös gleichgesetzt. Ein objektiviertes Wertverständnis ist den Ansätzen daher nicht zu konstatieren. Auch finden sich bislang kaum Ansätze für die Integration von Umweltaspekten in die

prozessorientierten Methoden der Kostenrechnung. Nicht erfüllt sind somit die Anforderungen an ein erweitertes Systemverständnis, der Ausformulierung von Nachhaltigkeitsprämissen und der Stimulation von entsprechenden Optimierungsmaßnahmen.

Die stofffluss-orientierten Ansätze umfassen in erster Linie die Stofffluss- und Reststoffkostenrechnung. Weitere artverwandte Verfahren (u.a. Materials-Only Costing, Ressourcenkostenrechnung) basieren entweder auf dem Gedanken der Stoffflussanalyse oder stellen kein Kostenrechnungssystem im traditionellen Sinn dar. Diese Verfahren werden daher im Folgenden nicht weiter beachtet. Während die Stoffflusskostenrechnung den gesamten Weg eines Stoffes, Materials und/oder der Energie vom Eingang bis zum Ausgang eines Systems zu ermitteln sucht, bilanziert die Reststoffkostenrechnung lediglich den Reststoffanfall. Beide Verfahren verfügen über eine hohe Aussagegenauigkeit und liefern reproduzierbare Ergebnisse. Im Vergleich zu einer vollständigen Stoffstromanalyse ist die Reststoffkostenrechnung jedoch mit einem erheblich geringeren Aufwand verbunden. Im Kern betrachten beide Verfahren das Betriebsinnere. Das Vorliegen vereinzelter Ansätze an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle setzt zumindest teilweise ein erweitertes Systemverständnis voraus. Infolge der spezifischen Analyse des stofflichen Verbrauchs stimulieren die Ansätze die Verbesserung wesentlicher ökologisch relevanter Parameter. Dennoch tragen die Ansätze wenig zu einer Objektivierung des Wertverständnisses bei.

4.3.3 Spezifisch erweiterte Verfahren

Unter die spezifisch erweiterten Verfahren fallen in der vorliegenden Arbeit Ansätze, deren Bilanzgrenze über die des traditionellen Rechnungswesens hinausgeht. Von besonderem Interesse sind an dieser Stelle Verfahren, die spezifisch an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle agieren. Weiter

differenziert werden die Umweltkostenrechnung und die lebenswegorientierten Verfahren.

(1) Verfahren der Umweltkostenrechnung

Die Umweltkostenrechnung kann in Umweltschutzkosten- und Ökologieorientierte Verfahren unterschieden werden. Der Beitrag ersterer für die vorliegende Arbeit wird als gering eingestuft, da hier ausschließlich die internen Aufwendungen für Maßnahmen des Umweltschutzes Berücksichtigung finden. Die ökologieorientierten Verfahren umfassen in erster Linie die in Kapitel 3 ausgeführten Ansätze der ökologieorientierten Kostenrechnung, des Full-Cost-Accounting, des Cost-of-Environmental-Effects-Ansatzes, des Ansatzes der vermiedenen Umweltkosten, der integrativen Umweltkostenrechnung und der Nachhaltigkeitskostenrechnung. Gemeinsames Merkmal dieser Ansätze ist die Internalisierung externer Kosten. Voraussetzung hierfür ist ein zumindest teilweise erweitertes Systemverständnis an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle. Im Sinne der Fragestellung der vorliegenden Arbeit wird hier in gewissem Maße eine Objektivierung des Wertbegriffes realisiert. Obwohl konkrete Prämissen für die Substituierbarkeit der Kapitalien fehlen, stimulieren die Ansätze die Ökooptimierung. Einer bedingungslosen, praktikablen Umsetzung steht jedoch die geringe Reproduzierbarkeit, infolge der wenig nachvollziehbaren Vorgehensweise, gegenüber. Nachteilig wirkt sich dies ebenso auf die Aussagegenauigkeit und Handhabbarkeit der Ansätze aus.

(2) Lebenswegorientierte Verfahren

Die Lebenswegorientierten Konzepte umfassen das Life Cycle Costing (LCC, dt. Lebenszykluskostenrechnung) und das Life Cycle Assessment (LCA, dt. Ökobilanz). Seit ihrer Normung im Jahr 2006 hat sich die sogenannte Ökobilanzierung als Instrument zur Ermittlung der Umweltwirkung von

Produkten, Prozessen und Organisationen durchgesetzt. Kernelement der Methode ist die Kategorisierung der Umweltwirkung. Dennoch existiert eine Vielzahl an Hemmnissen zur flächendeckenden Verbreitung, insbesondere in der betrieblichen Praxis. Zwar ist ihr Vorgehen standardisiert, die zur Auswahl stehenden Methoden der Wirkabschätzung sind es hingegen nicht. Die schiere Anzahl an Methoden zur Abschätzung der Umweltwirkung wirkt sich negativ auf die Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse aus. Die Nutzung unterschiedlicher Ansätze führt in der Regel zu hochgradig divergenten Ergebnissen. Zwar ist die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse bei Nutzung derselben Methode teilweise gegeben, jedoch einzig bei Nutzung derselben funktionellen Einheit. Eine hohe Aussagefähigkeit kann mit Hilfe einer Ökobilanz-Studie daher nur teilweise realisiert werden. Dennoch stellt der Ansatz bis heute das umfassendste Konzept zur ökologischen Wirkabschätzung von Handlungen dar. Darüber hinaus sind viele Methoden der Wirkabschätzung über Jahre anerkannt (z.B. CML). Ein alternatives Verfahren ist zum heutigen Zeitpunkt nicht bekannt. Der Umfang der Implementierung kann als hoch eingestuft werden. Des Weiteren stellt die Ökobilanz lediglich eine Methode zur Ermittlung der Umweltwirkung dar. Eine Integration in das betriebliche Rechnungswesen ist nicht ohne weiteres möglich, obwohl einzelne Bestandteile (z.B. Mengenrechnung) sich in beiden Fällen als sinnvoll erweisen. Eine Ökobilanz-Studie regt den Nutzer zwar zu einer Optimierung der Umweltwirkung an, zu einer Objektivierung des Wertverständnisses der betrieblichen Leistungserstellung kann sie jedoch nur teilweise beitragen. Im Zuge der Wirkabschätzung werden je Methode zumindest teilweise Nachhaltigkeitsprinzipien formuliert.

Einen denkverwandten Ansatz stellt die Lebenszykluskostenrechnung dar. Im Unterschied zu einer Ökobilanzierung werden hier nicht die Umweltwirkungen sondern die anfallenden Kosten eines Produkts oder

Produktsystems über den gesamten Lebensweg (cradle-to-grave) bilanziert. Der Ansatz erweitert zwar die Bilanzgrenze über ein einzelnes Unternehmen hinaus, verfügt allerdings über eine vergleichsweise geringe Aussagegenauigkeit. Dies liegt insbesondere an den unterschiedlichen Interessen der beteiligten Stakeholder. Für eine ganzheitliche Lebenszykluskostenrechnung müssten im Prinzip Informationen von allen Beteiligten bzw. Betroffenen über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes eingeholt werden. Für ein einzelnes Unternehmen ist eine vollständige Lebenszykluskostenrechnung kaum handhabbar. Ebenso lässt die Vielzahl an beteiligten Parteien eine geringe Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu. Darüber hinaus erfordert die verursachungsgerechte Verrechnung der anfallenden Kosten innerhalb eines Unternehmens eine Sonderrechnung. Eine simple Integration in das traditionelle betriebliche Rechnungswesen ist daher nicht möglich. Auch existieren in diesem Zusammenhang keine Ansätze für die Ausformulierung konkreter Nachhaltigkeitsprämissen. Der Einsatz des Konzepts wirkt demnach nicht stimulierend auf die Ökooptimierung.

4.3.4 Fazit

Die oben durchgeführte Bewertung der existierenden Ansätze anhand der zuvor definierten Anforderungen zeigt, dass bislang kein wirksames Verfahren für eine Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung von Produktionssystemen vorliegt. Zwar stellen verschiedene Ansätze ein wertvolles Fundament für die Weiterentwicklung dar. Im Kontext der vorliegenden Forschungsfrage ist jedoch eine zielführende Kombination notwendig. Abb. 4.2 stellt Ansätze und Anforderungen zusammenfassend gegenüber.

		Literatur			Problemstellung			Terminologie		Rechnungswesen		
		Hohe Aussagegenauigkeit	Reproduzierbare Ergebnisse	Vergleichbarkeit der Ergebnisse	Handhabbarkeit	Objektive Wertschöpfung	Anregung zu Optimierung d. Umweltwirkung	Definierte Terminologie	Prämissen zur Substituierbarkeit d. Kapitalien	Verursachungsgerechte Verrechnung	Integration in das betr. Rechnungswesen	
Kosten-Nutzen-orientierte Verfahren	Kosten-Nutzen-Analyse	●	○	○	●	●	●	●	○	●	○	
	Nutzwertanalyse	●	○	○	●	●	●	●	○	●	○	
	Kosten-Wirksamkeitsanalyse	●	○	○	●	●	●	●	○	●	○	
Traditionelle, prozessorientierte Verfahren	Activity Based Costing	●	●	●	●	○	○	●	○	●	○	
	Prozesskostenrechnung	●	●	●	●	○	○	●	○	●	○	
	Ressourcenverfahren	●	●	●	○	○	○	●	○	●	○	
	Target Costing	●	●	●	●	○	○	●	○	○	○	
	Klassische Wertschöpfungsrechnung	●	●	●	●	○	○	●	○	○	○	
Stofffluss-orientierte Verfahren	Stoffflusskostenrechnung	●	●	●	●	○	●	●	○	●	●	
	Reststoffkostenrechnung	●	●	●	●	○	●	●	○	●	●	
Ökologie-orientierte Verfahren	Ökologieorientierte Kostenrechnung	●	●	●	●	○	●	●	○	●	●	
	Umwelt-Budget-Rechnung	●	●	●	●	○	●	●	○	●	●	
	Full Cost Accounting	○	○	○	●	○	●	●	○	○	●	
	Cost of Environmental Effects	○	○	○	●	○	●	●	○	○	●	
	Ansatz der verm. Umweltkosten	○	○	○	●	○	●	●	○	○	●	
	Integrative Umweltkostenrechnung	○	○	○	●	○	●	●	○	○	●	
Öko-Controlling Verfahren	Ökobilanz	●	●	○	○	○	●	●	○	●	○	
	Lebenszykluskostenrechnung	○	●	○	●	○	○	●	○	●	○	
	Schadschöpfungsrechnung	●	●	○	●	○	●	●	○	●	○	
	Eigener Ansatz	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	

● erfüllt ◐ teilweise erfüllt ○ nicht erfüllt

Abb. 4.2 Kongruenz der existierenden Ansätze mit den Anforderungen an die zu entwickelnde Methodik

5 Die eco²-Value-Added-Methode

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln an das Konzept der vorliegenden Arbeit herangeführt wurde, stellt dieses Kapitel die Methodik vor.

5.1 Methodisches Vorgehen

Laut Duden (Duden 2016) stellt eine Methodik eine festgelegte Art des Vorgehens dar. Aus systemtheoretischer Perspektive definiert Laufenberg (Laufenberg 1996) den Begriff als Gebilde miteinander in Verbindung stehender Modelle, Vorgehensweisen und Hilfsmittel zur Lösung praktischer und/oder theoretischer Fragestellungen. Die vorliegende Arbeit orientiert sich an der Definition nach Laufenberg (Laufenberg 1996). Die Begriffe Methodik und Methode werden ferner als Synonym verwendet. Ein Modell ist wiederum ein Abbild der Realität zur zweckmäßigen Darstellung komplexer Zusammenhänge. Ihr Ziel ist die Ableitung von Erklärungen und Vorhersagen für bestimmte Fragestellungen. Eine in der deutschsprachigen Literatur grundlegende Arbeit liefert Stachowiak (Stachowiak 1973) mit der Allgemeinen Modelltheorie. Ein Modell ist hierbei durch drei Merkmale gekennzeichnet. Das Abbildungsmerkmal besagt, dass ein Modell eine Repräsentation eines Originals darstellt. Das Original selbst kann allerdings wiederum ein Modell sein. In der Regel ist das Original zu komplex für eine vollständige Abbildung. Ein Modell erfasst also nicht alle Attribute eines Originals (Verkürzungsmerkmal). Vielmehr entscheidet der Konstrukteur und/oder Nutzer über die Relevanz einzelner zu berücksichtigender Attribute. Nicht zuletzt nennt Stachowiak (Stachowiak 1973) die Erfüllung eines Zwecks im Hinblick auf das anvisierte Subjekt, einen bestimmten Zeitraum und unter Vernachlässigung bestimmter realer oder mentaler Operationen als Attribut eines Modells (pragmatischen Merkmal). Abb. 5.1 illustriert den Modellbegriff in Anlehnung an Stachowiak (Stachowiak 1973). Unter Vorgehensweisen versteht der Autor ein zielgerichtetes, planmäßiges

Verfahren zur Erlangung praktischer und/oder wissenschaftlicher Erkenntnisse.

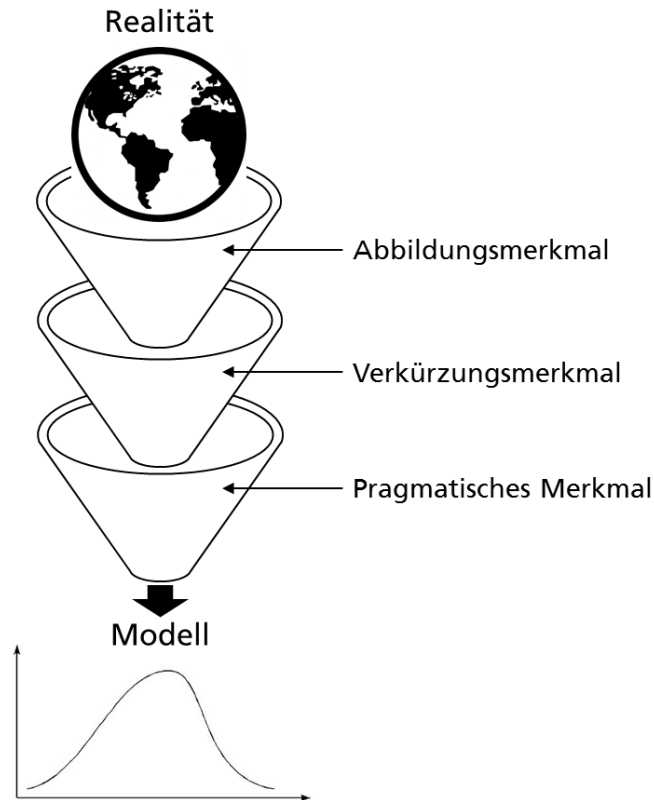


Abb. 5.1 Modellbegriff in Anlehnung an Stachowiak (Stachowiak 1973)

Die im Folgenden vorgestellte Methodik zur Inklusion der Umweltwirkung in die betriebliche Wertschöpfungsrechnung umfasst mehrere Komponenten. Den Ausgangspunkt bildet ein erweitertes Verständnis des Unternehmens im Kontext der Systemtheorie, auf dessen Grundlage zunächst Prämissen des im Anschluss präsentierten Rechnungssystems abgeleitet werden. In einem dritten Schritt wird eine generische Vorgehensweise präsentiert, die sich in die Quantifizierung von Produktionswert und Werteverzehr gliedert. Zu unterscheiden sind hierbei die interne und externe Perspektive. Während sich interner Produktionswert und Werteverzehr aus der traditionellen Kostenrechnung ableiten lassen, ist für die externen Äquivalente eine Modellierung der gesellschaftlich relevanten Beschaffungspreise erforderlich.

Im Anschluss werden die Bausteine zu der Methodik zur Bewertung des eco²-Value-Added zusammengeführt. Abb. 5.2 illustriert die Bausteine der Methodik.

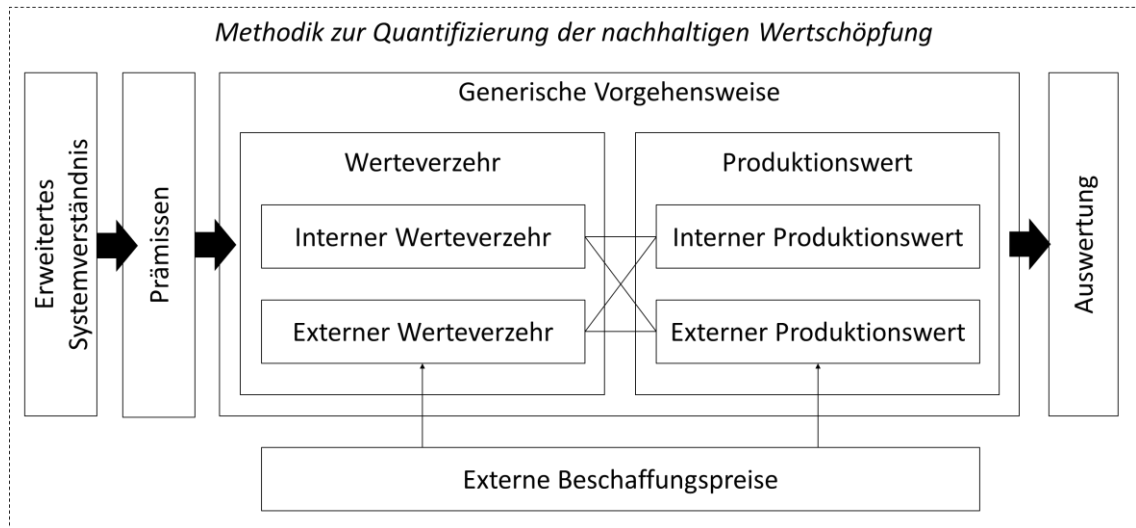


Abb. 5.2 Bausteine der Methodik

5.2 Erweitertes Systemverständnis

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt an das Konzept der vorliegenden Arbeit herangeführt wurde, skizziert dieser Abschnitt das für das weitere Verständnis der Arbeit obligatorische Systemverständnis. Im Sinne des systemtheoretischen Ansatz von Ulrich (Ulrich 1970), sollen hierbei drei Fragen, zunächst qualitativ, beantwortet werden:

1. Welche umgebenden Systeme existieren aus Sicht eines Unternehmens, mit denen eine wiederkehrende Interaktion auftritt?
2. Wie stehen die umgebenen Systeme im Hinblick auf die hier betrachtete nachhaltige Wertschöpfung untereinander in Beziehung?
3. Wie und in welcher Form interagiert das System Unternehmen mit seinen umgebenden Systemen?

Die im Folgenden skizzierte Interpretation basiert auf den in Kapitel 2 diskutierten und in sich jeweils als ungeeignet für die vorliegende Arbeit eingestuftten Ansätze von Zelewski (Zelewski 1999, S. 67), Westkämper (Westkämper 2006, S. 34), Wiendahl (Wiendahl 2010, S. 7), Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010, S. 4), der Europäische Kommission (EC 2010a, S. 99), Schuh (Schuh 2011, S. 2) sowie dem Vorrangmodell der Nachhaltigkeit in Anlehnung an Brand et al. (Brand et al. 2000, S. 44, 74 ff) und Behlau (Behlau 2012, S. 25). Als Formen der Wechselbeziehungen zwischen der Organisation und seinen umgebenden Systemen werden in Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 67) Real- und Nominalgüterströme sowie der Informationsfluss betrachtet.

Die Grundlage menschlicher Existenz und somit auch ihrer Handlungen ist das Vorhandensein gewisser natürlicher Voraussetzungen, die in der vorliegenden Arbeit in dem System der Ökosphäre zusammengefasst sind. Als solches umfasst es sämtliche belebte und unbelebte Elemente des Systems Erde. Das menschliche Dasein stellt in diesem Verständnis ein Teilbereich der Ökosphäre dar, der in der Folge als Anthroposphäre bezeichnet wird. Die Anthroposphäre wird wiederum in zwei Teilsysteme unterschieden: ökonomisches und gesellschaftliches System. Ein Unternehmen bzw. unternehmerisches Handeln stellt eine Ausprägung des menschlichen Daseins dar. Es wird somit der Anthroposphäre zugeordnet. Im Sinne der Systemtheorie wird ein Unternehmen zunächst als Blackbox betrachtet, dessen Kernziel die Wertschöpfung darstellt. Um dieses Ziel zu erreichen, werden gewisse Input-Größen benötigt und durch ihre Kombination gewisse Output-Größen erzeugt. Input-Größen bezieht das Unternehmen aus den Märkten des ökonomischen und gesellschaftlichen Systems sowie der Ökosphäre. Analog werden Output-Größen an die Märkte des ökonomischen und gesellschaftlichen Systems sowie der Ökosphäre abgegeben.

Zur Erfassung der Wirkung der betrieblichen Leistungserstellung auf Öko- und Anthroposphäre wird ferner ein fiktives Wirkungssystem eingeführt. Dieses ist zunächst der Ökosphäre zugeordnet, weist aber diverse Austauschbeziehungen mit der Anthroposphäre auf. Ökologische Folgen der Entnahme (Quellenfunktion) bzw. der Abgabe (Senkefunktion) können zu Problemen auf globaler und lokaler Ebene führen. Das Wirksystem wird daher weiter unterteilt in Global- und Lokalsystem. Im Kontext der vorliegenden Arbeit ist die Wechselbeziehung des Unternehmens mit ebenjenem Wirkungssystem vorrangig. Während sämtliche Austauschformen (Real-, Nominalgüterströme, Informationsfluss) zwischen dem Betrieb und seinen direkten Umsystemen der Anthroposphäre offenkundig sind, basiert die Interaktion des Unternehmens mit dem Wirkungssystem einzig aus dem Transfer von Realgütern. Diese verursachen indes jeweils einen Nominalgüterstrom, d.h. externe Kosten, deren Effekte jedoch in der Regel nicht das Unternehmen selbst sondern andere Systeme der Anthroposphäre betreffen. Von entscheidender Bedeutung für die unten ausgeführte Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung ist ferner die Richtung des Realgüterausstauschs zwischen Unternehmen und Wirkungssystem. Sowohl im Fall der Input- als auch der Output-Größen machen sich die Effekte des Realgüterausstauschs ausschließlich in Richtung des Wirkungssystems bemerkbar. Der Einsatz eines Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffs oder Betriebsmittels auf Input-Seite führt zu einer Ressourcenentnahme sowie diversen Emissionen in der Vorkette (engl. upstream). Die unternehmensinterne Transformation führt sowohl zu einer direkten Abgabe von Emissionen und Abfällen sowie indirekten Effekten in nachgelagerten Stufen (engl. downstream). Deutlich wird dies am Beispiel der Betriebsmittel, die ausschließlich in der Nutzungsphase im Unternehmen zur Anwendung kommen. Für die Herstellung und Refabrikation ist das Unternehmen in aller Regel nicht selber verantwortlich. Im Fall einer näheren Betrachtung, ist für

diese in Anlehnung an die Europäische Kommission (EC 2010a, S. 99) ein Vorder- und Hintergrundsystem zu bestimmen. Der Gedanke wird zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufgegriffen. Auf einen Informationsfluss zwischen Unternehmen und Wirksystem wurde an dieser Stelle vollständig verzichtet, da dieser im Allgemeinen nicht existiert. Jedes der hier erörterten Systeme in unmittelbarer Nähe der Organisation stellt aus ihrer Perspektive ein umliegendes Gebilde dar. In Anlehnung an Zelewski (Zelewski 1999, S. 67) wird daher der Begriff Umsystem zur Abbildung der Perspektive bemüht. Abb. 5.3 fasst das Systemverständnis der vorliegenden Arbeit zusammen.

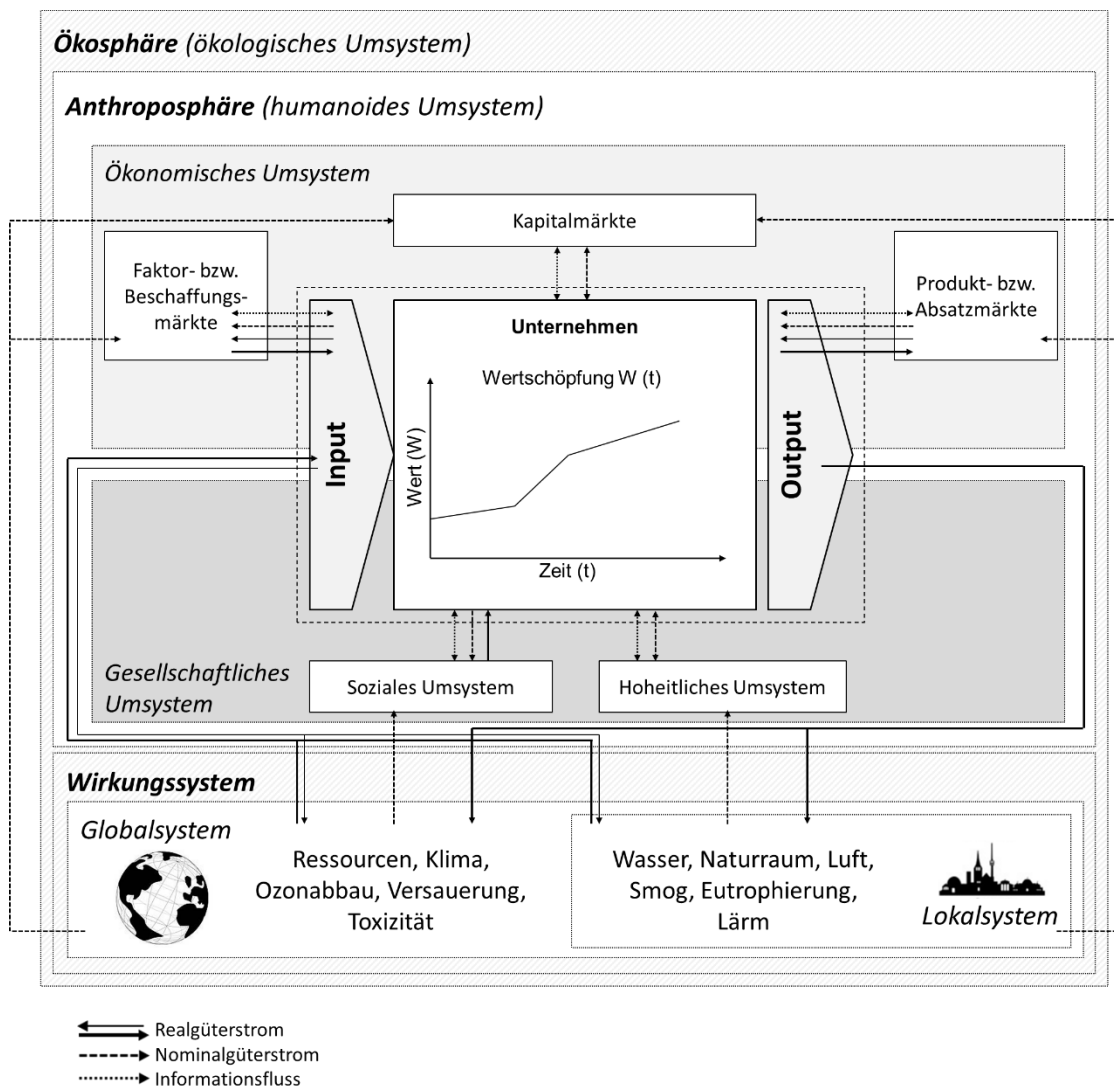


Abb. 5.3 Erweitertes Systemverständnis

5.3 Prämissen einer integrierten Wertschöpfungsrechnung

Auf der Grundlage des oben dargelegten Systemverständnisses werden in diesem Abschnitt Prämissen definiert, die wiederum als Basis für die Umsetzung der später eingeführten generischen Vorgehensweise dienen sollen. In Teilen handelt es sich hierbei um einen Vorgriff auf im Anschluss erläuterte Sachverhalte. Diese werden in Form von Verweisen kenntlich gemacht. Die unten präsentierten Prinzipien werden unterschieden in hermeneutische und prozedurale Grundsätze. Erstere dienen der begrifflichen Auslegung, letztere stellen konkret umzusetzende Grundregeln dar.

5.3.1 Hermeneutische Prämissen

Die betriebliche Wertschöpfungsrechnung stellt, wie in Kapitel 3 ausgeführt, in sich bereits eine Objektivierung der Kostenrechnung dar. Dennoch ist sie weiterhin als subjektiv-mentales Gebilde zwischen Produzent und Konsument zu verstehen, das wenig Handlungsspielraum für die Berücksichtigung der Bedürfnisse Dritter zulässt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird daher eine weitere Objektivierung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle beabsichtigt. Da der Wertbegriff an sich jedoch ein rein menschliches Gebilde ist, kann diese ausschließlich iterativ erfolgen. Im Kern stellt sich also die Frage, wie eine objektiv-nachhaltige Wertschöpfung im Kontext der Arbeit zu verstehen ist. Aus den in Kapitel 4 erörterten Herausforderungen lassen sich folgende Attribute zusammenfassen, die es zu erfüllen gilt:

- I. Die Objektivierung des Wertbegriffs muss durch eine gezielte Integration des ökonomischen und ökologischen Produktionswerts erfolgen.
- II. Ihre Formulierung hat kategorisch zu sein.
- III. Sie soll als Bewertungsmaßstab für eine Legitimation des Transfers von Human-, Natur- und Sachkapital einer produktionswirtschaftlichen Handlung taugen.

- IV. Die Kalkulation von externen Produktionswert und Werteverzehr hat sich an den Lösungsoptionen im Umgang mit den Umweltproblemen zu orientieren.

Aus diesen Anforderungen lassen sich vier hermeneutische Prämissen ableiten:

(1) Wertprinzip

Im Verständnis der vorliegenden Arbeit kann eine produktionstechnische Handlung niemals ausschließlich der individuellen Bedürfnisbefriedigung dienen. Vielmehr hat nachhaltiges industrielles Handeln in Anlehnung an Jonas (Jonas 1993) sicherzustellen, dass die Folgen der betrieblichen Leistungserstellung vertretbar in Bezug auf gesellschaftlich akzeptierte Maßstäbe sind. Um die sich aus I. ergebende Anforderung zu erfüllen, wird der nachhaltige Produktionswert (*NPW*) eines Gutes bzw. einer betrieblichen Leistungserstellung als Summe von Wirtschafts- und Naturwert definiert, d.h.:

$$NPW = \text{Wirtschaftswert} + \text{Naturwert} \quad (1)$$

Der Wirtschaftswert beschreibt den individuellen, betriebszweckdienlichen Wert, der sich u.a. aus Gewinn, Bestandsänderungen, selbsterstellten Anlagen und Zinsen ergibt. Der Naturwert stellt den gesellschaftlichen Wert der natürlichen Umwelt dar, der aus dem Beitrag zu der Lösung gesellschaftlich wahrgenommener Umweltprobleme resultiert (siehe auch anthropozentrisches Prinzip). Das grundsätzliche Verständnis der Wertschöpfung als Differenz von Produktionswert und Werteverzehr wird von dem hier skizzierten Verständnis nicht tangiert. Tab 10 verdeutlicht das in der Folge zugrundeliegende Verständnis von Wertschöpfung sinngemäß. Im Vergleich zu der traditionellen Kosten- und Leistungsrechnung handelt es sich hierbei im Wesentlichen um eine Umverteilung von Kosten und Nutzen. Der

Werteverzehr ergibt sich hierbei aus der Betriebswertminderung und den Umweltkosten.

Tab 10 Wertschöpfung nach dem Wertprinzip

Wertschöpfung												
Produktionswert				Werteverzehr								
Wirtschaftswert				Naturwert		Betriebswertminderung						
Gewinn	Bestandsänderungen	Selbsterstellte Anlagen	Zinsen	Externer Produktionswert	Externer Werteverzehr	Löhne und Gehälter	Steuern und Abgaben	Fertigungsmaterialkosten	Betriebsstoffkosten	Betriebsmittelkosten (Abschreibungen)	Dienstleistungen	Zulieferteile

(2) Nachhaltigkeitsprinzip

Um die sich aus II. und III. ergebenden Anforderungen zu erfüllen, ist eine alternative Interpretation des Nachhaltigkeitsbegriffs erforderlich. Aus Sicht der oben präsentierten Definition des NPW stellt sich also die Frage, wann eine produktionswirtschaftliche Handlung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle nachhaltig ist. In Anlehnung an das Vorrangmodell kann dies einzig der Fall sein, wenn die Differenz von externen Produktionswert und Werteverzehr größer oder gleich Null ist (siehe hierzu auch Externalitätsbedingung). Jede betriebliche Leistungserstellung, die einen negativen Naturwert aufweist, kann somit als nicht nachhaltig angesehen werden. Ein Austausch von Natur-, Sach- und Humankapital sollte demnach nicht stattfinden. Die Nachhaltigkeitsbedingung ist definiert als:

$$\text{Naturwert} = \begin{cases} \geq 0 & := \text{nachhaltig} \\ < 0 & := \text{nicht nachhaltig} \end{cases} \quad (2)$$

Aus Sicht eines Unternehmens existieren also zwei Möglichkeiten einer nachhaltigen Wertschöpfung: [1] Eine Handlung weist einen positiven Naturwert auf oder [2] ein Unternehmen begleicht gezielt die von ihm verursachte Naturschuld.

(3) Superpositionsprinzip

Um die sich aus IV. ergebende Anforderung zu erfüllen, ist die traditionelle Form der Internalisierung externer Kosten, im Sinne der Bilanzierung lediglich einer Kostenart (Vermeidungs- oder Schadenskosten), als unzureichend abzulehnen. Das wesentliche Argument existierender Studien für diese Form der Kalkulation, eine die Lösung des Umweltproblems sei entweder durch die Vermeidung oder die Anpassung und Inkaufnahme des Schadens möglich, würde eine regulatorisch koordinierte Strategie erfordern. Diese Voraussetzung ist jedoch in keinem Fall gegeben. Zudem müsste für den Fall der Vermeidungskosten jeweils die bestmögliche, auf dem Markt verfügbare Technologie recherchiert werden. Dies würde je Betrachtungsobjekt eine aus rein pragmatischer Sicht abzulehnende Einzelfallbetrachtung nach sich ziehen. Da sowohl Vermeidungs- als auch Schadenskostenansatz eine Betrachtung der jeweils entstehenden Opportunität vollkommen vernachlässigen, wählt der Autor einen alternativen Ansatz: Unter Einbeziehung sämtlicher oben diskutierter Aspekte, ist der Weg für die Lösung des Umweltproblems aktuell nicht prognostizierbar. Da also derzeit keine klare Tendenz zu einem der beiden Zustände (Vermeidung oder Schaden) erkennbar ist, stellt sich hier ein Paradoxon ein, das im Wesentlichen mit Schrödingers Katze gleichzusetzen ist (Schrödinger 1935, S. 812). Indem die Lösung des Umweltproblems aktuell sowohl durch Vermeidung als auch Inkaufnahme des Schadens denkbar ist, sind beide Zustände gleichermaßen zu berücksichtigen. Zusammenfassend stellt Tab 11 die im Folgenden gültige Interpretation des externen Werteverzehrs dar.

Tab 11 Interpretation des externen Werteverzehr

Externer Werteverzehr		
Abmilderungskosten	Schadenskosten	Opportunitätskosten

Der externe Produktionswert einer betrieblichen Leistungserstellung ergibt sich aus dem Beitrag einer Handlung zur Reduktion ebenjener Kosten. Dieser Gedanke wird zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufgegriffen.

(4) Wesentlichkeitsprinzip

Wie in Kapitel 2 diskutiert, ist es in den seltensten Fällen möglich, sämtliche tatsächliche Folgen einer Handlung zu identifizieren. Um dennoch einen Ansatz für die Kalkulation des externen Werteverzehrs auszumachen, wird in der vorliegenden Arbeit ein iterativer Ansatz gewählt. Ist die Ursache-Wirkungskette einer Handlung sehr komplex, wird sich zunächst an dem wesentlichen Schaden orientiert. Eine Adaption im Hinblick auf etwaige weitere Wirkungen kann bis auf Weiteres mit Hilfe eines Risikoaufschlags berücksichtigt werden oder im Fall neuer zweckdienlicher Erkenntnisse nachträglich ergänzt werden.

5.3.2 Prozedurale Prämissen

Neben den hermeneutischen Prinzipien, die in erster Linie der begrifflichen Auslegung wesentlicher Aspekte der nachfolgenden generischen Vorgehensweise dienen, stellt sich die Frage, welche elementaren Regelungen die Umsetzung der oben beschriebenen Prämissen unterstützen. Aus den oben skizzierten Deutungsregeln ergeben sich wiederum vier prozedurale Prämissen:

(1) Anthropozentrisches Prinzip

Wie Kapitel 2 in Anlehnung an Krol et al. (Krol et al. 1999) dargestellt, kann der Wert der Umwelt sowohl aus öko- als auch aus anthropozentrischer Perspektive formuliert werden. In diesem Sinne stellt sich die Frage, welche

der beiden eine rationale Sichtweise für die vorliegende Arbeit darstellt. Deutlich wird der Unterschied im Besonderen bei der Betrachtung der Umweltwirkung einer produktionswirtschaftlichen Handlung. Wird der natürlichen Umwelt ein Existenzrecht aus sich selbst heraus gewährt, müsste ein von ihr präferierter Zustand bekannt sein. Da die Natur in keinsten Weise in der Lage ist, diesen zu artikulieren, liegt die Annahme nahe, dass dies eine Konstellation ohne nennenswerte menschliche Intervention wäre, d.h. der Zustand der natürlichen Umwelt vor der ersten industriellen Revolution. Dies scheidet jedoch an mehreren Gründen. Einerseits ist die hierfür benötigte Datengrundlage, insbesondere für die Berechnung der Kosten der Resilienz, nicht vorhanden. Andererseits ist, wie oben festgestellt, das Zustandekommen jeglichen Werts auf das menschliche Urteil zurückzuführen. Nicht zuletzt würde die Rückführung der Natur in den vorindustriellen Zustand ein vollkommen neues Verständnis von Schaden bedingen. Der Schaden an Menschen aufgrund von Umweltbeeinträchtigung wäre in diesem Fall als Nutzen der Natur zu verstehen, da eine Reduktion der Gesamtbevölkerung zwangsläufig zu geringerer Inanspruchnahme der Umwelt führen würde. Eine ökozentrische Sichtweise ist demnach abzulehnen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird hernach das anthropozentrische Prinzip formuliert. Dabei wird der Natur explizit kein Existenzrecht aus sich selbst heraus eingestanden. Sie dient demnach ausschließlich der menschlichen Bedürfnisbefriedigung. Dies ist jedoch nicht als Lizenz für eine exzessive Inanspruchnahme zu verstehen. Vielmehr ist der sozial erwünschte Zustand, dokumentiert durch Gesellschaftsverträge zum Erhalt für den Menschen bedeutsamer Umweltgüter, ausschlaggebend für die Kalkulation der entstehenden Kosten. Die Legitimation der Inanspruchnahme wird, wie oben beschrieben, durch das Nachhaltigkeitsprinzip reglementiert.

(2) Schadeneintrittsprinzip

Die Inanspruchnahme der Umwelt führt nicht zwangsläufig zu einem Schaden. Deutlich wird dies am Beispiel des Feinstaubes. Seine schädliche Wirkung entfaltet sich erst bei der Überschreitung einer kritischen Grenze. Wird diese Grenze nicht erreicht, sind die zu erwartenden Schäden erheblich geringer. Aus Sicht des betrachteten Systems ist dies allerdings unerheblich. Ähnlich dem Superpositionsprinzip ist hier keine klare Tendenz zu einem der beiden Zustände erkennbar. In der vorliegenden Arbeit wird daher prinzipiell von einem Eintritt des Schadens ausgegangen.

(3) Kompetenzprinzip

Zwar können externe Effekte über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes auftreten, der Grad ihrer Beeinflussbarkeit variiert jedoch stark mit dem Zeitpunkt im Produktlebenszyklus. Während in der Produktentwicklung nahezu sämtliche Parameter steuerbar sind, sind die wesentlichen Freiheitsgrade des Produkts in der Phase der Produktion bereits determiniert. In Abhängigkeit vom Untersuchungsgegenstand bzw. dem Ziel der Analyse können demnach lediglich bestimmte Faktoren aktiv beeinflusst werden. Die Wahl der Systemgrenze zur Abbildung der Umweltwirkung hat daher in Abhängigkeit mit dem Ziel der Analyse zu erfolgen.

(4) Kuppelproduktionsprinzip

Das Kuppelproduktionsprinzip greift nur im Fall der Betrachtung der Subsysteme Produkt und Produktionsprozess. Herkömmliche Ansätze des betrieblichen Rechnungswesens basieren in der Regel auf Einproduktsystemen. Einzig im Falle der Produktion zweier auf dem Markt veräußerbarer Güter wird hier eine Kuppelkalkulation durchgeführt. Der Autor weist diesen Ansatz jedoch als unzureichend zurück. Dies hat sowohl ökonomische als auch ökologische Gründe. Einerseits fallen in einer Vielzahl von

Produktionsprozessen verwertbare Abfälle an. Andererseits ist eine konsistente Aufschlüsselung der Ausbringungsmengen insbesondere für die Kalkulation der Umweltwirkung bzw. nachhaltigen Wertschöpfung unabdingbar. Das Verständnis eines Produktionsprozesses orientiert sich daher an der von Arndt (Arndt 1997) vorgeschlagenen Betrachtung als Kuppelproduktion. Hierbei werden in erster Linie das Produkt und seine Kondukte unterschieden. Letztere können in Anlehnung an Arndt (Arndt 1997) weiter in fünf Kategorien unterschieden werden:

1. Koprodukt = Kuppelprodukt mit dem relativ bedeutendsten wirtschaftlichen Ertrag
2. Nebenprodukte = nicht das eigentliche Ziel der Produktion, können aber durch ihre Absatzmöglichkeiten die Wirtschaftlichkeit eines Unternehmens signifikant beeinflussen
3. Verwertbare Abfälle = Wiederverwertung im eigenen Unternehmen oder Verkauf am Markt
4. Nicht verwertbare Abfälle = unter Aufwand zu beseitigende Kondukte, z.B. materielle und immaterielle Abfälle sowie Emissionen in Luft, Wasser und Boden
5. Reine Verluste = ungenutzte Kondukte, z.B. Abwärme, Abkälte, nicht schädliche Abgase

Aus Sicht der internen Wertschöpfung kann das Kuppelproduktionsprinzip vernachlässigt werden, wenn klar ist, dass keine Nebenprodukte oder verwertbaren Abfälle anfallen. Aus Sicht der externen Wertschöpfung (Naturwert) hat es jedoch zu jedem Zeitpunkt Bestand.

5.4 Generische Vorgehensweise

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten das methodische Vorgehen, das erweiterte Systemverständnis sowie die Prämissen der Methodik vorgestellt wurden, führt dieser Abschnitt die generische Vorgehensweise aus. Die

im Folgenden präsentierte Methodik kombiniert Elemente von traditioneller betrieblicher Kostenrechnung, kalkulatorischer Wertschöpfungsrechnung, Prozess- und Stoffstromanalyse sowie Ökobilanzierung und ergänzt diese an ausgewählten Stellen. Als Maß der nachhaltigen Wertschöpfung dient in der vorliegenden Arbeit der *eco²-Value-Added (NWS)*, der sich in Anlehnung an Meyer-Merz (Meyer-Merz 1979, S. 2–8; Meyer-Merz 1985) aus der Differenz von Produktionswert (*PW*) und dem Werteverzehr (*WV*), errechnet, d.h.:

$$NWS = PW - WV \quad (3)$$

In Anlehnung an das in Abschnitt 5.2 eingeführte Systemverständnis werden in dieser Untersuchung zwei Teilsysteme unterschieden. Das interne System (II) charakterisiert das Unternehmen als solches. Hinlänglich beschrieben wird es dabei durch die ihm eigenen Systemgrenzen. Das externe System (IE) ist hingegen die Versinnbildlichung des zuvor eingeführten fiktiven Wirksystems, dessen Systemgrenzen sich je nach Kategorie der betrachteten Wirkung unterscheiden. Die Unterscheidung beider Systeme bedingt eine separate Kalkulation und Gegenüberstellung von Produktionswert und Werteverzehr des internen und externen Systems. Die *NWS* kann somit wie folgt formuliert werden:

$$NWS = [PW^{\text{II}} + PW^{\text{IE}}] - [WV^{\text{II}} + WV^{\text{IE}}] \quad (4)$$

Um dem zuvor formulierten Nachhaltigkeitsprinzip zu entsprechen, geht der vorliegende Ansatz von dem Ziel einer vollkommen wirkungsautarken Produktion aus. In der Folge wird dieses Ziel als *Externalitätsbedingung* bezeichnet, d.h. der Zielwert der externen Wertschöpfung (*EWS*) beläuft sich auf ≥ 0 . Ist die Externalitätsbedingung nicht erfüllt, stellt sich eine gesellschaftlich empfundene Naturwertminderung ein.

$$EWS = PW^E - WV^E \geq 0 \quad (5)$$

In Anlehnung an das oben ausgeführte Wertprinzip und die hier spezifizierten Grundüberlegungen, kann zunächst ein Kalkulationsschema für die praktische Umsetzung abgeleitet werden. Abb. 5.4 illustriert das Vorgehen.

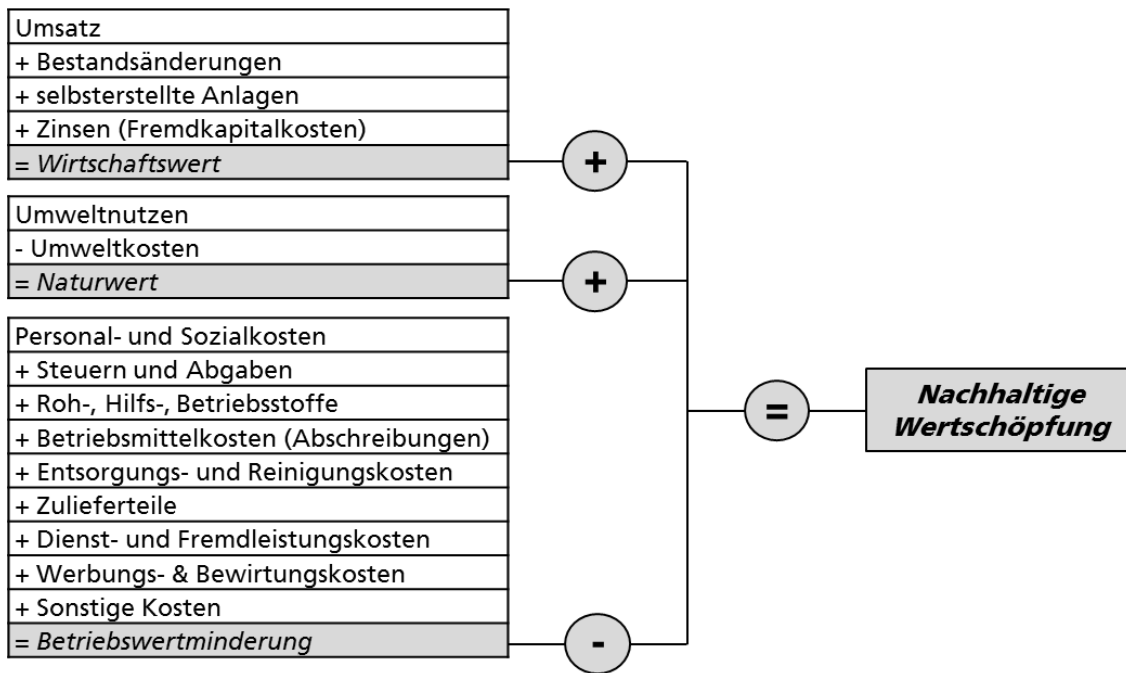


Abb. 5.4 Kalkulationsschema der eco²-Value-Added-Rechnung

Unter dies stellt sich im Hinblick auf die Anwendung der oben skizzierten Grundüberlegungen auf ein beliebiges Untersuchungsobjekt die Frage, welche Informationen des internen und externen Systems relevant sind und in welcher Abhängigkeit diese zueinander stehen. Da der Ansatz prinzipiell in einer Vielzahl von Fällen zum Einsatz kommen kann, sind zunächst das Untersuchungsobjekt und –system zu spezifizieren. Infolge der unten ausgeführten breiten Palette an Methoden zur Implementierung der konzeptionellen Grundlagen, ist daraufhin eine Auswahl in Abhängigkeit des zuvor im Detail beschriebenen unternehmensinternen und –externen Systems auszuführen. Ebenso kann sich die Komposition des internen Produktionswerts in Bezug auf das Untersuchungsobjekt beträchtlich unterscheiden.

Kongruent ist das Zielsystem der Untersuchung zu konzipieren. Im Sinne des anthropozentrischen Prinzips hat ferner eine zahlenmäßige Erfassung der gesellschaftlich wahrgenommenen Umweltprobleme und präferierten Umweltkonstitutionen zu erfolgen. Zu diesem Zweck ist eine sozioökonomische Analyse in Anlehnung an Endres (Endres et al. 1997) durchzuführen, deren Ziel die Kalkulation gesellschaftlich wirksamer Beschaffungspreise in Anlehnung an UBA (UBA 2012, S. 52 ff) ist. Um diese wiederum verursachungsgerecht den Verbräuchen zuordnen zu können, ist das Mengengerüst des Untersuchungsobjekts von essentieller Bedeutung. Dies vorausgesetzt, können die oben skizzierten Grundüberlegungen in Form einer erweiterten betrieblichen Wertschöpfungsrechnung appliziert und hinsichtlich ihrer Legitimation, Optimierungspotentiale o.ä. interpretiert werden. Abb. 5.5 fasst das generische Vorgehen in neun Schritten zusammen.

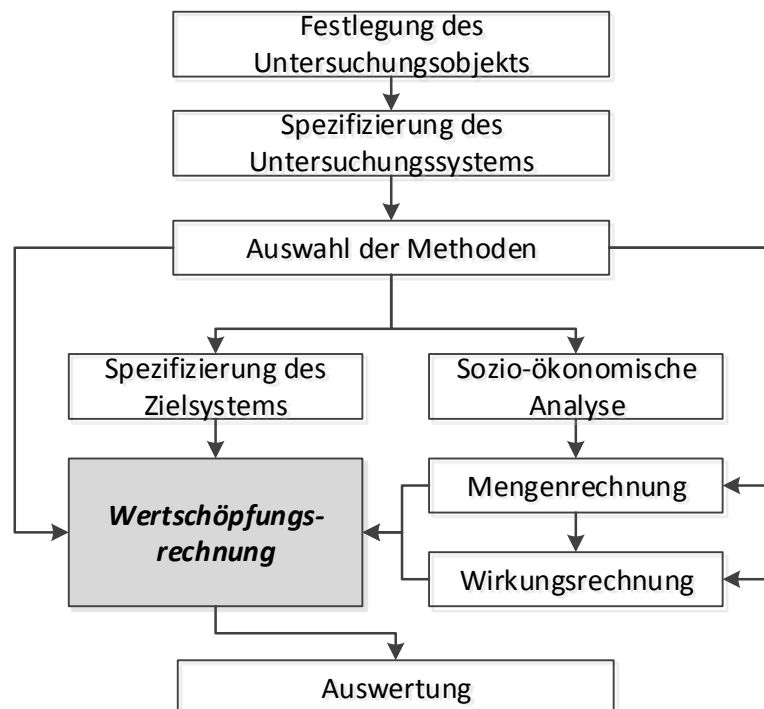


Abb. 5.5 Generisches Vorgehen zur Quantifizierung des eco²-Value-Added

5.4.1 Festlegung des Untersuchungsobjekts

In einem ersten Schritt ist das Untersuchungsobjekt festzulegen. Das Untersuchungsobjekt dient als Bemessungsgrundlage der Wertschöpfung. Das hier vorgeschlagene Vorgehen kann zu unterschiedlichen Zeitpunkten in der Abfolge des betrieblichen Leistungserstellungsprozesses diverse Einsatzzwecke auf verschiedenen Objektebenen erfüllen. Letztere können im Wesentlichen in das System (Unternehmen) und seine Subsysteme (Geschäftsbereich, Produkt, Prozess) differenziert werden. Abb. 5.6 stellt den Zusammenhang der Objektebenen vereinfacht dar.

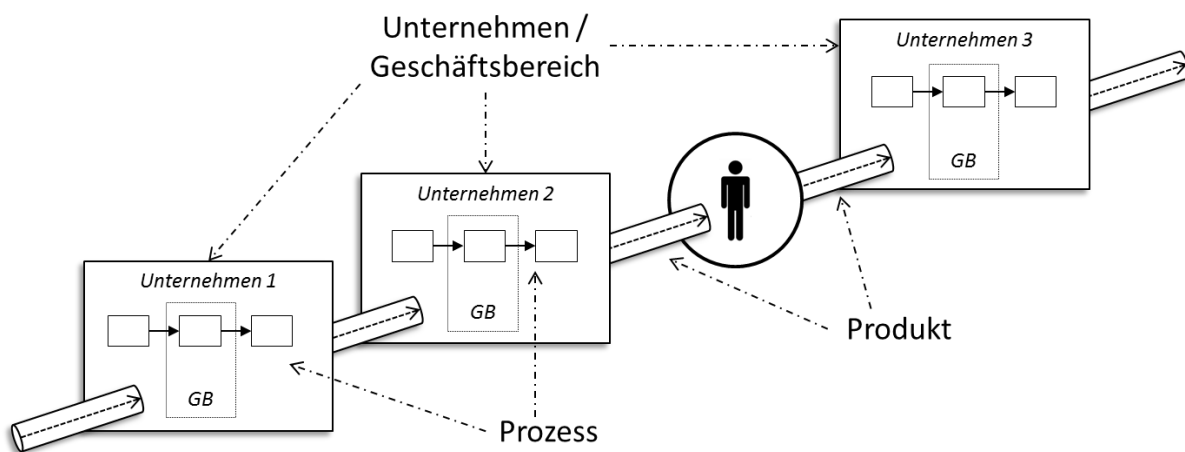


Abb. 5.6 Zusammenhang zwischen Objektebenen

Die Zeitpunkte in der Abfolge des betrieblichen Leistungserstellungsprozesses hängen von der Wahl des Objekts ab. Während ein Produkt für sich selbst steht (hier ist alleine der Lebenszyklus relevant), bedingt die Wahl der Zeitpunkte in allen anderen Fällen die nachfolgende Wahl der Bilanzierungsgrenzen des externen Systems. Im Fall des Produktionsprozesses kommen hier im Wesentlichen die Produktentwicklung, die Produktion und End-of-Life-Phase in Frage. Im Fall des Unternehmens sind es entweder die gesamte Lebensphase (foundation-to-liquidation) oder eine gewisse Phase des Bestehens (z.B. Betriebsjahr, Quartal). Der Einsatzzweck kann ein

Vergleich von Alternativen, z.B. zwischen Produkten, Technologien oder Unternehmen, die Identifikation wesentlicher Stellhebel der Optimierung, die Spekulation auf eine zukünftige Entwicklung oder die Legitimation einer betrieblichen Handlung aus Sicht einer nachhaltigen Wertschöpfung sein. Die Festlegung des Untersuchungsobjekts basiert somit, wie in Tab. 12 dargestellt, auf drei Charakteristika: [1] Der Objektebene, [2] dem Zeitpunkt in der Abfolge des betrieblichen Leistungserstellungsprozesses bzw. des Lebenszyklus und [3] dem Einsatzzweck.

Tab 12 Attribute des Untersuchungsobjektes

Objektebene	Zeitpunkt	Einsatzzweck
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Produkt ▪ Prozess ▪ Geschäftsbereich ▪ Unternehmen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gesamter Lebenszyklus ▪ Phasen des Lebenszyklus (Betriebsjahr, Produktentwicklung, Produktion, End-of-Life, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vergleich ▪ Antizipation / Spekulation ▪ Legitimation ▪ Grundlage für Optimierung

5.4.2 Spezifizierung des Untersuchungssystems

Nachdem das Untersuchungsobjekt festgelegt wurde, ist das Untersuchungssystem zu spezifizieren. Wie oben ausgeführt, wird hier zunächst zwischen einem internen und externen System differenziert. Ihre besonderen Merkmale diktieren den Einsatz der Methoden der Mengen-, Wirkungs- und Wertschöpfungsrechnung. In diesem Schritt ist daher eine weitere Eingrenzung beider Gebilde vonnöten.

(1) Abgrenzung des Produktionssystems (internes System)

Die der Arbeit zugrundegelegte Interpretation von internem Produktionswert und Werteverzehr unterscheidet sich grundlegend von dem Verständnis von Leistung und Kosten im traditionellen betrieblichen Rechnungswesen. Dennoch basiert die unten erörterte Vorgehensweise der Wert-

schöpfungsrechnung in vielerlei Hinsicht, insbesondere bei der Allokation von Menge und Wert auf Produkte und Prozesse, auf der Kostenrechnung. Entkoppelt zu betrachten ist in diesem Sinne eine Analyse des Gesamtsystems Unternehmen, für welches das oben skizzierte erweiterte Systemverständnis gänzlich ausreicht. In Analogie zur traditionellen Kostenrechnung, erfordern die Charakteristika des jeweiligen Produktionssystems eine, im Hinblick auf die mengen- und wertmäßige Zuteilung auf ein Untersuchungsobjekt, differenzierte Selektion der methodischen Vorgehensweise. Im Kontext der vorliegenden Arbeit ist ein Produktionssystem hinlänglich beschrieben durch die zum Einsatz kommenden Fertigungsarten, -prinzipien und -konzepte.

Erstere können in Anlehnung an Westkämper (Westkämper 2006) in Einzel-, Wiederhol-, Varianten-, Serien- und Massenfertigung getrennt werden. Während in Richtung der Massenfertigung die Stückzahl zunimmt, reduziert sich in aller Regel die Variantenvielfalt. Tab 13 fasst die wesentlichen Fertigungsarten in Anlehnung an Westkämper (Westkämper 2006) zusammen.

Tab 13 Fertigungsarten in Anlehnung an Westkämper (Westkämper 2006)

Variantenvielfalt				Stückzahl
<i>Einzel-fertigung</i>	<i>Wiederhol-fertigung</i>	<i>Varianten-fertigung</i>	<i>Serien-fertigung</i>	<i>Massen-fertigung</i>
Einmalige Fertigung eines Guts	Sporadische Fertigung der Erzeugnisse	Verwandte Erzeugnisse des gleichen Grundtyps	Standardisierte Erzeugnisse in begrenzter Stückzahl	Standardisierte Erzeugnisse in großer Stückzahl

Die Fertigungsprinzipien eines produzierenden Unternehmens klassifiziert Westkämper (Westkämper 2006) in Baustellenfertigung, Werkstättenprinzip, Fertigungszellen, flexible Systeme sowie Fließprinzip (mit und ohne Takt). Nicht zuletzt wird mit den Fertigungskonzepten im Rahmen der

vorliegenden Arbeit der Entkopplung der Fertigung im Hinblick auf den Kundenwunsch Rechnung getragen. Zu unterscheiden sind hier Make-to-Stock, Assemble-to-Order, Make-to-Order und Engineer-to-Order. Im Fall der Analyse eines Prozesses ist es zudem von wesentlicher Bedeutung, sich die Prozessstruktur zu veranschaulichen. Die vorliegende Arbeit lehnt sich dabei an den in Tab 4 in Kapitel 2 spezifizierten Merkmalen und Charakteristika nach Dyckhoff et al. (Dyckhoff et al. 2010) an.

(2) Abgrenzung des Wirkungssystems (externes System)

Nach der Beschreibung des internen Systems ist seine Interaktion mit dem Wirkungssystem zunächst qualitativ zu charakterisieren. Ausgehend von dem Produktionssystem bietet es sich an, eine separate Betrachtung von Vorder- und Hintergrundsystem zu wählen. Das Hintergrundsystem kann nochmals in Bezug auf die vor- und nachgelagerten Handlungen (engl. upstream und downstream) unterschieden werden. Wie in Abschnitt 5.2 einführend erläutert, ist die Interaktion zwischen Unternehmen bzw. unternehmerischer Handlung und Wirkungssystem für die Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung entscheidend. Unzweifelhaft hat jeder für die betriebliche Leistungserstellung zum Einsatz kommende Produktionsfaktor ein ihm eigenes Vorder- und Hintergrundsystem, das es auf verschiedene Weise in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts zu berücksichtigen gilt. Die vorliegende Arbeit lehnt sich dabei an das in Kapitel 2 illustrierte Verständnis der Europäischen Kommission (EC 2010a, S. 99) an.

An dieser Stelle soll kurz auf den in Kapitel 2 diskutierten, bis heute andauernden wissenschaftlichen Dissens über die Interpretation der Produktionsfaktoren im Hinblick auf die Inanspruchnahme der Umwelt hingewiesen werden. Dieser basiert in erster Linie auf der Varianz der zwingend notwendigen Betrachtung der Vorder- und Hintergrundsysteme sämtlicher Produktionsfaktoren bei der Integration der Ökologie in

produktionswissenschaftlichen Fragestellungen. Der Gedanke wird zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufgegriffen.

Ausschlaggebend für die Wahl der Bilanzierungsgrenzen der Vorder- und Hintergrundsysteme der einzelnen Produktionsfaktoren ist das Kompetenzprinzip. Im weiteren Verlauf sollen dessen Implikationen auf das Gesamtsystem Unternehmung sowie die Subsysteme Prozess und Produkt kurz beschrieben werden.

Die Analyse des Gesamtsystems Unternehmung kann entweder über die gesamte Lebensdauer oder für einzelne Phasen des Lebenszyklus (z.B. Betriebsjahr, Quartal) durchgeführt werden. Im ersten Fall ist für sämtliche Input- und Output-Faktoren die Bilanzgrenze *foundation-to-liquidation*, eine Adaption der *cradle-to-grave* Grenze, zu wählen. Hierbei wird die Gründung (engl. *foundation*) als Wiege, die Abwicklung (engl. *liquidation*) als Bahre verstanden. Obgleich eine Untersuchung der gesamten Dauer ihres Daseins eine weitaus umfänglichere Aussage über die nachhaltige Wertschöpfung zuließe, kann die Untersuchung frühestens nach Liquidation der Organisation durchgeführt werden. Dies stellt einen nicht zu vernachlässigenden Nachteil dar, da eine sinnvolle Unterstützung der betrieblichen und/oder gesellschaftlichen Entscheidungsfindung auf Basis derartiger ex-post-Informationen schwerlich möglich ist. Von größerer Bedeutung für eine praktikable Umsetzung ist also die Analyse von einzelnen Phasen des Lebenszyklus. Dabei unterscheidet sich die Wahl der Bilanzgrenzen nur unwesentlich. Für sämtliche Eingangs- und Ausgangsgrößen ist hier eine Bilanzierung von der Wiege bis zur Bahre (engl. *cradle-to-grave*) vonnöten. Auch im Fall des Produkts ist die Wahl der Bilanzgrenzen klar. Hier gilt ebenfalls die Abgrenzung von der Wiege bis zur Bahre für alle Produktionsfaktoren. Alleine die Betrachtung des Produktionsprozesses und der End-of-Life-Phase stellen Sonderfälle dar. Da es sich hier in jedem Fall um eine

Handlung zu einem vergleichsweise späten Zeitpunkt in der Abfolge der Leistungserstellung handelt, ist die Wahl der Repetierfaktoren bereits determiniert. Nach dem Kompetenzprinzip ist in diesem Fall eine Systemgrenze der aktiven Beeinflussbarkeit zu wählen (hier: *gate-to-gate*). Die Betrachtung eines Produktes oder Prozesses stellt in Bezug auf das Gesamtsystem Unternehmen immer ein einzelnes Element des betrieblichen Daseins dar. Da viele Produktionsfaktoren allerdings nicht innerhalb der betrachteten Phase gänzlich verbraucht werden (insbesondere Potentialfaktoren), sind die verursachenden Verbräuche jeweils anteilig zu verrechnen. Dieser Gedanke wird in der Mengenrechnung spezifiziert. Tab. 14 fasst die Wahl der Bilanzgrenzen für Input- und Output-Größen in Abhängigkeit vom Untersuchungsobjekt zusammen.

Tab 14 Wahl der Bilanzgrenzen für Input- und Output-Größen in Abhängigkeit vom Untersuchungsobjekt zusammen

	Produktionsfaktoren (Input)			Produkt (Output)
	Elementarfaktoren		Dispositive Faktoren	
	Repetierfaktoren	Potentialfaktoren		
<i>Unternehmen (Lebenszyklus)</i>	foundation-to-liquidation	foundation-to-liquidation	foundation-to-liquidation	foundation-to-liquidation
<i>Unternehmen (Lebensphase)</i>	cradle-to-grave	cradle-to-grave	cradle-to-grave	cradle-to-grave
<i>Produkt</i>	cradle-to-grave	cradle-to-grave	cradle-to-grave	cradle-to-grave
<i>Prozess</i>	gate-to-gate	cradle-to-grave	cradle-to-grave	cradle-to-grave

Die in einer herkömmlichen Ökobilanz-Studie vorgesehene Definition einer funktionellen Einheit wird an dieser Stelle explizit abgelehnt, da hierdurch ausschließlich der Kundenwunsch (für welche Eigenschaft der Kunde bereit ist zu bezahlen) berücksichtigt wird. Das Zielsystem eines Unternehmens besteht jedoch aus einer Vielzahl unterschiedlicher Zieldimensionen und

Einzelzielen, die nicht zwangsläufig der Erfüllung des Kundenwunsches zuträglich sind (z.B. selbsterstellte Anlagen, Zinsen auf das Fremdkapital).

5.4.3 Auswahl der Methoden

Auf dem Fundament der oben skizzierten ausführlichen Beschreibung des Untersuchungsobjekts und –systems sind die adäquaten Methoden für die Berechnung der internen und externen Wertschöpfung aus einer Palette mehrheitlich existierender Ansätze zu wählen.

(1) Methoden zur Ermittlung des internen Produktionswerts und Werteverzehrs

Die Kalkulation des internen Produktionswerts (Wirtschaftswert) und Werteverzehrs (Betriebswertminderung) eines Unternehmens orientiert sich an dem in Abb. 5.4 skizzierten Kalkulationsschema. Ist das Untersuchungsobjekt aber ein Subsystem der Organisation (Produkt, Prozess), stellt sich die Frage, wie eine Allokation von Wirtschaftswert und Betriebswertminderung auf ebenjenes zu realisieren ist. Zu diesem Zweck wird greift die vorliegende Arbeit auf die traditionelle Kostenrechnung zurück, deren wesentliche Strukturen in einer Vielzahl von Unternehmen bereits vorhanden sind. Dabei ist der hier präsentierte Ansatz jedoch klar von der klassischen Kostenrechnung zu differenzieren. Deutlich wird dies anhand der konstanten Berücksichtigung des Werts der Leistung, der hier nicht einzig aus dem am Markt zu erzielenden Verkaufserlös resultiert. Folglich werden nicht Einzel- und Gemeinkosten sondern mittelbarer und unmittelbarer Produktionswert und Werteverzehr betrachtet. Zwar basieren beide Ansätze auf der gleichen Vorstellung von Zurechenbarkeit, dennoch soll klar werden, dass hier nicht ausschließlich Kosten betrachtet werden. Abb. 5.7 exemplifiziert den Unterschied qualitativ.

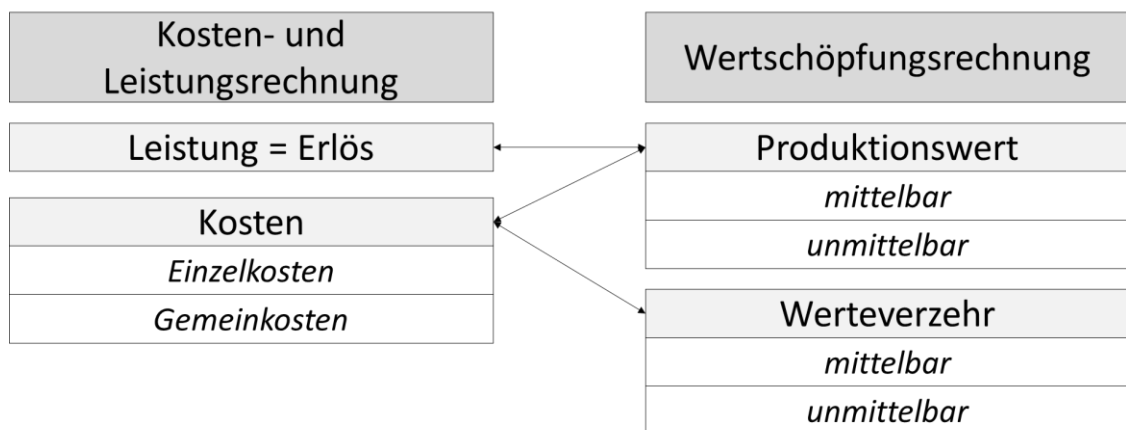


Abb. 5.7 Unterschied zwischen KLR und interner WSR

In diesem Kontext stellt sich wiederum die Frage, wie sich dieser Unterschied in der Herangehensweise auf die Methoden der klassischen Kostenrechnung auswirkt. Zu diesem Zweck werden zunächst, in Anlehnung an die die Begriffe Kostenarten, -stellen und -träger, die Ebenen der hier präsentierten Systematik in Produktionswert- und Werteverzehrarten sowie Wertschöpfungsstellen und -träger unterteilt. Der Wertschöpfungsträger ist immer das Untersuchungsobjekt. Da dieser Schritt im Fall der Analyse des Unternehmens obsolet ist, wird die Allokation auf Wertschöpfungsstellen und -träger ausschließlich für Subsysteme durchgeführt. Ein unmittelbarer Produktionswert und/oder Werteverzehr ist direkt dem Untersuchungsobjekt zuzuordnen. Ist dies nicht der Fall, hat wie in der Kostenrechnung der Umweg über die Wertschöpfungsstellen zu erfolgen. Abb. 5.8 illustriert das Vorgehen.

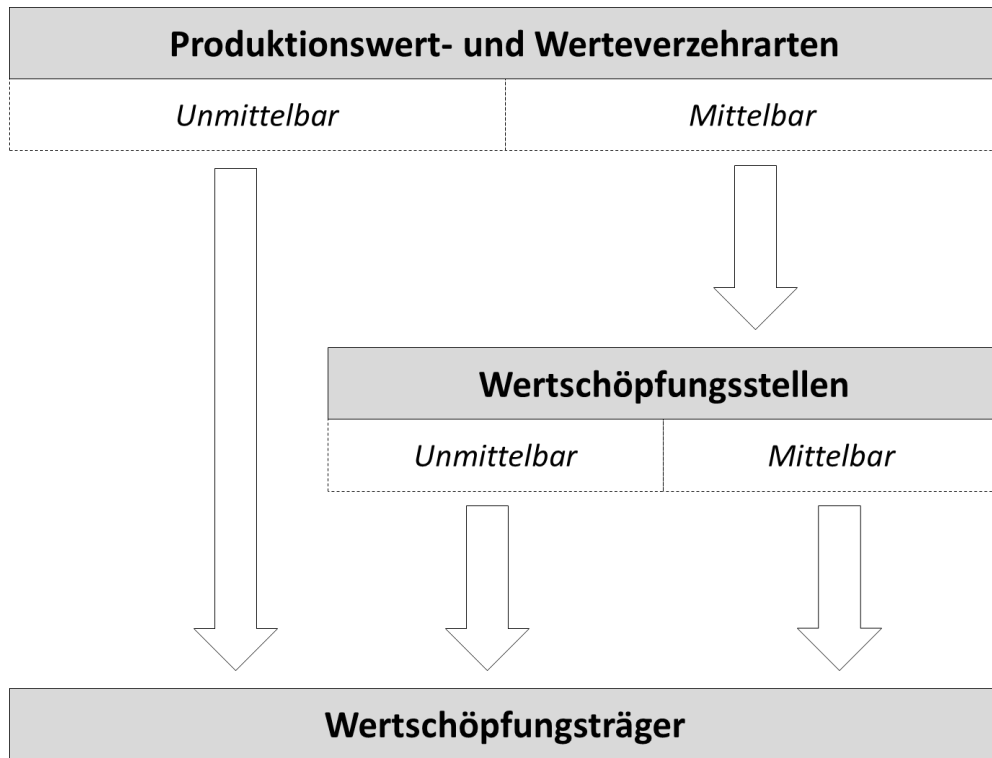


Abb. 5.8 Vorgehen der internen Wertschöpfungsrechnung

Die in diesem Kontext notwendigen Adaptionen der existierenden Methoden sollen in der Folge kurz dargestellt werden.

(1.1) Identifikation von Produktionswert- und Werteverzehrarten

In jedem Analysefall, ob Gesamt- oder Subsystem, stellt sich die Frage, welche internen Ein- und Ausgangsgrößen in dem zuvor definierten Betrachtungsraum entstanden sind (im Fall einer retrospektiven Betrachtung) bzw. entstehen werden (im Fall einer prospektiven Betrachtung). Hier bietet sich eine Klassifizierung nach Art der Entstehung an, z.B. Rohstoffe, Betriebsstoffe, Betriebsmittel. Ein weiteres Anliegen dieses Schritts ist die Kategorisierung sämtlicher Verbrauchsgrößen nach der Art des Wertebeitrags (Produktionswert- oder Werteverzehr – siehe hierzu auch Zielsystemanalyse), der Art der Zurechenbarkeit (mittelbar und unmittelbar) und der Abhängigkeit von der Ausbringungsmenge (fix und variabel). Während der Wertebeitrag und die Zurechenbarkeit eine direkte Auswirkung auf die

Quantifizierung des eco²-Value-Added haben, dient die Differenzierung der mengenmäßigen Abhängigkeit der Überprüfung der Dynamik des Betrachtungsobjekts (insbesondere bei Subsystemen).

(1.2) Allokation auf Wertschöpfungsstellen

Wie in der traditionellen Kostenrechnung erfolgt die Allokation der nicht direkt dem Untersuchungsobjekt zuzuordnenden Entitäten mit Hilfe des Betriebsabrechnungsbogens (BAB). Auch wenn das grundsätzliche Vorgehen unverändert bleibt, sind minimale Anpassungen nötig, da nicht ausschließlich Gemeinkosten sondern sowohl mittelbarer Produktionswert als auch Werteverzehr zu berücksichtigen sind. Nach der, auf Grundlage der Verteilungsreferenz gewählten, Zuweisung der mittelbaren Wertschöpfungsarten zu den Wertschöpfungsstellen, ergibt sich die Summe der Wertschöpfung der Stellen aus der Differenz von Produktionswert und Werteverzehr.

(1.3) Allokation auf Wertschöpfungsträger

Für die Zurechnung auf das Untersuchungsobjekt (Wertschöpfungsträger) bedient sich die vorliegende Arbeit ebenso an den traditionellen Ansätzen der Kostenträgerstückrechnung. In Abhängigkeit des zuvor spezifizierten Produktionssystems existieren diverse Methoden für die Allokation, die im Folgenden kurz in Anlehnung an Coenenburg (Coenenberg 2003, S. 92 ff) beschrieben werden sollen.

Die *Divisionskalkulation*, die zumeist in der Massenfertigung zum Einsatz kommt, sieht eine Durchschnittsbetrachtung vor. In seiner einstufigen Variante, ergeben sich die Stückkosten aus dem Quotienten der gesamten anfallenden Kosten und der Menge an Leistungen. Die mehrstufigen Varianten ermöglichen eine dediziertere Betrachtung einzelner Unternehmenseinheiten (z.B. Vertrieb), indem ihre spezifischen Gesamtkosten und Leistungsmengen gesondert betrachtet werden. Im Fall der Wert-

schöpfungsrechnung werden die Kosten durch Produktionswert und Werteverzehr ersetzt. Weitere Änderungen an der Herangehensweise sind nicht notwendig. Die interne Wertschöpfung pro Stück (*iws*) errechnet sich also aus dem Quotienten der gesamten internen Wertschöpfung (*IWS*) und den Menge (*x*), d.h.:

$$iws = \frac{IWS}{x} = \frac{PW^I - WV^I}{x} \quad (6)$$

Infolge der Komplexität des Produktionssystems in der Einzel-, Wiederhol- und Serienfertigung ist die Divisionskalkulation jedoch als unzureichend einzustufen. In diesen Fällen kommt in der Regel die *Zuschlagskalkulation* zum Einsatz. Hierbei werden ausschließlich die Gemeinkosten betrachtet, die zunächst nach Art und Herkunft getrennt erfasst werden, um sodann mit Hilfe von Zuschlagssätzen auf die Einzelkosten verteilt zu werden. Das Vorgehen basiert im Wesentlichen auf dem BAB. Wie auch oben ist hier für die Betrachtung der internen Wertschöpfung ein Austausch von Gemeinkosten durch den mittelbaren Produktionswert und Werteverzehr notwendig. Entsprechend fallen die Zuschlagssätze geringer aus als in der Kostenrechnung, können aber mit den gleichen Methoden hergeleitet werden.

Einen Sonderfall der Fertigung stellt die Kuppelproduktion dar, bei der neben dem initialen Produkt ein oder mehrere verwertbare Koprodukte entstehen (z.B. Raffinerie). In diesem Fall ist eine *Kuppelkalkulation* anzuwenden. Unterschieden werden hier die Rest- und Marktwertrechnung. Wie oben, ist auch hier alleine ein Austausch von den Kosten durch die interne Wertschöpfung ausreichend.

Abb. 5.9 illustriert die Eignung der verschiedenen Ansätze für unterschiedliche Fertigungsarten in Anlehnung an Coenenburg (Coenenburg 2003) und Westkämper (Westkämper 2006).

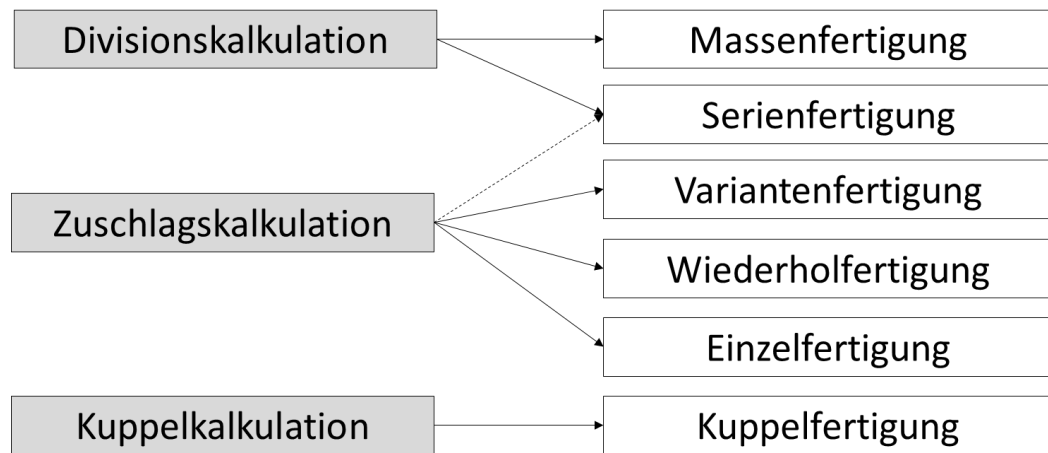


Abb. 5.9 Eignung verschiedener Rechnungsverfahren für unterschiedliche Fertigungsarten in Anlehnung an Coenenburg (Coenenburg 2003) und Westkämper (Westkämper 2006)

(2) Methoden zur Ermittlung des externen Produktionswerts und Werteverzehrs

Die Quantifizierung der externen Wertschöpfung ist essentiell für den hier präsentierten Ansatz. Zur zahlenmäßigen Erfassung dieser wird das Ziel einer größtmöglichen Transparenz über die Inanspruchnahme der Vorder- und Hintergrundsysteme sämtlicher relevanter Produktionsfaktoren verfolgt. Dabei stellt sich die Frage, welche Ansätze hierfür existieren. Im Wesentlichen können Unternehmen zwischen drei Ansätzen wählen, die sich im Hinblick auf den Umfang der Implementierung und die Qualität der Datenverfügbarkeit teilweise erheblich unterscheiden.

Zunächst kann auf frei zugängliche Datenbanksysteme zugegriffen werden, die bis zum heutigen Tag eine beträchtliche Anzahl an Datensätzen aufweisen. Ein in Deutschland häufig genutztes System dieser Art ist die

ProBas-Datenbank des Umweltbundesamtes (UBA 2016). Da die Datenbank kostenlos ist und die Datensätze einen gewissen Standard aufweisen, gestaltet sich der Aufwand aus Sicht eines Unternehmens überschaubar. Nachteilig ist jedoch die geringe Kompatibilität der Datensätze mit den realen internen Verbrauchskategorien.

Eine in dieser Hinsicht leicht vorteilhafte Variante stellt die Nutzung lizenzbasierter Datenbanksysteme dar. Beispiele hierfür sind Umberto NXT LCA und GaBi. Der, im Vergleich zu den öffentlich zugänglichen Systemen, leicht erhöhten Kompatibilität der Datensätze mit den realen internen Verbrauchskategorien stehen vergleichsweise hohe Lizenzkosten entgegen. Abgesehen hiervon hält sich der Aufwand im Betrieb einer derartigen Lösung jedoch ebenfalls in Grenzen.

Die bei weitem vorteilhafteste Alternative im Hinblick auf eine vollständige Transparenz ist die eigenhändige Aufklärung der Verbrauchsmengen sämtlicher Vorder- und Hintergrundsysteme durch gezielte Kommunikation mit allen Akteuren des Lebenszyklus sämtlicher Produktionsfaktoren (u.a. Lieferanten, Hersteller, Recycler). Auf diese Weise kann eine sehr hohe Kompatibilität mit internen Verbrauchsmengen realisiert werden. Der Ansatz ist allerdings entsprechend aufwändig, da neben der Kommunikation die Klassifizierung und Charakterisierung jeder Verbrauchsmenge und Information seitens der Akteure im Sinne der DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) selbstständig durchzuführen ist. Die in diesem Kontext in der Praxis vorhandenen Ansätze zur Steigerung der Transparenz in der Lieferkette mit Hilfe von informations- und kommunikationstechnischen Anwendungen (z.B. SAP Product Stewardship Network, HP CDX) genügen diesen Ansprüchen nur bedingt, da sie im Kern nicht der proaktiven Aufklärung sondern der reaktiven umweltregulatorischen Konformität dienen. In diesem Sinne sind sie auch nicht in der Lage, die wesentliche

Problematik der Interaktion zwischen Produzenten und Konsumenten zu lösen. Die für die hier präsentierte Kalkulation dringend benötigten Informationen (z.B. chemische Zusammensetzung von Komponenten) werden von Unternehmen oftmals als erfolgskritisch eingestuft. Ihre Weitergabe an Dritte ist daher in den seltensten Fällen möglich. Ebenso stellt die Datenverfügbarkeit von Produkten in der Nutzungsphase eine Hürde dar.

In Abhängigkeit der oben ausgeführten Schilderungen wird nun die Eignung in Abhängigkeit der Unternehmensgröße geprüft. Dabei wird angenommen, dass mit der Unternehmensgröße die finanziellen und kapazitiven Möglichkeiten für die Umsetzung des Konzepts steigen. Abb. 5.10 verdeutlicht den Sachverhalt.

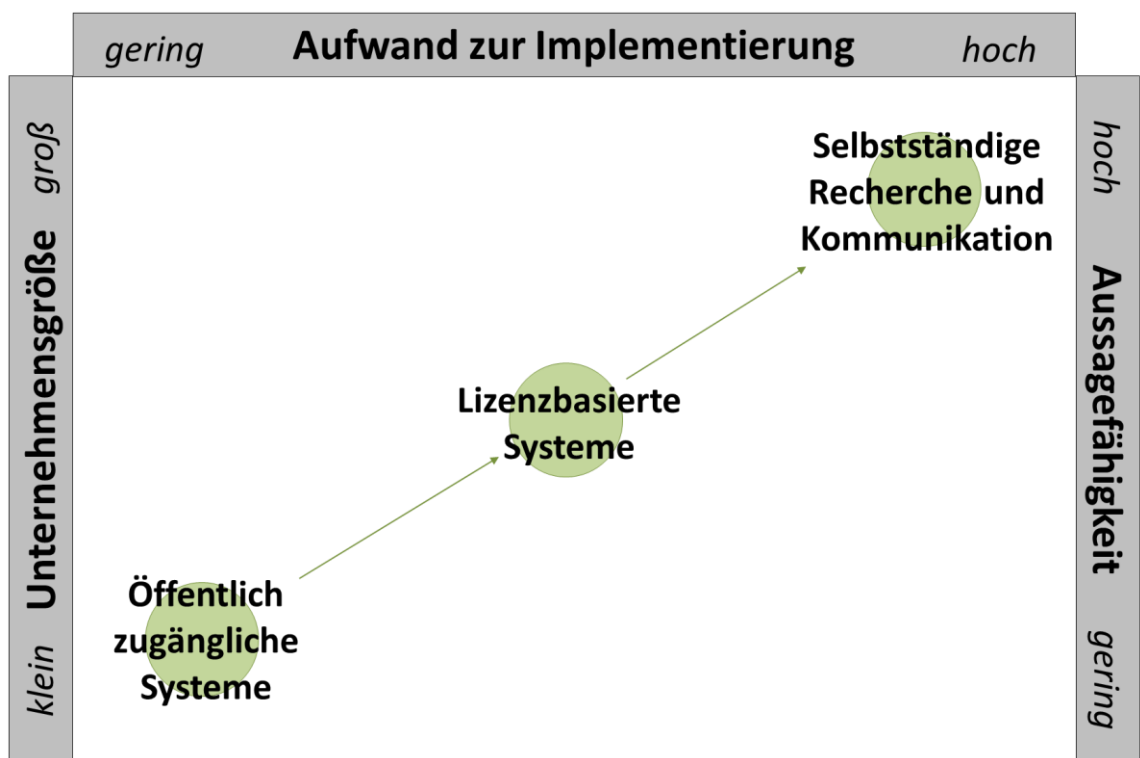


Abb. 5.10 Eignung der Systeme zur Ermittlung der Inanspruchnahme des externen Systems in Abhängigkeit von Unternehmensgröße, Aufwand und Aussagefähigkeit

5.4.4 Zielsystemanalyse

Das Zielsystem einer produktionstechnischen Handlung im Kontext nachhaltiger Wertschöpfung ist vollumfänglich beschrieben durch den jeweiligen Zweck im Hinblick auf das interne und externe System. Da dieser, besonders im Fall des internen Systems, in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts und –systems variieren kann, ist an dieser Stelle eine ausführliche Beschreibung zwingend.

(1) Beschreibung des internen Produktionswerts in Abhängigkeit des Produktionssystems

Der Wirtschaftswert des Gesamtsystems Unternehmen folgt dem in Abb. 5.4 dargestellten Kalkulationsschema. Es stellt sich allerdings die Frage, inwieweit sich die Zusammensetzung desgleichen für ein Subsystem (Produkt, Prozess) unterscheidet. Im Vergleich zu dem Gesamtsystem, bei dem der Erlös für Koprodukte und verwertbare Abfälle in der Regel durch die Rechnungslegung bekannt ist, hat sich das Subsystem an dem eingangs formulierten Kuppelproduktionsprinzip zu orientieren. In diesem Sinne ist zunächst zu prüfen, ob Koprodukte und verwertbare Abfälle anfallen. Ist dies der Fall, sind diese zu Marktpreisen zu bewerten und in die Kalkulation zu integrieren. Tab 15 fasst die Komposition des Wirtschaftswerts in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts zusammen.

Tab 15 Komposition des Wirtschaftswerts in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts

	<i>Unternehmen</i>	<i>Produkt / Prozess</i>
Wirtschaftswert	Umsatz + Bestandsänderungen + selbsterstellte Anlagen + Zinsen (Fremdkapital)	Umsatz + Verwertbare Abfälle + Bestandsänderungen + Selbsterstellte Anlagen + Zinsen (Fremdkapital)

Neben dem oben beschriebenen Primärnutzen des Untersuchungsobjekts, kann in der Rechnung prinzipiell ein nicht monetärer Sekundärnutzen

(Mitarbeiterzufriedenheit, Marktanteilsgewinne, etc.) berücksichtigt werden. Hierzu ist jedoch eine Erweiterung um ein Scoring-Modell (z.B. Nutzwert-Analyse) nötig, auf die an dieser Stelle verzichtet wird. Eine nachträgliche Integration ist jedoch bedingungslos möglich.

(2) Beschreibung des externen Produktionswerts in Abhängigkeit des Wirkungssystems

Während der interne Produktionswert per Definition aus den im Unternehmen vorhandenen Daten ableitbar ist, stellt die Herleitung des externen Produktionswerts eine bislang kaum realisierbare Hürde der Kalkulation dar. Im Kern gilt es dabei die Frage zu beantworten, welchen Nutzen eine produktionstechnische Handlung hinsichtlich spezifischer Umweltprobleme leisten kann. Grundsätzlich bestehen zwei Optionen, die sich aus dem Nachhaltigkeitsprinzip ableiten: [1] Eine produktionstechnische Handlung trägt in keiner Weise zu sämtlichen bekannten Umweltproblemen bei – eine zum heutigen Zeitpunkt nahezu undenkbare Vorstellung - oder [2] das Unternehmen leistet einen aktiven Beitrag zu der Lösung der von ihm in Teilen verursachten Umweltprobleme. Letzteres kann wiederum in zweierlei Formen unterschieden werden. Einerseits kann die Verwendung bestimmter interner Eingangs- und/oder Ausgangsgrößen zu der Realisierung einer oder mehrerer gesellschaftlich präferierter Umweltzustände beitragen, z.B. weisen Zhu et al. (Zhu et al. 2016) gewisse positive Effekte einzelner Treibhausgase auf das Wachstum bestimmter Pflanzen nach, die wiederum einen Beitrag zu der Lösung des Umweltproblems Klimawandel leisten. Ist eine solche Form des Nutzenbeitrags der Leistungserstellung bekannt, sind in der unten ausgeführten Rechnungssystematik adäquate Gutschriften in Abhängigkeit der Wechselwirkungen zu berücksichtigen. Wenngleich diese Möglichkeit theoretisch besteht, ist ihre praktische Umsetzung aufgrund des aktuell mangelhaften Kenntnisstands der Wechselbeziehungen und der

entsprechenden Datenlage schwer realisierbar. Andererseits kann eine Organisation die von ihr induzierte „Umweltschuld“ pekuniär begleichen, indem gezielt in die externe Lösung (z.B. Klimafonds) investiert wird. Freilich hätte sich diese, derzeit weitaus realistischere Alternative, an der Höhe der verursachten Inanspruchnahme je Umweltproblemfeld (u.a. Klimawandel, Versauerung) zu orientieren. Für die notwendige, an dieser Stelle zunächst qualitative, Beschreibung des externen Produktionswerts des Untersuchungsobjekts sind somit folgende Fragen zu beantworten:

1. Trägt das Untersuchungsobjekt im Rahmen der Leistungserstellung durch die Verwendung bestimmter Eingangs- und/oder Ausgangsgrößen zu der Realisierung gesellschaftlich präferierter Umweltzustände bei?
2. Trägt das Gesamtsystem Unternehmen in Form von externen Investitionen gezielt zu der Lösung bestimmter Umweltproblemfelder bei? Wenn ja, in welcher Höhe?

Die Frage nach der verschiedenartigen Zurechenbarkeit auf das Untersuchungsobjekt, die sich an dieser Stelle gewiss stellt, wird zu einem späteren Zeitpunkt beantwortet.

5.4.5 Sozioökonomische Analyse

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten zunächst das Untersuchungsobjekt und -system bestimmt, die Methoden ausgewählt und das Zielsystem beschrieben wurde, folgt an dieser Stelle die sozioökonomische Analyse. Ihr Ziel ist die monetäre Abbildung des externen Systems (\mathbb{E}) in Bezug auf die gesellschaftlich wahrgenommenen Umweltproblemfelder sowie ihre präferierten Zielzustände, entstandenen Schäden und der jeweiligen Opportunität in Form der externen Beschaffungspreise. Das hier vorgeschlagene Vorgehen orientiert sich an den Ansätzen Endres (Endres et

al. 1997) und dem UBA (UBA 2012, S. 52 ff). In diesem Zusammenhang stellt sich zunächst die Frage, welche grundlegenden Zielzustände für eine Monetarisierung zur Auswahl stehen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden drei Alternativen getrennt: Das vorindustrielle Niveau, die ökologischen Grenzen der Erde sowie gesellschaftlich akzeptierte Zielzustände in Form von Gesetzen, Regularien, Verträgen oder Normen. Ersteres beschreibt den Zustand des Planeten bevor der Mensch zum bedeutendsten Einflussfaktor auf das Ökosystem Erde wurde (Holozän). Diese oben als ökozentrische Perspektive beschriebene Referenz ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit aus zwei Gründen abzulehnen. Einerseits existiert hierzu keine sinnvoll zu nutzende Datengrundlage für die Kalkulation externer Kosten und Nutzen. Andererseits sieht der Autor das vorindustrielle Niveau, im Sinne der Einräumung eines Existenzrechts der Natur aus sich selbst heraus als generell ungeeignet im Kontext des oben diskutierten rein anthropozentrischen Wertbegriffs an. Aus Sicht der vorliegenden Arbeit, wird die Orientierung an gesellschaftlich akzeptierten Zielzuständen gegenüber den ökologischen Grenzen bevorzugt. Zum einen erfährt das anthropozentrische Prinzip durch die gesellschaftliche Legitimation eine gehobene Bedeutung in der unten skizzierten Kalkulation. Zum anderen ist hier eine Unzweifelhaftigkeit über den Zielzustand vorhanden, während es im Zusammenhang mit den ökologischen Grenzen oftmals zu vehementen wissenschaftlichen Dissens kommt. Alleine im Fall des Fehlens eines gesellschaftlich akzeptierten Zielzustands ist eine Orientierung an den ökologischen Grenzen zweckmäßig.

In diesem Schritt ist also eine umfassende Recherche durchzuführen. Je nach Art der Information in der genutzten Literatur unterscheidet sich die Kalkulation des gesellschaftlich wirksamen Beschaffungspreises ($p_{ct}^{\mathbb{E}}$) eines gewünschten Zielzustands eines Umweltproblemfelds (c) in einer beliebigen

Periode (t). Dabei wird die gesamte externe Wertschöpfung (EWS_{ct} bzw. GWS^E_{ct}) entweder ins Verhältnis zu der in derselben Periode in Anspruch genommenen Menge eines Referenzindikators (Q^E_{ct}) oder des entsprechenden Zielwerts der Periode (E^E_{ct}) gesetzt, d.h.:

$$p^E_c = \frac{GWS^E_{ct}}{Q^E_{ct}} \quad \text{oder} \quad p^E_c = \frac{GWS^E_{ct}}{E^E_{ct}} \quad (7)$$

Die gesamte externe Wertschöpfung (GWS^E_{ct}) ergibt sich wiederum aus der Differenz von gesamtwirtschaftlichem Produktionswert (GPW^E_{ct}) und Werteverzehr (GWV^E_{ct}), d.h.:

$$GWS^E_{ct} = GPW^E_{ct} - GWV^E_{ct} \quad (8)$$

Nach der Zuordnung einer Umweltwirkung zum Global- und/oder Lokalsystem und der damit verbundenen Wahl der Bilanzgrenze, gliedert sich das Vorgehen der sozioökonomischen Analyse in drei Teilschritte:

(1) Ermittlung gesellschaftlich wahrgenommener Umweltproblemfelder

Mögliche Quellen zur Ermittlung der gesellschaftlich wahrgenommenen Umweltproblemfelder sind u.a. Umfrageergebnisse oder Studien. Da es sich hierbei in der Regel um nicht-standardisierte Werke handelt, kann an dieser Stelle eine Zusammenfassung bzw. Kategorisierung der Umweltprobleme vorgenommen werden. Ferner ist für jedes Problem c ein quantitativer Indikator (z.B. CO₂e, SO₂e) zu bestimmen, der eine Bezifferung des Ausmaßes erlaubt.

(2) Ermittlung des externen Produktionswerts gesellschaftlich wahrgenommener Umweltprobleme

Wie oben erläutert, können gewisse produktionswirtschaftliche Handlungen durch die Transformation von Eingangs- zu Ausgangsgrößen unterstützend bei der Realisierung einer oder mehrerer gesellschaftlich präferierter Um-

weltzustände wirken. Gezeigt wird dies u.a. von Zhu et al. (Zhu et al. 2016). Ein solcher Nutzenbeitrag bestimmter Stoffe und Substanzen ist als Gutschrift bei der nachfolgenden Kalkulation des externen Werteverzehrs zu berücksichtigen. Infolge des aktuell mangelhaften Kenntnisstands der Wechselbeziehungen und der entsprechenden Datenlage wird dieser externe Produktionswert jedoch zunächst vernachlässigt ($GPW_{ct}^{\mathbb{E}} = 0$). Werden in Zukunft Fortschritte bei der Analyse der Wechselbeziehungen gemacht, können die Ergebnisse ohne weiteres in das Modell integriert werden.

(3) Ermittlung des externen Werteverzehrs gesellschaftlich wahrgenommener Umweltprobleme

Nachdem in den ersten Schritten die gesellschaftlich wahrgenommenen Umweltprobleme und Zielzustände ermittelt und der externe Produktionswert definiert wurde, folgt in einem dritten Schritt die Kalkulation des externen Werteverzehrs. In Anlehnung an das Superpositionsprinzip, setzt sich dieser aus den Abmilderungs-, Schadens- und Opportunitätskosten je Umweltproblem zusammen:

$$GWV_{ct}^{\mathbb{E}} = AK_{ct}^{\mathbb{E}} + SK_{ct}^{\mathbb{E}} + OK_{ct}^{\mathbb{E}} \quad (9)$$

$AK_{ct}^{\mathbb{E}}$ Abmilderungskosten des externen Systems \mathbb{E} in Wirkkategorie c in Periode t

$SK_{ct}^{\mathbb{E}}$ Schadenskosten des externen Systems \mathbb{E} in Wirkkategorie c in Periode t

$OK_{ct}^{\mathbb{E}}$ Opportunitätskosten des externen Systems \mathbb{E} in Wirkkategorie c in Periode t

(3.1) Ermittlung der Abmilderungskosten

Als Grundlage für die Kalkulation der Abmilderungskosten dient der gesellschaftlich akzeptierte Zielzustand. In Ausnahmefällen kann, wie oben skizziert, die ökologische Grenze in Bezug auf ein wahrgenommenes Umweltproblem als Referenz herangezogen werden. Je Umweltproblem

bzw. Umweltproblemkategorie ist die erwünschte Konstitution auszuformulieren, die in Form eines Zielwerts mit Hilfe der oben festgelegten Indikatoren messbar ist (z.B. 2-Grad Klimaziel \cong 450 ppm). Als Grundlage der Definition eines als erstrebenswert erachteten Zustands der Umwelt dienen in erster Linie Verträge oder Abkommen (z.B. 2-Grad Klimaziel, Obergrenze für Feinstaub). Die gesellschaftlich wirksamen Gesamtkosten der Abmilderung (AK^E_c) der Realisierung der oben festgelegten gesellschaftlich präferierten Umweltzustände werden daraufhin auf Basis von in der Literatur existierenden Kostenabschätzungen ermittelt. Existieren diese nicht, ist, wie unten beispielhaft ausgeführt, eine Marktsimulation zu konstruieren.

(3.2) Ermittlung der Schadenskosten

Neben den Kosten für die Abmilderung eines Umweltproblems, sind die tatsächlich anfallenden Aufwände für Schädigungen der Gesellschaft zu eruieren. Als vornehmliche Schadenskosten (SK^E_c) werden hier die Aufwände von durch Umweltwirkungen induzierter Morbidität und Mortalität betrachtet. Grundlegend für die Zuordnung der entstandenen Schäden ist die Konstruktion einer Wirkkette, die mit hinreichender Wahrscheinlichkeit die Ursache und den Effekt kombiniert (Wesentlichkeitsprinzip). Als Quelle dienen hierzu ebenfalls existierende Studien. Liegen diese nicht vor, ist wiederum eine Marktsimulation zu konstruieren. Abb. 5.11 stellt eine Wirkkette beispielhaft für die Herleitung der Schadenskosten des stratosphärischen Ozonabbaus dar.

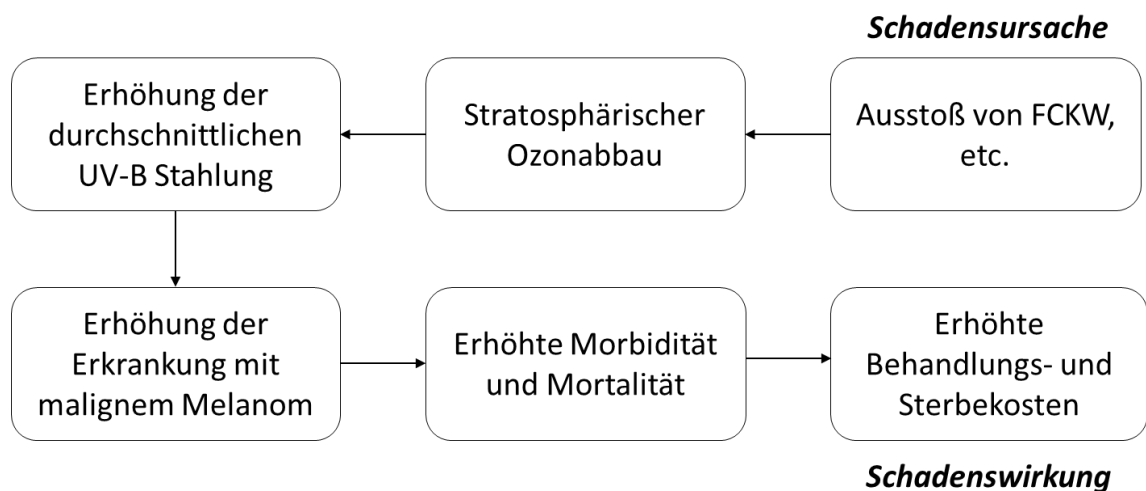


Abb. 5.11 Beispielhafte Wirkkette zur Herleitung der Schadenskosten des stratosphärischen Ozonabbaus

Die Stringenz einer jeden Wirkkette wird determiniert durch den zu einem gewissen Zeitpunkt existierenden wissenschaftlichen Kenntnisstand. Stellt sich die Wirkkette als besonders diffizil dar, sind entsprechend vereinfachende Annahmen zu treffen. Für die sich aus der Wirkkette ergebenden Schäden je Umweltproblemfeld c sind daraufhin die der Gesellschaft tatsächlich anfallenden Schadenskosten (SK^E_c) zu ermitteln. Existierende Studien (Sommer et al. 1999; Krey et al. 2000; Vogtländer et al. 2001; Adensam et al. 2002) greifen hierfür zumeist auf die Willingnes-to-pay/-sell-Ansätze zurück. Die Bereitschaft einer Person durch finanzielle Aufwendungen ein tödliches Risiko zu reduzieren bzw. akzeptieren, kann dabei ausschließlich durch Befragung ermittelt werden. Die Höhe der Kosten basiert daher auf der subjektiven Wahrnehmung und der finanziellen Situation der Befragten. Neben der Einseitigkeit der Bewertung wird eine Berücksichtigung dieser insbesondere aufgrund der weltweit höchst unterschiedlichen finanziellen Situation von Individuen im Rahmen der vorliegenden Arbeit abgelehnt. Für die Abbildung von Krankheitskosten werden in der Literatur häufig Mortalitäts- und Morbiditätskosten unterschieden. Während erstere in der vorliegenden Arbeit als Basis der

Kalkulation der Opportunität dienen, stellen letztere die Grundlage für die Berechnung der Schadenskosten dar.

(3.3) Ermittlung der Opportunitätskosten

Die externen Opportunitätskosten der Inanspruchnahme der Umwelt werden in der vorliegenden Arbeit als der entgangene volkswirtschaftliche Nutzen infolge der hervorgerufenen Schädigung interpretiert. Als Basis für die Ermittlung dient ebenfalls die zuvor aufgestellte Wirkkette. Diese ist jedoch zunächst um die wesentlichen Opportunitäten eines jeden Schadens zu erweitern. Die Ermittlung der Opportunitätskosten fußt, wie zuvor erläutert, auf existierende Studien und/oder Marktsimulationen. Für jede Umweltproblemkategorien c ergeben sich demnach die gesellschaftlichen Gesamtkosten der Opportunität ($OK^{\mathbb{E}}_c$). Ist der gravierendste Schaden einer Umweltproblemkategorie c beispielsweise das vorzeitige Ableben einer gewissen Anzahl von Menschen (Sterbequotient, SQ) innerhalb der gewählten Bilanzgrenze, ergeben sich die Opportunitätskosten aus dem entsprechend geringeren Produktivitätsbeitrag (PB). Der Produktivitätsbeitrag wird hier als Quotient des Bruttoinlandsprodukts und der Einwohnerzahl einer abgegrenzten geografischen Region verstanden. Zur Quantifizierung der Mortalität und Morbidität werden die in der Literatur verbreiteten Indikatoren Disability-Adjusted Life Years ($DALY$) oder Years of Potential Life Lost ($YPLL$) herangezogen. Die Gesamtkosten der Opportunität eines Umweltproblemfeldes ergeben sich somit aus:

$$OK^{\mathbb{E}}_c = SQ * PB * DALY \text{ oder } OK^{\mathbb{E}}_c = SQ * PB * YPLL \quad (10)$$

Ist der gewichtigste Schaden jedoch die Verödung von Boden und Gewässern, ohne dem Menschen direkt zu schaden, ergeben sich die Opportunitätskosten aus den entgangenen Erträgen von Land- und Forstwirtschaft sowie Tourismus.

(4) Kalkulation des externen Beschaffungspreises je Umweltproblemfeld

Infolge der hier zunächst vernachlässigten Bilanzierung des gesamtwirtschaftlichen Produktionswerts ($GPW^{\mathbb{E}}_{ct} = 0$), errechnet sich der externe Beschaffungspreis eines Umweltproblemfelds ($p^{\mathbb{E}}_{ct}$) einzig aus dem Verhältnis von externen Werteverzehr ($GWV^{\mathbb{E}}_{ct}$) und der Menge des Referenzindikators ($Q^{\mathbb{E}}_{ct}$) bzw. des entsprechenden Zielwerts ($E^{\mathbb{E}}_{ct}$), d.h.:

$$p^{\mathbb{E}}_c = \frac{GWV^{\mathbb{E}}_{ct}}{Q^{\mathbb{E}}_{ct}} \quad \text{oder} \quad p^{\mathbb{E}}_c = \frac{GWV^{\mathbb{E}}_{ct}}{E^{\mathbb{E}}_{ct}} \quad (11)$$

Der monetarisierte Zielzustand der Umwelt wird daraufhin in dem Faktorpreisvektor des externen Systems ($\bar{p}^{\mathbb{E}}$) zusammengefasst.

$$\begin{aligned} \bar{p}^{\mathbb{E}} &= \begin{pmatrix} p^{\mathbb{E}}_1 \\ \vdots \\ p^{\mathbb{E}}_c \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{GWV^{\mathbb{E}}_1}{E^{\mathbb{E}}_1} \\ \vdots \\ \frac{GWV^{\mathbb{E}}_c}{E^{\mathbb{E}}_c} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{AK^{\mathbb{E}}_1 + SK^{\mathbb{E}}_1 + OK^{\mathbb{E}}_1}{E^{\mathbb{E}}_1} \\ \vdots \\ \frac{AK^{\mathbb{E}}_c + SK^{\mathbb{E}}_c + OK^{\mathbb{E}}_c}{E^{\mathbb{E}}_c} \end{pmatrix} \quad c \\ &= 1, \dots, C \end{aligned} \quad (12)$$

5.4.6 Mengenrechnung

Nachdem sich der Blick für die Bestimmung der externen Beschaffungspreise von der Öko- und Anthrosphäre richtete, folgt an dieser Stelle wiederum die Betrachtung des internen Systems. Für die anvisierte Verknüpfung von internen und externen System, ist das Mengengerüst des Untersuchungsobjekts in Form einer Input-Output-Analyse zu bestimmen. Dem Mengenbegriff wird hierbei ein erweitertes Verständnis zugrunde gelegt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit beschreibt er eine Zusammenfassung von unterscheidbaren Objekten zu einer Gesamtheit. Die erweiterte Interpretation des Mengenbegriffs zielt auf eine simultane Erfassung essentieller Kriterien des Verbrauchs ab. Abb. 5.12 skizziert die wesentlichen Informationen des

operativen und physischen Verbrauchs, die im Rahmen einer erweiterten Mengenuntersuchung des internen Systems aufzunehmen sind.

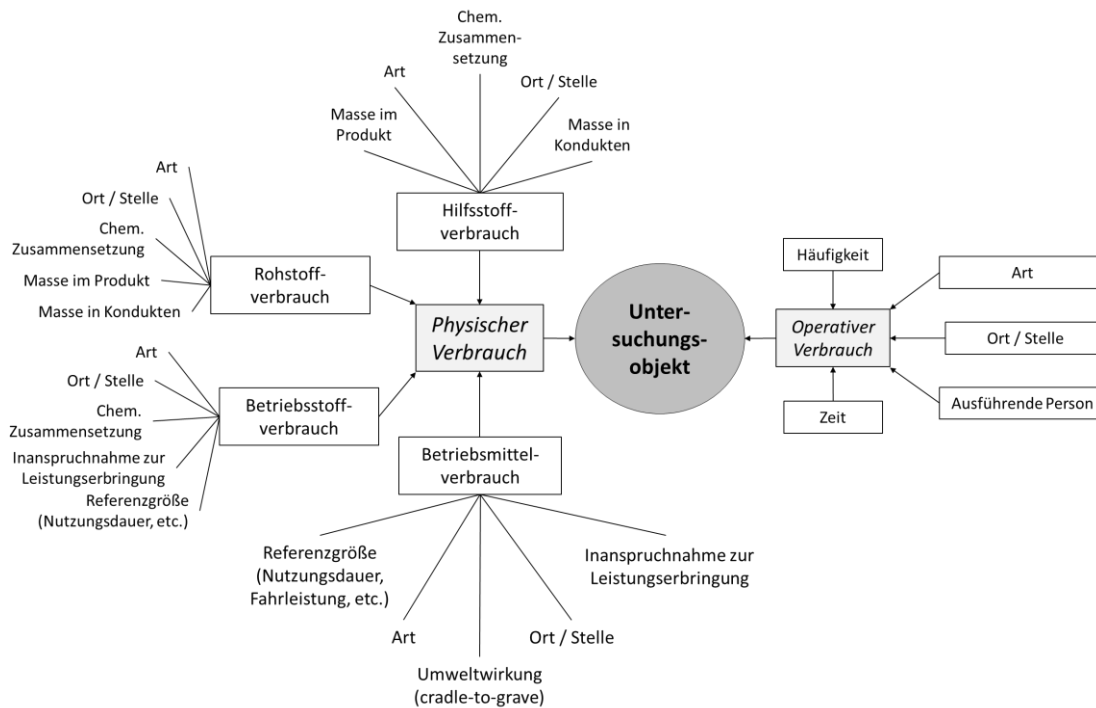


Abb. 5.12 Informationsbedarf physischer und operativer Mengen

Zu diesem Zweck soll kurz auf den, in Kapitel 2 erörterten, bis heute andauernden Dissens über die Einordnung der Umwelt in die Systematik der Produktionsfaktoren eingegangen werden. Das Ziel ist die Ableitung einer für die präsentierte Systematik zweckdienlichen Interpretation. Während einige Autoren (Kern 1992; Corsten 2007) die Natur aus pragmatischer Sicht entweder den Eingangs- oder Ausgangsgrößen eines produktionstechnischen Systems zuordnen, kritisieren andere (Steven 1994; Schreiner 1996) dies als unhaltbar. Die Inanspruchnahme der Umwelt trete, wie oben in Form des Hintergrundsystems aufgezeigt, sowohl auf Input- als auch auf Output-Seite in Erscheinung. Um diesem Erfordernis gerecht zu werden, führt der Autor die Umweltwirkung in Anlehnung an Schreiner (Schreiner 1996) hernach in einer gesonderten Kategorie. Neben der Menge an den internen Eingangs- und Ausgangsgrößen (r^{II} ; x^{II}), wird die Menge der externen Wirkung (w^{IE})

erfasst. Während die Eingangsgrößen weiter in physisch (p) und operativ (o) getrennt werden können, sind die Ausgangs- und Wirkungsgrößen in jedem Fall physischer Natur. Abb. 5.13 illustriert das Verständnis.

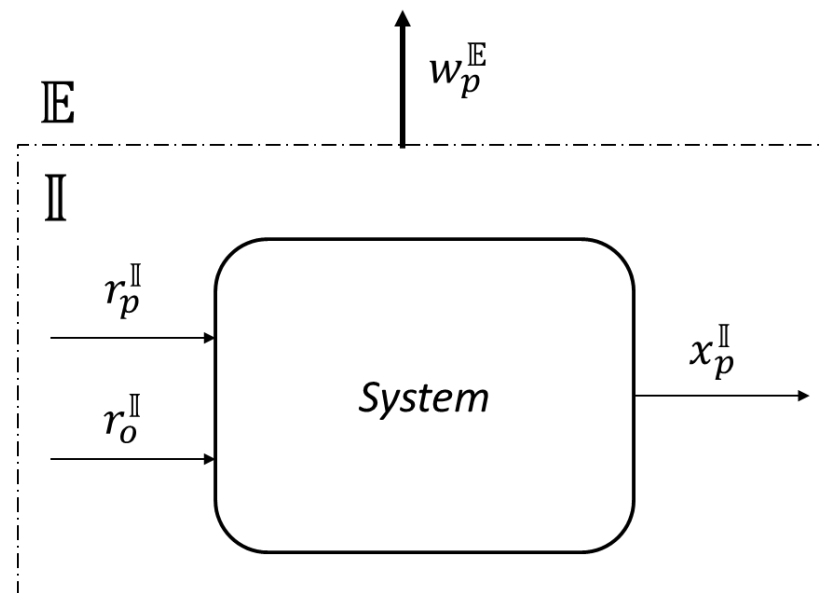


Abb. 5.13 Input-Output-Verständnis eines Untersuchungssystems im internen und externen System

Das hier präsentierte Verständnis von internen und externen Produktionsfaktoren dient ausschließlich der im Rahmen der vorliegenden Arbeit angestrebten Quantifizierung des eco²-Value-Added (NWS). Für den Autor ist es daher unerheblich, ob sich die Interpretation für die Beschreibung weiterer produktionswirtschaftlicher Fragestellungen eignet.

Die Mengenanalyse bezweckt einzig die Ermittlung der Mengen des internen Systems. Ihre Allokation zu den jeweiligen Umweltproblemfeldern des externen Systems folgt in Form der Wirkungsanalyse.

Das Mengengerüst des internen Systems ergibt sich alleine aus der Menge der Eingangs- (r^{II}) und Ausgangsgrößen (x^{II}). Maßgebend für die Kategorisierung der internen Ausgangsgrößen ist das Kuppelproduktionsprinzip. Weiterhin wird, wie oben beschrieben, zwischen physischen und operativen Mengen der Auftragsabwicklung differenziert. Zwar existieren mit dem

Vertrieb oder der Nacharbeit durchaus operative Mengen, für die eine outputseitige Anordnung denkbar wäre, die vorliegende Arbeit orientiert sich in diesem Fall jedoch an der traditionellen Betriebswirtschaftslehre und allokiert sämtliche operative Faktoren auf die Inputseite. Somit existieren lediglich drei übergeordnete interne Mengenkategorien: physische Eingangsgrößen (r_p^{II}), operative Eingangsgrößen (r_o^{II}) und physische Ausgangsgrößen (x_p^{II}). Tab 16 verdeutlicht einen beispielhaften Aufbau einer Input-Output-Analyse.

Tab 16 Input-Output-Tabelle des internen Systems (II)

Input-Verbrauch (r^{II})	Output-Verbrauch (x^{II})
1. <i>Physisch</i> (r_p^{II})	1. <i>Physisch</i> (x_p^{II})
1.1. Rohstoffe	1.1. Produkt
1.2. Hilfsstoffe	1.2. Koprodukt
1.3. Betriebsstoffe	1.3. Nebenprodukt
1.4. Betriebsmittel	1.4. Verwertbare Abfälle
	1.5. Nicht verwertbare Abfälle
2. <i>Operativ</i> (r_o^{II})	2.4.1. Materielle Abfälle
2.1. Forschung & Entwicklung	2.4.2. Emissionen
2.2. Einkauf	2.5. Reine Verluste
2.3. Fertigung	
2.4. Montage	
2.5. Vertrieb	
2.6. Nacharbeit	
2.7. Service	
2.8. Unterstützende Bereiche	

Das Vorgehen der Mengenrechnung orientiert sich, wie der gesamte hier präsentierte Ansatz, an der klassischen Kostenrechnung. Demnach ist in einem ersten Schritt auf Unternehmensebene zu identifizieren, welche Mengen angefallen sind (Mengenarten) und diese nach mittel- und unmittelbarer Zurechenbarkeit auf das Untersuchungsobjekt zu klassifizieren. Für die Erfassung der Gesamtmengen des Unternehmens in Periode t kann auf Tab 16 zurückgegriffen werden. Demnach sind gleichermaßen die physischen Eingangsmengen des Faktors d in Periode t (r_{pdt}^{II}), die operativen Ein-

gangsmengen des Faktors e in Periode t (r_{oet}^{II}) sowie die physischen Ausgangsmengen der Kategorie f in Periode t (x_{pft}^{II}) zu bestimmen. Da nicht in jedem Fall eine direkte Zurechenbarkeit einer Menge zu dem Untersuchungsobjekt möglich ist (mittelbarer Verbrauch), sind angemessene Verrechnungssätze zu bilden. In einem weiteren Schritt ist daher die Prozessfolge (Mengenstelle) zu ermitteln und je Prozessschritt wiederum die physischen und operativen Mengen zu quantifizieren. Die nachfolgenden Abschnitte präzisieren das Vorgehen der Mengenrechnung.

(1) (Initial-)Erfassung der internen Gesamtmengen der Periode t

Die Gesamtmengen der Periode t sind, wie oben ausgeführt, in physische und operative Eingangsgrößen (r_{pat}^{II} ; r_{oet}^{II}) sowie physische Ausgangsgrößen (x_{pft}^{II}) zu unterscheiden, für die sich jeweils unterschiedliche Arten der Erfassung anbieten.

(1.1) Erfassung der physische Gesamteingangsmengen (r_{pat}^{II})

Unter dem Begriff Eingangsgrößen sind in der vorliegenden Arbeit jene Faktoren zu verstehen, die in das zu untersuchende System eingehen. Die physischen Eingangsgrößen in ein Subsystem (Produkt, Prozess) leiten sich in jedem Fall aus dem Bestand des Gesamtsystems Unternehmens in der betrachteten Periode (t) ab. Während zur Initialerfassung des Bestands in der Regel eine Inventur durchgeführt wird, stehen in der betrieblichen Praxis vier Verfahren zur Ermittlung der Gesamteingangsmengen in Periode t (r_{pat}^{II}) zur Auswahl. Als Hilfsmittel dienen hierzu u.a. Barcodes und RFID-Chips. Zum einen können die Verbräuche mit Hilfe der Inventurmethode (Befundrechnung) durch Erfassung der bereitstellungsabhängigen Werkstoffwagnisse (z.B. Schwund, Qualitätsminderung, Vernichtung, etc.) berechnet werden. Voraussetzung hierfür ist die Kenntnis von Anfangsbestand und Endbestand, die in der Regel durch eine Inventur zu Anfang und Ende der

Abrechnungsperiode ermittelt werden. Die Berechnung des Istbestands der Periode erfolgt daraufhin durch:

$$r_{pdt}^{\text{II}} = r_{p_{d(t-1)}}^{\text{II}} + r_{pdt}^{\text{II} \text{Zugang}} - r_{pdt}^{\text{II} \text{Abgang}} \quad (13)$$

Der Ansatz liefert jedoch keine Informationen über den Ort bzw. Zweck des Verbrauchs. Ferner stellt die Häufigkeit der Durchführung einer Inventur Unternehmen oftmals vor Probleme. Einen anderen Ansatz stellt die Skontrationsrechnung (Fortschreibungsrechnung) dar. Ziel dieses Ansatzes ist eine möglichst exakte Aufzeichnung der Verbräuche durch laufende Dokumentation der Entnahme mit Hilfe von Belegen. Die Berechnung des Istbestands folgt ebenfalls Formel 13. Weitere Ansätze zur Berechnung der Verbrauchsmengen stellen die retrograde Erfassungsrechnung (Rückrechnung) sowie das Schätzverfahren dar. Erstere berechnet den Werkstoffverbrauch auf Basis der in einer Periode erstellten Produkte und deren Werkstoffzusammensetzung. Grundlage hierfür ist eine detaillierte Kenntnis der Werkstoffzusammensetzung der produzierten Güter (Stücklisten, Materialaufklärung, etc.). Errechnet wird hierbei jedoch keinesfalls ein Real- sondern ein Sollverbrauch. Die Schätzrechnung basiert hingegen auf einer Zufallsstichprobe. Voraussetzung ist ein nahezu konstanter Lagerbestand. Auf Basis der Stichproben kann daraufhin auf den Istzugang der Periode geschlossen werden.

(1.2) Erfassung der operativen Gesamteingangsmengen ($r_{o_{et}}^{\text{II}}$)

Die operativen Gesamteingangsmengen umfassen sämtliche Tätigkeiten, die in einem Unternehmen anfallen, z.B. Forschung & Entwicklung, Einkauf, Fertigung, Montage, Vertrieb, Nacharbeit. Zur Erfassung bietet sich in Anlehnung an die Prozesskostenrechnung nach Horvath (Horváth 2011) zunächst eine Einteilung des Unternehmens in seine essentiellen Bestandteile (z.B. Bereiche, Abteilungen, Mitarbeiter) an. Im Rahmen der vorliegen-

den Arbeit dient hierzu der Entitätenvektor \bar{e}^{II} . Für jede Entität werden daraufhin sämtliche spezifisch anfallende Tätigkeiten ermittelt und in Form ihrer Bearbeitungszeit aufgenommen. Hierbei können zwei Konzepte zur Anwendung kommen. Zum einen können mit Hilfe des Schätzverfahrens die Tätigkeiten und Zeiten jeder Entität bemessen werden. Zum anderen kann eine Tätigkeitsanalyse in Form einer Observation mit entsprechender Zeitmessung zum Einsatz kommen. Da diese Form der Analyse jedoch nicht umfassend durchzuführen ist, hat eine Einschätzung durch beteiligte Experten in jedem Fall zu erfolgen. Die operative Gesamteingangsmenge des Faktors e in Periode t ($r_{o_{et}}^{\text{II}}$) ergibt sich aus der Bearbeitungszeit der Einzel-tätigkeit. Die Gesamteingangsmenge aller operativen Tätigkeiten einer Entität in einer Periode (t) kann in Form des Entitäten-Tätigkeitsvektors ($\bar{e}t_t$) abgebildet werden, d.h.:

$$\bar{e}t_t = \begin{pmatrix} r_{o_{e1}}^{\text{II}} \\ \vdots \\ r_{o_{eE}}^{\text{II}} \end{pmatrix} \quad \text{mit } e = 1, \dots, E \quad (14)$$

Ist, wie es in einem Unternehmen in der Regel der Fall ist, eine Erfassung über mehrere Entitäten (b) durchzuführen, kann diese in Form der $e \times b$ Entitäten-Tätigkeitsmatrix der Periode t (\mathbf{ET}_t) dargestellt werden, die sich aus dem Produkt aus Entitäten-Tätigkeitsvektor der Periode t ($\bar{e}t_t$) und dem transponierten Entitätenvektor (\bar{e}^T) ergibt:

$$\mathbf{ET}_t = \bar{e}t_t * \bar{e}^T = \begin{bmatrix} r_{o_{11}}^{\text{II}} & \cdots & r_{o_{1b}}^{\text{II}} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{o_{e1}}^{\text{II}} & \cdots & r_{o_{eb}}^{\text{II}} \end{bmatrix} \quad (15)$$

(1.3) Erfassung der physischen Gesamtausgangsmengen ($x_{p_{ft}}^{\text{II}}$)

Die physischen Ausgangsmengen umfassen nach dem Kuppelproduktionsprinzip verschiedene Kategorien. Diese sind das Produkt, seine Ko- und

Nebenprodukte sowie die verwertbaren Abfälle und reinen Verluste. Eine weitere Differenzierung wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit zwischen nutzenstiftenden und nicht-nutzenstiftenden Ausgangsmengen vorgenommen. Während für erstere eine Erfassung sämtlicher verkaufter Produkte innerhalb der Betrachtungsperiode ausreichend ist, stehen für letztere wiederum verschiedene Verfahren zur Auswahl. Zum einen können sämtliche anfallende nicht-nutzenstiftende Ausgangsmengen mit Hilfe entsprechender Instrumente gemessen werden. Zum anderen bietet sich wiederum das Schätzverfahren an. Da eine Messung über das gesamte Unternehmen praktisch kaum umzusetzen ist, bietet es sich an vorab die Mengenstellen (Prozessfolge) zu definieren und eine Messung ausschließlich gezielt, mit Bezug auf das Untersuchungsobjekt durchzuführen. Auch eine Kombination von Mess- und Schätzverfahren kann an dieser Stelle zielführend sein.

(2) Ermittlung der Prozessfolge der Auftragsabwicklung und Allokation der mittelbaren Mengen

Während die Mengenrechnung im Fall der Untersuchung des Gesamtsystems an dieser Stelle abgebrochen werden kann, ist eine direkte Zurechenbarkeit einer Menge im Fall der Analyse eines Subsystems nicht zwingend möglich (mittelbarer Verbrauch). In einem weiteren Schritt ist daher die Prozessfolge (Mengenstelle) zu bestimmen. Dabei stellt sich zunächst die Frage, welche Prozessfolgen (PF_g) für die Auftragsabwicklung und Produktion anfallen. Aus der Auflistung dieser ergibt sich der Prozessfolgevektor \overline{pf} :

$$\overline{pf} = \begin{pmatrix} PF_1 \\ \vdots \\ PF_G \end{pmatrix} \quad g = 1, \dots, G \quad (16)$$

Jeder einzelne Prozessschritt (PF_g) wird in der Folge als Mengenstelle verstanden.

(3) Ermittlung der internen Prozessmengen je Prozessschritt

Je Prozessschritt (PF_g) ist daraufhin das interne Mengengerüst in Form einer Input-Output-Analyse zu erstellen. Der mengenmäßige Verbrauch des internen Systems (II) lässt sich durch eine Leontief-Produktionsfunktion beschreiben. Dabei werden die physischen Ausgangsgrößen ($x_{p_f}^{\text{II}}$) als Funktion der Eingangsgrößen ($r_{p_d}^{\text{II}}; r_{o_e}^{\text{II}}$) verstanden. Der Produktionsprozess wird dabei als linear-limitational angenommen. Die Produktionskoeffizienten (h) stellen somit Konstanten dar.

$$x_{p_f}^{\text{II}} = f(r_{p_d}^{\text{II}}; r_{o_e}^{\text{II}}) = \sum_{d=1}^D \frac{r_{p_d}^{\text{II}}}{h_{df}} + \sum_{e=1}^E \frac{r_{o_e}^{\text{II}}}{h_{ef}} \quad (17)$$

$$\text{mit } d = 1, \dots, D; e = 1, \dots, E; f = 1, \dots, F$$

Während für die unmittelbaren Verbräuche die Prozessmengen bekannt sind, sind im Fall der mittelbaren Verbräuche Verrechnungssätze zu bilden. Je Mengenart ($r_{p_{dt}}^{\text{II}}; r_{o_{et}}^{\text{II}}; x_{p_{ft}}^{\text{II}}$) ist hierfür ein adäquater prozessbezogener Bezugsmaßstab (B) zu definieren, z.B. die Nutzungsdauer, Gesamtfläche, Gesamtheit aller Tätigkeiten einer Abteilung. Der mengenmäßige Prozessverbrauch ($r_{p_d}^{\text{II}}; r_{o_e}^{\text{II}}; x_{p_f}^{\text{II}}$) ist aus der Gesamtmenge der Periode t ($r_{p_{dt}}^{\text{II}}; r_{o_{et}}^{\text{II}}; x_{p_{ft}}^{\text{II}}$) und dem entsprechenden Bezugsmaßstab des Prozesses zu berechnen. Grundlegend ist hierfür die Annahme eines linearen, progressiven, degressiven oder nutzungsabhängigen Verlaufs des Mengeneinsatzes. Die Gesamtheit der physischen Ausgangsgrößen kann daraufhin in Form des internen Outputvektors (\bar{x}_p^{II}) abgebildet werden:

$$\bar{x}_p^{\text{II}} = \begin{pmatrix} x_{p_1}^{\text{II}} \\ \vdots \\ x_{p_F}^{\text{II}} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \sum_{d=1}^D \frac{r_{p_d}^{\text{II}}}{h_{d1}} + \sum_{e=1}^E \frac{r_{o_e}^{\text{II}}}{h_{e1}} \\ \vdots \\ \sum_{d=1}^D \frac{r_{p_d}^{\text{II}}}{h_{dF}} + \sum_{e=1}^E \frac{r_{o_e}^{\text{II}}}{h_{eF}} \end{pmatrix} \quad (18)$$

Auf dieser Basis kann der mengenmäßige Verbrauch jedes Subsystems durch eine Input-Output-Matrix über sämtliche ihm eigenen Prozessfolgen (PF_n) erfasst werden. Dabei ist es unerheblich, ob es sich um einen konsistenten, konvergierenden, divergierenden oder reorganisierenden Prozess handelt. Findet zwischen zwei Prozessfolgen kein mengenmäßiger Austausch statt, wird diesem Element der Wert 0 zugewiesen.

5.4.7 Wirkungsrechnung

Auf Basis der zunächst für das interne System ermittelten Eingangs- und Ausgangsmengen sind im weiteren Verlauf die externen Wirkungsmengen (w_p^{E}) herzuleiten. Hierzu lehnt sich der Autor an das Vorgehen der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) an. Abb. 5.14 illustriert die Relation von Prozessverbrauchs- und -wirkungsmengen qualitativ.

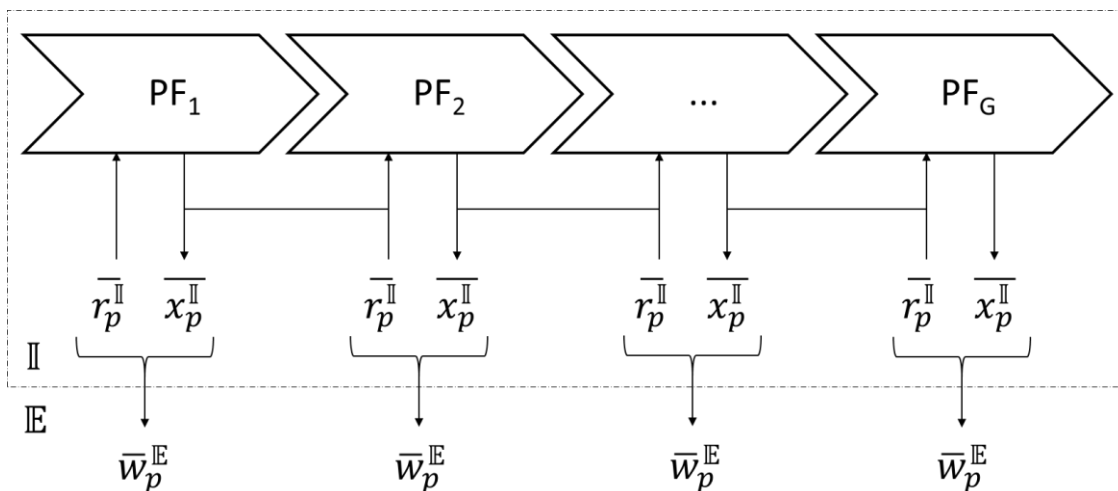


Abb. 5.14 Relation von Prozessverbrauchs- und -wirkungsmengen

Für jedes gesellschaftlich wahrgenommene Umweltproblem (c) ist hierfür, im Sinne der traditionellen Ökobilanzierung, zunächst eine Klassifizierung und Charakterisierung vorzunehmen. Die zuvor durchgeführte Input-Output-Analyse kann in diesem Zusammenhang als Sachbilanz betrachtet werden. In diesem Sinne ergeben sich die Wirkungsmengen (w_p^E) als Funktion der internen Eingangs- (r_p^I) und Ausgangsgrößen (x_p^I). Das Wirkungspotential bezogen auf ein gesellschaftlich wahrgenommenes Umweltproblemfeld und/oder auf einen gesellschaftlich erwünschten Zielzustand wird mit Hilfe des binären Problemwirkkoeffizienten (z) dargestellt. Die Höhe des Beitrags der internen Ein- und Ausgangsgrößen zu einem Umweltproblem c wird der Problemkonstanten k erfasst, die im Wesentlichen das Äquivalent zum Charakterisierungsfaktor einer Ökobilanzstudie darstellt. Die Wirkungsmenge w_p^E bezogen auf ein gesellschaftlich wahrgenommenes Umweltproblem c errechnet sich also wie folgt:

$$w_p^E = f(r_p^I; x_p^I) = \sum_{d=1}^D k_{dc} * \frac{r_{pdc}^I}{z_{dc}} + \sum_{f=1}^F k_{fc} * \frac{x_{pfc}^I}{z_{fc}} \quad (19)$$

mit $c = 1, \dots, C; d = 1, \dots, D; f = 1, \dots, F$

Die Gesamtheit der Wirkungsmenge kann daraufhin in Form des externen Faktorvektors (\bar{w}_p^E) abgebildet werden.

$$\bar{w}_p^E = \begin{pmatrix} w_{p1}^E \\ \vdots \\ w_{pC}^E \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \sum_{d=1}^D k^p_{d1} * \frac{r_{pd}^I}{z_{d1}} + \sum_{f=1}^F k^p_{f1} * \frac{x_{pf}^I}{z_{f1}} \\ \vdots \\ \sum_{d=1}^D k^p_{dM} * \frac{r_{pd}^I}{z_{dM}} + \sum_{f=1}^F k^p_{fM} * \frac{x_{pf}^I}{z_{fM}} \end{pmatrix} \quad (20)$$

Die eco²-Value-Added-Rechnung unterscheidet die internen Ausgangsstoffe nach dem Kuppelproduktionsprinzip in nutzenstiftende und nicht-nutzen-

stiftende Größen. Erstere stellen eine für das Unternehmen ökonomisch wertschaffende Entität dar und werden erst zu einem späteren Zeitpunkt an die Umwelt abgegeben. Ihre Inklusion unterscheidet sich wiederum in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts. Ist dies ein Prozess, werden ausschließlich die nicht-nutzenstiftenden Ausgangsgrößen betrachtet. Im Fall des Produkts sind es hingegen sämtliche Größen.

5.4.8 Wertschöpfungsrechnung

Auf Basis der zuvor durchgeführten Schritte kann nun die nachhaltige Wertschöpfung (*NWS*) des Untersuchungsobjekts berechnet werden. Zu diesem Zweck sind die ihr eigenen Bestandteile (PW^{I} , PW^{E} , WV^{I} , WV^{E}) mit Hilfe der obigen Informationen und Verknüpfungen herzuleiten. Alleine der externe Produktionswert kann, wie oben erläutert, an dieser Stelle vernachlässigt werden ($PW^{\text{E}} = 0$). Das Vorgehen der Wertschöpfungsrechnung gliedert sich in vier Schritte:

(1) Ermittlung des internen Produktionswerts

Während der externe Produktionswert zum jetzigen Zeitpunkt infolge des unzureichenden Kenntnisstands über nutzenstiftende Effekte des mengenmäßigen Verbrauchs nicht berücksichtigt werden kann, ist für die weitere Kalkulation alleine der interne Produktionswert (PW^{I}) zu bestimmen. Unabhängig von der oben bestimmten Komposition, ist für jede nutzenstiftende Ausbringungsmenge x_p^{I} (Produkt, verwertbare Abfälle, Bestandsänderungen, selbsterstellte Anlagen, etc.) ein zu marktbedingungen realistischer Verkaufspreis v_p^{I} festzulegen. Der interne Produktionswert einer beliebigen Ausgangsgröße i ergibt sich aus dem Produkt der Gesamtanfallmenge (x_i^{I}) und des jeweiligen Verkaufspreises (v_p^{I}), d.h.:

$$PW^{\text{I}}_i = x_p^{\text{I}} * v_p^{\text{I}} \quad (21)$$

Der gesamte *interne Produktionswert* des Untersuchungsobjekts (PW^{I}) resultiert daraufhin aus dem Gesamtbetrag aller Produktionswerte, d.h.:

$$PW^{\text{I}} = \sum_{i=1}^I PW^{\text{I}}_i = \sum_{i=1}^I x_{p_i}^{\text{I}} * v_{p_i}^{\text{I}} \quad (22)$$

(2) Ermittlung des internen Werteverzehrs

Der internen Werteverzehr des Untersuchungsobjekts kann sowohl durch die Nutzung interner Produktionsfaktoren (r_p^{I} ; r_o^{I}) als auch durch die Ausbringung nicht-nutzenstiftenden Outputs (x_p^{I}) entstehen. Beispiele hierfür ist die Nachbehandlung und/oder Entsorgung von Abfällen oder Emissionen. Qua sind zwei Arten des internen Werteverzehrs zu unterscheiden. Der Werteverzehr einer beliebigen Eingangsgröße h ergibt sich aus dem Produkt der Gesamtverbrauchsmenge des Faktors h (r_h^{I}) und des jeweils unternehmerisch wirksamen (internen) Beschaffungspreises (p_h^{I}), d.h.:

$$WV^{\text{I}}_h = r_h^{\text{I}} * p_h^{\text{I}} \quad h = 1, \dots, H \quad (23)$$

Der Werteverzehr einer beliebigen nicht-nutzenstiftenden Ausbringungsmenge i ergibt sich aus dem Produkt der Gesamtanfallmenge (x_i^{I}) und des jeweils unternehmerisch wirksamen (internen) Beschaffungspreises (p_i^{I}), d.h.:

$$WV^{\text{I}}_i = x_i^{\text{I}} * p_i^{\text{I}} \quad i = 1, \dots, I \quad (24)$$

Der gesamte *interne Werteverzehr* des Untersuchungsobjekts (WV^{I}) errechnet sich daraufhin aus der Summe der Gesamtbeträge von WV^{I}_h und WV^{I}_i , d.h.:

$$WV^{\text{I}} = \sum_{h=1}^H WV^{\text{I}}_h + \sum_{i=1}^I WV^{\text{I}}_d = \sum_{h=1}^H r^{\text{I}}_h * p^{\text{I}}_h + \sum_{i=1}^I x^{\text{I}}_i * p^{\text{I}}_i \quad (25)$$

(3) Ermittlung des externen Werteverzehrs

Analog zum internen Werteverzehr resultiert der externe Werteverzehr aus dem Produkt der Wirkungsmenge ($w_{p_c}^{\text{E}}$) eines wahrgenommenen Umweltproblems bzw. erwünschten Zielzustands c und dem aus der sozioökonomischen Analyse bekannten gesellschaftlich wirksamen (externen) Beschaffungspreis (p_c^{E}), d.h.:

$$WV^{\text{E}}_c = w_{p_c}^{\text{E}} * p_c^{\text{E}} \quad c = 1, \dots, C \quad (26)$$

Der gesamte *externe Werteverzehr* des Untersuchungsobjekts (WV^{E}) ergibt sich daraufhin aus dem Gesamtbetrag aller Werteverzehre, d.h.:

$$WV^{\text{E}} = \sum_{c=1}^C WV^{\text{E}}_c = \sum_{c=1}^C w_{p_c}^{\text{E}} * p_c^{\text{E}} \quad (27)$$

(4) Kalkulation des eco²-Value-Added

Zur Kalkulation des eco²-Value-Added ist, gemäß Formel 3, die Differenz aus Produktionswert und Werteverzehr zu bilden, d.h.:

$$\begin{aligned} NWS &= PW - WV = [PW^{\text{I}} + PW^{\text{E}}] - [WV^{\text{I}} + WV^{\text{E}}] \\ &= \left[\sum_{i=1}^I PW^{\text{I}}_i + 0 \right] - \left[\sum_{h=1}^H WV^{\text{I}}_h + \sum_{i=1}^I WV^{\text{I}}_d + \sum_{c=1}^C WV^{\text{E}}_c \right] \end{aligned} \quad (28)$$

$$= \sum_{i=1}^I x_{p_i}^{\text{II}} * v_{p_i}^{\text{II}} - \sum_{h=1}^H r_h^{\text{II}} * p_h^{\text{II}} - \sum_{i=1}^I x_i^{\text{II}} * p_i^{\text{II}} - \sum_{c=1}^C w_{p_c}^{\text{E}} * p_c^{\text{E}}$$

5.4.9 Auswertung

Nachdem mit der Quantifizierung des eco²-Value-Added eine Aussage über die nachhaltige Wertschöpfung eines Untersuchungsobjekts möglich wird, bestehen diverse Optionen der Auswertung, die hernach kurz umrissen werden sollen.

(1) Ermittlung des relativen Nachhaltigkeitsdefizits

Das Nachhaltigkeitsdefizit einer produktionstechnischen Handlung stellt die rein ökonomischen Aufwendungen einer ausgewählten internen Mengengröße und die mit ihrem Verbrauch einhergehende Wirkung auf das externe System gegenüber. Mit dem Vergleich können zwei im Kontext der eco²-Value-Added Rechnung auftretende Fragen beantwortet werden. Zum einen, welchen Anteil der intern generierten Wertschöpfung ein Unternehmen in Zukunft im Mittel abführen sollte, um die Externalitätsbedingung erfüllen zu können bzw. nachhaltig zu wirtschaften. Zum anderen, um welchen Betrag ein Gut im Einkauf unter einem gesellschaftsverträglichen Umweltpreis liegt. Zu diesem Zweck werden die Verlustkoeffizienten (vk) ersten und zweiten Grades unterschieden. Der vk^I kann als Quotient von externer Wertschöpfung und interner Wertschöpfung dargestellt werden:

$$vk^I = \frac{EWS}{IWS} \quad (29)$$

Ein angenommener vk^I von -0,05 besagt, dass zur Erfüllung der Externalitätsbedingung ein Betrag von 5 Cent pro € interner Wertschöpfung im Sinne der Planungfunktion in Zukunft zielgerichtet beglichen werden sollte. Ist ein Verlustkoeffizient positiv, trägt das Unternehmen aktiv zu der

Realisierung einer ökologisch nachhaltigen Wirtschaftsweise bei. Der Verlustkoeffizient zweiten Grades (vk^II) einer beliebigen Eingangsmenge r ergibt sich aus dem Verhältnis der spezifischen externen Wertschöpfung (WV_r^E) und dem internen Beschaffungspreises (p_r) derselben Mengeneinheit:

$$vk^II_r = \frac{WV_r^E}{p_r} \quad (30)$$

Der vk^II_r verdeutlicht den relativen, nicht bepreisten Beitrag einer beliebigen Eingangsmenge zur Naturwertminderung. In diesem Sinne stellt er ein nützliches Hilfsmittel für die ökologisch orientierte Optimierung von Produkt- und Produktionssystemen dar. Durch die Anwendung auf ein Wahlproblem, lässt sich der Nutzen unterschiedlicher Handlungsoptionen (z.B. die Auswahl der Materialien in der Entwicklung eines Produktes) im Hinblick auf die gesellschaftlich wahrgenommene Umweltwirkung abbilden und steuern.

(2) Untersuchung der Dynamik

Die Dynamik der eco²-Value-Added-Rechnung resultiert aus der Abhängigkeit der mengenmäßigen Verbrauchsgrößen des Untersuchungsobjekts von der Ausbringungsmenge. Nachdem die Abhängigkeit der Mengenkategorien zu Anfang der Untersuchung qualitativ bestimmt wurde, ist an dieser Stelle die Auswirkung der Modifikation für ein, im Sinne des betrachteten Produktionssystem als rational anzusehendes, Losgrößenintervall zu untersuchen. In der Regel ist hier eine Modellierung für einzelne Punkte des Intervalls ausreichend, um den Trend zu approximieren und Korridore zwingenden Nutzens abzuleiten. Abb. 5.15 illustriert die Analyse der Dynamik der eco²-Value-Added-Rechnung qualitativ. Je nach Wahlproblem können hier lineare, progressive oder degressive Verläufe auftreten.

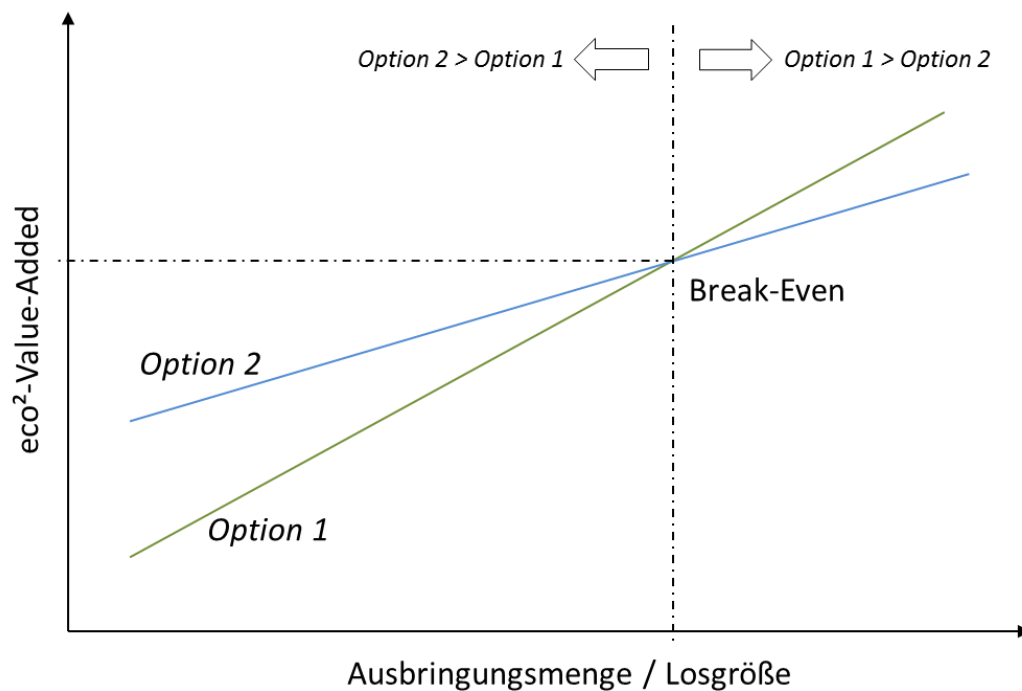


Abb. 5.15 Qualitative Dynamik des eco²-Value-Added-Wahlproblems

(3) Vergleichende Untersuchung des Wertschöpfungsdefizits

Dieser Schritt kann sowohl im Kontext des Wirtschaftswerts als auch für den eco²-Value-Added durchgeführt werden. Ein Einsatz ist jedoch nur zu empfehlen, wenn es sich bei der initialen Untersuchung um einen Vergleich zwischen Alternativen handelt. Das Wertschöpfungsdefizit zwischen zwei Optionen ergibt sich aus der Differenz der Wirtschaftswerte bzw. eco²-Value-Added Ergebnisse. Mit Hilfe dieses Indikators lassen sich, auch in Verbindung mit der oben beschriebenen Dynamik, Vorteilhaftigkeitskorridore ermitteln.

(4) Untersuchung der Ressourceneffizienz

In Anlehnung an das Rationalprinzip definiert die VDI 4800 (VDI 2016) die Ressourceneffizienz als Quotient von Nutzen und Aufwand. Diffizil erweist sich dabei ausgerechnet die mit der Kennzahl bezweckte Darstellung des

Verhältnisses der ökonomischen Leistung (funktionelle Einheit) und dem ökologischen Aufwand, ausgedrückt durch die Kategorien Material, Energie, Luft, Wasser Fläche/Boden, Biodiversität und Ökosystemdienstleistung. Infolge der Vielzahl an Aufwandskategorien existieren wenige Ansätze für die Ableitung einer einzelnen Kennzahl. Zwar ist diese Möglichkeit durch die optionale Normierung der DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) prinzipiell gegeben, ihre Aussagefähigkeit bleibt jedoch begrenzt. Einerseits überlässt es die DIN EN ISO 14040 und 14044 (DIN 2006; DIN 2009) dem Anwender eine Priorisierung der Wirkkategorien, z.B. mit Hilfe einer Nutzwertanalyse, durchzuführen. Eine Normierung weist somit häufig eine hohe Subjektivität auf. Andererseits werden interne, realwirtschaftliche Größen vollständig vernachlässigt. In dieser Form vermag es die Kennzahl Ressourceneffizienz daher nicht ein gesamtheitliches Bild der Leistungserstellung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle zu zeichnen. Mittels des hier präsentierten Ansatzes wird dies möglich. Der Nutzen wird dabei als Produktionswert, der Aufwand als Werteverzehr interpretiert. Die Ressourceneffizienz kann im Sinne der eco²-Value-Added-Rechnung wie folgt ausgedrückt werden:

$$RE = \frac{\text{Nutzen}}{\text{Aufwand}} = \frac{PW}{WV} = \frac{PW^I + PW^E}{WV^I + WV^E} \quad (31)$$

Eine Option ist als ressourceneffizient einzustufen, wenn sie einen Wert ≥ 1 erreicht. Abb. 5.16 illustriert den Zusammenhang. Die Ressourceneffizienzlinie markiert die Grenze zwischen ökonomisch-ökologisch vorteilhaften bzw. nicht-vorteilhaften Handlungen.

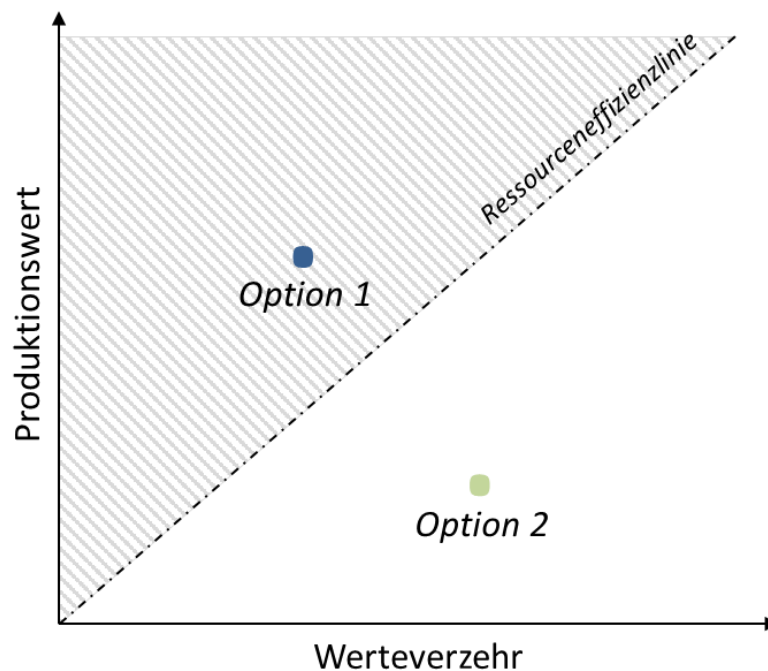


Abb. 5.16 Ressourceneffizienz eines eco²-Value-Added-Wahlproblems

(5) Untersuchung des Wertschöpfungsbeitrags einzelner Prozessschritte

Auf Basis der in den Abschnitten 5.4.6 und 5.4.7 ausgeführten Mengen- und Wirkungsrechnungen, kann der zunächst aggregiert betrachtete eco²-Value-Added rückwirkend auf der Ebene einzelner Prozessschritte inspiziert werden. Voraussetzung hierfür ist die Zuweisung des unmittelbaren internen Wirtschaftswerts auf isolierte Prozessstufen (z.B. mit Hilfe der Bearbeitungszeit). Gleichmaßen bietet sich in diesem Zuge eine spezifische Untersuchung der oben beschriebenen Indikatoren an. Der Zweck einer solchen Analyse ist die Realisierung einer erhöhten Transparenz auf Prozessebene. Im Hinblick auf eine ganzheitliche Systemoptimierung unterstützt dies die sozioökonomische Sensibilisierung der Entscheidungs-träger. Als zweckdienlich erweist sich weiterhin eine Auswertung einzelner interner Mengenkategorien (z.B. Material, Betriebsmittel, Elektrizität) auf Basis der-selben

Maßeinheit. Tab 35 in Anhang 1 fasst die Entscheidungsebenen und –
momente der eco²-Value-Added-Rechnung zusammen.

6 Modellierung der externen Beschaffungspreise

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die Methodik der eco²-Value-Added-Rechnung vorgestellt wurde, fasst dieses Kapitel die Modellierung der externen Beschaffungspreise zusammen. In diesem Sinne stellen die folgenden Abschnitte eine exemplarische Umsetzung der oben theoretisch formulierten sozioökonomischen Analyse dar. Gemäß der Methodik werden hierfür zunächst die Umweltprobleme kategorisiert sowie Indikatoren und Zielzustände bestimmt. Anschließend werden mit Hilfe deterministischer Marktsimulationen die jeweiligen Beschaffungspreise kalkuliert.

6.1 Kategorisierung von Umweltproblemen

Seit Jahren nimmt die Wahrnehmung von Problemen im Zusammenhang mit der Umwelt sowohl im persönlichen als auch im unternehmerischen Umfeld zu. Dennoch existiert bis heute keine allgemeingültige Systematik von Umweltproblemen (*c*). Bislang ist es im Wesentlichen dem Verfasser einer Untersuchung überlassen, was als Umweltproblem angesehen wird. Es stellt sich also die Frage, wie Umweltprobleme in der vorliegenden Arbeit systematisiert werden können. Nach dem anthropozentrischen Prinzip wird der natürlichen Umwelt hierbei kein Existenzrecht aus sich selbst heraus zugestanden. Eine Kategorisierung hat sich demnach einzig an der gesellschaftlichen Wahrnehmung zu orientieren. Um diese zu ermitteln, existieren zwei Möglichkeiten: Ein Querschnitt der Wahrnehmung von Fachfremden mit Hilfe von Umfrageergebnissen unter der Gesamtbevölkerung oder die Adaption von existierenden Klassifizierungen in einschlägigen Studien. Während ersteres zwar im Besonderen die oben spezifizierte Anforderung der gesellschaftlichen Wahrnehmung dokumentiert, stellt letzteres eine weitaus fundiertere Klassifizierung dar. Zu den umweltrelevanten Themen, die der Gesellschaft die größten Sorgen bereiten, gehören in erster Linie der Klimawandel, Luft- und Wasserverschmutzung, Ressourcenverknappung,

Gesundheitsbelastungen, durch Mensch und Natur verursachte Katastrophen, Anfall von Abfall und Verlust der Artenvielfalt (Dittmann 2008, S. 356 ff; EK 2008, S. 9; EK 2008). Eine weitere Spezifizierung der einzelnen Problemfelder im Hinblick auf Ausprägung und/oder etwaige Grenz- und Referenzwerte wird in den betrachteten Umfragen nicht weiter ausgeführt. Da anhand dieser Ergebnisse u.a. nicht klar wird, was konkret unter Luft- und Wasserverschmutzung verstanden wird, kann eine schlüssige Kategorisierung der Umweltprobleme auf dieser Basis nicht stattfinden. Eine ähnliche, wenngleich ausführlichere Klassifizierung präsentieren Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a, S. 472f). Die zehn hier benannten ökologischen Problemfelder, für die zudem jeweils Grenzwerte kalkuliert werden, sind der Klimawandel, der Biodiversitätsverlust, der Stickstoff- und Phosphorkreislauf, der stratosphärische Ozonabbau, die Versauerung der Ozeane, der weltweite Süßwasserverbrauch, die Veränderungen in der Landnutzung, der Feinstaub und die chemische Kontamination. Dennoch kann auch diese Systematik nicht ohne weiteres als Grundlage der Kalkulation des externen Werteverzehrs herangezogen werden, da einzelne hier aufgeführte Umweltproblemkategorien industrielle Tätigkeiten nur im Entferntesten betreffen. Nicht zuletzt taugt ein globaler Grenzwert nicht als Referenzwert für ein lokal auftretendes Umweltproblem (z.B. Phosphorkreislauf vs. Euthrophierung). Im Kontext der Ökobilanzierung existieren ebenfalls diverse Ansätze zur Systematisierung von Umweltproblemen. Die vorliegende Arbeit orientiert sich in der Folge an der von Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009, S. 220) vorgeschlagenen Kategorisierung. Tab 17 fasst die Input- und Output-orientierte Einteilung zusammen.

Tab 17 Übersicht über gesellschaftlich wahrgenommene Umweltproblemfelder in Anlehnung an Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009)

Input-orientierte Umweltproblemfelder	Output-orientierte Umweltproblemfelder
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abiotischer Ressourcenverbrauch ▪ Biotischer Ressourcenverbrauch ▪ Süßwassernutzung ▪ Naturraumnutzung ▪ Luftnutzung 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Klimaänderung ▪ Stratosphärischer Ozonabbau ▪ Sommersmog ▪ Versauerung ▪ Eutrophierung ▪ Luftverschmutzung ▪ Humantoxizität ▪ Ökotoxizität

Zur Veranschaulichung der in Kapitel 5 beschriebenen sozioökonomischen Analyse, wählt der Autor die output-orientierten Umweltproblemfelder Klimaänderung, stratosphärischer Ozonabbau, Versauerung, Eutrophierung und Luftverschmutzung. Die fundamentalen Mechanismen dieser Problemkategorien werden in Anhang 2 zusammengefasst. Die Wahl der betrachteten Kategorien basiert in erster Linie auf der Verfügbarkeit der relevanten Daten und der Bedeutung für industrielle Anwendungen. Zu komplex für die Betrachtung in der vorliegenden Arbeit sind der Ressourcenverbrauch sowie die Human- und Ökotoxizität. Zwar lässt sich das oben beschriebene Vorgehen ohne weiteres auf diese Umweltprobleme übertragen, jedoch nicht in aggregierter Form. In diesen Kategorien können die externen Kosten ausschließlich auf einzelne natürliche Ressourcen und/oder Stoffe bezogen werden. Eine Berücksichtigung in der vorliegenden Arbeit scheitert an der bloßen Menge der zu erwägenden Parameter. Das Modell kann in Anlehnung an die nachfolgenden Ausführungen jedoch problemlos um andere Rubriken erweitert werden.

6.2 Indikatoren und Zielzustände von Umweltproblemen

Nachdem zunächst eine Klassifizierung der zu betrachtenden Umweltprobleme vorgenommen wurde, stellt sich die Frage nach einem

erstrebenswerten Zustand der Umwelt. Zwar kann diese Frage in der vorliegenden Arbeit nicht abschließend beantwortet werden, dennoch ist ihre Formulierung je Problemkategorie für die Quantifizierung des externen Werteverzehrs von essentieller Bedeutung, da sie als Referenz der Monetarisierung dient. In Anlehnung an das antropozentrische Prinzip soll an dieser Stelle beispielhaft die Herleitung der zwei möglichen Referenzen (gesellschaftlich akzeptierte Zielzustände und ökologische Grenzen) skizziert werden. Im Fall der Ausrichtung der Kalkulation an der planetarischen Begrenztheit, kann die von Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a) vorgelegte Spezifizierung als Standardwerk herangezogen werden. Neben den ökologischen Grenzen beziffern Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a) den aktuellen Status sowie den vor-industriellen Zustand zehn ausgewählter Umweltprobleme. Obgleich hier nicht der Anspruch auf Exaktheit erhoben wird, verdeutlicht die Studie die Problematik der Regenerationsfähigkeit der Natur. Als drängendste Probleme werden hierbei diejenigen beschrieben, für die der aktuelle Status bereits die ökologischen Grenzen überschritten hat, d.h. der Klimawandel, der Biodiversitätsverlust und der Stickstoffkreislauf. Tab 18 fasst die Ergebnisse in Anlehnung an Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a, S. 472f) zusammen. Zwar eignen sich die hier bestimmten Grenzen für eine Kalkulation des Werteverzehrs auf globaler Ebene, nicht jedoch für die im Folgenden untersuchten lokal auftretenden Umweltprobleme Luftverschmutzung, Versauerung und Eutrophierung.

Tab 18 Ökologische Problemfelder und globale Grenzen in Anlehnung an Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a, S. 472f)

Ökologisches Problemfeld	Parameter	Ökologische Grenze	Aktueller Status	Vorindustrielles Niveau
<i>Klimawandel</i>	Atmosphärische Konzentration von Kohlenstoffdioxid (parts per million)	350	387	280
<i>Biodiversitätsverlust</i>	Aussterberate (Anzahl der Spezies pro einer Million Spezies pro Jahr)	10	>100	0
<i>Stickstoffkreislauf</i>	Wert der Entnahme von N ₂ aus der Atmosphäre für menschliche Bedarfe (Millionen Tonnen pro Jahr)	35	121	0
<i>Phosphorkreislauf</i>	Mengenmäßiger Eintrag an P in die Meere (Millionen Tonnen pro Jahr)	11	8,5-9,5	-1
<i>Stratosphärischer Ozonabbau</i>	Ozon-Konzentration (Dobson Einheit)	276	283	290
<i>Versauerung der Ozeane</i>	Weltweiter durchschnittlicher Sättigungszustand von Aragonit in oberflächennahen Gewässern	2,75	2,90	3,44
<i>Weltweiter Süßwasserverbrauch</i>	Menschlicher Süßwasserverbrauch (km ³ pro Jahr)	4000	2600	415
<i>Veränderungen in der Landnutzung</i>	Prozentualer Anteil der globalen Landüberdeckung durch Ackerfläche	15	11,7	Gering
<i>Feinstaub</i>	(Regionale) Partikel-Konzentration in der Atmosphäre	Keine Werte bekannt		
<i>Chemische Kontamination</i>	z.B. Emissionen von schwer abbaubaren organischen Schadstoffen, Kunststoff, Schwermetallen o.ä.	Keine Werte bekannt		

Im Gegensatz zu den planetarischen Grenzen, bestehen eindeutige gesellschaftlich akzeptierte Zielzustände für die Kategorien Klimaänderung, stratosphärischer Ozonabbau und Luftverschmutzung. Für die Kategorien Versauerung und Euthrophierung ist hingegen keine präferierte Konstitution der Umwelt bekannt.

(a) Zielzustand der Klimaänderung

Der eindeutige, gesellschaftlich akzeptierte Zielzustand der Klimaänderung ist die, ursprünglich durch Nordhaus (Nordhaus 1975; Nordhaus 1977) formulierte und im Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (engl. United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) vereinbarte, Begrenzung der globalen Erderwärmung auf 2 Grad über dem vorindustriellen Niveau. Zwar wurde dieses Ziel durch das Ende 2015 verabschiedete und Anfang 2016 von 175 Staaten unterzeichnete Paris-Abkommen auf 1,5 Grad korrigiert, dennoch existieren bislang kaum verwertbare Studien für dieses verschärfte Szenario. Die vorliegende Arbeit nutzt daher die Erreichung des 2-Grad-Ziels als Referenzszenario für die Wirkkategorie Klimawandel. Laut IEA (IEA 2012) ist hierfür eine Obergrenze für Treibhausgase in Höhe von 450 ppm in der Atmosphäre nicht zu überschreiten. Als Indikator für den Klimawandel dient das Global Warming Potential (*GWP*), das die Schädlichkeit verschiedener Treibhausgase in Form des CO₂-Äquivalents (*CO₂e*) bemisst. Tab 36 in Anhang 3 fasst die Klassifizierung und Charakterisierung nach IPCC 100 Jahre Szenario zusammen.

(b) Zielzustand des stratosphärischen Ozonabbaus

Das weltweit akzeptierte Ziel der Begrenzung bzw. Reduktion des Ozonlochs auf das Niveau vor dem Jahr 1980 wurde im Montreal-Protokoll 1987 verabschiedet (Newman et al. 2007, S. 4537; WMO 2014). Als Indikator der Kategorie stratosphärischer Ozonabbau dient das Ozone Depletion Potential (*ODP*), das ähnlich dem Global Warming Potential die Wirkung verschieden-

er Verbindungen auf die Bildung des Ozonlochs quantifiziert. Das Maß des ODP ist das R11-Äquivalent (*R11e*). Seine Klassifizierung und Charakterisierung sind in Tab 37 in Anhang 3 zusammengefasst.

(c) Zielzustand der Luftverschmutzung (hier: Feinstaubbelastung)

Der Fall der Luftverschmutzung gestaltet sich aus unterschiedlichen Gründen komplex. Traditionell beschreibt der Begriff eine Veränderung der natürlichen Zusammensetzung der Luft durch die Anreicherung verschiedener artfremder Stoffe, z.B. Rauch, Staub, Gas und Aerosole. Da eine ganzheitliche Erfassung sämtlicher Substanzen, die zu einer Verschmutzung der Luft führen, in einer Wirkkategorie im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich ist und diverse Wirkungen bereits in anderen Kategorien betrachtet werden (u.a. Versauerung, Eutrophierung), wird an dieser Stelle vereinfachend der als für den Menschen besonders gefährliche Feinstaub untersucht (vgl. Anhang 2). Als Indikator dient hierfür die Partikelgröße (PM_{2,5} und PM₁₀) in Verbindung mit der gemessenen Menge pro Tag und Jahr. In Europa wurden durch die Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) verschiedene Grenzwerte festgelegt. Für PM₁₀-Partikel gelten der Tagesgrenzwert von 50 µg/m³ und der zulässige Jahresmittelwert von 40 µg/m³. Für PM_{2,5}-Partikel gilt seit 2015 der verbindliche Jahresmittelwert von 25 µg/m³. Ab 2020 wird dieser auf 20 µg/m³ verschärft.

Ist, wie für die Kategorien Versauerung und Eutrophierung, keine präferierte Konstitution der Umwelt bekannt, ist eine Anlehnung an den planetarischen Grenzen empfehlenswert. Zur Bemessung der Wirkungsmenge der Kategorien Versauerung und Eutrophierung werden die klassischen Äquivalenzfaktoren Acidification Potential (*AP*) und Eutrophication Potential (*EP*) herangezogen.

6.3 Ermittlung der externen Beschaffungspreise

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten die Kategorisierung, Indikatoren und Zielzustände gesellschaftlich wahrgenommener Umweltprobleme vorgestellt wurden, zeigt dieser Abschnitt die Herleitung der externen Beschaffungspreise (p^E_c) für die Kategorien Klimawandel, stratosphärischer Ozonabbau, Luftverschmutzung, Eutrophierung und Versauerung.² Die hierzu konstruierte deterministische Modellierung basiert vollständig auf freizugänglichen Datenbanken und/oder entsprechender Literatur. Das Vorgehen kann in drei Schritte zusammenfasst werden:

1. Formulierung eines aus heutiger Sicht realistischen Referenzszenarios je Kategorie (c) für das Jahr 2014.
2. Approximierung des Trends auf Basis der Entwicklungstendenzen der wesentlichen Bezugsgrößen für die Jahre 2020, 2030, 2040 und 2050.
3. Fazit und kritische Prüfung der Aussagefähigkeit mit Hilfe einer detaillierten Reflexion der Daten und Annahmen sowie einer Abweichungs- und Sensitivitätsanalyse.

6.3.1 Basisdaten

Die Basisdaten dienen als Referenz- und Prognoseindikatoren des zunächst für das Jahr 2014 kalkulierten Beschaffungspreises (p^E_c). Die wesentlichen Bezugsgrößen für die nachfolgende Modellierung sind die anteiligen Änderungen von Bevölkerungszahl, Bruttoinlandsprodukt (BIP) und Verbraucherpreisindex (VPI) von Deutschland und der Welt.

Zur Prognose des Wirtschaftswachstums Deutschlands dient das arithmetische Mittel des Zeitraums zwischen 1992 und 2015. Das durchschnittliche nominale BIP-Wachstum belief sich laut StaBA (StBA 2016a) auf 2,9% (=

² Zur mathematischen Herleitung der externen Beschaffungspreise siehe Formel 11.

i_N). In der Folge wird angenommen, dass sich dieser Trend bis zum Jahr 2050 fortsetzt. Abb A4.1 in Anhang 4 illustriert den Trend. Für das nominale Wachstum der Weltwirtschaft orientiert sich die vorliegende Arbeit an der Prognose von Laudicina et al. (Laudicina et al. 2014) und geht bis zum Jahr 2050 von einem durchschnittlichen, jährlichen Anstieg des BIP in Höhe von 3,5% (= i_N) aus. Ähnlich dem oben skizzierten Vorgehen zur Ermittlung des Wirtschaftswachstums, beläuft sich das arithmetische Mittel des Verbraucherpreisanstiegs, der als wesentlicher Indikator der Inflation dient, zwischen den Jahren 1992 und 2015 auf 1,9% (StBA 2016b). In der Folge wird angenommen, dass sich dieser Trend ebenfalls bis zum Jahr 2050 fortsetzt. Abb A4.2 in Anhang 4 illustriert den Trend. Das reale durchschnittliche Wirtschaftswachstum, das sich in der vorliegenden Arbeit aus der Differenz von nominalen Wirtschaftswachstum und Verbraucherpreisanstieg ergibt, beläuft sich in Deutschland demnach auf 1% (= i_R). Die Weltbank (The World Bank 2016) zeigt, dass die prozentuale Veränderung des weltweiten Verbraucherpreisindex über die vergangenen knapp 30 Jahre bei rund 5% p.a. lag. In der Folge wird angenommen, dass sich dieser Trend bis zum Jahr 2050 fortsetzt. Das reale durchschnittliche Wirtschaftswachstum der Welt beläuft sich demnach auf minus 1,5% (= i_R). Die Kalkulation der Prognosewerte des BIP bis zum Jahr 2050 fußt auf dem Referenzwert des Jahres 2014, d.h.:

$$BIP_{1+n} = BIP_1 * (1 + i)^{[(1+n)-1]} = BIP_t * (1 + i)^n \quad (32)$$

Die Weltbank (The World Bank 2015) beziffert das globale BIP des Referenzjahres 2014 auf 73,4 Bill. US-\$. Bei einem angenommenen Wechselkurs³ vom 1.7.2014 (1 US-\$ = 0,7311 Euro) (finanzen.net 2017), ergibt sich ein

³ Als Stichtag der vorliegenden Arbeit dient der 1.7. eines jeweiligen Jahres. Der Wechselkurs orientiert sich in erster Instanz an dem Bezugsjahr der Studie. Ist ein Wechselkurs, z.B. aufgrund des Alters der Studie nicht zu ermitteln, wird eine rationale Alternative gesucht.

globales BIP in Höhe von 53,66 Bill. €. Für Deutschland errechnet das StaBA (StBA 2016a) im Jahr 2014 ein BIP in Höhe von 2.923,93 Mrd. €.

Ein weiterer Referenzindikator zur Projektion der Beschaffungspreise ist die Bevölkerungsentwicklung. Die Vereinten Nationen (UN 2015) präsentieren in diesem Kontext drei Szenarien (low, medium und high variant scenario) für die Entwicklung der Bevölkerung der Welt sowie der Einzelstaaten bis zum Jahr 2100. Die vorliegende Arbeit orientiert sich an der gemittelten Variante (medium variant scenario). Ausgehend vom Referenzjahr 2014 ist in Deutschland bis zum Jahr 2050 mit einer Abnahme der Bevölkerung um 7,6%, weltweit ist hingegen mit einer Steigerung um 33,9% zu rechnen.

Tab 19 fasst die wesentlichen Bezugsgrößen der nachfolgenden Rechnungen für das Referenz- und die Prognosejahre zusammen.

Tab 19 Basisdaten für die Modellierung der externen Beschaffungspreise bis zum Jahr 2050

	2014	2020	2030	2040	2050
BIP Welt (nominal) [Bill. €]	53,66	65,96	93,05	131,25	185,14
BIP Welt (real) [Bill. €]	53,66	49,01	42,13	36,22	31,14
BIP BRD (nominal) [Mrd. €]	2.923,9	3.471,0	4619,7	6.148,5	8.183,2
BIP BRD (real) [Mrd. €]	2.923,9	3.103,8	3.428,5	3.787,2	4.183,5
Bevölkerung Welt [Tausend]	7.265.786	7.758.157	8.500.766	9.157.234	9.725.148
Bevölkerung BRD [Tausend]	80.646	80.392	79.294	77.300	74.513

6.3.2 Der externe Beschaffungspreis der Klimaänderung

Der Begriff Klimaänderung beschreibt in der vorliegenden Arbeit, wie in Anhang 2 ausgeführt, den anthropogen verursachten Treibhauseffekt, der in erster Linie zu einem Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur führt.

Als Äquivalenzfaktor des Klimawandels dient das Treibhauspotential (engl. Global Warming Potential, GWP). Der Wirkindikator ist das CO₂e. Tab 36 in Anhang 3 fasst die für den Klimawandel relevanten Stoffe und ihre Charakterisierungsfaktoren zusammen. Da weder die Ursache noch die Auswirkungen der Klimaänderung lokal begrenzt sind, ist die Kategorie in dem oben skizzierten Systemverständnis dem globalen Wirksystem zugeordnet. In Anlehnung an Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) wird daher eine globale Bilanzgrenze gewählt. Aus Gründen der Datenverfügbarkeit dienen die Jahre 2010 und 2014 als Bezugszeitpunkte für die nachfolgende Kalkulation. Für das Jahr 2010 errechnet die OECD (OECD 2012, S. 23) in ihrem Baseline-Szenario ein weltweites GWP von 48,4 Gt CO₂e. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer Steigerung um 68,7% zu rechnen (OECD 2012). Das Wachstum wird in der Folge als linear angenommen. Der mittlere jährliche Anstieg des globalen GWP beläuft sich demnach auf 0,8313 Gt. Für das Referenzjahr 2014 ergeben sich also GWP-Emissionen in Höhe von 51,73 Gt.

(1) Der Beschaffungspreis der Abmilderung der Klimaänderung pro Jahr

$$(p_{ct_A}^E)$$

Der gesellschaftlich akzeptierte Zielzustand der Klimaänderung ist die Begrenzung der globalen Erderwärmung auf 2 Grad Celsius über dem vorindustriellen Niveau. In diesem Kontext vergleichen Edenhofer et al. (Edenhofer et al. 2010) eine Auswahl von Ansätzen zur Quantifizierung der Kosten der Umsetzung des 2 Grad Ziels. Dabei werden die jährlichen Kosten auf 2,5% des globalen Bruttoinlandsproduktes beziffert. Es wird angenommen, dass sich dies bis zum Jahr 2050 fortsetzt. Als Referenzgröße dient das oben ausgeführte globale BIP des Jahres 2014. Die gesellschaftlichen Kosten der Abmilderung des Klimawandels im Jahr 2014 (AK_{c2014}^E) beliefen sich demnach auf 1,34 Bill. €. Der gesellschaftlich wirksame Beschaffungspreis

der Abmilderung des Klimawandels ($p^{\text{IE}}_{ct_A}$) für die Jahre 2014 bis 2050 ergibt sich somit aus dem Quotienten des durch Edenhofer et al. (Edenhofer et al. 2010, S. 11, 30) identifizierten 2,5%-igen Anteils am globalen BIP für ein beliebiges Referenzjahr und den entsprechenden GWP-Emissionen. Demnach beläuft sich der der $p^{\text{IE}}_{c2014_A}$ auf **0,026 €/kg CO₂e**. Aufgrund der oben ausgeführten anzunehmenden Steigerung der wesentlichen Bezugsgrößen (GWP-Emissionen, nominales BIP), ist mit einer Steigerung des nominalen Beschaffungspreises der Abmilderung um 118% bis zum Jahr 2050 zu rechnen. Real ist in diesem Szenario bis zum Jahr 2050 hingegen mit einer Abnahme des Beschaffungspreises der Abmilderung um 63% zu rechnen. Tab 41 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Abmilderung des Klimawandels zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(2) Der Beschaffungspreis des Schadens der Klimaänderung pro Jahr ($p^{\text{IE}}_{ct_S}$)

Kemfert (Kemfert 2007, S. 168) zufolge verursacht der Klimawandel in Deutschland Schäden in nahezu jedem Sektor der Volkswirtschaft von Ernteverlusten in der Landwirtschaft bis hinzu Krankheiten und Todesfällen im Gesundheitssektor. In der Studie werden allerdings auch gewisse positive Folgen der Klimaänderung (externer Produktionswert) betont, u.a. die zunehmende Wirtschaftsleistung durch Neubauten. Auf dieser Basis berechnet Kemfert (Kemfert 2007, S. 168) die Energie-, Schadens- und Abmilderungskosten für Deutschland zu konstanten Preisen innerhalb von fünf Intervallen (2016-2025, 2026-2050, 2051-2075, 2076-2100). Da die Abmilderungskosten bereits bekannt sind, werden in der Folge ausschließlich die Schadens- und Energiekosten betrachtet. Letztere beschreiben die Kosten für den Umbau des Energiesystems und sind daher als tatsächlich anfallende Aufwendungen ebenfalls den Schadenskosten zuzurechnen. Bis zum Jahr 2100 ergeben sich für Deutschland reale Gesamtkosten des

Schadens in Höhe von 1,015 Bill. €. Bei Annahme einer linearen Verteilung auf den Untersuchungszeitraum sind dies 12,08 Mrd. € p.a. Zur Allkoation der bislang ausschließlich für Deutschland bekannten Aufwendung auf das globale Wirksystem existieren verschiedene Referenzindikatoren. Für die nachfolgende Kalkulation wird die oben ausgeführte Bevölkerungszahl herangezogen, da sich hierüber am ehesten die in Zukunft steigende Nachfrage approximieren lässt und eine Nivellierung der global höchst ungleich verteilten anzunehmenden Schäden realisiert wird⁴. Hierzu sind zunächst die jährlichen Schadenskosten pro Kopf zu kalkulieren. Für Deutschland ergeben sich im Referenzjahr 2014 Kosten in Höhe von 149,83 €/Kopf. Während diese für einen realen Verlauf als konstant angenommen werden, wird für einen nominalen Verlauf mit einem mittleren jährlichen Anstieg analog dem Wirtschaftswachstum um 3,5% gerechnet. Übertragen auf die Weltbevölkerung des Jahres 2014, errechnen sich Gesamt-Schadenskosten (SK^E_{c2014}) in Höhe von 1,09 Bill. €. Entsprechend belief sich der p^E_{c2014s} auf **0,021 €/kg CO₂e**. Das nominale Wachstum des Beschaffungspreises bis 2050 beläuft sich auf rund 192%, real ist hingegen von einer Abnahme um rund 15% auszugehen. Tab 42 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens des Klimawandels zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(3) Der Beschaffungspreis der Opportunität der Klimaänderung pro Jahr

$$(p^E_{cto})$$

Die Opportunität resultiert aus der, aufgrund des zu erwartenden Schadens, verminderten volkswirtschaftlichen Leistung. Nach dem Wesentlichkeitsprinzip ergibt sich diese für die globale Erwärmung aus den Disability-Adjusted-Life-Years (DALY) infolge durch den Klimawandel hervorgerufener

⁴ Deutschland/Europa gilt als Region mit einer mittleren zu erwartenden Schadenshöhe.

Krankheit und/oder Tod. Für das Jahr 2000 errechnen McMichael et al. (McMichael et al. 2003, S. 136) einen Gesamt-DALY in Höhe von 5,517 Mio. Jahren. Laut UN (UN 2015) belief sich die Bevölkerungszahl in demselben Jahr auf 6,13 Mrd. Menschen. Für das Jahr 2000 entspricht dies der geleisteten Gesamtproduktivität in Jahren. Der Produktivitätsverlustfaktor errechnet sich aus dem Verhältnis von DALY und Gesamtproduktivität. Für das Jahr 2000 ist dies 0,09%. Die Weltbank (The World Bank 2016) beziffert das globale BIP des Jahres 2000 auf 33,32 Bill. US-\$. Aus dem Produkt des globalen BIP und des Produktivitätsverlustfaktors, unter der Annahme des Wechselkurses vom 1.7.2000 (1 US-\$ = 1,0498 €) ergibt sich der Gesamtproduktivitätsverlust des Jahres in Höhe von 31,5 Mrd. €. Für die Approximation der Kosten bis zum Jahr 2050 wird mit einem gleichbleibenden Produktivitätsverlustfaktor gerechnet. Für das Jahr 2014 resultiert daraus ein Gesamtproduktivitätsverlust von 48,3 Mrd. €. Der $p_{c2014_0}^E$ belief sich demnach auf **0,0009 €/kg CO₂e**. Bis zum Jahr 2050 ist nominal mit einer Steigerung des Beschaffungspreises um rund 119%, real hingegen mit einer Abnahme um rund 63% zu rechnen. Tab 43 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Opportunität des Klimawandels zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

6.3.3 Der externe Beschaffungspreis des stratosphärischen Ozonabbaus

Der stratosphärische Ozonabbau beschreibt in der vorliegenden Arbeit das Wachstum des Ozonlochs. Anhang 2 fasst die wesentlichen Wirkzusammenhänge dieser Umweltproblemkategorie zusammen. Als Äquivalenzfaktor des stratosphärischen Ozonabbaus dient das Ozonabbaupotential (engl. Ozone Depletion Potential, ODP). Der Wirkindikator ist das R11e. Tab 37 in Anhang 3 fasst die für den stratosphärischen Ozonabbau relevanten Stoffe und ihre

Charakterisierungsfaktoren zusammen. Da weder die Ursache noch die Auswirkungen des stratosphärischen Ozonabbaus lokal begrenzt sind, ist die Kategorie in dem oben skizzierten Systemverständnis dem globalen Wirksystem zugeordnet. In Anlehnung an Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) wird daher eine globale Bilanzgrenze gewählt. Im Jahr 2014 wurden laut Ozone Secretariat des United Nations Environment Programme (UNEP OS) (UNEP Ozone Secretariat 2015) weltweit 9.575,99 t R11e emittiert. Zwar gehen Experten, nach der Verabschiedung des Montreal-Protokolls im Jahr 1987, von einer Reduktion des Ozonlochs aus, langfristige Prognosen für die ODP-Emissionen bis zum Jahr 2050 sind jedoch kaum aufzufinden. Ebenso übersichtlich zeigt sich die Informationslage in Bezug auf historische Emissionsdaten. In der Folge wird daher der von Newman et al. (Newman et al. 2007, S. 4537 ff) präsentierte Equivalent Effective Stratospheric Chlorine (EESC) Index als Referenzindikator herangezogen. Dieser beschreibt die Auswirkungen von Halogen-Emissionen (Chlor und Brom) auf das stratosphärische Ozon und skizziert die Entwicklung bis zum Jahr 2100. Unterschieden werden hierbei zwei Fälle: Die Entwicklung des EESC in mittleren und polaren Breitengraden. Newman et al. (Newman et al. 2007, S. 4537) zufolge wird das Niveau von 1980, das als Referenz für eine vollständige Erholung der Ozonschicht dient, im ersten Fall im Jahr 2041 und im zweiten Fall im Jahr 2067 erreicht. Abb. 6.1 verdeutlicht die auf das Jahr 1980 normierten EESC Szenarien nach Newman et al. (Newman et al. 2007, S. 4543).

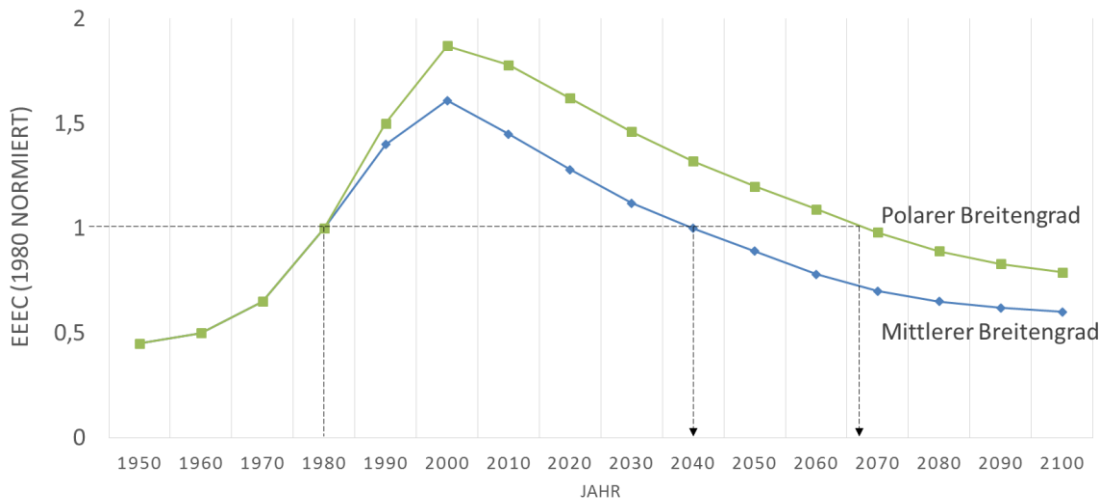


Abb. 6.1 Qualitativer Verlauf des Equivalent Effective Stratospheric Chlorine Index nach Newman et al. (Newman et al. 2007, S. 4543)

Für die vorliegende Arbeit dient der EESC als Indikator zur Abnahme des globalen ODP. Da hierbei keine eindeutige Präferenz zwischen dem EESC polarer und mittlerer Breitengrade gemacht werden kann, nutzt die vorliegende Arbeit den gemittelten Wert der Reduktion beider EESC-Szenarien, jeweils nach Überschreitung des von Newman et al. (Newman et al. 2007, S. 4543) identifizierten Peaks. Aus dem arithmetischen Mittel ergibt sich der Peak zur Mitte des Jahres 1999 (1999,5), die Assimilation im Jahr 2054. Die hier als linear angenommene erforderliche Senkung des EESC (s_{EESC}) in dem Intervall zwischen den Jahren 1999,5 und 2054 errechnet sich ebenfalls aus dem arithmetischen Mittel der beiden Szenarien, d.h.:

$$s_{EESC} = - \frac{\Delta g_m}{g_m} \tag{33}$$

$$= - \frac{\left[\frac{(EESC_{ML_{1998}} - EESC_{ML_{2041}}) + (EESC_{P_{2001}} - EESC_{P_{2067}})}{2} \right]}{\frac{EESC_{P_{2067}} + EESC_{ML_{2041}}}{2}}$$

$$= - \frac{\left[\frac{(1,65 - 1) + (1,9 - 1)}{2} \right]}{\frac{1,9 + 1,65}{2}} = -0,4366$$

$EESC_{ML_{1998}}$ *EESC Höchstwert im mittleren Breitengradszenario*

$EESC_{ML_{2041}}$ *Assimilation an 1980 EESC im mittleren Breitengradszenario*

$EESC_{P_{2001}}$ *EESC Höchstwert im polaren Breitengradszenario*

$EESC_{P_{2067}}$ *Assimilation an 1980 EESC im polaren Breitengradszenario*

Die Quantifizierung der Bezugswerte des Betrachtungsintervalls [1999,5; 2054], unter der Annahme einer analogen Entwicklung des ODP, basiert auf dem Referenzwert des Jahres 2014 (9.575,99 t R11e). Bei einer linearen Verteilung ist zwischen den Jahren 1999,5 und 2014 mit einer Reduktion um 11,62% zu rechnen. Der ODP-Bezugswert des Jahres 1999,5 beläuft sich demnach auf 10.688,33 t R11e. Im Jahr 2050 beläuft sich der Wert entsprechend auf 6.364,3 t R11e. Für den Referenzzeitraum der vorliegenden Arbeit [2014; 2050] ist, auf Basis dieses Szenarios, also mit einer Senkung der jährlichen ODP-Emissionen um 33,5% zu rechnen.

(1) Der Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus pro Jahr ($p_{ct_A}^E$)

Der gesellschaftlich akzeptierte Zielzustand des stratosphärischen Ozonabbaus ist die Begrenzung des Ozonlochs auf das Niveau vor dem Jahr 1980 (Newman et al. 2007, S. 4537; WMO 2014), weltweit vertraglich geregelt im Montreal-Protokoll von 1987. Armstrong (Armstrong 1998) beziffert die realen Gesamtkosten der Umsetzung des Montreal-Protokolls zwischen 1987 und 2060 auf insgesamt 224 Mrd. US-\$. Da Armstrong (Armstrong 1998) keine dedizierten Informationen bzgl. der Verteilung der Aufwendungen bereitstellt, wird in der Folge eine lineare Verteilung über den

Betrachtungszeitraum angenommen. Die gemittelten, jährlichen Kosten belaufen sich folglich auf 3,1 Mrd. US-\$. Unter der Annahme des Wechselkurses vom 1.7.2014 (1 US-\$ = 0,7311 Euro) (finanzen.net 2017), ergeben sich für das Jahr 2014 Schadenskosten in Höhe von 2,24 Mrd €. Während diese für einen realen Verlauf als konstant angenommen werden, wird für einen nominalen Verlauf mit einem mittleren jährlichen Anstieg analog dem Wirtschaftswachstum um 3,5% gerechnet. Der Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus ($p^{\text{E}}_{c2014_A}$) beläuft sich schließlich auf **234,27 €/kg R11e**. Infolge der oben skizzierten anzunehmenden Abnahme der ODP-Emissionen bei gleichzeitig linearer Verteilung der Kosten nach Armstrong (Armstrong 1998), ergibt sich bis zum Jahr 2050 ein Anstieg des realen Beschaffungspreises um rund 51%. Nominal ist hingegen von einer Zunahme um rund 419% auszugehen. Tab 44 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(2) Der Beschaffungspreis des Schadens des stratosphärischen Ozonabbaus pro Jahr ($p^{\text{E}}_{ct_S}$)

Die Schadenskosten treten im Zusammenhang mit dem stratosphärischen Ozonabbau in Form von Aufwendungen für erhöhten Krankenstand auf. Nach dem Wesentlichkeitsprinzip wird hernach einzig die Auswirkung des malignen Melanoms (LfU 2014; Kaatsch et al. 2015), eine Form des Hautkrebs, untersucht. Die nachfolgende Kalkulation der Schadenskosten basiert daher ausschließlich auf direkt messbaren Kosten der medizinischen Behandlungen, d.h. der Kosten der Behandlung bezogen auf die Krankheitshäufigkeit (Morbidität).

Eine Verminderung der Ozonschicht um 1% führt im Durchschnitt zu einer Erhöhung der UV-B-Strahlung um 1,5% (LfU 2014, S. 8). Die Quantität ebenjener UV-B-Strahlung gilt als wichtigster exogener Risikofaktor für maligne Melanome (Kaatsch et al. 2015, S. 62). Die UNEP (UNEP 1998, S. 49) prognostiziert die trotz des Montrealprotokolls durch zusätzliche UV-B-Strahlung entstehenden Hautkrebsfälle weltweit pro einer Million Einwohner zwischen den Jahren 1980 und 2100. Während im Jahr 2014 mit einer Neuerkrankungsrate von rund 39 Fällen pro einer Millionen Einwohner zu rechnen ist, steigt die Anzahl nahezu linear auf rund 87 Fälle im Jahr 2050 bevor sich ihr Wert bis Ende des Jahrhunderts zunehmend entspannt. Abb. 6.2 illustriert den Trend qualitativ in Anlehnung an UNEP (UNEP 1998, S. 49).

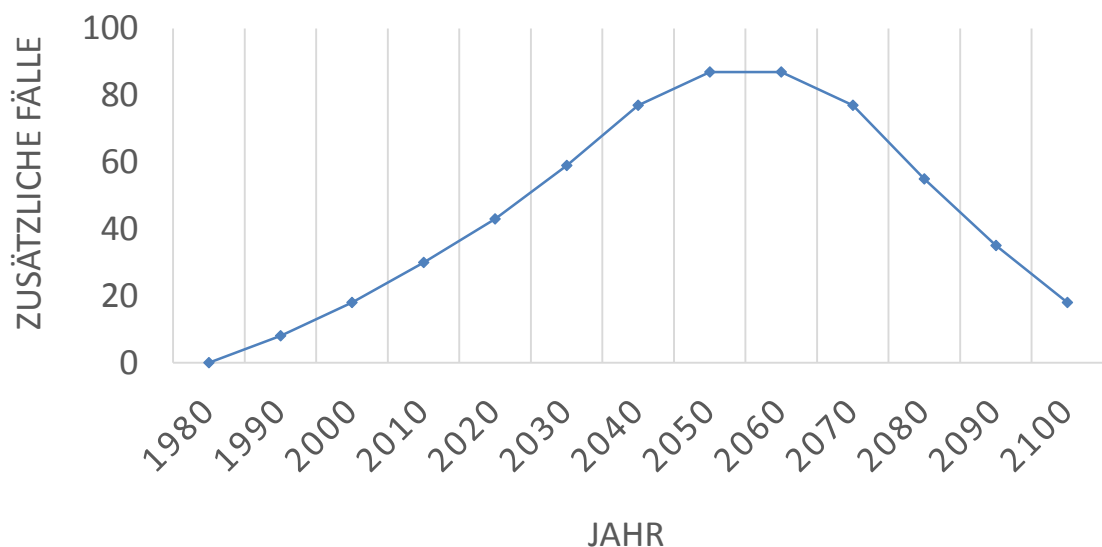


Abb. 6.2 Qualitativer Verlauf der Neuerkrankungsrate von Hautkrebs pro einer Millionen Einwohner aufgrund zusätzlicher UV-B-Strahlung nach UNEP (UNEP 1998, S. 49)

Die direkten Kosten der medizinischen Behandlung von malignen Melanomen fallen weltweit höchst unterschiedlich aus. Infolge der in diesem Fall unzureichenden Datengrundlage ist ein Referenzindikator, unter der Annahme eines weltweit gleichmäßigen Verhältnisses von Gesundheitsausgaben für schwarzen Hautkrebs (malignes Melanom) und den gesamten

Gesundheitsausgaben, zu bilden. Auf dieser Basis lässt sich ein Verhältnisfaktor (VF) für ein beliebiges Land berechnen und auf die weltweiten Gesundheitsausgaben übertragen, d.h.:

$$KKH_{Welt} = VF * GKK_{Welt} = \frac{KKH_{Land}}{GKK_{Land}} * GKK_{Welt} \quad (34)$$

KKH Krankheitskosten für schwarzen Hautkrebs

GKK Gesamte Krankheitskosten

Als Referenzland dient im Folgenden die Schweiz. In Anlehnung an Morris et al. (Morris et al. 2009, S. 267 ff) beziffern Wieser et al. (Wieser et al. 2014) die direkten medizinischen Kosten für Hautkrebs in der Schweiz im Jahr 2011 auf rund 221 Mio. CHF. Unter der Annahme eines Wechselkurses vom 1.7.2011 (1 CHF = 1,1869 US-\$) (finanzen.net 2017) entspricht dies 262 Mio. US-\$. Auf Basis der UNEP-Prognose (UNEP 1998) lassen sich, bei einer Gesamtbevölkerung von 7,9 Millionen Einwohnern (BfS 2016), die zusätzlich durch den stratosphärischen Ozonabbau entstehenden Fälle in der Schweiz im Jahr 2011 errechnen ($7,9 * 32 = 253$). Bezogen auf die Gesamtanzahl an Neuerkrankungen⁵ an malignen Melanomen in der Schweiz in Höhe von 1724 (Krebsliga 2008, S. 4), ergibt sich ein Neuerkrankungsquotient der ozonbedingten Fälle im Jahr 2011 in Höhe von 14,69% ($= 253,2/1724$). Die Gesamtkosten der Schweiz für die krankheitsbedingten Folgen des stratosphärischen Ozonabbaus im Jahr 2011 beliefen sich demnach auf 38,5 Mio. US-\$. Bezogen auf die gesamten Gesundheitsausgaben der Schweiz in Höhe von 74,3 Mrd. US-\$ ($= 9387 \$/Kopf * 7,912 Mio.$) (The World Bank 2016), ergibt sich ein Beitragsfaktor des stratosphärischen Ozonabbaus in Höhe von 0,05%. Unter der Annahme der Übertragbarkeit des Quotienten auf die

⁵ Die Krebsliga (Krebsliga 2008) errechnet eine gemittelte, jährliche Häufigkeit zwischen den Jahren 2001 und 2005. Es wird angenommen, dass die Zahl bis zum Referenzjahr 2011 konstant bleibt.

weltweiten Gesundheitsausgaben in Höhe von 7,14 Bill. US-\$ (= 1020 \$/Kopf * 7 Mrd.) (The World Bank 2016), errechnen sich für das Referenzjahr 2011 weltweite Gesamtkosten der Gesundheitsschäden aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus ($SK_{SO,2011}^{\mathbb{E}}$) von 3,57 Mrd. US-\$ (= 7,15 Bill. \$ * 0,05%). Mit Hilfe des r_{ESc} und des Referenz-ODP-Werts des Jahres 2014 (9.575,99 t R11e) lässt sich der Wert der globalen ODP-Emissionen im Jahr 2011 approximieren (=9.703,65 t R11e). Unter der Annahme des Wechselkurses vom 1.7.2011 (1 US-\$ = 0,6883 €) (finanzen.net 2017), ergibt sich ein externer Beschaffungspreis des Schadens ($p_{SO,2011S}^{\mathbb{E}}$) in Höhe von 253,71 €/kg R11e.

Die weitere Entwicklung des externen Beschaffungspreises des Schadens bis zum Jahr 2050 hängt von einer Vielzahl an Faktoren ab. Zum einen geht die UNEP (UNEP 1998) von einer Steigerung der zusätzlichen Fälle von malignen Melanomen aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus aus. Für die weitere Berechnung werden demnach unterschiedliche Werte für die Referenzjahre 2014 (39 Fälle), 2020 (43), 2030 (59), 2040 (77) und 2050 (87) angenommen. Ferner wird in der vorliegenden Arbeit von einem gleichbleibenden Verhältnisfaktor (VF) von den Hautkrebskosten zu den gesamten Gesundheitskosten (siehe oben) ausgegangen. Dabei gehen Thomas et al. (Thomas et al. 2015) bis zum Jahr 2050 von einer durchschnittlichen jährlichen Steigerung der globalen Gesundheitsausgaben von 6% aus. Diese wird in der vorliegenden Arbeit als nominale Steigerung angenommen, real wird hingegen mit konstanten weltweiten Gesundheitsausgaben gerechnet. Für das Jahr 2014 ergibt sich demnach ein nominaler Beschaffungspreis des Schadens ($p_{SO,2014S}^{\mathbb{E}}$) in Höhe von **317,22 €/kg R11e**. Bis zum Jahr 2050 ist, unter den gegebenen Annahmen, im Vergleich zum Jahr 2014 mit einer nominalen Steigerung des Beschaffungspreises um 1952% zu rechnen. Real ist hingegen mit einem Anwachsen um rund 111% zu rechnen. Tab 45 in

Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens des stratosphärischen Ozonabbaus zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(3) Der Beschaffungspreis der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus pro Jahr (p_{ctO}^E)

Die Opportunität ergibt sich aus der, aufgrund des zu erwartenden Schadens, verminderten volkswirtschaftlichen Leistung. Nach dem Wesentlichkeitsprinzip bestimmt sich diese für den stratosphärischen Ozonabbau aus der Mortalität infolge der Erkrankung mit einem malignen Melanom. Die Berechnung der Opportunitätskosten folgt Formel 10.

Wie in der oben skizzierten Kalkulation dient wiederum die Schweiz als Referenzland. Der Krebsliga (Krebsliga 2008, S. 4) zufolge erlagen hier im Jahr 2011 255 Menschen dem malignen Melanom. Bei einer Neuerkrankungszahl von 1.724, entspricht dies einer Sterberate von 14,79% der Fälle. Es wird angenommen, dass sich diese weltweit übertragen lässt und bis zum Jahr 2050 konstant bleibt. Auf Basis der UNEP-Prognose (UNEP 1998) lassen sich zudem die weltweiten Neuerkrankungen berechnen. Für das Jahr 2014 sind dies 283.365,7 Menschen. Unter Berücksichtigung der Sterberate und des zuvor errechneten Neuerkrankungsquotienten der ozonbedingten Fälle im Jahr 2011 in Höhe von 14,69%, ergibt sich eine Gesamtanzahl an Todesfällen (SQ) infolge des malignen Melanoms von 6.155,3 ($= 283.365,7 * 14,79% * 14,69%$). Laut Guy et al. (Guy et al. 2011, S. 863) beläuft sich der durchschnittlich zu erwartende Verlust an Lebensjahren (YPLL) für das maligne Melanom auf 15 Jahre. Auch hier wird angenommen, dass sich die Lebenserwartung Erkrankter bis zum Jahr 2050 nicht signifikant steigern lässt. Als Referenzgröße des volkswirtschaftlichen Beitrags einer Einzelperson wird in der Folge das Bruttoinlandsprodukt/Kopf herangezogen. Unter Beachtung der Bevölkerung und des BIP der Welt im Jahr 2014 beläuft sich

der volkswirtschaftliche Beitrag einer Einzelperson im Jahr 2014 auf 7.385,30 € (= BR). Aus Formel 10 ergeben sich somit weltweite Opportunitätskosten des stratosphärischen Ozonabbaus im Jahr 2014 ($OK_{SO,2014}^E$) von insgesamt 0,682 Mrd. €. Somit errechnet sich ein Beschaffungspreis der Opportunität im Jahr 2014 ($p_{SO,2014_0}^E$) in Höhe von 71,21 €/kg R11e. Bis zum Jahr 2050 ist nominal mit einem Anstieg um rund 1.058%, real hingegen mit lediglich rund 95% zu rechnen. Tab 46 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

6.3.4 Der externe Beschaffungspreis der Luftverschmutzung

Der Begriff Luftverschmutzung beschreibt in der vorliegenden Arbeit die Veränderung der natürlichen Zusammensetzung der Luft aufgrund der lokalen Aggregation von Feinstaub. Wie in Anhang 2 ausgeführt, werden hier zwei Partikelgrößen (engl. Particulate Matter, PM) unterschieden (PM10 und PM2,5). Da für die nachfolgende Kalkulation jedoch eine einzelne Referenz benötigt wird, ist an dieser Stelle zunächst ein eigenständiger Indikator zu bilden. Zu diesem Zweck lehnt sich die vorliegende Arbeit an die Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) an. Die hier angewiesenen Tagesgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit von PM10 (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PM2,5 (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) lassen den Schluss einer doppelten Schädlichkeit von PM2,5 im Vergleich zu PM10 Partikeln zu. In der Folge wird daher das Air Pollution Potential (APP) mit dem Wirkindikator PM2,5-Äquivalent (PM2,5e) definiert. Die Allokation der PM10 Partikel erfolgt entsprechend mit einem Charakterisierungsfaktor von 0,5. Da sowohl die Ursache als auch die Auswirkungen der Luftverschmutzung lokal begrenzt sind, ist die Kategorie in dem oben skizzierten Systemverständnis dem lokalen Wirksystem zugeordnet. In Anlehnung an Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) wird daher eine lokale

Bilanzgrenze gewählt. Als Referenzjahr dient 2014. Laut UBA (UBA 2016; UBA 2016) wurden hier deutschlandweit 104 kt PM_{2,5} und 221 kt PM₁₀ emittiert. Insgesamt beliefen sich die Partikelemissionen der Luftverschmutzung im Jahr 2014 also auf 214,5 kt PM_{2,5e}. Da eine Prognose für die Partikelemissionen bis zum Jahr 2050 nicht vorliegt, wird in der Folge die historische Entwicklung der PM_{2,5}- und PM₁₀-Emissionen zwischen Jahren 1995 und 2014 als repräsentativ angenommen. Im Jahr 1995 wurden laut UBA (UBA 2016; UBA 2016) in Deutschland 193 kt PM_{2,5} und 316 kt PM₁₀ emittiert. Insgesamt belief sich die Luftverschmutzung demnach auf 351 kt PM_{2,5e}. Zwischen 1995 und 2014 wurde also eine jährliche Reduktion der Partikelemissionen in Höhe von rund 2,56% erreicht. Bei einer Fortführung dieses Trends ist im Jahr 2050 mit PM_{2,5e}-Emissionen in Höhe von 84,4 kt PM_{2,5e} zu rechnen.

Die Kalkulation folgt dem Schadeneintrittsprinzip, d.h. die Emission von Feinstaub führt nicht zwangsläufig zu einem Schaden, der Eintritt des Schadens wird aber angenommen.

(1) Der Beschaffungspreis der Abmilderung der Luftverschmutzung pro Jahr

$$(p_{ct_A}^E)$$

Der gesellschaftlich akzeptierte Zielzustand der Luftverschmutzung ist die Begrenzung der Grenzwertüberschreitungen auf ein Minimum, europaweit vertraglich geregelt in der Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008). Als Hauptverursacher ist hiervon in erster Linie der Verkehrssektor betroffen (UBA 2009). Nach dem Wesentlichkeitsprinzip werden einzig die monetären Auswirkungen auf diese Branche betrachtet. Beispielhaft skizziert AEA Technology (AEA Technology 2001, S. 33) Maßnahmen zur Reduzierung der PM₁₀-Emissionen in Großbritannien. Genannt werden hier u.a. die Neuausrüstung und Nachrüstung von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern, die Förderung von komprimiertem Erdgas (engl. compressed natural gas, CNG) für neue

Schwergüterfahrzeuge und die Einführung von Null-Emissionen-Transportmitteln für den öffentlichen Nahverkehr. Die durchschnittlichen jährlichen Gesamtkosten für die technologische Umstellung im Vereinigten Königreich (engl. United Kingdom, UK) zwischen den Jahren 1998 und 2015 belaufen sich auf 2,14 Mrd. Pfund⁶. Bei Annahme des Wechselkurses vom 1.7.2001 (1 GBP = 1,6645 €) (finanzen.net 2017) entspricht dies 3,56 Mrd. Euro. Für die Übertragung der Kosten auf Deutschland ist ein Referenzindikator zu wählen. In diesem Fall wird die Anzahl der jeweils zugelassenen Kraftfahrzeuge betrachtet. Im Jahr 2015 waren in Deutschland 53,7 Mio. Fahrzeuge zugelassen (KBA 2016), in UK hingegen 36,5 Mio (DoT 2016). Mit dem sich aus diesem Verhältnis ergebenden Multiplikator von 1,47 errechnen sich Abmilderungskosten ($GK_{ct_A}^E$) für Deutschland in Höhe von 5,23 Mrd. Euro p.a. Für einen realen Verlauf bis 2050 wird von einer mittleren jährlichen Steigerung um 1% ausgegangen. Im Fall einer nominalen Entwicklung ist hingegen mit einem durchschnittlichen Wachstum analog des deutschen BIP um 2,9% zu rechnen. Der $p_{c_{2014_A}}^E$ beläuft sich auf **24,4 € / kg PM2,5e**. Bis zum Jahr 2050 ist von einer realen Steigerung um rund 264%, nominal von einem Anwachsen um knapp 612% auszugehen. Tab 47 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Luftverschmutzung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(2) Der Beschaffungspreis des Schadens der Luftverschmutzung pro Jahr

$$(p_{ct_S}^E)$$

Die Schadenskosten ergeben sich aus den Behandlungskosten für Krankheiten infolge der Luftverschmutzung. Die OECD (OECD 2016, S. 8) beziffert die zu erwartende Höhe der Gesundheitsausgaben aufgrund der Luftverschmutzung anhand des BIP. Für das Jahr 2015 belaufen sich diese auf

⁶ Eigene Berechnung auf Basis von AEA Technology (AEA Technology 2001, S. 84 ff).

0,05% des BIP, im Jahr 2050 sollen sie hingegen 0,3% ausmachen. Bei Annahme einer linearen Verteilung, ergibt sich eine mittlere jährliche Veränderung von 0,007%. Im Jahr 2014 beläuft sich der Anteil am BIP demnach auf 0,043%. Bei einem BIP in Höhe von 2.923,9 Mrd. € beliefen sich die feinstaubbedingten Gesundheitskosten im Jahr 2014 auf 1,25 Mrd. €. Der Beschaffungspreis des Schadens der Luftverschmutzung in demselben Jahr beläuft sich demnach auf **5,84 € / kg PM2,5e**. Aufgrund der anzunehmenden Reduktion der PM2,5e-Emissionen bei gleichzeitiger Steigerung des nominalen BIP und des Anteils der Gesundheitskosten ist bis zum Jahr 2050 mit einer nominalen Steigerung des Beschaffungspreises des Schadens der Luftverschmutzung um rund 4.881% zu rechnen. Selbst unter der Annahme eines realen Verlaufs ist in diesem Szenario von einem Anstieg um knapp 2.446% auszugehen. Tab 48 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens der Luftverschmutzung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(3) Der Beschaffungspreis der Opportunität der Luftverschmutzung pro Jahr

$$(p_{cto}^E)$$

Die Opportunität ergibt sich aus der, infolge des zu erwartenden Schadens, verminderten volkswirtschaftlichen Leistung. Nach dem Wesentlichkeitsprinzip bestimmt sich diese für die Luftverschmutzung aus Morbidität und Mortalität infolge von Atemwegs-, Herz- und Lungenerkrankungen aufgrund von erhöhter Feinstaubbelastung. Kallweit et al. (Kallweit et al. 2013, S. 22) präsentieren die jährlichen vorzeitigen Todesfälle aufgrund von Feinstaubbelastung in Deutschland in einem Untersuchungszeitraum zwischen 2007 und 2011 und errechnen den entsprechenden DALY für Deutschland. Der Gesamtwert des DALY errechnet sich dabei aus den Einzelwerten der Mortalität infolge von akuten Atemwegserkrankungen bei Kindern unter 5 Jahren sowie kardiopulmonalen und Lungenkrebskrankungen bei

Erwachsenen über 30 Jahren. Während sich die Summe der vorzeitig verlorenen Lebensjahre im Jahr 2007 auf 604.508 belief, waren es im Jahr 2011 557.022. In der Folge wird diese mittlere jährliche Reduktion von 2,02% als konstant bis zum Jahr 2050 angenommen. Im Jahr 2014 belief sich der DALY somit auf 523.872. Unter Berücksichtigung der Bevölkerungszahl des Jahres 2014, die hier gleichzeitig die Gesamtanzahl der Produktivjahre darstellt, sowie einem Bruttoinlandsprodukt in Höhe von 2.923,93 Mrd. €, ergeben sich Opportunitätskosten der Luftverschmutzung in Höhe von 18,99 Mrd. €. Der $p_{c2014_0}^E$ beläuft sich demnach auf **88,55 € / kg PM2,5e**. Aufgrund der anzunehmenden Reduktion der Bezugsgrößen (PM2,5e-Emissionen, DALY, Bevölkerung) bei gleichzeitiger Steigerung des nominalen BIP, ist bis zum Jahr 2050 mit einer nominalen Steigerung des Beschaffungspreises der Opportunität der Luftverschmutzung um knapp 269% zu rechnen. Real beläuft sich der Zuwachs bis 2050 in diesem Szenario hingegen auf rund 89%. Tab 49 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens der Luftverschmutzung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

6.3.5 Der externe Beschaffungspreis der Eutrophierung

Der Begriff Eutrophierung beschreibt einen unbeabsichtigten, regionalen Nährstoffeintrag in Boden und Gewässer, der zu einem Wachstum von Biomasse und Algen, dem Umkippen von Seen und der Belastung des Grundwassers durch Nitrat führt. Oftmals wird letzteres in der Literatur in Form einer gesonderten Kategorie, der Nutrifizierung, erfasst. Dies wird in der vorliegenden Arbeit jedoch in Anlehnung an Heijungs (Heijungs 1992) abgelehnt, da sich die Wirkung der Nutrifizierung gleichermaßen in der Kategorie Eutrophierung abbilden lässt und auf diese Weise ein Doppelkalkulation vermieden wird. Anhang 2 fasst die wesentlichen Wirkzusammenhänge der Eutrophierung zusammen. Als Äquivalenzfaktor der

Eutrophierung dient das Eutrophierungspotential (engl. Eutrophication Potential, EP). Der Wirkindikator ist das PO_4^{3-} -e. Tab 39 in Anhang 3 fasst die für die Eutrophierung relevanten Stoffe und ihre Charakterisierungsfaktoren zusammen. Da sowohl die Ursache als auch die Auswirkungen der Eutrophierung lokal begrenzt sind, ist die Kategorie in dem oben skizzierten Systemverständnis dem lokalen Wirksystem zugeordnet. In Anlehnung an Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) wird daher eine lokale Bilanzgrenze gewählt.

Im Gegensatz zum GWP existieren lediglich vereinzelte Daten für das EP. Die für die weitere Kalkulation relevanten Einträge von Nitrat, Phosphor und Stickstoff sind demnach zunächst herzuleiten. Für die vorliegende Arbeit ist es an dieser Stelle unerheblich, ob es sich hierbei um Immissionen statt Emissionen handelt, da die Zuordnung des Eintrags zu der stofflichen Abgabe in Form der Klassifizierung und Charakterisierung nach Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) festgelegt ist.

Wolter (Wolter 2014) zeigt die Entwicklung des durchschnittlichen Nitratgehalts im Grundwasser. Wurden im Jahr 1995 73,9 mg/l festgestellt, belief sich der Wert im Jahr 2010 auf 70,5 mg/l. Im Mittel ist also mit einer jährlichen Abnahme in Höhe von 0,31% zu rechnen. Für das Jahr 2014 ergibt sich somit ein Nitratgehalt von 69,63 mg/l. Bannick et al. (Bannick et al. 2008, S. 24) zufolge belief sich die Entnahmemenge an Grund- und Quellwasser in Deutschland im Jahr 2004 auf rund 4 Mio m^3 . Im Vergleich zu 1991 (4,8 Mio. m^3) ist eine mittlere jährliche Abnahme von 1,39% zu erkennen. Für das Jahr 2014 ergibt sich somit eine Entnahmemenge von 3,48 Mio. m^3 . Der gesamte Nitrateintrag resultiert aus dem Produkt von Nitratgehalt und Entnahmemenge. Für das Jahr 2014 waren dies 245 t. Der Charakterisierungsfaktor von Nitrat im Kontext der Eutrophierung beläuft sich laut Heijungs (Heijungs 1992) auf 0,1. Der Nitratbeitrag zur

Eutrophierung im Jahr 2014 beläuft sich demnach auf 24,51 t PO_4^{3-}e . Bis zum Jahr 2050 ist nach diesem Ansatz mit einer Abnahme des Eutrophierungspotentials um 46,09% zu rechnen.

Arle et al. (Arle et al. 2013, S. 47) beziffern den jährlichen Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer in einem Berichtszeitraum von 2006 bis 2008 auf 26 kt. Im Vergleich zum Berichtszeitraum zwischen den Jahren 1983 und 1987 (81 kt) ist eine mittlere jährliche Abnahme von 5,03% (unter der Annahme des Intervalls [1985; 2007]) zu erkennen. Im Jahr 2014 beläuft sich der gesamte Phosphoreintrag in Deutschland demnach auf 18,11 kt. Mit einem Charakterisierungsfaktor von 3,06 nach Heijungs (Heijungs 1992) beträgt der Phosphorbeitrag zur Eutrophierung im Jahr 2014 55,42 kt PO_4^{3-}e . Bis zum Jahr 2050 ist nach diesem Ansatz mit einer weiteren Abnahme des Eutrophierungspotentials um rund 84% zu rechnen.

Analog taxieren Arle et al. (Arle et al. 2013, S. 47) den jährlichen Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer in dem Berichtszeitraum von 2006 bis 2008 auf 594 kt. Im Vergleich zu dem Berichtszeitraum zwischen den Jahren 1983 und 1987 (1030 kt) ist eine mittlere jährliche Abnahme von 2,47% (unter der Annahme des Intervalls [1985; 2007]) zu erkennen. Im Jahr 2014 beläuft sich der gesamte Stickstoffeintrag in Deutschland demnach auf 498,57 kt. Mit einem Charakterisierungsfaktor von 0,42 nach Heijungs (Heijungs 1992) beträgt der Phosphorbeitrag zur Eutrophierung im Jahr 2014 209,40 kt PO_4^{3-}e . Bis zum Jahr 2050 ist nach diesem Ansatz mit einer weiteren Abnahme des Eutrophierungspotentials um rund 59% zu rechnen.

In Summe ergibt sich aus der oben umrissenen Vorgehensweise ein Eutrophierungspotential für das Jahr 2014 von 264,84 kt PO_4^{3-}e . Bis zum Jahr 2050 ist mit einer Abnahme um rund 65% zu rechnen.

(1) Der Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung pro Jahr

$$(p_{ct_A}^E)$$

Für die Umweltproblemkategorie Eutrophierung existiert kein gesellschaftlich akzeptierter Zielzustand in Form eines Gesellschaftsvertrags ähnlich dem Kyoto- oder Montreal-Abkommen. Ebenso lässt sich aus den oben skizzierten planetarischen Grenzen nach Rockström et al. (Rockström et al. 2009b; Rockström et al. 2009a) kein sinnvoller Zielzustand ableiten, da sich die gesellschaftlich relevante Wirkung der Eutrophierung zumeist nur lokal bemerkbar macht. Die Herleitung der Kosten erfolgt daher aus den ergriffenen Maßnahmen zur Aufbereitung des Trinkwassers. Pretty et al. (Pretty et al. 2003, S. 201) zufolge sind dies in erster Linie Kampagnen zur Entfernung von Algen-Toxinen, Algen-Zersetzung, Stickstoff-Entfernung, Aufräumen von Wasserstraßen, Behandlung von Algenblüten und präventive Maßnahmen sowie die Entwicklung von Kontrollstrategien. Pretty et al. (Pretty et al. 2003, S. 207) beziffern die Gesamtkosten dieser Maßnahmen in UK im Jahr 1995 auf 57,08 Mio. US-\$. Unter der Annahme des Wechselkurses vom 1.7.2003 (1 US-\$ = 0,8649 €) (finanzen.net 2017) ergeben sich Kosten in Höhe von 49,37 Mio. €. Zur Übertragung der Kosten auf Deutschland ist ein Referenzindikator zu bilden. Unter der Annahme, dass die Kosten der zu ergreifenden Maßnahmen in erster Linie ausschließlich von der Fläche an Binnengewässern abhängen, wird in der Folge die Binnengewässerfläche beider Länder verglichen und ein Umrechnungsfaktor gebildet. Der CIA (CIA 2017) zufolge beläuft sich die Binnengewässerfläche von UK auf 1.680 km². In Deutschland sind es dagegen 8.350 km² (CIA 2017). Der Umrechnungsfaktor ergibt sich aus dem Quotienten zu 4,97. Entsprechend entstanden im Jahr 1995 in Deutschland Abmilderungskosten der Eutrophierung in Höhe von 245,37 Mio. €. Für den Bezug der Kosten auf das Referenzjahr wird in dem Intervall [1995; 2014] mit der durchschnittlichen Teuerungsrate

gerechnet. Die Abmilderungskosten der Eutrophierung im Jahr 2014 belaufen sich demnach auf 350,86 Mio. €. Für die Approximierung einer realen Entwicklung nach dem Jahr 2014 wird mit einem mittleren jährlichen Zuwachs in Höhe von 1% gerechnet. Die Abbildung des nominalen Verlaufs ab 2014 basiert hingegen auf der Annahme einer durchschnittlichen Steigerung von 2,9%. Der Beschaffungspreis der Abmilderung (p_{c2014A}^E), der sich aus dem Verhältnis von Abmilderungskosten und Eutrophierungspotential ergibt, beläuft sich auf **1,325 € / kg PO₄³⁻e**. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer realen Zunahme um rund 304%, nominal hingegen mit 691% zu rechnen. Tab 50 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Eutrophierung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(2) Der Beschaffungspreis des Schadens der Eutrophierung pro Jahr (p_{ct5}^E)

Der wesentliche Schaden der Eutrophierung entsteht durch die Nitratbelastung des Grund- bzw. Trinkwassers. Laut BMUB et al. (BMUB et al. 2017, S. 1) wurden in einem Berichtszeitraum zwischen 2012 und 2014 bei 28% aller Messungen eine Überschreitung des Nitratgrenzwerts im Grundwasser von 50 mg/l festgestellt. Die menschliche Gesundheit kann hierdurch in vielerlei Hinsicht in Mitleidenschaft gezogen werden. Zunächst können Nitrate im Trinkwasser Schwermetalle enthalten, die für den Menschen u.U. als Kanzerogen wirken. Hier ist jedoch nicht das Nitrat sondern das Schwermetall als Auslöser anzusehen. Darüber hinaus kann die Ablagerung von Nitrit in Kapillaren zu Durchblutungsstörungen führen. Nicht zuletzt führt ein übermäßiger Eintrag von Nitrat im Trinkwasser bei Menschen zu einer mangelhaften Jodaufnahme durch die Schilddrüse. Aufgrund dieser Vielfalt an möglichen Schädigungen gestaltet sich die Wirkkette im Hinblick auf die menschliche Gesundheit am Menschen als zu komplex, um in der vorliegenden Arbeit vollständig berücksichtigt zu werden. In der Folge wird daher

einzig Behinderung der Jodaufnahme monetär abgebildet. Andere Schädigungen werden mit Hilfe eines Risikoaufschlags in der Rechnung berücksichtigt.

Dauerhaft mangelhafte Jodaufnahme verursacht bei Menschen eine Schilddrüsenunterfunktion (Primäre Hypothyreose). Das StBA (StBA 2010) beziffert die Kosten für Schilddrüsenbehandlungen in Deutschland im Jahr 2008 auf 2,1 Mrd. €. Im Vergleich zum Jahr 2002 (1,8 Mrd. €) zeigt sich hier eine mittlere jährliche Steigerung von 2,6%. Diese wird in der Folge als nominal angenommen. Für die Approximierung eines realen Verlaufs wird hingegen mit einem mittleren jährlichen Zuwachs von 1% gerechnet. Im Jahr 2014 belaufen sich die Behandlungskosten in Deutschland auf 2,45 Mrd. €. In der Folge wird angenommen, dass jeder Schilddrüsenerkrankte Trinkwasser zu sich nimmt, von den ebenjene 28% einen zu hohen Nitratwert aufweisen. Entsprechend werden 28% der Behandlungskosten für Schilddrüsenerkrankungen auf die überhöhte Nitratbelastung im Trinkwasser zurückgeführt.⁷ Im Jahr 2014 beliefen sich die nitratbedingten Behandlungskosten für Schilddrüsenerkrankungen also auf 685,9 Mio. €. Laut UBA (UBA 2015) entstammen jedoch lediglich 74% des Trinkwassers dem Grundwasser. Demzufolge ist mit nitratbedingten Behandlungskosten von 507,6 Mio. € zu rechnen. In diesem Kontext stellt das BfR (BfR 2009) fest, dass Menschen Nitrat nicht einzig über das Trinkwasser aufnehmen, sondern zu großen Teilen über die Ernährung. Während letztere, insbesondere in Form von Gemüse 73,7% der menschlichen Nitrataufnahme ausmacht, verursacht das Trinkwasser lediglich 26,3% (BfR 2009, S. 8). Entsprechend sind die nitratbedingten Kosten der Behandlung anzupassen. Die gesamten Schadenskosten der Nitrataufnahme (hier stellvertretend für die Eutrophierung) im

⁷ Diese Annahme ist als Risikoaufschlag zur Berücksichtigung sämtlicher Folgewirkungen der Eutrophierung zu verstehen.

Jahr 2014 beliefen sich also auf 1,93 Mrd. €. Der Beschaffungspreis des Schadens der Eutrophierung für das Referenzjahr (p_{c2014s}^E) beläuft sich auf **7,29 € / kg PO₄³⁻e**. Aufgrund der starken anzunehmenden Abnahme des Eutrophierungspotentials bei gleichzeitig zu erwartender Zunahme der Behandlungskosten ist bis zum Jahr 2050 mit einem Anstieg des Beschaffungspreises des Schadens der Eutrophierung um rund 304% (real) bzw. 613% (nominal) zu rechnen. Tab 51 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens der Eutrophierung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(3) Der Beschaffungspreis der Opportunität der Eutrophierung pro Jahr

$$(p_{ct0}^E)$$

Die Opportunität ergibt sich aus der, infolge des zu erwartenden Schadens, verminderten volkswirtschaftlichen Leistung. Im Fall der Eutrophierung gestaltet sich die Wirkkette im Hinblick auf die menschliche Gesundheit, wie oben ausgeführt, als zu komplex, um in der vorliegenden Arbeit vollständig Berücksichtigung zu finden. Entsprechend wird wiederum einzig die Behinderung der Jodaufnahme monetär abgebildet. Andere Schädigungen werden ebenfalls mit Hilfe eines Risikoaufschlags in der Rechnung berücksichtigt. Weitere anzunehmende Opportunitätskosten, wie die Verluste der Tourismusindustrie aufgrund der Eutrophierung, u.a. von Pretty et al. (Pretty et al. 2003, S. 207) für UK gezeigt, können in der vorliegenden Arbeit nach dem Wesentlichkeitsprinzip nicht berücksichtigt werden.

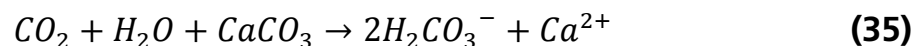
Laut WHO (WHO 2004) belief sich der DALY aufgrund von Jodmangel in Deutschland im Jahr 2002 auf eine Person pro 100.000 Menschen. In der Folge wird dieser Wert als konstant bis zum Jahr 2050 angenommen. Bei einer Gesamtbevölkerung von 80,7 Mio. (hier auch gleichzusetzen mit den Produktivjahren) im Jahr 2014 (UN 2015), ergibt sich ein Absolut-DALY von

806,5. Entsprechend der oben skizzierten Vorgehensweise wird angenommen, dass 20,72% (= 28% * 74%) des Jodmangels auf eine überhöhte Nitratbelastung im Trinkwasser zurückzuführen ist. Ferner wird ein Aufschlag von 73,7% für die Nitrataufnahme durch die Ernährung berücksichtigt. Unter Beachtung des BIP in Höhe von 2.923,9 Mrd. € (StBA 2016a), ergeben sich Opportunitätskosten für das Jahr 2014 von 0,02 Mrd. €. Der Beschaffungspreis der Opportunität der Eutrophierung ($p_{c2014_0}^E$) beläuft sich entsprechend auf **0,09 € / kg PO₄³⁻e**. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer realen Zunahme um rund 304%, nominal hingegen mit 536% zu rechnen. Tab 52 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Opportunität der Eutrophierung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

6.3.6 Der externe Beschaffungspreis der Versauerung

Der Begriff Versauerung beschreibt einen Anstieg des pH-Werts des Bodens und der Meere, der in erster Linie zu Schäden an der Natur in Form von Waldsterben und Reduktion der Biokapazität führt. Etwaige Gesundheitsschäden, die entweder durch die Verschlechterung der Qualität des Grundwassers oder der abnehmenden Luftqualität aufgrund des Waldsterbens entstehen, werden in der vorliegenden Arbeit nicht weiter betrachtet, da es sich hierbei um Folgewirkungen des tatsächlichen Schadens handelt, der bereits durch die Kategorien Klimawandel, Eutrophierung und Luftverschmutzung abgedeckt ist. Anhang 2 erläutert die wesentlichen Wirkzusammenhänge der Versauerung. Als Äquivalenzfaktor der Versauerung dient das Versauerungspotential (engl. Acidification Potential, AP). Der Wirkindikator ist das SO_{2e}. Tab 38 in Anhang 3 fasst die für die Versauerung relevanten Stoffe und ihre Charakterisierungsfaktoren zusammen. Während die in den vorangegangenen Abschnitten diskutierten Umweltproblemkategorien eine jeweils einheitliche Wirksystemgrenze

hatten, gestaltet sich dies im Fall der Versauerung diffiziler. Die Versauerung des Bodens ist ein rein lokales Phänomen, die Versauerung der Ozeane hingegen ein globales. In beiden Fällen ist die Menge an CO₂ in der Atmosphäre (Emission) das auslösende Moment, das in der vorliegenden Arbeit gewählte Charakterisierungsmodell basiert jedoch auf dem Säureeintrag (Immission). Infolge der höchst unterschiedlichen Datenverfügbarkeit für die Boden- und Meeresversauerung ist es zweckmäßig, einen divergenten Ansatz der Kalkulation zu wählen. Im Fall der Bodenversauerung liegen lokale Daten für die wesentlichen Immissionskategorien Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffoxide (NO_x) und Ammoniak (NH₃) vor (UBA 2016). Für die Versauerung der Meere existieren indes kaum verwertbare Quellen. Aus diesem Grund wählt der Autor Kohlenstoffdioxid (CO₂) als Referenz für die Versauerung der Meere. Zwar handelt es sich hierbei um eine Emission, deren Eintrag in die Meere laut Feely et al. (Feely et al. 2004, S. 363) aber eine Reaktion mit Wasser und Calciumcarbonat (CaCO₃) zu Carbonat-Ionen (Ca²⁺) und Salpetersäure (H₂CO₃⁻) auslöst, d.h.:



Während für die Emission von CO₂ nach Heijungs (Heijungs 1992) kein Charakterisierungsfaktor der Ozeanversauerung existiert, beläuft sich jener von H₂CO₃⁻ auf 0,51 (siehe Anhang 3 Tab 38). Aus der obigen Reaktionsgleichung kann daher ein Charakterisierungsfaktor für CO₂ von 1,02 (= 2 * 0,51) abgeleitet werden.

Dem UBA (UBA 2016; UBA 2016; UBA 2016) zufolge lagen die deutschen Emissionen von SO₂ im Referenzjahr 2014 bei 388 kt, für NO_x bei 1.223 kt und für NH₃ bei 740 kt. Im Vergleich zu 1990 konnte in allen Fällen ein starker Rückgang verzeichnet werden, lagen die Werte hier noch bei 5.312 kt (SO₂), 2.885 kt (NO_x) und 793 kt (NH₃). Mit Hilfe des in Anhang 3

skizzierten Charakterisierungsmodells für die Versauerung ergibt sich für die Jahre 1990 und 2014 ein AP von 8.810 bzw. 2.637 kt SO₂e. Da keine Prognosen für die zukünftige Entwicklung existieren, wird angenommen, dass die im Zeitraum zwischen 1990 und 2014 realisierte jährliche Abnahme von 7,1% bis zum Jahr 2050 fortgeführt wird. Für die Kalkulation der Ozeanversauerung wird auf die Entwicklung der weltweiten CO₂-Emissionen zurückgegriffen. Andere Treibhausgase werden aufgrund der vagen Wirkkette nicht betrachtet. Die OECD (OECD 2012) beziffert die weltweiten CO₂-Emissionen im Jahr 2010 auf rund 35,92 Gt und prognostiziert bis zum Jahr 2050 eine Steigerung um 67%. Bei Annahme eines linearen Anstiegs ergeben sich CO₂-Emissionen für das Referenzjahr 2014 in Höhe von 38,33 Gt. Der relevante AP der Ozeanversauerung für das Jahr 2014 errechnet sich aus dem Produkt der globalen CO₂-Emissionen und des oben hergeleiteten Charakterisierungsfaktors zu 39,1 Gt SO₂e.

Die nachfolgende Kalkulation unterscheidet zwischen der Versauerung der Böden und der Meere.

(1) Der Beschaffungspreis der Abmilderung der Versauerung pro Jahr ($p_{ct_A}^E$)

Ein gesellschaftlich akzeptierter Zielzustand für die Versauerung ist weder für die Böden noch für die Meere bekannt. Als wesentliche Maßnahme zur Abmilderung des Waldsterbens kann dennoch das Kalken der Waldböden genannt werden (Müller 2013, S. 5).⁸ In Deutschland beliefen sich die Kosten der Waldkalkung im Jahr 2013 auf rund 100 Mio €. Für den Bezug der Kosten auf das Referenzjahr wird in dem Intervall [2013; 2014] mit der durchschnittlichen Teuerungsrate in Höhe von 1,9% gerechnet. Die Abmilderungskosten der Versauerung im Jahr 2014 belaufen sich demnach auf 101,9 Mio. €. Wie oben wird auch hier ab dem Jahr 2014 mit einer

⁸ Müller (2013, S. 5) zufolge neutralisiert Kalk den Säureeintrag in den Boden. In Deutschland werden hierfür rund 200 Tausend t Kalk pro Jahr verwendet.

nominalen Steigerung analog des BIP um 2,9% bzw. einem realen Anstieg um 1% gerechnet. Entsprechend beläuft sich der Beschaffungspreis, der hier aus dem Quotienten der Kosten und der verursachenden Emissionen (nur SO₂ und NO_x) berechnet wird, im Jahr 2014 auf **0,04 € / kg SO₂e**. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer realen Zunahme um rund 774%, nominal hingegen mit 1609% zu rechnen. Tab 53 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Versauerung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

Da CO₂ der auslösende Faktor der Ozeanversauerung ist, kann der in Abschnitt 6.2 beschriebene Klimavertrag als gesellschaftlich akzeptierter Zielzustand herangezogen werden. Die Kosten der Umsetzung sind bereits vollständig in der Kategorie Klimawandel enthalten. Eine weitere Monetarisierung ist an dieser Stelle daher nicht erforderlich.

(2) Der Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung pro Jahr ($p_{ct_s}^E$)

Die Wirkkette von durch die Versauerung ausgelösten Gesundheitsschäden bei Menschen ist vage. Als wesentliche Schadenskategorie der Versauerung der Böden in Deutschland werden in der Folge die Verluste der Forstwirtschaft untersucht. Die Schadenskosten der Ozeanversauerung ergeben sich hingegen aus den Verlusten der Fischereiindustrie.

Laut Ewers et al. (Ewers et al. 1986) belaufen sich die jährlichen Schadenskosten der Forstwirtschaft aufgrund der Versauerung zwischen den Jahren 1984 und 2060 im Trend-Szenario, je nach angenommener Diskontrate ($0 - 3\% = i_d$) zwischen 1,7 und 4,8 Mrd. DM (SK). Bei einer erwarteten konstanten Teuerungsrate (i_t) von 1,9%, können die Schadenskosten wie folgt bestimmt werden:

$$SK_{1984} = \frac{i_t}{i_{d_{max}}} * (SK_{max} - SK_{min}) + SK_{min} \quad (36)$$

Im Jahr 1984 ergeben sich demnach Schadenskosten in Höhe von 3,66 Mrd. DM. Bis zum Zeitpunkt der Euroeinführung ist bei Annahme einer konstanten Inflation mit Kosten in Höhe von 5,14 Mrd. DM zu rechnen. Unter Zugrundelegung des Wechselkurses der Euroeinführung vom 1.1.2002 (1 € = 1,95583 DM) belaufen sich die Schadenskosten auf 2,63 Mrd. €. Ebenfalls unter Berücksichtigung einer Teuerung von 1,9% bis zum Jahr 2014 errechnen sich die Kosten des Referenzjahres zu 3,29 Mrd. €. Nachdem das Problem des Waldsterbens zwischen den Jahren 1984 und 2002 zu einer gehäuften Flächenkalkung führte, ist seit dem Jahr 2003 eine vergleichsweise konstante Fläche von etwa 80.000 ha in Deutschland kalkungsbedürftig (Jacob et al. 2013). Da in der obigen Studie bereits mit einer durchschnittlichen Teuerungsrate gerechnet wurde, ist diese in der Folge lediglich an die Annahmen der vorliegenden Arbeit anzupassen. Die nominale Entwicklung ergibt sich daher einzig aus einer mittleren jährlichen Steigerung um 1% (= 2,9% – 1,9%). Für den realen Verlauf wird der Wert hingegen als konstant angenommen. Der Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung der Böden ergibt sich folglich aus dem Quotienten der jährlichen Schadenskosten und des für die Bodenversauerung relevanten AP (hier nur SO₂ und NO_x). Für das Referenzjahr 2014 beläuft sich dieser auf 1,249 €/ kg SO₂e.

Narita et al. (Narita et al. 2012, S. 1049) beziffern die weltweiten Schadenskosten aufgrund der Verluste der Fischereiindustrie, unter der Annahme einer steigenden Nachfrage nach Weichtieren, auf rund 100 Mrd. US-\$ p.a. Unter Zugrundelegung des Wechselkurses vom 1.7.2012 (1 US-\$ = 0,7897 €) (finanzen.net 2017) entspricht dies jährlichen Schadenskosten in Höhe von 78,97 Mrd. € p.a. Zwischen den Jahren 2012 und 2100 rechnet die UNESCO (UNESCO 2012) mit einer Zunahme der jährlichen Kosten um 150%. In diesem Zeitraum ist somit mit einer mittleren jährlichen Steigerung

um rund 1,5% (hier angenommen als reale Steigerung) zu rechnen. Im Jahr 2014 belaufen sich die Schadenskosten auf 81,36 Mrd. €. Für die Approximation einer nominalen Entwicklung wird von einem Wachstum in Höhe von 3,5% analog des globalen BIP ausgegangen. Der Beschaffungspreis des Schadens der Ozeanversauerung ergibt sich aus dem Quotienten der Schadenskosten und dem relevanten AP (hier nur CO₂-bedingt). Im Referenzjahr 2014 beläuft sich dieser somit auf 0,002 € / kg SO_{2e}.

Der gesamte Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung ergibt sich aus der Summe der oben berechneten Einzelpreise. Für das Jahr 2014 beläuft sich dieser auf **1,251 € / kg SO_{2e}**. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer realen Zunahme um rund 510%, nominal hingegen mit 773% zu rechnen. Tab 54 in Anhang 4 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens der Versauerung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

(3) Der Beschaffungspreis der Opportunität der Versauerung pro Jahr (p_{ctO}^E)

Da die Schäden an der Gesundheit des Menschen bereits in anderen Kategorien (Klimawandel, Eutrophierung, Luftverschmutzung) bilanziert wurden, kann hier das bisher gewählte Vorgehen unter Berücksichtigung des DALY bzw. YPLL nicht weiter verfolgt werden. Nach dem Wesentlichkeitsprinzip ergibt sich Opportunität alleine aus den entgangenen Einnahmen durch ausbleibenden Tourismus aufgrund der Versauerung des Bodens (Waldsterben). Die Opportunitätskosten der Versauerung der Meere sind in Teilen bereits in den entgangenen Gewinnen der Fischereiindustrie enthalten und werden aufgrund ihres zu erwartenden geringen Beitrags zum gesamten Beschaffungspreis in der Folge nicht weiter betrachtet.

Laut Ewers et al. (Ewers et al. 1986) belaufen sich die jährlich entgangenen Einnahmen der Tourismusindustrie aufgrund der Versauerung zwischen den

Jahren 1984 und 2060 im Trend-Szenario, je nach angenommener Diskontrate (0 – 3%) zwischen 2,3 – 6,3 Mrd. DM. Bei einer erwarteten konstanten Teuerungsrate von 1,9% ergeben sich Opportunitätskosten in Höhe von 4,83 Mrd. DM p.a. Bis zum Zeitpunkt der Euroeinführung ist bei Annahme einer konstanten Inflation mit Kosten in Höhe von 6,78 Mrd. DM zu rechnen. Unter Zugrundelegung des Wechselkurses der Euroeinführung vom 1.1.2002 (1 € = 1,95583 DM) belaufen sich die Schadenskosten auf 3,47 Mrd. €. Ebenfalls unter Berücksichtigung einer Teuerung von 1,9% bis zum Jahr 2014 errechnen sich die Kosten des Referenzjahres zu 4,35 Mrd. €. Analog dem oben skizzierten Ansatz ergibt sich die nominale Entwicklung einzig aus einer mittleren jährlichen Steigerung um 1% (= 2,9% – 1,9%). Für den realen Verlauf wird der Wert hingegen als konstant angenommen. Der Beschaffungspreis der Opportunität der Versauerung der Böden ergibt sich folglich aus dem Quotienten der jährlichen Opportunitätskosten und des für die Bodenversauerung relevanten AP (hier nur SO₂ und NO_x). Für das Referenzjahr 2014 beläuft sich dieser auf **1,648 € / kg SO₂e**. Bis zum Jahr 2050 ist in diesem Szenario mit einer realen Zunahme um rund 511%, nominal hingegen mit 1102% zu rechnen. Tab 55 in Anhang 5 fasst die Herleitung des externen Beschaffungspreises des Schadens der Versauerung zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen.

6.4 Zwischenfazit

Nachdem in den obigen Abschnitten die Herleitung der Beschaffungspreise dargestellt wurde, ist an dieser Stelle ein Zwischenfazit zu ziehen. Tab 20 fasst die zuvor kalkulierten gesamten Beschaffungspreise je Kategorie zwischen den Jahren 2014 und 2050 zusammen. Während die realen Beschaffungspreise für einen Vergleich zwischen beliebigen produktionstechnischen Handlungen in der Zukunft bezogen auf den heutigen Zeitpunkt herangezogen werden können, dienen ihre nominalen Äquivalente

der wahrhaftigen Überprüfung der Legitimation und/oder Spekulation zu einem zukünftigen Zeitpunkt.

Tab 20 Zusammenfassung der Beschaffungspreise zwischen den Jahren 2014 und 2050

	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
$p_{GWP,t}^E$ (nominal)	[€ / kg CO ₂ e]	0,048	0,055	0,071	0,092	0,120
$p_{GWP,t}^E$ (real)	[€ / kg CO ₂ e]	0,048	0,043	0,036	0,032	0,028
$p_{ODP,t}^E$ (nominal)	[€ / kg R11e]	559,191	667,585	1003,761	1870,942	3577,393
$p_{ODP,t}^E$ (real)	[€ / kg R11e]	559,191	590,441	675,936	800,592	934,180
$p_{APP,t}^E$ (nominal)	[€ / kg PM _{2,5} e]	118,788	163,948	286,731	478,473	791,136
$p_{APP,t}^E$ (real)	[€ / kg PM _{2,5} e]	118,788	137,948	194,003	274,559	404,452
$p_{EP,t}^E$ (nominal)	[€ / kg PO ₄ ³⁻ e]	8,700	12,204	21,279	36,775	63,099
$p_{EP,t}^E$ (real)	[€ / kg PO ₄ ³⁻ e]	8,700	11,073	16,415	24,117	35,175
$p_{AP,t}^E$ (nominal)	[€ / kg SO ₂ e]	2,938	4,352	8,391	16,213	31,396
$p_{AP,t}^E$ (real)	[€ / kg SO ₂ e]	2,938	3,586	5,936	9,828	16,276

Der Vergleich offenbart deutliche Unterschiede der Preise bezogen auf ein kg Emissionen bzw. Immission. Während die Beschaffungspreise von GWP und AP vergleichsweise geringe Werte aufweisen, sind für ein kg Emission der Kategorien ODP und APP wesentlich höhere Beträge zu entrichten. So macht der geringste $p_{GWP,2014}^E$ lediglich 0,009% des höchsten $p_{ODP,2014}^E$ aus. Verantwortlich für diese Varianz sind die zwei wesentlichen Einflussgrößen: Der gesamte Werteverzehr (WV_{ct}^E) und die Menge des Referenzindikators (Q_{ct}). Im Falle des stratosphärischen Ozonabbaus wird ein vergleichsweise hoher WV_{ct}^E mit einer geringen Menge Q_{ct} ins Verhältnis gesetzt. Obgleich die Kosten des Klimawandels ebenfalls hoch erscheinen, führt die schiere Menge an Emissionen zu einem marginalen Relativpreis.

Bis zum Jahr 2050 ist in nahezu jeder Kategorie mit einer erheblichen sowohl realen als auch nominalen Preissteigerung zu rechnen. Die hier kalkulierte Entwicklung basiert auf einer Reihe von Annahmen (BIP-Wachstum, Inflation, Bevölkerungsentwicklung, Trend des Referenzindikators, etc.). Im Mittel ist von einer Preissteigerung um rund 396% bis zum Jahr 2050 auszugehen. Abb. 6.3 illustriert die Entwicklungstendenz der einzelnen Beschaffungspreise (normiert auf das Jahr 2014).

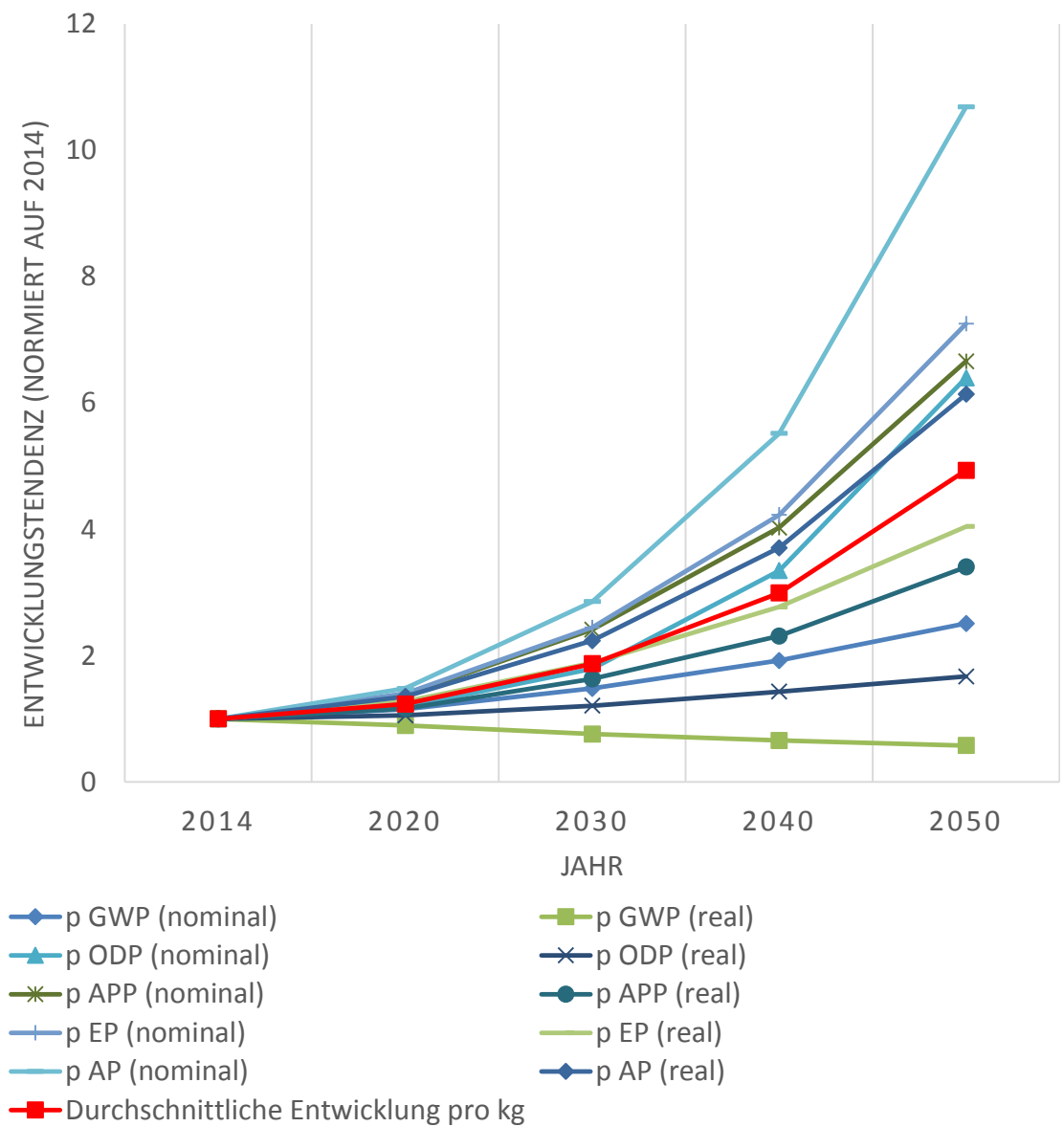


Abb. 6.3 Entwicklung der Beschaffungspreise zwischen 2014 und 2050 (normiert auf 2014)

Die Allokation der Preise auf einen fiktiven Demonstrator, dessen Wirkungsmenge bekannt ist (1 kg je Kategorie), ergäbe im Jahr 2014 einen externen Werteverzehr (WV^E) von 689,67 €. Im Jahr 2050 beliefe sich dieser auf 1.391,87 € (real) bzw. 4.463,14 € (nominal). Das Modell zeigt also, dass alleine aufgrund der hier betrachteten Bezugsgrößen mit einer Zunahme des externen Werteverzehrs bei gleichzeitiger technologischer Stagnation zu rechnen ist.

Wesentliche Unterschiede werden auch bei der Zusammensetzung der Beschaffungspreise deutlich. Neben dem Schaden ist die Abmilderung in den Kategorien GWP und ODP ausschlaggebend für die Preisbildung. Während im Fall der Versauerung das Verhältnis zwischen Schaden und Opportunität vergleichsweise ausgeglichen ist, hängt die Höhe des externen Beschaffungspreises der Kategorien Luftverschmutzung und Eutrophierung nahezu vollständig von einer Ursache ab. Abb. 6.4 illustriert die Zusammensetzung der Beschaffungspreise im Jahr 2014.

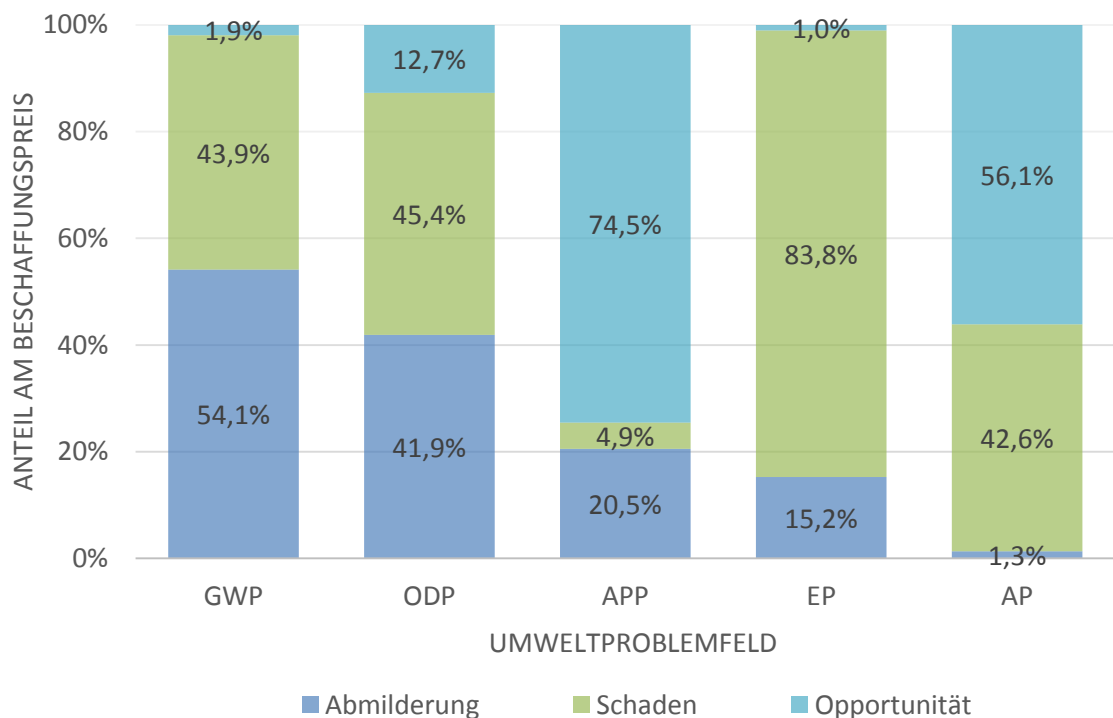


Abb. 6.4 Zusammensetzung der Beschaffungspreise im Jahr 2014

Im Vergleich zu ähnlich gearteten Studien (Vogtländer et al. 2000; Vogtländer et al. 2001; Adensam et al. 2002), zeigen sich weitere signifikante Diskrepanzen. Wenngleich diese Analysen auf bereits oben als ungeeignet eingestufte Quantifizierungsverfahren für externe Kosten basieren (Vermeidungskostenansatz, Willingness-to-pay/sell), ist ein Vergleich der Ergebnisse aus Gründen der Klassifizierung und Divergenz geboten. Zu diesem Zweck wird die relative Abweichung des Beschaffungspreises (a_{p_c}) je Umweltproblemfeld c und Zeitpunkt t wie folgt bestimmt:

$$a_{p_{ct}} = \frac{y_c - p_{ct}^E}{p_{ct}^E} \quad (37)$$

y_c Vergleichswert artverwandter Studien je Umweltproblemfeld c

Exemplarisch für das hier präsentierte Modell werden hernach die relativen Abweichungen alleine für die Beschaffungspreise der Jahre 2014 und 2050 bestimmt. Tab 21 fasst die Ergebnisse der Vergleichsstudien und die Abweichung zu dem vorliegenden Modell zusammen.

Tab 21 Relative Abweichung ggü. Ergebnissen artverwandter Studien

	(Vogtländer et al. 2000) (Vermeidungskostenansatz)				(Adensam et al. 2002) (Willingness-to-pay/sell, Vermeidungskostenansatz)			
	Preis [€/ kg Q_c^E]	$a_{p_{c,2014}}$	$a_{p_{c,2050}}$ (real)	$a_{p_{c,2050}}$ (nominal)	Preis [€/ kg Q_c^E]	$a_{p_{c,2014}}$	$a_{p_{c,2050}}$ (real)	$a_{p_{c,2050}}$ (nominal)
Klima- änderung	0,114	137,9%	311,2%	-5,2%	0,0618	29,0%	122,9%	-48,6%
Stratos- phärischer Ozonabbau	--	--	--	--	11,85	-97,9%	-98,7%	-99,7%
Luft- verschmutz- ung	12,3	-89,6%	-97,0%	-98,4%	--	--	--	--
Eutrophier- ung	3,05	-64,9%	-91,3%	-95,2%	1,7	-80,5%	-95,2%	-97,3%
Versauer- ung	6,4	117,8%	-64,5%	-79,6%	1,69	-42,5%	-90,6%	-94,6%

Erwartungsgemäß sind die hier dargestellten Abweichungen der Ergebnisse des vorliegenden Modells gegenüber Resultaten artverwandter Studien immens. Dies liegt einerseits begründet in der Verwendung unterschiedlicher Quantifizierungsmethoden. Andererseits basiert die Kalkulation der externen Wertschöpfung stets auf einer limitierten Wirkkette. Die Unvollständigkeit der Wirkkette ist auch der wesentliche Kritikpunkt des vorliegenden Modells. Eine flächendeckende Anwendung des hier präsentierten Ansatzes bedarf ausgeprägter zusätzlicher Forschungsarbeiten und entsprechender Koordination zur Spezifizierung der Wirkkette. Neben diesen bereits offensichtlichen Gründen für Diskrepanzen zeigt das Modell den Effekt des Zeitpunkts der Untersuchung auf das Resultat.

Die quantitative Erfassung von Externalitäten, seien es Kosten oder Nutzen, ist, wie oben festgestellt, mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Zur Feststellung der Unsicherheiten des hier präsentierten Modells wird im Folgenden eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. In dem vorliegenden Modell ergeben sich diese im Besonderen aus den getroffenen Annahmen. Potenziert wird diese bereits bestehende Unsicherheit durch die oben skizzierte Approximation der Entwicklung bis zum Jahr 2050. An dieser Stelle ist daher die Implikation einer Veränderung der Eingangsgrößen auf die Ausgangsgrößen zu untersuchen. In Anlehnung an das Vorgehen nach Frank (Frank 1976) und Deif (Deif 1986), wird im Folgenden eine gestaffelte Sensitivitätsanalyse durchgeführt. In einem ersten Schritt wird hierbei die Auswirkung einer Veränderung der im Rahmen der einzelnen Modellkomponenten (hier: Umweltproblemkategorien) getroffenen wesentlichen Annahmen für das Referenzjahr untersucht. Exemplarisch für die Approximation der zukünftigen Entwicklung wird in einem weiteren Schritt die Implikation einer Änderung der Basisdaten auf den gesamten Beschaffungspreis je Kategorie für die Jahre 2020 und 2050 analysiert. Der hier

applizierte Ansatz folgt einem iterativen Vorgehen. Dabei werden jeweils drei Variationsstellen beleuchtet (+ 20%, + 80%, - 80%). Auf Basis dieser, hier als repräsentativ angenommenen Änderungen, wird der Verlauf im Sensitivitätsdiagramm approximiert.

(1) Sensitivitätsanalyse der Modellkomponenten für das Referenzjahr 2014

Die Analyse der Annahmensensibilität der Modellkomponenten (hier: Umweltproblemkategorien) basiert zunächst auf der Feststellung je einer kritischen Annahme pro Kategorie. Tab 22 fasst die kritischen Annahmen für die nachfolgende Untersuchung der Sensitivität der Beschaffungspreise zusammen.

Tab 22 Kritische Annahmen der Modellkomponenten

Kategorie	Kritische Annahme
GWP (Abmilderung)	Durchschnittlicher Kostensatz zur Erreichung des 2-Grad-Ziels
GWP (Schaden)	Schadenskosten in Deutschland bis zum Jahr 2100
GWP (Opportunität)	Disability-Adjusted Life Year (DALY)
ODP (Abmilderung)	Gesamtkosten zur Umsetzung des Montreal-Protokolls
ODP (Schaden)	Ozonabbaubedingter Quotient der Neuerkrankungen mit malignen Melanom
ODP (Opportunität)	Neuerkrankungsquotient der ozonbedingten Fälle
APP (Abmilderung)	Jährliche Abmilderungskosten in BRD
APP (Schaden)	Gesundheitsausgaben aufgrund von Luftverschmutzung als Anteil des BIP
APP (Opportunität)	Disability-Adjusted Life Year (DALY)
EP (Abmilderung)	Gesamtkosten der Abmilderungsmaßnahmen
EP (Schaden)	Quotient der nitratbedingten Behandlungskosten
EP (Opportunität)	Disability-Adjusted Life Year (DALY)
AP (Abmilderung)	Kosten der Waldkalkung pro Jahr
AP (Schaden)	Schadenskosten der Forstwirtschaft pro Jahr
AP (Opportunität)	Opportunitätskosten der Tourismusindustrie pro Jahr

Für das Referenzjahr 2014 ergibt sich bei einer Änderung der kritischen Eingangsgrößen um 80% eine mittlere Veränderung der Ausgangsgrößen um ebenfalls 80%. Bei einer um 80% reduzierten Höhe der Eingangsgrößen beläuft sich die durchschnittliche Änderung der Ausgangsgrößen auf -79,4%. Die Robustheit der Beschaffungspreise des Referenzjahrs 2014 gegenüber Veränderungen der wesentlichen Eingangsparameter resultiert aus den hier vornehmlich angenommenen linearen Zusammenhängen. Deutlich wird dies zudem anhand der geringen mittleren absoluten Abweichungen der drei hier untersuchten Variationsstellen (+ 20%: 0,245; + 80%: 0,012; - 80%: 0,699). In Bezug auf das Referenzjahr 2014 kann das Modell entsprechend als proportional elastisch angesehen werden.

(2) Sensitivitätsanalyse der wesentlichen Basisdaten zur Approximierung einer zukünftigen Entwicklung

Eine 80-%ige Veränderung der Basisannahme einer durchschnittlichen nominalen Steigerung des BIP um 3,5% (Welt) bzw. 2,9% (BRD) führt im Mittel des Jahres 2020 zu einer Änderung der Ausgangsgrößen um 11,2%. Im Jahr 2050 beläuft sich die Änderung entsprechend auf 72%. Wird hingegen von einem 80% geringen Wachstum ausgegangen, reagiert das Modell mit einer durchschnittliche Änderung um -8,5% im Jahr 2020 bzw. um -33,1% im Jahr 2050. Am stärksten betroffen von einer Korrektur des BIP-Wachstums ist der nominale Beschaffungspreis der Luftverschmutzung. Im Jahr 2020 führt ein um 80% erhöhtes mittleres nominales Wirtschaftswachstum hier zu einem Anstieg um 29,2%. Dieselbe Änderung resultiert im Jahr 2050 in einem um 123,1% erhöhten Beschaffungspreis. Vergleichsweise gering tangiert von einer Änderung des nominalen Wirtschaftswachstums wird hingegen die Kategorie stratosphärischer Ozonabbau. Abb 6.5 und 6.6 illustrieren die Sensitivität des Gesamtmodells im Hinblick auf eine Veränderung des nominalen BIP-Anstiegs für die Jahre 2020 und 2050.

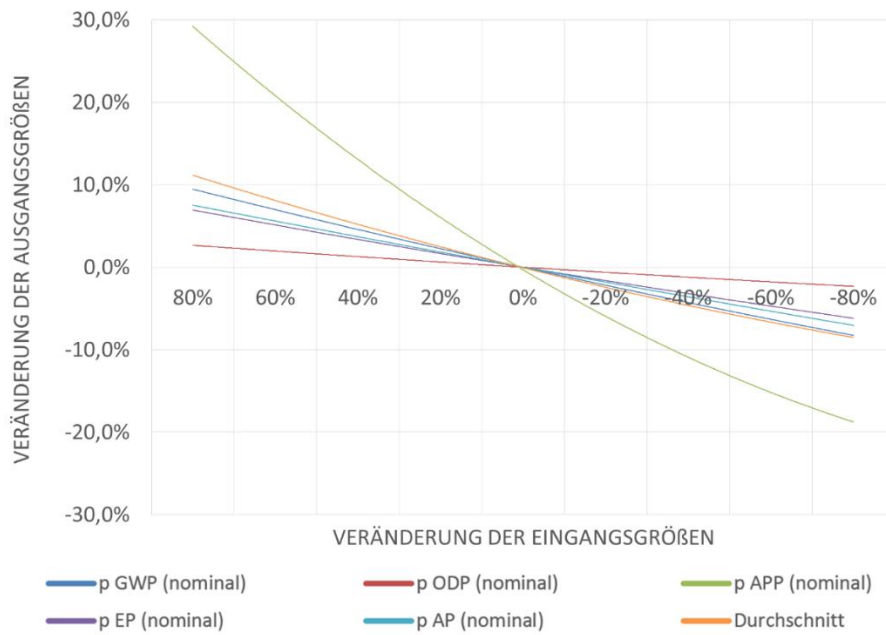


Abb. 6.5 Sensitivität des Gesamtmodells bei Veränderung der Basisannahme BIP (nominal) im Jahr 2020

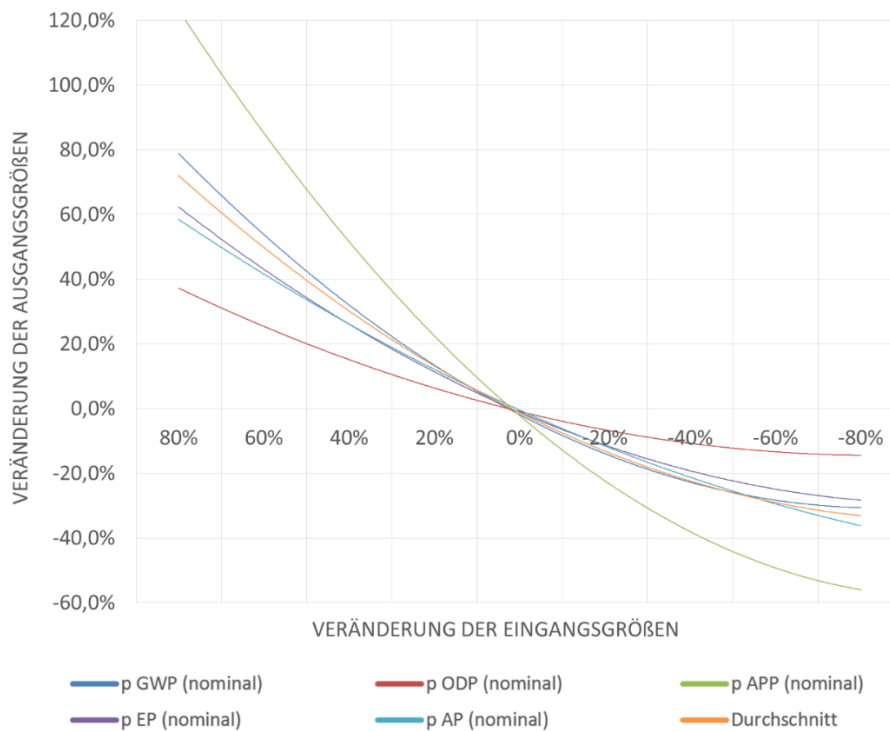


Abb. 6.6 Sensitivität des Gesamtmodells bei Veränderung der Basisannahme BIP (nominal) im Jahr 2050

Ein ähnliches, wenngleich deutlich milderes Verhalten weist das Modell im Hinblick auf die Veränderung des realen Wirtschaftswachstums auf. Wird

hier von einem um 80% erhöhten Anstieg des BIP ausgegangen, ist im Jahr 2020 mit einer mittleren Änderung des Gesamtergebnisses um 5%, im Jahr 2050 mit 31,2% zu rechnen. Bei einem um 80% geringeren Wachstum der Wirtschaft beläuft sich die Änderung der durchschnittlichen Ausgangsgröße auf -3,8% (2020) bzw. -9,7% (2050). Diese, im Vergleich zum Verhalten der nominalen Beschaffungspreise, milde Veränderung resultiert aus der Annahme konstanter Bezugsgrößen einzelner Umweltproblemkategorien. Wie oben, weist auch hier der Beschaffungspreis der Luftverschmutzung die auffälligste Reaktion auf. Die Kategorien Versauerung und stratosphärischer Ozonabbau bleiben hingegen vergleichsweise unberührt.

Eine Veränderung der Bevölkerungsentwicklung hat hingegen kaum Auswirkungen auf das Gesamtmodell. Bei einem um 80% gesteigerten Bevölkerungszuwachs reagiert das Gesamtmodell mit einer Veränderung um 0,49% im Jahr 2020 bzw. mit 5,36% im Jahr 2050. Wird hingegen von einer um 80% geringeren Bevölkerungszunahme ausgegangen, ist im Mittel eine Veränderung um -0,50% für das Jahr 2020 bzw. -4,88% für das Jahr 2050 feststellbar. Am stärksten betroffen von einer Veränderung der Bevölkerungsentwicklung sind die Beschaffungspreise der Kategorien Klimawandel und stratosphärischer Ozonabbau. Vollkommen unberührt hiervon bleiben im Gegensatz die Beschaffungspreise der Kategorien Europhierung und Versauerung.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich das Gesamtmodell im Hinblick auf die Veränderung der wesentlichen Eingangsparameter der Approximierung einer zukünftigen Entwicklung (BIP, Bevölkerungswachstum) im Mittel unelastisch verhält.

7 Anwendungsbeispiele

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln die Methodik und die Monetarisierung der Umweltproblemfelder vorgestellt wurde, prüft und belegt dieses Kapitel die praktische Anwendbarkeit des Ansatzes anhand von drei Fallbeispielen.

Im ersten Fall wird die Methode für die Untersuchung der nachhaltigen Wertschöpfung eines Unternehmens eingesetzt. Im zweiten Fall werden zwei Produktionsprozesse desselben Unternehmens, die auf dem Einsatz unterschiedlicher Technologien (abtragende und generative Verfahren) basieren, zur Herstellung eines Demonstrators in Relation gesetzt. Das Primärziel der beiden Anwendungsbeispiele ist die Überprüfung der Legitimation der Kapitaltransformation. Überdies sollen die wesentlichen Einzelverursacher der Naturwertminderung identifiziert und Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Beide Fallbeispiele wurden bei der Firma Horvath Montagetechnik GmbH (im Folgenden: Horvath), einem Kleinunternehmen des Maschinen- und Anlagenbaus, durchgeführt. Der Betrieb wurde 1953 gegründet und beschäftigt heute 25 Mitarbeiter. Der Produktkatalog des Unternehmens umfasst zum jetzigen Zeitpunkt rund elf Tausend Exemplare, gruppiert in Montagegabeln und –schlüssel, Lehren und Vorrichtungen, Justier- und Eindrückwerkzeuge. Zu den Kunden des Unternehmens zählen diverse OEMs in den Branchen Automobilbau, Luftfahrt, Transportwesen und Verteidigung. Die strategische Positionierung des Unternehmens kann in Anlehnung an Porter (Porter 1986) als Differenzierung auf einem Nischenmarkt klassifiziert werden. Wesentliche Parameter des unternehmerischen Erfolgs der Firma Horvath sind Flexibilität, Innovation, Zeit, Qualität und Kundenzufriedenheit. Unter Berücksichtigung der spezifischen Rahmenbedingungen des Unternehmens dienen die Fallbeispiele zur praktikablen Inklusion und Justierung der in den vorange-

gangenen Kapiteln zunächst theoretisch formulierten Vorgehensweise in das reale betriebliche Rechnungswesen.

In einem dritten Anwendungsbeispiel sollen auszugsweise weitere Einsatzmöglichkeiten der in Kapitel 6 kalkulierten Beschaffungspreise dargestellt werden. Hierzu werden die externen Kosten des Stomverbrauchs, individualisierten Personenverkehrs und privaten Konsums der Haushalte kalkuliert.

7.1 Anwendungsbeispiel 1 – Unternehmen

Die Kalkulation des eco²-Value-Added des Unternehmens Horvath folgt den in Kapitel 5 ausgeführten Analyseschritten. Als Referenz dient das Jahr 2014.

7.1.1 Festlegung des Untersuchungsobjekts

Untersucht werden soll der eco²-Value-Added der Firma Horvath im Jahr 2014 (Objektebene). Der Zeitpunkt der Analyse im Lebenszyklus des Untersuchungsobjekts ist demnach die Betriebsphase. Der Einsatzzweck der Kalkulation ist die Legitimation der betrieblichen Leistungserstellung aus Sicht der nachhaltigen Wertschöpfung und die Ableitung konkreter Handlungsempfehlungen. Die Systemgrenzen der Bilanzierung orientieren sich folglich an den in Kapitel 5 erörterten Vorgaben. Der Betrachtungszeitraum ist das Betriebsjahr.

7.1.2 Abgrenzung des Produktionssystems

Die Abgrenzung des Produktionssystems dient, wie in Kapitel 5 beschrieben, der Spezifizierung des internen Systems (II) und bildet die Grundlage für die Auswahl der Rechnungsmethoden. Im Kontext der eco²-Value-Added-Rechnung ist das Produktionssystem hinlänglich beschrieben durch die zum Einsatz kommenden Produktionsarten, Fertigungsorganisation und -prinzipien. Erstere sind im Fall der Firma Horvath ausschließlich Einzel- und Wiederhol-

fertigung. Das Intervall der Losgrößen liegt hier zwischen eins und rund 400. Die Fertigung ist als klassische Werkstatt organisiert. Entsprechend erfolgt die Montage in unmittelbarer Nähe des Arbeitsplatzes bzw. der Maschine. Als Fertigungsprinzipien dienen in erster Linie make- und engineer-to-order.

7.1.3 Auswahl der Methoden

Da im Fall der Untersuchung eines Unternehmens keine Allokation auf Produktebene durchgeführt wird, kann hier direkt auf das Kapitel 5 erläuterte Kalkulationsschema zurückgegriffen werden. Infolge der Unternehmensstruktur und Datenverfügbarkeit wird für die Kalkulation der Wirkungen des Mengenverbrauchs auf Referenzdatensätze der ProBas-Datenbank (UBA 2016) zurückgegriffen.

7.1.4 Definition des Zielsystems

Das Primärziel der Firma Horvath ist der profitable Fortbestand der Unternehmung. Wie in Kapitel 5 ausgeführt, sind hierzu neben der Generierung von Profit infolge der abgesetzten Waren sämtliche im Betrachtungszeitraum ausgeführte, jedoch nicht veräußerte wertschöpfende Tätigkeiten zu bilanzieren. Diese umfassen die Bestandsänderungen, selbsterstellten Anlagen und Zinsen auf das Fremdkapital.

Im Jahr 2014 erwirtschaftete die Horvath Montagetechnik GmbH einen Umsatz in Höhe von 1.792.926 €. Unter Berücksichtigung der Gesamtkosten von 1.508.497 €, ergibt sich ein Gewinn (vor Steuern) in Höhe von 284.429 €. Der Marktwert der in dem Betriebsjahr selbsterstellten Anlagen belief sich auf geschätzte 25.130 €, der der Bestandsänderungen auf 16.780 €. Die Zinsen auf das Fremdkapital werden mit 1.079 € beziffert. Die interne Wertschöpfung (*IWS*) der Leistungserstellung im Betrachtungszeitraum beläuft sich demnach auf 327.418 €.

7.1.5 Sozioökonomische Analyse

Für das hier skizzierte Anwendungsbeispiel dient die Herleitung der Beschaffungspreise der Umweltwirkung in Kapitel 6 als sozioökonomische Analyse. Entsprechend wird an dieser Stelle keine weitere Untersuchung durchgeführt.

7.1.6 Mengenrechnung

Die Mengenrechnung auf Unternehmensebene erfasst einzig die physischen Verbräuche des internen Systems (II). Eine Aufnahme der operativen Mengen ist an dieser Stelle von geringem Nutzen, da eine Allokation auf Produktebene nicht durchgeführt wird. Die hier genutzten Daten beruhen auf Dokumenten (z.B. Rechnungen) sowie Schätzungen der Geschäftsleitung.

Die physische Mengenrechnung auf Unternehmensebene wird, wie in Kapitel 5 erläutert, in zwei Bereiche differenziert. Während für den Verbrauch an Roh-, Hilfs-, Betriebsstoffen und Abfällen eine vergleichsweise triviale Input-Output-Bilanz genügt, sind für Gebäude und Betriebsmittel Mengenabschreibungen über ihren gesamten Lebenszyklus zu bilden. Die mengenmäßige Abschreibung (MA_i) eines Betriebsmittels bzw. Gebäudes i errechnet sich aus dem Quotienten von Input-Menge (r_i) und Nutzungsdauer (n_i), d.h.:

$$MA_i = \frac{r_i}{n_i} \quad (38)$$

Da das Ziel hier nicht die Bilanzierung des wertmäßigen Verlusts sondern die anteilige Zuordnung der internen Verbräuche im Hinblick auf die Umweltwirkung ist, wird statt den AfA-Nutzungsdauern der reale Zeitraum des Einsatzes verwendet. Die Betriebsmittel der Firma Horvath sind in direkte und indirekte Bereiche zu unterscheiden. Erstere sind Maschinen und Anlagen,

die unmittelbar an der Leistungserstellung beteiligt sind. Dies sind im Wesentlichen Maschinen und Werkzeuge. Letztere sind Betriebsmittel, die lediglich mittelbar an der Leistungserstellung beteiligt sind. Dies sind u.a. PC, Drucker und Möbel der Administration sowie Fahrzeuge. Tab 23 fasst die wesentlichen Informationen zu den Betriebsmitteln der direkten und indirekten Bereiche zusammen.

Tab 23 Betriebsmittelart und geplante Nutzungsdauer

Betriebsmittelart	Anzahl	Nutzungsdauer
Fertigungsanlagen (Fräsen, Drehen, Bohren, Schleifen, Erodieren, etc.)	33	20 Jahre
Werkbänke	24	30 Jahre
Fahrzeuge (Kfz)	6	7 Jahre
Elektronische Büroausstattung (PC, Drucker, etc.)	6	5 Jahre
Sonstige Büroausstattung (Möbel)	17	15 Jahre

Die Gebäudefläche der Firma Horvath Montagetechnik GmbH beträgt 841 m². Das Gebäude wird mit einer geplanten Nutzungsdauer von 60 Jahren in die Kalkulation integriert. Die jährliche mengenmäßige Flächenabschreibung beläuft sich demnach auf 2,25 m². Tab 24 fasst die mengenmäßigen Verbräuche der Firma Horvath im Jahr 2014 zusammen.

Tab 24 Input-Output-Bilanz der mengenmäßigen Verbräuche des internen Systems im Jahr 2014

Input-Verbrauch (r_p^I)		Output-Verbrauch (x_p^II)	
Art (i)	Menge	Art (j)	Menge
<i>Rohstoffe</i>		<i>Abfälle</i>	
Kunststoff (POM)	2.386 kg	Kunststoffspäne	2.400 kg
Aluminium (AlMg1)	693 kg	Eisenspäne	1.503 kg
Stahl (St37)	2.424 kg	Mischschrott	4.166 kg
Kupfer	30 kg	Kühlschmierstoffe	11.935 kg
<i>Hilfs- und Betriebsstoffe</i>			
Kühlmittel	606 kg		
Dielektrik	208 kg		
Schneidöl	20 kg		
Spindelöl	20 kg		
Systemreiniger	20 kg		
Fett	5 kg		
Bettbahnöl	20 kg		

Strom	199,9 MWh
<i>Betriebsmittel, Gebäude, Fahrzeuge (Abschreibung)</i>	
Fertigungsanlagen	1,65
Werkbänke	0,80
Büroausstattung (elektr.)	2,20
Büroausstattung (Möbel)	1,13
Fahrzeuge	0,86
Gebäude	2,25 m ²

7.1.7 Wirkungsrechnung

Nachdem der mengenmäßige Verbrauch des internen Systems (II) bekannt ist, dient die Wirkungsrechnung der Quantifizierung der physischen Inanspruchnahme des externen Systems (IE). Die physische Inanspruchnahme des externen Systems (\mathbf{w}_p^E) ergibt sich als Funktion des mengenmäßigen Verbrauchs des internen Systems ($\mathbf{r}_p^I; \mathbf{x}_p^I$) mit Hilfe des standardisierten Beitragssatzes (b_{ic}) einer Mengenart ($i; j$) zu einem Umweltproblemfeld c , d.h.:

$$\mathbf{w}_{p_c}^E = \mathbf{f}(\mathbf{r}_p^I; \mathbf{x}_p^I) = \sum_{i=1}^I r_{p_{ic}}^I * b_{ic} + \sum_{j=1}^J x_{p_{jc}}^I * b_{ic} \quad (39)$$

Die in Kapitel 5 in Anlehnung an das Vorgehen der Ökobilanzierung skizzierten Schritte der Klassifizierung und Charakterisierung, ausgedrückt mit Hilfe des binären Problemwirkkoeffizienten (z) und der Problemkonstanten (k), werden durch die Nutzung standardisierter Datensätze obsolet.

Die zu diesem Zweck herangezogenen Datensätze der ProBas-Datenbank (UBA 2016) basieren der CML Methode nach Heijungs (Heijungs 1992) und ermöglichen eine unmittelbare Inklusion der aus Kapitel 6 bekannten externen Beschaffungspreise. In den seltensten Fällen existieren indes Datensätze für ein konkretes Material, Produkt und/oder Prozess. Es werden daher artverwandte Referenzdatensätze genutzt. Im Fall des Fertigungsmaterials POM, wird z.B. der Datensatz *KunststoffePlastik-generisch* genutzt.

Während die Fertigungsmaterialien, die Betriebsstoffe und die Gebäudefläche jeweils über den gesamten Lebenszyklus (inkl. Vorkette) bilanziert werden, ist für die Betriebsmittel ein gesondertes Vorgehen zu wählen. Aufgrund der Verbrauchsdatenerhebung auf Unternehmensebene, kann es hier leicht zu einer Doppelkalkulation des Betriebsverbrauchs kommen. Dies ist in jedem Fall zu vermeiden. Eine weitere Schwierigkeit stellt die Bilanzierung der Umweltwirkung einer einzelnen Werkzeugmaschine dar. Da hier der Beitrag zu einem Umweltproblemfeld in der Betriebsphase mit Hilfe der Elektrizitäts- und Betriebsstoff-Verbrauchsdaten ermittelt werden kann, sind einzig die Lebensphasen Herstellung und End-of-life zu bilanzieren. Für das Produkt Werkzeugmaschine als solches ist jedoch kein Datensatz aufzufinden. Folglich wird die Umweltwirkung der oben genannten Lebensphasen anhand eines Referenzproduktes kalkuliert. Als solches dient in der Folge die Mercedes-Benz S-Klasse, ein Produkt mit einem vergleichbaren Komplexitätsgrad, Preis und Herstellungsprozess. Als Grundlage der Kalkulation wird die von Finkbeiner et al. (Finkbeiner et al. 2006) präsentierte Ökobilanz-Studie für eine Mercedes-Benz S-Klasse (Baureihe 221 in der Basisvariante S350) herangezogen. Der Preis dieser Variante lag im Jahr 2008 bei 63,5 T€ (Mercedes-Benz 2008). Tab 25 fasst die Kalkulation der Umweltwirkungssätze für eine Werkzeugmaschine auf Basis von Finkbeiner et al. (Finkbeiner et al. 2006, S. 243) zusammen.

Tab 25 Umweltwirkungssätze für eine Werkzeugmaschine auf Basis von Finkbeiner (Finkbeiner et al. 2006, S. 243)

	GWP	AP	EP	Einheit
Herstellung	12,6514	0,0565	0,0029	t/FZ
End-of-life	1,030	0,0019	0,0004	t/FZ
Herstellung	0,1992	8,899E-07	4,567E-08	kg/€
End-of-life	0,0162	3,039E-08	5,984E-09	kg/€
<i>Gesamt</i>	<i>0,2155</i>	<i>9,203E-07</i>	<i>5,165E-08</i>	<i>kg/€</i>

Im Vergleich zu den oben ausgeführten Herleitungen für die Betriebsmittel elektronische Büroausstattung und Werkzeugmaschinen genügen die existierenden Datensätze für die Betriebsmittel Möbel und Fahrzeuge vollumfänglich. Tab 26 fasst die Umweltwirkungen der verschiedenen Verbrauchskategorien, die dem aus Abschnitt 7.1.6 bekannten mengenmäßigen Verbrauch zugeordnet werden, zusammen. Da es sich bei dem APP um eine eigens für die Kalkulation des Beschaffungspreises entwickelte Einheit handelt, existieren hierfür bislang keine Datensätze. Der Beitrag zur Feinstaubbelastung wird daher zunächst vernachlässigt, kann jedoch ohne weiteres ergänzt werden, sobald entsprechende Informationen vorliegen.

Tab 26 Umweltwirkungen verschiedener Verbrauchskategorien

	Bilanzrahmen	GWP	AP	ODP	EP	Einheit	Referenzfluss	Quelle / ProBas Datensatz
Fertigungsmaterialien								
<i>Kunststoff</i>	inkl. Vorkette	1,73	0,0055	--	--	kg	1 kg	KunststoffePlastik-generisch
<i>Aluminium</i>	inkl. Vorkette	14,7	0,0468	--	--	kg	1 kg	MetallAluminium-DE-2010
<i>Stahl</i>	inkl. Vorkette	1,5	0,0041	--	--	kg	1 kg	MetallStahlmix-DE-2020
<i>Kupfer</i>	inkl. Vorkette	5,08	0,038	--	--	kg	1 kg	MetallKupfer-DE-primär-2010
Betriebsstoffe								
<i>Schmieröl</i>	inkl. Vorkette	894	7,37	0,623	7,3801	kg	1 t	Schmieröl
<i>Strom</i>	inkl. Vorkette	0,519	0,0023	2,3E-05	0,00011	Kg	1 kWh	UCTE-Strom
<i>Papier</i>	inkl. Vorkette	1,34	0,0042	--	--	kg	1 kg	Papier-PappeKraftpapier gebleicht
Betriebsmittel								
<i>Werkzeugmaschine</i>	Herstellung und End-of-life	0,2155	9,2E-07	--	5,2E-08	kg	1€ Maschine	Eigene Berechnung auf Basis von Finkbeiner et al. (Finkbeiner et al. 2006)
<i>PC/Laptop</i>	inkl. Vorkette	185	--	--	--	kg	Laptop	(Hischier et al. 2014)

<i>sonstige EE</i>								
<i>Möbel</i>	inkl. Vorkette	4,84	--	--	--	kg	kg Produkt (Bürotisch)	(González-García et al. 2011)
<i>Fahr-zeug (Diesel)</i>	inkl. Vorkette	0,204	0,0005	--	--	kg	1 P.km Fahrt	Pkw-Dieselmittel-DE-2010-Basis
Fläche								
<i>Gebäude</i>	inkl. Vorkette	439,12	1,6321	--	--	kg	m ²	(Porhincák et al. 2011)

Infolge der oben geschilderten mangelhaften Kompatibilität der vorhandenen Datensätze mit den realen Verbräuchen des internen Systems, soll kurz die vom Autor gewählte Zuweisung der internen Verbrauchs-kategorien zu den Datensätzen beschrieben werden. Während für die Referenzrohstoffe (POM, AlMg1, St37, etc.) vergleichsweise adäquate Datensätze vorliegen (z.B. POM - *KunststoffePlastik-generisch*), sind die Informationen über die Inanspruchnahme des externen Systems durch Betriebsstoffe und –mittel rar. Im weiteren Verlauf werden sämtliche aus Tab 24 bekannte Hilfs- und Betriebsstoffverbräuche dem Datensatz *Schmieröl* zugewiesen. Im Fall der Fertigungsanlagen ist eine kohärente Zuordnung zu dem eigens hergeleiteten Datensatz Werkzeugmaschine möglich. Da der Referenzfluss des Datensatzes jedoch nicht die Maschine selbst, sondern 1€ des Anschaffungswerts ist, wird von durchschnittlichen Investitionskosten in Höhe von 100 T€ je Anlage ausgegangen. Ebenso ist der Datensatz Fahrzeuge nicht ohne weiteres mit der zuvor hergeleiteten Mengenabschreibung des Fuhrparks kombinierbar, da der Referenzfluss ein 1 P.km Fahrt ist. Aus diesem Grund wird statt der Mengenabschreibung von einer zurückgelegten Distanz des Fuhrparks von 150 T km im Betriebsjahr ausgegangen. Auch im Fall der Möbel ist eine bedingungslose Allokation der Mengenabschreibung auf den vorhandenen Datensatz nicht möglich. Hier ist der Referenzfluss des Datensatzes 1 kg Produktgewicht. Für Werkbänke wird hernach ein Gewicht

von 50 kg, für Büromöbel 25 kg angenommen. Alleine die Datensätze Gebäude und elektronische Büroausstattung können ohne weiteres ihren jeweiligen Verbräuchen zugewiesen werden. Die bei weitem dürftigste Datenlage existiert für die Produktionsabfälle, obwohl mit ihrer Nachbehandlung oftmals eine erhebliche Inanspruchnahme des externen Systems einhergeht (z.B. für das Auftrennen des Öl-Wasser-Gemischs der Kühlschmierstoffe). Um dennoch die Wirkung auf das externe System zu approximieren, wird im Folgenden eine Zuordnung der Abfälle zu den existierenden Datensätzen der Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe gewählt (Kunststoffspäneabfall - KunststoffePlastik-generisch; Kühlschmierstoffabfall – Schmieröl). Im Fall des Eisenspäneabfalls orientiert sich der Autor an dem Verhältnis der Gesamteingangsmengen an Stahl und Aluminium (22,2% *MetallAluminium-DE-2010*; 77,8% *MetallStahl-mix-DE-2020*). Dem gleichen Vorgehen folgend, errechnet sich die Inanspruchnahme des externen Systems durch den anfallenden Mischschrottabfall aus 43,4% *KunststoffePlastik-generisch*, 12,6% *MetallAluminium-DE-2010* und 44,0% *MetallStahl-mix-DE-2020*.

Nach dem oben beschriebenen Ansatz verursachte die Leistungserstellung der Firma Horvath Montagetechnik GmbH im Jahr 2014 folgende Inanspruchnahme des externen Systems: 225,6 t GWP, 765,5 kg AP, 12,6 kg ODP, 116,7 kg EP. Abb. 7.1 fasst die Ergebnisse der Mengen- und Wirkungsrechnung zusammen.

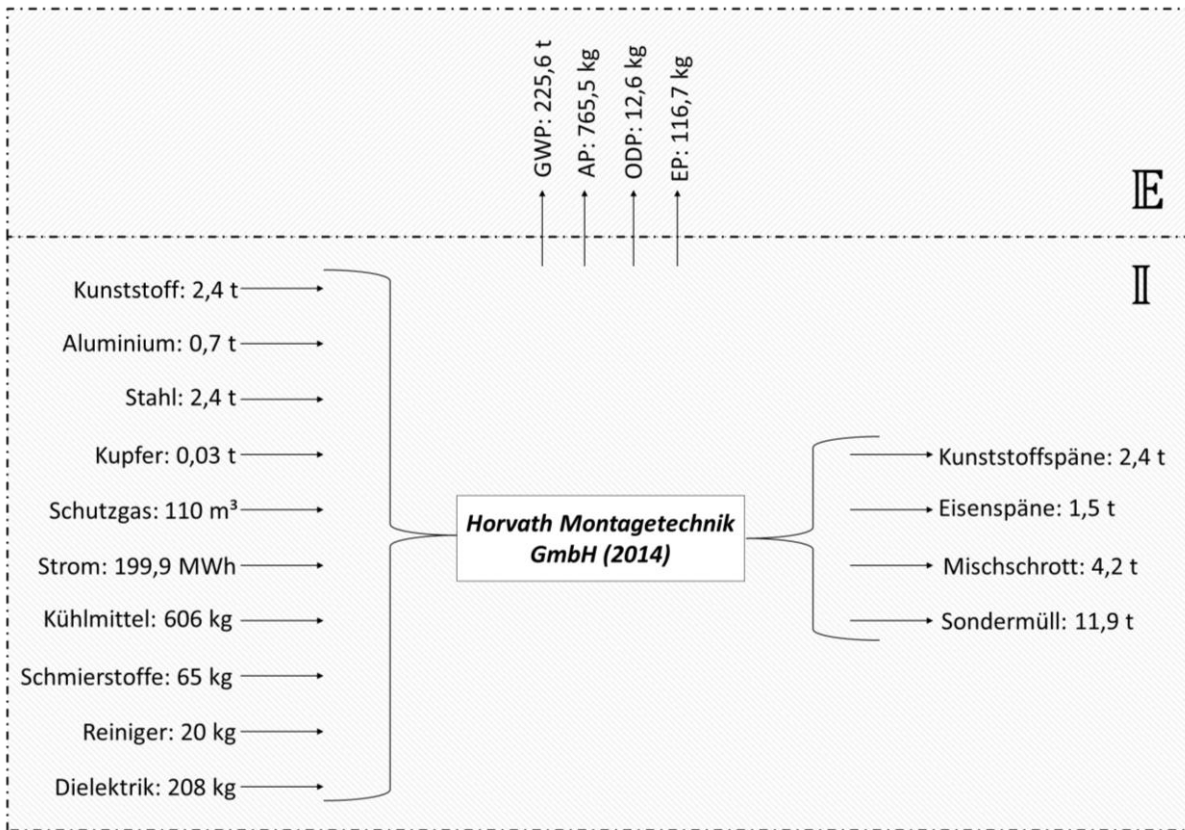


Abb. 7.1 Ergebnisse der Mengen- und Wirkungsrechnung für die Firma Horvath im Jahr 2014

Der Blick auf die verursachenden Mengenkategorien (Rohstoffe, Hilfs- und Betriebsstoffe, Abfälle, Betriebsmittel) zeigt eine divergente Zusammensetzung je Umweltproblembereich. Während die GWP- und AP-Emissionen klar aus dem Hilfs- und Betriebsstoffverbrauch entstehen, sind die wesentlichen Verursacher der ODP- und EP-Emissionen die Produktionsabfälle. Einen erheblichen Beitrag zu den GWP-Emissionen leisten zudem die Betriebsmittel. Der Rohstoffverbrauch der Firma Horvath führt hingegen zu einer vergleichsweise geringen physischen Inanspruchnahme des externen Systems in den Umweltproblembereichen GWP und AP. Die bei Weitem größten Einzelverursacher sind Elektrizität (GWP: 46,0%; AP: 60,1%; ODP: 36,5%; EP: 18,8%), Fertigungsanlagen (GWP: 15,8%; AP: 0,0%; ODP: 0,0%; EP: 0,0%), Fahrzeuge (GWP: 13,6%; AP: 9,8%; ODP: 0,0%; EP: 0,0%), Mischschrott (GWP: 6,0%; AP: 5,5%; ODP: 0,0%; EP: 0,0%), Kühlschmierstoffabfall (GWP:

4,7%; AP: 11,5%; ODP: 59,0%; EP: 75,5%) und Aluminium (GWP: 4,5%; AP: 4,2%; ODP: 0,0%; EP: 0,0%). Abb. 7.2 illustriert die Zusammensetzung der Inanspruchnahme des externen Systems nach Mengenkategorien durch die Firma Horvath im Jahr 2014.

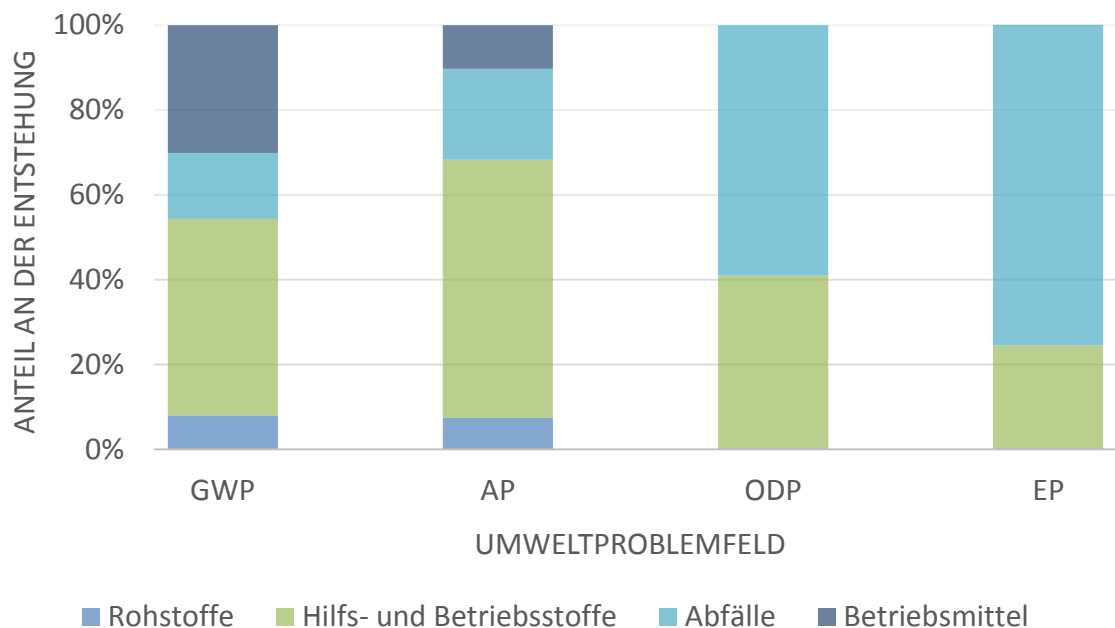


Abb. 7.2 Zusammensetzung der Inanspruchnahme des externen Systems nach Mengenkategorien durch die Firma Horvath im Jahr 2014

Tab 57 in Anhang 5 fasst die Relation von Verbrauchsarten und Inanspruchnahme des externen Systems durch Firma Horvath im Jahr 2014 im Detail zusammen.

7.1.8 Wertschöpfungsrechnung

Die Gesamtkosten der Firma Horvath beliefen sich im Jahr 2014 auf 1.508.497 €. Tab 56 in Anhang 5 fasst die Produktionswert- und werteverzehrarten sowie –beträge der Firma Horvath in dem Betrachtungszeitraum zusammen. Abzüglich der dem Wirtschaftswert zugeordneten Fremdkapitalkosten, beläuft sich der im Sinne der eco²-Value-Added-Rechnung zu berücksichtigende Werteverzehr auf 1.507.418 €. Da die Firma Horvath Montagetechnik GmbH im Jahr 2014 keinen Nutzenbeitrag zum externen

System im Sinne der eco²-Value-Added-Rechnung aufzuweisen hat, kann auf Basis der oben ausgeführten Inanspruchnahme des externen Systems einzig eine Naturwertminderung in Höhe von 21.127 € festgestellt werden. Die Externalitätsbedingung ist somit nicht erfüllt. Die Wertschöpfung ist demnach nicht nachhaltig. Ein Austausch von Natur-, Human- und Sachkapital ist aus Sicht der Nachhaltigkeit also nicht legitimiert. Unter Zugrundelegung des in Kapitel 5 ausgeführten Kalkulationsschemas und der aus Abschnitt 7.1.4 bekannten internen Wertschöpfung (327.418 €), ergibt sich ein eco²-Value-Added in Höhe von 306.291 €. Abb. 7.3 illustriert den Sachverhalt.

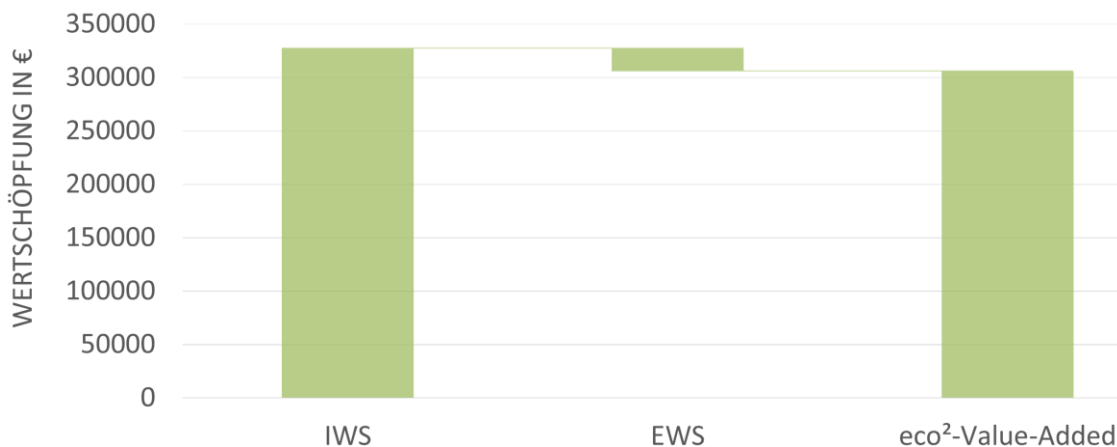


Abb. 7.3 eco²-Value-Added der Firma Horvath im Jahr 2014

Der Verlustkoeffizient ersten Grades (vk^I) beläuft sich auf 0,07. Zur Sicherstellung einer nachhaltigen Wertschöpfung sind in Zukunft also pro generiertem € Wirtschaftswert 7 Cent als Nutzenbeitrag im Sinne der eco²-Value-Added-Rechnung abzuführen. Die bedeutendsten Einzelverursacher der Naturwertminderung sind Elektrizität (9209,66 €), Fertigungsanlagen (1707,33 €), Fahrzeuge (1689,15 €), Kunststoff-, Eisen- und Mischschrott (1393,64 €) und Kühlschmierstoffabfall (238,08 €). Der Verlustkoeffizient zweiten Grades (vk^{II}) verdeutlicht den relativen, nicht bepreisten Beitrag der Einzelkategorien zur Naturwertminderung (Elektrizität: 0,22; Fertigungsanlagen: 0,09; Fahrzeuge: 0,29; Kunststoff-, Eisen- und Mischschrott: 1,21;

Kühlschmierstoffabfall: 0,16). Die Ressourceneffizienz (RE) des Gesamtsystems Unternehmen beläuft sich im Fall der Firma Horvath auf 1,2.

7.1.9 Fazit, Maßnahmen und kritische Reflexion

Mit dem oben ausgeführten Anwendungsbeispiel konnten sowohl Realisierbarkeit als auch Zweckmäßigkeit der eco^2 -Value-Added-Rechnung auf Unternehmensebene gezeigt werden. Der Einsatz in einem Kleinunternehmen des Maschinen- und Anlagenbaus weist eine aus Sicht der Nachhaltigkeit illegitime Handlung auf. Dennoch hält sich die Inanspruchnahme des externen Systems der hier betrachteten Umweltpole in Grenzen und kann durch die Fokussierung auf einzelne interne Mengenkategorien erheblich verbessert werden. Ebenso erlaubt der generierte Profit eine Refinanzierung der an Dritte ausgelagerten Kosten.

Die Aussagefähigkeit der obigen Kalkulation gründet auf der Qualität der verwendeten Daten. Während die Informationen der Firma Horvath durch diverse Dokumente belegt sind bzw. aufgrund der Expertise der Geschäftsleitung als vergleichsweise sicher eingestuft werden können, existieren verschiedene Unsicherheiten bei der Kalkulation der Inanspruchnahme des externen Systems. Einerseits weisen die hier genutzten Referenzdatensätze der ProBas-Datenbank in sich eine spezifische Ungewissheit auf.

Andererseits stellt die mangelhafte Kompatibilität der Datensätze mit den realen Verbrauchsarten des internen Systems einen Umstand dar, der im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gelöst werden kann. Weiterhin wurde der Beitrag zur Feinstaubbelastung (APP) aufgrund der nicht vorhandenen Informationen in den ProBas-Datensätzen komplett vernachlässigt. Dennoch ist hier im Zuge der Leistungserstellung mit einer erheblichen Wirkung zu rechnen. Deutlich wird dies anhand der folgenden Beispielrechnung für den Fuhrpark der Firma Horvath. Das UBA (UBA 2009) beziffert den Beitrag des Verkehrs zur Feinstaubbildung (hier nur PM₁₀) aufgrund von Abgasen und

Aufwirbelungen auf 49% der gesamten Emissionen. Unter Berücksichtigung der aus Kapitel 6 bekannten gesamten PM_{2,5e}-Emissionen ergibt sich eine verkehrsbedingte Absolutmenge von 172 kt PM_{2,5e}. Im Verhältnis zu der in den vergangenen Jahren relativ konstanten Beförderungsleistung des individualisierten Personenverkehrs in Höhe von 917,7 Mrd. Pkm (BMVI 2014), errechnet sich eine spezifische Feinstaubentstehung von 0,00019 kg PM_{2,5e} / Pkm. Bei der hier angenommenen Gesamtfahrleistung des Fuhrparks von 150 T km, ergibt sich ein verkehrsbedingter APP von 28,1 kg PM_{2,5e}. Unter Berücksichtigung des entsprechenden Beschaffungspreises beläuft sich die Naturwert-minderung aufgrund des Fuhrparks im Jahr 2014 auf 3.339,58 €. Alleine durch die Berücksichtigung des APP der Fahrzeugnutzung erhöht sich der vk^I um rund 0,01. Die Bedeutung des Fuhrparks im Hinblick auf eine Systemoptimierung wird damit weiter akzentuiert. Eine Steigerung der Effizienz der Fahrzeugflotte würde hier zu einer signifikanten Reduktion der externen Kosten führen. Von wesentlicher Bedeutung für die Verbesserung der nachhaltigen Wertschöpfung sind im Fall der Firma Horvath auch Maßnahmen zur Erhöhung der Energieeffizienz und Reduktion der Abfallentstehung (z.B. durch Kreislaufführung). Am Beispiel der kostenmäßigen Wirkung der Elektrizität auf das externe System wird deutlich, welches Potential der Wechsel zu einem Ökostrom-Anbieter aufweist. Die Höhe des hier kalkulierten externen Werteverzehrs hängt nicht zuletzt erheblich von der Wahl des untersuchten Produktionssystems ab. Ein Kleinunternehmen des Maschinen- und Anlagenbaus ist ein vergleichsweise ressourcen- und energiearmes System. Im Gegensatz zu einer Massenfertigung tragen hier die tendenziell großen Gewinnmargen beträchtlich zu der internen Wertschöpfung bei. Entsprechend weisen diese Systeme einen relativ geringen vk^I auf. Ressourcen- und energieintensive Industriezweige sind u.a. die Herstellung von chemischen Erzeugnissen und Metallen.

Deutlich wird dies an der Stromintensität der Bruttowert-schöpfung auf Branchenebene (AGEB 2013, S. 21; StBA 2016c).⁹ Die Generierung von einem Euro Bruttowertschöpfung in der chemischen Industrie erfordert rund 1,28 kWh Strom. Für die Metallerzeugung beläuft sich der Wert auf 0,76 kWh. Im Branchendurchschnitt des Maschinenbaus ergibt sich ein Vergleichswert in Höhe von 0,12 kWh. Der vk^I alleine infolge des Stromverbrauchs beläuft sich für die Herstellung chemischer Erzeugnisse auf knapp 0,06. Für die Metallherstellung sind es rund 0,04. Im Maschinenbau ergibt sich hingegen ein vk^I aufgrund des Stromverbrauchs in Höhe von 0,005. Mit ähnlichen Abweichungen ist bei der Anwendung der eco²-Value-Added Methodik auf unterschiedliche Produktionssysteme zu rechnen. Eine weitere Zunahme des vk^I ist infolge des deutlich höheren stofflichen Durchsatz anderer Fertigungsarten und –prinzipien (z.B. Serien- und Massenfertigung) wahrscheinlich.

7.2 Anwendungsbeispiel 2 – Prozessvergleich

Der Vergleich der nachhaltigen Wertschöpfung von produktionstechnischen Prozessketten folgt den in Kapitel 5 skizzierten Analyseschritten.

7.2.1 Festlegung des Untersuchungsobjekts

Der derzeitige Maschinenpark des Unternehmens umfasst die trennenden Fertigungsverfahren Drehen, Fräsen, Sägen und Bohren, die fügenden Verfahren Schweißen, Lötten und Kleben sowie das Umformverfahren Erodieren. Im Zuge der langfristigen strategischen Ausrichtung strebt das Unternehmen die Anschaffung weiterer Fertigungstechnologien (insbesondere generative Verfahren) an. Zu diesem Zweck soll ein Prozessvergleich durchgeführt werden. Als Referenzprodukt wird hierzu der in Abb. 7.4 illustrierte Montageroller gewählt. Dieser dient dem Einrollieren des Dichtgummis am

⁹ Eigene Berechnung auf Basis von AGEB und StBA (AGEB 2013, S. 21; Statistisches Bundesamt 2016).

Fensterausschnitt von Fond- und Fahrertür bei der Fahrzeugfertigung eines lokalen OEM.

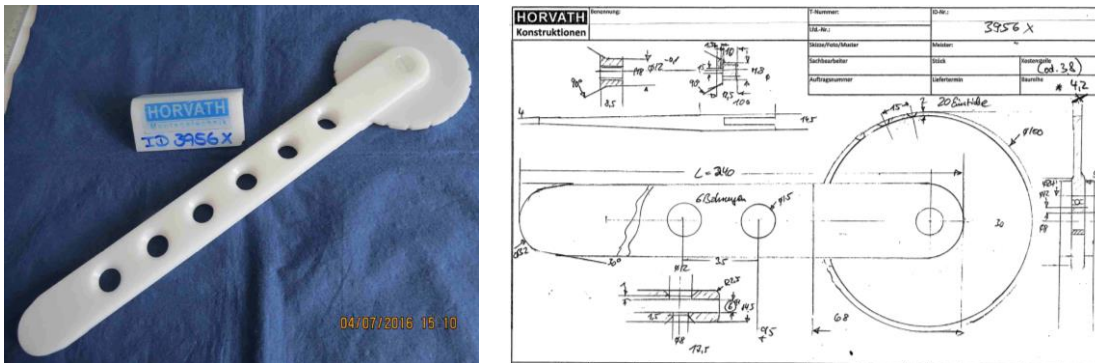


Abb. 7.4 Referenzprodukt der Horvath Montagetechnik GmbH

Untersucht werden soll ein Referenzszenario, indem das Produkt auf Kundenwunsch entwickelt und mit einer Losgröße von 30 Stück in Auftrag gegeben wird (engineer-to-order). Dabei soll der bisherige Prozess, bestehend aus den Fertigungstechnologien Bohren, Fräsen und Drehen, mit einem fiktiven additiven Prozess (hier: Fused Deposition Modeling) verglichen werden. Sämtliche in der Folge für die Berechnung genutzte Informationen entstammen, wie in dem obigen Beispiel, entweder der Dokumentation der Firma Horvath oder sind öffentlich zugängliche Daten Dritter.

7.2.2 Abgrenzung des Produktionssystems

Die Abgrenzung des Produktionssystems orientiert sich an der im obigen Beispiel ausgeführten Spezifizierung der Produktionsarten, Fertigungsorganisation und -prinzipien der Firma Horvath. In diesem Sinne wird für die Allokation der Kosten auf das Untersuchungsobjekt ein zuschlagsbasierter Ansatz gewählt.

7.2.3 Zielsystemanalyse

Das Primärziel des hier betrachteten Produktionsprozesses ist die Befriedigung des Kundenwunsches. Dieser kann in vier wesentliche Anforderungen an das Produkt zusammengefasst werden:

1. Im Einsatz dürfen keinerlei Lackbeschädigungen an den optisch sichtbaren Teilen des Fahrzeugs entstehen. Das Produkt wird daher vollständig aus dem Thermoplast Polyoxymethylen (POM) gefertigt.
2. Das Dichtgummi darf im Einsatz keinen Schaden nehmen. Die Rolle muss folglich eine abgerundete Geometrie aufweisen.
3. Das Produkt muss ein beschädigungsfreies Eindringen des Dichtgummis in den Ecken des Fensterausschnitts erlauben. Dafür ist das Endstück des Griffs abzurunden, um als Eindrückwerkzeug verwendet werden zu können.
4. Die Gummidichtung darf zu keinem Zeitpunkt überdehnt werden. Dies soll mit Hilfe von eingefrästen Kerben an der Außenseite des Rads sichergestellt werden.

Pro Stück ruft die Firma Horvath einen Preis von 92,45 € auf. Bei einer Bestellung von 30 Stück beläuft sich die Primärleistung des Prozesses auf 2.773,50 €. Nach dem Kuppelprinzip ist weiterhin das Sekundärziel, also die Höhe verwertbaren Abfalls, zu prüfen. Da für die Fertigung des Bauteils einzig POM verwendet wird, fallen für die Abfälle ausschließlich Kosten an. Eine Sekundärleistung des Prozesses existiert daher nicht.

7.2.4 Sozioökonomische Analyse

Für das hier skizzierte Anwendungsbeispiel dient die Herleitung der Beschaffungspreise der Umweltwirkung in Kapitel 6 als sozioökonomische Analyse. Entsprechend wird an dieser Stelle keine weitere Untersuchung durchgeführt.

7.2.5 Mengenanalyse

Da die Firma Horvath bislang über kein geeignetes Instrumentarium verfügt, um die für die Kalkulation des eco^2 -Value-Added auf Prozessebene benötigten Mengenparameter zu erfassen und dem Untersuchungsobjekt

zuzuordnen, wird hernach ein deterministisches Mengenmodell (Stoffstromanalyse) entwickelt. Die folgenden Abschnitte skizzieren das Vorgehen.

1. Grunddaten

Die Firma Horvath fertigt im Einschichtbetrieb, kam im Jahr 2014 aber inkl. Überstunden auf rund 12 h Betriebszeit pro Tag. Gearbeitet wird an 6 Tagen pro Woche. Abzüglich Sonn- und Feiertagen ergaben sich im Jahr 2014 somit 290 Betriebstage bzw. 3.480 Betriebsstunden pro Jahr. Für das Jahr 2014 ist ferner die Auslastung der Betriebsmittel sowie der Material- und Energieverbrauch auf Unternehmensebene bekannt. Zu differenzieren sind dabei, wie in Kapitel 5 dargestellt, die unmittel- und mittelbare Mengen. Erstere können direkt dem betrachteten Produkt zugeordnet werden, während für letztere Verrechnungssätze zu bilden sind.

2. Unmittelbare Mengen

Um die Anforderungen des Kunden zu erfüllen, wird das Produkt vollständig aus POM gefertigt. Als wesentliche Quelle zur Ermittlung des direkten Materialverbrauchs dienen Stückliste und Arbeitsplan. Die Dichte (ρ) von POM beläuft sich auf 1,41 g/cm³. Zur Kalkulation des Gewichts einer beliebigen Ausgangsgeometrie ist nun einzig das Volumen (V) zu ermitteln. Die Masse (m) des Grundwerkstoffs errechnet sich aus dem Produkt von Dichte und Volumen, d.h.:

$$m = \rho * V \quad (40)$$

Die für das Produkt zur Anwendung kommenden Ausgangsgeometrien im Fall des abtragenden Prozesses können grob in die Bezeichnungen rund und flach unterschieden werden. Ein rundes Ausgangsmaterial kommt für Rolle, Schraube und Mutter zum Einsatz, während für den Stab ein flacher Grundwerkstoff verwendet wird. Mit Hilfe des Fertigteilgewichts der Einzelteile kann ferner auf die direkte Abfallmenge geschlossen werden. Tab 27 fasst

die wesentlichen Informationen über den direkten Materialverbrauch je Bauteil der abtragenden Fertigung zusammen. Der unmittelbare Materialverbrauch der additiven Fertigung wird zu einem späteren Zeitpunkt auf Basis der Prozess- und Tätigkeitsanalyse bestimmt.

Tab 27 Quantifizierung der unmittelbaren Materialverbrauchs der abtragenden Fertigung

Bauteil	Grundwerkstoff			Masse Fertigteil (g)	Masse Abfall (g)
	Abmessungen (cm)	Volumen (cm ³)	Masse (g)		
<i>Stab</i>	Länge: 40; Breite: 4; Tiefe: 2	320,0	451,2	137,0	314,2
<i>Rolle</i>	Durchmesser: 10; Tiefe: 0,5	98,7	139,2	30,0	109,2
<i>Schraube</i>	Durchmesser: 2; Tiefe: 4	39,5	55,7	15,8	39,9
<i>Mutter</i>	Durchmesser: 2; Tiefe: 1	9,9	13,9	3,9	10,0
Gesamt			660,0	186,7	473,3

Statt der geplanten Losgröße von 30 Stück wurden, für den Fall etwaiger Nachbestellungen, 40 Stück gefertigt. Die mengenmäßige Bestandsänderung des Produkts beläuft sich demnach auf 10 Stück. Die Gesamtmenge an direkten Abfall ergibt 18,9 kg POM.

3. Mittelbare Mengen

Nachdem die unmittelbaren Mengen des Untersuchungsobjekts ermittelt wurden, stellt sich die Frage, wie die mittelbaren Mengen auf die zu untersuchenden Objekte verteilt werden können. Zu unterscheiden sind hierbei im Wesentlichen Betriebsmittel, -stoffe und -stoffabfälle, die Fläche sowie der Stromverbrauch.

3.1. Betriebsmittel

Die Betriebsmittel der Firma Horvath sind in direkte und indirekte Bereiche zu unterscheiden (vgl. Abschnitt 7.1.6). Die jeweilige mengenmäßige Beschreibung (MA_i) der Betriebsmittel errechnet sich aus Formel 38.

3.2. Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle

Tab 28 fasst die im Jahr 2014 angefallenen Mengen an Betriebsstoffen und Betriebsstoffabfällen sowie Stellen der unternehmensinternen Verwendung zusammen.

Tab 28 Menge an Betriebsstoffen und Betriebsstoffabfällen im Jahr 2014

	Einheit	Menge	Stelle der Verwendung
<i>Betriebsstoffart</i>			
Schutzgas	kg	170	Schweißen
Kühlmittel	kg	606	Fräsen, Drehen, Bohren, Schleifen
Dielektrik	kg	208	Erodieren
Schneidöl	kg	160	Bohren
Hydrauliköl	kg	460	Fräsen, Drehen, Schleifen
Spindelöl	kg	20	Schleifen
Fett	kg	5	Fräsen, Drehen, Bohren, Schleifen, Honen
Bettbahnöl	kg	190	Fräsen, Drehen
<i>Betriebsstoffabfallart</i>			
Kühlschmierstoffe	kg	11935	Fräsen, Drehen, Bohren, Schleifen

Während die Zuteilung der Betriebsstoffe Hydrauliköl, Bettbahnöl, Spindelöl und Schutzgas auf Schätzungen des Geschäftsführers sowie des Meisters basieren, existieren für die übrigen Betriebsstoff- und Betriebsstoffabfallarten keine Informationen über eine konkrete Verwendung. Die Verteilung auf Maschinenebene hat demnach mit Hilfe einer Referenzgröße zu erfolgen. Für jede Fertigungsanlage ist die durchschnittliche Auslastung im Jahr 2014 bekannt. Auf dieser Basis wird der Betriebszeitfaktor (*BZF*) kalkuliert. Der *BZF* einer Maschine *i* ergibt sich aus dem Quotient der Betriebszeit ($t_{BZ,i}$) der jeweiligen Maschine *i* und der Gesamtbetriebszeit aller zur Verfügung stehenden Maschinen. Die $t_{BZ,i}$ errechnet sich aus dem Produkt der jeweiligen Auslastung und der Jahresbetriebszeit (t_{JBZ}). Als Jahresbetriebszeit dient hier die aus den Grunddaten hervorgehende Anzahl an Betriebsstunden in Höhe von 3480. Formel 41 fasst das Vorgehen zusammen.

$$BZF_i = \frac{t_{BZ,i}}{\sum_{i=1}^n t_{BZ,i}} = \frac{A_i * t_{JBZ}}{\sum_{i=1}^n A_i * t_{JBZ}} \quad (41)$$

Die inputseitige Verbrauchsmenge (r) einer Maschine i errechnet sich daraufhin aus dem Produkt der Gesamtmenge (r_g) und dem Betriebszeitfaktor (BZF), d.h.:

$$r_i = r_g * BZF_i \quad (42)$$

Tab 60 in Anhang 6 fasst die Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle je Maschine zusammen.

3.3. Elektrizitätsverbrauch

Die Firma Horvath verfügt über zwei Stromanschlüsse, die von jeweils unterschiedlichen Energielieferanten (EnBW, Ampere) bedient werden. Während Anschluss II (Ampere) die Kalkulation einer Jahresleistungsabnahme für das Referenzjahr 2014 über die Quartalsrechnungen zulässt, wird für Anschluss I (EnBW) aufgrund der spezifischen Abrechnungsperiode der Zeitraum vom 9.9.2014 bis zum 16.9.2015 betrachtet. Tab 59 in Anhang 6 fasst die Herleitung des Gesamtstromverbrauchs der Firma Horvath Montagetechnik GmbH im Jahr 2014 zusammen.

Da Elektrizität nicht ausschließlich für den Betrieb der Maschinen in der Fertigung sondern ebenso für Beleuchtung und Administration verwendet wird, ist zunächst ein Anteil für die indirekten Bereiche zu bestimmen. Laut Fleiter (Fleiter 2008, S. 1 ff) entfallen im industriellen Branchendurchschnitt rund 5% des Stromverbrauchs auf die Beleuchtung. Im Fall der Firma Hovath entspricht dies 9.993 kWh. In der Administration wird der Energieverbrauch im Wesentlichen durch den Einsatz der Betriebsmittel bestimmt. Zum Einsatz kommen hier fünf Desktop-PCs und ein Laser-Drucker. Ein durchschnittlicher Desktop-PC hat im Betrieb eine Leistungsaufnahme von bis zu 250 W (Bray

2006). Selbiges wird für den Laser-Drucker angenommen. Bei einer Jahresbetriebszeit (*JBZ*) von 3.480 Stunden ergibt sich ein Stromverbrauch für die Administration in Höhe von 5.220 kWh. In der Summe fallen für die indirekten Bereiche (Administration und Beleuchtung) 15.213 kWh an. Die Leistungsabnahme der direkten Bereiche (hier: Maschinen) beläuft sich demnach auf 184.654 kWh. Da für die Allokation auf Maschinenebene einzig die Auslastung und installierte Leistung der Maschinen bekannt ist, muss im Unterschied zu dem oben skizzierten Vorgehen der Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle ein iterativer Ansatz gewählt werden. Hierfür wird zunächst für jede Maschine *i* die fiktive Leistungsabnahme (*FW*) aus dem Produkt der installierter Leistung (*P*) und des Betriebszeitfaktors (*BZF*) kalkuliert, d.h.:

$$FW_i = P_i * BZF_i \quad (43)$$

Der Quotient der fiktiven Leistungsabnahme einer einzelnen Maschine (*FW_i*) und der gesamten fiktiven Leistungsabnahme ergibt den Leistungsabnahmefaktor (*WF*), d.h.:

$$WF_i = \frac{FW_i}{\sum_{i=1}^n FW_i} \quad (44)$$

Die Zuweisung des zunächst nur auf Unternehmensebene bekannten Stromverbrauchs auf Maschinenebene erfolgt daraufhin durch das Produkt des gesamten Stromverbrauchs (*W*) und des Leistungsabnahmefaktors (*WF_i*):

$$W_i = W * WF_i \quad (45)$$

Tab 61 in Anhang 6 fasst den Stromverbrauch je Maschine zusammen.

3.4. Fläche

Zur Berücksichtigung der Gebäudefläche der Firma Horvath wird auf die oben kalkulierte Mengenabschreibung in Höhe von 2,25 m² pro Jahr zurückgegriffen.

4. Prozess- und Tätigkeitsanalyse

In einem weiteren Schritt ist, wie in Kapitel 5 erläutert, eine Prozess- und Tätigkeitsanalyse durchzuführen. Dabei ist der gesamte Prozess der Auftragsabwicklung abzubilden. Eine gesonderte Betrachtung erfährt hierbei der direkte Prozess, der einzig die unmittelbaren Schritte der Fertigung umfasst. Die Abfolge des Auftragsprozesses beider Fertigungsvarianten (abtragend und additiv) ist dieselbe. Der entscheidende Unterschied zwischen beiden Alternativen wird hingegen bei der Betrachtung des Fertigungsprozesses deutlich. Hier differieren sowohl Abfolge als auch Mengenparameter.

4.1. Abtragende Fertigung

Der Auftragsprozess der abtragenden Fertigung umfasst die Schritte Auftragseingang, Bauteilentwicklung, Fertigungsplanung, Einkauf, Fertigung und Montage, Lieferung und Vertrieb, Abschluss und Rechnungsstellung sowie Buchhaltung. Abb. 7.5 verdeutlicht die Abfolge sowie die wesentlichen Mengenparameter der Einzelschritte.

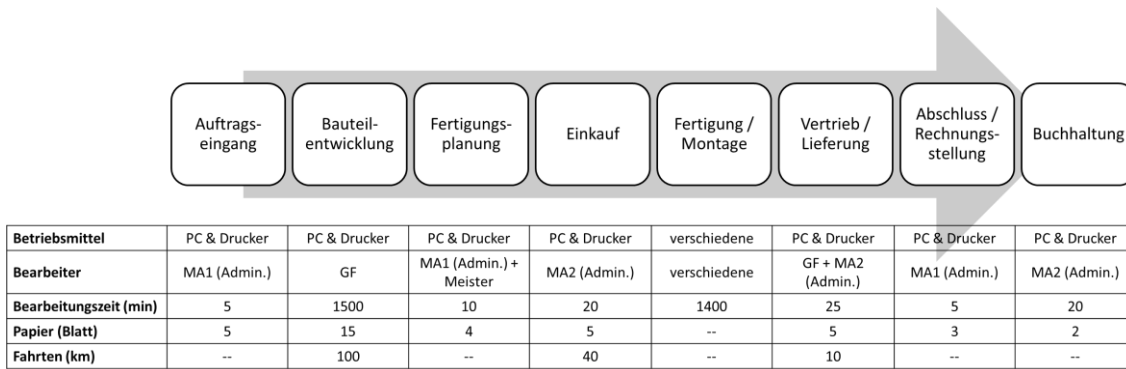


Abb. 7.5 Auftragsprozess der abtragenden Fertigung

Der direkte Prozess beinhaltet hingegen die Abfolge der Tätigkeiten zur Fertigung der vier Bauteile des Untersuchungsobjekts (Stab, Rolle, Schraube und Mutter). Die Fertigung des Stabs besteht aus Sägen, zwei Bohrungen, zwei Konturfrässchritten sowie einem Scheibenfräsen. Für die Rolle sind zwei Drehvorgänge und ein Fräsvorgang nötig. Die Herstellung von Schraube und Mutter besteht hingegen einzig aus jeweils einem Drehvorgang. Nicht zuletzt sind die Einzelbauteile zu montieren und das gefertigte Produkt mit Hilfe eines Lasers zu beschriften. Abb. 7.6 fasst den Fertigungsprozess der abtragenden Herstellung und seine wesentlichen Mengenparameter zusammen.

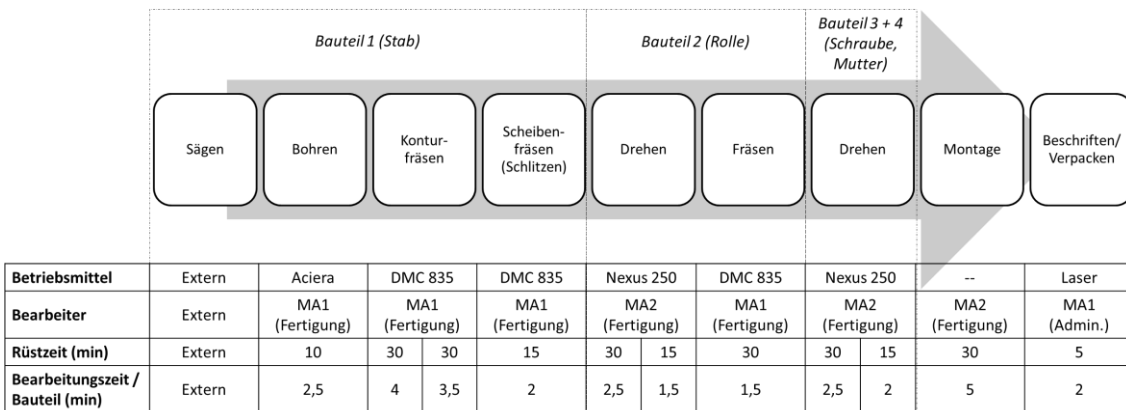


Abb. 7.6 Fertigungsprozess der abtragenden Fertigung

4.2. Additive Fertigung

Wie oben erläutert, unterscheidet sich die Abfolge des Auftragsprozesses der additiven nicht von der abtragenden Fertigung. Bei dem hier untersuchten Fused Deposition Modeling (FDM) wird das Werkstück schichtweise durch Erwärmen, Aufbringen (Extrudieren) und Erhärten eines drahtförmigen Kunststoffes gefertigt. Im Gegensatz zu dem spanenden Verfahren, kommen für Stab und Rolle nun lediglich zwei Schritte zum Einsatz, da die Bearbeitungsgeometrie eine simultane Fertigung beider Bauteile ermöglicht. Zur Gewährleistung der durch den Kunden geforderten Toleranz, ist nach dem Bauteildruck jedoch eine Nachbearbeitung in Form eines Ultraschallbads erforderlich. Als Reinigungsmittel wird hier Aceton angenommen. Infolge ihrer geometrischen Komplexität ist für die Fertigung von Schraube und Mutter der oben bereits skizzierte Drehvorgang weiterhin sinnvoll. Ferner sind die Einzelbauteile zu montieren und das gefertigte Produkt mit Hilfe eines Lasers zu beschriften. Abb. 7.7 fasst den Fertigungsprozess der additiven Herstellung und seine wesentlichen Mengenparameter zusammen.

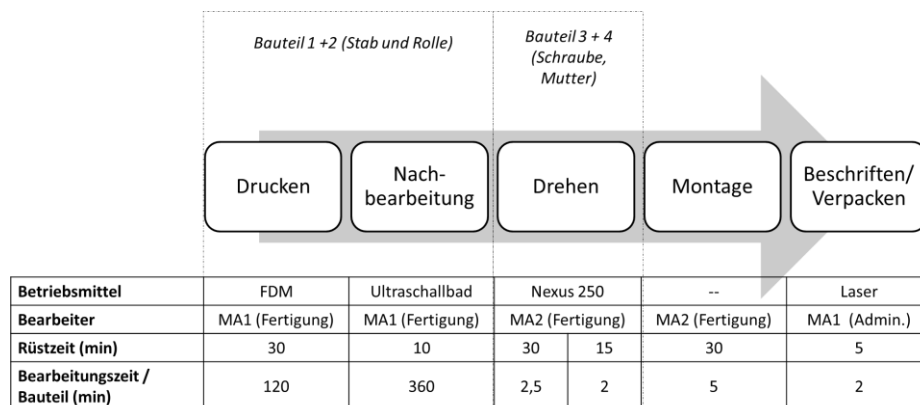


Abb. 7.7 Fertigungsprozess der additiven Fertigung

Der hier dargestellte Fertigungsprozess dient als Muster für die Anwendung der eco²-Value-Added-Rechnung und ist daher als fiktives Beispiel ohne Anspruch auf reale Umsetzung zu verstehen. Technische Barrieren der Umsetzung (z.B. Bauteilverzug) sowie die Zweckhaftigkeit der gewählten Para-

meter sind somit von niedriger Priorität. Die hier angegebenen Rüst- und Bearbeitungszeiten sowie das zur Anwendung kommende Reinigungsmittel im Ultraschallbad basieren auf Experteneinschätzung der Firma Horvath und des Fraunhofer IPA.

5. Zusammenfassung der Prozessmengen je Fertigungsart

Zur Kalkulation der indirekten physischen Gesamtmengen der Leistungserstellung pro Stück werden aus der Stofffluss- und Prozessanalyse Verrechnungssätze gebildet:

- (1) Der Verrechnungssatz für Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle (VRB_i) eines Betriebsmittels i ergibt sich aus dem Produkt des Verbrauchsstundensatzes (VSS_i), d.h. dem Verhältnis von Menge ($r_i; x_i$) und Betriebszeit der Maschine ($t_{BZ,i}$), und der Gesamtbearbeitungszeit der Leistungserstellung ($t_{BAZ,i}$). Letzteres ergibt sich wiederum aus der Summe von Bearbeitungszeit ($t_{B,i}$) und der anteiligen Rüstzeit ($t_{R,i}$) pro Stück (hier: Losgröße, LG), d.h.:

$$VRB_i = VSS_i * t_{BAZ,i} = \frac{r_i}{t_{BZ,i}} * \left(t_{B,i} + \frac{t_{R,i}}{LG} \right) \text{ bzw. } = \frac{x_i}{t_{BZ,i}} * \left(t_{B,i} + \frac{t_{R,i}}{LG} \right) \quad (46)$$

- (2) Der Verrechnungssatz für den Stromverbrauch (VRS_i) eines Betriebsmittels i kann analog mit Hilfe des Produkts von Verbrauchsstundensatz (VSS_i) und Gesamtbearbeitungszeit der Leistungserstellung ($t_{BAZ,i}$) bestimmt werden. Im Unterschied zu den Betriebsstoffen und Betriebsstoffabfällen, errechnet sich der VSS_i hier aus dem Quotienten des gesamten Stromverbrauchs (W_i) und Betriebszeit der Maschine ($t_{BZ,i}$), d.h.:

$$VRS_i = VSS_i * t_{BAZ,i} = \frac{W_i}{t_{BZ,i}} * \left(t_{B,i} + \frac{t_{R,i}}{LG} \right) \quad (47)$$

- (3) Der Verrechnungssatz für die Betriebsmittelabschreibung (VRA_i) wird ebenso aus dem Produkt von Verbrauchsstundensatzes (VSS_i) und der

Gesamtbearbeitungszeit der Leistungserstellung ($t_{BAZ,i}$) ermittelt. Der VSS_i ergibt sich hier aus dem Quotienten der jährlichen mengenmäßigen Abschreibung (MA_i) und der Betriebszeit des Betriebsmittels ($t_{BZ,i}$). In der Folge ist jedoch zwischen direkten und indirekten Betriebsmitteln zu unterscheiden. Während letztere meist unvermittelt zur Verfügung stehen, fällt für erstere jeweils eine gewisse Rüstzeit an.

- (a) Entsprechend wird die Gesamtbearbeitungszeit der Leistungserstellung pro Stück eines direkten Betriebsmittels aus der Summe von Bearbeitungszeit ($t_{B,i}$) und der anteiligen Rüstzeit ($t_{R,i}$) kalkuliert. Der VRA_i errechnet sich wie folgt:

$$VRA_i = VSS_i * t_{BAZ,i} = \frac{MA_i}{t_{BZ,i}} * \left(t_{B,i} + \frac{t_{R,i}}{LG} \right) \quad (48)$$

- (b) Da jede administrative Tätigkeit jeweils für den gesamten Auftrag durchgeführt wird, resultiert die Gesamtbearbeitungszeit der Leistungserstellung pro Stück aus dem Verhältnis von Bearbeitungszeit ($t_{B,i}$) und Losgröße (LG). Der VRA_i errechnet sich wie folgt:

$$VRA_i = VSS_i * t_{BAZ,i} = \frac{MA_i}{t_{BZ,i}} * \frac{t_{B,i}}{LG} \quad (49)$$

- (4) Die für die Leistungserstellung benötigte Fahrleistung ergibt sich aus der Summe der Einzeldistanzen je Prozessschritt. Für eine Stück-Allokation ist hier wiederum durch die Losgröße (LG) zu dividieren.

Die Summe der Verrechnungssätze über sämtliche Prozessschritte ergibt die jeweilige Gesamtmenge der Leistungserstellung.

Um einen Vergleich zu ermöglichen, werden für die generative Herstellung weiterführende Informationen aus der Literatur hinzugezogen. Laut Junk et al. (Junk et al. 2012) beläuft sich der durchschnittliche Elektrizitätsbedarf von FDM-Verfahren im Betrieb auf 180 bis 230 kJ pro cm^3 Bauteilvolumen. Für die weitere Berechnung wird das Mittel von 205 kJ / cm^3 (0,056 kWh)

angenommen. Bei einem Volumen des Stabs und der Rolle von $118,44 \text{ cm}^3$, das sich aus der Inversion von Formel 40 ergibt, beträgt der Elektrizitätsbedarf je Bauteil $6,63 \text{ kWh}$. Für das Ultraschallbad wird von einer durchschnittlichen Leistung von 2 kW ausgegangen. Bei einer Betriebszeit von 6 h pro Bauteil ergibt sich ein Stromverbrauch in Höhe von 12 kWh . Die Nutzungsdauer der FDM-Anlage und des Ultraschallbads wird auf 10 Jahre , die durchschnittliche Auslastung auf 50% geschätzt. Bei einer, sich aus den Expertenschätzungen ergebenden Bearbeitungsdauer von $494,5 \text{ min}$ für die Fertigung eines Bauteils, beläuft sich die jährliche Mengenabschreibung der für den Prozess benötigten zwei Anlagen (FDM-Anlage und Ultraschallbad) auf $8,94\text{E-}04$. Die hier kalkulierte, deutlich höhere Flächeninanspruchnahme resultiert aus der vergleichsweise langen Bearbeitungszeit je Bauteil. Für die Ultraschallanlage wird von einem Badvolumen von 90 l ausgegangen. Das Mischverhältnis von Reinigungsmittel zu Wasser wird ferner mit 10% angenommen. Die Dauer der Nutzung des Reinigungsgemischs beschränkt sich einzig auf den Gesamtauftrag. Entsprechend ergibt sich eine Verbrauchsmenge von $0,225 \text{ kg}$ Aceton pro Bauteil. Aceton-Gemische gelten laut Abfallverzeichnisverordnung (AVV) als gefährlicher Abfall und müssen fachmännisch entsorgt und aufbereitet werden. Die Entsorgungsmenge pro Stück beträgt demnach $2,25 \text{ kg}$. Aufgrund der traditionellen, spanenden Bearbeitung von Schraube und Mutter, fallen auch bei der additiven Herstellung $49,9 \text{ g}$ Kunststoffabfall pro Bauteil an. Entsprechend ergeben sich die, wenngleich relativ geringen, Verbräuche an Kühlmittel ($1,12 \text{ g}$), Hydrauliköl ($0,63 \text{ g}$), Bettbahnöl ($0,48 \text{ g}$), Fett ($8,80\text{E-}06 \text{ kg}$), Kühlschmierstoffabfall ($0,0236 \text{ kg}$) und Strom ($0,57 \text{ kWh}$) aus der oben ausgeführten Stoffstromanalyse. Tab 29 fasst die mittelbaren und unmittelbaren internen Prozessmengen je Fertigungsart zusammen.

Tab 29 Mittelbare und unmittelbare interne Prozessmengen pro Stück je Fertigungsart

Prozessmengenart	Prozessmenge (abtragend)	Prozessmenge (additiv)
<i>Unmittelbare Mengen (physisch)</i>		
Gesamtmenge (POM)	660,0 g	236,6 g
Abfall (POM)	473,3 g	49,9 g
<i>Mittelbare Mengen (physisch)</i>		
Kühlmittel	5,76 g	1,12 g
Schneidöl	6,02 g	--
Hydrauliköl	2,59 g	0,63 g
Bettbahnöl	1,60 g	0,48 g
Fett	0,04 g	0,01 g
Strom	2,08 kWh	19,20 kWh
Kühlschmierstoffabfall	0,114 kg	0,024 kg
Reinigungsmittel (Aceton)	--	0,225 kg
Reinigungsmittelabfall (Aceton)	--	2,25 kg
Fertigungsmaschinen	7,09E-04	8,94E-04
Fläche	0,23 cm ²	0,01 m ²
Fahrten	3,75 km	3,75 km
Blatt Papier (Gewicht: 5 g)	0,98 (4,9 g)	0,98 (4,9 g)
Büroausstattung (PC/Drucker)	0,0091	0,0091
Büroausstattung (Möbel)	3,80E-05	3,80E-05
<i>Mittelbare Mengen (operativ)</i>		
Gesamtauftragszeit	74,63 min	534,13 min
Administrative Auftragszeit	39,63 min	39,63 min
Gesamtbearbeitungszeit	35,00 min	494,50 min

7.2.6 Wirkungsanalyse

Der Transfer von den internen Mengen zu der Inanspruchnahme des externen Systems orientiert sich an dem im obigen Anwendungsbeispiel ausgeführten Vorgehen. Auch für den hier untersuchten additiven Fertigungsprozess erfolgt die Umrechnung mit Hilfe der ProBas-Datensätze. Für das Reinigungsmittel Aceton und die Nachbehandlung seiner Abfälle dient der Datensatz *Chem-OrgPhenol-DE-2010/mass* (2,02 kg CO₂e/kg; 0,00609 kg SO₂e/kg) als Referenz (UBA 2016). Tab 30 fasst die die mengenmäßige

Inanspruchnahme des externen Systems für die beiden Fertigungsarten zusammen. Während sämtliche Parameter des administrativen Prozesses unverändert bleiben, unterscheiden sich die Maßgrößen des Fertigungsprozesses merklich.

Der Vergleich der Prozesse zeigt, dass die abtragende Fertigung im Hinblick auf die Wirkung auf das externe System die vorteilhaftere Alternative darstellt. Dies liegt jedoch einzig an der vergleichsweise langen Bearbeitungszeit des Drucks und der Nachbehandlung, die zu einem wesentlich höheren Elektrizitätsbedarf führt. Abb. A6.1 und A6.2 in Anhang 6 visualisieren die jeweiligen Stoffströme der hier betrachteten Fertigungsprozesse in Form von Sankey-Diagrammen. Zur Veranschaulichung werden dabei die Mengeneinheiten nach Bauteilen zusammengefasst.

Tab 30 Externe Prozessmengen je Fertigungsart pro Stück (in kg)

Mengenart	Abtragende Fertigung				Additive Fertigung			
	GWP	AP	ODP	EP	GWP	AP	ODP	EP
<i>Unmittelbare Menge (physisch)</i>								
Abfall (POM)	8,19E-01	2,60E-03	--	--	8,63E-02	2,74E-04	--	--
<i>Mittelbare Menge (physisch)</i>								
Kühlmittel	5,20E-03	4,20E-05	3,59E-06	4,25E-05	1,00E-03	8,25E-06	6,98E-07	8,27E-06
Reinigungsmittel	--	--	--	--	4,55E-01	1,37E-03	--	--
Schneidöl	5,15E-06	4,25E-08	3,59E-09	4,25E-08	--	--	--	--
Hydrauliköl	5,38E-06	4,44E-08	3,75E-09	4,44E-08	5,63E-04	4,64E-06	3,92E-07	4,65E-06
Bettbahnöl	2,32E-06	1,91E-08	1,61E-09	1,91E-08	4,29E-04	3,54E-06	2,99E-07	3,54E-06
Fett	1,43E-06	1,18E-08	9,97E-10	1,18E-08	8,94E-06	7,37E-08	6,23E-09	7,38E-08
Strom	3,58E-08	2,95E-10	2,49E-11	2,95E-10	1,04E+01	4,60E-02	4,60E-04	2,20E-03
Fläche	1,08E+00	4,78E-03	4,78E-05	2,29E-04	4,39E+00	1,63E-02	--	--
Fahrten	1,01E-02	3,75E-05	--	--	1,01E-02	3,75E-05	--	--
Blatt Papier	1,01E-02	3,75E-05	--	--	6,60E-03	2,06E-05	--	--
Büroausstattung (PC/Drucker)	1,68E+00	2,06E-05	--	--	1,68E+00	--	--	--

Büroausstattung (3x Möbel)	1,40E-02	--	--	--	1,80E-04	--	--	--
Kühlschmierstoffabfall	1,02E-01	8,40E-04	7,10E-05	8,41E-04	2,15E-02	1,77E-04	1,50E-05	1,77E-04
Reinigungsmittel-abfall	--	--	--	--	4,55E+00	1,37E-02	--	--
Maschinen	1,34E+01	5,71E-05	--	3,23E-06	3,85E-01	1,64E-06	--	9,30E-08
Gesamt	1,71E+01	8,38E-03	1,22E-04	1,12E-03	2,27E+01	7,98E-02	4,76E-04	2,39E-03

Abb. 7.8 illustriert die Ergebnisse der Wirkungsanalyse der abtragenden und additiven Fertigung nach den verursachenden internen Mengenkategorien Hilfs- und Betriebsstoffe, Betriebsmittel (direkt und indirekt) sowie Abfälle. Im Fall des abtragenden Prozesses sind die dominanten Faktoren der Inanspruchnahme des externen Systems die Betriebsmittel und Abfälle. Die Umweltwirkung des additiven Herstellprozesses wird hingegen von den Hilfs- und Betriebsstoffen (insbesondere Strom) bestimmt.

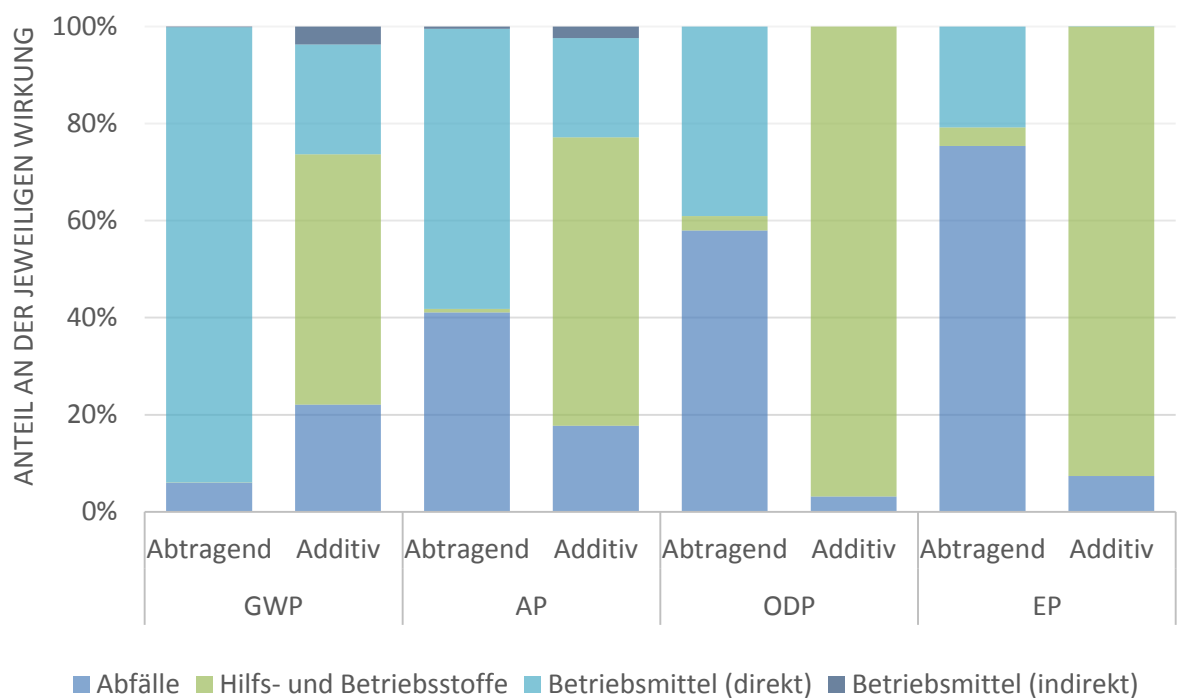


Abb. 7.8 Externe Prozessmengen je Stück (in kg)

7.2.7 Wertschöpfungsrechnung

Das Ziel der Wertschöpfungsrechnung ist die Bestimmung des eco²-Value-Added. Aus Sicht der Firma Horvath besteht der Produktionswert des Auftrags, unabhängig von der Art der Fertigung, aus der Summe des Umsatzes (92,45 € pro Stück; 2773,50 €), der Bestandsänderung zu Marktpreisen (10 Stück; 924,50 €) sowie der anteiligen Verrechnung von selbst-erstellten Anlagen (25.130 €) und Fremdkapitalzinsen (1.079 €). Der unmittelbare Produktionswert (hier die zu Marktpreisen bewertete Losgröße) beläuft sich auf 3.698 €. Die Allokation des nicht unmittelbar dem Prozess zuzuordnenden Produktionswerts (hier: selbsterstellte Anlagen und Fremdkapitalzinsen) sowie des Werteverzehrs folgen dem in Kapitel 5 ausgeführten Vorgehen.

(1) Produktionswert- und Werteverzehrarten

Tab 56 in Anhang 5 fasst die aus der Kostenrechnung bekannten Produktionswert- und Werteverzehrarten der Firma Horvath im Jahr 2014 zusammen. Diese gilt es anteilig auf die Untersuchungsobjekte zu verteilen. Entsprechend ist zunächst eine Klassifikation der Arten nach Art der Zurechnung durchzuführen. Wie in der Mengenrechnung sind hierbei unmittelbare und mittelbare Größen zu differenzieren. Im Kontext des Untersuchungsziels ergeben sich die Einzelkosten einzig aus dem Produkt von Beschaffungspreis und unmittelbare Menge des Werkstoffs POM. Die Kosten pro kg belaufen sich auf 5,00 €. Auf Basis der Ausgangsgeometrien der vier Bauteile ergeben sich Stückkosten in Höhe von 3,30 €. Für das gesamte Los (40 Stück) belaufen sich die Materialeinzelkosten entsprechend auf 132,00 €. Im Folgenden sind somit ausschließlich die mittelbaren Größen zu betrachten. Einzig für die im Regelfall als nicht unmittelbar auf das Untersuchungsobjekt zuteilbaren Werteverzehrarten Löhne, Gehälter, Sozialkosten und Tantiemen,

wird an dieser Stelle ein gesondertes Vorgehen gewählt. In Abhängigkeit der Qualifikation und Betriebszugehörigkeit, existieren Kalkulationsstundensätze für die Mitarbeiter der Fertigung und Administration. Für letztere beläuft sich der Satz auf 18,28 €/h. In der Fertigung werden die Sätze von Angestellten (24,36 €/h) und Gesellen (16,48 €/h) unterschieden. Eine Arbeitsstunde des Geschäftsführers wird mit 26,58 € fakturiert. Diese Kalkulationsstundensätze werden in der Folge als gegeben angesehen und mit Hilfe der durch die Prozess- und Tätigkeitsanalyse bekannten Zeiten dem Produkt zugeschrieben. Tab 31 fasst die Klassifikation der Produktionswert- und Werteverzehrarten bzw. -beträge der Firma Horvath Montagetechnik im Jahr 2014 nach Art der Zurechnung zusammen. Eine ausführliche Auflistung der Produktionswert- und Werteverzehrarten findet sich in Tab 56 in Anhang 5.

Tab 31 Produktionswert- und Werteverzehrarten/-beträge der Firma Horvath im Jahr 2014

#	Produktionswert- und Werteverzehrarten	Betrag	Art der Zurechnung
1	Löhne	534.403 €	Unmittelbar
2	Rohstoffe / Materialien	37.428 €	
3	Gehälter	245.825 €	
4	Sozialkosten & Tantiemen	129.845 €	
5	Betriebsmittelkosten	144.360 €	Mittelbar
6	Hilfs- und Betriebsstoffkosten	136.376 €	
5	Entsorgungs- und Reinigungskosten	4.022 €	
6	Dienst- & Fremdleistungskosten	256.066 €	
7	Öffentliche Abgaben	14.435 €	
8	Werbungs- & Bewirtungskosten	2.424 €	
9	Fremdkapitalkosten	1.079 €	
10	Sonstige Kosten	2.234 €	

(2) Allokation auf Wertschöpfungsstellen

Nachdem zunächst diejenigen Kosten ermittelt wurden, die nicht ohne weiteres dem hier untersuchten Produkt zuzuordnen sind, werden diese

nun, in Anlehnung an das in Kapitel 3 und 5 beschriebene Vorgehen des Betriebsabrechnungsbogens (BAB), auf den Ort der Entstehung verteilt. Zu diesem Zweck werden vereinfacht die Hauptwertschöpfungsstellen Material, Fertigung, Verwaltung und Vertrieb unterschieden. Die nicht unmittelbar dem Prozess zuzuordnenden Produktionswerte (hier: selbsterstellte Anlagen und Fremdkapitalzinsen) werden vom Werteverzehr abgezogen. Als Verteilungsreferenz dienen hier Betriebsstunden bzw. Fahrtstrecke, Entnahmescheine, Rechnungen und Anlagewerte. Tab 32 veranschaulicht den BAB.

Tab 32 Betriebsabrechnungsbogen der Firma Horvath im Jahr 2014

	Ergebnis	Verteilungsreferenz	Material	Fertigung	Verwaltung	Vertrieb
Betriebsmittelkosten	144.360 €	Betriebsstunden / Fahrtstrecke	--	122.706 €	2.887 €	18.767 €
Hilfs- und Betriebsstoffkosten	136.376 €	Entnahmescheine	--	136.376 €	--	--
Entsorgungs- und Reinigungskosten	4.022 €	Entnahmescheine	--	3.017 €	1.006 €	--
Dienst- & Fremdleistungskosten	256.066 €	Rechnungen	89.623 €	102.426 €	38.410 €	25.607 €
Öffentliche Abgaben	14.435 €	Anlagewerte	722 €	11.548 €	1.010 €	1.155 €
Werbungs- & Bewirtungskosten	2.424 €	Rechnungen	--	--	727 €	1.697 €
<i>Fremdkapitalkosten</i>	<i>1.079 €</i>	Anlagewerte	<i>54 €</i>	<i>863 €</i>	<i>76 €</i>	<i>86 €</i>
Sonstige Kosten	2.234 €	Rechnungen	447 €	894 €	670 €	223 €
<i>Selbsterstellte Anlagen</i>	<i>25.130 €</i>	Ort der Entstehung / Nutzung	--	22.617 €	2.513 €	--
Mittelbarer Werteverzehr	533.708 €		90.846 €	353.487 €	42.121 €	47.535 €
Zuschlagsgrundlage			Materialien	Arbeitsleistungskosten ¹⁰	Arbeitsleistungskosten ⁿ¹⁰	
Wert der Zuschlagsgrundlage			37.428 €	910.073 €	910.073 €	
Zuschlagssätze			242,7%	38,8%	9,9%	

¹⁰ Summe aus Lohn-, Gehalts-, Sozialkosten und Tantiemen

(3) Allokation auf Wertschöpfungsträger

Auf Basis des in Abschnitt 7.1.2 definierten Produktionssystems der Firma Horvath ist ein zuschlagsbasierter Ansatz für die Wertschöpfungsträgerrechnung passend. Infolge der vergleichsweise langen Bearbeitungszeit der Bauteile, werden die Kalkulationskostensätze für die Bearbeitungszeit der Prozessschritte Drucken und Nachbearbeiten im additiven Prozess lediglich zu 10% berücksichtigt. Auf diese Weise wird dem Umstand Beachtung geschenkt, dass die beteiligten Mitarbeiter in der übrigen Zeit einer weiteren produktiven Tätigkeit nachgehen können. Infolge des zusätzlichen Aufwands zur Herstellung des drahtförmigen Thermoplastgrundstoffs wird mit einem um 50% höheren Materialpreis pro kg gerechnet. Die oben kalkulierten Zuschlagssätze finden sowohl bei der abtragenden als auch bei der generativen Herstellung Anwendung. Im Fall der additiven Fertigung wird die benötigte Investition in Höhe von 20.000 € jedoch anteilig in Form einer linearen Abschreibung über 10 Jahre (2.000 €) zu den Betriebsmittelkosten der Fertigung addiert. Der entsprechende Zuschlagssatz erhöht sich somit um 0,2%. Im Fall der abtragenden Fertigung sind ferner die Fremdleistungskosten für das Sägen als Sondereinzelkosten der Fertigung zu berücksichtigen. Pro Stück fallen hier 0,31 € an. Für den gesamten Auftrag belaufen sich die Fremdleistungskosten auf 12,40 €. Tab 33 fasst die Herleitung des Werteverzehrs für den gesamten Auftrag in Abhängigkeit der Fertigungsart zusammen.

Tab 33 Werteverzehr des internen Systems pro Auftrag in Abhängigkeit der Fertigungsart

	Abtragend	Additiv
Materialeinzelkosten	132,00 €	70,98 €
Materialgemeinkosten	320,36 €	172,27 €
Löhne, Gehälter, Sozialkosten, Tantiemen	1.173,50 €	1.647,02 €
Fertigungsgemeinkosten	455,32 €	639,04 €
Verwaltungs- und Vertriebsgemeinkosten	116,18 €	163,06 €
Sondereinzelkosten der Fertigung	12,40 €	0,00 €
Gesamt	2.209,76 €	2.692,37 €

(4) Quantifizierung der Wertschöpfung

Nachdem sowohl Produktionswert als auch Werteverzehr des internen Systems bekannt sind, kann zunächst die interne Wertschöpfung (*IWS*) kalkuliert werden. Für die abtragende Herstellung des hier untersuchten Auftrags beläuft sich dieser auf 1.488,24 €. Im Fall der additiven Fertigung ergeben sich 1.005,63 €. Da hier, wie im obigen Beispiel ausgeführt, kein Nutzenbeitrag zum externen System im Sinne der *eco*²-Value-Added-Rechnung fakturiert werden kann, ergibt sich lediglich eine Naturwertminderung (*EWS*). Im Fall der abtragenden Fertigung beläuft sich diese auf 36,96 € für den gesamten Auftrag, bei Einsatz der additiven Fertigung auf 64,53 €. Entsprechend resultiert ein *eco*²-Value-Added der traditionellen Herstellung von 1451,28 €. Eine generative Fabrikation weist hingegen einen *eco*²-Value-Added in Höhe von 941,1 € auf. Abb. 7.9 illustriert den Vergleich der beiden Fertigungsarten aus Sicht der *eco*²-Value-Added-Rechnung.

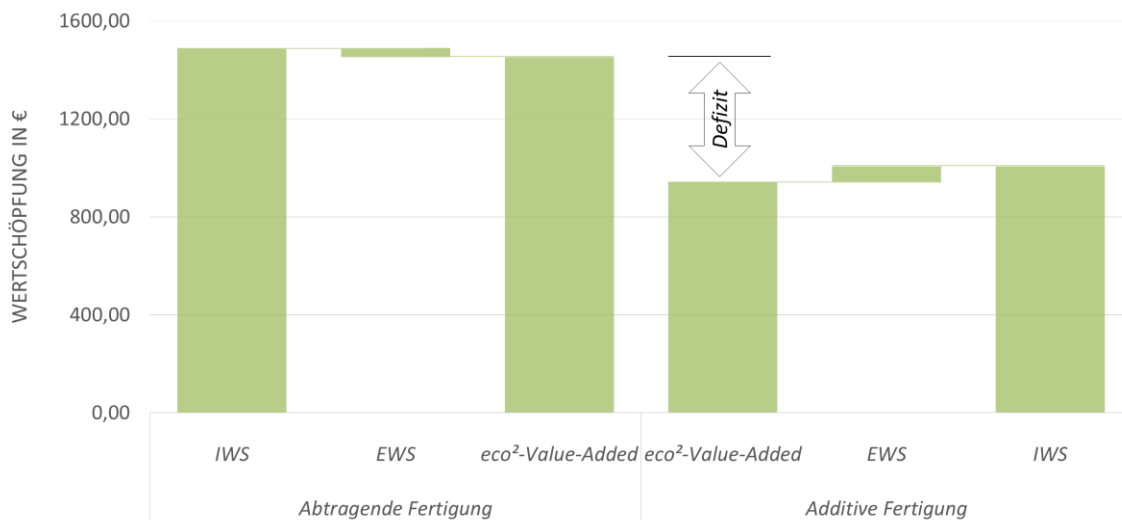


Abb. 7.9 *eco*²-Value-Added- Vergleich der abtragenden und additiven Fertigung

Das wertschöpfungsmäßige Defizit der Auftragsfertigung mit Hilfe des additiven Prozesses beläuft sich auf 510,18 €. Da in beiden Fällen die Externalitätsbedingung nicht erfüllt ist, sind die Verfahren als nicht-nachhaltig einzustufen. Der Kapitaltransfer beider Prozessalternativen ist im Sinne der Nach-

haltigkeit nicht legitimiert, wenngleich die abtragende Herstellung im Hinblick auf die Inanspruchnahme des externen Systems deutliche Vorteile aufweist.

Der Verlustkoeffizient ersten Grades (vk^I) der abtragenden Produktion beläuft sich auf rund 0,02. Zur Sicherstellung einer nachhaltigen Wertschöpfung wären pro generiertem € Wirtschaftswert also 2 Cent als Nutzenbeitrag im Sinne der eco²-Value-Added-Rechnung abzuführen. Im Fall der additiven Fertigung ergibt sich ein Verlustkoeffizient ersten Grades von rund 0,06. Auch im Hinblick auf die Naturwertminderung ist der hier analysierte generative Beispielprozess inferior.

(5) Dynamik der Wertschöpfung

Im Fall eines Prozessvergleichs ist, wie in Kapitel 5 erläutert, nicht zuletzt die Betrachtung der Dynamik von wesentlicher Bedeutung für die Entscheidungsvorbereitung. Für die hier betrachteten Untersuchungsobjekte ergibt sich diese aus der Auftrags- bzw. Losgröße. Entsprechend der in Tab 58 in Anhang 6 als fix bzw. variabel eingestuften Mengen-, Produktionswert- und Werteverzehrarten, ist die Dynamik im Hinblick auf die für das hier vorliegende Produktionssystem als rational anzusehende Losgrößenintervall [1; 400] zu bestimmen. Auf Basis der diagnostizierten eco²-Value-Added der äußeren Intervallgrenzen sowie unter Berücksichtigung des bekannten eco²-Value-Added für die Losgröße 40, wird die Dynamik approximiert. Zur Kalkulation des Wirtschaftswerts der jeweiligen Aufträge wird von einem Staffelpreis ausgegangen. Bei LG = 1 wird das Produkt zu einem Preis von 1.300,00 € angeboten, ab einer Bestellmenge von 50 Stück beläuft sich der Stückpreis auf 69,80 €. Tab 34 fasst die Herleitung des eco²-Value-Added pro Auftrag in Abhängigkeit der Fertigungsart zusammen.

Tab 34 Herleitung des eco^2 -Value-Added pro Auftrag in Abhängigkeit der Fertigungsart im Losgrößenintervall [1; 400]

	Abtragend		Additiv	
	LG = 1	LG = 400	LG = 1	LG = 400
Umsatz	1.300,00 €	27.920,00 €	1.300,00 €	27.920,00 €
Materialeinzelkosten	3,30 €	1.320,00 €	1,78 €	709,80 €
Materialgemeinkosten	8,01 €	3.203,64 €	4,00 €	1.722,69 €
Löhne, Gehälter, Sozialkosten, Tantiemen	783,46 €	4.773,86 €	753,56 €	10.219,18 €
Fertigungsgemeinkosten	303,98 €	1852,26 €	292,38 €	3965,04 €
Verwaltungs- und Vertriebsgemeinkosten	77,56 €	472,61 €	74,60 €	1011,70 €
Sondereinzelkosten der Fertigung	0,31 €	124,00 €	0,00 €	0,00 €
Interner Werteverzehr des Auftrags	1.176,62 €	11.746,37 €	1.126,32 €	17.628,41 €
Interne Wertschöpfung des Auftrags	123,38 €	16.173,63 €	173,68 €	10.291,59 €
Naturwertminderung des Auftrags	0,92 €	336,92 €	1,61 €	492,85 €
eco^2-Value-Added des Auftrags	122,46 €	15.836,71 €	172,07 €	9.798,74 €

Deutlich wird hierbei, dass der generative Herstellprozess bei kleinen Losgrößen ($\text{LG} \leq 17$) Vorteile im Sinne der eco^2 -Value-Added-Rechnung gegenüber der abtragenden Fertigung aufweist. Mit steigender Ausbringungsmenge ($\text{LG} > 17$) ist diese jedoch zu bevorzugen. In Bezug auf die Naturwertminderung ist der hier betrachtete abtragende Prozess zu jedem Zeitpunkt überlegen, obgleich die mittlere Abnahme mit steigender Stückzahl im Fall der generativen Herstellung deutlich höher ausfällt. Dies liegt nicht zuletzt an der geringen Menge an verwendeten Hilfs- und Betriebsstoffen (exkl. Strom) und Produktionsabfällen. Abb. 7.10 und Abb. 7.11 illustriert Dynamik des eco^2 -Value-Added und der Naturwertminderung in Abhängigkeit von Fertigungsart und Losgröße.

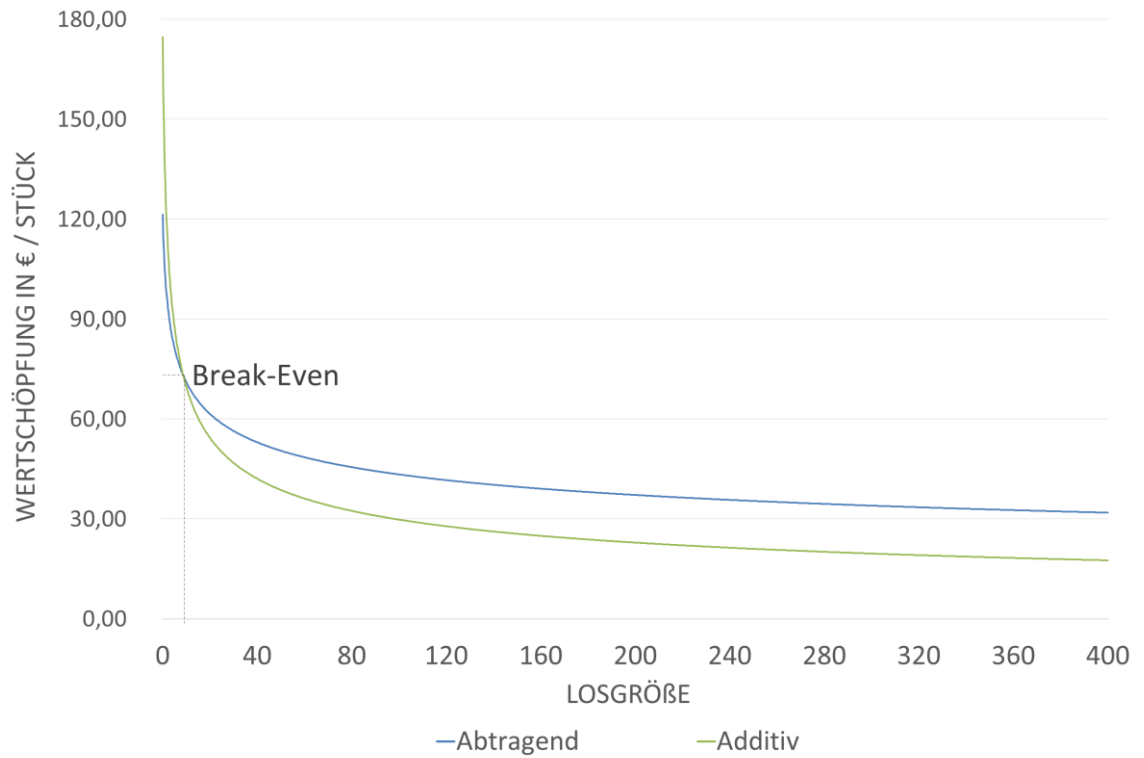


Abb. 7.10 Dynamik des eco²-Value-Added in Abhängigkeit von Fertigungsart und Losgröße

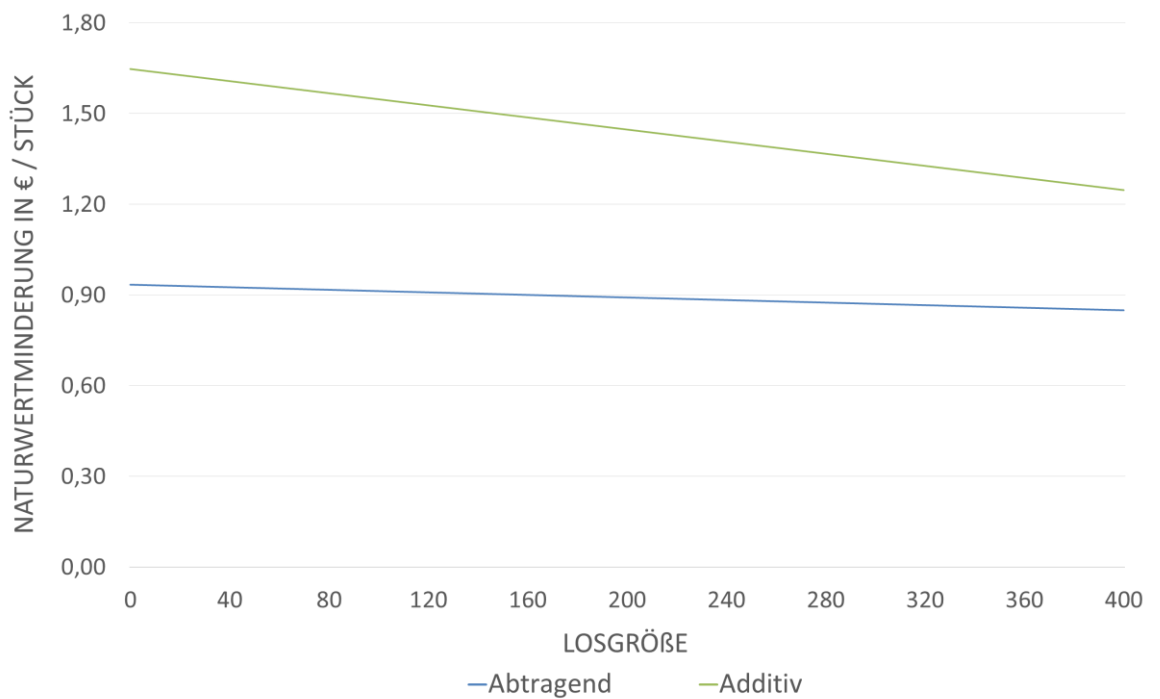


Abb. 7.11 Dynamik der Naturwertminderung in Abhängigkeit von Fertigungsart und Losgröße

7.2.8 Auswertung und Fazit

Mit dem oben ausgeführten Anwendungsbeispiel konnten sowohl Realisierbarkeit als auch Zweckmäßigkeit der eco^2 -Value-Added-Rechnung auf Prozessebene gezeigt werden. Die hier untersuchten Anwendungsbeispiele erfüllen die Externalitätsbedingung nicht und sind daher beide als illegitime Handlungen im Kontext der Nachhaltigkeit einzustufen. Abgesehen von sehr kleinen Losgrößen ist die abtragende Herstellung aus Sicht der eco^2 -Value-Added-Rechnung zu bevorzugen. Gleichmaßen ist sie aus dem Blickwinkel der Gesellschaft (Wirkungssystem) zu favorisieren, da ihre Naturwertminderung in jedem Fall geringer ist als im Fall des generativen Prozesses. Deutlich wird in den Beispielen auch, dass eine selektive Bewertung einzelner Technologien im Hinblick auf die Umweltwirkung nicht sinnvoll ist, da der Einsatz einer gänzlich neuen Technologie in der Regel nicht autark von vorhandenen Strukturen möglich ist. Häufig ist bei der Einbettung in ein bestehendes Produktionssystem, wie hier am Beispiel der generativen Herstellung gezeigt, eine Kombination mit existierenden Technologien notwendig. Wenngleich das hier, aus Gründen der Prozessierbarkeit des Grundmaterials POM, gewählte FDM-Verfahren kaum für die industrielle Anwendung geeignet ist, verdeutlicht der Vergleich dennoch ein wesentliches Defizit der heute zur Verfügung stehenden additiven Fertigungsverfahren: Die Dauer der Bearbeitung. Werden hier in Zukunft nicht bedeutsame Fortschritte erzielt, ist die Anwendung additiver Verfahren aus Sicht der nachhaltigen Wertschöpfung dauerhaft limitiert.

Wie im ersten Anwendungsbeispiel geht die Aussagefähigkeit der Kalkulation mit der Qualität der verwendeten Daten und der Sinnhaftigkeit der getroffenen Annahmen einher. So werden auch hier die Informationen der Firma Horvath Montagetechnik GmbH als vergleichsweise sicher eingestuft. Die wesentliche Quelle der Ungewissheit liegt in der mangelhaften Kompa-

tibilität der vorhandenen ProBas-Datensätze. Abhilfe könnte hier ein Kommunikationssystem in der Lieferkette, wie ansatzweise in Kapitel 5 skizziert, schaffen. Werden hier statt ausschweifenden Datensätzen, die möglicherweise erfolgskritisch für ein Unternehmen sind, lediglich pekuniäre Wertschöpfungsdaten übermittelt, reduziert sich das Obsoleszenzrisiko signifikant.

7.3 Anwendungsbeispiel 3 – Volkswirtschaftliche Betrachtungen

Neben dem Einsatz in der eco²-Value-Added-Rechnung existieren vielfältige weitere Anwendungsmöglichkeiten der in Kapitel 6 bestimmten gesellschaftlich wirksamen Beschaffungspreise, die an dieser Stelle auszugsweise skizziert werden sollen.

Auch und insbesondere weil bis heute Dissens über die Verantwortung der Inanspruchnahme der Umwelt durch Produzenten und Konsumenten besteht, ist es von entscheidender Bedeutung für eine nachhaltige Entwicklung sowohl eine umweltverträgliche Produktion als auch Konsumption zu fördern. D.h. wenn für Produzenten, wie im Nachhaltigkeitsprinzip gefordert, die Vorgabe gilt, eine Handlung nur dann als nachhaltig zu titulieren, wenn entweder keine Inanspruchnahme der Umwelt auftritt oder für diese in Form eines gezielten Nutzenbeitrags geradezustehen ist, gilt dies ebenso für Konsumenten. In diesem Fall kann die direkte Umweltwirkung jedoch einzig durch Verzicht realisiert werden. Indirekt kann ein Konsument jedoch einen Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten, indem er für die durch seinen Verbrauch entstandenen Umweltwirkungen aufkommt. Dabei stellt sich jedoch die Frage, wie hoch die „Schuld“ ist, die eine Person im Mittel anhäuft. In diesem Zusammenhang präsentieren Miehe et al. (Miehe et al. 2016) einen Carbon Footprint Rechner für Deutschland. Bezogen auf das Jahr 2008 werden hier 578 Haushaltstypen in Abhängigkeit von Größe, Alter, Einkommen und Region in Relation gesetzt. Die durchschnittlichen

jährlichen Ausgaben eines deutschen Staatsbürgers in Höhe von 28.704 € führen zu einer Klimawirkung von rund 14,7 t CO₂e. Entsprechend des oben skizzierten Beschaffungspreises der Klimaänderung belief sich die „Klimaschuld“ eines deutschen Staatsbürgers im Jahr 2008 somit auf 606 €. Der Verlustkoeffizient, hier verstanden als Verhältnis von Klimaschuld und jährlichen Gesamtausgaben, betrug 0,02. Je 1 € Ausgabe einer Person in Deutschland entstehen also von der Gesellschaft zu tragende Kosten im Umgang mit dem Klimawandel in Höhe von 2 Cent. Abb. 7.12 illustriert die Zusammensetzung der jährlichen Klimaschuld eines durchschnittlichen deutschen Staatsbürgers in Anlehnung an Miehe et al. (Miehe et al. 2016, S. 585).

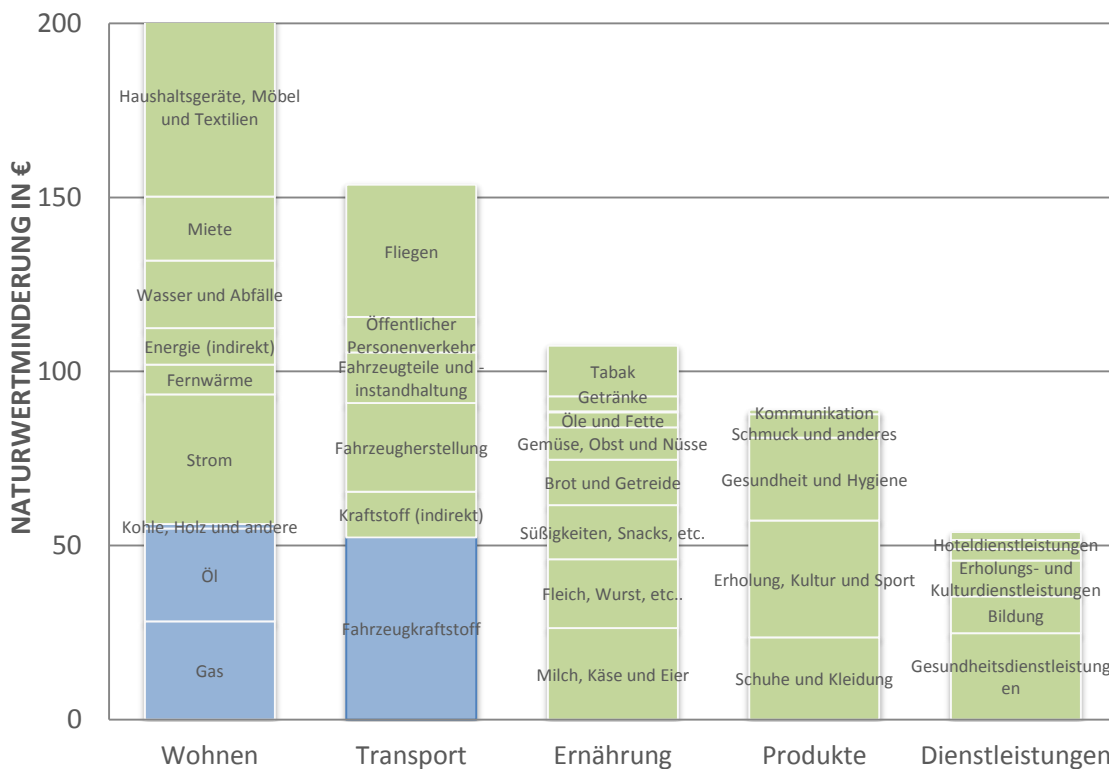


Abb. 7.12 Zusammensetzung der jährlichen Klimaschuld eines deutschen Staatsbürger in Anlehnung an Miehe et al. (Miehe et al. 2016)

Eine weitere Einsatzmöglichkeit der Beschaffungspreise stellt die Allokation auf volkswirtschaftliche Verbrauchskategorien dar. Beispielhaft kann hier der

Stromverbrauch angeführt werden. Im Jahr 2014 belief sich dieser auf 578,5 TWh (AGEB 2015, S. 8). Unter Einbeziehung des bereits oben genutzten Datensatzes *UCTE-Strom* der ProBas-Datenbank (UBA 2016), ergeben sich 26,32 Mrd. € an externen Kosten der Stromnachfrage im Jahr 2014. Analog können die von der Gesellschaft zu tragenden Kosten des individualisierten Personenverkehrs berechnet werden. Im Jahr 2013 belief sich die durchschnittliche Beförderungsleistung auf 917,7 Mrd. Pkm. Der Anteil von Dieselfahrzeugen am Bestand belief sich auf 28,73%. Es wird angenommen, dass sich der restliche Bestand ausschließlich aus benzinbetriebenen Fahrzeugen zusammensetzt und das Otto-Diesel-Verhältnis gleichzeitig der Laufleistung entspricht. Mit Hilfe der ProBas-Datensätze *Pkw-Diesel-mittel-DE-2010-Basis* und *Pkw-Otto-gross-DE-2010-Basis* (UBA 2016) ergeben sich externe Kosten des individualisierten Personenverkehrs in Höhe von 9,63 Mrd. €. Hinzu kommen die aufgrund der oben hergeleiteten 172 kt PM_{2,5e} entstehenden Kosten des Feinstaubproblems in Höhe von 19,33 Mrd. €. In der Summe belaufen sich die von der Gesellschaft zu tragenden Kosten des individualisierten Personenverkehrs auf rund 28,96 Mrd. € pro Jahr.

8 Zusammenfassung

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die Plausibilität der Methodik anhand von drei Fallbeispielen geprüft wurde, fasst dieses Kapitel die vorliegende Arbeit zusammen, unterzieht den Ansatz einer kritischen Würdigung und gibt einen Ausblick auf verschiedene Optionen und Entwicklungspotentiale des Konzepts in Wissenschaft und Praxis.

8.1 Reflexion

Das Begriffspaar *nachhaltige Wertschöpfung* ist derzeit ein gängiges Diktum in Wissenschaft und Praxis. Derweil erlaubt es die Ermangelung einer konsistenten Definition dem Anwender jederzeit subjektive Ansprüche geltend zu machen. Eine zielgerichtete Ausrichtung des sozio-technischen Systems im Hinblick auf die immanente Gerechtigkeitsherausforderung der Neuzeit wird somit massiv beeinträchtigt. Vor diesem Hintergrund wurde die Forschungsfrage dieser Arbeit verfasst. Hierzu wurde zunächst, in Anlehnung an die Moralethik von Kant (Kant 1986; Kant 1990) und Jonas (Jonas 1993), die Forderung nach einem kategorisch-verantwortungs-basierten Verständnis der nachhaltigen Wertschöpfung formuliert. Wenn es möglich ist, diese objektiv-nachhaltige Wertschöpfung zu quantifizieren, sollte untersucht werden, wie diese für ein Produktionssystem bemessen werden kann. Zur Auflösung der Forschungsfrage wurde das wissenschaftstheoretische Vorgehen nach Ulrich et al. (Ulrich et al. 1976b; Ulrich et al. 1976a) gewählt. Dabei wurde von einem erweiterten, gesellschaftlich relevanten Nutzenkriterium ausgegangen. Ziel der Arbeit war es nicht, Erfüllungsgehilfe einer realwirtschaftlichen Problematik zu sein, sondern eine Alternative an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle aufzuzeigen.

Aufbauend auf einer kritischen Auswertung der gängigen Hermeneutik wurden zunächst für das Verständnis der Arbeit relevante Begriffsdefinitionen

verfasst. In einem weiteren Schritt wurden existierende Verfahren der Wertschöpfungs-, Nutzen-, Kosten- und Wirkungsrechnung skizziert. Ihre Eignung zur Beantwortung der vorliegenden Problemstellung wurde sodann durch eine Gegenüberstellung mit den aus der Problemstellung, Begriffsabgrenzung und Verfahrensübersicht abgeleiteten Anforderungen an eine zu entwickelnde Methodik überprüft. Der Vergleich legt offen, dass die existierenden Methoden des betrieblichen Rechnungswesens lediglich Teilaspekte der nachhaltigen Wertschöpfung abzudecken vermögen. Ein Ansatz zur Quantifizierung einer objektivierten Wertschöpfung im Kontext der Nachhaltigkeit liegt für produzierende Unternehmen derzeit nicht vor. Eine entsprechende Ausrichtung der Unternehmensaktivitäten ist demnach kaum möglich.

Das im Anschluss entwickelte Konzept fußt auf unterschiedlichen Komponenten. Als fundamentale Grundlage dient zunächst ein erweitertes Verständnis des Gesamtsystems Unternehmen sowie seiner Einbettung in die umliegenden Systeme. Eigen ist dieser Auslegung insbesondere das fiktive Wirkungssystem, das die ökonomisch-ökologische Schnittstelle produktions-technischer Handlungen versinnbildlicht. Zur Manifestation des Konzepts wurde daraufhin eine Reihe von Prämissen festgelegt. Elementar ist hier die Auslegung des Wert- und Nachhaltigkeitsbegriffs. Der nachhaltige Produktionswert einer betrieblichen Leistungserstellung an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle wird als Summe von Wirtschafts- und Naturwert verstanden. Wahrhaftig nachhaltig ist eine Handlung allerdings nur, wenn die Produktionskapazität der Natur erhalten bleibt. Die tatsächliche Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung (hier: eco²-Value-Added) folgt einer generischen Vorgehensweise, die sich in neun Schritte gliedert. Im Sinne einer pragmatischen Simplifizierung wird hierfür das zuvor eingeführte

erweiterte System aus Unternehmenssicht in ein internes und externes System unterteilt.

In einem ersten Schritt ist das Untersuchungsobjekt anhand von Objekt-, Zeitpunkt- und Zweckebene festzulegen. Zur Anwendung kann der Ansatz sowohl für die Bewertung des Gesamtsystems Unternehmen als auch für seine Subsysteme (Produkte, Prozesse) kommen. Der Einsatzzweck kann der Vergleich von Handlungsalternativen, der Frage nach der ethischen Legitimation, die Antizipation zukünftiger Entwicklungen oder die Identifikation von Optimierungspotential an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle sein.

In einem zweiten Schritt ist das Produktionssystem zu spezifizieren. Dazu wird zum einen das interne System anhand der Fertigungsarten, -prinzipien und -konzepte sowie, im Fall eines Prozesses, der strukturellen Merkmale beschrieben. Zum anderen werden an dieser Stelle, in Abhängigkeit vom Untersuchungsobjekt, die Bilanzierungsgrenzen der Produktionsfaktoren im Hinblick auf die Inanspruchnahme des externen Systems gewählt.

Die anschließende Auswahl der Methoden zur internen Allokation des Produktionswerts und Werteverzehrs sowie der Kollektion externer Daten basiert auf den zuvor festgelegten Parametern. Die interne Allokation folgt dann in ihren Grundzügen der traditionellen Kostenrechnung. Unterschieden wird hier jedoch nicht zwischen Einzel- und Gemeinkosten, sondern zwischen mittel- und unmittelbaren Produktionswerten bzw. Werteverzehr. Diese, für die vorliegende Arbeit substantielle, Differenzierung gebietet eine Adaption der zum Einsatz kommenden Konzepte des klassischen Rechnungswesens.

Vor Beginn der tatsächlichen Kalkulation wird in einem vierten Schritt das Zielsystem im Detail beschrieben. In Abhängigkeit vom Untersuchungsobjekt kann einerseits die Komposition des internen Produktionswerts der

betrieblichen Leistungserstellung variieren. Andererseits gilt es den Nutzenbeitrag des Produktionssystems zum externen System zu prüfen. Die vorliegende Arbeit differenziert zwischen zwei Formen des Nutzenbeitrags. Zum einen kann die Verwendung bestimmter interner Eingangs- und/oder Ausgangsgrößen zur Realisierung einer oder mehrerer gesellschaftlich präferierter Umweltzustände beitragen. In einem solchen, wenngleich eher theoretischen Fall sind adäquate Gutschriften zu bilden. Zum anderen kann eine Organisation die von ihr induzierte Inanspruchnahme des externen Systems pekuniär begleichen, indem gezielt in die externe Lösung investiert wird. Diese Vorstellung setzt jedoch voraus, dass der Wert der natürlichen Umwelt bekannt ist.

Zu diesem Zweck wird in einem nächsten Schritt eine sozioökonomische Analyse durchgeführt. Ihr Ziel ist die monetäre Abbildung des externen Systems in Form von gesellschaftlich relevanten Beschaffungspreisen zur Realisierung einer präferierten Konstitution des Ökosystems. Zwar ist hier prinzipiell die Berücksichtigung positiver externer Effekte denkbar. Der aktuelle Kenntnisstand in Bezug auf die subsidäre Wirkung des stofflichen Verbrauchs auf die Lösung gesellschaftlich wahrgenommener Umweltprobleme lässt dies jedoch zum aktuellen Zeitpunkt nicht zu. Der hier vorgeschlagene Ansatz zielt daher alleine auf die Kalkulation von Beschaffungspreisen, die sich aus dem Verhältnis der gesellschaftlich wirksamen Kosten und der Menge eines Referenzindikators ergeben, ab. Der externe Werteverzehr resultiert in diesem Zusammenhang aus den Abmilderungs-, Schadens- und Opportunitätskosten eines Umweltproblemfelds. Zu Demonstrationszwecken wurde die sozioökonomische Analyse in der vorliegenden Arbeit in einem gesonderten Kapitel beispielhaft für die Umweltproblemkategorien Klimawandel, stratosphärischer Ozonabbau, Luftverschmutzung, Eutrophierung und Versauerung durchgeführt. In diesem Kontext wurden je

Kategorie drei deterministische Marktsimulationen durchgeführt, die die Herleitung eines relativen Preises für einen Zeitraum zwischen 2014 und 2050 ermöglichten.

Der sechste Schritt zur Quantifizierung des eco^2 -Value-Added ist die interne Mengenrechnung. Diese ist in Abhängigkeit des Untersuchungsobjekts und einer erweiterten Interpretation des Mengenbegriffs in einer hinreichenden Granularität in Form einer Input-Output-Analyse durchzuführen. Maßgebend für die Betrachtung des Outputs ist die universelle Sichtweise einer jeden Leistungserstellung als Kuppelprozess.

Sind die internen Verbräuche des Untersuchungsobjekts bekannt, folgt die Wirkungsrechnung. Grundlegend hierfür ist eine Adaption der traditionellen Systematik der Produktionsfaktoren. Wird die Umwelt in klassischen Systemen in der Regel entweder den Eingangs- oder Ausgangsgrößen zugeordnet, führt die vorliegende Arbeit sie als gesonderte Kategorie. Der Übertrag der betrieblich-mengenmäßigen Verbräuche zu einem Umweltproblemfeld basiert auf den Grundsätzen der Ökobilanzierung. Essentiell ist dabei die Verwendung derselben Indikatoren, die auch schon in der sozioökonomischen Analyse zum Einsatz kamen.

Nachdem die Inanspruchnahme des externen Systems pekuniär vorliegt, kann die interne Wertschöpfung des Untersuchungsobjekts berechnet werden. Dies geschieht in Anlehnung an die traditionelle Kostenrechnung. In diesem Sinne sind der Betriebsabrechnungsbogen sowie die jeweils zum Einsatz kommende Rechnungssystematik (Divisions-, Zuschlags-, Kuppelkalkulation) um den mittelbaren und unmittelbaren Produktionswert bzw. Werteverzehr zu ergänzen.

Nicht zuletzt können die Ergebnisse der eco^2 -Value-Added Rechnung mit Hilfe spezifischer Indikatoren ausgewertet werden. Zur quantitativen Abbildung des Nachhaltigkeits- und Wertschöpfungsdefizits, des Rationalitäts-

grads und des Wertschöpfungsbeitrags, werden u.a. der Verlustkoeffizient und die Ressourceneffizienz eingeführt.

Die Realisierbarkeit, Zweckmäßigkeit und Plausibilität der eco²-Value-Added-Rechnung wurde in Form von zwei Fallbeispielen bei einem Kleinunternehmen des Maschinen- und Anlagenbaus nachgewiesen. Zum einen wurde hier der eco²-Value-Added für das Gesamtsystem Unternehmen im Referenzjahr 2014 quantifiziert. Zum anderen wurde in Form eines Vergleichs die ökonomisch-ökologische Vorteilhaftigkeit spezifischer abtragender und additiver Fertigungsfolgen zur Herstellung eines festgelegten Demonstrators untersucht. Ein drittes Fallbeispiel weist als Exkurs die Zweckdienlichkeit der externen Beschaffungspreise in volkswirtschaftlichen Fragestellungen nach.

8.2 Kritische Würdigung

Das in der vorliegenden Arbeit präsentierte Konzept ermöglicht die Quantifizierung einer, im Hinblick auf gesellschaftlich wahrgenommene Umweltprobleme, objektivierten Wertschöpfung von Produktionssystemen. Maßgebend hierfür sind die Erweiterung des Bilanzraums und das pekuniäre Maß der Bezugsgrößen. Seiner Vorteilhaftigkeit gegenüber bisherigen Ansätzen stehen jedoch vereinzelte Potentiale entgegen, die in Zukunft durch weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeit zu heben sind. Diese gründen im Kern auf der Zielvorstellung der gewählten Terminologie, der Validität der getroffenen Annahmen und dem Informationsverlust bzw. –defizit bei der Erweiterung des Bilanzrahmens.

Zunächst stellt das Ziel des hier präsentierten Ansatzes, die Ermittlung einer möglichst objektiven Wertschöpfung, eine in sich problembehaftete Vorstellung dar. Da die Wahrnehmung von Wert als solchem stets auf einer anthropogen-subjektiven Einschätzung beruht, ist die Subjektivität der Wertbildung niemals vollkommen auszuschließen. Die Objektivierung des Wertbegriffs kann aus anthropozentrischer Perspektive einzig mit Hilfe einer iterativen

Annäherung an ein gesellschaftlich angestrebtes Gleichgewicht erfolgen. Die nachhaltige Wertschöpfung wurde in diesem Kontext bewusst alleine an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle betrachtet. Dabei wurde eine aus ökonomisch-sozialer Sicht rationale Deutung für die Legitimation des Austauschs von Natur-, Human- und Sachkapital entwickelt. Die hier studierten externen Effekte basieren allesamt auf der Inanspruchnahme des natürlichen Systems. Sozial-ästhetische Aspekte wurden in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Zwar ermöglicht das vorliegende Konzept theoretisch eine nachträgliche Aufnahme, da die denkbaren externen Effekte jedoch nicht zwangsläufig auf Gesetzmäßigkeiten der Naturwissenschaften basieren, ist die Konstruktion einer Wirkkette ungleich komplexer. Ein weiteres Ziel des vorliegenden Ansatzes ist die gesellschaftlich erwünschte Konstitution einer gänzlichen Vermeidung von wahrgenommenen Umweltproblemen und das damit einhergehende Erfordernis einer vollkommen wirkungsautarken Handlung. Obgleich ihre technologische Umsetzung zum heutigen Zeitpunkt schwer vorstellbar ist, ist sie im Sinne der Nachhaltigkeit zweckmäßig. Das entwickelte Konzept erfüllt auf diese Weise eine Orientierungsfunktion für die langfristig, gesellschaftlich legitimierte Ausrichtung und Steuerung von produktionstechnischen Handlungen im betrieblichen Umfeld.

Im Zuge der notwendigen, pragmatischen Abstraktion der Methodik, der Modellierung der externen Beschaffungspreise und der betriebsinternen Allokation in den Fallbeispielen, wurden in der vorliegenden Arbeit unterschiedliche Annahmen getroffen. Die bedeutendsten Unsicherheiten ergeben sich in diesem Kontext aus ihrer Validität in Bezug auf die Verkürzung und Relevanz verschiedener Aspekte der Realität. Die elementare Abstraktion der Methodik erfolgte in Bezug auf den Werteverzehr des externen Systems. Grundlegend für die hier durchzuführende Bemessung der Schadens- und Opportunitätskosten ist die Konstruktion einer Wirkkette, die auf

den wesentlichen zu erwartenden Schaden reduziert wird. Die Vielzahl an weiteren denkbaren Folgen konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit zunächst nicht beachtet werden. Das generische Vorgehen der sozioökonomischen Analyse lässt jedoch jederzeit eine nachträgliche Integration zu. Des Weiteren wurde als Referenz für die Kalkulation der externen Beschaffungspreise ein gesellschaftlich akzeptierter Zielzustand mit der Begründung gewählt, dass die Datenlage für eine monetäre Bemessung des natürlichen Zustands vor der ersten industriellen Revolution nicht ausreicht. Insofern wäre, im Fall der Wahl des vorindustriellen Niveaus als Referenzgröße, mit weitaus höheren externen Beschaffungspreisen zu rechnen. Überdies reicht die hier beispielhaft berücksichtigte Anzahl der Umweltproblemfelder nicht in Gänze aus, um die gesamte Inanspruchnahme des externen Systems zu erfassen. Es ist daher anzunehmen, dass der real verursachte externe Werteverzehr weitaus größer ist. Die Unsicherheit im Kontext der beispielhaft durchgeführten sozioökonomischen Analyse wurde mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse überprüft. Dabei konnte gezeigt werden, dass das Gesamtmodell im Mittel ein unelastisches Verhalten aufweist. Dies liegt nicht zuletzt an der deterministischen Modellbildung. Die in den Fallbeispielen getroffenen Annahmen dienen hingegen einzig dem Zweck der Applikation der zuvor entwickelten Methodik. Diskrepanzen im Hinblick auf die technologische Realität sind somit zu vernachlässigen.

Nicht zuletzt führen Informationsverlust und -defizit bei der Erweiterung des Bilanzrahmens zu gesteigerter Unsicherheit. Ursache hierfür ist zum einen die Monetarisierung externer Effekte selbst, unabhängig vom gewählten Verfahren. Eine vollumfängliche Quantifizierung aller externen Effekte einer Handlung ist infolge des Informationsverlusts im externen System nicht möglich. Zum anderen führt der in den Fallbeispielen gewählte Ansatz zur Wirkabschätzung mit Hilfe frei zugänglicher Datensätze zu einer vergleichs-

weise geringen Kompatibilität mit den realen Verbräuchen, insbesondere der Betriebsmittel und Produktionsabfälle.

8.3 Ausblick

Die in dieser Arbeit präsentierte Methodik eröffnet dem Anwender die quantitative Abbildung des Indikators nachhaltige Wertschöpfung. Im Sinne einer alternativen, rein pekuniären Sichtweise der Umweltproblematik kann ihre Bezifferung in Zukunft zur Legitimation produktionstechnischer Handlungen sowie der Bewertung der Zukunftsfähigkeit von technologischen Prozessketten sowie Produkten und Unternehmen herangezogen werden. Obgleich seine Bemessung mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist, ist eine Berücksichtigung in der zukünftigen betrieblichen Entscheidungsfindung dringend geboten. Für eine zielgerichtete Verwendung der hier präsentierten Methodik existieren im Wesentlichen drei Szenarien. Zunächst kann das Vorgehen in produzierenden Unternehmen selbstbestimmt zur Anwendung kommen. Als Zweck der Applikation kommen hier im Wesentlichen die Auflösung des ökonomisch-ökologischen Zielkonflikts der Entscheidungsfindung durch die Erweiterung der Perspektive und die Antizipation zukünftiger Risiken im Hinblick auf umweltregulatorische Entwicklungen in Frage. Für eine eigenständige Nutzung fehlt einem Großteil der produzierenden Unternehmen jedoch derzeit die Transparenz über den physischen Verbrauch. Gleichermäßen denkbar ist eine Nutzung des Vorgehens als Grundlage umweltregulatorischer Maßnahmen, z.B. Ökosteuer oder Umweltlabel. Während die Ökosteuer weiterführende Überlegungen im Hinblick auf Art (Lenkungs- oder Umverteilungszweck) und Form (linear, degressiv, progressiv) erfordert, stellt eine Labelling-Kampagne eine vergleichsweise unmittelbare Möglichkeit dar. Der Indikator nachhaltige Wertschöpfung kann hier die Funktion eines Umweltlabels übernehmen. Denkbar wäre eine Ausweispflicht für Unternehmen auf dem Etikett eines Produktes.

So könnte neben dem realen Verkaufspreis der objektivierte Wert seiner Herstellung aufgeführt werden. Der Gebrauch eines pekuniären Indikators könnte aus Sicht von Kunden, Unternehmen und Gesetzgebung zu einer enormen Reduktion der aktuellen Vielzahl an Umweltlabels und Indikatoren führen. Eine solche Maßnahme trüge zudem zu einer gesteigerten Sensibilisierung der Konsumenten bei. Nicht zuletzt besteht die Option einer industrieseitigen Selbstverpflichtung. Das hierzu geeignete Instrument ist die Normung durch Verbände (z.B. VDI, VDMA, ZVEI). Im Vergleich zu einer regulatorischen Maßnahme stellt dieser Ansatz jedoch eine minderwertige Alternative dar, da Industrieverbände in der Regel als Vertreter konventioneller wirtschaftlicher Denkmuster auftreten. Gesellschaftliche Interessen, z.B. erwünschte Konstitutionen, spielen hier eine untergeordnete Rolle.

In jedem Fall würde das Konzept von einer Reihe von Adaptionen profitieren, die in der vorliegenden Arbeit nicht durchzuführen waren. Zunächst trägt die hier von einem Unternehmen in Eigenverantwortung durchzuführende sozioökonomische Analyse zur Steigerung der Subjektivität des Indikators bei. Eine weitere Objektivierung kann alleine durch die Benennung einer gesellschaftlich akzeptierten Autorität erfolgen, in deren Zuständigkeit die konstante Nachverfolgung und Klassifizierung der wahrgenommenen Umweltproblemfelder, die standardisierte Kalkulation der Beschaffungspreise, eine Normierung der Vorgehensweise und regelmäßige Audierungen fallen. Als Indikator für die konstanten Nachverfolgung und Aktualisierung kann die gesellschaftliche Diffusion, dokumentiert durch die mediale Präsenz eines Umweltproblems, herangezogen werden. Diesem Kontext sind in Zukunft die Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zu intensivieren. Weiterführende Erkenntnisse sind im Besonderen für die Konstruktion der Wirkungsketten von wahrgenommenen Umweltproblemen, die Nivellierung der Überlagerung von externen Effekten unterschiedlicher Kategorien, die

Ausweitung der Modellierung auf weitere Umweltproblemfelder und die Integration in echtzeitfähige Informations- und Kommunikationstechnologien nötig.

Darüber hinaus ist eine Ausweitung der Kommunikation in der Lieferkette in Form einer IT-Unterstützung notwendig. Die Verbesserung der Datenlage des Hintergrundsystems ist insbesondere für die ökologieorientierte Entscheidungsfindung in Unternehmen (z.B. Make-or-buy, Lieferantenauswahl) von essentieller Bedeutung. Auf dem Fundament der rasanten technologischen Entwicklung im Bereich der Informations- und Kommunikationstechnologie bzw. den Mess- und Kontrollinstrumenten, ist in Zukunft mit einer signifikanten Verbesserung der Datenlage in Bezug auf externe Effekte zu rechnen. Denkbar wäre in diesem Zusammenhang eine Echtzeit-Auswertung der nachhaltigen Wertschöpfung. Dennoch bestehen bereits heute Konzepte, die hier zumindest teilweise greifen (u.a. SAP Product Stewardship Network, HP CDX, GaBi, Umberto NXT LCA). Problematisch erweist sich allerdings oftmals die Notwendigkeit der Bereitstellung von teilweise erfolgskritischen Daten (z.B. chemische Zusammensetzung) an Dritte. Eine Kommunikation auf Basis eines rein pekuniären Indikators würde die Weitergabe von Informationen erheblich vereinfachen. Abb. 8.1 illustriert das Kommunikationskonzept auf Basis der eco^2 -Value-Added-Rechnung.

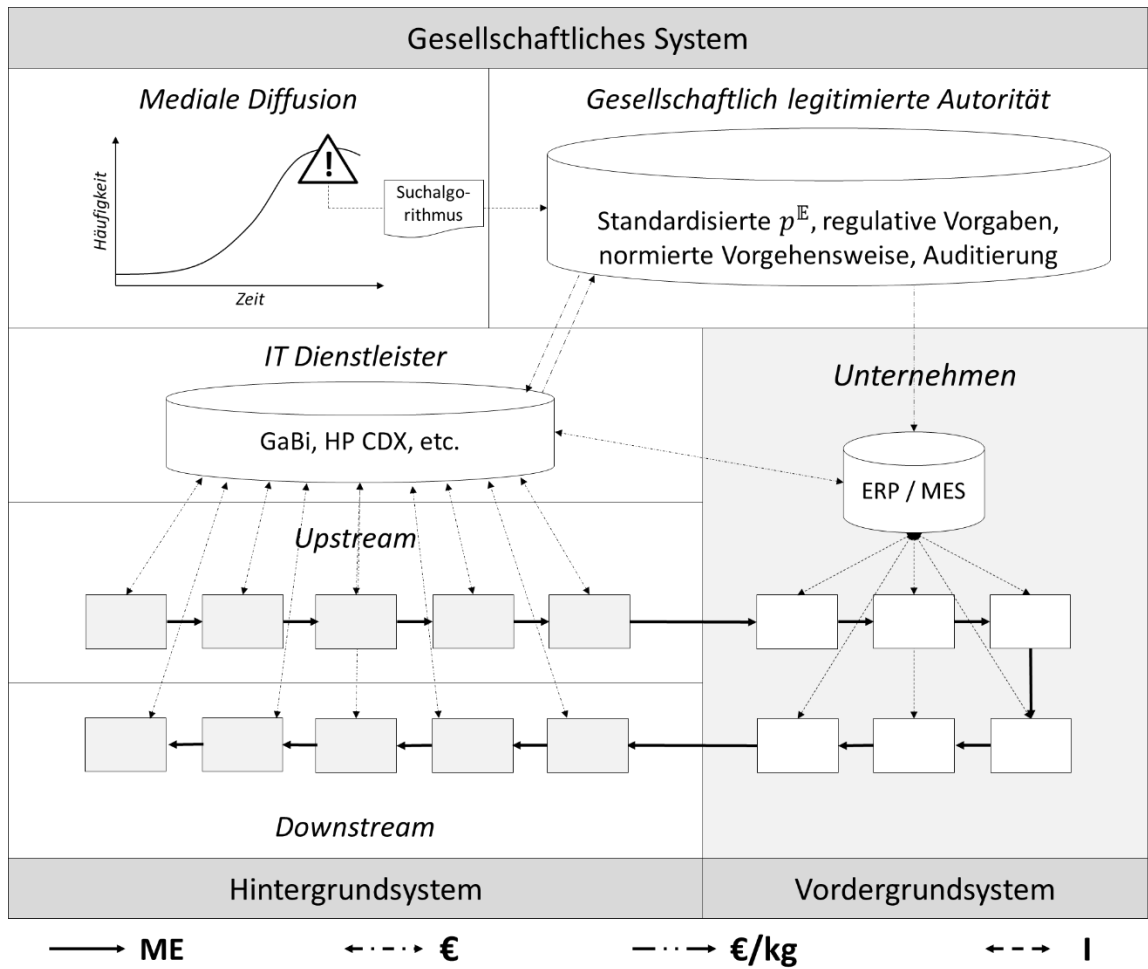


Abb. 8.1 Normativ-informatische Umsetzung

Literaturverzeichnis

A.T. Kearney 2014

A.T. Kearney. 2014.

A Wealth of Choices: From Anywhere on Earth to No Location at All,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<https://www.atkearney.com/documents/10192/5082922/A+Wealth+of+Choices.pdf/61c80111-41b2-4411-ad1e-db4a3d6d5f0d>

Adensam et al. 2002

Adensam, H., Bruck, M. & Geissler, S. et al. 2002.

Externe Kosten im Hochbau. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit.

Wien : Österreichisches Ökologie-Institut, zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://www.bmwf.w.gv.at/Tourismus/HistorischeBauten/Documents/Externe%20Kosten/ExterneKosten1.pdf>

Adorno 1992

Adorno, T. W. 1992.

Prismen - Kulturkritik und Gesellschaft.

4. Aufl.

Berlin : Suhrkamp.

ISBN 3518277782

AEA Technology 2001

AEA Technology. 2001.

The costs of reducing PM10 and NO2

emissions and concentrations in the UK: Part 1: PM10, A report produced for DEFRA and DTI.

Oxfordshire, UK : AEA Technology,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar: <https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/em-pire/aeat-env-r-0342.pdf>

AGEB 2013

Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.
2013.

*Anwendungsbilanzen für die
Endenergiesektoren in Deutschland in den
Jahren 2010 und 2011.*

Berlin : AGEB.

AGEB 2015

Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.
2015.

*Energieverbrauch in Deutschland im Jahr
2014.*

Berlin : AGEB.

Arle et al. 2013

Arle, J., Blondzik, K. & Claussen, U. et al.
2013.

*Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 2:
Gewässergüte.*

Bonn,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.umweltbundesamt.de/sites/defa>

ult/files/medien/378/publikationen/wawi_teil_02_2014_web_korr_25.7.2014_2.pdf

Armstrong 1998

Armstrong, J. 1998.

Global Benefits and Costs of the Montreal Protocol.

In: Le Prestre, P. G., Reid, J. D., & Morehouse Jr., E. T. (Hrsg.): *Protecting the Ozone Layer*.

New York : Springer Sciences and Business Media, LLC, S. 173–177.

ISBN 978-1-4613-7555-5

Arndt 1997

Arndt, H.-K. 1997.

Betriebliche Umweltinformationssysteme: Gestaltung und Implementierung eines BUIS-Kernsystems.

Wiesbaden : Gabler.

ISBN 978-3409128353

Arrhenius 1896

Arrhenius, S. 1896.

On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground.

The London, Edinburgh and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science **5**, S. 237–276,

Atkinson 2000

Atkinson, G. 2000.

Measuring Corporate Sustainability.

Journal of Environmental Planning and Management **43** (2), S. 235–252

- Atkinson et al. 2008** Atkinson, G. & Mourato, S. 2008.
Environmental Cost-Benefit Analysis.
Annual Review of Environment and Resources
33, S. 317–344,
- Bacon 2011** Bacon, F. 2011.
Novum Organum Scientiarum.
Charleston, South Carolina, USA : Nabu
Press.
ISBN 117381325X
- Bannick et al. 2008** Bannick, C., Engelmann, B. & Fendler, R. et
al. 2008.
Grundwasser in Deutschland.
Berlin,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3642.pdf>
- Barney 1991** Barney, J. 1991.
Firm Resources and Sustained Competitive
Advantage.
Journal of Management **17** (1), S. 99–120,
- Bartelmus 2002** Bartelmus, P. 2002.
Environmental accounting and material flow
analysis.
In: Ayres, R. U. & Ayres, L. W. (Hrsg.): *A
Handbook of Industrial Ecology*.
Northampton, Massachusetts, USA : Edward

Elgar Publishing, Inc., S. 165–176.
ISBN 1840645067

Basel 2010

Basel, N. 2010.
Green Minds - Michael Braungart.
Financial Times Deutschland,

Bauernhansl 2013

Bauernhansl, T. 2013.
Ressourceneffiziente Produktionstechnik.
Vortrag gehalten auf der Veranstaltung "60
Jahre VDMA - Ressourceneffizienz - Chancen,
Technologien und Rahmenbedingungen", 27.
Juni 2013, Denkendorf

Bauernhansl et al. 2014

Bauernhansl, T., Mandel, J. & Wahren S. et al.
2014.
*Energieeffizienz in Deutschland: Eine
Metastudie: Analyse und Empfehlungen.*
Berlin : Springer Vieweg.
ISBN 978-3642551727

Baumast 2013

Baumast, A. 2013.
Perspektive Nachhaltigkeit.
In: Baumast, A. & Pape, J. (Hrsg.):
Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement.
Stuttgart : UTB GmbH, S. 360–373.
ISBN 978-3825236762

Behlau 2012

Behlau, L. 2012.
*Die Dimensionen der Nachhaltigkeit: Ein
Überblick.*
München : Fraunhofer,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar: http://www.muenchner-wissenschaftstage.de/2012/upload/download/Behlau_Lothar_Dimensionen_der_Nachhaltigkeit.pdf

Bentham 1823

Bentham, J. 1823.

An Introduction to the Principles of Morals and Legislation.

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://www.earlymoderntexts.com/assets/pdfs/bentham1780.pdf>

Berkhout et al. 2000

Berkhout, P. H. G., Muskens, J. C. & Velthuisen, J. W. 2000.

Defining the Rebound Effect.

Energy Policy **28** (6–7), S. 425–432

BfR 2009

Bundesinstitut für Risikobewertung. 2009.

Nitrat in Rucola, Spinat und Salat,

Aktualisierte Stellungnahme Nr. 032/2009 des BfR vom 06. Februar 2009.

Berlin : BfR,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

http://www.bfr.bund.de/cm/343/nitrat_in_rucola_spinat_und_salat.pdf

BfS 2016

Bundesamt für Statistik. 2016.

Bilanz der ständigen Wohnbevölkerung.

Neuenburg, Schweiz : Bundesamt für

Statistik,

zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/bevoelkerung/standentwicklung.assetdetail.161714.html>

BfU 1984

Bundesamt für Umweltschutz. 1984.

Ökobilanz von Packstoffen.

Bern, Schweiz

BGH 1967

Bundesgerichtshof. 1967.

Voraussetzungen der Verwirkung des Maklerlohns; Inhalt der Pflichten eines Maklers gegenüber dem Auftraggeber; Unterschiede der Pflichten eines Vermittlungsmaklers gegenüber einem Nachweismakler; Inhalt der Pflichten eines Maklers bei gestatteter Doppeltätigkeit; Erforderliche subjektive Elemente bei der Verwirkung des Maklerlohns: AZ. VIII ZR 215/66,

zuletzt geprüft am 20. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.jurion.de/urteile/bgh/1967-10-25/viii-zr-215_66

Biermann 1904

Biermann, W. E. 1904.

Zur Lehre von der Produktion und ihrem Zusammenhang mit der Wert-, Preis- und Einkommenslehre, Probevorlesung gehalten

am 6. Juli 1904 an der Universität Leipzig.
Leipzig,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar: http://reader.digitale-sammlungen.de/de/fs1/object/display/bsb11124382_00005.html

Binswanger 1991

Binswanger, H. C. 1991.
Geld und Natur: Das wirtschaftliche Wachstum im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie.
Stuttgart : Weitbrecht.
ISBN 978-3522704502

Binswanger 2016

Binswanger, H. C. 2016.
Die Wirklichkeit als Herausforderung.
Hamburg : Murmann Publishers GmbH.
ISBN 978-3-86774-538-3

Binswanger et al. 1983

Binswanger, H. C., Bonus, H. & Timmermann, M. 1983.
Wirtschaft und Umwelt: Möglichkeiten einer ökologieträglichen Wirtschaftspolitik.
Stuttgart : Kohlhammer.
ISBN 978-3170073531

BMUB et al. 2017

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. 2017.
Nitratbericht 2016: Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz,

*Bau und Reaktorsicherheit sowie für
Ernährung und Landwirtschaft.*

Bonn,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2016_bf.pdf

BMVI 2014

Bundesministerium für Verkehr und digitale
Infrastruktur. 2014.

Verkehr in Zahlen 2014/2015.

Berlin,

zuletzt geprüft am 14. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwipw8PA94_SAhUIAsAKHZGuDaoQFggnMAE&url=http%3A%2F%2Fwww.bmvi.de%2FSharedDocs%2FDE%2FAnlage%2FVerkehrUndMobilitaet%2Fverkehr-in-zahlen-pdf.zip%3F__blob%3DpublicationFile&usg=AFQjCNG8yU1KgHdShRNq-S9sWm9t5Tf4Cw&bvm=bv.146786187,d.ZGg

BMWI 2015

Bundesministerium für Wirtschaft und
Energie. 2015.

Zahlen und Fakten: Energiedaten.

Berlin,

zuletzt geprüft am 9. September 2015.

Verfügbar:

<http://bmwi.de/DE/Themen/Energie/Energiedaten-und-analysen/Energiedaten/gesamtausgabe,did=476134.html>

Boardman 2006

Boardman, N. E. 2006.

Cost-benefit Analysis: Concepts and Practice.

3. Aufl.

New Jersey : Prentice Hall.

ISBN 0-13-143583-3

Bofinger 2011

Bofinger, P. 2011.

Grundzüge der Volkswirtschaftslehre: Eine

Einführung in die Wissenschaft von Märkten.

3. Aufl.

München : Pearson Studium.

ISBN 978-3-8273-7354-0

Böhringer 1996

Böhringer, C. 1996.

Allgemeine Gleichgewichtsmodelle als

Instrument der energie- und

umweltpolitischen Analyse: Theoretische

Grundlagen und empirische Anwendung.

Karlsruhe : Peter Lang.

ISBN 978-3631303993

Bowie 1999

Bowie, N. E. 1999.

Business Ethics: A Kantian Perspective.

Oxford : Wiley-Blackwell.

ISBN 978-0631211747

Brand et al. 2000

Brand, K.-W. & Jochum, G. 2000.
*Der deutsche Diskurs zu nachhaltiger
Entwicklung - Abschlussbericht eines DFG-
Projekts zum Thema „Sustainable
Development/Nachhaltige Entwicklung – Zur
sozialen Konstruktion globaler
Handlungskonzepte im Umweltdiskurs,*
München: Münchner Projektgruppe für
Sozialforschung e.V.
zuletzt geprüft am 14. Juli 2015.
Verfügbar:
[http://www.sozialforschung.org/wordpress/w
p-
content/uploads/2009/09/kw_brand_deutsch
er_nachh_diskurs.pdf](http://www.sozialforschung.org/wordpress/wp-content/uploads/2009/09/kw_brand_deutscher_nachh_diskurs.pdf)

Brandstetter 1993

Brandstetter, H. 1993.
*Wertschöpfung und Werteverzehr als
Massstab zur Produktionsbewertung.*
St. Gallen, Dissertation

Braungart et al. 2014

Braungart, M. & McDonough, W. 2014.
*Cradle to Cradle: Einfach intelligent
produzieren.*
München : Piper.
ISBN 978-3492304672

Bray 2006

Bray, M. 2006.
*Review of Computer Energy Consumption
and Potential Savings.*
Hereford, UK : Dragon Systems Software

Limited,

zuletzt geprüft am 13. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.dssw.co.uk/research/computer_energy_consumption.html

Brundtland 1987

World Commission on Environment and Development. 1987.

Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development : United Nations,

zuletzt geprüft am 10. Juli 2015.

Verfügbar: www.un-documents.net/our-common-future.pdf

BT 1998

Deutscher Bundestag. 1998.

Konzept Nachhaltigkeit.: Vom Leitbild zur Umsetzung, (Abschlußbericht der Enquete-kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Bundestages),

zuletzt geprüft am 14. Juli 2015.

Verfügbar:

<http://dipbt.bundestag.de/doc/btd/13/112/1311200.pdf>

Burschel et al. 2004

Burschel, C. J., Losen, D. & Wiendl, A. 2004.

Betriebswirtschaftslehre der Nachhaltigen Unternehmung.

München : Oldenbourg Wissenschaftsverlag.

ISBN 978-3486200331

Büssow 2004

Büssow, C. 2004.
*Prozessbewertung in der Logistik:
Kennzahlenbasierte Analysemethodik zur
Steigerung der Logistikkompetenz.*
Wiesbaden : Deutscher Universitätsverlag.
ISBN 978-3824480265

Carlowitz 1713

Carlowitz, H. C. von. 1713.
*Sylvicultura Oeconomica oder haußwirthliche
Nachricht und Naturgemäße Anweisung zur
Wilden Baum-Zucht.*
Leipzig : Johann Friedrich Braun.
ISBN 3865814115

Carnau 2011

Carnau, P. 2011.
*Nachhaltigkeitsethik: Normativer
Gestaltungsansatz für eine global
zukunftsfähige Entwicklung in Theorie und
Praxis.*
Mering : Hampp.
ISBN 978-3866186224

Cassel 1921

Cassel, G. 1921.
Theoretische Sozialökonomie.
Heidelberg : Winter.

Chambwera et al. 2012

Chambwera, M., Baulcomb, C. & Lunduka, R.
et al. 2012.
*Stakeholder-focused cost benefit analysis in
the water sector: A guidance report.*
London, UK : International Institute for
Environment and Development,

zuletzt geprüft am 31. Januar 2016.

Verfügbar:

<http://pubs.iied.org/pdfs/16524IIED.pdf>

CIA 2017

Central Intelligence Agency. 2017.

The World Factbook: Europe: Germany.

Langley, USA : Central Intelligence Agency,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/gm.html>

CIA 2017

Central Intelligence Agency. 2017.

The World Factbook: Europe: United Kingdom.

Langley, USA : Central Intelligence Agency,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/uk.html>

Clark 2005

Clark, J. B. 2005.

The Distribution of Wealth: A Theory of Wages, Interest and Profits.

New York : Cosimo Classics.

ISBN 159605252X

Coase 1960

Coase, R. H. 1960.

The Problem of Social Cost.

Journal of Law and Economics **3**, S. 1–44.

- Coelli et al. 2005** Coelli, T. J., Rao, D. S. P. & O'Donnell, C. J. et al. 2005.
An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis.
2. Aufl.
Berlin : Springer.
ISBN 978-0387242668
- Coenenberg 1976** Coenenberg, A. G. 1976.
Unternehmensrechnung: Betriebliche Planungs- und Kontrollrechnungen auf der Basis von Kosten und Leistungen.
1. Aufl.
München : Vahlen.
ISBN 3800604124
- Coenenberg 2003** Coenenberg, A. G. 2003.
Kostenrechnung und Kostenanalyse.
5. Aufl.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel Verlag.
ISBN 3791021877
- Coenenberg et al. 2007** Coenenberg, A. G. & Salfeld, R. 2007.
Wertorientierte Unternehmensführung: Vom Strategieentwurf zur Implementierung.
2. Aufl.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel.
ISBN 978-3791025865
- Conrad et al. 1958** Conrad, A. H. & Meyer, J. R. 1958.
The economics of slavery in the antebellum South.

The Journal of Political Economy **66** (2), S.
95–130

Cooper et al. 1988

Cooper, R. & Kaplan, R. S. 1988.
Measure Costs Right.
Harvard Business Review, S. 96–103,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
[http://host.uniroma3.it/facolta/economia/db/
materiali/insegnamenti/588_3930.pdf](http://host.uniroma3.it/facolta/economia/db/materiali/insegnamenti/588_3930.pdf)

Corsten 1985

Corsten, H. 1985.
*Die Produktion von Dienstleistungen:
Grundzüge einer Produktionswirtschaftslehre
des tertiären Sektors*, (Betriebswirtschaftliche
Studien, Band 51).
Berlin : Erich Schmidt Verlag.
ISBN 978-3503025237

Corsten 2007

Corsten, H. 2007.
*Produktionswirtschaft – Einführung in das
industrielle Produktionsmanagement*.
München : Oldenburg Wissenschaftsverlag.
ISBN 978-3-486-58298-7

Costanza et al. 1992

Costanza, R. & Daly, H. E. 1992.
Natural Capital and Sustainable Development.
Conservation Biology **6** (1), S. 37–46

Cournot 1924

Cournot, A. A. 1924.
Untersuchung über die mathematischen

Grundlagen der Theorie des Reichtums.

Jena : Gustav Fischer.

Crutzen 2011

Crutzen, P. J. 2011.

Die Geologie der Menschheit.

In: Crutzen, P. J., Davis, M., & Mastrandrea, M. D. et al. (Hrsg.): *Das Raumschiff Erde hat keinen Notausgang.*

Berlin : Suhrkamp, S. 7–10.

ISBN 978-3518061763

Daly 1990

Daly, H. E. 1990.

Sustainable Development: From Concept and Theory to Operational Principles.

Population and Development Review (16), S. 25–43.

Daly 1999

Daly, H. E. 1999.

Wirtschaft jenseits von Wachstum: Die Volkswirtschaftslehre nachhaltiger Entwicklung.

Salzburg, Österreich : Anton Pustet.

ISBN 3702503757

Deif 1986

Deif, A. 1986.

Sensitivity Analysis of Linear Systems.

Berlin : Springer.

ISBN 978-3540163121

Descartes 1972

Descartes, R. 1972.

Meditationen über die Grundlagen der Philosophie mit den sämtlichen Einwänden

und Erwiderungen.

Hamburg : Meiner.

Philosophische Bibliothek; 27.

ISBN 3787300309

DIN 2006

Deutsches Institut für Normung e. V. 2006.

Umweltmanagement - Ökobilanz -

Anforderungen und Anleitungen (ISO

14044:2006); Deutsche und Englische

Fassung EN ISO 14044:2006.

Berlin : Beuth

DIN 2009

Deutsches Institut für Normung e. V. 2009.

Umweltmanagement - Ökobilanz -

Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO

14040:2006); Deutsche und Englische

Fassung EN ISO 14040:2006.

Berlin : Beuth

DIN 2011

Deutsches Institut für Normung e. V. 2011.

Umweltmanagement -

Materialflusskostenrechnung - Allgemeine

Rahmenbedingungen (ISO 14051:2011);

Deutsche und Englische Fassung EN ISO

14051:2011.

Berlin : Beuth

Dittmann 2008

Dittmann, J. 2008.

Einstellungen zur Umwelt.

In: Statistisches Bundesamt, Gesellschaft

Sozialwissenschaftlicher

Infrastruktureinrichtungen, &

Wissenschaftszentrum Berlin für
Sozialforschung (Hrsg.): *Datenreport 2008*.
Bonn, S. 356–362

Döring et al. 2001

Döring, R. & Ott, K. 2001.
Nachhaltigkeitskonzepte.
*Zeitschrift für Wirtschafts- und
Unternehmensethik (zfwu)* **2** (3), S. 315–339

DoT 2016

Department for Transport. 2016.
*Vehicles statistics: Licensed vehicles by body
type at the end of quarter, Great Britain from
1994 Q1; also United Kingdom from 2014
Q3*, Table VEH0101.

London, UK : Department for Transport,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/551024/veh0101.ods

Drucker 1963

Drucker, P. F. 1963.
Managing for Business Effectiveness.
Harvard Business Review (3), S. 53–60

Drucker 2006

Drucker, P. F. 2006.
*The Effective Executive: The Definitive Guide
to Getting the Right Things Done*.
2. Aufl.
New York : HarperBusiness.
ISBN 978-0060833459

- Duden 2016** Duden. 2016.
Die Methodik.
Berlin : Duden,
zuletzt geprüft am 31. Januar 2016.
Verfügbar:
<http://www.duden.de/rechtschreibung/Methodik>
- Dyckhoff 2008** Dyckhoff, H. 2008.
Betriebliche Produktion: Theoretische Grundlagen einer umweltorientierten Produktionswirtschaft.
2. Aufl.
Berlin : Springer.
ISBN 3540575529
- Dyckhoff et al. 2010** Dyckhoff, H. & Spengler, T. S. 2010.
Produktionswirtschaft - Eine Einführung.
3. Aufl.
Berlin : Springer-Verlag.
ISBN 978-3-642-13683-2
- EC 2010a** European Commission. 2010.
International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance.
Luxembourg : Publications Office of the European Union.
ISBN 978-9279190926.
- EC 2010b** European Commission. 2010.
International Reference Life Cycle Data

System (ILCD) Handbook: Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators.

Luxembourg : Publications Office of the European Union.

ISBN 978-9279175398.

EC 2010c

European Commission. 2010.

International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Specific guide for Life Cycle Inventory data sets.

Luxembourg : Publications Office of the European Union.

ISBN 978-9279190933.

EC 2014

European Commission. 2014.

Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020.

Brussels, Belgium : European Commission, zuletzt geprüft am 31. Januar 2016.

Verfügbar:

http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/studies/pdf/cba_guide.pdf

Edenhofer et al. 2010

Edenhofer, O., Knopf, B., Barker, T. & Baumstark, L. et al. 2010.

The Economics of Low Stabilization.

The Energy Journal **31** (1), S. 11–48.

Eisele et al. 2011

Eisele, W. & Knobloch, A. P. 2011.

Technik des betrieblichen Rechnungswesens:

Buchführung und Bilanzierung, Kosten- und Leistungsrechnung, Sonderbilanzen.

8. Aufl.

München : Vahlen.

ISBN 978-3800637843

Eisenführ et al. 2010

Eisenführ, F., Weber, M. & Langer, T. 2010.

Rationales Entscheiden.

5. Aufl.

Berlin : Springer.

ISBN 978-3642028489

EK 2008

Europäische Kommission. 2008.

Einstellungen der europäischen Bürger zur Umwelt: Spezial Eurobarometer 295/ Wave 68.2 - European Opinion Research Group EEIG.

Brüssel, Belgien : Europäische Kommission, zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_295_de.pdf

EK 2013

Europäische Kommission. 2013.

Umwelt: Neues Maßnahmenpaket für saubere Luft in Europa.

Brüssel : Europäische Kommission, zuletzt geprüft am 3. Oktober 2016.

Verfügbar: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-1274_de.htm

- Ekardt et al. 2015** Ekardt, F. & Hennig, B. 2015.
Ökonomische Instrumente und Bewertungen von Biodiversität: Lehren für den Naturschutz aus dem Klimaschutz?
Marburg : Metropolis.
ISBN 978-3-7316-1120-2
- Endres et al. 1997** Endres, A. & Holm-Müller, K. 1997.
Die Bewertung von Umweltschäden: Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren.
Stuttgart : Kohlhammer.
ISBN 978-3170151215
- Engels 1962** Engels, W. 1962.
Betriebswirtschaftliche Bewertungslehre im Licht der Entscheidungstheorie: Beiträge zur betriebswirtschaftlichen Forschung.
Wiesbaden : VS Verlag.
ISBN 3663062279
- Erdmann et al. 2008** Erdmann, G. & Zweifel, P. 2008.
Energieökonomik: Theorie und Anwendung.
Berlin : Springer.
ISBN 978-3-540-70773-8
- EU 2008** Europäische Union. 2008.
RICHTLINIE 2008/50/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa: 2008/50/EG,
zuletzt geprüft am 19. Februar 2017.
Verfügbar:

http://www.europarl.europa.eu/brussels/website/media/Basis/Legislative/Pdf/Isaubere_luftpdf.pdf

Ewers et al. 1986

Ewers, H.-J., Brabänder, H. D. & Brechtel, H.-M. et al. 1986.

Zur monetären Bewertung von Umweltschäden: Umweltforschungsplan des Bundesministers des Inneren.

Berlin : Erich Schmidt Verlag GmbH.

Forschungsbericht 101 03 086; UBA-FB 85-091.

ISBN 3-503-02601-0

Farrow et al. 1998

Farrow, S. & Toman, M. 1998.

Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance.

Washington D.C., USA,

zuletzt geprüft am 31. Januar 2016.

Verfügbar:

<http://www.rff.org/files/sharepoint/WorkImages/Download/RFF-DP-99-11.pdf>

Fava et al. 1994

Fava, J., Denison, R. & Jones, B. et al. 1994.

A Technical Framework for Life-Cycle Assessment.

Pensacola, USA, Brussels, Belgium : SETAC.

ISBN 978-1880611005

Feely et al. 2004

Feely, R. A., Sabine, C. L. & Lee, K. et al. 2004.

Impact of Anthropogenic CO₂ on the CaCO₃

System in the Oceans.
Science **305**, S. 362–366.

Fichter et al. 1997

Fichter, K., Loew, T. & Seidel, E. 1997.
*Betriebliche Umweltkostenrechnung:
Methoden und praxisgerechte
Weiterentwicklung.*
Berlin : Springer.
ISBN 978-3540625971

Figge 2001

Figge, F. 2001.
Environmental Value Added.
Zeitschrift für angewandte Umweltforschung
14 (1-4), S. 184–197

Figge 2002

Figge, F. 2002.
*Stakeholder Value Matrix: Die Verbindung
zwischen Shareholder und Stakeholder Value.*
Lüneburg : Universität Lüneburg.
ISBN 978-3-935630-21-4,

Figge et al. 2000

Figge, F. & Schaltegger, S. 2000.
*Was ist "stakeholder value"?: Vom
Schlagwort zur Messung.*
Lüneburg : Universität Lüneburg.
ISBN 978-935630-02-3,

Figge et al. 2002

Figge, F. & Hahn, T. 2002.
*Sustainable Value Added: Measuring
Corporate Sustainable Performance beyond
Eco-Efficiency.*

- Lüneburg.
ISBN 978-3935630191
- Figge et al. 2002** Figge, F. & Hahn, T. 2002.
Environmental Shareholder Value Matrix: Konzeption, Anwendung und Berechnung.
Lüneburg : Universität Lüneburg.
ISBN 978-3-935630-29-0,
- Figge et al. 2004** Figge, F. & Hahn, T. 2004.
Sustainable Value Added.
DIW Vierteljahrshefte zur Wirtschaftsforschung **73** (1), S. 126–141
- finanzen.net 2017** finanzen.net. 2017.
Währungsrechner : finanzen.net,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.
Verfügbar:
<http://www.finanzen.net/waehrungsrechner>
- Finkbeiner et al. 2006** Finkbeiner, M., Hoffmann, R. & Ruhland, K.
et al. 2006.
Application of Life Cycle Assessment for the
Environmental Certificate of the Mercedes-
Benz S-Class.
*The International Journal of Life Cycle
Assessment* **11** (4), S. 240–246
- Finnveden et al. 2009** Finnveden, G., Hauschild, M. Z. & Ekvall, T. et
al. 2009.
Recent developments in Life Cycle
Assessment.

Journal of Environmental Management **91**
(1), S. 1–21

Fischer 1998

Fischer, H. 1998.
Reststoffkostenrechnung.
Berlin, Dissertation

Fleiter 2008

Fleiter, T. 2008.
Wirtschaftlichkeitsvergleich der langfristigen
Strom-Einsparpotenziale bei
Elektromotorsystemen und
Beleuchtungsanlagen in der Industrie.
In: *EnInnov 08*,
13.-15.2.2008, Graz, Österreich, S. 1–15

Fourier 1824

Fourier, J. B. J. 1824.
*Mémoire sur les températures du globe
terrestre et des espaces planétaires,*
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
[http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k33707/f1
02.image](http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k33707/f102.image)

Frank 1976

Frank, P. M. 1976.
*Empfindlichkeitsanalyse dynamischer
Systeme: Eine einführende Darstellung.*
München : Oldenbourg.
ISBN 978-3486348118

Freeman 1984

Freeman, R. E. 1984.
*Strategic Management: A Stakeholder
Approach.*

- New Jersey : Financial Times Prentice Hall.
ISBN 978-0273019138
- Freimann et al. 2012** Freimann, J. & Walther, M. 2012.
Von der Effizienz zur Konsistenz?
In: Hauff, M. von, Isenmann, R., & Müller-Christ, G. (Hrsg.): *Industrial Ecology Management*.
Wiesbaden : Springer Gabler, S. 187–204.
ISBN 978-3834923615
- Frischknecht 2013** Frischknecht, R. 2013.
Analyse und Beurteilung der Umweltverträglichkeit: Teil 2: Ökobilanzen (Life cycle assessment, LCA).
Zürich,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar: http://www.eco-bau.ch/resources/uploads/Bildungsinstitutionen/130208_Frischknecht_v1%200.pdf
- Frischknecht et al. 2009** Frischknecht, R., Steiner, R. & Jungbluth, N. 2009.
Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006: Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen.
Bern
- Gaitanides 1995** Gaitanides, M. 1995.
Prozessorganisation.
In: Kern, W., Schröder, H. H., & Weber, J. (Hrsg.): *Handwörterbuch der*

Produktionswirtschaft.

Stuttgart : Schäffer-Poeschel.

ISBN 978-3791080444

Gandenberger 2011

Gandenberger, C. 2011.

Von der sozialen zur sozio-ökologischen
Einbettung des Unternehmens.

In: Conrad, P. & Sydow, J. (Hrsg.):

Organisation und Umwelt.

Wiesbaden : Gabler Verlag, S. 249–279.

ISBN 978-3834931214

Georgescu-Roegen 1987

Georgescu-Roegen, N. 1987.

*The Entropy Law and the Economic Process in
Retrospect.*

Berlin : Institut für Ökologische
Wirtschaftsforschung.

Schriftenreihe des IÖW.

ISBN 3926930012

Gleißner 2004

Gleißner, W. 2004.

*Future Value: 12 Module für eine strategische
wertorientierte Unternehmensführung.*

Wiesbaden : Gabler.

ISBN 978-3409116985

González-García et al. 2011 González-García, S., Gasol, C. M. & Lozano,
R. C. et al. 2011.

Assessing the global warming potential of
wooden products from the furniture sector to
improve their ecodesign.

Science of The Total Environment (410–411),
S. 16–25

Gossen 2010

Gossen, H. H. 2010.
*Entwicklung der Gesetze des menschlichen
Verkehrs und der daraus fließenden Regeln
für menschliche Handeln* : Nabu Press.
ISBN 1142605353

Greening et al. 2000

Greening, L. A., Greene, D. L. & Difiglio, C.
2000.
Energy efficiency and consumption.
Energy Policy **28**, S. 389–401

Grober 2010

Grober, U. 2010.
*Die Entdeckung der Nachhaltigkeit:
Kulturgeschichte eines Begriffs.*
3. Aufl.
München : Kunstmann.
ISBN 978-3888976483

Guinée 2004

Guinée, J. B. 2004.
*Handbook on Life Cycle Assessment:
Operational Guide to the ISO Standards.*
New York : KLUWER ACADEMIC
PUBLISHERS.
ISBN 0-306-48055-7,

Guinée et al. 2001

Guinée, J. B., Huppes, G. & Heijungs, R.
2001.
Developing an LCA guide for decision
support.

Environmental Management and Health **12**
(3), S. 301–311

Guinée et al. 2011

Guinée, J. B., Heijungs, R. & Huppes, G. et al.
2011.

Life Cycle Assessment: Past, Present and
Future.

Environmental Science & Technology **45** (1),
S. 90–96

Günther 1994

Günther, E. 1994.

*Ökologieorientiertes Controlling: Konzeption
eines Systems zur ökologieorientierten
Steuerung und empirische Validierung.*

München : Vahlen.

ISBN 978-3800618255

Günther et al. 2008

Günther, E. & Nowack, M. 2008.

CO₂-Management von Unternehmen.

uwf UmweltWirtschaftsForum **16** (2), S. 49–
51.

DOI: 10.1007/s00550-008-0080-5

Gutenberg 1982

Gutenberg, E. 1982.

*Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre: Die
Produktion.*

8. Aufl.

Berlin : Springer,

ISBN 978-3540056942

Gutenberg 1988

Gutenberg, E. 1988.

Die Unternehmung als Gegenstand

betriebswirtschaftlicher Theorie.

Ruggell, Liechtenstein : Topos Ruggell.

ISBN 3289003817

Guy et al. 2011

Guy, G. P. & Ekwueme, D. U. 2011.

Years of potential life lost and indirect costs of melanoma and non-melanoma skin cancer: a systematic review of the literature.

Pharmacoeconomics **29** (10), S. 863–874

Haasis 1992

Haasis, H.-D. 1992.

Umweltschutzkosten in der betrieblichen Vollkostenrechnung.

Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt)

21 (3), S. 118–122

Hans 2001

Hans, L. 2001.

Grundlagen der Kostenrechnung.

München : Oldenbourg.

ISBN 978-3486247947

Hans-Böckler-Stiftung 2000 Hans-Böckler-Stiftung. 2000.

Arbeit und Ökologie. Wege in eine nachhaltige Zukunft .: Ergebnisse aus dem Verbundprojekt Arbeit und Ökologie.

Düsseldorf

Hartwick 1977

Hartwick, J. 1977.

Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources.

American Economic Review **67** (5), S. 972–974

- Hauff et al. 2012** Hauff, M. von & Jörg, A. 2012.
Nachhaltiges Wachstum.
München : Oldenbourg Wissenschaftsverlag.
ISBN 978-3486718034
- Heertje et al. 2008** Heertje, A. & Wenzel, H.-D. 2008.
Grundlagen der Volkswirtschaftslehre.
Berlin : Springer.
ISBN 978-3540850403
- Heijungs 1992** Heijungs, R. 1992.
Environmental Life Cycle Assessment of Products.
Leiden : Multicopy.
ISBN 90-5191-064-9
- Heinen 1969** Heinen, E. 1969.
Zum Wissenschaftsprogramm der
entscheidungsorientierten
Betriebswirtschaftslehre.
Zeitschrift für Betriebswirtschaft (ZfB) **39** (4),
S. 207–220
- Heinen 1994** Heinen, E. 1994.
Grundfragen der entscheidungsorientierten Betriebswirtschaftslehre.
Wiesbaden : Gabler Verlag.
ISBN 978-3409334716
- Heinzerling et al. 2002** Heinzerling, L. & Ackerman, F. 2002.
Pricing the Priceless: Cost-Benefit Analysis of Environmental Protection,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://ase.tufts.edu/gdae/publications/c-b%20pamphlet%20final.pdf>

Helmstädter 1988

Helmstädter, E. 1988.

Kosten-Effektivitäts-Analysen als Grundlage
Praktischer Umweltpolitik.

In: Siebert, H. (Hrsg.): *Umweltschutz für Luft
und Wasser*.

Berlin : Springer, S. 93–96.

ISBN 978-3540191711

Herzberg 1966

Herzberg, F. 1966.

Work and the Nature of Man.

Wiederauflage.

Washington, USA : Ty Crowell Co.

ISBN 978-0690003710

Hischier et al. 2014

Hischier, R., Coroama, V. C. & Schien, D. et
al. 2014.

Grey Energy and Environmental Impacts of
ICT Hardware.

*Advances in Intelligent Systems and
Computing* (310), S. 171–189

Hofstede 2003

Hofstede, G. 2003.

*Culture's Consequences: Comparing Values,
Behaviors, Institutions and Organizations
Across Nations*.

2. Aufl.

Los Angeles, USA : Sage.
ISBN 978-0803973244

Hoitsch et al. 2004

Hoitsch, H. J. & Lingnau, V. 2004.
*Kosten- und Erlösrechnung: Eine
controllingorientierte Einführung.*
5. Aufl.
Berlin : Springer.
ISBN 3540211748

Holland 2012

Holland, P. 2012.
Simple Introduction to Cost-Benefit Analysis.
New Caledonia,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
<http://www.sopac.org/dsm/public/files/reports/PR008444.pdf>

Homann 2002

Homann, K. 2002.
*Vorteile und Anreize: Zur Grundlegung einer
Ethik der Zukunft.*
Tübingen : Mohr Siebeck.
ISBN 978-3161479045

Homann et al. 1992

Homann, K. & Blome-Drees, F. 1992.
Wirtschafts- und Unternehmensethik.
Göttingen : Vandenhoeck & Ruprecht.
ISBN 978-3825217211

Homann et al. 2005

Homann, K. & Suchanek, A. 2005.
Ökonomik: Eine Einführung.

- Tübingen : Mohr Siebeck.
ISBN 978-3161465161
- Horkheimer 2007** Horkheimer, M. 2007.
Zur Kritik der instrumentellen Vernunft.
Berlin : Fischer.
ISBN 3596178207
- Horne et al. 2009** Horne, R., Grant, T. & Verghese, K. 2009.
Life Cycle Assessment: Principle, Practice and Prospects.
Collingwood, Australia : CSIRO Publishing.
ISBN 9780643094529
- Horváth 2011** Horváth, P. 2011.
Controlling.
12. Aufl.
München : Vahlen.
ISBN 3800638789
- Horváth et al. 1989** Horváth, P. & Mayer, R. 1989.
Prozeßkostenrechnung – Der neue Weg zu
mehr Kostentransparenz und
wirkungsvolleren Unternehmensstrategien.
Controlling **1** (4), S. 214–219
- Horváth et al. 1993** Horváth, P. & Mayer, R. 1993.
Prozeßkostenrechnung – Konzeption und
Entwicklung.
Kostenrechnungspraxis **37**, S. 15–28
- Hotelling 1931** Hotelling, H. 1931.
The Economics of Exhaustible Resources.

Journal of Political Economy **39** (2), S. 137–175.

Huber 1995

Huber, J. 1995.

Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz.

In: Fritz, P., Huber, J., & Levi, H. W. (Hrsg.): *Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive*.

Stuttgart : Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.

ISBN 978-3804713932

Huber 2011

Huber, J. 2011.

Allgemeine Umweltsoziologie.

2. Aufl.

Wiesbaden : VS Verlag für Sozialwissenschaften.

ISBN 978-3531178721

Huizing et al. 1992

Huizing, A. & Dekker, C. H. 1992.

Helping to Pull our Planet out of the Red.

Accounting, Organizations and Society **17** (5), S. 449–458

Hülsmann 2004

Hülsmann, M. 2004.

Bezugspunkte zwischen Strategischem Management und Nachhaltigkeit.

In: Hülsmann, M., Müller-Christ, G., & Haasis, H.-D. (Hrsg.): *Betriebswirtschaftslehre und Nachhaltigkeit*.

Wiesbaden : Springer, S. 25–72.
ISBN 978-3824407590

Hummel et al. 1983

Hummel, S. & Männel, W. 1983.
Kostenrechnung: Moderne Verfahren und Systeme.
3. Aufl.
Wiesbaden : Gabler; 2.
ISBN 978-3409211406

Hüther 2006

Hüther, M. 2006.
Vorwort.
In: Hüther, M. (Hrsg.): *Klassiker der Ökonomie.*
Bonn : Bundeszentrale für politische Bildung,
S. 11–14.
ISBN 3-89331-759-7

Hüther et al. 1999

Hüther, M. & Wiggering, H. 1999.
Angemessenes Wachstum – Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung: Konzeptionelle und instrumentelle Ansätze der beiden Sachverständigenräte.
In Junkernheinrich, M. (Hrsg.):
Ökonomisierung der Umweltpolitik. Beiträge zur volkswirtschaftlichen Umweltökonomik („Angewandte Umweltforschung“, Bd. 15).
Berlin : Analytica V.-G.,
1999, S. 67–97.

IEA 2012

International energy agency. 2012.
World Energy Outlook 2012.

Paris : IEA Publications.
ISBN 978-9264180840

Illge et al. 2006

Illge, L. & Schwarze, R. 2006.
A Matter of Opinion - How Ecological and
Neoclassical Environmental Economists think
about Sustainability and Economics.
DIW-Discussion Papers (619),
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
<http://www.econstor.eu/bitstream/10419/18512/1/dp619.pdf>

IPCC 2007

Intergovernmental Panel on Climate Change.
2007.
*Fourth Assessment Report: Climate Change
2007: Working Group I: The Physical Science
Basis: 2.10.2 Direct Global Warming
Potentials.*
Genf, Schweiz : Intergovernmental Panel on
Climate Change,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html

IPCC 2013

Intergovernmental Panel on Climate Change.
2013.
*Climate Change 2013: The Physical Science
Basis, Working Group I Contribution to the
Fifth Assessment Report of the*

- Intergovernmental Panel on Climate Change.
New York : Cambridge University Press.
ISBN 978-1107057991,
- IPCC 2014** Intergovernmental Panel on Climate Change.
2014.
*Climate Change 2014: Synthesis Report.
Contribution of Working Groups I, II and III to
the Fifth Assessment Report of the
Intergovernmental Panel on Climate Change.*
Geneva, Switzerland
- Jacob et al. 2013** Jacob, F. & Andreae, H. 2013.
*Medizin für den Wald: Forstliche
Bodenschutzkalkungen - Ein bundesdeutscher
Überblick.*
Dresden : Staatsbetrieb Sachsenforst,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
https://www.forsten.sachsen.de/wald/download/Poster_Kalkungskolloquium_2013.pdf
- Jacobson 2005** Jacobson, M. Z. 2005.
Studying ocean acidification with
conservative, stable numerical schemes for
nonequilibrium air-ocean exchange and
ocean equilibrium chemistry.
Journal of Geophysical Research **110**, S. 1–
17.
- Janich 1996** Janich, P. 1996.
Was ist Wahrheit?: Eine philosophische

Einführung.

München : Beck.

ISBN 3406410529

Jansen et al. 1987

Jansen, W., Block, A. & Knaack, J. 1987.

*Saurer Regen: Ursachen, Analytik,
Beurteilung.*

Stuttgart : Metzler.

ISBN 978-3476302915

Jarass et al. 2009

Jarass, L., Obermair, G. M. & Voigt, W. 2009.

*Windenergie: Zuverlässige Integration in die
Energieversorgung.*

2. Aufl.

Berlin : Springer.

ISBN 978-3540852520

Jasch 2009

Jasch, C. 2009.

*Environmental and Material Flow Cost
Accounting: Principles and Procedures.*

Berlin : Springer.

ISBN 978-1402090271

Jasch et al. 2005

Jasch, C., Schnitzer, H. & Kaltenegger, I. et al.
2005.

*Was bedeutet Nachhaltigkeit für einen
Industriecluster?: Methode zur
Nachhaltigkeitskostenrechnung am Beispiel
eines fiktiven Pilotbetriebs des
Automobilclusters ACstyria.*

Wien, Österreich,

zuletzt geprüft am 25. Februar 2017.

Verfügbar:

http://www.ioew.at/ioew/download/endbericht_nachhaltigkeit_industriecluster_id2963.pdf

Jevons 1871

Jevons, W. S. 1871.

The Theory of Political Economy.

Berlin : Book on Demand Pod.

ISBN 5885235244

Jevons 1906

Jevons, W. S. 1906.

Coal Question.

3rd Reprint.

New York : Augustus M Kelley Pubs.

ISBN 978-0678001073

Jonas 1993

Jonas, H. 1993.

Das Prinzip Verantwortung: Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation.

3. Aufl.

Frankfurt a. M. : Suhrkamp.

ISBN 3-518-22005-5

Jörissen et al. 1999

Jörissen, J., Kopfmüller, J. & Brandl, V. et al. 1999.

Ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung.

Karlsruhe,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/fzk/6393/6393.pdf>

Jung 2008

Jung, H. 2008.
Allgemeine Betriebswirtschaftslehre.
11. Aufl.
München : Oldenbourg.
ISBN 978-3486587623

Junk et al. 2012

Junk, S. & Côté, S. 2012.
Untersuchung zur Energieeffizienz von Rapid-
Prototyping-Verfahren.
IAF - Beiträge aus Forschung und Technik, S.
81–83

Kaatsch et al. 2015

Kaatsch, P., Spix, C. & Katalinic, A et al.
2015.
*Krebs in Deutschland 2011/2012: Eine
gemeinsame Veröffentlichung des Robert
Koch-Instituts und der Gesellschaft der
epidemiologischen Krebsregister in
Deutschland e. V.*
10. Aufl.
Berlin : Robert Koch-Institut,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
http://www.gekid.de/Doc/krebs_in_deutschland_2015.pdf

Kallweit et al. 2013

Kallweit, D. & Wintermeyer, D. 2013.
*Berechnung der gesundheitlichen Belastung
der Bevölkerung in Deutschland durch
Feinstaub (PM10).*
Berlin : Umweltbundesamt,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/360/publikationen/berechnung_belastung_feinstaub_dtl_s_18-24.pdf

Kamlah 1988

Kamlah, W. 1988.

Philosophische Anthropologie. Sprachkritische Grundlegung und Ethik.

Mannheim : Bibliographisches Institut & F. A. Brockhaus AG.

ISBN 978-3411002382

Kant 1986

Kant, I. 1986.

Kritik der praktischen Vernunft.

Ditzingen : Reclam.

ISBN 978-3150011119

Kant 1990

Kant, I. 1990.

Die Metaphysik der Sitten.

Ditzingen : Reclam.

ISBN 978-3150045084

Kapp 1971

Kapp, K. W. 1971.

The Social Costs of Private Enterprise.

2. Aufl.

New York : Schocken Books.

ISBN 978-0805233964

KBA 2016

Kraftfahrt-Bundesamt. 2016.

Bestand in den Jahren 1960 bis 2016 nach Fahrzeugklassen.

Flensburg : Kraftfahrt-Bundesamt,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

http://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/FahrzeugklassenAufbauarten/b_fzkl_zeitreihe.html?nn=652402

Keeling 1958

Keeling, C. D. 1958.

The concentration and isotopic abundances
of atmospheric carbon dioxide in rural areas.

Geochimica et Cosmochimica Acta **13**, S.
322–334

Kempfert 2007

Kempfert, C. 2007.

*Klimawandel kostet die deutsche
Volkswirtschaft Milliarden.*

Berlin : DIW,

zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.

Verfügbar:

https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.55814.de/07-11-1.pdf

Kern 1992

Kern, W. 1992.

Industrielle Produktionswirtschaft.

Stuttgart : Schäffer-Poeschel Verlag.

ISBN 3791091832

Kinkel et al. 2003

Kinkel, S. & Ley, G. 2003.

*Fertigungstiefe - Balast oder Kapital?: Stand
und Effekte von Out- und Insourcing im
verarbeitenden Gewerbe in Deutschland.*

Karlsruhe : Fraunhofer ISI,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

http://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-186681.pdf

Kistner 2002

Kistner, K.-P. 2002.

Betriebswirtschaftslehre im Grundstudium: Produktion, Absatz, Finanzierung.

4. Aufl.

Heidelberg : Physica.

ISBN 978-3790814828

Kleypas et al. 2006

Kleypas, J. A., Feely, R. A. & Fabry, V. J. et al. 2006.

Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers: A Guide for Future Research: A report from a workshop held 18–20 April 2005, St. Petersburg, sponsored by the National Science Foundation, the National Oceanic and Atmospheric Administration, and the U.S. Geological Survey,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

http://www.ucar.edu/communications/Final_acidification.pdf

Klöpffer et al. 2009

Klöpffer, W. & Grahl, B. 2009.

Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf.

1. Aufl.

Weinheim : Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.
KGaA.

ISBN 978-3527320431

Kopfmüller 2007

Kopfmüller, J. 2007.

Auf dem Weg zu einem integrativen
Nachhaltigkeitskonzept.

Ökologisches Wirtschaften (1), S. 16–18

Kopfmüller et al. 2001

Kopfmüller, J., Brandl, V. & Jörissen, J. et al.
2001.

*Nachhaltige Entwicklung integrativ
betrachtet: Konstitutive Elemente, Regeln,
Indikatoren.*

Berlin : Edition Sigma.

Global zukunftsfähige Entwicklung -
Perspektiven für Deutschland; 1.

ISBN 3-89404-571-X

Korhonen 2003

Korhonen, J. 2003.

Should we measure corporate social
responsibility?

*Corporate Social Responsibility and
Environmental Management* **10** (1), S. 25–39

Krebsliga 2008

Krebsliga Schweiz. 2008.

Krebs in der Schweiz: Wichtige Zahlen.

Bern, Schweiz : Krebsliga Schweiz,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar:

http://assets.krebsliga.ch/downloads/krebszahlen_01_2008_d.pdf

- Krey et al. 2000** Krey, M. & Weinreich, S. 2000.
Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland.
Mannheim : ZEW,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.
Verfügbar: <http://ftp.zew.de/pub/zew-docs/docus/dokumentation0011.pdf>
- Krol et al. 1999** Krol, G. J. & Karpe, J. 1999.
Ökonomische Aspekte von Nachhaltigkeit: Die Umweltproblematik aus sozioökonomischer Sicht.
Münster : LIT.
ISBN 978-3825844103
- Kuhn 1996** Kuhn, T. S. 1996.
Die Struktur wissenschaftlicher Revolutionen.
13. Aufl.
Berlin : Suhrkamp.
ISBN 978-3518276259
- Kurz et al. 2001** Kurz, R. & Spiller, J. 2001.
Umweltschutz und Unternehmensziele.
In: Lutz, U. & Nehls-Sahabandu, M. (Hrsg.):
Integriertes Produktmanagement.
Düsseldorf : Symposion Publishing, S. 53–74.
ISBN 978-3933814661
- Lange et al. 1998** Lange, C. & Fischer, R. 1998.
Umweltschutzbezogene Kostenrechnung auf Basis der Einzelkosten- und Deckungsbeitragsrechnung als Instrument des

Controlling.

Zeitschrift für Betriebswirtschaft (ZfB) **68**, S.
107–123

Laudicina et al. 2014

Laudicina, P., Peterson, E. & Lohmeyer, R.
2014.

*Global Economic Outlook 2014-2020:
Beyond the Crisis: Sustained Global Economic
Growth?*

Atlanta : AT Kearney,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<https://www.atkearney.com/documents/10192/5180587/Beyond+the+Crisis-Sustained+Global+Economic+Growth-Global+Economic+Outlook+2014-%C2%AD2020/47df1c5c-afd4-455f-91cf-dec2924889c8>

Laufenberg 1996

Laufenberg, L. 1996.

*Methodik zur integrierten Projektgestaltung
für die situative Umsetzung des Simultaneous
Engineering.*

Herzogenrath : Shaker.

ISBN 978-3826514852

Lehmann 1954

Lehmann, M. R. 1954.

*Leistungsmessung durch
Wertschöpfungsrechnung.*

Essen : Girardet

- Leontief 1986** Leontief, W. W. 1986.
Input-Output Economics.
2. Aufl.
New York : Oxford University Press
ISBN 978-0195035278
- Letmathe 1998** Letmathe, P. 1998.
Umweltbezogene Kostenrechnung.
München : Vahlen.
ISBN 3800622610
- LfU 2014** Bayerisches Landesamt für Umwelt. 2014.
Ozonschicht und Ozonloch.
Augsburg : Bayrisches Landesamt für Umwelt,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.
Verfügbar:
[http://www.lfu.bayern.de/umweltwissen/doc/
uw_48_ozonschicht_ozonloch.pdf](http://www.lfu.bayern.de/umweltwissen/doc/uw_48_ozonschicht_ozonloch.pdf)
- Liebe et al. 2005** Liebe, U. & Meyerhoff, J. 2005.
*Die monetäre Bewertung kollektiver
Umweltgüter: Theoretische Grundlagen,
Methoden und Probleme*.
Berlin : TU Berlin,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
[https://www.landschaftsoekonomie.tu-
berlin.de/fileadmin/a0731/uploads/publikation
en/workingpapers/WP_13_2005_Liebe_Meyer
hoff_Monet_re_Bewertung.pdf](https://www.landschaftsoekonomie.tu-berlin.de/fileadmin/a0731/uploads/publikationen/workingpapers/WP_13_2005_Liebe_Meyerhoff_Monet_re_Bewertung.pdf)

Loew et al. 2003

Loew, T., Fichter, K. & Müller, U. et al. 2003.
Ansätze der Umweltkostenrechnung im Vergleich: Vergleichende Beurteilung von Ansätzen der Umweltkostenrechnung auf ihre Eignung für die betriebliche Praxis und ihren Beitrag für eine ökologische Unternehmensführung.

Berlin : Umweltbundesamt,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2428.pdf>

Lorenz 2000

Lorenz, A. 2000.

Externe Kosten ignorieren, antizipieren oder integrieren - Expertenworkshop zu den Kosten der Umweltverschmutzung aus Unternehmenssicht, 8.6.2000,

Witten : Universität Witten,

2000, S. 1–4.

Lorenzen 2000

Lorenzen, P. 2000.

Lehrbuch der konstruktiven Wissenschaftstheorie.

Stuttgart : Metzler.

ISBN 978-3476017840

Lütge 2007

Lütge, C. 2007.

Was hält eine Gesellschaft zusammen?: Ethik im Zeitalter der Globalisierung.

Tübingen : Mohr Siebeck.
ISBN 978-3161494086

Maddison 2003

Maddison, A. 2003.
The World Economy: Historical Statistics.
Paris : OECD Publications Service

Malthus 1977

Malthus, T. R. 1977.
Das Bevölkerungsgesetz.
München : DTV.
ISBN 3423060212

Mankiw et al. 2012

Mankiw, N. G. & Taylor, M. P. 2012.
Grundzüge der Volkswirtschaftslehre.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel.
ISBN 978-3791030982

Männel 1992

Männel, W. 1992.
Handbuch Kostenrechnung.
Wiesbaden : Gabler.
ISBN 978-3409199360

Marcuse 2004

Marcuse, H. 2004.
*Der eindimensionale Mensch: Studien zur
Ideologie der fortgeschrittenen
Industriegesellschaft.*
München : DTV.
ISBN 3423340843

Marx 2014

Marx, K. 2014.
Zur Kritik der politischen Ökonomie.
Charleston : CreateSpace.
ISBN 1495999769

- Maslow 1981** Maslow, A. H. 1981.
Motivation und Persönlichkeit.
Reinbek : rororo.
ISBN 3499173956
- Matten et al. 2012** Matten, D., Janzen, H. & Hahn, R. 2012.
Die gesellschaftliche Verantwortung des Unternehmens.
In: Hahn, R. Janzen, H., & Matten, D. (Hrsg.):
Die gesellschaftliche Verantwortung des Unternehmens.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel, S. 1–17.
ISBN 978-3791031514
- McKenzie et al. 2011** McKenzie, R. L., Aucamp, P. J. & Bais, A. F. et al. 2011.
Ozone depletion and climate change: impacts on UV radiation.
Photochemical & Photobiological Sciences **10**,
S. 182–198
- McMichael et al. 2003** McMichael, A. J., Campbell-Lendrum, D. H. & Corvalán, C.F. et al. 2003.
Climate Change and Human Health: Risk and Responses.
Genf : McMichael, A.J., Campbell-Lendrum, D.H. & Corvalán, C.F. et al.,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.
Verfügbar:
<http://www.who.int/globalchange/publications/climchange.pdf>

- Meadows et al. 1972** Meadows, D. H., Meadows, D. L. & Randers, J. et al. 1972.
The Limits to Growth.
New York : Universe Books.
ISBN 0876631650
- Medvecky 2012** Medvecky, F. 2012.
Valuing environmental costs and benefits in an uncertain future: risk aversion and discounting.
Erasmus Journal for Philosophy and Economics **5** (1), S. 1–23,
- Mellerowicz 1958** Mellerowicz, K. 1958.
Allgemeine Betriebswirtschaftslehre.
Berlin : De Gruyter.
ISBN 978-3110045246
- Menger 2006** Menger, C. 2006.
Grundsätze der Volkswirtschaftslehre.
Saarbrücken : VDM.
ISBN 3865505236
- Mercedes-Benz 2008** Mercedes-Benz. 2008.
Die S - Klasse.: Preisliste. Gültig ab Rechnungsdatum 1. Juli 2008.
Stuttgart : Mercedes-Benz.
- Meyer-Abich 2001** Meyer-Abich, K. M. 2001.
Nachhaltigkeit - ein kulturelles, bisher aber chancenloses Wirtschaftsziel.

Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik **3** (2), S. 291–310.

Meyer-Merz 1979

Meyer-Merz, A. 1979.
Die Wertschöpfungsrechnung der Unternehmung.
Der Schweizer Treuhändler **53** (10), S. 2–8

Meyer-Merz 1985

Meyer-Merz, A. 1985.
Die Wertschöpfungsrechnung in Theorie und Praxis.
Zürich : Schulthess.
ISBN 3725524556

MGI 2012

McKinsey Global Institute. 2012.
Manufacturing the future: The next era of global growth and innovation.
San Francisco : McKinsey.

Michaelis 1999

Michaelis, P. 1999.
Betriebliches Umweltmanagement.
Herne : NWB.
ISBN 978-3482511912

Miehe et al. 2016

Miehe, R., Scheumann, R. & Jones, C. M. et al. 2016.
Regional carbon footprints of households: a German case study.
Environment, Development and Sustainability **18** (2), S. 577–591

Miehe et al. 2016

Miehe, R., Wiedenmann, M. & Bauernhansl, T. 2016.

Der Umsatz-Nachhaltigkeitsindex.
wt Werkstattstechnik online **106** (3), S. 136–
140

Mill 2006

Mill, J. S. 2006.
Utilitarismus.
Leipzig : Reclam.
ISBN 3150184614

Mill 2014

Mill, J. S. 2014.
*Schriften zur Politischen Ökonomie in fünf
Bänden: Kleinere Schriften zur Politischen
Ökonomie: 1825-1861*.
Weimar : Metropolis.
ISBN 3731611015

Miller et al. 1985

Miller, J. G. & Vollmann, T. E. 1985.
The hidden factory.
Harvard Business Review, S. 142–150.

MoE 2002

Ministry of the Environment. 2002.
Environmental Accounting Guidelines.
Tokyo, Japan : Ministry of the Environment,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
[https://www.env.go.jp/en/policy/ssee/eag02.p
df](https://www.env.go.jp/en/policy/ssee/eag02.pdf)

Molina et al. 1974

Molina, M. J. & Rowland, F. S. 1974.
Stratospheric sink for chlorofluoromethanes:
chlorine atom-catalysed destruction of ozone.
Nature **249**, S. 810–812

- Morris et al. 2009** Morris, S., Cox, B. & Bosanquet, N. 2009.
Cost of skin cancer in England.
The European Journal of Health Economics **10**
(3), S. 267–273
- Müller 1809** Müller, A. H. 1809 (Nachdruck 1922).
Die Elemente der Staatskunst.
Berlin.
- Müller 2013** Müller, R. 2013.
*Waldkalkung für vitale Wälder: Eine
Bestandsaufnahme mit Fakten und
Empfehlungen*.
Köln : Müller, R.,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
http://waldkalkung.com/fileadmin/user_upload/Naturkalk_Flyer_DINlang_130308_Ansicht.pdf
- Müller-Christ 2010** Müller-Christ, G. 2010.
*Nachhaltiges Management: Einführung in
Ressourcenorientierung und widersprüchliche
Managementrationalitäten*.
Baden-Baden : Nomos.
ISBN 978-3832953539
- Müller-Stewens et al. 2005** Müller-Stewens, G. & Lechner, C. 2005.
*Strategisches Management: Wie strategische
Initiativen zum Wandel führen*.
3. Aufl.

Stuttgart : Schäffer-Poeschel.
ISBN 978-3791024677

Nagel 1988

Nagel, K. 1988.
*Nutzen der Informationsverarbeitung:
Methoden zur Bewertung von strategischen
Wettbewerbsvorteilen,
Produktivitätsverbesserungen und
Kosteneinsparungen.*
München : Oldenbourg.
ISBN 978-3486206364

Narita et al. 2012

Narita, D., Rehdanz, K. & Tol, R. S. J. 2012.
Economic costs of ocean acidification: a look
into the impacts on global shellfish
production.
Climatic Change **113** (3), S. 1049–1063

Nas 1996

Nas, T. F. 1996.
Cost-Benefit Analysis: Theory and Application.
Thousand Oaks, USA : Sage Publications.
ISBN 978-0803971332

Nertinger 2015

Nertinger, S. 2015.
*Carbon and Material Flow Cost Accounting:
Ein integrierter Ansatz im Kontext
nachhaltigen Erfolgs und Wirtschaftens.*
Wiesbaden : Springer Gabler.
ISBN 978-3-658-08129-4

Neumayer 2003

Neumayer, E. 2003.
Weak versus strong sustainability: Exploring

the limits of two opposing paradigms.

2. Aufl.

Cheltenham, UK : Edward Elgar.

ISBN 1843764881

Newman et al. 2007

Newman, P. A., Daniel, J. S. & Waugh, D. W.
et al. 2007.

A new formulation of equivalent effective
stratospheric chlorine (EESC).

Atmospheric Chemistry and Physics **7**, S.
4537–4552.

Nicklisch 1972

Nicklisch, H. K. 1972.

Die Betriebswirtschaft.

Ruggell, Liechtenstein : Topos Ruggell.

ISBN 3289090647

Nollau 2004

Nollau, H. G. 2004.

*Geschäftsprozessoptimierung im Mittelstand:
(Economy and Labour).*

Lohmar : Josef Eul.

ISBN 978-3899362220

Nordhaus 1975

Nordhaus, W. D. 1975.

Can We Control Carbon Dioxide?

Laxenburg : IIASA.

Nordhaus 1977

Nordhaus, W. D. 1977.

Strategies for the control of carbon dioxide.

Cowles Foundation Discussion Papers **443**.

- Norton et al. 1997** Norton, B. G. & Toman, M. A. 1997.
Sustainability.
Land Economics **73** (4), S. 553–568
- Nyborg 1996** Nyborg, K. 1996.
Environmental Valuation, Cost Benefit Analysis and Policy Making: A Survey.
Oslo : Statistics Norway,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
https://www.ssb.no/a/histstat/doc/doc_199612.pdf
- OECD 2006** Organisation for Economic Co-Operation and Development. 2006.
Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent developments.
Paris, France : OECD Publications Service,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar:
<http://www.oecd.org/environment/tools-evaluation/36190261.pdf>
- OECD 2012** Organisation for Economic Co-Operation and Development. 2012.
OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction.
Paris, France : OECD Publications Service.
ISBN 978-92-64-12224-6,
- OECD 2016** Organisation for Economic Co-Operation and Development. 2016.

The economic consequences of outdoor air pollution, Policy Highlights.

Paris, France : OECD Publications Service,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/Policy-Highlights-Economic-consequences-of-outdoor-air-pollution-web.pdf>

Oertel et al. 2006

Oertel, D. & Grunwald, A. 2006.

Potenziale und Anwendungsperspektiven der Bionik, Vorstudie.

Berlin : TAB,

zuletzt geprüft am 23. September 2016.

Verfügbar:

<http://www.itas.kit.edu/pub/v/2006/oegr06a.pdf>

Ott et al. 2008

Ott, K. & Döring, R. 2008.

Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit.

2. Aufl.

Marburg : Metropolis.

ISBN 978-3-89518-695-0

Pareto 2007

Pareto, V. 2007.

Ausgewählte Schriften.

Berlin : Springer VS.

ISBN 978-3531150536

- Patterson 1996** M.G. Patterson. 1996.
What is energy efficiency?
Energy Policy (5), S. 377–390
- Pearce 1988** Pearce, D. W. 1988.
Economics, Equity and Sustainable
Development.
Futures **20** (6), S. 598–605
- Pearce et al. 2000** Pearce, D. W. & Howarth, A. 2000.
*Technical Report on Methodology: Cost
Benefit Analysis and Policy Responses.*
Bilthoven : RIVM,
zuletzt geprüft am 31. Januar 2016.
Verfügbar:
[http://ec.europa.eu/environment/enveco/pri
ority_study/pdf/methodology.pdf](http://ec.europa.eu/environment/enveco/priority_study/pdf/methodology.pdf)
- Petty 2011** Petty, W. 2011.
*A Treatise of Taxes and Contributions
Shewing the Nature and Measures of (Brace)
Crown-Lands, Assessments, Customs, Poll-
Moneys, Lotteries, Benevole.*
Ann Arbor, Michigan, USA : Eebo Editions,
Proquest.
Economic Writings; 1.
ISBN 1240945949
- Pfeffer et al. 2003** Pfeffer, J. & Salancik, G. R. 2003.
*The External Control of Organizations: A
Resource Dependence Perspective.*

Stanford, USA : Stanford University Press.
ISBN 978-0804747899

Pigou 1911

Pigou, A. C. 1911.
Wealth and welfare : Book on Demand.
ISBN 978-1275546516

Polanyi 1973

Polanyi, K. 1973.
*The Great Transformation: Politische und
ökonomische Ursprünge von Gesellschaften
und Wirtschaftssystemen.*
12. Aufl.
Berlin : Suhrkamp.
ISBN 978-3518278604

Popper 2007

Popper, K. 2007.
Logik der Forschung.
München : Oldenbourg.
ISBN 978-3050043685

Porhincák et al. 2011

Porhincák, M. & Eštoková, A. 2011.
Environmental Profile of Building Materials of
a Single Family House.
*Organisation, Technology and Management
in Construction - an international Journal* **3**
(2), S. 348–353

Porter 1986

Porter, M. E. 1986.
*Wettbewerbsvorteile (Competitive
Advantage): Spitzenleistungen erreichen und
behaupten.*

- Frankfurt/Main : Campus.
ISBN 978-3-593-33542-1
- Pretty et al. 2003** Pretty, J. N., Mason, C. F. & Nedwell, D. B. et al. 2003.
Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales.
Environmental Science & Technology **37** (2), S. 201–208.
- Pugh et al. 2007** Pugh, D. S. & Hickson, D. J. 2007.
Writers on Organizations.
6. Aufl.
London, UK : Penguin.
ISBN 978-0141029924
- Rappaport 1986** Rappaport, A. 1986.
Creating Shareholder Value: The New Standard for Business Performance.
New York : The Free Press.
ISBN 978-0029257203
- Rappaport 1998** Rappaport, A. 1998.
Shareholder Value: Ein Handbuch für Manager und Investoren.
2. Aufl.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel.
ISBN 978-3791013749
- Rauschenberger 2002** Rauschenberger, R. 2002.
Nachhaltiger Shareholder Value.

Zürich : Haupt.

ISBN 978-3258064451

Ravishankara et al. 2009

Ravishankara, A. R., Daniel, J. S. & Portmann, R. W. 2009.

Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century.

Science **326** (5949), S. 123–125

Reese 1999

Reese, J. 1999.

Produktion.

In: Corsten, H. & Reiß, M. (Hrsg.):

Betriebswirtschaftslehre.

3. Aufl.

München : R.Oldenburger Verlag, S. 723–808.

ISBN 3-486-25066-3

Reichwald et al. 2009

Reichwald, R. & Piller, F. 2009.

Interaktive Wertschöpfung: Open Innovation, Individualisierung und neue Formen der Arbeitsteilung.

2. Aufl.

Wiesbaden : Gabler.

ISBN 978-3-8349-0972-5

Rentz 1979

Rentz, O. 1979.

Techno-Ökonomie betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen.

Technological economics **4** (4)

- Rheinländer 2011** Rheinländer, K. 2011.
Vertrauen im betrieblichen Nachhaltigkeitsmanagement: Verhaltenstheoretische Betrachtung von Vertrauen als ökonomierelevante Kategorie.
Hamburg : Verlag Dr. Kovač.
ISBN 978-3830070641
- Ricardo 2006** Ricardo, D. 2006.
Über die Grundsätze der Politischen Ökonomie und der Besteuerung: Vollständige deutsche Fassung der englischen Standardausgabe einschließlich der Einführung und editorischen Anmerkungen Piero Sraffas.
2. Aufl. : Metropolis.
ISBN 389518540X
- Riebel 1994** Riebel, P. 1994.
Einzelkosten- und Deckungsbeitragsrechnung: Grundfragen einer markt- und entscheidungsorientierten Unternehmensrechnung.
7. Aufl.
Wiesbaden : Gabler.
ISBN 978-3409260954
- Rockström et al. 2009a** Rockström, J., Steffen, W. & Noone, K. et al. 2009.
A safe operating space for humanity, *Feature* **461**, S. 472–475.

- Rockström et al. 2009b** Rockström, J., Steffen, W. & Noone, K. et al. 2009.
Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity.
Ecology and Society **14** (2).
- Rogall 2008** Rogall, H. 2008.
Ökologische Ökonomie: Eine Einführung.
2. Aufl.
Wiesbaden : VS Verlag für Sozialwissenschaften.
ISBN 978-3531160580
- Roth 1992** Roth, U. 1992.
Umweltkostenrechnung: Grundlagen und Konzeption aus betriebswirtschaftlicher Sicht.
Wiesbaden : Deutscher Universitäts-Verlag.
DUV: Wirtschaftswissenschaften.
ISBN 3824400944
- Sabine et al. 2004** Sabine, C. L., Feely, R. A. & Gruber, N. et al. 2004.
The Oceanic Sink for Anthropogenic CO.
Science **305**, S. 367–371
- Sachs 1993** Sachs, W. 1993.
Die vier E's: Merkposten für einen maßvollen Wirtschaftsstil.
Politische Ökologie (33), S. 69–72
- Samuelson 1937** Samuelson, P. A. 1937.
A Note on Measurement of Utility.

The Review of Economic Studies **2** (4), S.
155–161.

Schäfer 1951

Schäfer, E. 1951.
Vom Mehrwert zur Wertschöpfung.
Zeitschrift für Betriebswirtschaft (ZfB) **21**, S.
449–459

Schaltegger et al. 1999

Schaltegger, S. & Sturm, A. 1999.
*Ökologieorientierte Entscheidungen in
Unternehmen: Ökologisches
Rechnungswesen statt Ökobilanzierung:
Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte.*
3. Aufl.
Bern : Haupt.
ISBN 978-3258050393.

Schaltegger et al. 2000

Schaltegger, S. & Sturm, A. 2000.
*Öko-Effizienz durch Öko-Controlling: Zur
praktischen Umsetzung von EMAS und ISO
14001.*
Stuttgart : Schäffer-Poeschel Verlag.
ISBN 3791009923

Schaltegger et al. 2003

Schaltegger, S., Kleiber, O. & Müller, J. 2003.
Die Werkzeuge des
Nachhaltigkeitsmanagements.
In: Linne, G. & Schwarz, M. (Hrsg.):
Handbuch Nachhaltige Entwicklung.
Wiesbaden : leske+budrich, S. 332–341.
ISBN 978-3810037589

- Schaltegger et al. 2008** Schaltegger, S., Bennett, M. & Burritt, R. L. et al. 2008.
Environmental Management Accounting (EMA) as a Support for Cleaner Production.
In: Schaltegger, S., Bennett, M., & Burritt, R. L. et al. (Hrsg.): *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*.
Berlin : Springer Sciences and Business Media, LLC, S. 3–26.
ISBN 978-1402089121
- Scheck 2009** Scheck, F. 2009.
Theoretische Physik 1: Mechanik.
Berlin : Springer.
ISBN 978-3540713777
- Schenk et al. 2014** Schenk, M., Wirth, S. & Müller, E. 2014.
Fabrikplanung und Fabrikbetrieb: Methoden für die wandlungsfähige, vernetzte und ressourceneffiziente Fabrik.
2. Aufl.
Berlin : Springer Vieweg.
ISBN 978-3642054587
- Schmidt 2010** Schmidt, F. 2010.
Die neuen Goldmarkbilanzen und die Goldmarkbuchführung.
In: Fandel, G. (Hrsg.): *ZfB Special Issue 6/2010*.
Wiesbaden : Gabler, S. 5–38.
ISBN 978-3834920003

- Schneeweiß 2002** Schneeweiß, C. 2002.
Einführung in die Produktionswirtschaft.
8. Aufl.
Berlin : Springer.
ISBN 3540431926
- Schneidewind et al. 2011** Schneidewind, U. & Palzkill, A. 2011.
Suffizienz als Business Case: Nachhaltiges Ressourcenmanagement als Gegenstand einer transdisziplinären Betriebswirtschaftslehre. In: Wuppertal-Institut (Hrsg.): Impulse zur Wachstumswende.
Wuppertal : Wuppertal-Institut, 2011.
- Schreiner 1992** Schreiner, M. 1992.
Auswirkungen einer umweltorientierten Unternehmensführung auf die Kosten- und Leistungsrechnung.
In: Männel, W. (Hrsg.): *Handbuch Kostenrechnung.*
Wiesbaden : Gabler, S. 941–955.
ISBN 978-3409199360
- Schreiner 1996** Schreiner, M. 1996.
Umweltmanagement in 22 Lektionen.
4. Aufl.
Wiesbaden : Gabler Verlag.
ISBN 3409433465

Schröder 1991

Schröder, M. 1991.
*Die volkswirtschaftlichen Kosten von
Umweltpolitik: Kosten-Wirksamkeitsanalysen
mit einem Angewandten
Gleichgewichtsmodell: (Umwelt und
Ökonomie).*
Heidelberg : Physica.
ISBN 978-3790805352

Schrödinger 1935

Schrödinger, E. 1935.
Die gegenwärtige Situation in der
Quantenmechanik.
Die Naturwissenschaften **23** (48), S. 807–849

Schuh 1988

Schuh, G. 1988.
*Gestaltung und Bewertung von
Produktionsvarianten: Ein Beitrag zur
systematischen Planung von Serienprodukten.*
Aachen, Dissertation

Schuh 2011

Schuh, G. 2011.
Der Ordnungsrahmen Produktion und
Management.
In: Schuh, G. & Klappert, S. (Hrsg.):
Technologiemanagement.
Berlin : Springer, S. 1–4.
ISBN 978-3642125294

Schumpeter 2007

Schumpeter, J. A. 2007.
Geschichte der ökonomischen Analyse.
2 Bände.

Neuaufgabe : Vandenhoeck & Ruprecht.
ISBN 3525105266

Schütz et al. 2008

Schütz, H. & Bringezu, S. 2008.
*Ressourcenverbrauch von Deutschland -
aktuelle Kennzahlen und
Begriffsbestimmungen: Erstellung eines
Glossars zum "Ressourcenbegriff" und
Berechnung von fehlenden Kennzahlen des
Ressourcenverbrauchs für die weitere
politische Analyse.*

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3426.pdf>

Schwarze 2009

Schwarze, C. 2009.
*Gestaltung nachhaltiger
Unternehmensprozesse.*

Hamburg : Verlag Dr. Kovač.

ISBN 978-3830045908

Schweitzer et al. 1991

Schweitzer, M. & Küpper, H.-U. 1991.
Systeme der Kostenrechnung.

5. Aufl.

Landsberg/Lech : Moderne Industrie.

ISBN 3-478-39145-8

Schwoerbel et al. 2005

Schwoerbel, J. & Brendelberger, H. 2005.
Einführung in die Limnologie.

9. Aufl.

Heidelberg : Spektrum Akademischer Verlag.
ISBN 978-3827414984

Sen 2000

Sen, A. K. 2000.
The discipline of cost-benefit analysis.
Journal of Legal Studies **29** (2), S. 931–952.

Siebert 1982

Siebert, H. 1982.
Ökonomische Theorie natürlicher Ressourcen.
Tübingen : Mohr Siebeck.
ISBN 978-3163452527

Smith 2010

Smith, A. 2010.
Theorie der ethischen Gefühle.
Hamburg : Meiner.
ISBN 3787319360

Smith 2013

Smith, A. 2013.
Der Wohlstand der Nationen.
Köln : Anaconda Verlag.
ISBN 3730600184

Socolow et al. 1994

Socolow, R., Andrews, C. & Berkhout, F. et al.
1994.
Industrial Ecology and Global Change.
Cambridge, UK : Cambridge University Press.
ISBN 0521471974

Söllner 1997

Söllner, F. 1997.
Die Divergenz zwischen Zahlungs- und
Akzeptanzbereitschaft bei der Bewertung von
Umweltgütern.
Konjunkturpolitik **43**, S. 43–81

- Sommer et al. 1999** Sommer, H., Seethaler, R. & Chanel, O. et al. 1999.
Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution: An impact assessment project of Austria, France and Switzerland.
Bern, Switzerland : UVEK, ETEC,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.
Verfügbar:
http://www.ecoplan.ch/download/ges2_ber_e_n.pdf
- Sorrell et al. 2008** Sorrell, S. & Dimitropoulos, J. 2008.
The rebound effect.
Ecological Economics **65**, S. 636–649
- Sraffa 2014** Sraffa, P. 2014.
Warenproduktion mittels Waren: Einleitung zu einer Kritik der ökonomischen Theorie,
Nachworte von Bertram Schefold.
2. Aufl.
Marburg : Metropolis.
ISBN 978-3-7316-1065-6
- Stachowiak 1973** Stachowiak, H. 1973.
Allgemeine Modelltheorie.
Berlin : Springer.
ISBN 978-3211811061
- StBA 2010** Statistisches Bundesamt. 2010.
Gesundheit: Krankheitskosten.
Wiesbaden : Statistisches Bundesamt,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Gesundheit/Krankheitskosten/Krankheitskosten2120720089004.pdf?__blob=publicationFile

StBA 2014

Statistisches Bundesamt. 2014.

Umweltnutzung und Wirtschaft - Tabellen zu den Umweltökonomischen

Gesamtrechnungen: Teil 1:

Gesamtwirtschaftliche Übersichtstabellen, Wirtschaftliche Bezugswahlen.

Wiesbaden : Statistisches Bundesamt, zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Querschnitt/UmweltnutzungundWirtschaftTabellenband.html>

StBA 2015

Statistisches Bundesamt. 2017.

Rohstoffproduktivität.

Wiesbaden : Statistisches Bundesamt, zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Glossar/Rohstoffproduktivitaet.html>

StBA 2016a

Statistisches Bundesamt. 2016.

Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen:

Inlandsproduktsberechnung: Lange Reihen ab 1970.

Wiesbaden : Statistisches Bundesamt,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.

Verfügbar:

https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/Inlandsprodukt/InlandsproduktsberechnungLangeReihenPDF_2180150.pdf?__blob=publicationFile

StBA 2016b

Statistisches Bundesamt. 2016.

Preise: Verbraucherpreisindizes für

Deutschland: Lange Reihen ab 1948.

Wiesbaden : Statistisches Bundesamt,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.

Verfügbar:

https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Preise/Verbraucherpreise/VerbraucherpreisindexLangeReihenPDF_5611103.pdf?__blob=publicationFile

StBA 2016c

Statistisches Bundesamt. 2016.

Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen:

*Inlandsproduktberechnung: Detaillierte
Jahresergebnisse, Fachserie 18 Reihe 1.4.*

Wiesbaden : Statistisches Bundesamt,
zuletzt geprüft am 10. März 2017.

Verfügbar:

<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/Inlandsprodukt/InlandsproduktsberechnungVorlaeufig.html>

Steger 2010

Steger, J. 2010.

Kosten- und Leistungsrechnung: Einführung in das betriebliche Rechnungswesen, Grundlagen der Vollkosten-, Teilkosten-, Plankosten- und Prozesskostenrechnung.

2. Aufl.

München : Oldenbourg.

ISBN 978-3486596724

Steimle 2008

Steimle, U. 2008.

Ressourcenabhängigkeit und Nachhaltigkeitsorientierung von Unternehmen.

Marburg : Metropolis.

ISBN 978-3895186493

Steinmann et al. 2005

Steinmann, H. & Schreyögg, G. 2005.

Management. Grundlagen der Unternehmensführung: Konzepte - Funktionen - Fallstudien.

6. Aufl.

Wiesbaden : Gabler.

ISBN 978-3409633123

Steven 1994

Steven, M. 1994.

Produktion und Umweltschutz: Ansatzpunkte

*für die Integration von
Umweltschutzmaßnahmen in die
Produktionstheorie.*

Wiesbaden : Gabler.

Beiträge zur betriebswirtschaftlichen
Forschung; 71.

ISBN 978-3409137676

Stirnberg 1999

Stirnberg, S. 1999.

*Die Berücksichtigung der natürlichen Umwelt
in Produktionsfaktorsystemen.*

Bochum, Diplomarbeit

Strobel et al. 2001

Strobel, M. & Loew, T. 2001.

Stoff- und energieflussorientierte
Kostenrechnung.

In: Bundesumweltministerium &
Umweltbundesamt (Hrsg.): *Handbuch
Umweltcontrolling.*

2. Aufl.

München : Vahlen, S. 523–536.

ISBN 978-3800625369

Stürznickel et al. 2012

Stürznickel, B., Letmathe, P. & Kunsleben, A.
2012.

Ressourcenkostenrechnung – Konzeption und
Anwendungen.

In: Tschandl, M. & Posch, A. (Hrsg.):

Integriertes Umweltcontrolling.

2. Aufl.

Wiesbaden : Gabler, S. 163–178.
ISBN 978-3834930316

Suchanek 2000

Suchanek, A. 2000.
*Normative Umweltökonomik: Zur Herleitung
von Prinzipien rationaler Umweltpolitik.*
Tübingen : Mohr Siebeck.
ISBN 3161472845

Suchanek 2004

Suchanek, A. 2004.
*Überlegungen zu einer
interaktionsökonomischen Theorie der
Nachhaltigkeit.*
Wittenberg : Universität Halle-Wittenberg.
ISBN 3-86010-736-4.

Suh et al. 2005

Suh, S. & Huppel, G. 2005.
Methods for Life Cycle Inventory of a
product.
Journal of Cleaner Production **13** (7), S. 687–
697

Taghizadegan 2010

Taghizadegan, R. 2010.
Cradle-to-cradle – die nächste Sau, die man
durch das globale Dorf treibt?
wirks Magazin für Zukunftskompetenz (1), S.
21–26.

The World Bank 2015

The World Bank. 2015.
Gross domestic product 2014.
Washington D.C., USA : World Bank,
zuletzt geprüft am 29. September 2015.

Verfügbar:

<http://databank.worldbank.org/data/download/GDP.pdf>

The World Bank 2016

The World Bank. 2016.

*Health expenditure per capita (current US\$):
World.*

Washington, D.C. : The World Bank,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar:

<http://data.worldbank.org/indicator/SH.XPD.PCAP>

The World Bank 2016

The World Bank. 2016.

GDP (current US\$).

Washington D.C., USA : The World Bank,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.

Verfügbar:

<http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD>

The World Bank 2016

The World Bank. 2016.

Inflation, consumer prices (annual %).

Washington D.C., USA : The World Bank,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.

Verfügbar:

<http://data.worldbank.org/indicator/FP.CPI.TL.ZG?end=2015&start=1992>

Thomas et al. 2015

Thomas, J. M. & Wise, S. H. 2015.

*2016 Global Health Care Outlook:
Reconciling Rapid Growth & Cost*

Consciousness.

Washington D.C., USA,

zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

https://www.carlyle.com/sites/default/files/market-commentary/october_2015_-_global_health_care_investment_outlook.pdf

Thünen 1990

Thünen, J. H. von. 1990.

Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie.

5. Aufl.

Amsterdam, Niederlande : Scientia.

ISBN 3511092183

Töpfer 2010

Töpfer, A. 2010.

Erfolgreich Forschen: Ein Leitfaden für Bachelor-, Master-Studierende und Doktoranden.

2. Aufl.

Heidelberg : Springer.

ISBN 978-3642139017

UBA 2009

Umweltbundesamt. 2009.

Feinstaubbelastung in Deutschland.

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,

zuletzt geprüft am 13. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3565.pdf>

UBA 2012

Umweltbundesamt. 2012.

*Ökonomische Bewertung von
Umweltschäden: Methodenkonvention 2.0
zur Schätzung von Umweltkosten.*

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/uba_methodenkonvention_2.0_-_2012_gesamt.pdf

UBA 2015

Umweltbundesamt. 2015.

Nähr- und Schadstoffe.

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe#textpart-1+>

UBA 2016

Umweltbundesamt. 2016.

*Emission von Feinstaub der Partikelgröße
PM10.*

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar:

<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/emission-von-feinstaub-der-partikelgroesse-pm10>

UBA 2016

Umweltbundesamt. 2016.

Ammoniak-Emissionen.

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen#textpart-1>

UBA 2016

Umweltbundesamt. 2016.

Stickstoffoxid-Emissionen.

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.

Verfügbar:

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffoxid-emissionen#textpart-1>

UBA 2016

Umweltbundesamt. 2016.

Emission von Feinstaub der Partikelgröße PM_{2,5}.

Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar:

<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/emission-von-feinstaub-der-partikelgroesse-pm25>

- UBA 2016** Umweltbundesamt. 2016.
Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme.
Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 10. Februar 2017.
Verfügbar:
www.probas.umweltbundesamt.de
- UBA 2016** Umweltbundesamt. 2016.
Schwefeldioxid-Emissionen.
Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017
Verfügbar:
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/schwefeldioxid-emissionen#textpart-1>
- Ulrich 1970** Ulrich, H. 1970.
Die Unternehmung als produktives soziales System.
2. Aufl.
Bern : Haupt.
- Ulrich 2008** Ulrich, P. 2008.
Integrative Wirtschaftsethik: Grundlagen einer lebensdienlichen Ökonomie.
4. Aufl.
Bern : Haupt.
ISBN 978-3258072616

- Ulrich 2010** Ulrich, P. 2010.
Zivilisierte Marktwirtschaft: Eine wirtschaftsethische Orientierung.
2. Aufl.
Bern : Haupt.
ISBN 978-3258076041
- Ulrich et al. 1976a** Ulrich, P. & Hill, W. 1976.
Wissenschaftstheoretische Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre - Teil I.
Wirtschaftswissenschaftliches Studium - Zeitschrift für Ausbildung und Hochschulkontakt **5** (7), S. 304–309
- Ulrich et al. 1976b** Ulrich, P. & Hill, W. 1976.
Wissenschaftstheoretische Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre - Teil II.
Wirtschaftswissenschaftliches Studium - Zeitschrift für Ausbildung und Hochschulkontakt **5** (8), S. 345–350
- UN 2015** United Nations. 2015.
World Population Prospects: The 2015 Revision.
New York, USA : United Nations,
zuletzt geprüft am 15. Januar 2017.
Verfügbar:
<https://esa.un.org/unpd/wpp/Download/Standard/Population/>
- UNEP 1998** United Nations Environment Programme (UNEP). 1998.

*Environmental effects of ozone depletion:
1998 Assessment.*

Nairobi, Kenya.

ISBN 92-807-1724-3.

UNEP Ozone Secretariat 2015 Ozone Secretariat of the United Nations Environment Programme. 2015.
Data Access Centre.
Nairobi, Kenya : Ozone Secretariat of the United Nations Environment Programme, zuletzt geprüft am 1. März 2017.
Verfügbar: <http://ozone.unep.org/en/data-reporting/data-centre>

UNESCO 2012 United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2012.
International coordination to address ocean acidification: Natural Sciences - Intergovernmental Oceanographic Commission.
Paris, France : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/ioc-oceans/single-view-oceans/news/international_coordination_to_address_ocean_acidification/

US BoM et al. 1976 United States Bureau of Mines & U.S. Geological Survey. 1976.

*Principles of the Mineral Resource
Classification System of the U.S. Bureau of
Mines and U.S. Geological Survey: Geological
Survey Bulletin 1450-A.*

Washington D.C., USA,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

<http://pubs.usgs.gov/bul/1450a/report.pdf>

US BoM et al. 1980

United States Bureau of Mines & United
States Geological Survey. 1980.

*Principles of a Resource/Reserve Classification
For Minerals Geological Survey: Geological
Survey Circular 831.*

Washington D.C., USA,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

[http://pubs.usgs.gov/circ/1980/0831/report.p
df](http://pubs.usgs.gov/circ/1980/0831/report.pdf)

US EPA 1974

United States Environmental Protection
Agency. 1974.

*Resource and Environmental Profile Analysis
of nine beverage container alternatives :*

United States Environmental Protection
Agency

US EPA 1996

United States Environmental Protection
Agency. 1996.

Full Cost Accounting for Decision Making at

Ontario Hydro.

Washington D.C., USA

US EPA 2016

United States Environmental Protection Agency. 2016.

Ozone-Depleting Substances : United States Environmental Protection Agency,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar: <https://www.epa.gov/ozone-layer-protection/ozone-depleting-substances>

Vahs et al. 2012

Vahs, D. & Schäfer-Kunz, J. 2012.

Einführung in die Betriebswirtschaftslehre.
6. Aufl.

Stuttgart : Schäffer-Poeschel.

ISBN 978-3791029320

VDI 2016

Verband Deutscher Ingenieure. 2016.

Ressourceneffizienz - Methodische Grundlagen, Prinzipien und Strategien.
Düsseldorf

Vincent 2007

Vincent, J. H. 2007.

Aerosol Sampling: Science, Standards, Instrumentation and Applications.

New Jersey, USA : Wiley.

ISBN 978-0-470-02725-7

VN 1992

Vereinte Nationen. 1992.

AGENDA 21: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung Rio de Janeiro, Juni 1992.

Rio de Janeiro : Vereinte Nationen,
zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar:

http://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/agenda_21.pdf

Vogtländer et al. 2000

Vogtländer, J. G. & Bijma, A. 2000.
The 'Virtual Pollution Prevention Costs '99'.
International Journal of Life Cycle Assessment
5 (2), S. 113–124

Vogtländer et al. 2001

Vogtländer, J. G., Brezet, H. C. & Hendriks, C. F. 2001.
The Virtual Eco-Costs '99.
International Journal of Life Cycle Assessment
6 (3), S. 157–166

Vormbaum 1967

Vormbaum, H. 1967.
Die Produktionsfunktion in
betriebswirtschaftlicher Sicht.
Industrielle Produktion, S. 53–63

Wagner et al. 1999

Wagner, B. & Strobel, M. 1999.
Flusskostenrechnung als Instrument des
Materialflussmanagements.
UmweltWirtschaftsForum (4)

Walras 2003

Walras, L. 2003.
*Elements of Pure Economics: Or the Theory of
Social Wealth*.
New York : Routledge Chapman & Hall.
ISBN 978-0415313407

- Weber 1980** Weber, H. K. 1980.
Wertschöpfungsrechnung.
Stuttgart : Schäffer-Poeschel.
Sammlung Poeschel; 87.
ISBN 978-3791091068
- Wengert et al. 2013** Wengert, H. & Schittenhelm, F. A. 2013.
Corporate Risk Management.
Berlin : Springer.
ISBN 978-3642366888
- Wenke 1987** Wenke, K.-G. 1987.
*Theorie der Wertschöpfung und der
Wertschöpfungsrechnung*.
Mainz, Dissertation
- Wernerfelt 1984** Wernerfelt, B. 1984.
A Resource-Based View of the Firm.
Strategic Management Journal **5** (2), S. 171–
180.
- Westermann 2012** Westermann, G. 2012.
*Kosten-Nutzen-Analyse: Einführung und
Fallstudien*.
Berlin : Erich Schmidt.
ISBN 978-3503138142
- Westkämper 2006** Westkämper, E. 2006.
*Einführung In Die Organisation Der
Produktion*.
Berlin : Springer.
ISBN 3540260390

- WHO 2004** World Health Organization. 2004.
Estimated DALYs per 100,000 population by cause, and Member State 2002, Table 4.
Geneva, Switzerland : World Health Organization,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
<http://www.who.int/entity/healthinfo/statistics/bodgbdeathdalyestimates.xls>
- Wicke 1993** Wicke, L. 1993.
Umweltökonomie: Eine praxisorientierte Einführung.
4. Aufl.
München : Vahlen.
ISBN 978-3800617203
- Wicke et al. 1992** Wicke, L., Haasis, H.-D. & Schafhausen, F. 1992.
Betriebliche Umweltökonomie.
München : Vahlen.
ISBN 978-3800613571
- Wiendahl 2010** Wiendahl, H.-P. 2010.
Betriebsorganisation für Ingenieure.
7. Aufl.
München : Hanser.
ISBN 978-3-446-41878-3
- Wiendahl et al. 2009** Wiendahl, H.-P., Reichardt, J. & Nyhuis, P. 2009.
Handbuch Fabrikplanung: Konzept,

*Gestaltung und Umsetzung
wandlungsfähiger Produktionsstätten.*

München : Hanser.

ISBN 978-3446224773

Wieser et al. 2014

Wieser, S., Tomonaga, Y. & Riguzzi, M. et al.
2014.

Die Kosten der nichtübertragbaren

Krankheiten in der Schweiz: Schlussbericht,

Im Auftrag des Bundesamts für Gesundheit.

Winterthur, Schweiz : ZHAW,

zuletzt geprüft am 15. Februar 2017.

Verfügbar: [http://www.npg-](http://www.npg-rsp.ch/fileadmin/npg-rsp/Themen/BAG_2014_Kosten_NCD.pdf)

[rsp.ch/fileadmin/npg-](http://www.npg-rsp.ch/fileadmin/npg-rsp/Themen/BAG_2014_Kosten_NCD.pdf)

[rsp/Themen/BAG_2014_Kosten_NCD.pdf](http://www.npg-rsp.ch/fileadmin/npg-rsp/Themen/BAG_2014_Kosten_NCD.pdf)

Wild 1970

Wild, J. 1970.

Input-, Output-, und Prozessanalyse von
Informationssystemen, in:.

Zeitschrift für betriebswirtschaftliche

Forschung (zfbf) 22, S. 50–72

Wilhelm 1999

Wilhelm, J. 1999.

Ökologische und ökonomische Bewertung

von Agrarumweltprogrammen: Delphi-Studie,

Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Nutzen-

Kosten-Betrachtung.

Bern : Peter Lang.

ISBN 978-3631355930

William Fogel et al. 2013

Fogel, R. W. & Engerman, S. L. 2013.

Time on the Cross: The Economics of

American Slavery.

Wiederauflage.

New York : W. W. Norton & Company.

ISBN 0393312186

Wittmann 1956

Wittmann, W. 1956.

Der Wertbegriff in der Betriebswirtschaft.

Opladen : Westdeutscher Verlag.

Beiträge zur betriebswirtschaftlichen
Forschung; 2

Wittmann 1977

Wittmann, W. 1977.

Betriebswirtschaftslehre.

*Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaft
(HdWW) 1, S. 584–609*

WMO 2014

World Meteorological Organization. 2014.

*Scientific Assessment of Ozone Depletion:
2014: Pursuant to Article 6 of the Montreal
Protocol on Substances that Deplete the
Ozone Layer.*

Geneva, Switzerland.

ISBN 978-9966-076-01-4,

Wöhe et al. 2010

Wöhe, G. & Döring, U. 2010.

*Einführung in die Allgemeine
Betriebswirtschaftslehre.*

24 Aufl.

München : Vahlen.

ISBN 978-3800637959

- Wolter 2014** Wolter, R. 2014.
Nitrat im Grundwasser - Wo steht Deutschland ?
Wiesbaden,
zuletzt geprüft am 18. Februar 2017.
Verfügbar:
http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/hydrogeologie/Fortbildungs-_und_Vortragsveranstaltungen/Grundwassertag2014/Nitrat_im_Grundwasser_Wolter.pdf
- Womack et al. 2003** Womack, J. P. & Jones, D. T. 2003.
Lean Thinking: Banish Waste and Create Wealth in Your Corporation.
2. Aufl.
New York : Free Press.
ISBN 978-0743249270
- Womack et al. 2015** Womack, J. P. & Jones, D. T. 2015.
Lean Solutions: How Companies and Customers Can Create Value and Wealth Together : Free Press.
ISBN 978-0743277792
- Worch 1996** Worch, B. 1996.
Die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse im Umweltbereich.
Mainz : wds.
ISBN 978-3931713089
- Wuebbles 1981** Wuebbles, D. 1981.
The relative efficiency of a number of

halocarbons for destroying stratospheric ozone

Livermore, USA : Lawrence Livermore National Lab.

Wunderer et al. 2006

Wunderer, R. & Jaritz, A. 2006.

Unternehmerisches Personalcontrolling: Evaluation der Wertschöpfung für das Personalmanagement.

3. Aufl.

München : Hermann Luchterhand.

ISBN 978-3472063384

WWF 2014

World Wide Fund For Nature. 2014.

Living Planet Report 2014: Species and spaces, people and places.

Gland, Switzerland : WWF – World Wide Fund For Nature.

ISBN 978-2-940443-87-1

Yale 2016

Yale University. 2016.

Environmental Performance Index: Country Rankings.

New Haven, USA : Yale University,

zuletzt geprüft am 1. März 2017.

Verfügbar: <http://epi.yale.edu/country-rankings>

Zabel 2011

Zabel, H.-U. 2011.

Verhaltensmodellierung für Nachhaltigkeit unter besonderer Berücksichtigung empirischer Befunde.

Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht
34 (3), S. 339–358

Zabel 2011

Zabel, H.-U. 2011.
Nachhaltigkeitserfordernis Kreislaufwirtschaft
und die Technologiewahl als ein
Umsetzungsbeitrag.
In: Pinter, D. & Schubert, U. (Hrsg.):
*Wirtschaft – Gesellschaft – Natur : Festschrift
für Prof. Dr. Eberhard K. Seifert.*
Weimar : Metropolis, S. 393–418.
ISBN 978-3-89518-841-1

Zahn et al. 1996

Zahn, E. & Schmidt, U. 1996.
*Produktionswirtschaft - Band 1: Grundlagen
und operatives Produktionsmanagement.*
Stuttgart : UTB.
ISBN 978-3-8252-8126-7

Zalasiewicz et al. 2008

Zalasiewicz, J., Williams, M., Smith, A. & et al.
2008.
Are we now living in the Anthropocene?
GSA Today **18** (2), S. 4–8,

Zangemeister 2014

Zangemeister, C. 2014.
*Nutzwertanalyse in der Systemtechnik: Eine
Methodik zur multidimensionalen Bewertung
und Auswahl von Projektalternativen,*
Dissertation an der Technischen Universität
Berlin 1970.
5. Aufl.

Winnemark : Zangemeister & Partner.
ISBN 978-3923264001

Zelewski 1999

Zelewski, S. 1999.
Grundlagen.
In: Corsten, H. & Reiß, M. (Hrsg.):
Betriebswirtschaftslehre.
3. Aufl.
München : R. Oldenbourg Verlag, S. 1–126.
ISBN 3-486-25066-3

Zhu et al. 2016

Zhu, Z., Piao, S. & Myneni, R. B. et al. 2016.
Greening of the Earth and its drivers.
Nature Climate Change (6), S. 791–795

Zwehl 1980

Zwehl, W. von. 1980.
*Wirtschaftlichkeitsrechnung bei öffentlichen
Investitionen: Verfahren und Beispiel zur
Kosten-Nutzen-Analyse aus dem
Bibliotheksbereich*.
Wiesbaden : Gabler.
ISBN 978-3409326865

Anhang 1 – Ergänzungen zur entwickelten Methodik

Tab 35 Entscheidungsebenen und –momente der eco²-Value-Added-Rechnung

Festlegung des Untersuchungsobjekts	Objektebene	Gesamtsystem		Subsystem		
	Zeitpunktebene	Gesamter Lebenszyklus		Phase des Lebenszyklus		
	Zweckebene	Vergleich	Legitimation	Antizipation	Optimierung	
Spezifizierung des Untersuchungssystems	Fertigungsarten	Einzel-fertigung	Wieder-holfertigung	Variant-enfertigung	Serienfer-tigung	Massen-fertigung
	Fertigungsprinzip	Baustelle	Werkstatt	Fertigungszelle	Flexibles System	Fließprinzip
	Fertigungskonzept	Make-to-Stock	Assemble-to-Order	Make-to-Order	Engineer-to-Order	
	Prozessführung	Konsistent	Konvergierend	Divergierend	Reorganisierend	
	Bilanzgrenzen je Produktionsfaktor	Foundation-to-liquidation	Cradle-to-grave		Gate-to-gate	
Auswahl der Methoden	Interne Allokation	Divisionskalkulation	Zuschlagskalkulation		Kuppelkalkulation	
	Externe Datenquellen	Frei zugängliche Systeme	Kostenpflichtige Systeme		Supply Chain Aufklärung	
Spezifizierung des Zielsystems	Interner Produktionswert	Umsatz	Bestandsänderungen	Selbsterstellte Anlagen	Verwertbarer Abfall	Fremdkapitalzinsen
	Externer Produktionswert	Mengenmäßiger Nutzenbeitrag		Finanzieller Nutzenbeitrag		
Sozio-ökonomische Analyse	Externer Werteverzehr	Abmilderungskosten	Schadenskosten (Wesentlichkeit)		Opportunitätskosten (Wesentlichkeit)	
Mengenrechnung	Granularität	Gering	Mittel		Hoch	
	Erhebungsperspektiven	Input		Output		
Wirkungsrechnung	Externalitätsbedingung	Erfüllt		Nicht erfüllt		
Wertschöpfungsrechnung	Wertschöpfung	Produktionswert		Werteverzehr		
Auswertung	Indikatoren	Verlustkoeffizient	Dynamik	Wertschöpfungsdefizit	Resourcen-effizienz	Wertschöpfungsbeitrag

Anhang 2 – Grundlagen wahrgenommener Umweltproblemfelder

Das Konzept der Abbildung der Umweltwirkung in Wirkkategorien, wie es in der Ökobilanz praktiziert wird, hat sich flächendeckend durchgesetzt. Die vorliegende Arbeit greift im Rahmen der sozioökonomischen Analyse fünf dieser Umweltproblemfelder auf und kalkuliert den hierdurch entstehenden, von der Gesellschaft zu tragenden Werteverzehr. Aus diesem Grund fassen die nachfolgenden Abschnitte die elementaren Wirkzusammenhänge des Klimawandels, des stratosphärischen Ozonabbaus, der Versauerung, der Eutrophierung und der Luftverschmutzung zusammen.

(1) Klimaänderung

Der Begriff Klimaänderung bezieht sich auf den anthropogen verursachten Treibhauseffekt. Die Grundlage des heutigen Verständnisses dieses Phänomens liefern die Arbeiten von Fourier (Fourier 1824), Arrhenius (Arrhenius 1896, S. 237 ff) und Keeling (Keeling 1958, S. 322 ff). Während der natürliche Treibhauseffekt entscheidend für eine lebensfreundliche Durchschnittstemperatur ist, führt der anthropogene zu einer unbeabsichtigten globalen Temperaturerhöhung, die ab einer gewissen Schwelle eine Eigendynamik entwickelt und für die Menschheit zu unerwünschten Folgeerscheinungen in Form schwerer Klima- und Wetterphänomene führt. Entscheidend hierfür ist die elementare Zusammensetzung der Atmosphäre, die den Absorptionsgrad der von der Sonne abgegebenen Strahlung determiniert. Im Vergleich zu Stick- und Sauerstoff weisen die in Tab 36 in Anhang 3 aufgeführten Treibhausgase ein wesentlich schlechteres Absorptionsverhalten auf. Die durch menschliche Handlungen massenhaft freigesetzten Gase führen zu einem Anstieg der Durchschnittstemperatur der bodennahen Atmosphäre und der Meere. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) beziffert den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur zwischen 1880

und 2012 auf 0,85 °C (IPCC 2013, S. 5), von der mehr als 50% auf anthropogene Aktivitäten zurückzuführen sind. Bei Fortführung des aktuellen Trends ist mit einem Temperaturanstieg um bis zu 5,4 °C bis zum Jahr 2100 zu rechnen (IPCC 2013).

(2) Stratosphärischer Ozonabbau

Der stratosphärische Ozonabbau beschreibt die Ausdünnung der Ozonschicht. Dieses Phänomen tritt in erster Linie über der Antarktis auf. Eine verringerte Ozonschicht führt zu einem erhöhten Durchsatz an UV-B-Strahlung der Sonne. Für Lebewesen kann dies als Kanzinogen wirken. Hauptursache der Ausdünnung der Ozonschicht sind Chloratome aus Fluorchlorkohlenwasserstoffverbindungen (FCKW). Der Abbau dieser Moleküle dauert mehrere Jahrzehnte, da er in erster Linie durch die UV-C-Strahlung der Sonne angetrieben wird, die die Erdatmosphäre jedoch nur zu einem geringen Anteil erreicht (McKenzie et al. 2011, S. 182 ff). Das heutige Verständnis des Phänomens geht im Wesentlichen auf die Arbeiten von Molina et al. (Molina et al. 1974, S. 810–812) zurück. Das weltweit ratifizierte Montreal-Protokoll zum Verbot von FCKW, führte seit 1987 zu einer signifikanten Reduktion der anthropogenen Emissionen. Dennoch existiert die Problematik weiterhin, da weitere bislang im Montreal-Protokoll unbeachtete Substanzen (z.B. Distickstoffmonoxid) ein erhebliches Ozonabbau-potential aufweisen (Ravishankara et al. 2009, S. 123). Tab 37 in Anhang 3 fasst die wesentlichen ozonabbauenden Substanzen und ihre jeweiligen Konversationsfaktoren (Verhältnis zu einem Referenzstoff) zusammen.

(3) Luftverschmutzung

Der Begriff Luftverschmutzung beschreibt eine Veränderung der natürlichen Zusammensetzung der Luft durch die Anreicherung verschiedener artfremder Stoffe, z.B. Rauch, Staub, Gas und Aerosole. Da eine ganzheitliche Erfas-

sung sämtlicher Substanzen, die zu einer Verschmutzung der Luft führen, im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich ist und diverse Wirkungen bereits in anderen Kategorien betrachtet werden (u.a. Versauerung, Eutrophierung), wird hier ausschließlich der Feinstaub untersucht. Dabei orientiert sich der Autor am *National Air Quality-Standard for Particulate Matter* der US EPA, der heute maßgebenden Klassifizierung von Schwebstaub (Vincent 2007). Die Unterscheidung von Grob- und Feinstaub hängt von der Partikelgröße einzelner Bestandteile Schwebstaubs, der Summe aller festen Teile in der Luft, ab. Entscheidend für die Einteilung nach Partikeldurchmesser ist die Aufnahmefähigkeit der menschlichen Atemwege. Während Partikel mit einem sehr kleinen Durchmesser ($\leq 1 \mu m$) nahezu in Gänze aufgenommen werden, findet ab einer bestimmten Größe ($\geq 15 \mu m$) gar kein Eintrag statt. Entsprechend wird zwischen zwei Kategorien differenziert: [1] Dem *inhalierbaren Feinstaub* (PM_{10}) und [2] dem lungengängigen Feinstaub ($PM_{2,5}$). Partikel mit einer Größe von weniger als $0,1 \mu m$ werden zwar ferner als ultrafeiner Staub charakterisiert, finden in der vorliegenden Arbeit aber keine Berücksichtigung. Entscheidend für die Schädlichkeit für den Menschen ist allerdings nicht einzig der Partikeldurchmesser, sondern die Beschaffenheit und/oder Herkunft. Als Wirkindikator der Kategorie Luftverschmutzung wird in der vorliegenden Arbeit das in Kapitel 6 eingeführte $PM_{2,5}$ -Äquivalent genutzt.

(4) Eutrophierung

Die Eutrophierung beschreibt den Nährstoffeintrag in ein Ökosystem bzw. die Überschreitung eines als günstig erachteten Ernährungszustands. In der Folge wachsen Pflanzen und Algen stark und beschränken dadurch den Lebensraum anderer Arten. Es wird unterschieden zwischen natürlicher und anthropogener Eutrophierung (Schwoerbel et al. 2005). Da für die vorliegende Arbeit lediglich letztere von Interesse ist, soll ausschließlich dieser

kurz beschrieben werden. Verantwortlich für die Eutrophierung, die auch häufig mit der Nutrifizierung gleichgesetzt wird, sind in erster Linie die anthropogenen Einträge von Nitrat, Phosphor und Stickstoff. Tritt hier eine lokale Häufung auf, kann sich eine Störung des ökologischen Gleichgewichts einstellen, die eine Reduktion der Biodiversität nach sich zieht. Als für den Menschen gefährlich erweist sich in diesem Kontext insbesondere die Verschlechterung der Gewässerqualität. Tab 39 in Anhang 3 fasst die wesentlichen Substanzen und ihre jeweiligen Konversationsfaktoren (Verhältnis zu einem Referenzstoff) zusammen.

(5) Versauerung

Der Begriff Versauerung beschreibt einen abnehmenden pH-Wert des Bodens und der Meere. Gründe hierfür können natürlicher oder anthropogener Natur sein. Da für die vorliegende Arbeit lediglich letztere von Interesse sind, werden ausschließlich diese im Folgenden näher beschrieben. Die vom Menschen verursachte Bodenversauerung wird in erster Linie auf den Eintrag an Säure aus der Atmosphäre zurückgeführt. Dies geschieht durch Niederschlag mit einem pH-Wert unterhalb des natürlichen pH-Werts von Wasser (Jansen et al. 1987). Der natürliche pH-Wert ist determiniert durch den Gehalt an CO₂ in der Atmosphäre. In der Folge sinkt der pH-Wert des Bodens. Ebenso trägt die organische Düngung infolge von Nitrat-Immissionen erheblich zu der Bodenversauerung bei. Die anthropogen bewirkte Versauerung der Meere resultiert ebenfalls aus dem CO₂-Eintrag, das u.a. zu Salpetersäure reagiert. Über die vergangenen 200 Jahre fungierten die Meere als wesentliche Senke für die durch menschliche Aktivitäten verursachten CO₂-Emissionen. Ohne diese Senkefunktion läge die CO₂-Menge in der Atmosphäre um rund 55 ppm über dem derzeitigen Wert (Sabine et al. 2004, S. 370). Dieser verstärkte Eintrag führt zu einer Abnahme des mittleren pH-Werts der Meere gegenüber der vorindustriellen Zeit (Jacobson 2005, S. 1;

Kleypas et al. 2006, S. 3). Die Versauerung kann unterschiedlichste Folgeerscheinungen nach sich ziehen. Im Fall der landwirtschaftlich bestellten Böden können Erträge sinken, da viele Pflanzen einem gestiegenen pH-Wert gegenüber intolerant sind. Eine Zunahme der Bodenacidität kann zudem die Photosyntheserate von Pflanzen reduzieren, was wiederum verschiedene Auswirkungen auf die umliegenden Ökosysteme hat, z.B. Waldsterben. Tab 38 in Anhang 3 fasst die in diesem Kontext wesentlichen Substanzen und ihre jeweiligen Konversationsfaktoren (Verhältnis zu einem Referenzstoff) zusammen.

.

Anhang 3 – Charakterisierungsmodelle

Zur Darstellung der Wirkung einer Substanz auf ein Umweltproblemfeld wird in der vorliegenden Arbeit das Konzept der Äquivalenzfaktoren in Anlehnung an Heijungs (Heijungs 1992) und Guinée et al. (Guinée et al. 2001; Guinée et al. 2011) verwendet. Hierbei wird für die Kategorien Klimaänderung, stratosphärischer Ozonabbau, Versauerung und Eutrophierung auf in der Literatur existierende Charakterisierungsmodelle zurückgegriffen.

(1) Klimaänderung

Als Äquivalenzfaktor der Kategorie Klimawandel dient das Treibhausgaspotential (engl. Global Warming Potential, GWP). Der Wirkindikator ist demnach das CO₂e. Der verschiedenartige Beitrag anderer Treibhausgase zum Klimawandel hängt in erster Linie von ihrem Absorptionsverhalten, ihrer Konzentration, ihrer Molekülgeometrie und ihrer Verweildauer in der Atmosphäre ab. Um dies zu berücksichtigen, lehnt sich die vorliegende Arbeit an das 100 Jahre Charakterisierungsmodell (GWP100) des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2007) an. Tab 36 fasst die Stoffe und Substanzen und ihre jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach IPCC (IPCC 2007) zusammen.

Tab 36 CO₂-Äquivalente des GWP100 nach IPCC (IPCC 2007)

Name	Chem. Formel	GWP100
Kohlenstoffdioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	25
Distickstoffmonoxid	N ₂ O	298
CFC-11	CCl ₃ F	4,750
CFC-12	CCl ₂ F ₂	10,900
CFC-13	CClF ₃	14,400
CFC-113	CCl ₂ FCClF ₂	6,130
CFC-114	CClF ₂ CClF ₂	10,000
CFC-115	CClF ₂ CF ₃	7,370
Halon-1301	CBrF ₃	7,140

Name	Chem. Formel	GWP100
HFC-43-10mee	CF ₃ CHFCHFC F ₂ CF ₃	1,640
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22,800
Stickstofftrifluorid	NF ₃	17,200
PFC-14	CF ₄	7,390
PFC-116	C ₂ F ₆	12,200
PFC-218		8,830
PFC-318		10,300
PFC-3-1-10		8,860
PFC-4-1-12		9,160
PFC-5-1-14		9,300

Halon-1211	CBrClF_2	1,890	PFC-9-1-18		>7,500
Halon-2402	$\text{CBrF}_2\text{CBrF}_2$	1,640	trifluoromethyl sulphur pentafluoride		17,700
Tetrachlormethan	CCl_4	1,400	HFE-125		14,900
Methylbromid	CH_3Br	5	HFE-134		6,320
Methyl- chloroform	CH_3CCl_3	146	HFE-143a		756
HCFC-22	CHClF_2	1,810	HCFE-235da2		350
HCFC-123	CHCl_2CF_3	77	HFE-245cb2		708
HCFC-124	CHClFCF_3	609	HFE-245fa2		659
HCFC-141b	$\text{CH}_3\text{CCl}_2\text{F}$	725	HFE-254cb2		359
HCFC-142b	CH_3CClF_2	2,310	HFE-347mcc3		575
HCFC-225ca	$\text{CHCl}_2\text{CF}_2\text{CF}_3$	122	HFE-347pcf2		580
HCFC-225cb	$\text{CHClFCF}_2\text{CClF}_2$	595	HFE-356pcc3		110
HFC-23	CHF_3	14,800	HFE-449sl (HFE- 7100)		297
HFC-32	CH_2F_2	675	HFE-569sf2 (HFE- 7200)		59
HFC-125	CHF_2CF_3	3,500	HFE-43-10pccc124 (H-Galden 1040x)		1,870
HFC-134a	CH_2FCF_3	1,430	HFE-236ca12 (HG- 10)		2,800
HFC-143a	CH_3CF_3	4,470	HFE-338pcc13 (HG- 01)		1,500
HFC-152a	CH_3CHF_2	124	PFPME		10,300
HFC-227ea	$\text{CF}_3\text{CHFCF}_3$	3,220	Dimethylether		1
HFC-236fa	$\text{CF}_3\text{CH}_2\text{CF}_3$	9,810	Methylene chloride		8.7
HFC-245fa	$\text{CHF}_2\text{CH}_2\text{CF}_3$	1030	Methyl chloride		13
HFC-365mfc	$\text{CH}_3\text{CF}_2\text{CH}_2\text{CF}_3$	794			

(2) Stratosphärischer Ozonabbau

Als Äquivalenzfaktor der Kategorie stratosphärischer Ozonabbau dient das von Wuebbles (Wuebbles 1981) präsentierte Ozonabbaupotential (engl. Ozone-Depleting-Potential, ODP), das später eine der Grundlagen für das Montreal-Protokoll bildete. Der Wirkindikator ist demnach das R11e. Als Grundlage dient das ODP1 Charakterisierungsmodell der US EPA (US EPA 2016). Tab 37 fasst die Stoffe und Substanzen und ihre jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach US EPA (US EPA 2016) zusammen.

Tab 37 R11-Äquivalente nach US EPA (US EPA 2016)

Name	ODP1	Name	ODP1	Name	ODP1
CFC-11 (CCl3F) Trichlorofluoromethane	1	CH2FBr	0,73	C3H4F3Br	0.07-0.8
CFC-12 (CCl2F2) Dichlorodifluoromethane	1	C2HFBr4	0.3-0.8	C3H5FBr2	0.04-0.4
CFC-113 (C2F3Cl3) 1,1,2- Trichlorotrifluoroethane	0,8	C2HF2Br3	0.5-1.8	C3H5F2Br	0.07-0.8
CFC-114 (C2F4Cl2) Dichlorotetrafluoroethane	1	C2HF3Br2	0.4-1.6	HCFC-142b (C2H3F2Cl) Monochlorodifluoroethane	0.065
CFC-115 (C2F5Cl) Monochloropentafluoroethane	0,6	C2HF4Br	0.7-1.2	HCFC-221 (C3HFCl6) Hexachlorofluoropropane	0.015-0.07
Halon 1211 (CF2ClBr) Bromochlorodifluoromethane	3	C2H2FBr3	0.1 - 1.1	HCFC-222 (C3HF2Cl5) Pentachlorodifluoropropane	0.01-0.09
Halon 1301 (CF3Br) Bromotrifluoromethane	10	C2H2F2Br2	0.2 - 1.5	HCFC-223 (C3HF3Cl4) Tetrachlorotrifluoropropane	0.01-0.08
Halon 2402 (C2F4Br2) Dibromotetrafluoroethane	6	C2H2F3Br	0.7 - 1.6	HCFC-224 (C3HF4Cl3) Trichlorotetrafluoropropane	0.01-0.09
CFC-13 (CF3Cl) Chlorotrifluoromethane	1	C2H3FBr2	0.1 - 1.7	HCFC-225ca (C3HF5Cl2) Dichloropentafluoropropane	0.025
CFC-111 (C2FCl5) Pentachlorofluoroethane	1	C2H3F2Br	0.2 - 1.1	HCFC-225cb (C3HF5Cl2) Dichloropentafluoropropane	0.033
CFC-112 (C2F2Cl4) Tetrachlorodifluoroethane	1	C2H4FBr	0.07-0.1	HCFC-226 (C3HF6Cl) Monochlorohexafluoropropane	0.02 - 0.1
CFC-211 (C3FCl7) Heptachlorofluoropropane	1	C3HFBr6	0.3 - 1.5	HCFC-231 (C3H2FCl5) Pentachlorofluoropropane	0.05 - 0.09
CFC-212 (C3F2Cl6) Hexachlorodifluoropropane	1	C3HF2Br5	0.2 - 1.9	HCFC-232 (C3H2F2Cl4) Tetrachlorodifluoropropane	0.008 - 0.1
CFC-213 (C3F3Cl5) Pentachlorotrifluoropropane	1	C3HF3Br4	0.3 - 1.8	HCFC-233 (C3H2F3Cl3) Trichlorotrifluoropropane	0.007 - 0.23
CFC-214 (C3F4Cl4) Tetrachlorotetrafluoropropane	1	C3HF4Br3	0.5 - 2.2	HCFC-234 (C3H2F4Cl2) Dichlorotetrafluoropropane	0.01 - 0.28
CFC-215 (C3F5Cl3) Trichloropentafluoropropane	1	C3HF5Br2	0.9 - 2.0	HCFC-235 (C3H2F5Cl) Monochloropentafluoropropane	0.03 - 0.52
CFC-216 (C3F6Cl2) Dichlorohexafluoropropane	1	C3HF6Br	0.7 - 3.3	HCFC-241 (C3H3FCl4) Tetrachlorofluoropropane	0.004 - 0.09
CFC-217 (C3F7Cl) Chloroheptafluoropropane	1	C3H2FBr5	0.1 - 1.9	HCFC-242 (C3H3F2Cl3) Trichlorodifluoropropane	0.005 - 0.13
CCl4 Carbon tetrachloride	1,1	C3H2F2Br4	0.2 - 2.1	HCFC-243 (C3H3F3Cl2) Dichlorotrifluoropropane	0.007 - 0.12

Methyl Chloroform (C ₂ H ₃ Cl ₃) 1,1,1- trichloroethane	0,1	C ₃ H ₂ F ₃ Br ₃	0.2 - 5.6	HCFC-244 (C ₃ H ₃ F ₄ Cl) Monochlorotetrafluoropropa ne	0.009 - 0.14
Methyl Bromide (CH ₃ Br)	0,7	C ₃ H ₂ F ₄ Br ₂	0.3 - 7.5	HCFC-251 (C ₃ H ₄ FCl ₃) Monochlorotetrafluoropropa ne	0.001 - 0.01
CH ₂ Br ₂	1	C ₃ H ₂ F ₅ Br	0.9 - 1.4		
HBFC-12B1(CHF ₂ Br)	0,74	C ₃ H ₃ FBr ₄	0.08- 1.9		
HCFC-124 (C ₂ H ₂ F ₄ Cl) Monochlorotetrafluoroethan e	0.022	C ₃ H ₃ F ₂ Br ₃	0.1 - 3.1	HCFC-252 (C ₃ H ₄ F ₂ Cl ₂) Dichlorodifluoropropane	0.005 - 0.04
HCFC-131 (C ₂ H ₂ FCl ₃) Trichlorofluoroethane	0.007 -0.05	C ₃ H ₃ F ₃ Br ₂	0.1 - 2.5	HCFC-253 (C ₃ H ₄ F ₃ Cl) Monochlorotrifluoropropane	0.003 - 0.03
HCFC-132b (C ₂ H ₂ F ₂ Cl ₂) Dichlorodifluoroethane	0.008 - 0.05	C ₃ H ₃ F ₄ Br	0.3 - 4.4	HCFC-261 (C ₃ H ₅ FCl ₂) Dichlorofluoropropane	0.002 - 0.02
HCFC-133a (C ₂ H ₂ F ₃ Cl) Monochlorotrifluoroethane	0.02 - 0.06	C ₃ H ₄ FBr ₃	0.03- 0.3	HCFC-262 (C ₃ H ₅ F ₂ Cl) Monochlorodifluoropropane	0.002 - 0.02
HCFC-141b (C ₂ H ₃ FCl ₂) Dichlorofluoroethane	0,11	C ₃ H ₄ F ₂ Br ₂	0.1 - 1.0	HCFC-271 (C ₃ H ₆ FCl) Monochlorofluoropropane	0.001 - 0.03

(3) Versauerung

Als Äquivalenzfaktor der Kategorie Versauerung dient hier das Versauerungspotential (engl. Acidification Potential, AP). Der Wirkindikator ist demnach das SO₂e. Als Grundlage dient das Charakterisierungsmodell von Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009). Tab 38 fasst die Stoffe und Substanzen und ihre jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009) zusammen.

Tab 38 SO₂-Äquivalente nach Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009)

Name	Chem. Formel	AP
Salpetersäure	HNO ₃	0,51
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0,65
Stickstoffdioxid	NO ₂	0,70
Stickoxide	NO _x	0,70
Stickstofftrioxid	NO ₃	0,80

Chlorwasserstoffsäure	HCL	0,88
Phosphorsäure	H ₃ PO ₄	0,98
Schwefeldioxid	SO ₂	1,00
Stickstoffmonoxid	NO	1,07
Fluorwasserstoff	HF	1,60
Ammoniak	NH ₃	1,88

(4) Eutrophierung

Als Äquivalenzfaktor der Kategorie Eutrophierung dient hier das Eutrophierungspotential (engl. Eutrophication Potential, EP). Der Wirkindikator ist demnach das PO₄³⁻e. Als Grundlage dient das Charakterisierungsmodell von Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009). Tab 39 fasst die Stoffe und Substanzen und ihre jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. [2009] zusammen.

Tab 39 PO₄³⁻ - Äquivalente nach Heijungs (Heijungs 1992) sowie Klöpffer et al. (Klöpffer et al. 2009)

Name	Chem. Formel	EP
Chemischer Sauerstoffbedarf (COD)	O ₂	0,022
Nitrate (Wasser)	NO ₃ ⁻	0,1
Stickstoffdioxid	NO ₂	0,13
Stickoxide	NO _x	0,13
Stickstoffmonoxid	NO	0,20
Ammonium (Wasser)	NH ₄ ⁺	0,33
Stickstoff	N	0,42
Phosphate	PO ₄ ³⁻	1
Phosphor (Wasser)	P	3,06

Anhang 4 – Zusammenfassung der Modellierung der externen Beschaffungspreise

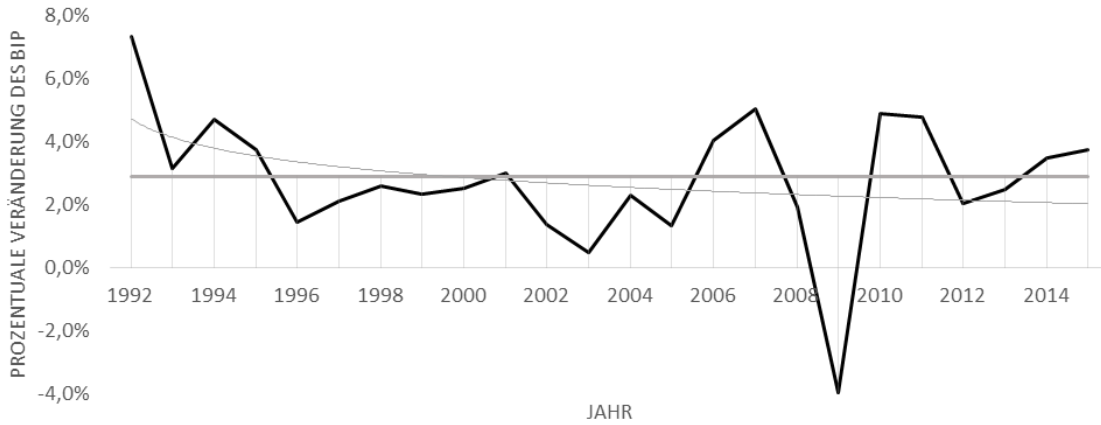


Abb. A4.1 Prozentuale Veränderung des deutschen BIP zwischen 1992 und 2015 nach StBA (StBA 2016a)

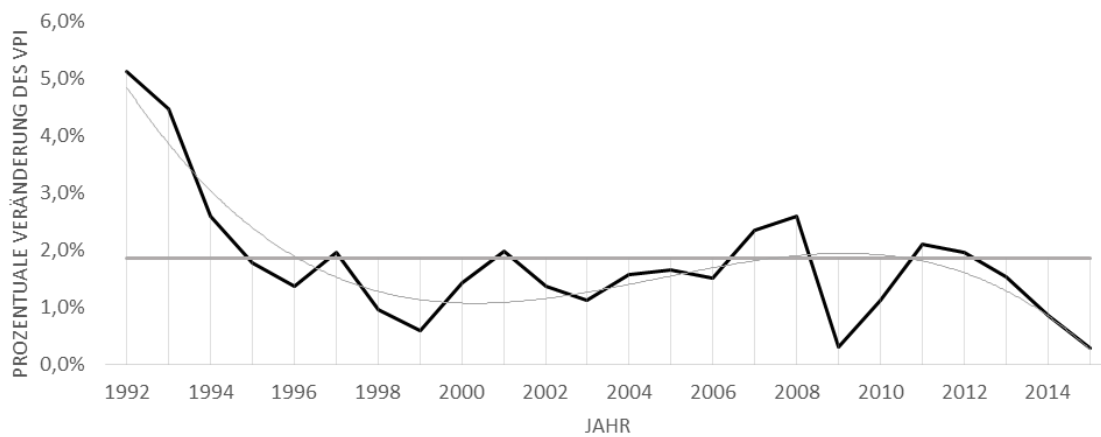


Abb. A4.2 Prozentuale Veränderung des deutschen VPI zwischen 1992 und 2015 nach StBA (StBA 2016b)

Tab 40 Basisdaten zur Herleitung der externen Beschaffungspreise

Basisdaten					
	<i>2014</i>	<i>2020</i>	<i>2030</i>	<i>2040</i>	<i>2050</i>
<i>BIP Welt (nominal) [Mrd. €]</i>	53,66	65,96	93,05	131,25	185,14
<i>BIP Welt (real) [Mrd. €]</i>	53,66	49,01	42,13	36,22	31,14
<i>BIP BRD (nominal) [Mrd. €]</i>	2923,93	3471,04	4619,69	6148,47	8183,15
<i>BIP BRD (real) [Mrd. €]</i>	2923,93	3103,81	3428,54	3787,24	4183,47
<i>Bevölkerung Welt [Tausend]</i>	7265786	7758157	8500766	9157234	9725148
<i>Bevölkerung BRD [Tausend]</i>	80646,262	80392,216	79294,142	77300,339	74512,858

Tab 41 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Abmilderung des Klimawandels

<i>Beschaffungspreis der Abmilderung des Klimawandels</i>							
		Referenzjahre					
	Einheit	2010	2014	2020	2030	2040	2050
Durchschnittlicher Kostensatz zur Erreichung des 2-Grad-Ziels	% des globalen BIP		2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
Globales BIP (nominal)	Bill. €		53,66	65,96	93,05	131,25	185,14
Globales BIP (real)	Bill. €		53,66	49,01	42,13	36,22	31,14
Durchschnittliche weltweite Kosten zur Erreichung des 2-Grad-Ziels (nominal)	Bill. US-\$		1,34	1,65	2,33	3,28	4,63
Durchschnittliche weltweite Kosten zur Erreichung des 2-Grad-Ziels (real)	Bill. US-\$		1,34	1,23	1,05	0,91	0,78
Weltweite CO ₂ e-Emissionen	Gt	48,40	51,73	56,71	65,03	73,34	81,65
Beschaffungspreis der Abmilderung des Klimawandels (nominal)	€/kg CO₂e		0,026	0,029	0,036	0,045	0,057
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	12,1%	37,9%	72,5%	118,6%
Beschaffungspreis der Abmilderung des Klimawandels (real)	€/kg CO₂e		0,026	0,022	0,016	0,012	0,010
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	-16,7%	-37,5%	-52,4%	-63,2%

Tab 42 Kalkulation des externen Beschaffungspreises des Schadens des Klimawandels

<i>Beschaffungspreis des Schadens des Klimawandels</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Schadenskosten in Deutschland bis zum Jahr 2100	Bill. €	1,015				
Schadenskosten in Deutschland pro Jahr	Mrd. €	12,08				
Bevölkerung Deutschland	T	80646,3	80392,2	79294,1	77300,3	74512,9
Bevölkerung Welt	T	7265785,9	7758156,8	8500766,1	9157234,0	9725148,0
Schadenskosten in Deutschland pro Jahr und Kopf (nominal)	€	149,83	184,18	259,81	366,48	516,96
Schadenskosten in Deutschland pro Jahr und Kopf (real)	€	149,83	149,83	149,83	149,83	149,83
Schadenskosten der Welt pro Jahr (nominal)	Bill. €	1,09	1,43	2,21	3,36	5,03
Schadenskosten der Welt pro Jahr (real)	Bill. €	1,09	1,16	1,27	1,37	1,46
Weltweite CO ₂ e-Emissionen	Gt	51,73	56,71	65,03	73,34	81,65
Beschaffungspreis des Schadens des Klimawandels (nominal)	€/kg CO₂e	0,021	0,025	0,034	0,046	0,062
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	19,7%	61,4%	117,4%	192,6%
Beschaffungspreis des Schadens des Klimawandels (real)	€/kg CO₂e	0,021	0,020	0,020	0,019	0,018
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	-2,6%	-6,9%	-11,1%	-15,2%

Tab 43 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Opportunität des Klimawandels

<i>Beschaffungspreis der Opportunität des Klimawandels</i>							
	Einheit	2000	2014	2020	2030	2040	2050
Disability-Adjusted Life Year (DALY) weltweit	Mio. Jahre	5,517					
Bevölkerung Welt	T	6126622	7265786	7758157	8500767	9157234	9725148
Verhältnis Verrechnungsfaktor (konstant)		0,0009	0,0009	0,0009	0,0009	0,0009	0,0009
Globales BIP (nominal)	Bill. €		53,66	65,96	93,05	131,25	185,14
Globales BIP (real)	Bill. €		53,66	49,01	42,13	36,22	31,14
Globale Opportunitätskosten (nominal)	Mrd. €		48,32	59,40	83,79	118,19	166,72
Globale Opportunitätskosten (real)	Mrd. €		48,32	44,13	37,94	32,62	28,04
Weltweite CO ₂ e-Emissionen	Gt		51,73	56,71	65,03	73,34	81,65
Beschaffungspreis der Opportunität des Klimawandels (nominal)	€/kg CO₂e		0,0009	0,0010	0,0013	0,0016	0,0020
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	12,1%	37,9%	72,5%	118,6%
Beschaffungspreis der Opportunität des Klimawandels (real)	€/kg CO₂e		0,0009	0,0008	0,0006	0,0004	0,0003
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	-16,7%	-37,5%	-52,4%	-63,2%

Tab 44 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus

<i>Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus</i>						
		2014	2020	2030	2040	2050
Gesamtkosten zur Umsetzung des Montreal-Protokolls zwischen 1987 und 2060	Mrd. €	163,7664				
Kosten zur Umsetzung des Montreal-Protokolls pro Jahr (nominal)	Mrd. €	2,24	2,76	4,78	11,70	40,35
Kosten zur Umsetzung des Montreal-Protokolls pro Jahr (real)	Mrd. €	2,24	2,24	2,24	2,24	2,24
ODP-Emissionen pro Jahr	t R11e	9576,0	9040,7	8148,6	7256,4	6364,3
Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus (nominal)	€/kg R11e	234,27	305,03	586,82	1611,82	6340,75
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	30,2%	150,5%	588,0%	2606,6%
Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus (real)	€/kg R11e	234,27	248,14	275,31	309,16	352,49
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	5,9%	17,5%	32,0%	50,5%

Tab 45 Kalkulation des externen Beschaffungspreises des Schadens des stratosphärischen Ozonabbaus

<i>Beschaffungspreis des Schadens des stratosphärischen Ozonabbaus</i>							
	Einheit	2011	2014	2020	2030	2040	2050
Zunahme malignes Melanom durch erhöhte UV-B-Strahlung	Fälle pro einer Million Einwohner	32	39	43	59	77	87
Direkte medizinische Kosten für Hautkrebs in der Schweiz	Mio. CHF	221					
Direkte medizinische Kosten für Hautkrebs in der Schweiz	Mio. US-\$ (1.7.2011 : 1 CHF = 1,1869 US-\$)	262					
Einwohner in der Schweiz	Mio.	7,91					
Zusätzliche ozonabbaubedingte Hautkrebsfälle in der Schweiz	Fälle insgesamt	253,18					
Durchschnittliche Häufigkeit an malignen Melanomen in der Schweiz	Fälle pro Jahr (2001-2005)	1724					
Neuerkrankungsquotient der ozonbedingten Fälle in der Schweiz	%	14,69					
Gesamtkosten der krankheitsbedingten Folgen des stratosphärischen Ozonabbaus in der Schweiz	Mio. US-\$	38,52					
Gesamte Gesundheitsausgaben der Schweiz	Mrd. US-\$	75,1					
Ozonabbaubedingter Quotient	%	0,05					
Bevölkerung Welt	Tausend	7013427	7265786	7758157	8500766	9157234	9725148
Durchschnittliche weltweite ODP Emissionen	t R11e	9703,65	9575,99	9040,71	8148,57	7256,44	6364,30

Weltweite Gesundheitsausgaben pro Kopf und Jahr (nominal)	US-\$	1020	1215	1723	3086	5527	9898
Weltweite Gesundheitsausgaben pro Kopf und Jahr (real)	US-\$	1020	1020	1020	1020	1020	1020
Gesamte weltweite Gesundheitsausgaben (nominal)	Bill. US-\$	7,15	8,83	13,37	26,23	50,61	96,26
Gesamte weltweite Gesundheitsausgaben (real)	Bill. US-\$	7,15	7,41	7,91	8,67	9,34	9,92
Weltweite Gesamtkosten der Gesundheitsschäden aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus (nominal)	Mrd. US-\$	3,58	4,41	6,68	13,12	25,30	48,13
Weltweite Gesamtkosten der Gesundheitsschäden aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus (real)	Mrd. US-\$	3,58	3,71	3,96	4,34	4,67	4,96
Weltweite Gesamtkosten der Gesundheitsschäden aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus (nominal)	Mrd. € (1.7.2011 : 1 US-\$ = 0,6883 €)	2,46	3,04	4,60	9,03	17,42	33,13
Weltweite Gesamtkosten der Gesundheitsschäden aufgrund des stratosphärischen Ozonabbaus (real)	Mrd. € (1.7.2011 : 1 US-\$ = 0,6883 €)	2,46	2,55	2,72	2,98	3,21	3,41
Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus (nominal)	€ / kg R11e	253,71	317,22	508,93	1107,99	2400,26	5205,02
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	25,0%	100,6%	336,7%	846,1%	1951,5%

Beschaffungspreis der Abmilderung des stratosphärischen Ozonabbaus (real)	€ / kg R11e	253,71	266,35	301,23	366,21	442,98	536,41
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	5,0%	18,7%	44,3%	74,6%	111,4%

Tab 46 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus

<i>Beschaffungspreis der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus</i>							
	Einheit	2011/2012	2014	2020	2030	2040	2050
Zunahme malignes Melanom durch erhöhte UV-B-Strahlung	Fälle / 1 Mio. Einwohner	32	39	43	59	77	87
Neuerkrankungen an malignen Melanom pro Jahr in der Schweiz	Anzahl	1724					
Todesfälle pro Jahr in der Schweiz	Anzahl	255					
Mortalitätsquotient in der Schweiz	%	14,79	Annahme: Weltweite Übertragbarkeit				
Weltweite Neuerkrankungen an malignen Melanom pro Jahr	Anzahl		283365,7	334909,9	513165,1	746496,7	945878,0
Weltweite Todesfälle durch malignes Melanom pro Jahr	Anzahl		41913,1	49537,1	75903,2	110415,7	139906,5
Neuerkrankungsquotient der ozonbedingten Fälle	%	14,69	14,69	14,69	14,69	14,69	14,69
Ozonbedingte Todesfälle durch malignes Melanom pro Jahr	Anzahl		6155,3	7274,9	11147,0	16215,5	20546,5
Weltweites BIP (nominal)	Bill. €		53,66	65,96	93,05	131,25	185,14
Weltweites BIP (real)	Bill. €		53,66	49,01	42,13	36,22	31,14
Weltbevölkerung	Tausend	7013427	7265786	7788603	8697714	9694762	1,1E+07
Weltweites BIP pro Kopf (nominal)	€		7385,30	8468,78	10698,21	13538,24	17028,81
Weltweites BIP pro Kopf (real)	€		7385,30	6292,53	4843,80	3736,04	2864,20
Years of Potential Life Lost (YPLL) für malignes Melanom	Jahre	15	15	15	15	15	15
Weltweite Opportunitätskosten (nominal)	Mrd. €		0,7	0,9	1,8	3,3	5,2

Weltweite Opportunitätskosten (real)	Mrd. €		0,7	0,7	0,8	0,9	0,9
Durchschnittliche weltweite ODP Emissionen	t R11e		9575,99	9040,71	8148,57	7256,44	6364,30
Beschaffungspreis der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus (nominal)							
	€/ kg R11e		71,21	102,22	219,52	453,80	824,64
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	43,6%	208,3%	537,3%	1058,1%
Beschaffungspreis der Opportunität des stratosphärischen Ozonabbaus (real)							
	€/ kg R11e		71,21	75,95	99,39	125,23	138,70
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	6,7%	39,6%	75,9%	94,8%

Tab 47 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Luftverschmutzung

<i>Beschaffungspreis der Abmilderung der Luftverschmutzung</i>							
	Einheit	1995	2014	2020	2030	2040	2050
Jährliche Abmilderungskosten in UK	Mrd. €		3,56				
Multiplikator (zugelassene Fahrzeuge BRD/UK)			1,47				
Jährliche Abmilderungskosten in BRD (nominal)	Mrd. €		5,23	6,21	8,27	11,00	14,65
Jährliche Abmilderungskosten in BRD (real)	Mrd. €		5,23	5,56	6,14	6,78	7,49
APP-Emissionen pro Jahr	kt PM2,5e	351	214,5	183,6	141,7	109,3	84,4
Reduktion der APP-Emissionen pro Jahr	%	2,56	2,56	2,56	2,56	2,56	2,56
Beschaffungspreis der Abmilderung der Luftverschmutzung (nominal)	€/kg PM2,5e		24,4	33,84	58,36	100,65	173,60
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	38,7%	139,2%	312,6%	611,5%
Beschaffungspreis der Abmilderung der Luftverschmutzung (real)	€/kg PM2,5e		24,40	30,26	43,31	62,00	88,75
Veränderung ggü. 2014	%		0,0%	24,0%	77,5%	154,1%	263,8%

Tab 48 Kalkulation des externen Beschaffungspreises des Schadens der Luftverschmutzung

<i>Beschaffungspreis des Schadens der Luftverschmutzung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Gesundheitsausgaben aufgrund von Luftverschmutzung	% des BIP	0,043				0,3
BIP Deutschland (nominal)	Mrd. €	2923,93	3471,04	4619,69	6148,47	8183,15
BIP Deutschland (real)	Mrd. €	2923,93	3103,81	3428,54	3787,24	4183,47
Gesundheitsausgaben aufgrund von Luftverschmutzung (nominal)	Mrd. €	1,25	3,88	10,35	16,83	24,55
Gesundheitsausgaben aufgrund von Luftverschmutzung (real)	Mrd. €	1,25	1,88	5,02	8,16	12,55
APP-Emissionen pro Jahr	kt PM2,5e	214,50	183,61	141,68	109,33	84,37
Beschaffungspreis des Schadens der Luftverschmutzung (nominal)	€/kg PM2,5e	5,84	21,15	73,08	153,89	290,98
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	262,0%	1150,9%	2534,2%	4880,8%
Beschaffungspreis des Schadens der Luftverschmutzung (real)	€/kg PM2,5e	5,84	10,26	35,44	74,63	148,76
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	75,5%	506,6%	1177,4%	2446,3%

Tab 49 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Opportunität der Luftverschmutzung

<i>Beschaffungspreis der Opportunität der Luftverschmutzung</i>								
	Einheit	2007	2011	2014	2020	2030	2040	2050
DALY aufgrund von Feinstaub in Deutschland	Jahre	604508	557022	523872	463373	377665	307809	250875
Mittlere Reduktion des DALY pro Jahr	%	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02
Bevölkerung in Deutschland (=Produktivjahre)	T			80646	80392	79294	77300	74513
BIP Deutschland (nominal)	Mrd. €			2923,9 3	3471,0 4	4619,6 9	6148,4 7	8183,1 5
BIP Deutschland (real)	Mrd. €			2923,9 3	3103,8 1	3428,5 4	3787,2 4	4183,4 7
BIP Deutschland pro Kopf (nominal)	€			36256	43176	58260	79540	109822
BIP Deutschland pro Kopf (real)	€			36256	38608	43238	48994	56144
Opportunitätskosten aufgrund von Produktivitätsverlust (nominal)	Mrd. €			18,99	20,01	22,00	24,48	27,55
Opportunitätskosten aufgrund von Produktivitätsverlust (real)	Mrd. €			18,99	17,89	16,33	15,08	14,09
APP-Emissionen pro Jahr	kt PM _{2,5} e			214,50	183,61	141,68	109,33	84,37
Beschaffungspreis der Opportunität der Luftverschmutzung (nominal)	€/kg PM_{2,5}e			88,55	108,97	155,30	223,93	326,56
Veränderung ggü. 2014	%			0,0%	23,1%	75,4%	152,9%	268,8%
Beschaffungspreis der Opportunität der Luftverschmutzung (real)	€/kg PM_{2,5}e			88,55	97,44	115,25	137,93	166,95
Veränderung ggü. 2014	%			0,0%	10,0%	30,2%	55,8%	88,5%

Tab 50 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Eutrophierung

<i>Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Gesamtkosten der Abmilderungsmaßnahmen in UK (1995: 49,37 Mio. €)						
Multiplikator (Fäche der Binnengewässer BRD/UK = 4,97)						
Gesamtkosten der Abmilderungsmaßnahmen in BRD (1995: 245,37 Mio. €) [nominal]	Mio. €	350,86	416,51	554,34	737,78	981,93
Gesamtkosten der Abmilderungsmaßnahmen in BRD (1995: 245,37 Mio. €) [real]	Mio. €	350,86	372,44	411,41	454,45	501,99
Durchschnittlicher Nitratgehalt im Grundwasser (1995: 73,9; 2010: 70,5)	mg/l	70,50	69,18	67,05	64,97	62,96
Mittlere Reduktion des Nitratgehalts im Grundwasser pro Jahr	%	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
Entnahmemenge an Grund- und Quellwasser pro Jahr (1991: 4,8; 2004: 4)	Mio. m ³	3,48	3,20	2,78	2,41	2,10
Mittlere Reduktion der Entnahmemenge pro Jahr	%	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39
Nitrateintrag pro Jahr	t	245,10	221,11	186,24	156,86	132,12
<i>Nitratbedingtes EP pro Jahr (Charakterisierungsfaktor: 0,1)</i>	t PO ₄ ³⁻ e	24,51	22,11	18,62	15,69	13,21
Veränderung des nitratbedingten EP ggü. 2014	%	0,00	-9,79	-24,02	-36,00	-46,09
Jährlicher Phosphoreintrag in Oberflächengewässer (1985: 81; 2007: 26)	kt	18,11	13,28	7,93	4,73	2,82
Reduktion des Phosphoreintrags pro Jahr	%	5,03	5,03	5,03	5,03	5,03
<i>Phosphorbedingtes EP pro Jahr (Charakterisierungsfaktor: 3,06)</i>	kt	55,42	40,65	24,25	14,47	8,63
Veränderung des phosphorbedingten EP ggü. 2014	%	0,00	-26,65	-56,24	-73,89	-84,42
Jährlicher Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer (1985: 1030; 2007: 594)	kt	498,57	429,07	334,09	260,14	202,56
Reduktion des Stickstoffeintrags pro Jahr	%	2,47	2,47	2,47	2,47	2,47
<i>Stickstoffbedingtes EP pro Jahr (Charakterisierungsfaktor: 0,42)</i>	kt	209,40	180,21	140,32	109,26	85,07
Veränderung des stickstoffbedingten EP ggü. 2014	%	0,00	-13,94	-32,99	-47,82	-59,37

<i>Gesamtes EP pro Jahr</i>	<i>kt</i>	<i>264,84</i>	<i>220,88</i>	<i>164,59</i>	<i>123,74</i>	<i>93,72</i>
Veränderung des gesamten EP ggü. 2014	%	0,00	-16,60	-37,85	-53,28	-64,61
Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung (nominal)						
	€/kg PO₄³⁻e	1,32	1,89	3,37	5,96	10,48
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	42,3%	154,2%	350,1%	690,9%
Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung (real)						
	€/kg PO₄³⁻e	1,32	1,69	2,50	3,67	5,36
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	27,3%	88,7%	177,2%	304,3%

Tab 51 Kalkulation des externen Beschaffungspreises des Schadens der Eutrophierung

<i>Beschaffungspreis des Schadens der Eutrophierung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Kosten für Schilddrüsenbehandlungen pro Jahr (2002: 1,8; 2008: 2,1) [nominal]	Mrd. €	2,45	2,86	3,70	4,78	6,18
Mittlere Zunahme der Behandlungskosten pro Jahr [nominal]	%	2,60	2,60	2,60	2,60	2,60
Kosten für Schilddrüsenbehandlungen pro Jahr [real]	Mrd. €	2,45	2,60	2,87	3,17	3,51
Nitratbedingte Behandlungskosten pro Jahr durch von Zunahme von Trinkwasser (28%) [nominal]	Mrd. €	0,69	0,80	1,03	1,34	1,73
Nitratbedingte Behandlungskosten pro Jahr durch von Zunahme von Trinkwasser (74%) [nominal]	Mrd. €	0,51	0,59	0,77	0,99	1,28
Gesamte nitratbedingte Behandlungskosten (Trinkwasser: 26,3%; Ernährung: 73,7%) [nominal]	Mrd. €	1,93	2,25	2,91	3,76	4,87
Nitratbedingte Behandlungskosten pro Jahr durch Zunahme von Trinkwasser (28%) [real]	Mrd. €	0,69	0,73	0,80	0,89	0,98
Nitratbedingte Behandlungskosten pro Jahr durch Zunahme von Trinkwasser (74%) [real]	Mrd. €	0,51	0,54	0,60	0,66	0,73
Gesamte nitratbedingte Behandlungskosten (Trinkwasser: 26,3%; Ernährung: 73,7%) [real]	Mrd. €	1,93	2,05	2,26	2,50	2,76
Nitratbedingtes EP pro Jahr	kt	264,84	220,88	164,59	123,74	93,72
Beschaffungspreis des Schadens der Eutrophierung (nominal)	€/kg PO₄³⁻e	7,29	10,19	17,69	30,42	51,93
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	39,9%	142,7%	317,4%	612,6%
Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung (real)	€/kg PO₄³⁻e	7,29	9,28	13,75	20,20	29,47
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	27,3%	88,7%	177,2%	304,3%

Tab 52 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Opportunität der Eutrophierung

<i>Beschaffungspreis der Opportunität der Eutrophierung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
DALY aufgrund von Schilddrüsenerkrankungen pro Jahr (pro 100000 Einwohner)	Jahre	1	1	1	1	1
Bevölkerung in Deutschland (=Produktivjahre)	Tausend	80646,26	80392,2 2	79294,1 4	77300,3 4	74512,86
DALY aufgrund von Schilddrüsenerkrankungen pro Jahr (=Produktivitätsverlust)	Jahre	806,46	803,92	792,94	773,00	745,13
DALY aufgrund von überhöhter Nitratbelastung im Trinkwasser (28% * 74%=20,72%)	Jahre	167,10	166,57	164,30	160,17	154,39
DALY aufgrund von gesamter Ernährung (Trinkwasser: 26,3%; Nahrung: 73,7%)	Jahre	635,36	633,36	624,71	609,00	587,04
BIP Deutschland (nominal)	Mrd. €	2923,93	3471,04	4619,69	6148,47	8183,15
BIP Deutschland (real)	Mrd. €	2923,93	3103,81	3428,54	3787,24	4183,47
BIP Deutschland pro Kopf (nominal)	€	36256,2	43176,3	58260,2	79540,0	109822,0
BIP Deutschland pro Kopf (real)	€	36256,2	38608,3	43238,3	48993,8	56144,3
Opportunitätskosten aufgrund von Produktivitätsverlust (nominal)	Mrd. €	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06
Opportunitätskosten aufgrund von Produktivitätsverlust (real)	Mrd. €	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03
Gesamtes EP pro Jahr	kt	264,84	220,88	164,59	123,74	93,72
Beschaffungspreis des Schadens der Eutrophierung (nominal)	€/kg PO₄³⁻e	0,09	0,12	0,22	0,39	0,69
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	37,0%	130,2%	283,7%	535,7%
Beschaffungspreis der Abmilderung der Eutrophierung (real)	€/kg PO₄³⁻e	0,09	0,11	0,16	0,24	0,35
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	27,3%	88,7%	177,2%	304,3%

Tab 53 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Abmilderung der Versauerung

<i>Beschaffungspreis der Abmilderung der Versauerung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Kosten der Waldkalkung pro Jahr [nominal]	Mio. €	101,9	121,0	161,0	214,3	285,2
Kosten der Waldkalkung pro Jahr [real]	Mio. €	101,9	108,2	119,5	132,0	145,8
SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingtes AP pro Jahr (1990: 8810 kt; 2014: 2637 kt) = <i>Bodenversauerung</i>	kt	2637,0	1950,5	1180,0	713,9	431,9
Mittlere Reduktion des SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingten AP pro Jahr	%	4,90	4,90	4,90	4,90	4,90
Beschaffungspreis der Abmilderung der Versauerung (nominal)	€/kg SO₂e	0,04	0,06	0,14	0,30	0,66
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	60,5%	253,1%	676,8%	1608,8%
Beschaffungspreis der Abmilderung der Versauerung (real)	€/kg SO₂e	0,04	0,06	0,10	0,18	0,34
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	43,5%	162,0%	378,5%	773,6%

Tab 54 Kalkulation des externen Beschaffungspreises des Schadens der Versauerung

<i>Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Schadenskosten der Forstwirtschaft pro Jahr [nominal]	Mrd. €	3,29	3,50	3,86	4,27	4,71
Schadenskosten der Forstwirtschaft pro Jahr [real]	Mrd. €	3,29	3,29	3,29	3,29	3,29
Schadenskosten der Fischereiindustrie pro Jahr (2012: 78,97; 2100: 197,43) [nominal]	Mrd. €	81,36	96,58	128,54	171,08	227,69
Schadenskosten der Fischereiindustrie pro Jahr (2012: 78,97 Mrd. €) [real]	Mrd. €	81,36	89,18	103,93	121,13	141,16
SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingtes AP pro Jahr (1990: 8810 kt; 2014: 2637 kt) = <i>Bodenversauerung</i>	kt	2637,0	1950,5	1180,0	713,9	431,9
Mittlere Reduktion des SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingten AP pro Jahr	%	4,90	4,90	4,90	4,90	4,90
CO ₂ -bedingtes AP pro Jahr = Versauerung der Ozeane	Gt	39,10	42,58	48,38	54,18	59,99
Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung (nominal)	€/kg SO₂e	1,251	1,795	3,276	5,980	10,918
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	43,5%	161,8%	377,9%	772,5%
Beschaffungspreis des Schadens der Versauerung (real)	€/kg SO₂e	1,251	1,691	2,794	4,617	7,630
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	35,1%	123,3%	269,0%	509,8%

Tab 55 Kalkulation des externen Beschaffungspreises der Opportunität der Versauerung

<i>Beschaffungspreis der Opportunität der Versauerung</i>						
	Einheit	2014	2020	2030	2040	2050
Opportunitätskosten der Tourismusindustrie pro Jahr [nominal]	Mrd. €	4,35	4,87	5,87	7,09	8,56
Opportunitätskosten der Tourismusindustrie pro Jahr [real]	Mrd. €	4,35	4,35	4,35	4,35	4,35
Schadenskosten der Fischereiindustrie pro Jahr (2012: 78,97; 2100: 197,43) [nominal]	Mrd. €	81,66	89,74	103,20	116,66	130,12
Schadenskosten der Fischereiindustrie pro Jahr (2012: 78,97 Mrd. €) [real]	Mrd. €	81,66	81,66	81,66	81,66	81,66
SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingtes AP pro Jahr (1990: 8810 kt; 2014: 2637 kt) = <i>Bodenversauerung</i>	kt	2637,0	1950,5	1180,0	713,9	431,9
Mittlere Reduktion des SO ₂ -, NO _x - und NH ₃ -bedingten AP pro Jahr	%	4,90	4,90	4,90	4,90	4,90
Beschaffungspreis der Opportunität der Versauerung (nominal)						
	€/kg SO _{2e}	1,648	2,495	4,978	9,932	19,818
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	51,4%	202,0%	502,6%	1102,3%
Beschaffungspreis der Opportunität der Versauerung (real)						
	€/kg SO _{2e}	1,648	2,228	3,683	6,089	10,064
Veränderung ggü. 2014	%	0,0%	35,2%	123,5%	269,4%	510,6%

Anhang 5 – Beigaben zu Anwendungsbeispiel 1

Tab 56 Produktions- und Werteverzehrarten und –beträge der Firma Horvath im Jahr 2014

#	Produktions- und Werteverzehrart	Betrag	Art der Zurechnung
1	Löhne	534.403 €	Unmittelbar
2	Rohstoffe / Materialien	37.428 €	Unmittelbar
3	Gehälter	245.825 €	Unmittelbar
4	Sozialkosten & Tantiemen	129.845 €	Unmittelbar
5	Betriebsmittelkosten	144.360 €	Mittelbar
5.1	Abschreibungen auf Maschinen und Anlagen	19.981 €	Mittelbar
5.2	Abschreibungen auf Büroausstattung	1.368 €	Mittelbar
5.3	Abschreibungen auf den Fuhrpark	5.773 €	Mittelbar
5.4	Werkzeug- & Kleingerätekosten	45.088 €	Mittelbar
5.5	Mieten für Einrichtungen & Gebäude	70.516 €	Mittelbar
5.6	Mieten für Maschinen	8.774 €	Mittelbar
6	Hilfs- und Betriebsstoffkosten	136.376 €	Mittelbar
6.1	Maschinen & Anlagen	101.227 €	Mittelbar
6.2	Fuhrpark	22.385 €	Mittelbar
6.3	Büro- & Hausbedarfe	12.764 €	Mittelbar
5	Entsorgungs- und Reinigungskosten	4.022 €	Mittelbar
5.1	Schadstoffe (Kühlschmierstoffe)	1.492 €	Mittelbar
5.2	Sonstige Entsorgung	1.149 €	Mittelbar
5.3	Reinigung	1.382 €	Mittelbar
6	Dienst- & Fremdleistungskosten	256.066 €	Mittelbar
6.1	Elektrizität	41.411 €	Mittelbar
6.2	Versicherungen	15.669 €	Mittelbar
6.3	Wartungskosten für Maschinen & Anlagen	23.266 €	Mittelbar
6.4	Telekommunikations & Postkosten	5.749 €	Mittelbar
6.5	Fremdarbeit	160.321 €	Mittelbar
6.6	Rechts-, Beratungs- und Buchführungskosten	8.724 €	Mittelbar
6.7	Logistikkosten	927 €	Mittelbar
7	Öffentliche Abgaben	14.435 €	Mittelbar
7.1	Steuern	2.803 €	Mittelbar
7.2	Abgaben	11.632 €	Mittelbar
8	Werbungs- & Bewirtungskosten	2.424 €	Mittelbar
9	Fremdkapitalkosten	1.079 €	Mittelbar
10	Sonstige Kosten	2.234 €	Mittelbar
	<i>Gesamt</i>	<i>1.508.497 €</i>	

Tab 57 Relation von Verbrauchsarten und Inanspruchnahme des externen Systems durch Firma Horvath im Jahr 2014

	GWP		AP		ODP		EP	
Rohstoffe								
Kunststoff (POM)	4127,780	1,8%	13,123	1,7%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Aluminium (AlMg1)	10187,100	4,5%	32,432	4,2%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Stahl (St37)	3636,000	1,6%	9,938	1,3%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Kupfer	152,400	0,1%	1,140	0,1%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Hilfs- und Betriebsstoffe								
Kühlmittel	541,764	0,2%	4,466	0,6%	0,378	3,0%	4,472	3,8%
Dielektrik	185,952	0,1%	1,533	0,2%	0,130	1,0%	1,535	1,3%
Schneidöl	17,880	0,0%	0,147	0,0%	0,012	0,1%	0,148	0,1%
Spindelöl	17,880	0,0%	0,147	0,0%	0,012	0,1%	0,148	0,1%
Systemreiniger	17,880	0,0%	0,147	0,0%	0,012	0,1%	0,148	0,1%
Fett	4,470	0,0%	0,037	0,0%	0,003	0,0%	0,037	0,0%
Bettbahnöl	17,880	0,0%	0,147	0,0%	0,012	0,1%	0,148	0,1%
Strom	103748,100	46,0%	459,770	60,1%	4,598	36,5%	21,989	18,8%
Betriebsmittel, Gebäude, Fahrzeuge								
Fertigungsanlagen	35557,500	15,8%	0,152	0,0%	0,000	0,0%	0,009	0,0%
Werkbänke	193,600	0,1%	0,000	0,0%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Büroausstattung (elektr.)	222,000	0,1%	0,000	0,0%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Büroausstattung (Möbel)	136,730	0,1%	0,000	0,0%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Fahrzeuge	30600,000	13,6%	75,000	9,8%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Gebäude	988,020	0,4%	3,672	0,5%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Abfälle								
Kunststoffspäne	4152,000	1,8%	13,200	1,7%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Eisenspäne	6658,891	3,0%	20,410	2,7%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Mischschrott	13593,741	6,0%	42,026	5,5%	0,000	0,0%	0,000	0,0%
Kühlschmierstoffe	10669,890	4,7%	87,961	11,5%	7,436	59,0%	88,081	75,5%
Gesamt	225,612	100,0%	0,765	100,0%	0,013	100,0%	0,117	100,0%

Anhang 6 – Beigaben zu Anwendungsbeispiel 2

Tab 58 Klassifizierung der Mengen-, Produktionswert- und Werteverzehrarten in Abhängigkeit der Ausbringung

Mengenart	Dynamik	PW- und WV-Art	Dynamik
Gesamtmenge	Variabel	Löhne	Variabel
Abfall	Variabel	Rohstoffe / Materialien	Variabel
Kühlmittel	Variabel	Gehälter	Fix
Schneidöl	Variabel	Sozialkosten & Tantiemen	Variabel
Hydrauliköl	Variabel	Betriebsmittelkosten	Variabel
Bettbahnöl	Variabel	Hilfs- und Betriebsstoffkosten	Variabel
Fett	Variabel	Entsorgungs- und Reinigungskosten	Variabel
Strom	Variabel	Dienst- & Fremdleistungskosten	Variabel
Kühlschmierstoffabfall	Variabel	Öffentliche Abgaben	Variabel
Reinigungsmittel	Fix	Werbungs- & Bewirtungskosten	Variabel
Reinigungsmittelabfall	Fix	Fremdkapitalkosten	Variabel
Fertigungsmaschinen	Variabel	Sonstige Kosten	Variabel
Fläche	Variabel		
Fahrten	Fix		
Blatt Papier	Fix		
Büroausstattung (PC/Drucker)	Fix		
Büroausstattung (3x Möbel)	Fix		
Gesamtauftragszeit	Variabel		
Administrative Auftragszeit	Fix		
Gesamtbearbeitungszeit	Variabel		

Tab 59 Stromverbrauch der Firma Horvath im Jahr 2014

Lieferant	Verbrauch (kWh)	Abrechnungszeitraum	
EnBW	25216	9.9.2014 - 16.9.2015	Jahresverbrauch (Anschluss I)
Ampere	46729	1.1.2014 - 31.3.2014	Quartalsverbrauch (Anschluss II)
Ampere	39724	1.4.2014 - 30.6.2014	Quartalsverbrauch (Anschluss II)
Ampere	43762	1.7.2014 - 30.9.2014	Quartalsverbrauch (Anschluss II)
Ampere	44436	1.10.2014 - 31.12.2014	Quartalsverbrauch (Anschluss II)
Ampere	174651	1.1.2014 - 31.12.2014	Jahresverbrauch (Anschluss II)
Gesamt	199867		

Tab 60 Betriebsstoffe und Betriebsstoffabfälle je Maschine

Bereich	Her-steller	Betriebsdaten			Betriebsstoffe								Abfall
		Aus-lastung	Betriebs-zeit (h/a)	Betriebs-zeit (Anteilig)	Kühl-mit-tel kg	Di-elek-trik kg	Schneid-öl kg	Hy-drau-liköl kg	Bett-bahn-öl kg	Spin-del-öl kg	Fett kg	Gas m³	Kühl-schmier-stoffe kg
Fräsen	DMG	95,0%	3306	6,8%	39,5	--	--	20	10	--	0,3	--	833,7
Fräsen	DMG	95,0%	3306	6,8%	39,5	--	--	20	10	--	0,3	--	833,7
Fräsen	Fadal	90,0%	3132	6,4%	37,4	--	--	20	10	--	0,3	--	789,8
Fräsen	Fehlmann	90,0%	3132	6,4%	37,4	--	--	20	10	--	0,3	--	789,8
Fräsen	Spinner	95,0%	3306	6,8%	39,5	--	--	20	10	--	0,3	--	833,7
Fräsen	Maho	90,0%	3132	6,4%	37,4	--	--	20	10	--	0,3	--	789,8
Fräsen	Deckel	30,0%	1044	2,1%	12,5	--	--	20	10	--	0,1	--	263,3
Fräsen	Macmon	80,0%	2784	5,7%	33,2	--	--	20	10	--	0,3	--	702,1
Fräsen	Maho	10,0%	348	0,7%	4,2	--	--	20	10	--	0,0	--	87,8
Fräsen	Thiel	10,0%	348	0,7%	4,2	--	--	20	10	--	0,0	--	87,8
Fräsen	Raptor	25,0%	870	1,8%	10,4	--	--	20	10	--	0,1	--	219,4
Fräsen		64,5%	24708	--	295	--	--	220	110	--	2,3	--	6230,8
Drehen	Bernardo	60,0%	2088	4,3%	24,9	--	--	--	5	--	0,2	--	526,5
Drehen	Bernardo	50,0%	1740	3,6%	20,8	--	--	--	5	--	0,2	--	438,8
Drehen	Kern	10,0%	348	0,7%	4,2	--	--	--	5	--	0,0	--	87,8
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	35,3	--	--	20	15	--	0,3	--	745,9
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	35,3	--	--	20	15	--	0,3	--	745,9
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	35,3	--	--	20	15	--	0,3	--	745,9
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	35,3	--	--	20	15	--	0,3	--	745,9
Drehen	Haas	75,0%	2610	5,4%	31,2	--	--	10	5	--	0,2	--	658,2
Drehen		66,9%	18618	--	222	--	--	90	80	--	1,7	--	4695,0
Bohren	Aciera	20,0%	696	1,4%	13,9	--	91,4	--	--	--	0,1	--	175,5
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	3,5	--	22,9	--	--	--	0,0	--	43,9
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	3,5	--	22,9	--	--	--	0,0	--	43,9
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	3,5	--	22,9	--	--	--	0,0	--	43,9
Bohren		8,8%	1218	--	24	--	160,0	--	--	--	0,1	--	307,2
Schleifen	Matra	10,0%	348	0,7%	4,2	--	--	50	--	5	0,0	--	87,8
Schleifen	Okamoto	15,0%	522	1,1%	6,2	--	--	50	--	5	0,0	--	131,6
Schleifen	Schaudt	20,0%	696	1,4%	8,3	--	--	30	--	5	0,1	--	175,5
Schleifen	Karstens	20,0%	696	1,4%	8,3	--	--	20	--	5	0,1	--	175,5
Schleifen	Karstens	15,0%	522	1,1%	6,2	--	--	--	--	2	0,0	--	131,6
Schleifen		16,0%	2784	--	33	--	--	150	--	22	0,3	--	702,1
Erodieren	Agie	80,0%	2784	5,7%	--	104	--	--	--	--	0,3	--	--
Erodieren	Agie	80,0%	2784	5,7%	--	104	--	--	--	--	0,3	--	--
Erodieren		80,0%	5568	--	--	208	--	--	--	--	0,5	--	--
Honen	Nagel	10,0%	348	0,7%	--	--	--	--	--	--	0,0	--	--
Laser	Aciera	25,0%	870	1,8%	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Schweißen		5,0%	174	0,4%	--	--	--	--	--	--	--	110	--
Sonstige		--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	110	--
		45,7%	48720	100%	575	208,0	160,0	460,0	190,0	22,0	5,0	110	11935

Tab 61 Stromverbrauch je Maschine

Bereich	Hersteller	Betriebsdaten			Stromverbrauch			
		Auslastung	Betriebszeit (h/a)	Betriebszeit (Anteilig)	Anschlussleistung (kW)	Verbrauch (kWh)	Verbrauch (Anteilig)	Verbrauch (kalkuliert)
Fräsen	DMG	95,0%	3306	6,8%	18,00	59508	8,7%	13929,3
Fräsen	DMG	95,0%	3306	6,8%	18,00	59508	8,7%	13929,3
Fräsen	Fadal	90,0%	3132	6,4%	15,00	46980	6,9%	10996,8
Fräsen	Fehlmann	90,0%	3132	6,4%	11,00	34452	5,1%	8064,4
Fräsen	Spinner	95,0%	3306	6,8%	17,00	56202	8,3%	13155,5
Fräsen	Maho	90,0%	3132	6,4%	27,00	84564	12,4%	19794,3
Fräsen	Deckel	30,0%	1044	2,1%	4,40	4594	0,7%	1075,2
Fräsen	Macmon	80,0%	2784	5,7%	4,00	11136	1,6%	2606,7
Fräsen	Maho	10,0%	348	0,7%	6,00	2088	0,3%	488,7
Fräsen	Thiel	10,0%	348	0,7%	2,00	696	0,1%	162,9
Fräsen	Raptor	25,0%	870	1,8%	1,50	1305	0,2%	305,5
Fräsen		64,5%	24708	--	11,26	--	--	84508,7
Drehen	Bernardo	60,0%	2088	4,3%	7,50	15660	2,3%	3665,6
Drehen	Bernardo	50,0%	1740	3,6%	7,50	13050	1,9%	3054,7
Drehen	Kern	10,0%	348	0,7%	15,00	5220	0,8%	1221,9
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	15,00	44370	6,5%	10385,9
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	18,00	53244	7,8%	12463,1
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	26,00	76908	11,3%	18002,2
Drehen	Mazak	85,0%	2958	6,1%	18,60	55019	8,1%	12878,5
Drehen	Haas	75,0%	2610	5,4%	8,90	23229	3,4%	5437,3
Drehen		66,9%	18618	--	14,56	--	--	67109,3
Bohren	Aciera	20,0%	696	1,4%	2,50	1740	0,3%	407,3
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	2,50	435	0,1%	101,8
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	2,50	435	0,1%	101,8
Bohren	Aciera	5,0%	174	0,4%	2,50	435	0,1%	101,8
Bohren		8,8%	1218	--	2,5	--	--	712,8
Schleifen	Matra	10,0%	348	0,7%	5,00	1740	0,3%	407,3
Schleifen	Okamoto	15,0%	522	1,1%	7,50	3915	0,6%	916,4
Schleifen	Schaudt	20,0%	696	1,4%	15,00	10440	1,5%	2443,7
Schleifen	Karstens	20,0%	696	1,4%	10,00	6960	1,0%	1629,2
Schleifen	Karstens	15,0%	522	1,1%	7,50	3915	0,6%	916,4
Schleifen		16,0%	2784	--	9	--	--	6313,0
Erodieren	Agie	80,0%	2784	5,7%	22,00	Stromverbrauch bekannt		12608
Erodieren	Agie	80,0%	2784	5,7%	22,00			12608
Erodieren		80,0%	5568	--	22	--	--	25216,0
Honen	Nagel	10,0%	348	0,7%	1,50	522	0,1%	122,2
Laser	Aciera	25,0%	870	1,8%	0,10	87	0,0%	20,4
Schweißen	--	5,0%	174	0,4%	16,00	2784	0,4%	651,7
Sonstige	--	--	--	--	--	--	--	794,2
		45,7%	48720	100%	313	681140	100,0%	184654

Tab 62 Mengenstellen des Gesamtauftrags bei abtragender Fertigung

	MS1	MS2	MS3	MS4	MS5	Einheit
Kunststoff (POM)	0,00E+00	1,26E+01	4,40E+00	2,00E+00	0,00E+00	kg
Kühlmittel	0,00E+00	1,27E-01	5,87E-02	4,48E-02	0,00E+00	kg
Schneidöl	0,00E+00	2,41E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	kg
Hydrauliköl	0,00E+00	4,59E-02	3,22E-02	2,54E-02	0,00E+00	kg
Bettbahnöl	0,00E+00	2,29E-02	2,19E-02	1,90E-02	0,00E+00	kg
Fett	0,00E+00	7,12E-04	4,62E-04	3,52E-04	0,00E+00	kg
Strom	0,00E+00	3,30E+01	2,71E+01	2,28E+01	3,32E-02	kWh
Kühlschmierstoffabfall	0,00E+00	2,37E+00	1,24E+00	9,46E-01	0,00E+00	kg
Fertigungsmaschinen	0,00E+00	1,14E-02	5,98E-03	4,56E-03	6,38E-03	
Fläche	5,40E+00	1,84E+00	9,63E-01	7,35E-01	1,03E+00	cm ²
Fahrten	1,50E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	km
Papier	1,92E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	kg
PC/Drucker	1,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
Möbel	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
GWP	3,15E+01	2,57E+02	1,22E+02	9,04E+01	1,20E+02	kg CO ₂ e
AP	7,67E-02	1,67E-01	9,72E-02	7,16E-02	7,58E-04	kg SO ₂
ODP	0,00E+00	2,51E-03	1,47E-03	1,17E-03	7,63E-07	kg R11e
EP	0,00E+00	2,44E-02	1,30E-02	1,02E-02	3,27E-05	kg PO ₄ ³⁻ e

Tab 63 Mengenstellen des Gesamtauftrags bei additiver Fertigung

	MS1	MS2	MS3	MS4	Einheit
Kunststoff (POM)	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+00	0,00E+00	kg
Kühlmittel	0,00E+00	0,00E+00	4,48E-02	0,00E+00	kg
Hydrauliköl	0,00E+00	0,00E+00	2,54E-02	0,00E+00	kg
Bettbahnöl	0,00E+00	0,00E+00	1,90E-02	0,00E+00	kg
Fett	0,00E+00	0,00E+00	3,52E-04	0,00E+00	kg
Strom	0,00E+00	7,45E+02	2,28E+01	3,32E-02	kWh
Reinigungsmittel	0,00E+00	9,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	kg
Reinigungsmittelabfall	0,00E+00	9,00E+01	0,00E+00	0,00E+00	kg
Kühlschmierstoffabfall	0,00E+00	0,00E+00	9,46E-01	0,00E+00	kg
Fertigungsmaschinen	0,00E+00	2,48E-02	4,56E-03	6,38E-03	
Fläche	5,40E+00	9,28E-03	7,35E-01	1,03E+00	cm ²
Fahrten	1,50E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	km
Papier	1,92E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	kg
PC/Drucker	1,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
Möbel	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
GWP	3,15E+01	6,01E+02	9,04E+01	1,20E+02	kg CO ₂ e
AP	7,67E-02	2,32E+00	7,16E-02	7,58E-04	kg SO ₂
ODP	0,00E+00	1,71E-02	1,17E-03	7,63E-07	kg R11e
EP	0,00E+00	8,20E-02	1,02E-02	3,27E-05	kg PO ₄ ³⁻ e

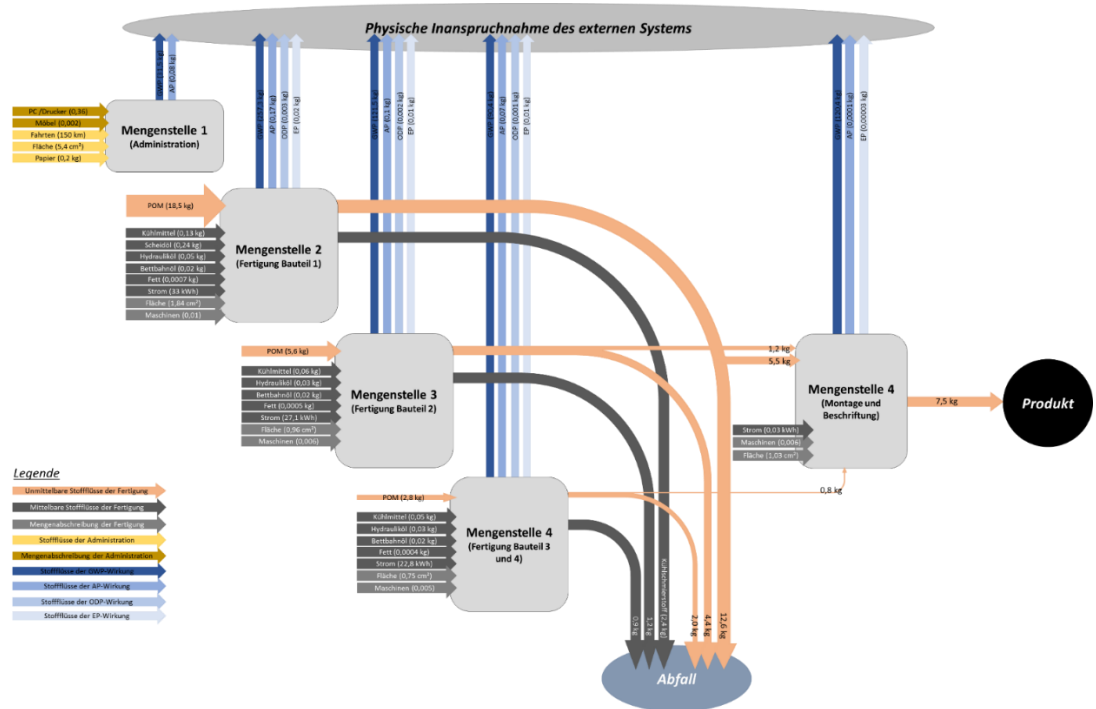


Abb. A6.1 Sankey-Diagramm des Gesamtauftrags bei abtragender Fertigung

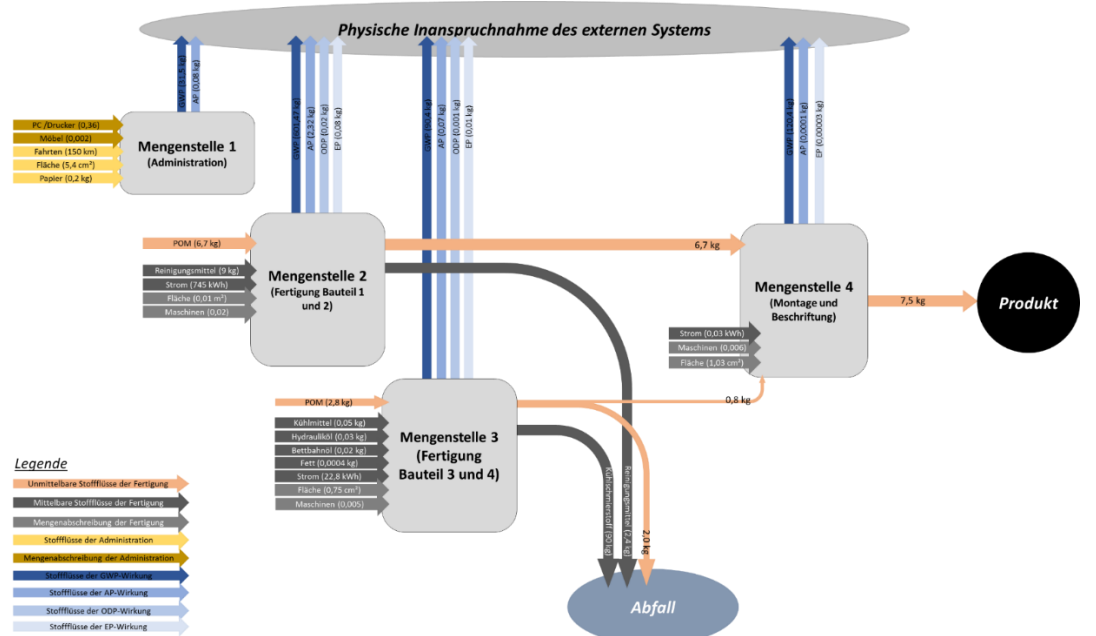


Abb. A6.2 Sankey-Diagramm des Gesamtauftrags bei additiver Fertigung

Die Erfolge im Bereich der nachhaltigen industriellen Wertschöpfung sind, trotz großer Anstrengungen in den letzten Jahren, marginal. Dies liegt nicht zuletzt an der unspezifischen Formulierung des Nachhaltigkeitskonzepts, das dem Anwender stets die Möglichkeit einräumt subjektive Ansprüche geltend zu machen. Die intendierte Erreichung des Ziels einer inter- und intragenerationellen Verteilungsgerechtigkeit wird hierdurch stark behindert, eine Operationalisierung kaum möglich. Damit es gelingen kann Produktionssysteme nach dem Diktum einer nachhaltigen Wertschöpfung zu konzipieren, ist eine zahlenmäßige Bezifferung von essentieller Bedeutung.

In der vorliegenden Dissertationsschrift entwickelt Robert Mieke eine Methode zur Quantifizierung der nachhaltigen Wertschöpfung von Produktsystemen an der ökonomisch-ökologischen Schnittstelle anhand ausgewählter Umweltprobleme. Basierend auf den ethisch-normativen Lehren Immanuel Kants und Hans Jonas', wird mit Hilfe der Erweiterung der Bilanzgrenze herkömmlicher betrieblicher Rechnungssysteme eine Objektivierung der Wertschöpfung produktions-technischer Handlungen erreicht.

ISBN 978-3-8396-1291-0



FRAUNHOFER VERLAG