

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
Lehrstuhl für
Betriebswissenschaften und Montagetechnik

**Bewertung der Ressourceneffizienz
RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze**

Kirsten Elisabeth Reisen

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Maschinenwesen der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Willibald A. Günthner

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Gunther Reinhart
2. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Günther Seliger
(Technische Universität Berlin)

Die Dissertation wurde am 02.07.2015 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät für Maschinenwesen am 02.12.2015 angenommen.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	V
Formelverzeichnis	IX
1 Einleitung	1
1.1 Motivation	1
1.2 Thematische Einordnung	3
1.2.1 Ressourcen und Ressourceneffizienz	3
1.2.2 Wertschöpfungsnetz	6
1.2.3 RFID-System	8
1.3 Zielsetzung der Arbeit	11
1.3.1 Ziel der Arbeit	11
1.3.2 Eingrenzung des Betrachtungsraums	11
1.4 Aufbau der Arbeit	12
2 Stand der Wissenschaft und Technik	15
2.1 Bewertung von RFID-Systemen	15
2.1.1 Potentiale von RFID	16
2.1.2 Ansätze zur Bewertung von RFID	23
2.2 Bewertung der Ressourceneffizienz	27
2.2.1 Methodische Grundlagen der Ökobilanz	28
2.2.2 Ökologische Bewertung in Wertschöpfungsnetzen	45
2.3 Zusammenfassende Analyse und Handlungsbedarf	54
3 Ansatz zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze	57
3.1 Anforderungen an die Methode	57
3.2 Konzeption der Bewertungsmethode	59
3.2.1 Einsatzzeitpunkt und Eingangsgrößen	59
3.2.2 Ökobilanzierung in Wertschöpfungsnetzen	61
3.2.3 Phasen der integrierten RFID-Bewertung	62
4 Vorgehen der Bewertung	65
4.1 Schritt 1: Spezifizierung des Wertschöpfungsnetzes	65
4.1.1 Zielsetzung	65
4.1.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens	66
4.2 Schritt 2: Identifikation der Ressourcenaufwände	71

4.2.1	Arten der Aufwände	71
4.2.2	Erfassung der Aufwände	71
4.3	Schritt 3: Identifikation von Nutzenpotentialen	72
4.3.1	Arten der Nutzenpotentiale	72
4.3.2	Erfassung der Nutzen	74
4.3.3	Vermeidung von Fehlerfolgen als Nutzenpotential	75
4.4	Schritt 4: Quantifizierung der Effekte	77
4.4.1	Vorgehen zur Quantifizierung	77
4.4.2	Aggregation der Nutzen und Aufwände	78
4.5	Schritt 5: Bewertung der Ressourceneffizienz	79
4.5.1	Berechnung der Umweltwirkung	79
4.5.2	Kalkulationsstruktur	79
4.6	Schritt 6: Bewertungsanalyse	81
5	Detaillierung der Methode	83
5.1	Einordnung in die Gesamtmethode	83
5.2	Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung	85
5.2.1	Anforderungen	85
5.2.2	Vorgehen zur Auswahl	87
5.2.3	Beschreibung der RFID-Anwendung	88
5.2.4	Auswahl der Wirkungskategorien	92
5.3	Berücksichtigung von Unsicherheiten	97
5.3.1	Definitionen	97
5.3.2	Unsicherheiten in Ökobilanzen	98
5.3.3	Übersicht über das Vorgehensmodell	105
5.3.4	Festlegung des Bewertungsrahmens	107
5.3.5	Datenqualität der Sachbilanz	109
5.3.6	Unsicherheiten in der Wirkungsabschätzung	112
5.3.7	Auswertung und Ergebnisaufbereitung	114
5.4	Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung	119
5.4.1	Anforderungen und Bewertung bestehender Ansätze	119
5.4.2	Vorgehen zur integrierten Bewertung	122
5.4.3	Formulierung des Optimierungsproblems	123
5.4.4	Berechnung der Handlungsalternativen	126
5.4.5	Pareto-Analyse	127
6	Anwendung der Ressourceneffizienzbewertung	131
6.1	Projektbeispiel	131
6.1.1	Aufbau des Bewertungsbeispiels	131
6.1.2	Durchführung der Bewertung	132
6.1.3	Diskussion der Ergebnisse	151
6.2	Bewertung der Methode	152
7	Zusammenfassung und Ausblick	157

A	Ergänzende Daten zur Konzeption der Methode	159
B	Ergänzende Daten zum Anwendungsbeispiel	161
C	Ökobilanzierung von Komponenten von RFID-Systemen	167
D	Verwendete Datensätze zur Ökobilanzierung	171
E	Verzeichnis betreuter Studienarbeiten	175
	Literaturverzeichnis	177

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
A	Aufwand
Abb.	Abbildung
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
a. g.	aufgrund
AHP	Analytical Hierarchy Process
ANP	Analytic Network Process
Anz.	Anzahl
Auto-ID	automatische Identifikation
autom.	automatisch
bew.	bewertet
BIP	Bruttoinlandsprodukt
C	Kohlenstoff
CBS	Cost-Benefit-Sharing
CFC-11	Trichlorfluormethan
C ₂ H ₄	Ethen
CML	niederl.: Centrum voor Milieukunde, Institut für Umweltforschung, Universität Leiden
CoBra	Cost and Benefits of RFID applications
CO ₂	Kohlendioxid
CTU _e	engl.: comparative toxic units (ecotoxicity), Vergleichseinheit zur Messung der Ökotoxizität
DCB	Dichlorbenzol
DE	Deutschland
DIN	Deutsches Institut für Normung
DMAIC	Define, Measure, Analyse, Improve, Control
EC	engl.: European Commission, Europäische Kommission
EEA	engl.: European Environmental Agency, Europäische Umweltagentur

EG	Erfüllungsgrad
EIO-LCA	Economic-Input-Output-Life-Cycle-Analysis
el.	elektrisch
ELCD	engl.: European reference Life Cycle Database, europäisches Referenzsystem für Lebenszyklusdaten
ELECTRE	franz.: ELimination Et Choix Traduisant la REalité, Elimination und Auswahl zum Ausdruck der Realität
engl.	englisch
EPA	United States Environmental Protection Agency
EPK	Ereignisgesteuerte Prozesskette
eq	Äquivalent
ERP	Enterprise Resource Planning
EU	Europäische Union
ext.	extern
FEFCO	franz.: Fédération Européenne des Fabricants de Carton Ondule, Europäische Vereinigung der Wellpappersteller
FMEA	engl.: Failure Mode and Effects Analysis, Fehlermöglichkeits- und -einflussanalyse
Forts.	Fortsetzung
GaBi	Ganzheitliche Bilanzierung
GEMIS	Globales Emissions-Modell integrierter Systeme
geogr.	geographisch
GeSI	Global e-Sustainability Initiative
GLO	global
GSCM	Green Supply Chain Management
H	Wasserstoff
HF	engl.: High Frequency, Hochfrequenz
i. d. R.	in der Regel
Id.-Nr.	Identifikationsnummer
IKT	Informations- und Kommunikationstechnologien
ILCD	engl.: International reference Life Cycle Data System, internationales Referenzsystem für Lebenszyklusdaten
int.	intern
IPCC	engl.: Intergovernmental Panel on Climate Change, zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen
ISO	engl.: International Organization for Standardization, internationale Organisation für Normung

KLT	Kleinladungsträger
KW	Kapitalwert
LCA	engl.: Life Cycle Analysis, Ökobilanz
LCI	engl.: Life Cycle Inventory, Sachbilanz
LCIA	engl.: Life Cycle Impact Assessment, Wirkungsabschätzung
LF	engl.: Low Frequency, Langwelle
MADM	Multi-Attribute Decision Making
MCDM	Multi-Criteria Decision Making
MES	Manufacturing Execution System
MODM	Multi-Objective Decision Making
MW	engl.: Microwave, Mikrowelle
N	Nutzen
N	Stickstoff
niederl.	niederländisch
NMVOC	engl.: non methane volatile organic compounds, flüchtige organische Verbindungen
OCR	engl.: Optical Character Recognition, optische Zeichenerkennung
ODP	engl.: Ozone Depletion Potential, Ozonabbaupotential
P	Phosphor
PA	Prozessautomation
PAF	engl.: Potentially Affected Fraction of species, Anteil potentiell beeinträchtigter Organismen
PD	Primärdaten
PEF	Product Environmental Footprint
PM2.5	engl.: Particulate Matter, Feinstaub (Teilchendurchmesser $\leq 2,5 \mu\text{m}$)
PO ₄	Phosphat
PROMETHEE	Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations
PS	Prozesssicherheit
PSt	Prozesssteuerung
PT	Prozesstechnik
R	Rang
R _g	geographische Repräsentativität
R _t	technische Repräsentativität

R _z	zeitliche Repräsentativität
RAN	RFID-based Automotive Network
RE	Ressourceneffizienz
Repräsent.	Repräsentativität
RER	Europa
RFID	Radio Frequency Identification
RFID-Cab	RFID-Cost and Benefit Analyzer
Sb	Antimon
SCC	Supply Chain Council
SCM	Supply Chain Management
SCOPEs	Scorecard-based Controlling and Planning Environment for Supply Chains
SCOR	Supply Chain Operations Reference Modell
SIM	engl.: subscriber identity module
SLT	Sonderladungsträger
SD	Sekundärdaten
SETAC	engl.: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Vereinigung für Ökotoxikologie und Umweltchemie
SO ₂	Schwefeldioxid
Tab.	Tabelle
TCO	Total Cost of Ownership
U ²³⁵	Uran, Isotop 235
UBA	Umweltbundesamt
UHF	engl.: Ultra High Frequency, Ultrahochfrequenz
UW	Umweltwirkung
V	Vollständigkeit
VDA	Verband der Automobilindustrie
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Z	Zuverlässigkeit
WMO	engl.: World Meteorological Organization, Weltorganisati- on für Meteorologie
zeitl.	zeitlich

Formelverzeichnis

Formelzeichen

Größe	Einheit	Bezeichnung
A	-	Menge der Aufwände eines RFID-Systems
a_i	-	Aufwand i eines RFID-Systems
A_t	€	Auszahlungen in Periode t
Afa_t	€	Steuerliche Abschreibung in Periode i
CF_{ij}	-	Charakterisierungsfaktor von j bzgl. der Wirkungskategorie i
e_i	-	Nutzen i eines RFID-Systems
E_k	%	Erfüllungsgrad der Alternative k
E_t	€	Einzahlungen in Periode t
g_i	-	Gewichtungsfaktor des Kriteriums i
i	-	Laufvariable
i	%	Kalkulationszinssatz
I_0	€	Investitionssumme
$I_{0,k}$	€	Investitionsauszahlung der Alternative k in Periode 0
I_{max}	€	maximal zulässige Investitionsauszahlung
j	-	Laufvariable
k	-	Laufvariable
KW	€	Kapitalwert
l	-	Anzahl zulässiger RFID-Teilsysteme
m	-	Anzahl der Aufwände eines RFID-Systems
$m_{j,A}$	versch.	Sachbilanzergebnis der Ressource j der Aufwände (A)
$m_{j,N}$	versch.	Sachbilanzergebnis der Ressource j der Nutzen (N)
n	-	Anzahl der Nutzen eines RFID-Systems
N	-	Menge der Nutzen eines RFID-Systems
\mathbb{N}	-	Menge der natürlichen Zahlen
$NB_{i, global}$	versch.	Normierungsbasis der Wirkungskategorie i (globales Referenzsystem)

o	-	Laufvariable
p	-	Laufvariable
q	-	Anzahl gleichzeitig zu maximierender Zielfunktionen
$\mathcal{P}(A)$	-	Potenzmenge der Menge A
r_{ij}	-	Abhängigkeit zwischen einem Nutzen e_i und Aufwand a_i eines RFID-Systems
R	-	Relationenmatrix der Abhängigkeiten zwischen Nutzen und Aufwänden
\mathbb{R}	-	Menge der reellen Zahlen
s	%	Ertragssteuersatz
t	a	Periode
$t_{a,k}$	a	Amortisationsdauer der Alternative k
t_{max}	a	maximal zulässige Amortisationsdauer
T	a	Nutzungsdauer
T_k	-	RFID-Teilsystem k
UW_{agg}	-	Aggregierte Umweltwirkung
WI_i	versch.	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i
$WI_{i, ref}$	versch.	Referenzwert für die Wirkungskategorie i
$WI_{i, norm}$	-	Spezifischer Beitrag in der Wirkungskategorie i
$WI_{i,A}$	versch.	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i der Aufwände (A)
$WI_{i,N}$	versch.	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i der Nutzen (N)
z_i	versch.	Zielfunktionswert des Kriteriums i der Alternative k
$z_{i,max}$	versch.	Zielwert des Kriteriums i
z_j	versch.	Zielfunktion
z_{min}	versch.	minimal zulässiger Zielfunktionswert
$z(x)$	-	Zielfunktionsvektor

1 Einleitung

1.1 Motivation

Die fortschreitende Entwicklung der Gesellschaft führt zu zahlreichen globalen Herausforderungen, die nicht nur Bewusstsein für Ressourceneffizienz sondern auch Maßnahmen zur Steigerung der Ressourceneffizienz erfordern. Der Anstieg der Weltbevölkerung sowie die Erhöhung des Lebensstandards in vielen Ländern führen zu einem steigenden Ressourcenverbrauch. Nicht nur die Reduktion des Verbrauchs von Ressourcen, sondern auch die Vermeidung des Eintrags von Stoffen mit Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt stellt eine Herausforderung dar (HERRMANN 2010, S. 7; WESTKÄMPER & ALTING 2000, S. 501). Die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010b) führt insgesamt drei sogenannte schützenswerte Bereiche auf: Menschliche Gesundheit, Ökosysteme und natürliche Ressourcen (s. Abb. 1.1, EC 2010b).

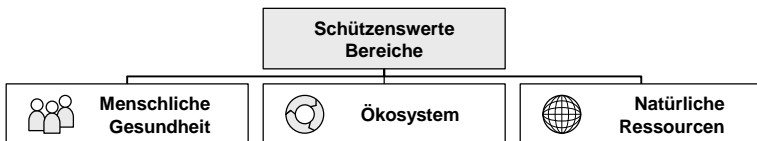


Abb. 1.1: Schützenswerte Bereiche (in Anlehnung an EC 2010b)

Im Zuge der fortschreitenden Globalisierung wird zudem ein weiterer kritischer Faktor identifiziert. Die gesteigerte Nutzung neuer Technologien, wie Informations- und Kommunikationstechnologien (IKT), stellt zum einen eine Herausforderung für die Ressourceneffizienz, zum anderen aber auch eine Chance dar, indem sie den Nutzen technischer Produkte maximieren können (WESTKÄMPER & ALTING 2000, S. 501). Studien zeigen, dass im Jahr 2020 die Anwendung von IKT die fünffache Menge an klimawirksamen Emissionen einsparen kann, als durch die Nutzung dieser Systeme entstehen. Intelligente Produktionssteuerungen, Dematerialisierung und optimierte Logistikprozesse tragen laut einer Studie der Global e-Sustainability Initiative (GeSI) zu einem Drittel dieser prognostizierten Einsparungen bei (THE CLIMATE GROUP 2008, S. 6, S. 30). Diese positiven Effekte entstehen jedoch nur dann, wenn IKT-Systeme intelligent, unter Berücksichtigung von Aspekten der Ressourceneffi-

zientz gestaltet werden. Andernfalls wird eine Vergrößerung des ökologischen Fußabdrucks prognostiziert (s. Abb. 1.2).

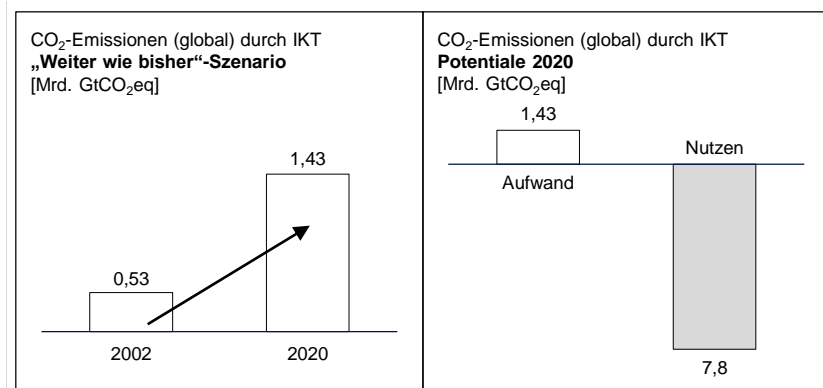


Abb. 1.2: Potentiale des Einsatzes von IKT zur Steigerung der Ressourceneffizienz (in Anlehnung an THE CLIMATE GROUP 2008)

Eine Technologie, die im Zusammenspiel mit IKT zur intelligenten Steuerung komplexer, globaler Wertschöpfungsnetze beitragen kann, stellt die RFID- (Radio-Frequency-Identification)-Technologie dar (vgl. CZAJA & KOCH 2006, S. 125). Durch die Speicherung von Informationen auf dem RFID-Transponder bzw. im zugehörigen Datennetzwerk können Informationen zum Zustand des Trägerobjekts des Transponders gewonnen werden und diese zur Steuerung von Prozessen eingesetzt werden (ABRAMOVICI 2009, S. 203). Eine intelligente Prozesssteuerung wiederum kann zur Reduzierung des Ressourcenverbrauchs beitragen. Durch die Vermeidung von Umetikettierung und durch die Digitalisierung von Informationen wird beispielsweise ein Beitrag zur Dematerialisierung und damit für mehr Ressourceneffizienz geleistet (IVANTYSYNOVA 2008, S. 47).

Auch wenn grundsätzlich ein steigendes Umweltbewusstsein bei Unternehmen zu erkennen ist (CURRAN 2006, S. 1) und der Bedarf zur Gestaltung nachhaltiger Wertschöpfungsnetze identifiziert wurde (HERRMANN 2010, S. 423), stellt in der Praxis insbesondere die Bewertung ökologischer Auswirkungen des Einsatzes von Technologien oder der Umgestaltung von Prozessen noch eine große Herausforderung dar (vgl. HAGELAAR & VAN DER VORST 2002, S. 399). Technologische Systeme wie RFID bestehen einerseits aus zahlreichen Komponenten und informatorischen Verknüpfungen. Andererseits existieren vielfältige Einsatzgebiete und es können somit verschiedenartige Potentiale realisiert werden. Eine vollständige Bewertung von Aufwand und Nutzen des Systems

ist somit die Grundvoraussetzung nicht nur zur Realisierung wirtschaftlicher Vorteile sondern auch zur Steigerung der Ressourceneffizienz.

1.2 Thematische Einordnung

In den folgenden Abschnitten werden die für das Verständnis der Zielstellung (s. Abschnitt 1.3) erforderlichen Begrifflichkeiten vorgestellt. Im Rahmen der thematischen Einordnung erfolgt zudem eine Definition und Abgrenzung der verwendeten Begrifflichkeiten.

1.2.1 Ressourcen und Ressourceneffizienz

1.2.1.1 Ressourcen

Für den Begriff der *Ressource* erfolgt in den verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen eine unterschiedliche Begriffsverwendung und -definition. Synonym zum Begriff der Ressource werden auch die Begriffe *Produktionsfaktor* oder *Einsatzfaktor* verwendet. Diese beschreiben in der Volkswirtschaftslehre die Inputs, die für die Erstellung von Gütern materieller (Produkten oder Waren) oder immaterieller (Dienstleistungen) Art benötigt werden. Es werden hier drei Arten der Produktionsfaktoren unterschieden: Boden, Arbeit und Kapital. Letzterer stellt einen sogenannten „derivativen Faktor“ dar, da dieser „durch das Zusammenwirken der ursprünglichen und natürlichen Faktoren Boden und Arbeit entstanden ist“ (WILDMANN 2007, S. 6). Neben diesen primären Produktionsfaktoren werden zudem noch die sog. sekundären Produktionsfaktoren für die Herstellung von Gütern und Dienstleistungen verwendet. Diese umfassen alle Zwischenprodukte oder Vorleistungen, die in ein Produkt eingehen (BEUTEL 2006, S. 1).

Im Rahmen der Entwicklung der Umweltökonomie, welche die volkswirtschaftliche Analyse um Umweltaspekte erweitert, wurde insbesondere die Beschreibung des Produktionsfaktors Boden als nicht mehr ausreichend angesehen, da andere Bestandteile der Natur vernachlässigt werden. Die Herstellung der erwünschten Güter impliziert zudem oftmals auch die Entstehung von unerwünschten Schadstoffen, welche auf die Umwelt einwirken. Der Produktionsfaktor Boden wurde daher weiter gefasst und durch den Begriff der *natürlichen Ressourcen* ersetzt (BEUTEL 2006, S. 29; ROGALL 2008, S. 57). ROGALL (2008, S. 58) unterscheidet wiederum vier Kategorien der natürlichen Ressourcen:

1. „Erneuerbare Ressourcen, die aber erschöpfbar sind, wenn ihre Regenerationsrate überschritten wird: alle Tiere und Pflanzen (Artenvielfalt).

2. Nicht erneuerbare Rohstoffe und Primärenergieträger (Kohle, Erdöl und Erdgas): Sie können sich in menschlichen Zeitmaßen nicht regenerieren und sind daher knapp.
3. Quasi unerschöpfliche Ressourcen (jedenfalls für menschliche Zeiträume) wie Sonne, Wind, Gezeiten und Erdwärme.
4. Umweltmedien: Boden, Wasser, Luft.“

Die Definition der European Environmental Agency (EEA) beschreibt die natürlichen Ressourcen als alle Bestandteile der Natur, die einen direkten oder indirekten Nutzen für die Menschheit bringen. Dies betont, dass neben der Bereitstellung stofflicher oder energetischer Ressourcen auch der aktive Beitrag des Ökosystems zur Erhaltung der Umweltqualität, bspw. durch die Absorption von Emissionen, eine Form der natürlichen Ressourcen darstellt (UBA & EEA 2006, S. 11). Es kann daher auch von *natürlichen Ressourcen im engeren Sinn* und *im weiteren Sinn* gesprochen werden (SCHÜTZ & BRINGEZU 2008, S. 90). Letzteres bezieht im Gegensatz zu den materiellen Ressourcen die Senkenfunktion der Umwelt ein (GIEGRICH ET AL. 2012, S. 8).

Der Ressourcenbegriff in der Betriebswirtschaftslehre umschließt die natürlichen Ressourcen im weiteren Sinne nicht, sondern beschreibt die Produktionsfaktoren aus der fertigungsbezogenen Perspektive. Zu den relevanten Ressourcen zählen demnach Personal, Betriebsmittel, Material und Betriebsstoffe sowie Informationen (GIENKE & KÄMPF 2007, S. 21; BULLINGER ET AL. 2008, S. 32). Eine Systematisierung dieser fertigungsorientierten Ressourcensicht liefert Gutenberg. Er untergliedert die Produktionsfaktoren in Elementarfaktoren und dispositive Faktoren. Die dispositive Arbeit umfasst Tätigkeiten der Planung und Lenkung der Produktion, während zu den Elementarfaktoren die menschliche Arbeit nicht-dispositiver Natur sowie Betriebsmittel und Materialien zählen (GUTENBERG 1983, S. 3 ff.). Diese originäre Definition der Produktionsfaktoren nennt die Ressource Information nicht explizit. Aufgrund der ansteigenden Bedeutungen von Informationen in der Produktionssteuerung empfiehlt WANNENWETSCH (2003, S. 337 f.) eine Ergänzung dieser Ressource unter den dispositiven Faktoren.

1.2.1.2 Ressourceneffizienz

Unter *Effizienz* wird grundsätzlich das Verhältnis aus Nutzen und Aufwand verstanden. Nach dem sogenannten ökonomischen Prinzip ist es daher erstrebenswert, entweder einen angestrebten Nutzen mit einem minimalen Aufwand (Minimalprinzip) oder mithilfe eines gegebenen Aufwands einen maximalen Nutzen zu erreichen (Maximalprinzip). Aus der betriebswirtschaftlichen Sichtweise lässt sich dabei der Aufwand über die Quantität der eingesetzten Produktionsfaktoren (s. Abschnitt 1.2.1.1), der Nutzen über den Wert der erzeugten Güter

abbilden (BAUMGARTNER ET AL. 2009, S. 146). Synonym für die Effizienz der Fertigung wird auch der Begriff der *Produktivität* verwendet (EVERSHEIM 1999, S. 584).

Vor dem Hintergrund der Bestrebungen zur Steigerung der ökologischen Nachhaltigkeit haben sich verschiedene Definitionen herausgebildet, welche die Effizienz des Ressourceneinsatzes beschreiben. Den Kennzahlen ist ihr relativer Charakter gemein. Sie werden dabei jedoch uneinheitlich als Effizienz bzw. Produktivität bezeichnet. Diesen Aspekt spiegelt auch die zugehörige Definition der Europäischen Kommission wieder (EC 2003, S. 9):

„Ressourceneffizienz oder Ressourcenproduktivität lassen sich als die *Effizienz* definieren, mit der Energie und Materialien in der Wirtschaft genutzt werden, d.h. der Mehrwert je Einheit Ressourceninput.“

Auch ROGALL (2008, S. 26) verwendet die Begriffe Ressourceneffizienz und Ressourcenproduktivität synonym und definiert diese als „Verhältnis vom Output zum Einsatz der natürlichen Ressourcen“. MÜLLER (2001, S. 31) und FRANKE (2006, S. 4) behalten dagegen den Nutzenbegriff der klassischen Effizienzdefinition bei und verwenden den Begriff der Nutzenproduktivität in ihren Ansätzen. Diese wird dabei wie folgt definiert (MÜLLER 2001, S. 31):

„In welchem Maße mehr Nutzen mit weniger Ressourcen zur Verfügung gestellt wird, soll daher durch die Nutzenproduktivität von Ressourcen ausgedrückt werden. Nutzenproduktivität von Ressourcen ist das Verhältnis aus erzieltm Nutzen zu eingesetzten Ressourcen.“

Der Nutzen stellt dabei die Kundenperspektive dar, wobei sich dieser wieder in finanzielle Größen über einen gesteigerten Gewinn bei gleichbleibenden Ressourceneinsatz übersetzen lässt (MÜLLER 2001, S. 127). VERFAILLIE & BIDWELL (2000, S. 3) verknüpfen im Eco-efficiency-Indikator ebenfalls ökonomische mit ökologischen Aspekten, indem dem Wert eines Produktes oder einer Dienstleistung die zugehörigen umweltrelevanten Einflüsse gegenübergestellt werden. Dies können unter anderen der Energie- und Materialverbrauch, der Wasserverbrauch oder die Emission von Treibhausgasen sein (VERFAILLIE & BIDWELL 2000, S. 3). SCHÜTZ & BRINGEZU (2008, S. 105 f.) schlagen hierzu vor, bei Verwendung ökonomischer Nutzengrößen das Verhältnis aus Nutzen zu Aufwand als Produktivitätsgrad zu bezeichnen:

„Ressourceneffizienz bezieht sich allgemein auf das Verhältnis eines erwünschten Outputs eines Prozesses zu dem damit verbundenen Ressourcenaufwand oder -input. Ist der Output eine ökonomische

Größe, z. B. Wertschöpfung oder BIP, so spricht man im gesamtwirtschaftlichen Kontext von *Ressourcenproduktivität*. Die Ressourceneffizienz von Prozessen kann sich jedoch auch auf das Verhältnis von physischen Relationen beziehen, z. B. das Verhältnis von verwerteter Rohstoffentnahme zur Gesamtextraktion von Primärmaterial.“

		Nutzen	
Aufwand	Ökonomische Bezugsgröße	Physische Bezugsgröße	
Ressourcen im engeren Sinne	<i>Rohstoffproduktivität</i> (GIEGRICH 2012)	<i>Ressourceneffizienz</i> (STAHEL 1993)	<i>Ressourcenproduktivität</i> (RITTHOFF 2002, SCHMIDT-BLEEK 1997)

Ressourcen im weiteren Sinne	<i>Nutzenproduktivität</i> (MÜLLER 2001)	<i>Ressourceneffizienz</i> (REINHART 2010)	<i>Ressourceneffizienz/-produktivität</i> (EC 2003, ROGALL 2008)
	<i>Ökoeffizienz</i> (VERFALLIE 2000)		

Abb. 1.3: Ressourceneffizienz – Begriffsverständnis und Betrachtungsumfang

Die unterschiedlichen Definitionen der Ressourceneffizienz lassen sich folglich anhand der möglichen Ausprägungen von Zähler und Nenner des Effizienzgrads ordnen. Um den Nutzen zu beschreiben, kann als Bezugsgröße entweder eine ökonomische Kennzahl, wie bspw. der Produktpreis oder das Bruttoinlandsprodukt, gewählt werden oder eine physische Kennzahl, wie eine Masse, herangezogen werden. Der Aufwand lässt sich analog anhand des im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Ressourcenverständnisses charakterisieren. Enthält die Größe ausschließlich Werte für Material und Energie, so kann von *Ressourceneffizienz im engeren Sinne* gesprochen werden, sind alle natürlichen Ressourcen eingeschlossen, so drückt der Effizienzgrad die *Ressourceneffizienz im weiteren Sinne* aus (REINHARDT 2013, S. 7). Abbildung 1.3 ordnet die vorhandenen Definitionen anhand der erläuterten Kriterien.

1.2.2 Wertschöpfungsnetz

Eine steigende Variantenvielfalt sowie der hohe Innovationsdruck führen dazu, dass sich Unternehmen zunehmend auf ihre Kernkompetenzen konzentrieren (ABELE & REINHART 2011, S. 41). Dies führt dazu, dass an der Erstellung von Produkten meist mehrere Unternehmen beteiligt sind. Ein Unternehmen

übernimmt dabei das Produkt bzw. mehrere Vorprodukte von einer vorgelagerten Stufe und verarbeitet diese weiter mit dem Ziel, das Produkt zu einem höheren Wert an eine nachgelagerte Stufe weiterzugeben (MÖLLER 2006, S. 76). Diese Form der Verbindung zwischen Unternehmen kann als Unternehmensnetzwerk, Wertschöpfungsnetzwerk oder strategisches Netzwerk bezeichnet werden. Die Begrifflichkeiten werden häufig synonym verwendet (PICOT ET AL. 2008, S. 247).

Wertschöpfung wird allgemein als „[...] Prozess des Schaffens von Mehrwert durch Bearbeitung [...]“ definiert, wobei der Mehrwert als „[...] Differenz zwischen dem Wert der Abgabeleistungen und der übernommenen Vorleistung [...]“ bezeichnet werden kann (MÜLLER-STEWENS & LECHNER 2005, S. 369). PFEIFFER & WEISS (1994, S. 85) charakterisieren ein *Wertschöpfungsnetzwerk* als „eine Menge von Unternehmen bzw. Institutionen, zwischen denen definierte Relationen bestehen“. Die Verwendung des Netzwerkbegriffs stellt dabei eine erweiterte Betrachtung des Begriffs der Wertschöpfungskette dar: „Kern des erweiternden Gedankens ist, dass das Bild einer Kette impliziert, dass jedem Schritt der Wertschöpfung genau ein Schritt vorgelagert ist und genau einer folgt. Der Begriff Wertschöpfungsnetzwerk soll der Tatsache Rechnung tragen, dass Wertschöpfungsprozesse in vernetzten Schritten stattfinden, die nicht zwangsläufig *in Reihe* geschaltet sind und nicht einer *eins zu eins*-Zuordnung folgen“ (KLAUS 2008, S. 637). Häufig wird in der Literatur auf die Definition von SYDOW (2005, S. 79) verwiesen:

„Ein Unternehmensnetzwerk stellt eine auf die Realisierung von Wettbewerbsvorteilen zielende Organisationsform ökonomischer Aktivitäten dar, die sich durch komplex-reziproke, eher kooperative denn kompetitive und relativ stabile Beziehungen zwischen rechtlich selbständigen, wirtschaftlich jedoch zumeist abhängigen Unternehmen auszeichnet.“

Einen weiteren benachbarten Begriff stellt die *Supply Chain* dar. Im Gegensatz zum allgemeineren Wertschöpfungsbegriff werden hier „Versorgungs- und Verfügbarkeitsaspekte“ und somit logistische Gestaltungsmaßnahmen stärker betont (KLAUS 2008, S. 546). HARRINGTON (1995, S. 30) dagegen präsentiert eine weitergefasste Definition der Supply Chain, welche in ihren Kernaspekten mit den oben vorgestellten Verständnis der Unternehmens- und Wertschöpfungsnetzwerke übereinstimmt:

„This approach views the supply chain as product and information flow, encompassing all parties beginning with the supplier’s supplier and ending with consumers or end users. This supply chain view flows bi-directional. It can be defined as groups of enterprises (suppliers, customers, producers, and service providers) that link together to acquire, purchase, convert/manufacture, assemble, and

distribute goods and services to the ultimate consumers or end users.“

Eines der Hauptziele von Netzwerken stellt das Erreichen von Wettbewerbsvorteilen (BLECKER 1998, S. 15) und damit die „Schaffung von ökonomischen Mehrwert“ (BENGER 2007, S. 97) dar. HAUPT (2003, S. 43 f.) nennt zudem den Zugang zu Märkten und Technologien, Ressourceneinsparungen sowie die Risikoabsicherung als Motive für die Bildung von Unternehmensnetzwerken. Anstelle einer zentralen Lenkungsfunktion identifiziert BENGER (2007, S. 97) eine zunehmende Bedeutung der Selbstorganisation in Wertschöpfungsnetzwerken. Die Basis hierfür ist der Einsatz von Informations- und Kommunikationstechnologien zum Austausch dezentral vorhandener Informationen.

1.2.3 RFID-System

Zur Beherrschung einer steigenden Variantenanzahl sowie einer erhöhten Produktkomplexität müssen relevante Daten über die verschiedenen Stufen im Wertschöpfungsnetzwerk erfasst werden. Sowohl die Anzahl der benötigten Daten als auch der Detaillierungsgrad sind dabei in den letzten Jahren enorm angewachsen. Da die manuelle Dateneingabe jedoch zeit- und kostenintensiv und zudem fehleranfällig ist, wurden unterstützende automatische Identifikationssysteme entwickelt (MELSKI 2006, S. 2 f.). Diese bilden die Schnittstelle zwischen der realen und der digitalen Welt in Form von IT-Systemen und erhöhen so die „Effizienz der Interaktion“ (STRASSNER 2006, S. 26, S. 54).

Die Aufgabe von Auto-ID-Systemem ist die Bestimmung der Identität von Objekten, häufig über eine eindeutige Nummer als Verweis auf zugehörige Datensätze (CHRIST & FLEISCH 2003, S. 293 f.). Verbreitet Anwendung finden Auto-ID-Systeme u. a. „in vielen Dienstleistungsbereichen, in der Beschaffungs- und Distributionslogistik, im Handel, in Produktionsbetrieben und Materialflusssystemen“ (FINKENZELLER 2006, S. 1). Häufig verwendete Technologien sind dabei RFID (Radio Frequency Identification), Barcode oder Texterkennung (Optical Character Recognition, OCR) (FINKENZELLER 2006, S. 2; STRASSNER 2006, S. 54). Die verschiedenen Auto-ID-Systeme können entsprechend ihrem technischem Funktionsprinzip in optische, magnetische, biometrische und elektronische Systeme eingeteilt werden (s. Tab. 1.1).

Eines der bekanntesten und am häufigsten angewendeten Auto-ID-Verfahren ist der Barcode. Hier wird eine Feld von parallel angeordneten, unterschiedlich breiten Strichen und Lücken über optische Laserabtastung ausgelesen. Diese Form der Identifikation stellt zwar eine sehr kostengünstige Lösung dar, bietet jedoch nur eine geringe Speicherkapazität und lässt sich nicht umprogrammieren. Eine Lösung hierfür bietet die RFID-Technologie, da hier die Datenspeicherung auf einem Siliziumchip erfolgt. RFID bietet im Gegensatz zu

Tabelle 1.1: Einteilung der Auto-ID-Systeme (KOYUNCU 2009, S. 55)

Auto-ID-Systeme			
Optisch	Magnetisch	Biometrisch	Elektronisch
Barcode	Magnetstreifen	Fingerabdruck	Chipkarten
OCR	Magnetband	Sprache	(kontaktbehaftet)
QR-Code		Augennetzhaut	RFID

kontaktbehafteten Chipkarten, wie z. B. Geldkarten oder Handy-SIM-Karten, oder auch dem Barcode die Möglichkeit zum kontaktlosen Speichern und Auslesen der gespeicherten Daten (FINKENZELLER 2006, S. 1). Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass nicht nur ein Objekt sondern mehrere Objekte gleichzeitig über das sogenannte Bulk-Reading erfasst werden können (HANSEN & GILLERT 2008, S. 164). Die Schreib- und Lesevorgänge erfolgen hierbei über die Nutzung (elektro-)magnetischer Felder (FINKENZELLER 2006, S. 6). Eine ausführliche Einführung zur Funktionsweise sowie einen Vergleich verschiedener Auto-ID-Verfahren geben FINKENZELLER (2006, S. 8), LOLLING (2003, S. 51 ff.), STRASSNER (2006, S. 55) und SWEENEY & NIEMEYER-STEIN (2006, S. 64 f.).

Jedoch unterscheiden sich nicht nur die verschiedenen Auto-ID-Verfahren untereinander. Auch bei der Auswahl eines RFID-Systems müssen folgende Aspekte berücksichtigt werden, welche durch den technischen Aufbau des Systems begründet werden (FINKENZELLER 2006, S. 8; HANSEN & GILLERT 2008, S. 163 ff.; LOLLING 2003, S. 80 ff.; MELSKI 2006, S. 7 ff.; STRASSNER 2006, S. 58 ff.):

- Lesereichweite
- Lesegeschwindigkeit, Datenübertragungsrate
- Lesezuverlässigkeit
- Pulkerfassung
- Speicherkapazität
- Energieversorgung
- Bauform
- Empfindlichkeit gegenüber Umgebungsbedingungen, Störanfälligkeit und Schmutzempfindlichkeit
- Integration von Sensorik
- Anschaffungs- und Betriebskosten

Diese Faktoren werden maßgeblich durch die genutzte Sendefrequenz wie auch die Energieversorgung der Datenträger (Transponder) bestimmt. Transponder, die über eine Stromversorgung verfügen, werden als aktive Transponder bezeichnet. Passive Transponder dagegen entnehmen die für die Datenübertragung notwendige Energie dem durch das Lesegerät induzierten (elektro-)magnetischen Feld (FINKENZELLER 2006, S. 23). Die kostengünstigeren passiven Systeme bilden in der praktischen Anwendung die Mehrheit aller genutzten Systeme (LOLLING 2003, S. 83). Die genutzte Frequenz bestimmt hier maßgeblich die Leistungsmerkmale des RFID-Systems. Generell werden vier Frequenzbänder unterschieden: LF (Low Frequency), HF (High Frequency), UHF (Ultra High Frequency) und MW (Microwave) (STRASSNER 2006, S. 59).

Für den Begriff des RFID-Systems existiert bisher keine eindeutige Definition. *Im engeren Sinne* besteht ein RFID-System aus den bereits Erwähnung gefundenden Grundbestandteilen der Transponder und Schreib-Lesegeräte (FINKENZELLER 2006, S. 7; LOLLING 2003, S. 81). In einem weiteren Begriffsverständnis eines RFID-Systems sind für die Nutzung der über Transponder und Schreib-/Lesegeräte erfassten Daten aber noch weitere Komponenten notwendig. Dies kann eine sogenannte Middleware sein, welche die Daten sammelt und wiederum an übergeordnete Systeme, wie Enterprise-Resource-Planning-(ERP)- oder Manufacturing-Execution-System-(MES)-Systeme, weitergibt (GILBERG 2009, S. 51; KOYUNCU 2009, S. 59; LEPRATTI ET AL. 2012, S. 38; MELSKI 2006, S. 8; SEITER ET AL. 2007, S. 20; STRASSNER 2006, S. 58). Soll ein überbetrieblicher Austausch von Ereignisinformationen erfolgen, macht dies den Einsatz einer zentralen Instanz, eines sog. Infobrokers, erforderlich, der den Informationsaustausch zwischen den Unternehmen regelt (REINHART ET AL. 2013a, S. 106). Dabei ist jeweils die softwaretechnische Umsetzung wie auch die notwendige Hardware in die Betrachtung des RFID-Systems einzuschließen. Abbildung 1.4 zeigt den sich daraus ergebenden Aufbau eines RFID-Systems *im weiteren Sinne*.

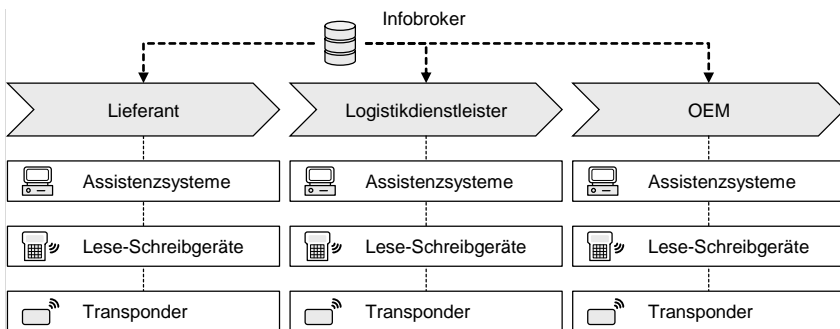


Abb. 1.4: Beispiel für ein unternehmensübergreifendes RFID-System

Mit Hilfe von RFID-Systemen können unterschiedliche Anwendungen realisiert werden. Dies kann die Automation von Prozessen, die Erhöhung der Prozesssicherheit oder auch die Steuerung von Prozessen umfassen (REINHART ET AL. 2013b). In der vorliegenden Arbeit wird daher übergreifend der Begriff des RFID-gestützten Wertschöpfungsnetzes verwendet.

1.3 Zielsetzung der Arbeit

1.3.1 Ziel der Arbeit

Ziel der Arbeit ist die Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze. Die Methode soll zur Unterstützung der Implementierungsentscheidung bei RFID-Projekten eingesetzt werden. Die Ressourceneffizienz wird dabei als ergänzendes Bewertungskriterium neben Aspekten der Wirtschaftlichkeit herangezogen werden. Ein Einsatz der Methode soll zum einen vor der Umsetzung eines RFID-Projektes während der Planung der Ausgestaltung des RFID-Systems möglich sein. Zum anderen muss auch nach der Implementierung der Umsetzungserfolg überprüft werden.

Die Auswirkungen des RFID-Einsatzes auf die Ressourceneffizienz sollen dabei ganzheitlich erfasst werden, d. h. es werden sowohl Nutzen als auch Aufwände des RFID-Systems in die Bewertung einbezogen. Der Anwender der Methode soll bei der Identifikation, Quantifizierung und Bewertung dieser Effekte unterstützt werden. Eine weitere Herausforderung stellt die anwendungsfallspezifische Auswahl von Bewertungskennzahlen dar. Methodische Entscheidungen sowie verwendete Modelle zur Quantifizierung der Effekte sollen ebenso aufgezeigt werden wie mit der Bewertung einhergehende Unsicherheiten. Es wird angestrebt, die Methode so zu gestalten, dass diese mit einem möglichst geringen Zusatzaufwand ergänzend zur Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt werden kann. Die Ergebnisse sowohl der Wirtschaftlichkeit als auch der Ressourceneffizienz sollen gegenübergestellt und gemeinsam analysiert werden.

1.3.2 Eingrenzung des Betrachtungsraums

Unter Berücksichtigung der in der thematischen Einordnung gegebenen Definitionen soll im Folgenden die Zielstellung konkretisiert werden. Hinsichtlich der in der Bewertung zu berücksichtigenden Ressourcen soll entsprechend der Begrifflichkeit der *Ressourcen im weiteren Sinne* neben den energetischen bzw. materiellen Ressourcen auch die Erhaltung der sonstigen Umweltqualität in die Bewertung eingehen. Eine Bewertung soll sowohl für Prozesse innerhalb eines *Unternehmens* möglich sein als auch für unternehmensübergreifende

Betrachtungen innerhalb eines *Wertschöpfungsnetzes*. Den Anwendungsfall für die Ressourceneffizienzbewertung stellt der Einsatz von RFID-Systemen dar. Der Einsatz der zu entwickelnden Methode für die Bewertung anderer IKT-gestützter Steuerungssysteme wird nicht explizit berücksichtigt, eine Übertragung soll jedoch möglich sein. Die in der Bewertung zu berücksichtigenden Effekte sollen nicht nur die direkten Effekte der effizienten Datenerfassung berücksichtigen, sondern gehen von einem *RFID-System im weiteren Sinne* aus. Durch die Nutzung der Daten zur Steuerung von Prozessen können zusätzliche Nutzen generiert werden. Abbildung 1.5 visualisiert den Betrachtungsumfang der Arbeit.

Merkmalsausprägung	Merkmal	
Ressourcen	Ressourcen im engeren Sinn	Ressourcen im weiteren Sinn
Prozesse	Einzelunternehmen	Wertschöpfungsnetz
Anwendung	RFID-System	Andere IKT-Systeme
	RFID-System im engeren Sinn	RFID-System im weiteren Sinn


 Betrachtungsumfang

Abb. 1.5: Betrachtungsumfang der Arbeit

1.4 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in sieben Kapitel, deren Struktur in Abbildung 1.6 dargestellt ist. In diesem Kapitel wurde die Motivation zur Erstellung der Arbeit dargelegt sowie wichtige Begrifflichkeiten definiert. Auf dieser Basis erfolgte die Bestimmung der Zielstellung der Arbeit.

In Kapitel 2 wird der Stand der Wissenschaft und Technik beschrieben. Dieser gliedert sich in zwei thematische Schwerpunkte. Zunächst werden die Potentiale des RFID-Einsatzes in Wertschöpfungsnetzen sowie die Implikationen für die Ressourceneffizienz aufgezeigt. Zudem werden bestehende Ansätze zur Bewertung von RFID-Systemen vorgestellt. Anschließend werden Ansätze zur Bewertung der Ressourceneffizienz diskutiert. Hierbei werden zunächst die methodischen Grundlagen der Ökobilanzierung erläutert, bevor spezifische Ansätze und Anwendungsbeispiele beschrieben werden.

Auf Basis des abgeleiteten Handlungsbedarfs werden in Kapitel 3 Anforderungen an die Methode zur Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze abgeleitet und die grundlegende Konzeption der Methode dargelegt.

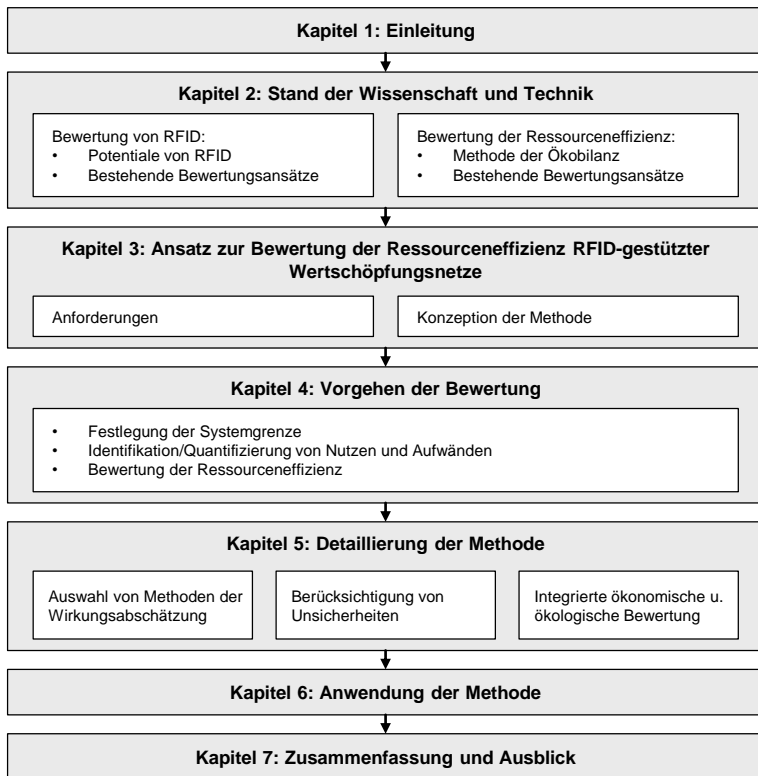


Abb. 1.6: Struktur der Arbeit

Kapitel 4 beschreibt anschließend für jeden Bewertungsschritt das grundsätzliche Vorgehen der Methode. Ein Schwerpunkt ist dabei die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Bewertung sowie die Identifikation und die Quantifizierung der Nutzen und der Aufwände des RFID-Einsatzes. Kapitel 5 detailliert den identifizierten Handlungsbedarf. Hierzu gehören die Auswahl von Kennzahlen für die Ressourceneffizienzbewertung, die Berücksichtigung von Unsicherheiten sowie die integrierte ökonomische und ökologische Bewertung. Das Vorgehen wird anschließend in Kapitel 6 für die Bewertung eines Anwendungsfalls aus der Behälterlogistik genutzt. Zudem wird die Erfüllung der Anforderungen kritisch diskutiert und es erfolgt eine abschließende Bewertung der entwickelten Methode. Abschließend fasst Kapitel 7 die vorliegende Arbeit zusammen. Im Rahmen des Ausblicks werden Ideen für weiteren Forschungsbedarf im Themenkontext der behandelten Fragestellung aufgezeigt.

2 Stand der Wissenschaft und Technik

In Hinblick auf die Zielstellung der vorliegenden Arbeit gliedert sich die Darstellung des Stands der Wissenschaft und Technik in zwei thematische Schwerpunkte: die Bewertung des RFID-Einsatzes sowie der Ressourceneffizienz. Abschnitt 2.1 gibt zunächst einen Überblick über die Potentiale des RFID-Einsatzes und deren Bewertung. Die ökologische Bewertung orientiert sich grundsätzlich an den in der DIN 14040 (2006) beschriebenen und in der DIN 14044 (2006) detaillierten Methode der Ökobilanzierung, die in Abschnitt 2.2.1 beschrieben wird. Abschnitt 2.2.2 gibt anschließend einen Überblick über Anwendungen der ökologischen Bewertung in Wertschöpfungsnetzwerken.

2.1 Bewertung von RFID-Systemen

Eine der maßgeblichen Herausforderungen bei der Bewertung von RFID-Systemen stellt die anwendungsfallsspezifische Identifikation der Nutzenpotentiale der RFID-Technik dar, insbesondere, wenn eine überbetriebliche Anwendung bewertet werden soll (ABRAMOVICI 2009, S. 201; GILBERG 2009, S. 11). Bevor daher in Abschnitt 2.1.2.1 und Abschnitt 2.1.2.2 existierende Ansätze zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz des RFID-Einsatzes vorgestellt bzw. diskutiert werden, werden zunächst die mit der Technologie verbundenen Nutzen und Aufwände beschrieben. Abschnitt 2.1.1.1 beschreibt die Nutzenpotentiale der RFID-Technologie im Allgemeinen und stellt Ansätze zur Systematisierung derselben vor. Als *Nutzen* wird dabei das Maß verstanden, welches den Wert bzw. die Vorteilhaftigkeit eines Gutes (z. B. einer Technologie) ausdrückt. Dem voraus geht das Vorhandensein eines *Nutzenpotentials*, welches durch seine Realisierung zum tatsächlichen Nutzen wird (GAUSEMEIER ET AL. 2009, S. 22 f.; PÜMPIN 1992, S. 19). Darauf aufbauend werden die Nutzenpotentiale der RFID-Technologie hinsichtlich ihrer Möglichkeit zur Steigerung der Ressourceneffizienz herausgearbeitet (Abschnitt 2.1.1.2) und anschließend den technologischen Aufwänden gegenübergestellt (Abschnitt 2.1.1.3). Nutzen und Aufwände, die mit dem RFID-Einsatz verbunden sind, werden im Folgenden zusammenfassend als *Effekte des RFID-Einsatzes* bezeichnet.

2.1.1 Potentiale von RFID

2.1.1.1 Nutzen der RFID-Technologie

Die Nutzen der RFID-Technologie stellen eine in der Literatur häufig aufgegriffene Thematik dar. Zahlreiche Veröffentlichungen behandeln die Identifikation potentieller Nutzen und stellen Ansätze zur Strukturierung dieser Nutzen vor (UCKELMANN 2012, S. 81). CZAJA & KOCH (2006, S. 125) betonen, dass RFID lediglich eine „Enabling-Technologie“ darstellt: Nur durch die Anbindung an entsprechende Informations- und Kommunikationssysteme zum Datenaustausch bzw. zur Datenweiterverarbeitung, wie sie in Abschnitt 1.2.3 beschrieben werden, können alle Nutzenpotentiale auch realisiert werden. Die Anwendung der RFID-Technologie konzentriert sich dabei auf keine spezifische Branche. Eine hohe Bedeutung kommt ihr jedoch in der Transport- und Logistikbranche, im Einzelhandel, der Gesundheitsbranche aber auch in der Produktion zu (LOLLING 2003, S. 102; MACMILLAN-DAVIS 2006, S. 3). Einen Überblick über Fallstudien aus verschiedenen Branchen geben SARAC ET AL. (2010, S. 88). Weitere RFID-Fallstudien sind bei BANKS (2007, S. 299 ff.), IVANTYSYNOVA (2008, S. 16 ff.), STRASSNER ET AL. (2005, S. 153 ff.) oder TELLKAMP (2006, S. 76 ff.) zu finden.

Mit dem Einsatz der RFID-Technologie sind allgemein eine Vielzahl von Nutzenpotentialen verbunden. Diese sind u. a. verringerte Bestände, kürzere Durchlaufzeiten, eine höhere Automatisierung oder ein besserer Kundenservice (IVANTYSYNOVA 2008, S. 47; ABRAMOVICI 2009, S. 203; SCHMITT & MICHAELLES 2008, S. 27). RHENSIUS & DÜNNEBACKE (2009, S. 125 ff.) beispielsweise geben auf Basis einer Literaturrecherche einen umfassenden Überblick über die einzelnen RFID-Nutzenpotentiale.

Maßgeblich dafür, welcher Nutzen mit der Anwendung erzielt wird, ist das Objekt, das mit einem RFID-Transponder versehen wird. VILKOV & WEISS (2008, S. 281) unterscheiden sechs Ebenen der Prozessobjekte:

- Ebene 0: Produkt
- Ebene 1: Produktverpackung
- Ebene 2: Transporteinheit
- Ebene 3: Wiederverwendbare Transporteinheit
- Ebene 4: Frachtcontainer
- Ebene 5: Fahrzeug

Werden Paletten mit Transpondern versehen, können beispielsweise Lagerbestände überprüft werden. Werden Umverpackungen gekennzeichnet, kann dies zum Diebstahlschutz eingesetzt werden. Durch Transponder auf einzelnen Produkten können zum Beispiel Rückrufprozesse effizienter gestaltet werden oder Montageprozesse gesteuert und kontrolliert werden (ALEXANDER ET AL. 2002, S. 7). In automobilen Wertschöpfungsnetzen kann RFID bspw. zur Nachverfolgung von Objekten (Tracking und Tracing), zur Optimierung von Supply-Chain-Prozessen, für die Produktionssteuerung, den After-Sales-Service und auch zur Prozessabsicherung eingesetzt werden.

Zur strukturierten Darstellung der zahlreichen RFID-Nutzenpotentiale wurden mehrere Darstellungsformen erarbeitet (UCKELMANN 2012, S. 81). Diese unterstützen vor allem die systematische Identifikation von Nutzenpotentialen für RFID-Anwendungen und können folgenden Kategorien zugeordnet werden:

- Wirtschaftliche Kennzahlensysteme
- Gliederung nach der Quantifizierbarkeit der Nutzen
- Nutzenzuordnung zu Partnern im Wertschöpfungsnetz
- Gliederung nach IT-Wirkungseffekten
- Sonstige

Bei der Nutzenkategorisierung in Form eines Kennzahlensystems werden einzelne RFID-Nutzen verschiedenen wirtschaftlichen Kenngrößen zugeordnet. USTUNDAG & TANYAS (2009, S. 31) ordnen bspw. Nutzenpotentiale wie die Erhöhung der operationalen Effizienz, die Reduktion von Fehlern, die erhöhte Transparenz sowie eine erhöhte Sicherheit durch Diebstahlschutz Kenngrößen, wie dem Bestandslevel, der Produktverfügbarkeit und entgangenen Umsätzen zu. Wie die meisten der vorhandenen Ansätze ist das Kennzahlensystem mehrstufig aufgebaut, so dass die genannten Faktoren auf der nächsten Stufe in die zugehörigen Kostenfaktoren, wie z. B. Lohn- oder Bestandskosten übersetzt werden. GILBERG (2009, S. 114) führt neben der Kostenreduktion zugleich die Möglichkeit zur Umsatzsteigerung als weiteres Nutzenpotential von RFID auf. KHAN & KURNIA (2006, S. 7) und FLEISCH ET AL. (2004, S. 12) beziehen alle Nutzen auf die übergeordnete Kenngröße des Unternehmenswerts (Shareholder Value). Weitere Beispiele für Indikatorsysteme geben HANHART ET AL. (2005, S. 7), LEUNG ET AL. (2007, S. 55) und SCHMITT & MICHAHELLES (2008, S. 31).

Die Quantifizierbarkeit als Kriterium der Kategorisierung stellt ähnlich wie die Indikatorsysteme eine auf die (wirtschaftliche) Bewertung der RFID-Technologie ausgerichtete Kategorisierung dar. ABRAMOVICI (2009, S. 201) unterscheidet „direkt messbare, indirekt messbare und strategische Nutzenpotentiale“. LANGE ET AL. (2008b, S. 94) beziehen direkte und indirekte Effekte

in ihr Bewertungsmodell ein. KOYUNCU (2009, S. 114) unterscheidet quantitative, direkt- oder indirekt-quantifizierbare Nutzen und qualitative, nicht quantifizierbare Nutzen. SEITER ET AL. (2007, S. 14) betonen in ihrer Nutzenkategorisierung zusätzlich die Monetarisierbarkeit und unterscheiden zusätzlich „quantifizierbare, [jedoch] nicht monetär bewertbare Größen“, wie z. B. Durchlaufzeiten, Bestände oder Lieferbereitschaft.¹

Neben ihrem Einfluss auf wirtschaftliche Kenngrößen können RFID-Nutzen auch den verschiedenen Partnern im Wertschöpfungsnetzwerk zugeordnet werden. Dies erfolgt unter der Prämisse, dass jeder Partner im Wertschöpfungsnetzwerk einer bestimmten Klasse von Unternehmen zugeordnet werden kann und die RFID-Technologie in einer für seine Unternehmensklasse charakteristischen Weise einsetzt. TAJIMA (2007, S. 266) teilt Unternehmen in Fertigungsunternehmen, Logistikunternehmen und Handelsunternehmen ein und ordnet diesen spezifische Nutzen zu. Während Fertigungsunternehmen entsprechend dem Modell durch RFID typischerweise eher einen Nutzen in der Produktionssteuerung oder bei Qualitätskontrollen realisieren, können Logistikunternehmen RFID beim Materialtransport oder der Lagerflächenverwaltung einsetzen. Neben diesen unternehmensspezifischen Nutzen wird zudem aufgezeigt, dass sich manche Nutzenpotentiale, wie z. B. die Schwundreduktion von Produkten oder Behältern, erst bei einem unternehmensübergreifenden Einsatz von RFID realisieren lassen (TAJIMA 2007, S. 266). Weitere Wertschöpfungsnetzwerk-orientierte Nutzenzuordnungen beschreiben GALE ET AL. (2005, S. 17) und STRASSNER ET AL. (2005, S. 181).

Die Informationstechnik unterscheidet dagegen in der Regel die drei IT-Wirkungseffekte „Automatisierung“, „Information“ und „Transformation“ (MOONEY ET AL. 1996, S. 76). TELLKAMP (2006, S. 57 ff.) übernimmt diese Kategorisierung, VILKOV (2007, S. 77) dagegen spezifiziert diese zu sechs RFID-Wirkungstypen. Ähnlich sind auch die bei STRASSNER ET AL. (2005, S. 98 ff.) zu findenden Effekte erster bis dritter Ordnung: „Substitution manueller Kontrolle“, „Netzwerkanwendungen“ und „neue Prozesse“. ROH ET AL. (2009, S. 358) unterscheidet die Kategorien „Kosteneinsparungen, Transparenz und Prozessinnovation“.

¹ Das Verständnis einzelner Nutzenkategorien variiert in den aufgeführten Literaturquellen auch bei gleicher Bezeichnung. Grundsätzlich werden quantitative und qualitative Nutzen unterschieden. Letztere werden auch als strategische (ABRAMOVICI 2009, S. 201) oder indirekte (LANGE ET AL. 2008b, S. 94) Nutzen bezeichnet und umfassen bspw. Aspekte einer gesteigerten Kundenzufriedenheit oder einer erhöhten Datenqualität. Zu den quantitativen Nutzen gehören monetarisierbare oder nicht-monetarisierbare Effekte. In Abhängigkeit der Art der Erfassung – unmittelbar im Prozess oder über Hilfsgrößen – erfolgt bei einigen Autoren (z. B. ABRAMOVICI 2009, KOYUNCU 2009) eine Unterscheidung zwischen direkten und indirekten Nutzen.

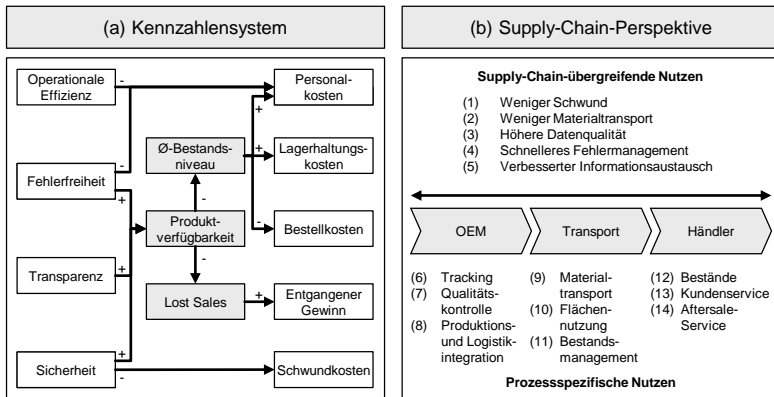


Abb. 2.1: Beispiele für die Strukturierung von RFID-Nutzenpotentialen
 ((a) USTUNDAG & TANYAS 2009, (b) TAJIMA 2007)

Weitere Ansätze leiten die RFID-Nutzen aus der technologischen Funktion, den „RFID-Leistungsmerkmalen“ ab (ABRAMOVICI 2009, S. 203) oder klassifizieren entsprechend dem zeitlichen Horizont der RFID-Effekte nach kurz-, mittel- und langfristige Potentialen (KHAN & KURNIA 2006, S. 10).

Die vorgestellten Kategorisierungen von RFID-Nutzen zeigen zum einen, dass zahlreiche verschiedenartige Nutzen mit dem Einsatz der RFID-Technologie verbunden sind. Zum anderen wird deutlich, dass RFID-Nutzen häufig komplexe Wirkzusammenhänge zugrunde liegen. Nicht alle Einsparungen lassen sich so einfach ermitteln, wie bspw. die Automatisierung von Scanvorgängen, bei der Mitarbeiterzeit aufgrund des RFID-Scans entfällt. Dies ist zum Beispiel bei Fehlerfolgen der Fall. RFID kann durch automatisierte Qualitätskontrollen zur Fehlererkennung im Prozess beitragen. Ebenso kann die durch RFID bedingte hohe Informationsdichte zu „verkürzten Reaktionszeiten“ als auch zur schnelleren „Identifikation und Behebung von Fehlerquellen“ führen (STRASSNER ET AL. 2005, S. 114f.). Um den RFID-Nutzen zu ermitteln, muss zum einen die Fehlerursache, zum anderen aber auch die möglichen Fehlerfolgen bekannt sein (STRAUBE 2010, S. 40). Dies können singuläre Effekte sein, aber auch Fehlerfolgenketten, welche mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eintreten. Insgesamt ist zur vollständigen Erfassung der Effekte des RFID-Einsatzes daher ein systematisches Vorgehen zur Nutzenidentifikation und Ableitung der Wirkzusammenhänge erforderlich.

2.1.1.2 Auswirkungen auf die Ressourceneffizienz

Zahlreiche der oben genannten Nutzen der RFID-Technologie sind nicht nur aus der wirtschaftlichen Perspektive vorteilhaft, sondern haben auch eine Auswirkung auf die Ressourceneffizienz der Prozesse. Werden z. B. aufgrund der höheren Informationsdichte oder der Prozessüberwachung durch RFID Sondertransporte vermieden, so führt dies zum einen zu Kosteneinsparungen, zum anderen auch zu einer Verringerung des Ausstoßes von CO₂, welcher durch die Transporte angefallen wäre.

Explizit finden sich diese Nutzen mit Auswirkung auf die Ressourceneffizienz in der Nutzenkategorisierung von VILKOV (2007, S. 87 f.) wieder. Hier wird der RFID-Wirkungstyp „Ressourcenverbrauchsreduktion“ definiert. Als Ressourcen definiert VILKOV (2007, S. 87 f.) Sachmittel, wie „Materialkosten, vor allem Hilfs-, Betriebsstoffe und Verbrauchswerkzeuge“, und Geldmittel, wie „Kosten für Fremddienste und kalkulatorische Kosten, vor allem Kapitalbindung [...], Lagerhaltung und Abschreibungen“. Letztere sind dabei nicht den natürlichen Ressourcen, wie in Abschnitt 1.2.1.1 beschrieben, zuzurechnen. Auch ILIC ET AL. (2009b, S. 28) zeigen den Nutzen des RFID-Einsatzes zur Verringerung von Treibhausgasemissionen explizit anhand einer Fallstudie in der Lebensmittelindustrie auf. Primärer Effekt der RFID-Sensorüberwachung ist eine Verringerung der Ausschussmenge der betrachteten verderblichen Güter. Damit einher gehen als sekundäre Effekte eine geringere Produktionsmenge, weniger Transporte, weniger benötigte Kühlleistung als auch optimierte Entsorgungsprozesse (ILIC ET AL. 2009a, S. 10).

Implizit finden Aspekte der Ressourceneffizienz in den meisten der im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Ansätze der Nutzenbetrachtung Berücksichtigung. Dabei stehen jedoch zumeist die monetären Effekte der Ressourceneinsparungen und weniger die umweltrelevanten Auswirkungen im Fokus der Betrachtung. Auf Basis einer Analyse der in der Literatur genannten RFID-Nutzen lassen sich fünf Hauptfelder der Ressourceneffizienzsteigerung beim RFID-Einsatz identifizieren: Transporteinsparungen, Digitalisierung von Informationen, Schwundreduktion, Bestandsreduzierung und Produktionsoptimierung (s. Abb. 2.2).

Transporte können mithilfe der durch den RFID-Einsatz erreichten Prozessverbesserungen sowohl innerbetrieblich als auch überbetrieblich verringert werden. Innerbetrieblich können Staplertransporte beim Suchen nach Ware wegfallen, wenn deren Standort mit RFID überwacht wird (u. a. STRAUBE 2010, S. 51; SCHOLZ-REITER ET AL. 2012, S. 24). Überbetrieblich können durch die Vermeidung von Fehlverladungen oder die Bestandsüberwachung zusätzliche Transporte eingespart werden (u. a. LEUNG ET AL. 2007, S. 64; RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009, S. 5). Durch die Kennzeichnung von Waren oder Behältern

mit RFID-Transpondern kann Materialschwund vermieden werden. Dies vermeidet die Nachproduktion bzw. Nachbeschaffung der Waren oder Behälter und somit den damit verbundenen Ressourcenaufwand (u. a. FLEISCH ET AL. 2004, S. 13; HANSEN & GILLERT 2008, S. 25 f.). Durch eine erhöhte Transparenz über die Bestände und Produktionsabläufe können Bestände reduziert werden. Eine direkte Reduktion des Ressourcenverbrauchs ergibt sich dabei für Umlaufartikel wie Behälter, indirekt kann bei einem abgesenkten Bestandslevel der Ressourcenaufwand für die Lagerung verbessert werden (u. a. ROH ET AL. 2009, S. 358; USTUNDAG & TANYAS 2009, S. 31). Durch die Digitalisierung von Informationen über das Beschreiben und Einlesen des RFID-Tags entfallen Papierbelege, die beispielsweise für Transporte oder Bearbeitungsanweisungen sonst notwendig wären (u. a. IVANTYSYNOVA 2008, S. 47; LOLLING 2003, S. 203). Der RFID-Einsatz in der Produktion ermöglicht eine hohe Informationsgenauigkeit über den aktuellen Produktionsfortschritt und eine optimale Auslastung der Produktionsressourcen. Durch die frühzeitige Erkennung von Fehlern, z. B. aufgrund von Qualitätsdefiziten oder Falschverbau, wird eine Weiterbearbeitung in den anschließenden Produktionsschritten oder beim Demontagevorgang und damit ein Ressourcenmehrverbrauch vermieden (u. a. OSTGATHE 2012, S. 125; SEITER ET AL. 2007, S. 23).

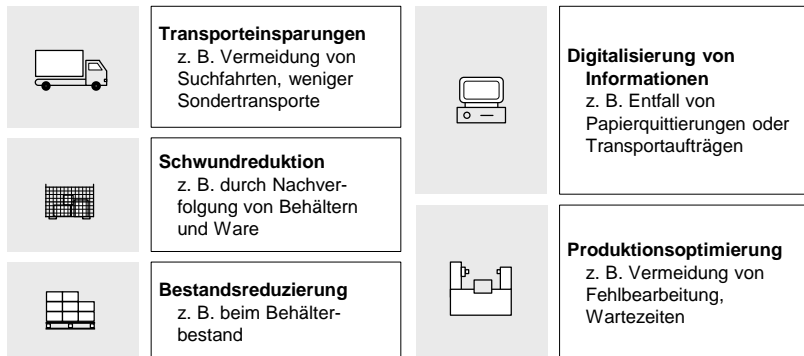


Abb. 2.2: Nutzenpotentiale von RFID für die Ressourceneffizienz
(REINHART & REISEN 2013)

2.1.1.3 Gegenüberstellung von Nutzen und Aufwand

Wie in den vorangegangenen Abschnitten beschrieben, entstehen durch den RFID-Einsatz eine Vielzahl von Nutzen. Während die Wertschöpfungsnetzwerkorientierte Nutzenzuordnung eher bei der Identifikation der RFID-Potentiale

unterstützt, dienen Kennzahlensysteme der Quantifizierung der ermittelten Potentiale.

Den Nutzen von RFID („Positive technology effects“) müssen jedoch auch die entsprechenden Aufwände („Negative technology effects“) gegenübergestellt werden (ILIC 2008, S. 7). Nur dies ermöglicht die vollständige Bewertung des RFID-Einsatzes (s. Abb. 2.3).

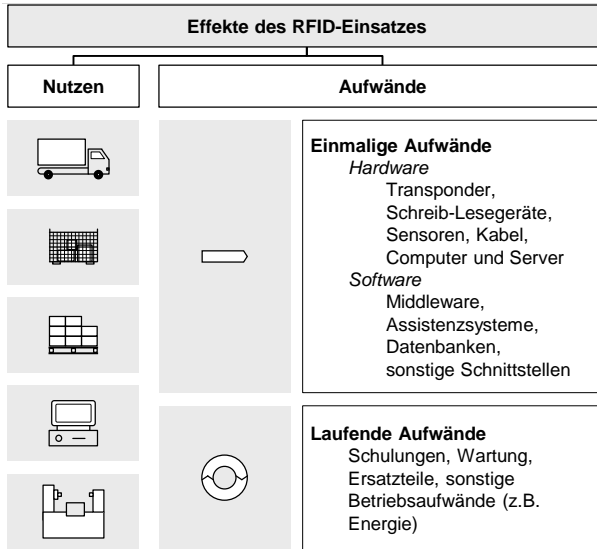


Abb. 2.3: Gegenüberstellung der Nutzen und Aufwände von RFID-Systemen

KOYUNCU (2009, S. 113) unterscheidet zwischen einmaligen und laufenden Aufwänden. Zu den einmaligen Aufwänden gehören z. B. Investitionen in die Hardware (u. a. Transponder, Schreib-Lesegeräte, RFID-Gates, Kabel, Computer und Server) und in die Software (u. a. Middleware, Datenbanken und Schnittstellen zu Drittsystemen). Zudem ist insbesondere auch die physische Integration des RFID-Systems im Unternehmen in der Regel mit einem personellen Aufwand verbunden (BANKS 2007, S. 174 ff.). Zu den laufenden Aufwänden gehören z. B. Schulungen der Mitarbeiter und Aufwände im Betrieb wie der Energieverbrauch oder Aufwände für die Wartung. Zudem kann bei Defekten der Ersatz von Transpondern notwendig werden (KOYUNCU 2009, S. 113; UCKELMANN 2012, S. 77). Während für die Wirtschaftlichkeitsbewertung alle der genannten Faktoren in die Bewertung einbezogen werden müssen, sind für die Ressourceneffizienzbewertung primär alle Aufwände für Hardware wie

auch die mit dem Betrieb der Hardware verbundenen ressourcenwirksamen Aufwände von Bedeutung. Abbildung 2.3 gibt einen Überblick über die in die ganzheitliche RFID-Bewertung einzubeziehenden Aufwände. Unter einer ganzheitlichen Bewertung ist dabei eine integrierte Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung zu verstehen (REINHART ET AL. 2011, S. 225).

2.1.2 Ansätze zur Bewertung von RFID

2.1.2.1 Übersicht über die RFID-Bewertungsansätze

Die Komplexität der Erfassung der Nutzen und Aufwände, die mit dem Einsatz der RFID-Technologie einhergehen, hat dazu geführt, dass hierfür in den vergangenen Jahren zahlreiche Bewertungsansätze entwickelt wurden. Zur Unterstützung der Bewertung wurden einige der Ansätze zudem in Bewertungstools umgesetzt (z. B. Auto-ID-Calculator (TELLKAMP 2003), CoBRA (LANGE ET AL. 2008a), RFID Business Case Calculator (RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009), RFID-Cab (MANNEL 2006a), GS1 RFID-Kalkulator (GS1 2005), SCOPES (GILBERG 2009)). Im Folgenden werden die einzelnen Bewertungsansätze vorgestellt.

HANHART ET AL. (2005) und TELLKAMP (2003) bzw. TELLKAMP (2006) entwickelten Ansätze zur Bewertung von Auto-ID-Technologien im Allgemeinen. HANHART ET AL. (2005) befassen sich ausschließlich mit der Nutzenbewertung des Auto-ID-Einsatzes und erarbeiteten hierfür ein flexibel anpassbares Kennzahlensystem. Der zugrundeliegende Anwendungsfall basiert auf Instandhaltungsprozessen in der Luftfahrtindustrie. Der Auto-ID-Calculator dagegen bewertet den Auto-ID-Einsatz aus der logistischen Perspektive und gibt eine erste Abschätzung, welche Nutzen und Kosten mit dem Tracking von Objekten erzielt werden können (TELLKAMP 2003). TELLKAMP (2006) stellt ein Framework vor, das die Nutzen von Auto-ID-Technologien den IT-Wirkungseffekten zuordnet und wendet dieses auf Barcode- bzw. RFID-Anwendungen in der Konsumgüterbranche an. Während der Auto-ID-Calculator als übergeordnete Kennzahlen den Kapitalwert bzw. die Amortisationszeit der Investition ausgibt, konzentriert sich das Framework auf die Quantifizierung einzelner Nutzentypen.

Neben den Bewertungsansätzen, die sich mit der Bewertung von Auto-ID-Technologien im Allgemeinen befassen, existieren zahlreiche Methoden, welche sich auf die speziellen Gegebenheiten des RFID-Einsatzes beziehen. Ebenso wie der Auto-ID-Calculator baut der RFID-Kalkulator von GS1 und IBM auf einer generischen Prozesskette auf. Diese erstreckt sich vom Verpackungslieferanten bis hin zur Einzelhandelsfiliale. Es werden alle Cashflow-relevanten RFID-Effekte erfasst und der Barwert bzw. die interne Kapitalverzinsung berechnet (GS1 2005). ILIC ET AL. (2009a, S. 6) betrachten ebenfalls eine generische

Supply Chain des Lebensmittelhandels bestehend aus einem Lieferanten, einem Verteilzentrum sowie einer Einzelhandelsfiliale. Auf Basis des Gewinns und der eingesparten Treibhausgase erfolgt sowohl eine Wirtschaftlichkeits- als auch eine Ressourceneffizienzbewertung des RFID-Einsatzes in der Wertschöpfungskette (ILIC 2008; ILIC ET AL. 2009a; ILIC ET AL. 2009b).

Nicht alle Bewertungsfälle lassen sich jedoch mit solchen generischen Prozessketten abbilden. Die Vielzahl der technologischen Einsatzmöglichkeiten und Nutzenarten weisen zudem darauf hin, dass eine individuelle Bewertung der betrachteten Prozesskette erfolgen muss. Diesen Aspekt berücksichtigen daher ein Großteil der bestehenden Bewertungsansätze, indem eine prozessspezifische Nutzenerfassung ermöglicht wird. Die Ansätze unterscheiden sich jedoch voneinander in ihrem Bewertungsumfang, indem eine Einschränkung auf unternehmensinterne RFID-Anwendungen erfolgt.

Bewertungsansätze zur unternehmensinternen Bewertung von RFID sind u. a. bei LANGE ET AL. (2008a), RHENSIUS & DÜNNEBACKE (2009) und SEITER ET AL. (2007) zu finden. Beim Ansatz von SEITER ET AL. (2007, S. 14) wird zunächst eine sog. „Evaluation Map“ aufgestellt, welche die Nutzen der RFID-Implementierung im Unternehmen in einem Wirknetz strukturiert. Die darin abgebildeten Ursache-Wirkbeziehungen müssen anschließend quantifiziert und zur Ermittlung des Kapitalwerts die notwendigen Investitionen in die RFID-Hardware ermittelt werden (SEITER ET AL. (2007, S. 22). Das CoBRA-Bewertungstool berechnet ebenfalls den Kapitalwert (LANGE ET AL. 2008b, S. 95). Direkt monetarisierbare Nutzen und Aufwände des RFID-Einsatzes werden hier über eine Differenzkostenrechnung erfasst. Dies bedeutet, dass lediglich Einzelprozesse berücksichtigt werden, bei denen sich zwischen der Ist-Situation und einem RFID-gestützten Soll-Prozess eine Kostenänderung ergibt (LANGE ET AL. 2008a, S. 43). Qualitative Nutzeneffekte, wie bspw. eine Erhöhung der Kundenzufriedenheit, welche umsatzsteigernd wirkt, werden über die Verwendung von Wahrscheinlichkeiten und der Monte-Carlo-Simulation abgebildet (LANGE ET AL. 2008b, S. 94). Ähnlich geht der RFID-Business-Case-Calculator vor, wobei keine Verrechnung quantitativer und qualitativer Nutzen durchgeführt wird (RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009, S. 92). Er ermöglicht eine individuelle Modellierung des Soll-Prozesses. Nutzen und Aufwände können anschließend entweder einem spezifischen Prozessschritt oder dem Prozess übergeordnet zugeordnet werden. Für die quantitativen RFID-Nutzen sind entsprechende Berechnungsvorschriften im Tool hinterlegt (RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009).

Einen weiteren Tool-basierten Bewertungsansatz stellt der RFID-Cab (Cost and Benefit Analyzer) dar. Dieser ermöglicht im Gegensatz zu den oben beschriebenen Bewertungsansätzen eine unternehmensübergreifende Bewertung des RFID-Einsatzes (MANNEL 2006a, S. 6). Hierzu müssen im ersten Schritt die Anzahl der Wertschöpfungsstufen festgelegt werden, welche dann anschließend

einer detaillierten Prozessanalyse unterzogen werden. Das Tool wurde ursprünglich für die Anwendung in der Textilindustrie entwickelt (HANSEN & GILLERT 2008, S. 87 ff.; MANNEL 2006b, S. 3). Neben der Ermittlung des Kapitalwerts und der Amortisationszeit, können mit dem RFID-Cab eine Break-Even-Analyse durchgeführt und die Transponderpreise als dynamische Größen eingepflegt werden (KOCH 2005, S. 10). Das SCOPES-Bewertungstool (Scorecard-based Controlling and Planning Environment for Supply Chains) dagegen hat keinen Branchenfokus und ist sehr flexibel beim Aufbau der zu bewertenden Wertschöpfungskette. Auf einzelnen Stufen der Wertschöpfungskette bietet es die Möglichkeit, mehrere Unternehmen anzulegen. Die Ergebnisdarstellung erfolgt mithilfe einer unternehmensspezifisch zu definierenden Scorecard aus Kosten- oder Nutzengrößen bzw. weiteren Indikatoren (GILBERG 2009).

ABRAMOVICI (2009) stellt einen Ansatz zur unternehmensübergreifenden RFID-Bewertung vor, wobei zunächst eine unternehmensinterne Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt und diese dann anschließend um Supply-Chain-übergreifende Kosten- und Nutzenfaktoren ergänzt wird. KOYUNCU (2009) unterscheidet dagegen in den zwei Hauptschritten der Methode zwischen einer quantitativen und einer qualitativen Wirtschaftlichkeitsbewertung. Der Ansatz von VILKOV (2007) besteht zum einen aus einem Referenzwirkungsmodell, welches die RFID-Wirkungen formalisiert und mit Kennzahlen und Berechnungsvorschriften verknüpft. Zum anderen wird ein Vorgehensmodell vorgestellt, welches Kosten und Nutzen gegenüberstellt. Für die Bewertung der Kosten wird die Nutzung der Methode der ‚Total Cost of Ownership (TCO)‘² empfohlen (VILKOV 2007, S. 209).

UCKELMANN (2012) beschreibt in seiner Kosten-Nutzen-Analyse des unternehmensübergreifenden RFID-Einsatzes zudem die Notwendigkeit der Integration von Ansätzen des Cost Benefit Sharing³, da oftmals die Nutzen des RFID-Einsatzes nicht aufwandsgerecht verteilt sind (UCKELMANN 2012, S. 47 ff.). Diesen Aspekt greift die Bewertungsmethode von IRRENHAUSER (2014) auf und stellt ein Vorgehen zur Integration des Cost Benefit Sharing in die Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID vor. Die Methode zeigt zudem die Notwendigkeit der Berücksichtigung von Unsicherheiten in der RFID-Bewertung auf (IRRENHAUSER 2014).

² Das Total-Cost-of-Ownership-Konzept berücksichtigt die gesamten Kosten eines Gutes während seines Lebenszyklus. Neben dem Anschaffungspreis müssen daher alle mit der Akquisition, der Nutzungsphase und der Wartung und Entsorgung verbundenen Kosten in die Berechnung einbezogen werden (ELLRAM & SIFERD 1993).

³ Nach RIHA (2008, S. 15) kann Cost Benefit Sharing wie folgt definiert werden: „Cost Benefit Sharing (CBS) ist ein Verfahren zur Durchführung von Prozessveränderungsprojekten in Netzwerken. Es beruht auf einer aktorsorientierten Total-Cost-Analyse der Maßnahmenpakete eines Projektes. Auf Basis der erzielten Transparenz über positive und negative Effekte schaffen Reallokationsstrategien eine Win-Win-Situation für alle Akteure und damit einen Anreiz zur netzwerkweiten Optimierung“.

2.1.2.2 Vergleich der Ansätze

Die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Ansätze zur Bewertung des RFID-Einsatzes unterscheiden sich in mehreren Dimensionen (s. Tab. 2.1).

Tabelle 2.1: Vergleich der RFID-Bewertungsansätze

Ansätze	Techn. System		Art der Bewertung				Bewertungsumfang			
	Auto-ID	RFID	Supply-Chain-Ebene	Prozessebene	Wirtschaftlichkeit	Ressourceneffizienz	Logistik	Produktion	unternehmensintern	unternehmensübergreifend
ABRAMOVICI (2009)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●
GILBERG (2009)	○	●	●	○	●	○	●	●	○	●
GSI (2005)	○	●	○	●	●	○	●	○	○	●
HANHART ET AL. (2005)	●	○	○	●	●	○	●	●	●	○
ILIC (2008)	○	●	●	○	●	●	●	○	○	●
IRRENHAUSER (2014)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●
KOYUNCU (2009)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●
LANGE ET AL. (2008a)	○	●	○	●	●	○	●	○	●	○
MANNEL (2006a)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●
RHENSUS & DÜNNEBACKE (2009)	○	●	○	●	●	○	●	●	●	○
SEITER ET AL. (2007)	○	●	○	●	●	○	●	●	●	○
TELLKAMP (2003)	●	○	●	○	●	○	●	○	○	●
TELLKAMP (2006)	●	○	○	●	●	○	●	●	●	○
ÜCKELMANN (2012)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●
VILKOV (2007)	○	●	○	●	●	○	●	●	○	●

○ Kriterium nicht erfüllt ● Kriterium erfüllt

HANHART ET AL. (2005) und TELLKAMP (2003) bzw. TELLKAMP (2006) stellen Ansätze zur Bewertung von Auto-ID-Technologien vor, während die anderen Autoren RFID-spezifische Bewertungsmethoden beschreiben. Sowohl für die Bewertung von Auto-ID als auch die Bewertung von RFID existieren Software-unterstützte Bewertungsmethoden. Der Bewertungsfokus ist bei den einzelnen Ansätzen unterschiedlich gesetzt. Die auf generischen Prozessketten aufbauenden Ansätze konzentrieren sich in der Bewertung auf den RFID-Einsatz in der Logistik (u. a. GS1 2005, TELLKAMP 2003). Auch werden die in der Bewertung berücksichtigten RFID-Nutzen durch einen branchenspezifischen Fokus oder eine ausschließlich unternehmensinterne Bewertung eingegrenzt. Textil- und Lebensmitteleinzelhandel finden eine besondere Berücksichtigung in den beschriebenen Bewertungsmethoden (u. a. ILIC ET AL. 2009a, MANNEL 2006a).

Die Analyse zeigt zudem, dass eine unternehmensübergreifende, branchen- und anwendungsunabhängige Bewertung die Abbildung individueller (Teil-)Prozesse innerhalb eines Unternehmens und zwischen Unternehmen notwendig macht. Während die Art der Prozessmodellierung und der Nutzenerfassung bei der Bewertung sehr unterschiedlich erfolgt, verwenden die Ansätze jedoch als zentrale Bewertungsgrößen mehrheitlich den Kapitalwert und die Amortisationszeit. Lediglich ein einziger Bewertungsansatz berücksichtigt Aspekte der Ressourceneffizienz explizit über die Berechnung eingesparter Treibhausgase in der Bewertung (ILIC ET AL. 2009a).

2.2 Bewertung der Ressourceneffizienz

Ein steigendes Umweltbewusstsein führt dazu, dass Unternehmen zunehmend den Einfluss ihrer Aktivitäten auf die Umwelt bewerten und Maßnahmen ergreifen, um diesen Einfluss zu minimieren (CURRAN 2006, S. 1). Um die ökologischen Auswirkungen von Produkten oder Dienstleistungen optimieren zu können, werden jedoch detaillierte Kenntnisse über die zugrundeliegenden Prozesse benötigt (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 17). Seit den 1990er Jahren hat sich die Methode der Ökobilanz international als Standardwerkzeug zur ökologischen Bewertung etabliert (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 2, GUINÉE ET AL. 1993, S. 3). Das grundsätzliche Vorgehen wird in den beiden Normen DIN 14040 (2006) und DIN 14044 (2006) definiert und die einzelnen Phasen in Abschnitt 2.2.1 beschrieben. Hinsichtlich der Zielstellung dieser Arbeit ist insbesondere die Anwendung der Ökobilanz auf Prozesse in Wertschöpfungsnetzwerken von Bedeutung, weswegen hierauf in Abschnitt 2.2.2 näher eingegangen wird. Hier werden die relevanten wissenschaftlichen Arbeiten vorgestellt, welche Anwendungen der ökologischen Bewertung in Wertschöpfungsnetzwerken fokussieren. Zudem wird die Eignung dieser Ansätze für die Bewertung von RFID-Systemen untersucht.

2.2.1 Methodische Grundlagen der Ökobilanz

2.2.1.1 Phasen einer Ökobilanz

Die Ökobilanz hat entsprechend der DIN 14040 (2006, S. 4) das Ziel „die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen (z. B. Nutzung von Ressourcen und die Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung“ zu erfassen. Ein Produkt kann dabei ein materielles (z. B. Hardware, verfahrenstechnisches Produkt) oder ein immaterielles (z. B. Dienstleistung, Software) Gut darstellen (vgl. Abschnitt 1.2.1.1) (DIN 14040 2006, S. 8). Dieses übergeordnete Ziel wird in folgenden allgemeinen Grundsätzen für die Erstellung von Ökobilanzen weiter konkretisiert (DIN 14040 2006, S. 14 f.):

- **Lebenswegbetrachtung:** Die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus in der Bewertung verhindert eine Suboptimierung durch die Verlagerung von Umweltwirkungen zwischen einzelnen Abschnitten oder Prozessen des Lebenswegs.
- **Umweltbezogene Ausrichtung:** Der Fokus der Ökobilanz liegt auf der ökologischen Bewertung, jedoch kann die Ökobilanz mit anderen Instrumenten zur Bewertung ökonomischer oder sozialer Aspekte kombiniert werden.
- **Relativer Ansatz und funktionelle Einheit:** Alle Analysen erfolgen relativ zur gewählten funktionellen Einheit.
- **Iterativer Ansatz:** Die einzelnen Phasen der Ökobilanz werden iterativ durchlaufen, um so Vollständigkeit und Konsistenz der Studie sicherzustellen.
- **Transparenz:** Das Vorgehen wie auch Ergebnisse der Ökobilanzstudie müssen transparent dargestellt werden.
- **Ganzheitlichkeit:** Um Wechselwirkungen identifizieren zu können, müssen alle Aspekte der natürlichen Ressourcen wie auch der menschlichen Gesundheit berücksichtigt werden.
- **Priorität des wissenschaftlichen Ansatzes:** Entscheidungen innerhalb einer Ökobilanz leiten sich primär aus naturwissenschaftlichen Ansätzen ab, jedoch können in begründeten Fällen auch andere Ansätze, z. B. aus den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften herangezogen werden.

Ausgehend von diesen Grundsätzen gliedert sich die Ökobilanz in vier Schritte (s. Abb. 2.4). Im ersten Schritt *Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens* müssen insbesondere die Systemgrenze der Ökobilanz und die Bezugsgröße, die sogenannte funktionelle Einheit, festgelegt werden. Die *Sachbilanz-Phase* umfasst die Ermittlung der Input-/Output-Ressourcenflüsse im betrachteten Produktsystem. Im Rahmen der *Wirkungsabschätzung* wird durch die Zuordnung von Wirkungskategorien, wie bspw. dem Treibhauspotential, und den zugehörigen Indikatoren zu den Ergebnissen der Sachbilanz die Umweltwirkung bestimmt. Abschließend erfolgt eine *Auswertung* und ggf. kritische Prüfung der Ergebnisse (DIN 14040 2006).

Frühere Ansätze zur Ökobilanzierung enthalten zusätzlich eine Phase zur Ermittlung von Verbesserungsmöglichkeiten (z. B. CONSOLI 1993). Diese wurde in der Ökobilanz-Norm durch die Phase der Auswertung ersetzt und somit auch Zielstellungen zugelassen, welche nicht primär auf eine Verbesserung hin zielen. REBITZER ET AL. (2004, S. 704) sehen zudem die Verbesserungsanalyse als einen den anderen Phasen inhärenten Schritt an.

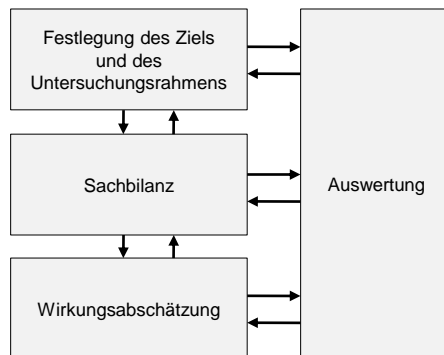


Abb. 2.4: Phasen einer Ökobilanz (DIN 14040 2006, S. 16)

2.2.1.2 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Im ersten Schritt der Ökobilanzierung sind das Ziel und der Untersuchungsrahmen der Ökobilanz festzulegen, die auf den zu untersuchenden individuellen Anwendungsfall abgestimmt sein müssen (DIN 14044 2006, S. 15). Grundsätzlich muss im Rahmen der Zieldefinition die exakte Fragestellung der Ökobilanz formuliert sowie das Zielpublikum und das methodische Vorgehen definiert werden. Der Untersuchungsrahmen muss sowohl zeitlich, geografisch als auch

technologisch abgegrenzt werden und der angestrebte Detaillierungsgrad festgelegt werden (GUINÉE ET AL. 2002, S. 31). Bezüglich der benötigten Daten muss zum einen die erforderliche Genauigkeit, zum anderen auch die Formen der Datenaufbereitung und Ergebnisdarstellung bestimmt werden (CURRAN 2006, S. 7). Aufgrund des iterativen Charakters des Ökobilanzvorgehens ist es möglich, dass der Untersuchungsrahmen im Laufe der Durchführung der Studie nochmals angepasst werden muss (DIN 14044 2006, S. 15).

Arten der Ökobilanz. Für die Formulierung von Ziel und Untersuchungsrahmen kann es hilfreich sein, die zu erstellende Ökobilanz einem Grundtyp der Ökobilanz zuzuordnen (EKVALL ET AL. 2005, S. 1225). Es existieren hierfür unterschiedliche Gliederungen, welche Ziel und Untersuchungsrahmen unter dem jeweiligen Fokus einschränken.

Eine mögliche Unterscheidungskriterium von Ökobilanzen stellt das betrachtete Untersuchungsobjekt dar, das die Basis für die funktionelle Einheit bildet. GRAEDEL (1998) unterscheidet daher zwischen Produkt-, Prozess-, Dienstleistungs- und Infrastrukturökobilanzen. Zusätzlich werden inner- und übertbetriebliche Ökobilanzen unterschieden. RAUTENSTRAUCH (1999, S. 21 ff.) und HERRMANN (2010, S. 151) beschränken sich auf drei Grundtypen der Ökobilanzen: Betriebs-, Prozess- und Produktökobilanzen. Betriebsökobilanzen beschreiben die Umweltwirkung der Unternehmenstätigkeit und bilden die Grundlage für die Erstellung von Umweltberichten. Der Betrieb oder das Unternehmen wird dabei als Black-Box behandelt. Um die innerbetrieblichen Prozesse zu analysieren, muss eine Prozessbilanz erstellt werden. Diese Form der Ökobilanz kann prinzipiell auch überbetrieblich angewendet werden. Die Produktökobilanz untersucht wiederum den Produktlebensweg. RAUTENSTRAUCH (1999, S. 25) sieht die einzelnen Bilanztypen als aufeinander aufbauend und jeweils als Verfeinerung des übergeordneten Typs an. Für den speziellen Anwendungsfall einer Ökobilanz im Wertschöpfungsnetzwerk unterscheiden HAGELAAR & VAN DER VORST (2002) drei „Supply-Chain-LCA“-Typen, die sich aus der jeweiligen Motivation ableiten. Diese kann sich aus der Erfordernis zur Einhaltung gesetzlicher Regularien („Compliance-oriented LCA“), aus Kundenanforderungen („Market-oriented LCA“) oder aus der Notwendigkeit zur Erhöhung der Prozesseffizienz („Process-oriented LCA“) ableiten (HAGELAAR & VAN DER VORST 2002, S. 405 f.).

MATTHEWS & SMALL (2000, S. 7) unterscheiden dagegen den Grundtyp einer Ökobilanz nach dem Betrachtungsumfang. So werden drei Typen der Ökobilanzen unterschieden. Der erste Typ ist die vollständige Ökobilanz („full or exhaustive LCA“), während der zweite Typ eine in ihrem Umfang reduzierte Ökobilanz („streamlined LCA“) darstellt. Der dritte Typ ist die ökonomische Input-Output-Ökobilanz („EIO-LCA“), die auf Basis volkswirtschaftlicher Da-

ten die Umweltwirkung berechnet⁴. JENSEN ET AL. (1998, S. 30) unterscheiden zudem die konzeptuelle Ökobilanz, der zumeist rein qualitative Daten zugrunde liegen.

Die am häufigsten vorzufindenden Charakteristika von Ökobilanzen stellen die Einteilung in attributive (engl.: attributional) oder handlungskonsequenzorientierte (engl.: consequential) (z. B. EC 2010a, FINNVEDEN ET AL. 2009, REBITZER ET AL. 2004, WEIDEMA ET AL. 2009) bzw. retrospektive oder prospektive Ökobilanzen dar (z. B. EKVALL ET AL. 2005, CURRAN ET AL. 2005). Letztere unterscheiden nach dem betrachteten zeitlichen Horizont. Retrospektive Ökobilanzen bilden Zustände oder Veränderungen, die in der Vergangenheit aufgetreten sind, ab, während prospektive Ökobilanzen zukunftsorientiert die Auswirkungen von Entscheidungen erfassen (CURRAN ET AL. 2005, S. 856). Eine Weiterentwicklung dieser Begrifflichkeiten stellen die attributive und handlungskonsequenzorientierte Ökobilanz dar. Attributive Ökobilanzen bilden einen bestimmten, vergangenheits- oder zukunftsbezogenen Zustand ab, für den alle relevanten Ressourcenströme erfasst werden. Handlungskonsequenzorientierte Ökobilanzen zeigen ähnlich wie die prospektiven Ökobilanzen auf, wie sich Ressourcenflüsse aufgrund von Entscheidungen auf der makroökonomischen Ebene verändern. Dies umfasst unter anderem Änderungen in der Absatzmenge, aber auch die Anpassung von politischen Regularien oder die Veränderung des Konsumentenverhaltens (EC 2010a, S. 70 f.).

Ziel. In Abhängigkeit des Typs einer Ökobilanz unterscheiden sich Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie. Grundsätzlich muss im Rahmen der Zieldefinition festgelegt werden, für welche Anwendung die Studie gedacht ist und welche Gründe für die Durchführung existieren. Dies kann beispielsweise die Ermittlung von Defiziten bei der Produktherstellung und -nutzung sein oder eine vergleichende Prozessanalyse mit dem Ziel der Umsetzung von Verbesserungsmaßnahmen (EC 2010a, S. 29 f.). Zudem muss festgelegt werden, welche Zielgruppe die Studie hat und ob die Ergebnisse veröffentlicht werden (DIN 14040 2006, S. 22 f.). Ebenso kann die Zielstellung bereits Hinweise auf bestimmte inhaltliche oder methodische Beschränkungen der durchzuführenden Ökobilanz enthalten. Diese müssen bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens aber auch in späteren Phasen der Ökobilanz klar herausgestellt und beschrieben werden (EC 2010a, S. 32).

⁴ Eines der bekanntesten Modelle zur Berechnung einer EIO-Ökobilanz wurde durch die Carnegie Mellon Universität (Pittsburgh/USA) entwickelt und ist für die nicht-kommerzielle Nutzung frei im Internet verfügbar: www.eiolca.net.

Untersuchungsrahmen. Auf Basis der Zielstellung beschreibt der Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz das zu untersuchende System in Form der Festlegung der funktionellen Einheit und der Systemgrenze sowie die Anforderungen an das methodische Vorgehen und die Qualität der Daten. Der Untersuchungsrahmen muss zur Erfüllung der in der Zielstellung spezifizierten Ziele und Aufgaben eine ausreichende Breite und Tiefe aufweisen (CONSOLI 1993, S. 12). Die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen legt dabei maßgeblich den Umfang und die für die Durchführung der Ökobilanzstudie benötigten Ressourcen fest (CURRAN 2006, S. 7). Beim Setzen der Systemgrenze ist es hilfreich, zwischen dem Vordergrundsystem und dem zugehörigen Hintergrundsystem zu unterscheiden (s. Abb. 2.5) (AZAPAGIC 1999, S. 3). Das Vordergrundsystem enthält alle für das System spezifischen Prozesse, die bei der Durchführung der Ökobilanz von primärem Interesse sind und aufgrund von Ergebnissen der Studie verändert werden können. Die Prozesse des Hintergrundsystems wiederum liefern Materialien und Energie an das Vordergrundsystem. Hier werden meist aggregierte Datensätze verwendet, innerhalb derer keine Spezifizierung individueller Fabriken oder Prozesse mehr erfolgt (CURRAN 2006, S. 10; EC 2010a, S. 97 f.). Im Folgenden werden die für die Phase der Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens relevanten Begrifflichkeiten der funktionellen Einheit, der Systemgrenze und der Allokation detailliert erläutert.

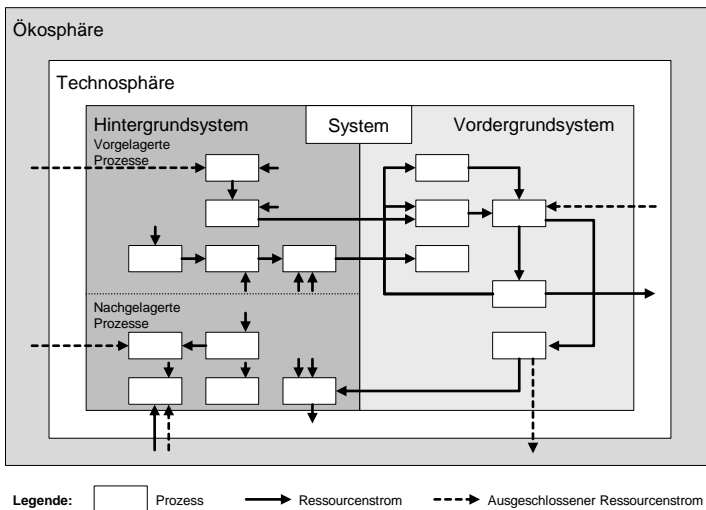


Abb. 2.5: Systemgrenze einer Ökobilanz (in Anlehnung an EC 2010c)

Funktionelle Einheit. Die funktionelle Einheit beschreibt die Funktion des betrachteten Produktes und stellt die Bezugsgröße einer Ökobilanz dar, auf die alle Ressourcenflüsse umgerechnet werden (DIN 14040 2006, S. 23 f.). Sie ist nicht nur ein Maß für die Menge eines Produktes, sondern charakterisiert die Leistung, die durch das Produkt erbracht wird (REBITZER ET AL. 2004, S. 704). Es können daher zwei Dimensionen der funktionellen Einheit unterschieden werden, die quantitative und die qualitative. Im Rahmen der quantitativen Beschreibung der funktionellen Einheit müssen insbesondere die Nutzungsdauer des Produktes und die betrachtete Menge angegeben werden. Auch andere Qualitätsmerkmale können möglicherweise über quantitative Kenngrößen beschrieben werden. Ist dies nicht möglich, muss zudem eine qualitative Beschreibung dieser Produktmerkmale erfolgen (EC 2010a, S. 61 f.). Die exakte Beschreibung der funktionellen Einheit ist insbesondere bei Ökobilanzstudien von Bedeutung, die eine vergleichende Analyse von mehreren Produkten oder Prozessen zum Ziel hat. Nur wenn die Funktion der zu bewertenden Systeme übereinstimmt, ist auch die Vergleichbarkeit der Ökobilanzergebnisse sichergestellt (GUINÉE ET AL. 2002, S. 6; JENSEN ET AL. 1998, S. 55).

Systemgrenze. Ein System ist nach CONSOLI (1993, S. 14) definiert als mehrere über Energie- oder Materialflüsse verknüpfte Prozesse, welche als Ganzes eine bestimmte Funktion erfüllen. Die Definition eines Produktsystems der DIN 14040 (2006, S. 11) ist dieser Systemdefinition ähnlich und ergänzt, dass die Prozesse „den Lebensweg eines Produktes modellier(en)“. Die Systemgrenze wiederum bestimmt, welche Elemente („Prozessmodule“) zu dem zu analysierenden System gehören und grenzt somit das Produktsystem von Ökosphäre und Technosphäre ab⁵. GUINÉE ET AL. (2002, S. 45) unterscheiden drei Arten der Systemgrenzen: Grenzen zwischen Produktsystem und der Umwelt, Grenzen zwischen relevanten und aus der Betrachtung ausgeschlossenen Prozessen sowie Grenzen zwischen dem betrachteten und anderen Produktsystemen, die z. B. aufgrund einer Allokation eingeschlossen werden müssen. Die Festlegung der Systemgrenze bestimmt in hohem Maße den Aufwand, der mit einer Ökobilanz verbunden ist. Um diesen zu reduzieren, kann es sinnvoll sein, die Systemgrenze anzupassen und somit bestimmte Elemente aus der ökobilanziellen Betrachtung auszuklammern (BARE 2011, S. 50). Bei einer vergleichenden Ökobilanz können beispielsweise identische Elemente der zu vergleichenden Produktsysteme aus der Betrachtung ausgeschlossen werden, da diese das Ergebnis in seiner relativen Höhe nicht beeinflussen (TODD & CURRAN 1999, S. 8). Dieses Weglassen von Elementen der Ökobilanz wird im englischsprachigen Raum als Stream-

⁵ Die Ökosphäre umfasst den gesamten Lebensraum, während die Technosphäre als Untermenge der Ökosphäre ausschließlich die durch menschliche Aktivitäten veränderten Elemente enthält (STERR & LIESEGANG 2003, S. 18).

lining bezeichnet (GRAEDEL 1998, S. 3). Es können dabei folgende Arten des Streamlining unterschieden werden (CONSOLI 1993, S. 35; HUNT ET AL. 1998, S. 37; WEITZ ET AL. 1996, S. 81 ff.):

- Fokussierung auf einzelne Lebenszyklusphasen (z. B. ausschließliche Betrachtung der Produktnutzungsphase)
- Auslassen bestimmter Schritte der Ökobilanz (z. B. der Wirkungsabschätzung)
- Beschränkung auf bestimmte Umweltwirkungen (z. B. auf die Klimawirkung)
- Fokussierung auf bestimmte Ressourcen in der Sachbilanzierung (z. B. Energie)
- Verwendung qualitativer Daten oder weniger exakter Daten (aufgrund nicht verfügbarer Daten)

Die DIN 14044 (2006, S. 17) erlaubt grundsätzlich die Verwendung von Streamlining-Methoden, solange das Ergebnis „nicht wesentlich verändert“ wird, verlangt jedoch eine Begründung und Erläuterung der Auswirkungen. JENSEN ET AL. (1998, S. 31) sehen hierfür ein dreistufiges Vorgehen aus einem Screening der Möglichkeiten, dem eigentlichen Streamlining und einer Zulässigkeitsprüfung vor.

Multifunktionalität. Bei vielen industriellen Prozesse entstehen neben dem gewünschten Output-Produkt zusätzlich Nebenprodukte, die jedoch für das betrachtete System nicht relevant sind. Dies wird als Koppelproduktion bzw. Multifunktionalität von Prozessen bezeichnet (GUINÉE ET AL. 2002, S. 57; KLÖPFER & GRAHL 2009, S. 95). Für die Ökobilanz stellt sich hier die Herausforderung der Zuordnung der Umweltwirkung zu den einzelnen Koppelprodukten („Allokation“). Es können hierbei zwei Vorgehensweisen zum Umgang mit der Multifunktionalität unterschieden werden, wobei erstere zu präferieren ist (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 5; GUINÉE ET AL. 2002, S. 58):

- Änderung der Systemgrenzen: Zur Vermeidung einer Allokation kann zum einen der multifunktionale Prozess in mehrere Teilprozesse zerlegt werden, so dass sich die Ressourcenströme eindeutig einem Produkt zuordnen lassen. Zum anderen kann das Produktsystem so erweitert werden, dass durch die Hinzunahme von Prozessen, welche die Herstellung einzelner Koppelprodukte enthalten, eine Vergleichbarkeit des Gesamtsystems geschaffen wird. Dies setzt allerdings voraus, dass für die Koppelprodukte alternative nicht-multifunktionale Herstellungsverfahren existieren (AZAPAGIC & CLIFT 1999, S. 358; EC 2010a, S. 74 ff.).

- Allokation: Bei der Allokation wird die Umweltwirkung eines Koppelprozesses auf die einzelnen Produkte aufgeteilt (EKVALL ET AL. 2005, S. 1226). Die DIN 14044 (2006, S. 29) sieht vor, dass zunächst auf Basis physikalischer Beziehungen (z. B. der Produktmasse) eine Zuordnung der Ressourcenströme zu den einzelnen Koppelprodukten erfolgen sollte. Ist dies nicht möglich, können andere Größen, wie z. B. der ökonomische Wert, zur Allokation herangezogen werden.

2.2.1.3 Sachbilanzierung

Die Phase der Sachbilanzierung folgt der Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Jedoch kann es notwendig sein, Ziel und Untersuchungsrahmen aufgrund der Erkenntnisse aus der Sachbilanzierung nochmals anzupassen. Die Sachbilanzierung ist im Regelfall die Phase, die am meisten Zeit- und Ressourcen benötigt. Ihre Hauptaufgabe ist die Modellierung des Produktsystems und die Erhebung der benötigten Input-/Outputdaten der Prozesse (DIN 14040 2006, S. 5; EC 2010a, S. 153). Sind beispielsweise Daten nicht verfügbar, muss die Systemgrenze angepasst werden. Werden multifunktionale Prozesse identifiziert, kann dies den Einsatz der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Allokationsverfahren erfordern (GUINÉE ET AL. 2002, S. 41). Die Phase der Sachbilanzierung hat daher eine Datentabelle als Ergebnis, welche die mit der funktionellen Einheit verbundenen genutzten Inputs und die Outputs in die Umwelt quantifiziert. Diese können beliebig geordnet werden, zum Beispiel nach ihrer Zugehörigkeit zu einzelnen Prozessen oder einer Lebenszyklusphase aber auch nach der Art der Ressource (CURRAN 2006, S. 19; GUINÉE ET AL. 2002, S. 41). Für die Durchführung der Sachbilanzierung wird ein vierstufiges Vorgehen empfohlen (CURRAN 2006, S. 19; BAKST ET AL. 1995; VIGON & CURRAN 1993, S. 13 ff.):

1. Erstellung des Systemfließbilds
2. Erarbeitung eines Plans zur Datensammlung
3. Datensammlung
4. Erstellung und Bewertung der Ergebnistabelle

Modellierung des Systems. Ein Produktsystem besteht typischerweise aus mehreren sogenannten Prozessmodulen. Jedes Prozessmodul kann eine oder mehrere Aktivitäten, wie z. B. Produktions- oder Transportprozesse, repräsentieren (REBITZER ET AL. 2004, S. 705). Für jedes Prozessmodul muss dokumentiert werden, welche Arbeitsvorgänge enthalten sind und was die zugehörigen Inputs (Rohstoffe und Zwischenprodukte) und Outputs (Zwischen- und Endprodukte)

sind (DIN 14044 2006, S. 18). Hierbei kann zwischen drei Arten der Ressourcenflüsse unterschieden werden (EC 2010a, S. 153): Elementarflüsse, Produktflüsse und Abfallflüsse. Elementarflüsse sind alle aus der Ökosphäre entnommenen oder in die Ökosphäre abgegebenen stofflichen oder energetischen Ressourcen. Produktflüsse repräsentieren Zwischen- oder Endprodukte, die zwischen den einzelnen Prozessmodulen oder verschiedenen Produktsystemen zirkulieren. Abfallflüsse können fester oder flüssiger Form sein und müssen entsorgt werden. Im Regelfall wird ein linearer Zusammenhang zwischen einzelnen Produktflüssen und den Elementarflüssen und Abfällen unterstellt (REBITZER ET AL. 2004, S. 705). Welche In- und Outputs erfasst werden, muss im Rahmen der Festlegung des Untersuchungsrahmens definiert werden. Abschneidekriterien geben an, welche Stoffmengen oder Energieflüsse aus der Ökobilanzstudie ausgeschlossen sind (DIN 14040 2006, S. 10). Ein in der Praxis häufig verwendetes Abschneidekriterium ist der Anteil eines Inputs oder Outputs an der Gesamtmasse. Hier ist jedoch kritisch zu überprüfen, ob aufgrund einer möglicherweise hohen Umweltrelevanz von Flüssen mit geringer Masse diese tatsächlich abgeschnitten werden dürfen, ohne das Ergebnis maßgeblich zu beeinflussen (EC 1997, S. 9). Zur Visualisierung der Flüsse und damit der Zusammenhänge zwischen den Prozessmodulen eines oder mehrerer Produktsysteme wird die Erstellung eines Systemfließbildes empfohlen (s. Abb. 2.5). Dieses zeigt zum einen die Systemgrenze der Bewertung, zum anderen für jedes Prozessmodul die Inputs- und Outputs auf. Zudem ist eine Einordnung in das Vordergrund- bzw. das Hintergrundsystem der Bewertung möglich.

Datenerhebung. Im Rahmen der Datenerhebung müssen die für die Sachbilanz erforderlichen quantitativen und qualitativen Daten ermittelt werden. Zudem müssen diese den einzelnen Prozessmodulen zugeordnet und in Bezug zur funktionellen Einheit gesetzt werden (DIN 14044 2006, S. 23 f.). Die DIN 14044 (2006, S. 25) nennt hierfür als ersten Schritt die „Vorbereitung der Datenerhebung“. CURRAN (2006, S. 22) konkretisiert dies und nennt nach der Modellierung des Systems die Erstellung eines Plans zur Datensammlung. Dieser soll neben den Zielen für die Datenqualität Indikatoren zur Beurteilung der Datenqualität enthalten. Zudem müssen die benötigten Datenarten und -quellen identifiziert werden. Der Datensammlungsplan hat als Ergebnis zudem ein strukturiertes Datenerhebungsblatt. Das Datenerhebungsblatt sollte unter anderem Informationen zum geographischen Geltungsbereich der erhobenen Daten, der Art der Daten, der Methode ihrer Erhebung und den Qualitätsindikatoren enthalten (CURRAN 2006, S. 26). Die DIN 14040 (2006, S. 26) sieht für die Gliederung der Daten vier Hauptgruppen vor: Inputs (Energie, Rohstoffe, Betriebsstoffe), Produkte (Hauptprodukt, Koppelprodukte, Abfälle), Emissionen (in Wasser, Luft und Boden) sowie sonstige Umweltaspekte. Der Verband der Automobilindustrie gibt ein Beispiel für ein Datenerhebungsformat für Ökobilanzen. Dieses ist in die vier Oberkategorien Inputs, Prozess, Outputs

und Transporte gegliedert und berücksichtigt die Datenkategorisierung der DIN 14040 (VDA 2003, S. 9). Es enthält neben der Bezeichnung, der Menge und der Einheit eines Ressourcenflusses, die Möglichkeit, Angaben zu den Schwankungen eines Wertes zu machen und die Datenqualität zu kommentieren.

Bei der Datenerhebung können unterschiedliche Datentypen unterschieden werden. Zum einen kann zwischen Durchschnittswerten (engl.: average data) und Grenzwerten (engl.: marginal data) unterschieden werden. Grenzwertorientierte Daten bilden die Effekte einer Änderung des Produktoutputs eines Systems ab, welche sich für die Umweltwirkung ergeben (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 3). Grenzwertdaten werden üblicherweise in prospektiven Ökobilanzen verwendet (EKVALL ET AL. 2005, S. 1230). Durchschnittswerte ermitteln die durchschnittliche Umweltwirkung über den betrachteten Zeitraum für einen definierten Produktoutput (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 3). Sie bilden die Grundlage für retrospektive Ökobilanzen (EKVALL ET AL. 2005, S. 1226). Zum anderen wird zwischen Primär- und Sekundärdaten abgegrenzt. Primärdaten stellen prozessspezifische Messungen und Erhebungen dar, die im Rahmen der Erstellung der Ökobilanz durchgeführt werden. Diese beziehen sich auf Elemente des Vordergrundsystems und werden typischerweise vom Prozessentwickler oder -betreiber geliefert. Quellen können zum Beispiel spezifische Messungen, Daten aus Maschinenhandbüchern oder Prozessdokumentationen sein (CURRAN 2006, S. 23; EC 1997, S. 138). Die Datenverfügbarkeit außerhalb der Prozesse des eigenen Unternehmens bei Zulieferunternehmen ist meist nur gering (WEITZ ET AL. 1996, S. 84). Daher ist die Erstellung einer Ökobilanzstudie zumeist auf sekundäre, nicht selbst-erhobene Datensätze angewiesen. Sekundäre Daten umfassen alle Daten, die Datenbanken für Lebenszyklusdaten oder Publikationen von Industrie, Behörden oder wissenschaftlichen Einrichtungen stammen (CONSOLI 1993, S. 31). Für sekundäre Datensätze existieren einige öffentliche und kommerzielle Datenbanken, deren Verwendung den Aufwand bei der Datenerhebung der Ökobilanz reduzieren kann (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 9). Eine Übersicht über Datenbanken ist u. a. bei HERRMANN (2010, S. 166) und REBITZER ET AL. (2004, S. 709) zu finden. Einige der Datenbanken sind zudem in Softwarewerkzeuge zur Unterstützung der gesamten Ökobilanz eingebettet. Jedoch muss bei der Verwendung sekundärer Daten berücksichtigt werden, dass die Eignung der Datensätze für die eigene Ökobilanzstudie kritisch geprüft werden muss. Da sich Modellierungsannahmen für die Erstellung verschiedener Datensätze unterscheiden können, kann es zu Inkonsistenzen zwischen den verschiedenen Datenquellen kommen (CURRAN ET AL. 2005, S. 853; CONSOLI 1993, S. 32).

Neben der Auswahl von Modellen zur Wirkungsabschätzung ist die Datenqualität dabei ein Hauptfaktor, welcher die Ergebnisqualität beeinflusst. Die Bewertung der Datenqualität ist daher ein integraler Bestandteil einer Ökobilanz (CONSOLI 1993, S. 13). Die DIN 14044 (2006, S. 22) sieht hierfür eine

Beschreibung durch quantitative wie auch qualitative Indikatoren vor. Diese sollen neben den zeitlichen, geographischen und technologischen Aspekten Präzision, Vollständigkeit, Repräsentativität und Konsistenz der erhobenen Daten abbilden (DIN 14044 2006, S. 21). Die Präzision beschreibt die mit den Daten verbundene Unsicherheit als Maß für die Schwankungsbreite der Werte. Die Vollständigkeit wird dadurch bestimmt, welche Ressourcenflüsse in der Sachbilanz erfasst wurden und welche auf Basis der definierten Abschneidekriterien ausgelassen wurden. Die Repräsentativität ist das Maß für die Übereinstimmung der verwendeten Datensätze mit dem zu erfassenden System und fasst somit u. a. die Kriterien des zeitlichen, geographischen und technologischen Erfassungsbereichs zusammen. Die einheitliche Methodenanwendung innerhalb der Ökobilanzstudie wird qualitativ über eine Konsistenzbewertung erfasst (DIN 14044 2006, S. 21; GUINÉE ET AL. 2002, S. 50; EC 2010a, S. 122 ff.).

Unsicherheiten können in allen vier Schritten der Ökobilanz auftreten (HERRMANN 2010, S. 165). Durch kumulative Effekte über die einzelnen Schritte können diese das Ergebnis der Ökobilanz signifikant beeinflussen. Unsicherheiten müssen daher ermittelt und die Auswirkungen auf das Ergebnis transparent gemacht werden (BARNTHOUSE ET AL. 1998, S. 90). FINNVEDEN ET AL. (2009, S. 14) unterscheiden drei Quellen für Unsicherheiten, welche sich insbesondere in der Sachbilanz auswirken. Die Wahl der Systemgrenze, Allokationen oder die Festlegung von Abschneidekriterien beschränken die betrachteten Ressourcenflüsse. In der Sachbilanz wird in der Regel ein linearer Zusammenhang zwischen Prozessinput- und -outputgrößen unterstellt, welcher das Verhältnis nicht immer geeignet beschreibt. Zudem ist auch die Datenerhebung mit Unsicherheiten behaftet. Zum einen können Primärdaten Ungenauigkeiten unterliegen, zum anderen muss in Ermangelung eigener Erhebungsmöglichkeiten auf Sekundärdaten zurückgegriffen werden. Diese können nicht ausreichend repräsentativ sein oder es existieren im schlechtesten Fall keine geeigneten Datensätze (HUIJBREGTS 2001, S. 128). Für den Umgang mit Unsicherheiten in Ökobilanzen wird die Verwendung statistischer Methoden, wie die Parametervariation, die Szenarioanalyse, stochastische Modellierungen, die Monte-Carlo-Analyse oder die Fuzzylogik in der Literatur aufgeführt (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 15; HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004, S. 4; HUIJBREGTS 2001, S. 128; PENNINGTON ET AL. 2004, S. 727). Jedoch werden in vielen Ökobilanzstudien Unsicherheiten nicht berücksichtigt (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14). Als Gründe werden zum einen die damit verbundene Komplexität der Bewertung (HUIJBREGTS 2001, S. 129) genannt, aber zum anderen auch, dass die Unsicherheitsbewertung in der relevanten Literatur und den Softwarewerkzeugen noch nicht als Standard Berücksichtigung findet (HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004, S. 1).

2.2.1.4 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung stellt den dritten Schritt der Ökobilanz dar und ermittelt aufbauend auf den Ergebnissen der Sachbilanz deren Umweltrelevanz (DIN 14040 2006, S. 5). Hierzu werden den in der Sachbilanz identifizierten Ressourcenflüssen spezifische Wirkungskategorien und -indikatoren zugeordnet, welche die jeweilige Umweltwirkung abbilden (DIN 14040 2006, S. 27; EC 2010a, S. 275). Die Umweltwirkung kann z. B. die Nutzung von Rohstoffen, die Emission schädlicher Substanzen oder die Nutzung von Land umfassen (GUINÉE ET AL. 2002, S. 6).

Die Umweltwirkung kann auf unterschiedliche Art und Weise bewertet werden. Verbal argumentative Bewertungen sind zum Beispiel Umweltberichte von Unternehmen. Monetäre Bewertungsverfahren erfassen alle umweltrelevanten Kosten, wie z. B. Entsorgungskosten oder Kosten für die Vermeidung von Emissionen (PRAMMER 2009, S. 147 ff.). Die Sachbilanzierung entsprechend des in der DIN 14040 (2006) beschriebenen Vorgehens stellt eine Voraussetzung für die Wirkungsabschätzung auf Basis naturwissenschaftlich orientierter Ansätze dar. Diese bewerten die Umweltwirkung auf Basis von Zusammenhängen, die durch naturwissenschaftliche Konzepte begründet sind (REINHARDT 2013, S. 29). Die naturwissenschaftlich orientierten Ansätze können zur Einordnung der Methoden der Wirkungsabschätzung in vier Kategorien unterteilt werden (REINHARDT 2013, S. 29; SOMMER 2010, S. 347):

- Grenzwertorientierte Methoden
- Ressourcenverbrauchsorientierte Methoden
- Flächenorientierte Methoden
- Auswirkungsorientierte Methoden

Grenzwertorientierte Methoden bewerten in der Regel Emissionen in Luft, Wasser und Boden und vergleichen ermittelte Werte mit einer auf nationaler Ebene als kritisch angesehenen Konzentration. Ressourcenverbrauchsorientierte Methoden ermitteln einen kumulativen Ressourcenaufwand für eine definierte Einheit (REINHARDT 2013, S. 29). Beispiele für solche Verfahren sind der in der VDI 4600 (2012) kumulierte Energieaufwand oder das Konzept des Materialinputs pro Serviceeinheit (RITTHOFF ET AL. 2002). Welche Land- oder Wasserflächen zur Erneuerung von Ressourcen erforderlich sind, messen die flächenorientierten Methoden. Hierzu zählt z. B. das Konzept des ökologischen Fußabdrucks (WACKERNAGEL & REES 1996). Auswirkungsorientierte Methoden stellen die in der Wirkungsabschätzung der DIN 14040 (2006) und DIN 14044 (2006) i. d. R. genutzten Verfahren zur Beurteilung der ökologischen Wirkung dar. Diese ermitteln auf der Datengrundlage der Sachbilanz die zugehörige Umweltwirkung. Hierfür müssen die in Abbildung 2.6 dargestellten Schritte

durchlaufen werden. Diese sind in verbindliche und optionale Bestandteile unterteilt (DIN 14040 2006, S. 29).

Die Phase der Wirkungsabschätzung steht in einem engen Zusammenhang mit den vorangegangenen Phasen der Ökobilanz. Das Vorgehen muss daher sorgfältig mit diesen abgestimmt werden, um Fehler zu vermeiden und die Aussagekraft der Ökobilanzstudie sicherzustellen. Hierbei sind insbesondere die Qualität der Sachbilanzdaten zu beachten und die gewählte Systemgrenze und Abschneidekriterien zu überprüfen (DIN 14044 2006, S. 33). Im Folgenden werden die verbindlichen und optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung detailliert beschrieben.

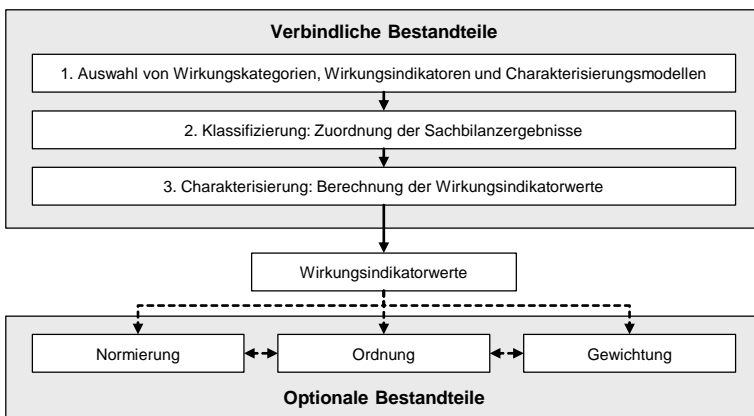


Abb. 2.6: Bestandteile der Wirkungsabschätzung (in Anlehnung an DIN 14040 2006, S. 29)

Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle. Im ersten Schritt der Phase der Wirkungsabschätzung müssen geeignete Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle ausgewählt werden. Da dieser Schritt einen starken Einfluss auf die Phase der Datensammlung in der Sachbilanzierung hat, wird empfohlen diesen parallel zur Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens durchzuführen und anschließend an die Datensammlung die getroffenen Festlegungen nochmals kritisch zu prüfen (CURRAN 2006, S. 48). Eine Wirkungskategorie ist in der DIN 14044 (2006, S.13) definiert als eine „Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können“. Die verschiedenen Wirkungskategorien lassen sich dabei einem oder mehreren schützenswerten Bereichen der Umwelt zuordnen. Hierzu

gehören die menschliche Gesundheit, der Aufbau und die Funktion der Ökosysteme sowie der Abbau von Ressourcen (EC 2010c, S. 3; CHEVALIER & ROUSSEAU 1999, S. 353). Einige Autoren nennen zudem die vom Menschen geschaffene Umwelt als schützenswerten Bereich (z. B. HAUSCHILD ET AL. (2005, S. 3)). Zu Letzterem besteht jedoch kein Konsens über die zugehörigen Wirkungskategorien und die Modelle zur Ermittlung der Umweltwirkung (GOEDKOOP ET AL. 2009, S. 6). Beispiele für Wirkungskategorien sind die Klimawirkung, der Ozonabbau in der Atmosphäre oder die Versauerung von Böden und Gewässern (HERRMANN 2010, S. 158 f.). Der Wirkungsindikator ist die quantifizierte Darstellung einer Wirkungskategorie (DIN 14044 2006, S. 14). Für die Klimawirkung sind dies z. B. die emittierten Treibhausgase ausgedrückt in „kg CO₂-Äquivalent“. Ein Charakterisierungsmodell beschreibt genau diese Äquivalenzbeziehungen zwischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren. Eine detaillierte Übersicht über Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren ist bei GUINÉE ET AL. (2002, S. 71 ff.) zu finden. Bei der Modellierung der Wirkungsindikatoren für eine Wirkungskategorie kann zwischen zwei Arten unterschieden werden, der midpoint- und der endpoint-Modellierung. Die endpoint-Modellierung bewertet den Schaden der den schützenswerten Bereichen zugefügt wird (HAUSCHILD ET AL. 2005, S. 5). Sie wird daher auch als Schadensmodellierung bezeichnet (UDO DE HAES ET AL. 1999, S. 68). Die midpoint-Modellierung repräsentiert einen Indikator, der zwischen der Emission und dem Wirkungsendpunkt liegt (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 8). Es wird somit nicht der gesamte Umweltwirkungsmechanismus abgebildet. Dies ist notwendig, wenn Unsicherheit bezüglich der Modellierung zur Abbildung des Wirkungsendpunkts besteht (UDO DE HAES ET AL. 1999, S. 69). Der midpoint-Wirkungspunkt wird dabei typischerweise so gewählt, dass dieser möglichst nah bei den schützenswerten Bereichen liegt (HAUSCHILD ET AL. 2005, S. 5). Abbildung 2.7 gibt einen Überblick über eine Auswahl von Wirkungskategorien und die Wirkungsendpunkte. Insgesamt ist festzustellen, dass für die Wirkungsabschätzung zahlreiche Methoden existieren, welche verschiedene Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren, Charakterisierungsmodelle und Wirkungsendpunkte berücksichtigten. Ein Standardisierung hat bisher nicht stattgefunden, so dass bei der Durchführung einer Ökobilanz eine für die eigenen Anwendung geeignete Methode ausgewählt werden muss (EC 2010b, S. 2). Während zu einigen Wirkungskategorien, wie z. B. der Klimawirkung oder dem Ozonabbau, ein wissenschaftlicher Konsens in der Charakterisierung besteht, ist dies für andere Äquivalenzfaktoren nicht der Fall (JENSEN ET AL. 1998, S. 67).

Klassifizierung. Im zweiten Schritt der Wirkungsabschätzung, der Klassifizierung, müssen alle Outputs des Sachbilanzdatenblatts Wirkungskategorien zugeordnet werden (DIN 14044 2006, S. 39). Für alle Outputs, welche lediglich zu einer Wirkungskategorie beitragen, ist diese Zuordnung eindeutig. Ist dies

nicht der Fall, so muss eine Regel für die Zuweisung aufgestellt werden (CUR-RAN 2006, S. 48). Es können zum einen parallelen Abhängigkeiten zwischen den Wirkungskategorien auftreten. Dies meint, dass ein Output zu mehreren Umweltwirkungen beiträgt, die jedoch voneinander unabhängig sind. Hier muss festgelegt werden, zu welchem Anteil der Output in der jeweiligen Wirkungskategorie beiträgt. Zum anderen können serielle Abhängigkeiten zwischen Wirkungskategorien bestehen, so dass eine Zuordnung des Outputs zu beiden Kategorien zulässig ist (DIN 14044 2006, S. 38).

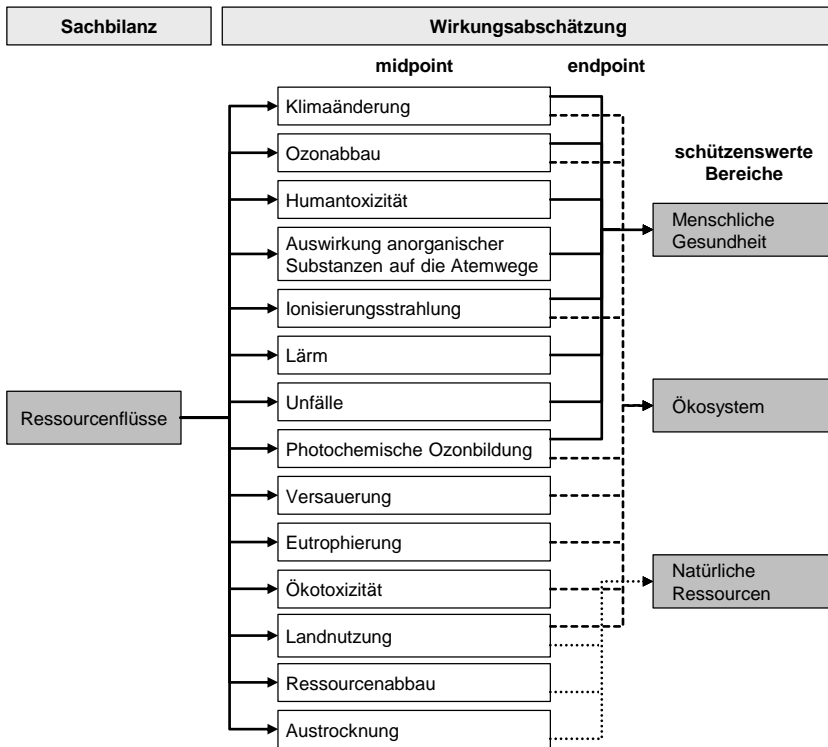


Abb. 2.7: Wirkungskategorien und Wirkungsendpunkte
(in Anlehnung an EC 2010b, S. 3)

Charakterisierung. Die Charakterisierung als dritter Schritt der Wirkungsabschätzung berechnet für jede Wirkungskategorie den zugehörigen Wirkungsindikatorwert bezogen auf die funktionelle Einheit. Hierzu muss die Menge

jedes in der Wirkungskategorie berücksichtigten Outputs mithilfe eines Äquivalenzfaktors in die Einheit der Wirkungskategorie umgerechnet werden. Dieser Äquivalenzfaktor wird auch als Charakterisierungsfaktor bezeichnet (GUINÉE ET AL. 2002, S. 89). Zwischen den Ergebnissen der Sachbilanz und den Charakterisierungsfaktoren wird typischerweise ein linearer Zusammenhang unterstellt (UDO DE HAES ET AL. 1999, S. 71).

Optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung. Zu den optionalen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung gehören Normierung, Ordnung und Gewichtung. Eine Normierung kann sowohl auf midpoint- als auch auf endpoint-Indikatoren angewendet werden. Der Wert des Indikators wird hierzu durch einen Referenzwert geteilt. Als Referenzwert kann z. B. die Summe aller Flüsse, die zum spezifischen Indikator beitragen, bezogen auf eine bestimmte Region, einen globalen Wert oder eine Person herangezogen werden (EC 2010a, S. 281; JOLLIET ET AL. 2003, S. 329). Die Normierung wird bei manchen Autoren daher auch als Lokalisierung bezeichnet (GRAEDEL 1998, S. 46). Die Ordnung umfasst zum einen die Einordnung der Wirkungskategorien in verschiedene Klassen oder die Rangbildung zwischen den Wirkungskategorien. Kriterien können z. B. berücksichtigte Inputs bzw. Outputs oder die Priorität, die einer Wirkungskategorie zugeordnet wird, sein (DIN 14044 2006, S. 42). Um die Ergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien miteinander vergleichen zu können, ist die Gewichtung der Werte notwendig. Dies ist insbesondere bei vergleichenden Ökobilanzstudien von Interesse oder wenn Verbesserungsmaßnahmen aus der Studie abgeleitet und priorisiert werden sollen (REBITZER ET AL. 2004, S. 704). Für die Gewichtung werden i. d. R. normierte Werte verwendet (EC 2010a, S. 283). Die DIN 14044 (2006, S. 43) sieht zwei Verfahren der Gewichtung vor. Die Indikatorwerte können zum einen über die Multiplikation mit den gewählten Gewichtungsfaktoren vergleichbar gemacht werden. Zum anderen können die gewichteten Indikatorwerte zu einem Gesamtwert aufsummiert werden. Diese Aggregation ermöglicht den Vergleich mehrerer Szenarios der Ökobilanzstudie. Die Gewichtungsfaktoren können neben der Begründung durch naturwissenschaftlich basierte Ansätze auch auf politischen, ethischen oder gesellschaftlichen Werten basieren (JENSEN ET AL. 1998, S. 67). Die Ermittlung kann über Befragungen von Wissenschaftlern oder Unternehmensvertretern bzw. über die Verwendung von politischen Programmen oder anderen Studien erfolgen (VAN DER VOET, ET AL. 2009, S. 38; BARNTHOUSE ET AL. 1998, S. 123; LUNDIE & HUPPES 1999, S. 10). Die Ergebnisse der Gewichtung und Aggregation unterliegen daher einer gewissen Subjektivität. Um die Ergebnisse abzusichern, sollten die zugrundeliegenden Indikatorwerte ebenfalls verfügbar gemacht werden und es sind ggf. mehrere Gewichtungsmethoden anzuwenden (DIN 14044 2006, S. 43; KNIEL ET AL. 1996, S. 226).

2.2.1.5 Auswertung

Die letzte Phase der Ökobilanz ist die Auswertung. Im Rahmen der Auswertung sollen entsprechend der DIN 14040 (2006, S. 5) die Ergebnisse der vorangegangenen Phasen analysiert und zusammengefasst werden, um daraus Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abzuleiten. Vor den Normungsaktivitäten Ende der neunziger Jahre wurde die Phase der Auswertung daher auch als Verbesserungsanalyse bezeichnet (CONSOLI 1993, S. 26; EC 1997, S. 15).

Um valide Aussagen machen zu können, sieht die DIN 14044 (2006, S. 45) mehrere Analyseschritte vor. Zunächst müssen die signifikanten Größen sowohl in der Phase der Sachbilanz als auch in der Wirkungsabschätzungsphase identifiziert werden. CURRAN (2006, S. 56) führt hierzu drei Analysemethoden auf. Die Beitragsanalyse ermittelt, ob bestimmte Prozesse oder Lebenszyklusphasen eine besondere Relevanz für das Gesamtergebnis haben. Signifikante Parameter können zudem entsprechend der Höhe ihres Beitrags zum Gesamtergebnis in eine Reihenfolge gebracht werden (Dominanzanalyse). Die Abweichungsanalyse ermittelt zudem, ob bestimmte Ergebnisse von den Erwartungen oder Erfahrungen aus anderen Bewertungen stark abweichen.

Zudem muss in der Phase der Auswertung die Vollständigkeit der Daten beurteilt werden und eine Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung durchgeführt werden. Im Rahmen der Vollständigkeitsprüfung muss sichergestellt werden, dass alle für die Auswertung relevanten Daten zur Verfügung stehen. Abweichungen müssen in Hinblick auf die Erfüllung von Ziel und Untersuchungsrahmen begründet werden. Die Sensitivitätsprüfung ermittelt den Einfluss von Änderungen bei Annahmen, Methoden oder Datenwerten auf das Ergebnis der Ökobilanz und ermittelt so die Zuverlässigkeit der Endergebnisse. Ob alle Annahmen, Methoden und Daten mit den in der Zielsetzung und dem Untersuchungsrahmen getroffenen Festlegungen übereinstimmen, wird in der Konsistenzprüfung ermittelt (DIN 14044 2006, S. 51 f.).

Neben der Durchführung von eigenen Analysen können zudem die Ergebnisse der Ökobilanzstudie durch eine kritische Prüfung durch externe Gutachter validiert werden (EC 1997, S. 15). Zudem ist ein Bericht anzufertigen, welcher sowohl die Ergebnisse als auch die getroffenen Annahmen und die verwendeten Daten in den einzelnen Phasen beschreibt (DIN 14040 2006, S. 32). Die Kommunikation der Ergebnisse kann sowohl intern als auch extern erfolgen (HANSEN 1999, S. 319).

2.2.2 Ökologische Bewertung in Wertschöpfungsnetzen

2.2.2.1 Gliederung der Ansätze

Der Themenkontext ökologisch nachhaltiger Wertschöpfungsnetzwerke wurde bereits intensiv in der Literatur diskutiert. Die Gestaltung ökologischer Wertschöpfungsstrukturen wird insbesondere im Rahmen des Supply Chain Managements behandelt. Diese Ansätze werden häufig unter dem Begriff des „Green Supply Chain Managements“ zusammengefasst (SRIVASTAVA 2007, S. 53). Als notwendige Voraussetzung für die Steuerung von Wertschöpfungsnetzwerken unter ökologischen Kriterien wird u. a. der Einsatz von Informations- und Kommunikationstechnologien (IKT) genannt (LOUNÈS 2009, S. 14). Unter dem Begriff „grüne Informationstechnologien und -systeme (engl.: GreenIT bzw. GreenIS)“ (GOTTSCHALK & KIRN 2013, S. 300) gliedern sich Ansätze, welche die Umweltwirkung des Einsatzes von IKT diskutieren. Die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellte Methode der Ökobilanz bietet hierbei häufig eine Grundlage für die Bewertung der IT-Hardware. Zudem lassen sich aus prozessorientierten Ökobilanzen weitere Erkenntnisse für die Bewertung von Prozessen in Wertschöpfungsnetzen gewinnen. Auch die multikriterielle Bewertung im Rahmen einer integrierten Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung wird hier in einigen Ansätzen thematisiert. Der Überblick der für die Themenstellung relevanten Forschungsarbeiten wird daher untergliedert nach Ansätzen des Supply Chain Managements, Ansätzen der GreenIT sowie Ökobilanz-basierten Bewertungsansätzen. Werden in einem Ansatz mehrere Forschungsrichtungen zusammengeführt, erfolgt die Zuordnung nach dem thematischen Schwerpunkt.

2.2.2.2 Ansätze des Green Supply Chain Managements

Nach SIMCHI-LEVI ET AL. (2008, S. 1) umfasst das Supply Chain Management (SCM) alle Ansätze zur effizienten Integration von Zulieferern, Herstellern, Lagern und Händlern mit dem Ziel der Warenproduktion sowie -distribution in der richtigen Menge, am richtigen Ort und zur richtigen Zeit. Hierdurch sollen die Kosten des Netzwerks bei gleichzeitiger Erfüllung des angestrebten Servicegrads minimiert werden⁶. Das Green Supply Chain Management (GSCM) befasst sich folglich mit der Integration ökologischer Aspekte in das klassische Supply Chain Management (SRIVASTAVA 2007, S. 54f.). Während einige Definitionen die Beschaffung als zentrale Funktion des GSCM sehen (z. B.

⁶ Der Servicegrad wird nach VDI-Richtlinie 4400 als der Prozentsatz der „termin- und mengengerecht erfüllte(n) [...] Kundenauftragspositionen“ definiert (VDI 4400-3 2002, S. 22).

GREEN ET AL. 1996, S. 188), sehen andere Autoren ein reaktives Monitoring zur Verbesserung der Umweltwirkung der Supply Chain als Kernaspekt (GODFREY 1998, S. 244). Eine einheitliches Begriffsverständnis hat sich in der Literatur noch nicht herausgebildet (ZHU & SARKIS 2004, S. 267). Zudem werden auch ähnliche Begrifflichkeiten wie das „Environmental Supply Chain Management“ (WALKER ET AL. 2008, S. 69; ZSIDISIN & SIFERD 2001, S. 69; BAI & SARKIS 2010, S. 1201) synonym verwendet. In einem ähnlichen Themenkontext agieren außerdem Ansätze, die Aspekte der Nachhaltigkeit in Wertschöpfungsnetzen betrachten bzw. dem „Sustainable Supply Chain Management“ zuzurechnen sind, wobei hier die ökologische Dimension lediglich eine Zielgröße neben ökonomischen und sozialen Zielgrößen darstellt (SEURING ET AL. 2008, S. 1700; WALTHER 2010, S. 24).

Zu den Konzepten des Green und Sustainable Supply Chain Managements lässt sich eine zunehmende Anzahl von Publikationen finden (LINTON ET AL. 2007, S. S.1077), wobei der thematische Schwerpunkt zumeist in der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit liegt (SEURING ET AL. 2008, S. 1702). Einen Überblick über die Potentiale zur Steigerung der Ressourceneffizienz in Wertschöpfungsnetzen geben u. a. SRIVASTAVA (2007), LINTON ET AL. (2007) und SARKIS (1995). Im Folgenden soll ein Überblick zu bestehenden Ansätzen zur Ressourceneffizienzbewertung der Forschungsrichtung des GSCM gegeben werden. Eine Untergliederung erfolgt in Abhängigkeit des Betrachtungsfokus der Ansätze anhand der Hauptprozessebene des Supply-Chain-Operations-Reference-Modells (SCOR). Dieses Modell zur Beschreibung und Bewertung von Geschäftsprozessen identifiziert fünf Hauptprozesse in Wertschöpfungsnetzen: Planen (engl. „Plan“), Beschaffen (engl.: „Source“), Herstellen (engl.: „Make“), Liefern (engl.: „Distribute“), Rückliefern (engl.: „Return“) (SCC 2010A, S. 1.2.1 f.)⁷. Zudem werden prozessübergreifende Ansätze vorgestellt.

Beschaffen. Die vorgestellten Ansätze befassen sich zum einen mit der Lieferantenbewertung unter Umweltgesichtspunkten, zum anderen mit der Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen der grünen Beschaffung auf relevante Kenngrößen. ZHU & GENG (2002) entwickeln auf Basis einer Studie mittelständischer chinesischer und amerikanischer Unternehmen Kriterien für die Bewertung von Lieferanten unter Berücksichtigung ökologischer Aspekte. TSENG & CHIU (2013) befassen sich ebenfalls mit der Lieferantenbewertung und stellen einen multikriteriellen Bewertungsansatz auf Basis von linguistischen

⁷ Für den Hauptprozess Planen wurden keine spezifischen Ansätze identifiziert. Aspekte des Planes werden jedoch oftmals implizit in den aufgeführten Ansätzen der anderen vier Hauptprozesse berücksichtigt.

Variablen, welche mithilfe der Fuzzy-Set-Theorie⁸ bewertet werden. BAI & SARKIS (2010) präsentieren einen Ansatz, der mithilfe der Rough-Set-Theorie⁹ die Auswirkung von umweltorientierten Lieferantenentwicklungsprogrammen auf ökologische oder ökonomische Indikatoren ermittelt. CARTER ET AL. (2000) führen hierzu eine empirische Studie durch und zeigen einen positiven Zusammenhang zwischen einer umweltgerechten Beschaffung und der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit von Unternehmen auf. Ähnliches zeigt die Studie von CHIOU ET AL. (2011), wobei hier noch zusätzlich die Zusammenhänge zwischen der Beschaffung und der Ressourceneffizienz von Prozessen des eigenen Unternehmens aufgezeigt werden.

Herstellen. Der Prozess der Herstellung enthält im Rahmen des SCOR-Modells alle Aktivitäten zur Umwandlung von Materialien zu Produkten als auch der Generierung von Dienstleistungen. Prozesse wie Reparatur, Recycling, Aufbereitung und Refabrikation zählen ebenso zum Hauptprozess der Herstellung (SCC 2010A, S. 3.i.1). Diese können im Rahmen des Supply Chain Managements unter den Begriffen „Green Operations“ bzw. „Green Manufacturing“ und „Green Remanufacturing“ subsumiert werden (SRIVASTAVA 2007, S. 59). Einen Überblick über die Aktivitäten des Remanufacturings gibt u. a. FERRER & WHYBARK (2000). Beim Remanufacturing besteht ein enger Bezug zur Produktgestaltung (METTA 2011), weswegen im Rahmen der Zielstellung dieser Arbeit diese Bewertungsansätze nicht weiter ausgeführt werden. Ansätze zur ökologisch nachhaltigen Gestaltung von Produktionssystemen greifen vielfach auf die Methode der Ökobilanz zurück und stehen aufgrund ihres Fokus auf die Produktion nur in einem untergeordneten Bezug zum klassischen Supply Chain Management. Eine Übersicht über Bewertungsansätze in der Produktion ist u. a. bei REINHARDT (2013) und NEUGEBAUER (2014) zu finden.

Liefern. Ein Schwerpunkt der Bewertungsansätze des SCOR-Prozesses des Liefern liegt auf der Bewertung von Transporten in Wertschöpfungsnetzen. DYCKHOFF & SOUREN (2008, S. 203 ff.) nennen drei Maßnahmen für ein umweltorientiertes Logistikmanagement: die Senkung der Transportentfernung, die Erhöhung der Transportmittelauslastung und die Nutzung umweltfreundlicher Transportmittel. Zudem werden qualitativ die Konsequenzen für die

⁸ Fuzzy-Set-Theorie: Die Fuzzy-Set-Theorie (s. u. a. KREBS 2011, KOCH 1999) transformiert qualitative Aussagen mithilfe von Zugehörigkeitsfunktionen in quantitative Größen, wobei im Gegensatz zu Zahlenwerten in der klassischen Mengenlehre eine linguistische Variable durch die Definition verschiedener Zugehörigkeitswerte zu mehreren Mengen gehören kann (KREBS 2011, S. 41 ff.).

⁹ Rough-Set-Theorie: Die Rough-Set-Theorie (Grobmengentheorie) stellt ähnlich wie die Fuzzy-Set-Theorie ein Vorgehen zum Umgang mit unpräzisen, unsicheren oder unvollständigen Informationen dar (PAWLAK 1982).

Distributionsstruktur und die Liefermengenplanungen beschrieben (DYCKHOFF & SOUREN 2008, S. 203 ff.). WU & DUNN (1995) beschreiben ebenfalls qualitativ Auswirkungen von Logistikaktivitäten auf die Ressourceneffizienz und nennen Maßnahmen für ein umweltgerechtes Logistikmanagement. LOHMEIER (2010) und KRANKE ET AL. (2011) befassen sich mit der CO₂-Bilanzierung von Transporten. ALBINO ET AL. (2002) und YAZAN ET AL. (2011) untersuchen die Auswirkungen der Veränderung eines Transportnetzes auf die Ressourceneffizienz anhand einer Input-Output-Analyse. Als Bewertungsgrößen werden u. a. entstehende Emissionen von Kohlendioxid, Schwefeloxiden und Stickoxiden herangezogen.

Rückliefern. Die bestehenden Bewertungsansätze des Green Supply Chain Managements befassen sich im Rahmen des SCOR-Prozesses der Rücklieferung insbesondere mit der Gestaltung der rückwärts gerichteten Lieferkette (engl.: Reverse-Supply-Chain). HERNÁNDEZ ET AL. (2011) und KRUMWIEDE & SHEU (2002) präsentieren Modelle zur Entscheidungsunterstützung für Fallbeispiele aus der Automobil- bzw. Transportindustrie. JAYARAMAN ET AL. (2003) verwenden ein lineares Optimierungsmodell zur Ermittlung der Netzwerkgestaltung. Die Zielfunktion stellt eine Kostenfunktion dar und berücksichtigt daher nicht explizit die Umweltwirkung. Einen ebenfalls kostenorientierten Bewertungsansatz stellen RODRIGUEZ-FERNANDEZ ET AL. (2011) vor. Dieser basiert auf einem System-Dynamics-Modell. Die aufgeführten Modelle tragen somit durch die effiziente Organisation von Rücknahme- und Recyclingprozessen zu einer gesteigerten Ressourceneffizienz bei und stellen weniger die Ressourceneffizienz des Netzwerkes an sich in den Vordergrund.

Prozessübergreifende Ansätze. Die prozessübergreifenden Ansätze des Green Supply Chain Managements lassen sich drei Gruppen zuordnen: Planungsorientierte Ansätze, Bewertungsorientierte Ansätze und Fallstudien. Die planungsorientierten Ansätze fokussieren die Planung und Gestaltung grüner Wertschöpfungsnetze. WANG ET AL. (2011) beschreiben einen Ansatz zur integrierten ökologischen und ökonomischen Planung von Wertschöpfungsnetzen. Als Bewertungsbasis dienen ein lineares Optimierungsmodell sowie die Methode der Ökobilanz. BEAMON (1999) leitet Kennzahlen ab, welche bei der Planung ökologisch nachhaltiger Wertschöpfungsnetze zu berücksichtigen sind. Auch die integrierte Planung grüner Wertschöpfungsnetze unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Prinzipien der schlanken Produktion wird thematisiert. MCDANIEL (2000) präsentiert hierzu einen Planungsansatz, wobei die Bewertung der Umweltwirkung auf Basis der umweltrelevanten Kosten, wie z. B. Kosten der Abwasserentsorgung, durchgeführt wird.

Des Weiteren existieren bewertungsorientierte Ansätze im GSCM. Das Entscheidungsmodell von CABRAL ET AL. (2012) verwendet den ANP¹⁰, um Kriterien schlanker, agiler, resilienter und grüner Wertschöpfungsnetze gegenüberzustellen. Einen ähnlichen ANP-basierten Ansatz zur Bewertung von Supply-Chain-Alternativen stellt SARKIS (2003) vor. SHEU (2005) und SUNDARAKANI ET AL. (2010) verwenden ein analytisches Modell zur Bewertung eines Logistiknetzwerks auf Basis von Kosten bzw. Kohlenstoffdioxidemission. HERVANI ET AL. (2005) beschreiben allgemein den Aufbau eines Messsystems zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit aus der Perspektive des Green Supply Chain Managements. Auch das SCOR-Modell selbst enthält seit der Version 9.0 eine Erweiterung zur Bewertung der Ressourceneffizienz, das sog. GreenSCOR-Modell (FRANCIS 2010). Das Modell sieht vor, dass in den einzelnen Prozessen des Wertschöpfungsnetzes analog zur Erhebung klassischer SCOR-Kennzahlen Daten zur Quantität der entstandenen CO₂-Emissionen, Luftschadstoffemissionen, Abwasser- und Abfallmengen sowie der Recyclingquoten erhoben werden (SCC 2010A).

Als letzte Gruppe der prozessübergreifenden Bewertungsansätze lassen sich Fallstudien unterscheiden, welche eine spezifische, meist branchenorientierte Anwendung präsentieren. SUNDARAKANI ET AL. (2011) bewerten CO₂-Emissionen einer Supply Chain der Bauindustrie mithilfe eines System-Dynamics-Ansatzes. LU ET AL. (2009) bewerten CO₂-Emissionen einer automobilen Supply Chain und leiten hieraus Paradigmen für die zukünftige Netzwerkgestaltung ab. Der Ansatz von KARA & IBBOTSON (2011) bewertet die CO₂-Emissionen und die eingesetzte Energie alternativer Wertschöpfungsnetze zur Herstellung von Bedachungssystemen mithilfe einer Ökobilanz. Ein aus der Unternehmenspraxis der pharmazeutischen Industrie entstammendes Bewertungskonzept stellen MOGK & SCHULTE (2009) vor. Dieses basiert auf Vorgehensmodellen des SixSigma-Managementkonzepts (u. a. DMAIC - Define, Measure, Analyze, Improve, Control) und wird auf Fallstudien aus den Bereichen der Gestaltung von Distributionsstrukturen sowie der Konfiguration von Unternehmensnetzwerken angewendet.

¹⁰ Analytical Network Process: Der Analytical Network Process (ANP) ist ein Lösungsverfahren für multikriterielle Entscheidungsprobleme. Er stellt eine Weiterentwicklung des Analytical Hierarchy Process (AHP) dar. Im Gegensatz zum AHP ermöglicht der ANP nicht nur eine hierarchische Ordnung von Kriterien, sondern ermöglicht die Berücksichtigung von Abhängigkeiten zwischen Elementen der Kriterienhierarchie (s. u. a. GELDERMANN (2006), SAATY (2006)).

2.2.2.3 Ressourceneffizienzbewertung von Informationssystemen

Informations- und Kommunikationssysteme stellen einen wichtigen Aspekt bei der effizienten Steuerung von Wertschöpfungsnetzen dar. Eine Vielzahl von Publikationen diskutiert neben den Potentialen von IKT zur Erhöhung ökonomischer Effizienz auch deren Auswirkungen auf die Ressourceneffizienz. Zu den positiven Effekten werden u. a. die Virtualisierung von Produkten, die Digitalisierung von Informationen, die Dematerialisierung von Transporten, die Reduzierung von Lagern und Büroflächen sowie die Verkürzung von Supply Chains genannt (YI & THOMAS 2007, S. 841). Neben den positiven Effekten sind für eine ganzheitliche Erfassung jedoch auch die negativen Effekte in einer Bewertung zu erfassen (YI & THOMAS 2007, S. 842; MASANET & MATTHEWS 2010, S. 688). Eine Einführung in die Thematik sowie einen Literaturüberblick zu grünen Informationssysteme geben u. a. DAO ET AL. (2011), MASANET & MATTHEWS (2010), MELVILLE (2010), REJESKI (2002), WATSON ET AL. (2010) und YI & THOMAS (2007). WATSON ET AL. (2010) geben durch ihr „Energy-Informatics-Framework“ eine formalisierte Beschreibung der Beziehungen zwischen Güter- und Informationsflüssen aus der Perspektive von Angebot und Nachfrage und dem Informationssystem. REJESKI (2002, S.) und GESI (2002) quantifizieren die globalen Effekte von IKT anhand empirischer Studien. Im Folgenden sollen Bewertungsansätze für die Bewertung der Ressourceneffizienz von Informationssystemen vorgestellt werden. Diese werden anhand der in der Bewertung berücksichtigten Auswirkungen auf die Ressourceneffizienz untergliedert. Nach BERKHOUT & HERTIN (2001, S. 2) können drei Arten der Effekte unterschieden werden:

- Effekte 1. Ordnung: Diese umfassen die direkten, durch die Produktion und Nutzung der IKT-Hardware entstehende Umweltwirkung.
- Effekte 2. Ordnung: Die durch den Einsatz von Informationssystemen entstehende indirekte Umweltwirkung, u. a. durch die Veränderung von Produktionsprozessen, Produkten oder Distributionsstrukturen, werden als Effekte zweiter Ordnung bezeichnet.
- Effekte 3. Ordnung: Die Effekte dritter Ordnung beinhalten alle indirekten Auswirkungen auf die Umwelt, die aus einem durch IKT bedingten veränderten Konsumentenverhalten, Wirtschaftswachstum oder Wertesystem resultieren.

Ansätze zur Bewertung von Effekten 1. Ordnung. Die Ansätze zur Bewertung von IKT-Effekten erster Ordnung basieren mehrheitlich auf der methodischen Grundlage der Ökobilanz. MALMODIN ET AL. (2010) bestimmen die Umweltwirkung des IKT-Sektors sowie von Geräten der Entertainment- und Medienbranche. Die Bewertung erfolgt anhand der verbrauchten Energie

sowie der CO₂-Emissionen. Neben diesem Metaansatz existieren weitere Ansätze, welche sich mit der spezifischen Bewertung von IKT-Geräten befassen. Der Ansatz von FRANKE (2006) ermöglicht die Anpassungsprogrammplanung zur Reparatur von IKT-Geräten mit dem Ziel, die Nutzenproduktivität der eingesetzten Ressourcen durch eine Verlängerung der Nutzungsdauer der Geräte zu steigern. OKRASINSKI & MALIAN (2010) und OKRASINSKI ET AL. (2012) stellen einen generischen Ansatz zur Durchführung von Ökobilanzen für Hardware-Komponenten von IKT-Systemen vor. Hierzu erfolgt zum einen eine Kategorisierung der Komponenten, zum anderen werden für jede Lebenszyklusphase relevante Parameter zur Bestimmung der Umweltwirkung abgeleitet (OKRASINSKI & MALIAN 2010). ANDRAE & ANDERSEN (2010) und TEEHAN & KANDLIKAR (2013) präsentieren Ökobilanzen von Arbeitsplatzrechnern und -peripheriegeräten. Zur Bewertung der Umweltwirkung wird ebenfalls die Klimawirkung herangezogen. BONVOISIN ET AL. (2012) beschreibt die ökologische Bewertung von drahtlosen Sensornetzwerken. GRIMM ET AL. (2014) geben einen Überblick über fast 100 Ökobilanzstudien zu IKT. Neben PCs und Peripheriegeräten werden auch Studien zu Rechenzentren und Geräten der Netzwerktechnik sowie IT-Services, wie z. B. E-Mail oder Tele- und Videokonferenzen in die Untersuchung eingeschlossen. Der Beitrag analysiert für jede Geräte- bzw. Servicekategorie die in die Bewertung einbezogenen Lebenszyklusphasen und die für die Bewertung herangezogenen Wirkungskategorien (GRIMM ET AL. 2014). Einen Beitrag zur methodischen Anwendung verschiedener Typen der Ökobilanzen liefert LOERINCIK (2006, S. 65 ff.). So wird die Anwendung von Input-Output-Ökobilanzen und Prozessökobilanzen zur Bewertung eines Computernetzwerks verglichen.

Ansätze zur Bewertung von Effekten 2. Ordnung. Ansätze zur Bewertung von IKT-Effekten zweiter Ordnung führen in der Regel eine vergleichende Ökobilanzstudie zwischen mehreren Szenarios mit und ohne den Einsatz von IKT durch. TOFFEL & HORVATH (2004) vergleichen die Nutzung von papiergebundenen mit digitalen Medien sowie von Telekonferenzsystemen mit Geschäftsreisen. Neben der Berechnung der Umweltwirkung wird auch eine Bewertung der Datenqualität durchgeführt. CAUDILL ET AL. (2000) und MATTHEWS ET AL. (2001) beschreiben Fallstudien aus dem Bereich des E-Commerce. CAUDILL ET AL. (2000) bewerten alternative Vertriebskanäle für Desktopcomputer anhand der sich daraus ergebenden veränderten Aktivitäten im Wertschöpfungsnetz. Als Hauptnutzen des digitalen Vertriebs werden Einsparungen bei Lagern, weniger Überproduktion, Digitalisierung von Informationen, eine erhöhte Transporteffizienz sowie eine bessere Ausnutzung der Produktionskapazitäten genannt (CAUDILL ET AL. 2000). MATTHEWS ET AL. (2001) vergleichen zwei Logistiknetzwerke für den Vertrieb von Büchern.

Ansätze zur Bewertung von Effekten 3. Ordnung. Die Charakteristik der IKT-Effekte dritter Ordnung, auch als „Rebound-Effekte“ bezeichnet (BERKHOUT & HERTIN 2001), impliziert bereits die Komplexität, die mit der Bewertung der Effekte verbunden ist. KÖHLER & ERDMANN (2004) halten die Quantifizierung dieser Effekte für schwierig und beschränken sich daher auf eine qualitative Analyse des spezifischen Anwendungsfalls des Pervasive Computings¹¹. PLEPYS (2002) betonen die Wichtigkeit der Bewertung der Rebound-Effekte für IKT-Investitionen und geben einen Überblick über Fallstudien verschiedener IKT-Anwendungen. SUI & REJESKI (2002) diskutieren Effekte im Bereich des E-Commerce, ARNFALK (2002) im Bereich virtueller Geschäftstreffen. Einen quantitativen Bewertungsansatz präsentieren MATSUMOTO ET AL. (2005), die den durchgängigen IKT-Einsatz auf der makroökonomischen Ebene am Beispiel von Japan bewerten. Die Umweltwirkung wird durch die Veränderung des Energieverbrauchs sowie die Klimawirkung beschrieben. HILTY ET AL. (2006) führen für die Europäische Union für das Jahr 2020 eine Simulationsstudie der Effekte des IKT-Einsatzes auf Basis eines System-Dynamics-Modells durch. LOERINCIK (2006) bewertet auf der Mikroebene den Einsatz von audiovisuellen Servicestationen und berücksichtigt hierbei auch zusätzlich Effekte dritter Ordnung.

2.2.2.4 Ökobilanz-basierte Bewertungsansätze

Die Ökobilanz stellt, wie in den vorangegangenen Abschnitten beschrieben, eine etablierte Methode zur Bewertung der Umweltwirkung von Produkten oder Prozessen dar. Dies lässt sich auch anhand der Bewertungsansätze des Green Supply Chain Managements und der grünen Informationssysteme erkennen, die mehrheitlich implizit oder in expliziter Erwähnung auf die Methode der Ökobilanz zurückgreifen. Im Folgenden werden weitere für diese Arbeit relevante Ansätze auf Basis der Ökobilanz vorgestellt. Von den Ansätzen, welche ausschließlich die Umweltwirkung bewerten, können zudem multikriterielle Bewertungsansätze abgegrenzt werden, die weitere Bewertungskriterien, wie z. B. die Wirtschaftlichkeit, einbeziehen.

Ansätze zur ökologischen Bewertung. GRAEDEL (1998) beschreibt in seinem Beitrag zum Streamlining bei Ökobilanzen die grundlegenden Charakteristika der Bewertung von Prozessen mithilfe von Ökobilanzen. Der Lebenszyklus eines Prozesses wird im Gegensatz zum Produktlebenszyklus mit drei Schritten

¹¹ Pervasive Computing; *Pervasive Computing* oder auch *ubiquitous computing* bezeichnet das Prinzip der vollständigen virtuellen Vernetzung von Objekten auf Basis von Informations- und Kommunikationstechnologien (s. u. a. BUNDESAMT FÜR SICHERHEIT IN DER INFORMATIONSTECHNIK (2006); HANSMANN ET AL. (2003)).

dargestellt. Der erste Schritt enthält die Versorgung des Prozesses mit den benötigten Inputressourcen sowie die Aufwände, welche für die Installation des Prozesses notwendig sind. Die Bewertung der Umweltwirkung der Prozessausrüstung, wie z. B. der Anlagentechnik, ist dabei entsprechend dem Vorgehen zur Produktökobilanzierung durchzuführen. Im Rahmen des zweiten Lebenszyklusschritts von Prozessen muss die Umweltwirkung der Prozessausführung sowie aller benötigten Hilfsprozesse berücksichtigt werden. Der dritte Lebenszyklusschritt umfasst die Deinstallation des Prozesses und somit Entsorgung, Recycling und Wiederaufbereitung der Prozessausrüstung (GRAEDEL 1998). Auch wenn in der Beschreibung der Prozessbewertung ein starker Bezug zu Produktionsprozessen hergestellt wird, lässt sich das Vorgehen dennoch auf weitere Prozesse, wie z. B. Logistikprozesse, übertragen.

HAGELAAR & VAN DER VORST (2002) konstatieren, dass für die Durchführung von Ökobilanzen für Wertschöpfungsnetze keine Richtlinien bestehen. Aus Zielsystemen für das umweltorientierte Management in Wertschöpfungsnetzen werden drei unterschiedliche Supply-Chain-Typen und daraus wiederum Typen der Ökobilanzen abgeleitet. Die Compliance-orientierte Ökobilanz zielt auf die Erfüllung von (gesetzlichen) Regularien, während die Markt-orientierte Ökobilanz zum Zweck der Gestaltung umweltfreundlicher Produkt durchgeführt wird, um somit Wettbewerbsvorteile zu erzielen. Die Prozess-orientierte Ökobilanz behandelt die umweltgerechte Produktion und Logistik von Produkten (HAGELAAR & VAN DER VORST 2002).

BROWNE ET AL. (2005) analysieren durchgeführte Ökobilanzen für Transportaktivitäten in Wertschöpfungsnetzen. Die Mehrheit der präsentierten Fallstudien behandelt dabei die Lebensmittel- und Textilindustrie. Die Eignung der Methode der Ökobilanz für die Erfassung der Umweltwirkung von Logistikaktivitäten wird zudem anhand einer durch die Autoren durchgeführten Studie aus der Textilindustrie nachgewiesen. ILIC ET AL. (2009a) stellen ebenfalls ein Beispiel aus der Lebensmittelindustrie vor. Dabei wird die Haltbarkeit der Produkte mithilfe von RFID-gekoppelten Sensoren überwacht. Zur Ermittlung der Umweltwirkung erfolgt eine Prozessmodellierung der Distribution der Güter. Für jeden Schritt erfolgt eine Erfassung der entstehenden CO₂-Emissionen. Den Einsparungen wird der durch den Einsatz der Sensoren entstandene Aufwand gegenübergestellt und so die Nettoressourcenreduktion berechnet (ILIC 2008; ILIC ET AL. 2009b).

Multikriterielle Bewertungsansätze. Zahlreiche auf der Methode der Ökobilanz aufbauende Bewertungsansätze betrachten neben der Umweltwirkung zusätzlich weitere Bewertungskriterien. In der Regel erfolgt eine integrierte ökonomische und ökologische Nachhaltigkeitsbewertung. NWE ET AL. (2010) verwenden ein dynamisches Simulationsmodell zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit und der Umweltwirkung einer Supply Chain für Schmiermittel in der

metallverarbeitenden Industrie. Die Indikatorwerte der verschiedenen Wirkungskategorien werden nicht aggregiert und einzeln den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung für zwei Supply-Chain-Szenarios gegenübergestellt.

FLESCHUTZ (2010) beschreibt die multiattributive Bewertung von Montageanlagen unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer und sozialer Kriterien. Für die ökologische Bewertung wird auf die DIN 14040 (2006) bzw. DIN 14044 (2006) verwiesen. Aufgrund des mit der Durchführung einer vollständigen Ökobilanzstudie verbundenen hohen Aufwands wird empfohlen, lediglich die materielle Zusammensetzung der Betriebsmittel des Montagesystems sowie wichtiger Betriebsstoffe, wie Energie oder Druckluft, zu bilanzieren. Zur Bildung einer Reihenfolge wird das auf einem paarweisen Vergleich basierende PROMETHEE-Verfahren herangezogen (FLESCHUTZ 2010).

Die Ansätze von SCHULTZ (2002) und LUGER (2010) stellen die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung in einer Portfolioanalyse gegenüber. SCHULTZ (2002) präsentiert ein Vorgehen zur integrierten ökonomischen und ökologischen Bewertung von Produktionsprozessen im Rahmen der taktischen Produktionsplanung. Die Indikatorergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien werden über eine Normierung und Gewichtung zum Umweltwirkungsindex verrechnet. Anschließend erfolgt die Gegenüberstellung mit den Produktionsprozesskosten in einem Portfolio. Zur Bestimmung der Grenzwerte der 4-Felder-Portfoliomatrix wird ein Referenz- oder Zielwert benötigt. LUGER (2010) analysiert verschiedene Alternativen für Reverse Supply Chains. Auf Basis einer Prozessmodellierung werden die Kosten sowie die Umweltwirkung ermittelt. Eine Aggregation der Umweltwirkung erfolgt mithilfe der Methodik des Eco-Indikator 99. Die Kosten und Indikatorwerte der Umweltwirkung werden im sog. Ökoeffizienz-Portfolio in Form relativer Maßzahlen gegenübergestellt. Die Wertigkeit der Kriterien wird auf Basis des jeweiligen Durchschnittswerts aller Alternativen berechnet, so dass die Grenzen des Portfolios den Durchschnitt repräsentieren. FROTA NETO ET AL. (2008) dagegen verwenden eine Paretoanalyse für die Gegenüberstellung der Ergebnisse der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung und umgehen so die Festlegung von Grenzwerten in einem Portfolio. Die Indikatorwerte einzelner Wirkungskategorien gehen dabei gleichgewichtet in die Analyse ein.

2.3 Zusammenfassende Analyse und Handlungsbedarf

Bewertung von RFID-Systemen. Die Analyse sowohl der Aufwände als auch der Nutzenpotentiale des RFID-Einsatzes zeigt, dass dieser mit vielfältigen Effekten verbunden ist. In zahlreichen Arbeiten werden diese strukturiert aufgeführt. Nutzenpotentiale hinsichtlich der Umweltwirkung entstehen u. a.

aufgrund von Transporteinsparungen, Reduktion von Schwund und Beständen, Digitalisierung von Informationen und der Verbesserung von Produktionsabläufen. Aufwände entstehen primär aufgrund der Herstellung, des Betriebs und der Entsorgung der Komponenten des RFID-Systems. Bestehende Ansätze der RFID-Bewertung berücksichtigen jedoch primär wirtschaftliche Effekte des RFID-Einsatzes. Nicht zwangsläufig geht jedoch eine gesteigerte Wirtschaftlichkeit eines Prozesses mit einer positiven Umweltwirkung einher, weswegen dies eine gesonderte Betrachtung notwendig macht. Trotz alledem zeigen die Bewertungsansätze das grundsätzliche Vorgehen zur Identifikation und Quantifizierung von Nutzen und Aufwänden. Ebenso wird in einigen Ansätzen die Notwendigkeit zur Berücksichtigung von Unsicherheiten thematisiert. Die Quantität der Ansätze zeigt zudem die Relevanz der Thematik für Bewertungsprojekte.

Methode der Ökobilanzierung. Die Methode der Ökobilanzierung stellt ein etabliertes Vorgehen zur Bewertung der Ressourceneffizienz dar. Dennoch ist festzustellen, dass bisherige Anwendungen überwiegend Produkte behandeln. Die Bewertung von Prozessen, insbesondere komplexer Abläufe in Wertschöpfungsnetzen, hat eher eine untergeordnete Bedeutung. Für die Praxis ist daher eine Detaillierung der methodischen Anforderungen der Norm erforderlich, welche auf die Besonderheiten der Prozessbewertung eingeht. Zudem ist die Durchführung einer Ökobilanz in der Regel mit einem hohen Aufwand verbunden, weswegen Methoden gefunden werden müssen, welche die Konzeption einer Studie unterstützen und so den Aufwand reduzieren. Zur Bewertung der Ressourceneffizienz können außerdem eine Vielzahl von Kennzahlen und Bewertungsmodellen herangezogen werden. Die Eignung und Relevanz muss somit für jeden Anwendungsfall individuell beurteilt werden. Ein hoher Aufwand ist häufig mit der Datensammlung verbunden. Die Nutzung bereits existierender Datensätze, z. B. aus Datenbanken von Ökobilanzierungssoftware, kann den Aufwand der Datensammlung zwar reduzieren, jedoch werden hierdurch auch Unsicherheiten in die Bewertung eingebracht. Dies ist darin begründet, dass die ausgewählten Datensätze normalerweise nicht exakt dem zu bewertenden Produkt oder Prozess entsprechen. Die Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung ist erforderlich, stellt jedoch heutzutage noch kein Standardwerkzeug dar.

Ökologische Bewertung in Wertschöpfungsnetzen. Die Literatur beschreibt im Themenkontext des Green Supply Chain Managements zahlreiche Potentiale zur Gestaltung ökologisch nachhaltiger Wertschöpfungsnetze. Die Basis hierfür stellt häufig ein Informations- und Kommunikationssystem, mithilfe dessen Daten generiert werden und das Wertschöpfungsnetz gesteuert wird. Hierzu können auch die zuvor bereits beschriebenen RFID-Systeme gezählt werden.

Abgesehen von der grundsätzlichen Referenz auf die Ökobilanzierung existiert für die Bewertung dieser Wertschöpfungsnetze keine übergeordnete Bewertungsmethode. Die Bewertung erfolgt im Regelfall für spezifische Anwendungsfälle in Form einer Fallstudie. Für IKT-Systeme werden insgesamt sogenannte Effekte erster bis dritter Ordnung identifiziert, für die eine Notwendigkeit zur Bewertung konstatiert wird. Der Schwerpunkt bisheriger Bewertungsansätze liegt jedoch auf den Effekten erster Ordnung, welche durch die Produktion und Nutzung der IKT-Hardware entstehen. Eine Berücksichtigung indirekter Steuerungseffekte erfolgt somit oftmals nicht. Die Ansätze unterscheiden sich zudem nach der Art der verwendeten Ressourceneffizienz-Kennzahlen. Zahlreiche multikriterielle Bewertungsansätze machen zudem deutlich, dass oftmals der Bedarf für die Durchführung einer integrierte Bewertung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz besteht, um diese Kriterien für eine Investitionsentscheidung in eine Technologie heranzuziehen. Eine einheitliche Vorgehensweise hat sich hier jedoch noch nicht herausgebildet.

Fazit. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass für die Ressourceneffizienzbewertung in Wertschöpfungsnetzen im Allgemeinen als auch im speziellen Fall des Einsatzes einer Technologie zur intelligenten Steuerung, wie der RFID-Technologie, kein allgemeines Vorgehen existiert. Für das methodische Vorgehen im Rahmen der Ökobilanzierung besteht insbesondere die Herausforderung der Modellierung des Systems und seiner Systemgrenzen sowie der Auswahl von Kennzahlen für die Bewertung. Sowohl die Bewertung von RFID-Effekten als auch das grundlegende Vorgehen der Ökobilanzierung erfordern die Berücksichtigung von Unsicherheiten. Die hieraus entstehenden Anforderungen müssen folglich in einem integrierten Ansatz zusammengeführt werden. Des Weiteren steht kein einheitliches Vorgehen zur integrierten Betrachtung von Kennzahlen der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz zur Verfügung, mithilfe dessen die Analyse der Bewertungsergebnisse eines RFID-Systems (oder mehrerer alternativer RFID-Systeme) durchgeführt werden kann. Dieses stellt jedoch die Grundlage für eine strukturierte Entscheidungsunterstützung dar.

3 Ansatz zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze

Nachfolgend wird der Ansatz zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze vorgestellt. Hierzu werden zunächst Anforderungen an die Methode abgeleitet (s. Abschnitt 3.1), die sich aus der Zielsetzung der Arbeit sowie dem dargestellten Handlungsbedarf ergeben. Anschließend werden der Rahmen der entwickelten Methode vorgestellt und deren Hauptbestandteile erläutert (s. Abschnitt 3.2).

3.1 Anforderungen an die Methode

Das Ziel dieser Arbeit ist, wie in Abschnitt 1.3 beschrieben, die Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz in RFID-gestützter Wertschöpfungsnetzen. Hierzu ist die Erfassung aller relevanten ökologischen Effekte im betrachteten System des Wertschöpfungsnetzes erforderlich, so dass diese den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung gegenübergestellt werden können und eine Investitionsentscheidung unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Kriterien getroffen werden kann. Der Entscheider soll also insgesamt durch die Anwendung der Methode dazu befähigt werden, die folgende Frage fundiert beantworten zu können:

Welche Umweltwirkung resultiert aus dem Einsatz eines RFID-Systems und der damit einhergehenden Veränderung des Wertschöpfungsnetzes und wie kann diese Erkenntnis in der Umsetzungsentscheidung berücksichtigt werden?

Unter Berücksichtigung der Zielsetzung und des Betrachtungsraumes lassen sich folgende Anforderungen an die Bewertungsmethode formulieren:

- A1 *Konformität mit dem Vorgehen der Ökobilanzierung*: Das Vorgehen zur Durchführung von Ökobilanzen wurde im Rahmen eines internationalen Normungsprozesses ausgearbeitet und in der DIN 14040 (2006) bzw. der DIN 14044 (2006) detailliert beschrieben. Die hier festgelegten Vorgehensweisen sollen daher auch für die Ressourceneffizienzbewertung in Wertschöpfungsnetzen gelten.

- A2 *Integrierte Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung:* Der Umsetzung eines RFID-Systems geht i. d. R. eine umfassende Wirtschaftlichkeitsbewertung voran. Um einen geringen Aufwand für die Durchführung der Ressourceneffizienzbewertung sicherzustellen, soll das Vorgehen so gestaltet sein, dass dieses parallel zur Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt werden kann.
- A3 *Berücksichtigung unternehmensspezifischer Bewertungsanforderungen:* Die ökologische wie auch ökonomische Bewertung von Technologien und Prozessen ist in der Regel durch unternehmensspezifische Charakteristika geprägt. Dies betrifft insbesondere die Zielstellung der Bewertung, den Bewertungsumfang als auch die Kennzahlen für die Bewertung. Das Bewertungsvorgehen muss daher flexibel anpassbar sein.
- A4 *Vergleichbarkeit alternativer RFID-Systeme:* Die Bewertung von RFID-Systemen erfolgt i. d. R. vor der Implementierung des Systems und kann zusätzlich im Nachhinein zur Überprüfung der Leistungsfähigkeit des Systems verwendet werden. Erfolgt eine Bewertung in einer frühen Planungsphase können möglicherweise noch verschiedene alternative RFID-Systeme zur Auswahl stehen. Die Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse von Alternativen muss daher durch die Methode sichergestellt sein.
- A5 *Berücksichtigung von IKT-Effekten 1. und 2. Ordnung:* Wie in Abschnitt 2.2.2.3 beschrieben sind mit dem Einsatz von Informationssystemen unterschiedliche Arten der IKT-Effekte verbunden. Für RFID-Systeme sind insbesondere die Effekte erster Ordnung und zweiter Ordnung von Relevanz. Die Methode soll daher die Umweltwirkung erfassen, welche direkt mit der Herstellung bzw. dem Betrieb des RFID-Systems sowie indirekt durch die Veränderung der Prozesse des Wertschöpfungsnetzes entsteht.
- A6 *Unterstützung der Datenaufnahme und Beurteilung der Datenqualität:* Zur Sicherstellung der Anwenderfreundlichkeit der Methode soll die Aufnahme der für die Bewertung relevanten Daten systematisch unterstützt werden. Um die Ergebnisqualität beurteilen zu können, müssen zudem Indikatoren erhoben werden, welche die Qualität verwendeter Daten aufzeigen.
- A7 *Quantitative Ressourceneffizienzbewertung:* Das Bewertungsergebnis soll in Form quantitativer Kennzahlen beschrieben werden, damit eine eindeutige Aussage über die Umweltwirkung des bewerteten RFID-Systems getroffen werden kann und diese Kennzahlen den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung gegenübergestellt werden können.
- A8 *Einsatz der Methode in verschiedenen Projektphasen:* Die Ressourceneffizienzbewertung kann in verschiedenen Phasen des RFID-Projektes durchge-

führt werden. Es muss daher eine Skalierbarkeit der Methode in Hinblick auf die in der jeweiligen Projektphase verfügbaren Daten möglich sein.

3.2 Konzeption der Bewertungsmethode

Der folgende Abschnitt beschreibt aufbauend auf den definierten Anforderungen den konzeptionellen Rahmen der Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze. Hierzu werden zunächst mögliche Einsatzzeitpunkte der Bewertung genannt und die Eingangsgrößen in die Bewertung bestimmt (s. Abschnitt 3.2.1). Anschließend werden die methodischen Grundlagen der Ökobilanzierung erläutert, die sich für die Bewertung in Wertschöpfungsnetzen ergeben und es findet eine Abgrenzung statt, welche Ressourcenflüsse im Rahmen der Bewertung berücksichtigt werden (Abschnitt 3.2.2). Abschließend werden die Schritte der Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz definiert. Entsprechend den Anforderungen A1 und A2 werden diese aus den Vorgehen zur Wirtschaftlichkeitsbewertung abgeleitet und in Bezug zur Methode der Ökobilanz nach DIN 14040 (2006) bzw. DIN 14044 (2006) gesetzt (s. Abschnitt 3.2.3).

3.2.1 Einsatzzeitpunkt und Eingangsgrößen

Einsatzzeitpunkt der Bewertung. Die Durchführung eines Projektes, wie das der Planung eines RFID-Systems, kann in unterschiedliche Phasen eingeteilt werden. Es können dabei Projektmanagementphasen und Projektphasen unterschieden werden. Erstere beschreiben die Aktivitäten des Projektmanagements im Rahmen des Projekts, letztere den Projektlebenszyklus und somit inhaltliche Aktivitäten im zeitlichen Verlauf des Projekts. Die Projektphasen können in Abhängigkeit des Projektes, der Branchenzugehörigkeit oder der Organisation eines Unternehmens unterschiedlich strukturiert sein (DIN 69901-2 2006, S. 8). KUSTER ET AL. (2011, S. 17) unterscheiden in ihrem generischen Phasenkonzept fünf Phasen: Initialisierung, Vorstudie, Konzept, Realisierung und Einführung. Nach jeder Phase muss über den Abbruch oder die Fortführung des Projekts entschieden werden (KUSTER ET AL. 2011, S. 17). Dies muss durch eine fundierte Bewertung, i. d. R. eine Wirtschaftlichkeitsbewertung, abgesichert werden (KUSTER ET AL. 2011, S. 328). Die Ressourceneffizienzbewertung kann bei entsprechender Zielstellung als Entscheidungswerkzeug ergänzend hinzugezogen werden. Die Bewertungsmethode ist daher so konzipiert, dass sie in den verschiedenen Projektphasen eines RFID-Projektes eingesetzt werden kann. Grundsätzlich steigt der Detaillierungsgrad und die Qualität der erhobenen Daten in jeder Projektphase, da mehr Projektdetails bekannt sind. Dies entspricht auch dem iterativen Ansatz einer Ökobilanz (vgl. Abschnitt 2.2.1.1). Neben einer Grob- und Feinbewertung kann in bestimmten Fällen eine Bewertung

nach der Projektrealisierung bzw. -einführung gerechtfertigt sein, um den Erfolg des Projektes zu überprüfen (vgl. DIN 69901-2 2006, S. 11). Dies kann z. B. sinnvoll sein, wenn ähnliche Projekte in Zukunft durchgeführt werden sollen. Abbildung 3.1 gibt einen Überblick über die einzelnen Projektphasen und deren Bewertungsspezifika.

	Ziel der Bewertungsphase	Datenqualität
Grobbewertung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bewertung von Ideen und Konzepten ▪ Grobe Abschätzung von Aufwand und Nutzen 	
Feinbewertung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Detaillierte Bewertung der geplanten Implementierung ▪ Unterstützung der Umsetzungsentscheidung 	
Nachkalkulation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Überprüfung des Umsetzungserfolgs ▪ Ableitung von Implikationen für weitere Projekte 	

Abb. 3.1: Zeitpunkt der Bewertung

Bewertungsgrundlagen. Die Anwendung der Methode zur Ressourceneffizienzbewertung erfordert, dass die Zielsetzung des zu bewertenden RFID-Systems definiert ist und ein (Grob-)Konzept für die Anwendung beschrieben ist. Dies umfasst zum einen die Bestimmung der Objekte, die mit RFID verfolgt und gesteuert werden sollen, zum anderen die Definition von Erfassungspunkten und ihrer technischen Ausstattung. Für die Zuordnung der Effekte des RFID-Einsatzes müssen die Partnerunternehmen betroffener Prozesse im Wertschöpfungsnetz identifiziert sein (vgl. IRRENHAUSER 2014, S. 61 ff.). Ebenso wird davon ausgegangen, dass parallel zur Ressourceneffizienzbewertung eine Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt wird. Dies wird im Folgenden kurz als integrierte Bewertung bezeichnet (vgl. SCHULTZ 2002, S. 6). Die Wirtschaftlichkeitsbewertung gibt im Regelfall auch bereits einen Bewertungszeitraum vor, dessen Übertragbarkeit auf die Ressourceneffizienzbewertung geprüft werden muss.

3.2.2 Ökobilanzierung in Wertschöpfungsnetzen

Der folgende Abschnitt erläutert grundlegende Aspekte für die Konzeptionierung einer Methode zur ökobilanziellen Bewertung in Wertschöpfungsnetzen.

Differenzbewertung. Die Wirtschaftlichkeitsrechnung erfasst die mit einem Projekt verbundenen Nutzen (Erträge) und Aufwände für eine bestimmte Periode (ROESGEN 2007, S. 15 f.). Für die integrierte Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung eines RFID-Projekts müssen daher die Nutzen und Aufwände im Wertschöpfungsnetz für jeden Prozess aufgenommen werden. Dabei erfolgt die Unterscheidung zwischen einem Ist-Prozess und einem durch den Einsatz des RFID-Systems veränderten Soll-Prozess (BECKER ET AL. 2010, S. 363). Ein Prozess ist definiert als die „inhaltliche und sachlogische Folge von Funktionen, die zur Erzeugung eines Objekts in einem spezifizierten Endzustand notwendig ist“ (BECKER 2008, S. 7). Im Kontext der Prozessmodellierung von Wertschöpfungsnetzen kann das Ergebnis eines Prozesses ein hergestelltes Produkt, eine Information oder ein Materialfluss sein. Um sowohl die ökonomischen als auch die ökologischen Auswirkungen des RFID-Einsatzes zu erfassen, ist es ausreichend, nur die Prozesse in der Bewertung zu berücksichtigen, die sich zwischen Ist- und Soll-Prozess unterscheiden (REINHART ET AL. 2011, S. 227). Elemente, die im Ist- und Soll-Prozess identisch sind, haben keinen Einfluss darauf, welcher Prozess ökologisch vorteilhafter ist (TODD & CURRAN 1999, S. 8). Diese werden daher nicht erfasst. Das Ergebnis der Bewertung stellt folglich eine vergleichende Ökobilanzstudie dar und beschreibt nicht die absolute Umweltwirkung des betrachteten Wertschöpfungsnetzes. Abbildung 3.2 stellt diese Differenzbewertung grafisch dar.

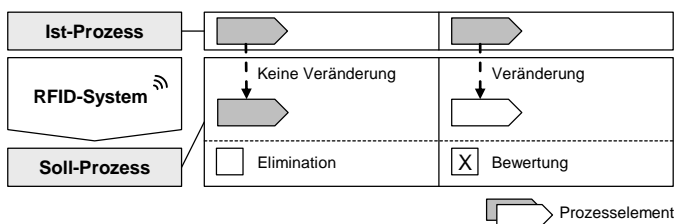


Abb. 3.2: Konzept der Differenzbewertung

Bewertung von Prozessen. Die Bewertung der Ressourceneffizienz in Wertschöpfungsnetzen stellt entsprechend dem Klassifikationsschema von HAGELAAR & VAN DER VORST (2002, S. 406) (vgl. Abschnitt 2.2.2.4) eine prozessorientierte Ökobilanz dar, welche die Gestaltung des Wertschöpfungsnetzes durch

den Einsatz von RFID fokussiert. Das grundsätzliche Ziel ist die Offenlegung der Umweltwirkung, die mit dem Technologieeinsatz verbunden ist, als Voraussetzung für die Gestaltung ressourceneffizienter Wertschöpfungsnetze. Die lebenszyklusorientierte Bewertung umfasst daher, wie in Abschnitt 2.2.2.4 beschrieben, die Phasen der Errichtung des Prozesses, der Durchführung des Prozesses sowie der Deinstallation des Prozesses (vgl. GRAEDEL 1998, S. 113, JACQUEMIN ET AL. 2012, S. 1034). Im Rahmen der Bewertung des RFID-Einsatzes in Wertschöpfungsnetzen umfasst die Prozesserrichtung insbesondere die Installation des technischen RFID-Systems. Die Abläufe im Wertschöpfungsnetz, die durch RFID gesteuert werden, stellen die Prozessdurchführung dar. Hier müssen entsprechend dem Prinzip der Differenzbewertung (s. o.) Nutzen und Aufwände bewertet werden. Die Deinstallation des RFID-Systems stellt die letzte Lebenszyklusphase dar. Für die Bewertung der Umweltwirkung in den einzelnen Lebenszyklusphasen der Prozesse des Wertschöpfungsnetzes kann wiederum die Erstellung einer klassischen Produkt-orientierten Ökobilanz erforderlich sein (vgl. GRAEDEL 1998, S. 117). Dies betrifft im beschriebenen Anwendungskontext das RFID-System als Prozessausrüstung sowie die einzelnen Nutzen und Aufwände, die für die Prozesse des Wertschöpfungsnetzes identifiziert werden. Durch die integrierte Prozess- und Produktökobilanz erfolgt eine Bewertung des RFID-gestützten Prozesses „von der Wiege bis zur Bahre“ (engl.: „cradle-to-grave“). Abbildung 3.3 visualisiert die verschiedenen Ebenen der Ökobilanzierung.

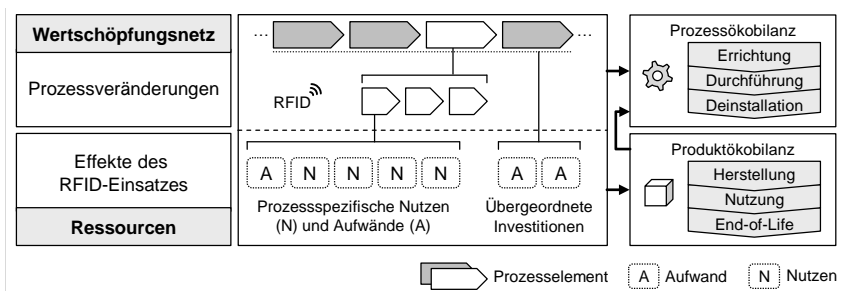


Abb. 3.3: Ebenen der Ökobilanzierung

3.2.3 Phasen der integrierten RFID-Bewertung

Für die integrierte Bewertung der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz RFID-gesteuerter Wertschöpfungsnetze ist ein strukturiertes Bewertungsvorgehen erforderlich. Die in Abschnitt 2.1.2.1 beschriebenen Ansätze zur Bewertung von RFID sehen hierfür in der Regel ein mehrschrittiges Vorgehen vor. Anhang A gibt einen Überblick über die Bewertungsschritte der einzelnen Ansätze.

Vor dem Hintergrund der in Abschnitt 1.3 beschriebenen Zielsetzung und den daraus abgeleiteten Anforderungen (s. Abschnitt 3.1) können hieraus sechs Schritte für die Methode zur Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze abgeleitet werden (vgl. IRRENHAUSER 2014, S. 57 ff.; LEPRATTI ET AL. 2014, S. 113; REINHART ET AL. 2013c). Abbildung 3.4 gibt eine Übersicht über das entwickelte Vorgehen.







Bewertung der Ressourceneffizienz im Wertschöpfungsnetz		Ökobilanz
Schritt 1 Spezifizierung des Wertschöpfungsnetzes 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Zieldefinition ▪ Modellierung d. Wertschöpfungsnetzes ▪ Definition der funktionellen Einheit ▪ Festlegung der Systemgrenze 	Ziel und Untersuchungsrahmen
Schritt 2 Identifikation von Aufwänden 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Spezifizierung des RFID-Systems ▪ Ermittlung der prozessbezogenen Ressourcenmehraufwände 	Sachbilanz
Schritt 3 Identifikation von Nutzen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aufstellen der Ursache-Wirkungsketten von RFID ▪ Ableitung der prozessbezogenen Ressourcennutzen 	
Schritt 4 Quantifizierung der Effekte 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quantifizierung der Aufwände ▪ Ermittlung von Fehlerfolgeketten ▪ Quantifizierung der Nutzen (inkl. Fehlerfolgen) 	
Schritt 5 Bewertung der Ressourceneffizienz 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Berechnung der Umweltwirkung einzelner Nutzen und Aufwände ▪ Klassifizierung der Effekte ▪ Ermittlung des Gesamtergebnisses 	Wirkungsabschätzung
Schritt 6 Analyse der Bewertung 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifikation Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung ▪ Vergleich mit den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung 	Auswertung

Abb. 3.4: Vorgehen zur Ressourceneffizienzbewertung

Schritt 1 umfasst die Ökobilanzphase der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Hier müssen das Wertschöpfungsnetz spezifiziert werden, das bewertet werden soll, sowie grundlegende Festlegungen für die ökobilanzielle

Bewertung getroffen werden (s. Abschnitt 2.2.1.2). Die Schritte 2 bis 4 beschreiben die Erstellung der Sachbilanz. In *Schritt 2* werden die Ressourcenaufwände identifiziert. Dies umfasst zum einen die Spezifikation des einzusetzenden RFID-Systems, zum anderen können durch die Prozessveränderung auch Ressourcenaufwände im Prozess entstehen. In *Schritt 3* werden die durch das eingesetzte RFID-System entstehenden Nutzen identifiziert. Die Durchführung von Schritt 2 und 3 kann dabei auch parallel erfolgen. Anschließend erfolgt die Quantifizierung der Ressourcenströme für Nutzen und Aufwände in *Schritt 4*. *Schritt 5* entspricht der Phase der Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz. In *Schritt 6* erfolgt abschließend die Analyse der Bewertungsergebnisse entsprechend der Phase der Auswertung einer Ökobilanz sowie eine Zusammenführung der Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbewertung und der Ressourceneffizienzbewertung. In den folgenden Kapiteln (Kapitel 4 und 5) werden die einzelnen Schritte detailliert beschrieben.

4 Vorgehen der Bewertung

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte der Methode zur Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze detailliert beschrieben. Abschnitt 4.1 erläutert dabei Aspekte der Modellierung von Wertschöpfungsnetzen im Rahmen der Ressourceneffizienzbewertung sowie die Festlegung der Systemgrenze. Abschnitt 4.2 und 4.3 erläutern die Identifikation von Aufwänden und Nutzen sowie deren Wirkzusammenhänge. Anschließend erfolgt deren Quantifizierung. Eine Herausforderung dabei stellen insbesondere Nutzen dar, die aus der Vermeidung von Fehlern resultieren, sog. Fehlerfolgenutzen (s. Abschnitt 4.4). Abschließend werden ein Kalkulationsschema zur integrierten Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung vorgestellt (s. Abschnitt 4.5) sowie die Analyse der Ergebnisse beschrieben (s. Abschnitt 4.6).

4.1 Schritt 1: Spezifizierung des Wertschöpfungsnetzes

4.1.1 Zielsetzung

Die Bewertung des RFID-Einsatzes stellt insgesamt eine Prozessökobilanz dar. Diese hat grundsätzlich das Ziel, die Umweltwirkung des Technologieeinsatzes zu erfassen. Die Technosphäre, in die das betrachtete Wertschöpfungsnetz eingebettet ist, wird als statisch angenommen. Entscheidungen über die Gestaltung des RFID-Systems finden auf der mikroökonomischen Ebene statt. Die Bewertung entspricht daher den Charakteristika einer attributiven Ökobilanz (vgl. Abschnitt 2.2.1.2). In Abhängigkeit des Einsatzzeitpunkts der Bewertung kann eine prospektive bzw. retrospektive Betrachtung erfolgen (vgl. Abschnitt 3.2.1). Ziele der Ökobilanz können somit – im Rahmen der Planungsphase – die Ableitung von Erkenntnissen für die Gestaltung des RFID-Systems im Wertschöpfungsnetz oder – nach der Projektrealisierung – die Bewertung eines umgesetzten RFID-Systems sein. Beide Zielsetzungen ermöglichen die Ableitung von Handlungsempfehlungen für weitere RFID-Projekte. Die Zielgruppe der Ökobilanzstudie sind daher im Regelfall die an der Umsetzung des RFID-Projekts beteiligten Partner des Wertschöpfungsnetzes. Eine Bewertung kann ausschließlich unternehmensintern stattfinden, aber auch unternehmensübergreifend durchgeführt werden.

4.1.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens

Modellierung des Wertschöpfungsnetzes. Für die Aufnahme der Aufwände und Nutzen des geplanten RFID-Systems, aber auch für die Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen ist die Modellierung des betrachteten Wertschöpfungsnetzes erforderlich. Für die Strukturierung und Gliederung der Prozesse im Wertschöpfungsnetz ist eine geeignete Modellierungsarchitektur zu wählen (HERRMANN 2010, S. 213 f.). Diese muss sowohl für die Wirtschaftlichkeitsbewertung als auch für die Ressourceneffizienzbewertung anwendbar sein. HERRMANN (2010, S. 215) beschreibt hierfür grundlegende Modellierungsmethoden. GAITANIDES & ACKERMANN (2004, S. 13) identifizieren zugehörige Softwaretools für das Geschäftsprozessmanagement. VILKOV (2007, S. 52) untersucht die Eignung verschiedener Referenzmodelle für die RFID-Bewertung. Im Kontext der Bewertung von Wertschöpfungsnetzen (LUGER 2010, S. 65, HERRMANN 2010, S. 227) wie auch der RFID-Bewertung (VILKOV 2007, S. 52) wird hierbei das Supply Chain Operations Reference Model (SCOR-Modell, vgl. Abschnitt 2.2.2.2) als das umfassendste und weitverbreitetste Prozessmodell angesehen. Das Modell kann sowohl zur Prozessgestaltung als auch für die Analyse und Bewertung der Supply Chain verwendet werden (SCC 2010A, S. 1.2.3). Zudem enthält es mit dem GreenSCOR-Modell bereits erste Ansätze zur Integration der Ressourceneffizienz in die Bewertung von Wertschöpfungsnetzen (vgl. SCC 2010A, S. 6.1.1). Im Folgenden wird daher auf die Modellierungssystematik des SCOR-Modells zurückgegriffen.

Das SCOR-Modell unterscheidet bei der Prozessmodellierung drei hierarchische Prozessebenen. Level-1-Prozesse stellen die in Abschnitt 2.2.2.2 eingeführten Hauptprozesse des Planens, Beschaffens, Herstellens, Liefers und Rückliefern dar. Während der erste Hauptprozess der Prozessart der Planung (engl.: „Planing“) zugeordnet werden kann, sind die anderen Hauptprozesse ausführender Art (engl.: „Execution“). Zusätzlich existiert die Prozesskategorie der unterstützenden Prozesse (engl.: „Enable“). Prozesse dieser Art existieren in allen fünf Hauptprozessen. Ebene 2 des SCOR-Modells detailliert die Prozesskategorien der Hauptprozesse und beschreibt den grundlegenden Zweck, der mit einem Prozess verfolgt wird (z. B. Planen der Beschaffung „Plan Source“ oder die Fertigung auf Lager „Make-to-stock“). Level-3-Prozesse umfassen nachfolgend die konkreten Schritte, die zur Erfüllung des Prozesszwecks auf Level 2 notwendig sind (SCC 2010A, S. 1.2.1 ff.; BOLSTORFF ET AL. 2007, S. 134 ff.). Eine übersichtliche Darstellung über alle Level-2- und Level-3-Prozesse ist in SCC (2010b, S. 15 f.) zu finden. Eine Detaillierung auf einer vierten Prozessebene kann in Abhängigkeit der Anwendung des SCOR-Modells zudem erforderlich sein. Diese Prozesse sind jedoch in der Regel branchen- bzw. unternehmensspezifisch, weswegen sie nicht im generischen SCOR-Modell enthalten sind (SCC 2010A, S. 1.2.1).

Die erforderliche Modellierungstiefe im Rahmen der Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze ist abhängig von der jeweiligen Projektphase, in der die Bewertung durchgeführt wird (vgl. Abschnitt 3.2.1). Soll eine Grobabschätzung der Potentiale des RFID-Systems in einer frühen Projektphase erfolgen, kann eine Modellierung der Level-1- und Level-2-Prozesse ausreichend sein, um wesentliche Aspekte zu erfassen. Für die Feinbewertung ist jedoch eine detailliertere Modellierung auf der dritten bzw. vierten SCOR-Ebene hilfreich, z.B. in Form einer Ursache-Wirkungskette. Zum einen können hiermit die genauen Abläufe der Prozesse beschrieben werden. Zum anderen unterstützt diese Modellierung dabei, die zugehörigen Nutzen und Aufwände zu identifizieren und zu bewerten (s. Abschnitt 4.3.2). Dem untergeordnet wiederum ist die Modellierung der Produktsysteme einzelner Nutzen und Aufwände (vgl. Abschnitt 2.2.1.3). Eine Modellierung dieser Ebene kann entfallen, wenn bereits ein geeigneter Datensatz für die Quantifizierung des einzelnen RFID-Effekts vorliegt, z. B. aus einer Datenbank für Ökobilanzen. Abbildung 4.1 gibt einen Überblick über die Modellierungsebenen.

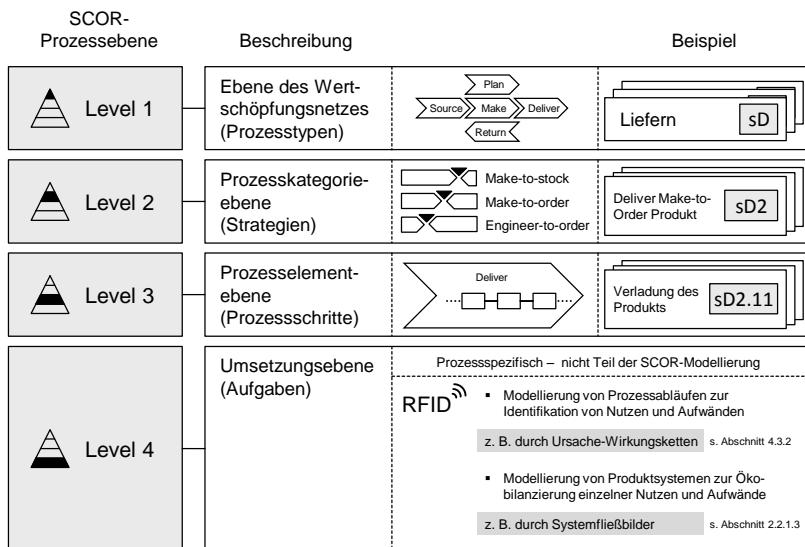


Abb. 4.1: Modellierung des RFID-Systems

Aufgrund des Konzepts der Differenzbewertung müssen in der Bewertung alle Prozesse berücksichtigt werden, in denen sich ein Unterschied zwischen der Modellierung des Ist- und des Soll-Prozesses ergibt. Folglich sind dies alle Prozesse, die im Soll-Prozess wegfallen bzw. neu hinzukommen. Des Weiteren müssen Änderungen der Abläufe innerhalb eines Prozesses bewertet werden

(REINHART ET AL. 2011, S. 227). Liegt keine Modellierung des Ist-Prozesses zu Beginn der Durchführung des RFID-Projekts vor, so muss zumindest eine Modellierung des Soll-Prozesses erfolgen. In diesem ist für jeden Prozessbaustein dann zu kennzeichnen, welche Art der Änderung im Vergleich zum Ist-Prozess vorliegt.

Funktionelle Einheit. Entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 2.2.1.2 muss eine Bezugsgröße der Ökobilanz festgelegt werden. Dies erfolgt aufgrund des Charakters der Ökobilanzierung in Wertschöpfungsnetzen auf zwei Ebenen: Wertschöpfungsnetz- und Ressourcenebene (s. Abb. 3.3). Da es sich bei der RFID-Bewertung um eine vergleichende Betrachtung zwischen Ist- und Soll-Prozess handelt, muss die funktionelle Einheit auf der Ebene des Wertschöpfungsnetzes die Grundfunktion des Prozesses beschreiben, in dem das RFID-System implementiert wird (vgl. GUINÉE ET AL. 2002, S. 6; JENSEN ET AL. 1998, S. 55). Aufgrund der Komplexität des Betrachtungsobjekts der Prozessökobilanz zur RFID-Bewertung sollte sowohl eine quantitative als auch eine qualitative Beschreibung dieser Bezugsgröße erfolgen (vgl. EC 2010c, S. 60). Quantitativ kann der Zeitraum angegeben werden, in dem die Prozessdurchführung bewertet wird. Eine weitere quantitative Abgrenzung kann über die Anzahl Objekte erfolgen, die den Prozess durchlaufen und die mithilfe von RFID gesteuert werden. Qualitative Angaben können die Art und den Umfang des betrachteten Wertschöpfungsnetzes weiter spezifizieren. Abbildung 4.2 beschreibt eine beispielhafte funktionelle Einheit für einen RFID-Prozess. Die funktionelle Einheit auf der Ebene des Wertschöpfungsnetzes dient der Quantifizierung der Effekte des RFID-Einsatzes. Werden alternative RFID-Systeme bewertet, kann sie zum Vergleich des Funktionsumfangs der Alternativen herangezogen werden.

Funktionelle Einheit	Beschreibung	Beispiel
Was?	Welche Objekte sollen mit Hilfe von RFID überwacht werden? Wo wird der Prozess implementiert?	z. B. Behältermanagement für Sonderladungsträger beim OEM und Zulieferer
Wie gut?	Findet ein Tracking oder eine Steuerung statt? Closed-loop oder open-loop-Implementierung?	z. B. Tracking, closed-loop Anwendung
Wie viel?	Wie viele mit RFID-Transpondern versehene Objekte durchlaufen den Prozess?	z. B. 900 Stück
Wie lange?	Welcher Zeitraum soll bewertet werden?	z. B. 3 Jahre

Abb. 4.2: Beschreibung der funktionellen Einheit zur RFID-Bewertung (Ebene des Wertschöpfungsnetzes)


Als Bezugsgröße für die Ermittlung zugehöriger Ressourcenströme einzelner Effekte des RFID-Einsatzes muss die Beschreibung in Form einer funktionellen Einheit auf Ressourcenebene erfolgen. Diese dient als Bezugsgröße für die Produktökobilanz zur Beschreibung der Umweltwirkung des jeweiligen Nutzens oder Aufwands. Die hierfür zu treffenden Festlegungen zur Art und Quantität des Effekts ergeben sich aus den Schritten 2 bis 4 der Gesamtmethode und werden in Abschnitt 4.2 bis 4.4 näher beschrieben.

Systemgrenze. Die Systemgrenze legt, wie in Abschnitt 2.2.1.2 beschrieben, fest, welche Phasen des Lebenszyklus und welche Prozesse in der Ökobilanzstudie analysiert werden (EC 2010c, S. 93). Im Rahmen der Ressourceneffizienzbewertung von RFID sind dabei insbesondere zwei Aspekte zu klären. Zum einen besteht ein RFID-System neben Hardwarekomponenten wie den Transpondern und den Schreib-Lesegeräten aus einer komplexen Netzwerkinfrastruktur. Es muss folglich eine Abgrenzung erfolgen, welche Systemkomponenten in der Ressourceneffizienzbewertung zu berücksichtigen sind. In Ermangelung der Lebenszyklusdaten sowie von Modellen zur Quantifizierung von Infrastruktureffekten konzentrieren sich vergleichbare Ökobilanzstudien in der Regel auf die Kernkomponenten des Informationssystems (vgl. BONVOISIN ET AL. 2012, S. 153). Im betrachteten Fall des RFID-Systems wären dies die Transponder, die Schreib-Lesegeräte sowie andere Endnutzengeräte wie Bildschirme oder PCs.

Zum anderen muss festgelegt werden, welche Lebenszyklusphasen der zu bewertenden RFID-Effekte in der Differenzbewertung (vgl. Abschnitt 3.2.2) zu berücksichtigen sind. Eine Abgrenzung kann anhand der Intention der Beschaffung einer Ressource erfolgen (s. Abb. 4.3). Alle für die Umsetzung des Soll-Prozesses neu zu beschaffenden Ressourcen sind für die Durchführung des RFID-Prozesses notwendigerweise erforderlich und sollten daher mit ihrem gesamten Lebenszyklus in die Bewertung eingehen. Eine ähnliche Betrachtungsweise kann auf Ressourcen angewandt werden, deren Neubeschaffung aufgrund der Umsetzung des Soll-Prozesses entfällt. Dies ist vollständig dem RFID-System zuzurechnen. Diese erste Ressourcenkategorie umfasst u. a. RFID-Hardware, Behälter, die aufgrund von Schwund regelmäßig neu beschafft werden müssen, oder Verbrauchsgüter. Umfasst der Bewertungszeitraum nicht die gesamte Nutzungsdauer der Ressource, kann die Umweltwirkung auf Basis einer Abschreibung über die Nutzungsdauer für den Bewertungszeitraum ermittelt werden.

Bereits im Unternehmen vorhandene Ressourcen, wie z. B. Betriebsmittel, deren Nutzung im Soll-Prozess entfällt, die weiterverwendet oder zusätzlich eingesetzt werden, gehen mit ihrer Nutzungsphase in die Bewertung ein, sofern sich hier eine Differenz zwischen Ist- und Soll-Prozess ergibt. Elemente dieser zweiten Ressourcenkategorie existieren bereits im Unternehmen. Ihre initiale

Beschaffung ist daher nicht dem RFID-Prozess zuzurechnen. Die mit der Herstellung und Entsorgung dieser Ressourcen verbundene Umweltwirkung wird daher durch die ursprüngliche Nutzung im Ist-Prozess bestimmt und kann folglich nicht der Prozessänderung durch den Einsatz der RFID-Technologie zugerechnet werden. Trotz alledem ist aus der ökologischen Perspektive eine Weiterverwendung in einem anderen Prozess anzustreben.

Produkt 	Neuanschaffung/-installation, Entfall der Wiederbeschaffung	Freisetzung/Nichtdurchführung, anderweitiger Weitergebrauch
Herstellung	<input checked="" type="checkbox"/>	
Nutzung	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
End-of-Life	<input checked="" type="checkbox"/>	
z.B. RFID-Hardware, Behälter, sonst. Verbrauchsgüter		z.B. Roboter, Gebäude/Lager- fläche

Berücksichtigung in der Ökobilanz

Abb. 4.3: Systemgrenze der RFID-Bewertung am Beispiel der in die Bewertung einbezogenen Lebenszyklusphasen (REINHART ET AL. 2012)

Grundsätzlich kann auch ein Verfahren der ökologischen Abschreibung eingesetzt werden (vgl. LEPRATTI ET AL. 2014, S. 206 f.). Dies ist dann sinnvoll, wenn Bewertungszeitraum und Nutzungs- bzw. Lebensdauer einer Ressource nicht übereinstimmen. Bei einem solchen Ansatz werden die Aufwände der Herstellungs- und End-of-Life-Phase über die gesamte Nutzungsdauer verteilt. Ebenso kann hierdurch in der Bewertung sanktioniert werden, wenn aufgrund einer Prozessänderung durch den RFID-Einsatz z. B. ein Betriebsmittel, dessen vorgesehene Nutzungsdauer noch nicht erreicht wurde, wegfällt und frühzeitig entsorgt werden würde.

Sonstige Festlegungen. Neben den oben beschriebenen Punkten müssen weitere Festlegung für den Untersuchungsrahmen der Ökobilanzstudie getroffen werden. In der Regel beschreibt eine Ökobilanz nur ausgewählte Arten der Umweltwirkung (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 15). Es muss daher bestimmt werden, welche Wirkungskategorien berücksichtigt und welche Modelle zur Charakterisierung verwendet werden (vgl. DIN 14040 2006). Abschnitt 5.2 beschreibt daher für die Auswahl der Wirkungskategorien einen systematischen Ansatz. Werden in der Wirkungsabschätzung Normierungs- oder Gewichtungsansätze eingesetzt, sind diese ebenfalls zu beschreiben. Des Weiteren müssen Anforderungen an die Datenqualität der Ökobilanzstudie sowie Methoden der Auswertung festgelegt

werden (DIN 14044 2006, S. 16). Dies wird in Abschnitt 5.3 bzw. 5.4 behandelt. Zuletzt müssen auch die Art der kritischen Prüfung, wenn diese vorgesehen ist, sowie die Berichtsform definiert werden (DIN 14044 2006, S. 16).

4.2 Schritt 2: Identifikation der Ressourcenaufwände

4.2.1 Arten der Aufwände

Im zweiten Schritt der Bewertungsmethode müssen die Aufwände erfasst werden, die mit dem RFID-Einsatz verbunden sind. Hinsichtlich der Bewertung der Ressourceneffizienz können zwei grundlegende Arten der Aufwände unterschieden werden (LEPRATTI ET AL. 2014, S. 208):

- Aufwände 1. Art: Einsatz des RFID-Systems
- Aufwände 2. Art: Änderung von Prozessabläufen

Eine negative Umweltwirkung wird vornehmlich durch das eingesetzte RFID-System hervorgerufen (vgl. Abschnitt 2.1.1.3). Hierbei müssen für die Ressourceneffizienzbewertung die Komponenten der Hardware des zu installierenden RFID-Systems erfasst sowie die zugehörigen Betriebsaufwände in der Nutzungsphase ermittelt werden. Neben diesen Aufwänden erster Art kann sich auch durch die Änderungen von Prozessen ein Ressourcenmehraufwand ergeben. Wird bspw. aufgrund der Prozessumstellung ein Transportprozess eingefügt, der im Ist-Prozess nicht existiert, muss dieser als Aufwand erfasst werden.

4.2.2 Erfassung der Aufwände

Der zweite Schritt umfasst zunächst die Identifikation der Aufwände des RFID-Systems, bevor diese in Schritt 4 quantifiziert werden. Hierfür muss insbesondere die Art der als Aufwand identifizierten Ressourcen anhand qualitativer wie auch quantitativer Charakteristika beschrieben werden. Als Basis hierfür dient die Prozessmodellierung des RFID-Systems (vgl. Abschnitt 4.1.2). Die Erfassung der Aufwände erster und zweiter Art erfolgt sequentiell. Zunächst müssen die Aufwände erster Art bestimmt und somit das RFID-System spezifiziert werden. Der modellierten Prozesskette sind hierfür zunächst Erfassungspunkte zuzuordnen, an denen eine Datenerfassung mithilfe der RFID-Technologie stattfinden soll. Anschließend muss die für die Datenerfassung benötigte Hardware festgelegt werden (vgl. IRRENHAUSER 2014, S. 72 ff.). Ein Hardware-Aufwand kann sowohl dezentral in den einzelnen Prozessschritten entstehen als auch an zentralen, unterstützenden Prozessen.

Für die anschließende Quantifizierung im Rahmen der Sachbilanz sind dabei für jeden Aufwand Informationen zu hinterlegen, die diesen beschreiben. Dies sind zunächst die Art der Komponente, z. B. ein RFID-Schreib-Lesegerät, sowie Angaben zum Herstellerunternehmen bzw. zur Typenbezeichnung. Damit in nachfolgenden Schritten die Umweltwirkung der Komponente ermittelt werden kann, kann es erforderlich sein, diese Informationen zu ergänzen und zu detaillieren. Dies ist der Fall, wenn kein Datensatz in Datenbanken oder anderen verfügbaren Quellen vorhanden ist, der die Umweltwirkung der Komponente berechnet. Deswegen müssen in der Regel weitere Informationen erhoben werden. Dies sind z. B. das Gewicht oder Materialdaten der Komponente oder aber auch Energieverbrauchskennwerte in der Nutzungsphase.

Für die Bewertungsanalyse im letzten Schritt der Methode ist zudem aufzuzeigen, welche Komponenten des RFID-Systems funktional zusammenhängen und somit ein Teilsystem des geplanten Gesamtsystems bilden. Zu jedem Element des RFID-Systems ist daher anzugeben, welcher Einsatz anderer Systemelemente durch dieses bedingt wird. In einem zweiten Schritt ist anhand des Prozessmodells zu prüfen, ob und wo im Prozess Aufwände zweiter Art entstehen. Diese sind äquivalent zu den Aufwänden erster Art zu erfassen.

4.3 Schritt 3: Identifikation von Nutzenpotentialen

4.3.1 Arten der Nutzenpotentiale

Zur strukturierten Ableitung von Nutzen des RFID-Systems – wie auch später zur Quantifizierung – ist es hilfreich, verschiedene Nutzenkategorien zu unterscheiden (s. Abb. 4.4).

Zu den sog. *Basiseffekten* von RFID gehören eine erhöhte Prozesstransparenz, eine verbesserte Informationssicherheit sowie ein Anstieg der Datenqualität und -zuverlässigkeit (REINHART ET AL. 2013b, S. 977). Für die Bewertung des RFID-Systems müssen diese konkretisiert und entsprechend der Anforderungen (A7) an die Bewertungsmethode nach Möglichkeit in quantitative Kenngrößen überführt werden (vgl. Abschnitt 3.1). In Abhängigkeit der Wirkrichtung der Basiseffekte können interne sowie externe Nutzen unterschieden werden (vgl. BADACH & RIEGER 2013, S. 356, SCHUMANN 1992, S. 71 ff.). Die *externen Effekte* bilden alle Nutzen ab, welche nach außen gegenüber Partnern des Unternehmens wirken und das Wettbewerbspotential des Unternehmens beeinflussen (vgl. KOYUNCU 2009, S. 114). Dies können z. B. eine gesteigerte Kundenzufriedenheit, Umsatzsteigerungen oder eine verbesserte Liefertreue sein. In der Regel ergeben sich bei den externen Effekten, unter Berücksichtigung der Anforderung A5 an die Bewertungsmethode, lediglich Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit.

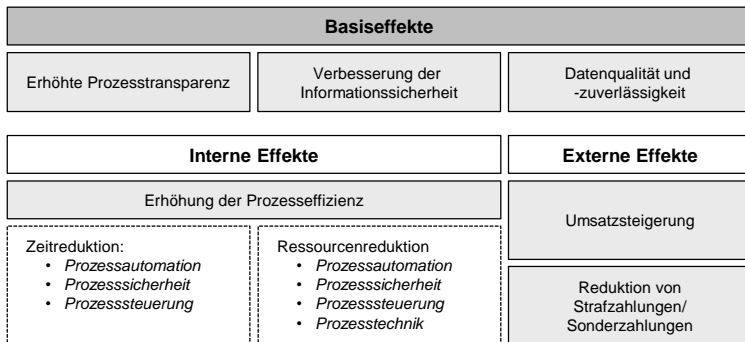


Abb. 4.4: Arten der Nutzen aus der Perspektive der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz (in Anlehnung an REINHART ET AL. 2013b)

Die *internen Effekte* dagegen umfassen alle Nutzen, die sich auf der Prozessebene für ein Unternehmen des betrachteten Wertschöpfungsnetzes ergeben und somit die Prozesseffizienz betreffen (REINHART ET AL. 2013b, S. 978). Vor dem Hintergrund der integrierten Bewertung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz (A2) ist eine separate Erfassung von Effekten für beide Kenngrößen erforderlich. Unter der Prämisse, dass mit der Einsparung stofflicher sowie energetischer Ressourcen (vgl. Abschnitt 1.2.1.1) neben einer Verbesserung der Umweltwirkung auch ein wirtschaftlicher Effekt einhergeht, können zwei Arten der internen Effekte unterschieden werden: Zeitreduktion bzw. Ressourcenreduktion. Nutzen der Art *Zeitreduktion* behandeln den Produktionsfaktor Arbeit und umfassen damit alle RFID-Effekte, die zu einer reduzierten Bearbeitungszeit für den Mitarbeiter führen (vgl. VILKOV 2007, S. 81). Sie wirken sich lediglich auf die Wirtschaftlichkeit des RFID-Systems aus. Nutzen der Art *Ressourcenreduktion* dagegen behandeln Ressourcen entsprechend des Begriffsverständnisses der Umweltökonomie und wirken sich auf Kenngrößen der Wirtschaftlichkeit und der Ressourceneffizienz aus. In Anlehnung an die allgemeinen IT-Wirkungseffekte (vgl. Abschnitt 2.1.1.1) können für beide Nutzenarten drei Effekte identifiziert werden (REINHART ET AL. 2013b, S. 978): Verbesserung der Prozessautomation, Prozesssicherheit und Prozesssteuerung. Im Rahmen der Bewertung von Nutzen der Ressourcenreduktion kann zudem ein vierter Wirkungseffekt auftreten. Wird die vorhandene Prozesstechnik durch eine ressourceneffizientere Technologie ersetzt, die jedoch keine Funktions- und damit Prozessänderung bedingt, sind diese Nutzen in der Kategorie *Prozesstechnik* einzuordnen. Beispiele in Form eines Nutzenkatalogs zu konkreten Nutzenpotentialen der einzelnen beschriebenen Kategorien sind bei IRRENHAUSER (2014, S. 196 ff.) zu finden.

4.3.2 Erfassung der Nutzen

Die systematische Ableitung der Nutzen aus dem Einsatz des im vorangegangenen Schritt definierten RFID-Systems kann auf Basis von sog. Wirkungsketten¹² erfolgen. Diese werden allgemein zur „Darstellung sachlogischer Zusammenhänge“ (GILBERG 2009, S. 112) verwendet und können im Kontext der Bewertung des RFID-Einsatzes somit zur systematischen Identifikation der Nutzeneffekte aus der technologischen Wirkung eingesetzt werden (RICHTER 2013, S. 125). Dies stellt sicher, dass neben direkt erkennbaren Effekten, wie z. B. dem Bulk-Reading, auch indirekte Effekte als Folge der Informationsgewinnung erkannt werden.

Für die Darstellung der Wirkungskette muss eine formalisierte Darstellung gewählt werden, welche die Spezifika der RFID-Bewertung berücksichtigt und die für die weitere Bewertung notwendigen Erkenntnisse generiert. Eine einheitliche Modellierungsform hat sich hierzu in der Literatur noch nicht herausgebildet, weswegen im Folgenden eine geeignete Darstellung entwickelt wird (s. Abb. 4.5). Diese orientiert sich in ihren Elementen an der Darstellungstechnik der ereignisgesteuerten Prozesskette (s. u. a. NÜTTGENS & RUMP 2002), die für die Geschäftsprozessmodellierung eingesetzt wird und eine Modellierungstechnik mit hohem Detaillierungsgrad darstellt (GAITANIDES 2012, S. 168 f.).

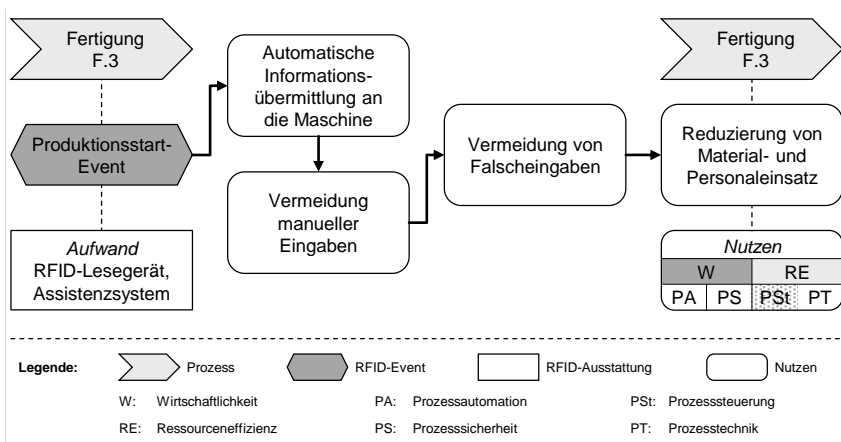


Abb. 4.5: Beispiel einer Ursache-Wirkungskette

¹² Synonym zu dem Begriff der Wirkungskette werden weitere Begrifflichkeiten verwendet, u. a. Ursache-Wirkungskette (RICHTER 2013, S. 124) und im Kontext von IT-Systemen Nutzeneffektkette (AMBERG ET AL. 2011, S. 431).

Ausgangspunkt der Modellierung bilden die im vorangegangenen Schritt der Bewertungsmethode definierten Erfassungspunkte. Diese sind einem spezifischen Prozessschritt der SCOR-Modellierung zugeordnet und ein entsprechendes Erfassungsgerät wurde als Aufwand identifiziert. An jedem Erfassungspunkt werden Ereignisinformationen generiert, sog. Events (LEPRATTI ET AL. 2014), welche die Entstehung von Nutzenpotentialen ermöglichen. Die Darstellung des Events in der Wirkungskette entspricht der eines EPK-Ereignisses. Das Erfassungsgerät wird entsprechend den Informations- und Sachobjekten der EPK-Darstellung durch ein Rechteck abgebildet (NÜTTGENS & RUMP 2002). Anschließend wird die eigentliche Wirkungskette angehängt. Diese kann aus einem oder mehreren sequentiell oder verzweigt angeordneten Elementen bestehen. Hierfür wird das Symbol der Funktion aus der EPK-Darstellung zurückgegriffen (NÜTTGENS & RUMP 2002). Auf die Darstellung von Ereignissen zwischen Funktionen der Wirkungskette wird der Übersichtlichkeit halber verzichtet. Diese können jedoch bei komplexen Abläufen in die Modellierung eingefügt werden. Zu jedem Element, das einen quantifizierbaren Nutzen generiert – i. d. R. die Enden der Wirkkette – muss zusätzlich die Art des Nutzens und der Entstehungsort erfasst werden. Der Entstehungsort wird durch das EPK-Element der Organisationseinheit dargestellt. Die Art des Nutzens wird entsprechend der in Abschnitt 4.3.1 vorgestellten Kategorisierung vorgenommen. Insgesamt zeigen die Ursache-Wirkungsketten somit alle zu erwartenden Nutzenpotentiale auf. Zusätzlich werden der Zusammenhang zwischen Nutzen und Aufwänden verdeutlicht und die Nutzen zur Unterstützung der Quantifizierung in Kategorien eingeteilt.

4.3.3 Vermeidung von Fehlerfolgen als Nutzenpotential

Nicht alle Nutzen von RFID lassen sich direkt, z. B. über eine Berechnungsformel oder einen Schätzwert, quantifizieren. Dies ist insbesondere bei Nutzen der Fall, die aus der Vermeidung von Fehlern resultieren. Als Fehler wird im Kontext der RFID-Anwendung die „Abweichung von einer optimalen normierten Prozessausführung bezeichnet, die unmittelbar auf eine fehlerhafte Datenerfassung oder -bearbeitung zurückgeführt werden kann“ (VILKOV 2007, S. 84). Die Folgen eines Fehlers können sowohl auf der operativen als auch auf der strategischen Ebene wirken. Operative Fehlerfolgen umfassen u. a. Korrekturvorgänge, Suchaktionen oder die wiederholte Prozessausführung. Strategische Fehlerfolgen stellen eine negative Beeinflussung der Kundenzufriedenheit aufgrund mangelnder Prozess- bzw. Produktqualität dar (STRASSNER 2006, S. 116 f.; VILKOV 2007, S. 85). Können durch die RFID-basierte Datenerfassung und -weiterverarbeitung Fehler vermieden werden, werden die mit den Fehlerfolgen verbundenen Aufwände eingespart. Dies kann somit als Nutzen in der RFID-Bewertung erfasst werden. Es lassen sich u. a. folgende typische Fehlerarten identifizieren, bei deren Vermeidung ein RFID-System unterstützen kann: Falschverbuchung,

Falschaus- bzw. -einlagerung, falsche Materialverteilung, Falschkennzeichnung, Falschbearbeitung, Fehlkommissionierung, Falschverladung.

Die Erfassung von Fehlerfolgen in der RFID-Bewertung erfolgt in Anlehnung an die Methode der Fehlermöglichkeits- und -einflussanalyse (FMEA)¹³ (vgl. STRAUBE 2010, S. 39 f.). Das modifizierte Vorgehen sieht vor, dass zu jedem Fehler, der durch den RFID-Einsatz vermieden werden kann, die zugehörige Fehlerfolgekette aufgestellt wird (s. Abb. 4.6).

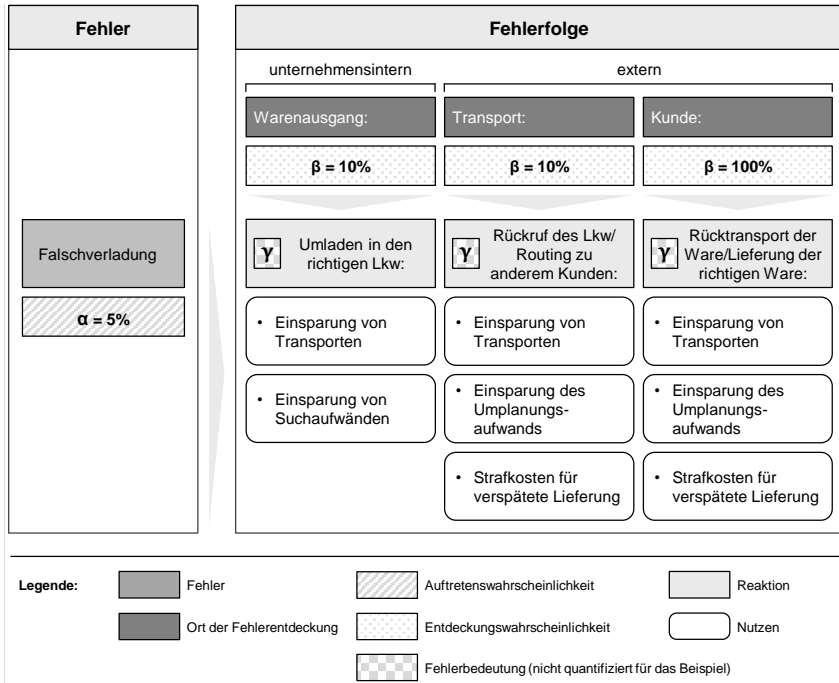


Abb. 4.6: Beispiel einer Fehlerfolgekette

Diese beschreibt in einer standardisierten Form die Art des Fehlers und mit welcher Wahrscheinlichkeit (α , Auftretenswahrscheinlichkeit) dieser im IST-Prozess ohne RFID auftritt sowie die Fehlerfolgen. Die Fehlerfolgen werden angegeben durch die möglichen Orte des Entdeckens des Fehlers in nachfolgen-

¹³ Die FMEA (engl.: Failure Mode and Effects Analysis) ist eine Methode des Qualitätsmanagements und dient der systematischen Analyse möglicher Fehler eines Produktes oder Prozesses während der Entwicklungsphase (TIETJEN ET AL. 2011, S. 5).

den Prozessen sowie der Wahrscheinlichkeit (β , Entdeckungswahrscheinlichkeit) für die Entdeckung des Fehlers auf der jeweiligen Prozessstufe. Orte des Entdeckens können unternehmensintern – im Prozessbaustein selbst oder in anderen Prozessbausteinen – oder extern, bspw. beim Kunden, liegen. Aus dem Entdeckungsort leiten sich die Folgetätigkeiten zur Behebung des Fehlers ab (γ , Bedeutung), bspw. ein Rücktransport von falsch ausgelieferten Produkten. Die Höhe des Nutzens ergibt sich folglich aus der Multiplikation der Auftretens- und der Entdeckungswahrscheinlichkeit mit der Fehlerbedeutung (LEPRATTI ET AL. 2014). Die Festlegung der Parameter α , β und γ muss dabei unternehmensindividuell erfolgen.

4.4 Schritt 4: Quantifizierung der Effekte

4.4.1 Vorgehen zur Quantifizierung

Nachdem in den vorangegangenen Schritten zunächst Aufwände identifiziert und hieraus systematisch die Nutzenpotentiale abgeleitet wurden, müssen diese nun für die Erstellung der Sachbilanz quantifiziert werden. Abbildung 4.7 zeigt das iterative Vorgehen zur Identifikation und Erfassung von Nutzen und Aufwänden (s. Abschnitt 4.2.2). Als Detaillierungsebene der Quantifizierung ist diejenige zu wählen, die für die Bestimmung der Umweltwirkung im nachfolgenden Schritt der Wirkungsabschätzung erforderlich ist. Ebenso sind die Festlegungen bzgl. des Ziels und des Untersuchungsrahmens zu berücksichtigen.

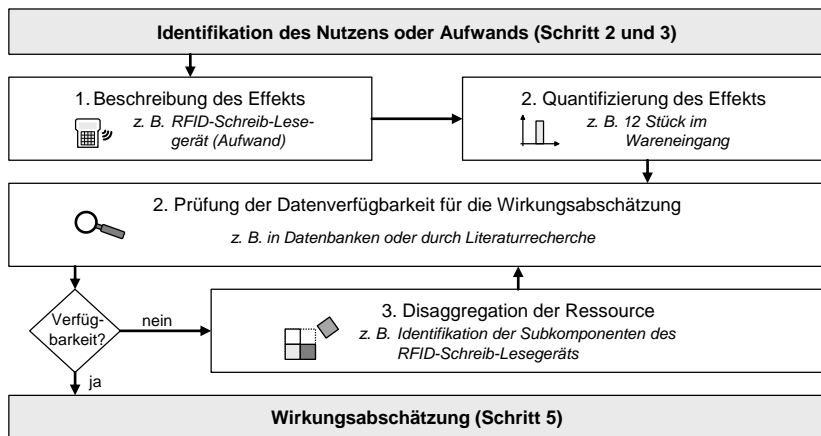


Abb. 4.7: Vorgehen zur iterativen Datenerfassung von Effekten des RFID-Einsatzes in der Sachbilanz

Die Quantifizierung der Nutzen und Aufwände erfolgt, indem zunächst die eingesparten oder zusätzlich aufgewendeten Ressourcenmengen bzw. Zeiteinheiten ermittelt werden. Letztere werden lediglich für die Wirtschaftlichkeitsbewertung benötigt. Die Relevanz für den im Rahmen der Zielstellung gewählten Bewertungsansatz lässt sich anhand der Kennzeichnung in der Ursache-Wirkungskette erkennen. Quantifizierbare Nutzen sind hier durch die Art und den Entstehungsort charakterisiert. Zu jedem dieser Elemente wie auch zu den erfassten Aufwänden muss eine Form der Quantifizierung gewählt werden. Ressourcenmengen und Zeiteinheiten können u. a. durch Messungen, Schätzungen, Modellierungen oder Berechnungen ermittelt werden (vgl. BAKST ET AL. 1995, S. 2-2 ff.). In Abhängigkeit der Verfügbarkeit quantitativer Werte können Berechnungen wiederum auf Basis verschiedener Werte erfolgen. Im Regelfall existieren verschiedene Berechnungsformeln zur Ermittlung von Nutzen und Aufwand. Diese können z. B. auf einem Zeitkontingent, Stückzahlen, der Anzahl an Aufträgen oder Arbeitsvorgängen basieren, anhand derer die Einsparung oder der Aufwand bemessen wird (IRRENHAUSER 2014, S. 101). Als Ergebnis der Quantifizierung stehen für alle Nutzen oder Aufwände Werte, die anschließend zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit mit einem Kostenfaktor bzw. zur Bestimmung der Ressourceneffizienz mit einem Charakterisierungsfaktor multipliziert werden.

4.4.2 Aggregation der Nutzen und Aufwände

Entsprechend den Vorgaben der DIN 14044 (2006, S. 27) kann im Rahmen der Sachbilanz eine Aggregation gleichartiger Ressourcennutzen und -aufwände erfolgen. Es können bspw. Ressourcennutzen, wie z. B. Papiereinsparungen, über mehrere Prozessbausteine oder Aufwände, wie bestimmte Hardwarekomponenten, zu einer Menge zusammengefasst werden. Dies erleichtert die Zuordnung der Charakterisierungsfaktoren in der Phase der Wirkungsabschätzung. Jedoch ist sorgfältig zu prüfen, ob die Aggregation entsprechend den Festlegungen von Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie zulässig ist. Soll die Vorteilhaftigkeit der Umsetzung eines RFID-Systems untersucht werden und soll dieses entweder in seiner Gesamtheit umgesetzt werden oder gar nicht, entsteht durch die Aggregation kein Informationsverlust. Ist es jedoch Ziel der Studie, nur bestimmte, sich im Rahmen der Bewertung als vorteilhaft erweisende Teilsysteme zu realisieren, muss ein höherer Detaillierungsgrad bei den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung vorliegen. Hier wäre z. B. nur eine Aggregation der Effekte innerhalb einzelner Ursache-Wirkungsketten (vgl. Abschnitt 4.5) zulässig und nicht über alle Prozessbausteine, da die Effekte einzelner RFID-Teilsysteme sonst nicht ermittelt werden können.

4.5 Schritt 5: Bewertung der Ressourceneffizienz

4.5.1 Berechnung der Umweltwirkung

Im vorletzten Schritt der Bewertung erfolgt die Ermittlung der Ressourceneffizienz im Rahmen der Wirkungsabschätzung. Dies erfolgt parallel zur Wirtschaftlichkeitsbewertung, bei der die quantifizierten Nutzen und Aufwände mit dem entsprechenden Kostenfaktor verrechnet werden. Zur Berechnung der Ressourceneffizienz werden die Ergebnisse der Sachbilanz mit den Charakterisierungsfaktoren der zuvor ausgewählten Wirkungskategorien verrechnet (DIN 14044 2006, S. 37):

$$WI_i = WI_{i,N} - WI_{i,A} = \sum_j CF_{ij} \cdot (m_{j,N} - m_{j,A}) \quad (4.1)$$

WI_i	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i
$WI_{i,N}, WI_{i,A}$	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i der Nutzen (N) bzw. Aufwände (A)
$m_{j,N}, m_{j,A}$	Sachbilanzergebnis der Ressource j der Nutzen (N) bzw. Aufwände (A)
CF_{ij}	Charakterisierungsfaktor von j bzgl. der Wirkungskategorie i

Im Rahmen des iterativen Vorgehens zur Erfassung von Nutzen und Aufwänden, ist in jedem Iterationsschritt zu prüfen, ob ein Charakterisierungsfaktor für die betrachtete Ressource vorliegt oder eine weitere Aufgliederung in elementare Bestandteile erforderlich ist (s. Abb. 4.7).

4.5.2 Kalkulationsstruktur

Die Berechnung des Gesamtergebnisses aus den einzelnen identifizierten Effekten des RFID-Einsatzes erfolgt auf Basis einer hierarchischen Kalkulationsstruktur, die sich an die Wirtschaftlichkeitsbewertung anlehnt. Den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung werden bei einem integrierten Bewertungsansatz die ökologischen Entscheidungsgrößen direkt gegenübergestellt (SCHULTZ 2002, S. 77). Klassische Kenngrößen der Investitionsrechnung, die oftmals zur Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID eingesetzt werden, sind der Kapitalwert und die Amortisationszeit der Investition (s. u. a. GILBERG 2009, IRRENHAUSER 2014, KOYUNCU 2009, MANNEL 2006a, RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009, TELLKAMP 2003).

Die Basis für die Berechnung des Gesamtergebnisses stellen die bewerteten Nutzen und Aufwände dar. Diese werden entsprechend der in Abbildung 4.8

dargestellten Kalkulationsstruktur zum Gesamtergebnis verrechnet. Das Kalkulationsschema unterscheidet drei Arten der Aufwände, die sich bzgl. Ort und Zeitpunkt der Entstehung unterscheiden. Einmalige Investitionen umfassen alle initialen Aufwände, welche für die Installation des RFID-Systems erforderlich sind. Laufende übergeordnete Aufwände treten regelmäßig auf, können jedoch keinem spezifischen Prozess zugeordnet werden. Dies sind bspw. RFID-Transponder. Ändern sich einzelne Prozesse, können auch hier zusätzliche Aufwände entstehen, z. B. durch einen erhöhten Energieverbrauch bei Betriebsmitteln. Nutzen werden entsprechend der in Abbildung 4.4 dargestellten Klassifizierung externen und internen, prozessbezogenen Effekten zugeordnet (LEPRATTI ET AL. 2014).

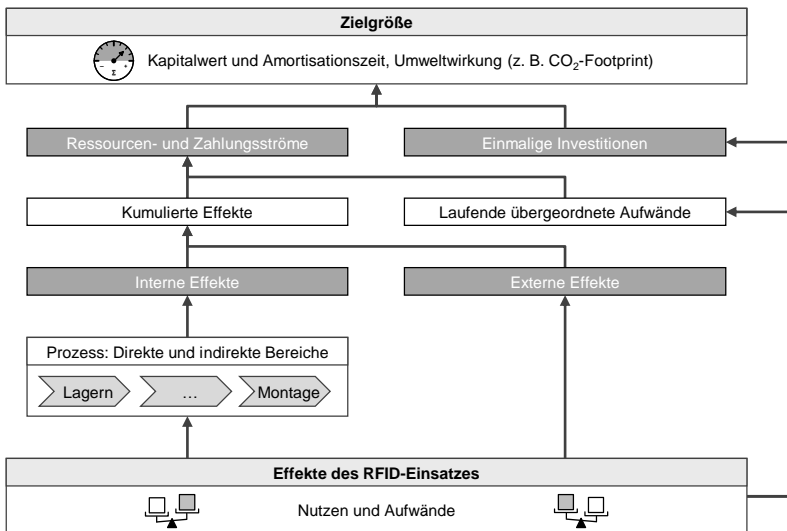


Abb. 4.8: Kalkulationsstruktur der RFID-Bewertung: Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz (in Anlehnung an LEPRATTI ET AL. 2014)

Das Gesamtergebnis der Ressourceneffizienzbewertung ergibt sich aus der Aufsummierung von Nutzen und Aufwänden, wobei Aufwände mit einem negativen Vorzeichen in die Bewertung eingehen. Ein positives Gesamtergebnis zeigt somit die Vorteilhaftigkeit der Investition aus der Perspektive der Ressourceneffizienz, ein negatives Ergebnis bedeutet folglich eine negative Umweltwirkung.

Das Gesamtergebnis kann prinzipiell aus einer oder mehreren Kenngrößen bestehen. Dies hängt davon ab, welche Wirkungskategorien in der Bewertung berücksichtigt werden. Die Normierung und Gewichtung des Ergebnisses sind

entsprechend der DIN 14040 (2006, S. 29) optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung (s. Abschnitt 2.2.1.4). Über diese Ansätze lassen sich die Indikatorergebnisse einzelner Wirkungskategorien zu einer einzelnen Kenngröße zusammenfassen (vgl. SCHULTZ 2002, S. 78 ff.). Des Weiteren nennt die DIN 14044 (2006, S. 43 f.) spezifische Methoden, wie die Fehlerabschätzung und die Sensitivitätsanalyse, die zur Analyse der Datenqualität der Wirkungsabschätzung eingesetzt werden können und hierdurch Aussagen zur Signifikanz, Unsicherheit und Sensitivität von Ergebnissen ermöglichen.

4.6 Schritt 6: Bewertungsanalyse

Der letzte Schritt der Bewertung, die Bewertungsanalyse, dient der Unterstützung der Investitionsentscheidung, indem die Bewertungsergebnisse zusammengefasst, aufbereitet und analysiert werden. Entsprechend den Festlegungen der DIN 14044 (2006, S. 45 ff.) sollten im Rahmen der Phase der Auswertung signifikante Parameter identifiziert werden sowie eine Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung durchgeführt werden, welche die Analysen des vorangegangenen Schritts ergänzen (vgl. Abschnitt 2.2.1.5).

Da das vorgestellte Vorgehen eine integrierte Bewertung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz anstrebt, sind zudem weitere Analyseschritte erforderlich. Zum einen können u. a. durch die Identifikation und Kombination von Zeit- oder Ressourceneinsparungen, bei der sich ein Mitarbeiter oder eine Ressource nicht vollständig einsparen lässt, weitere Potentiale ermittelt werden, wenn eine prozessübergreifende Betrachtung erfolgt. Des Weiteren kann durch eine Break-Even-Analyse der Anzahl der Erfassungsvorgänge ein Grenzwert ermittelt werden, ab der die Investition in das RFID-System von Vorteil ist (LEPRATTI ET AL. 2014, S. 228 ff.; IRRENHAUSER 2014, S. 127 ff.). Zum anderen müssen bei einem integrierten Bewertungsansatz die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbewertung den Ergebnissen der Ressourceneffizienzbewertung gegenübergestellt werden, um so Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des RFID-Systems oder Verbesserungsmaßnahmen abzuleiten (s. Abschnitt 5.4).

5 Detaillierung der Methode

5.1 Einordnung in die Gesamtmethode

Dieses Kapitel detailliert das im vorangegangenen Abschnitt beschriebene Vorgehen zur Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze. Die in Abschnitt 3.1 formulierte übergeordnete Fragestellung wird hierfür in folgende Teilaspekte untergliedert:

Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung: Welche Kennzahlen sind zur Beschreibung der Umweltwirkung des zu bewertenden RFID-Systems geeignet?

Beurteilung der Datenqualität und Ergebnisgüte: Welche Daten müssen im Rahmen der Bewertung aufgenommen werden und wie können damit verbundene Unsicherheiten aufgezeigt und bewertet werden?

Integrierte Bewertung: Wie können die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung zusammengeführt werden, um die Entscheidung zur Umsetzung eines RFID-Systems zu unterstützen?

Die in Kapitel 4 beschriebenen sechs Schritte der Ressourceneffizienzbewertung in Wertschöpfungsnetzen bilden dabei den methodischen Rahmen. Zudem wurden insbesondere die Modellierung des Wertschöpfungsnetzes, die Festlegung von funktioneller Einheit und Systemgrenze sowie ein Vorgehen zur systematischen Ableitung von Nutzen und Aufwänden diskutiert. In diesem Kapitel soll nun darauf aufbauend die Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung methodisch unterstützt werden (Abschnitt 5.2). Ebenso wird für die Beurteilung der Datenqualität der Ökobilanzstudie ein Vorgehensmodell entwickelt (Abschnitt 5.3). Abschließend wird ein Ansatz zur integrierten Bewertung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz vorgestellt (Abschnitt 5.4).

Abbildung 5.1 ordnet die Aktivitäten zur Beantwortung der oben aufgeführten Fragen in die Schritte der Gesamtmethode ein. Die Auswahl von Wirkungskategorien wird entsprechend der DIN 14044 (2006, S. 16, 43 ff.) in der Phase der Festlegung des Untersuchungsrahmens sowie der Wirkungsabschätzung getroffen. Dies entspricht den Schritten 1 und 5 der Methode. In den Schritten 2 bis 4 muss jedoch die Datenverfügbarkeit für die Wirkungsabschätzung geprüft bzw.

aufgenommene Daten entsprechend aufbereitet werden (vgl. Abschnitt 4.2.2). Aspekte der Datenqualität müssen in allen Phasen der Ökobilanz und damit in den Schritten 1 bis 6 berücksichtigt werden. Die Kombination der Ökobilanz mit ökonomischen Bewertungsansätzen wird zwar in der DIN 14040 (2006, S. 14, 36) erwähnt, jedoch wird hierzu kein konkretes Vorgehen genannt. Die vorgestellte Gesamtmethode ist so konzipiert, dass die integrierte Bewertung möglich ist. Eine Gegenüberstellung der Bewertung der Umweltwirkung mit ökonomischen Größen erfolgt im letzten Schritt der Methode (Schritt 6), der Bewertungsanalyse.







	Abs. 5.2 Wirkungsabschätzung	Abs. 5.3 Datenqualität	Abs. 5.4 Wirtschaftlichkeit
Schritt 1 Spezifizierung des Wertschöpfungsnetzes 	<ul style="list-style-type: none"> Auswahl der Wirkungskategorien für die Bewertung 	<ul style="list-style-type: none"> Definition der Anforderungen an die Datenqualität Festlegung der Handhabung fehlender Daten 	
Schritt 2 Identifikation von Aufwänden 	↑	↑	
Schritt 3 Identifikation von Nutzen 	<ul style="list-style-type: none"> Aufbereitung der Daten für die Wirkungsabschätzung 	<ul style="list-style-type: none"> Dokumentation der Datenerhebung Angaben zu Indikatoren der Datenqualität Datenvalidierung hinsichtlich der definierten Anforderungen 	
Schritt 4 Quantifizierung der Effekte 	↓	↓	
Schritt 5 Bewertung der Ressourceneffizienz 	<ul style="list-style-type: none"> Berechnung der Wirkungsindikatorwerte Ermittlung des Gesamtergebnisses 	<ul style="list-style-type: none"> Analyse der Datenqualität: Schwerpunktanalyse, Fehlerabschätzung, Sensitivitätsanalyse 	
Schritt 6 Analyse der Bewertung 		<ul style="list-style-type: none"> Beurteilung der Datenqualität: Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung 	<ul style="list-style-type: none"> Gegenüberstellung der Ergebnisse von Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung

Abb. 5.1: Detaillierung des Vorgehens zur Ressourceneffizienzbewertung

5.2 Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung

Zur Bewertung der Umweltwirkung werden i. d. R. die Ergebnisse der Sachbilanz in der Phase der Wirkungsabschätzung zu geeigneten Indikatoren zusammengefasst. Das in der DIN 14040 (2006, S. 23) genommene Vorgehen sieht bereits in der Phase der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens die Auswahl geeigneter Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle vor. Eine Vorgabe oder Empfehlung, welche Ansätze hier zu berücksichtigen sind, wird jedoch nicht gegeben (KLÖPFFER & GRAHL 2009, S. 203). Für jede Ökobilanzstudie muss daher eine spezifische Auswahl geeigneter Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle erfolgen. Abschnitt 5.2.1 beschreibt zunächst allgemeine sowie spezifische Anforderungen an die Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzungen. In den Abschnitten 5.2.2 bis 5.2.4 wird anschließend das Vorgehen zur Auswahl von Wirkungskategorien beschrieben. Als Methode der Wirkungsabschätzung sei hierbei jeweils die Gesamtheit einer Wirkungskategorie sowie der zugehörigen Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle bezeichnet.

5.2.1 Anforderungen

5.2.1.1 Normative Anforderungen

Die DIN 14044 (2006, S. 37 f.) formuliert einige grundsätzliche Empfehlungen zur Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung, wobei hier immer die individuellen Festlegungen von Ziel und Untersuchungsrahmen geprüft werden müssen. Generell sollen Wirkungskategorien umweltrelevante Themen repräsentieren und ihre Auswahl begründet und objektiv erfolgen. Des Weiteren sollen die Charakterisierungsmodelle wissenschaftlich begründet und technisch gültig sein und ihr Gültigkeitsbereich definiert sein. Die internationale Akzeptanz von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen wird als weiteres Kriterium genannt. Außer der Definition von Wirkungsindikatoren, als die „aggregierten Wirkungen von Inputs und Outputs des Produktsystems auf den oder die Wirkungsendpunkt(e) [...]“, und der Angabe, dass Überschneidungen bei Wirkungskategorien vermieden werden sollen (DIN 14044 2006, S. 37 f.), werden keine konzeptuellen Anforderungen an Methoden der Wirkungsabschätzung in der Norm formuliert.

Die SETAC erweitert diese Anforderungen an Methoden der Wirkungsabschätzung. Ausgewählte Wirkungskategorien sollen vollständig hinsichtlich der Abbildung von Umweltwirkungen sein und eine umfassende Beurteilung erlauben. Zudem wird neben der in der DIN 14044 (2006) erwähnten zu vermeidenden Doppelzählung von Wirkungen angemerkt, dass die gesamte Anzahl berücksichtigter Wirkungskategorien nicht zu hoch sein sollte. Ergänzend wird

zudem der quantitative Charakter von Charakterisierungsmodellen betont und somit eine qualitative Beurteilung der Umweltwirkung ausgeschlossen (UDO DE HAES ET AL. 1999, S. 68).

5.2.1.2 Weitere Einflussfaktoren

Die Herausforderung bei der Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung besteht trotz dieser formulierten Anforderungen darin, dass zwar zahlreiche Methoden der Wirkungsabschätzung entwickelt wurden, diese jedoch noch nicht die internationale Anerkennung gefunden haben, die den Vorgaben der ISO-Norm entspräche. So besteht bisher kein wissenschaftlicher Konsens, welche Methoden für eine Ökobilanzstudie ausgewählt werden sollten (BARE 2011, S. 50). Der Anwender erhält insgesamt wenig Unterstützung bei der Auswahl der Methoden (HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 685) und muss daher weitere Kriterien einbeziehen.

Eine Eingrenzung der Methoden zur Wirkungsabschätzung, sofern sie sich nicht bereits aus dem Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie eindeutig ableiten lässt, kann auf Basis unternehmensinterner oder externer Vorgaben oder Empfehlungen erfolgen. Für den Fall, dass bereits Erfahrungen mit Ökobilanzen im Unternehmen bestehen, existieren möglicherweise *interne Vorgaben* generell zu berücksichtigender Wirkungskategorien und -indikatoren. Zudem können bereits Charakterisierungsmodelle, die zu verwenden sind, bestimmt worden sein. Hier ist zu prüfen, inwieweit die Anwendbarkeit für die individuelle Studie sinnvoll ist oder ob eine weitere Eingrenzung auf bestimmte Wirkungskategorien erfolgen soll. Generell kann eine Eingrenzung bspw. anhand umweltpolitischer Zielstellungen des Unternehmens erfolgen. Werden bestimmte Umweltthemen mit Priorität verfolgt – z. B. die Erhaltung der Wasserqualität – können die zugehörigen Wirkungskategorien zur Bewertung herangezogen werden. Dabei ist zu beachten, dass andere umweltrelevante Effekte aus der Betrachtung bewusst ausgeschlossen werden und dies begründet werden muss (STRANDDORF ET AL. 2004, S. 36).

Externe Empfehlungen können ebenso in die Auswahl der Methoden der Wirkungsabschätzung einbezogen werden. Es existieren bspw. Empfehlungen, für welche Wirkungskategorien grundsätzlich eine Prüfung der Relevanz für die jeweilige Ökobilanzstudie durchgeführt werden sollte (EC 2010c, S. 109). Auch das Umweltbundesamt nennt eine Liste von Wirkungskategorien, die bei Ökobilanzen zu berücksichtigen sind und macht einen Vorschlag zur Ordnung der Kategorien (SCHMITZ & PAULINI 1999, S. 13 ff.). Ebenso wurden bestehende midpoint-Charakterisierungsmodelle einer Prüfung hinsichtlich ihrer Vollständigkeit, Umweltrelevanz, wissenschaftlichen Qualität, Anwendbarkeit sowie Dokumentation unterzogen. Die Studie nennt das jeweils beste Charakterisierungsmodell und bewertet dieses mithilfe eines Qualitätsindikators

(HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 688 f.). Auch der Technische Bericht der ISO 14047 (2012) enthält Beispiele zur Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung, an denen eine Orientierung erfolgen kann.

Weitere *externe Einflussfaktoren* für die Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung stellen die Verfügbarkeit von benötigten Datensätzen sowie Softwaretools dar (STRANDDORF ET AL. 2004, S. 37 f.). Beides reduziert maßgeblich den Aufwand für die zu erstellende Ökobilanz. Unterstützen bestimmte Datensätze oder das verwendete Softwaretool die Bewertung vorausgewählter Wirkungskategorien nicht, ist ggf. von dieser Auswahl abzuweichen. Ebenso kann die Verwendung von Normierungs- und Gewichtungsansätzen die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethoden einschränken, da die Wirkungsindikatoren auf die Normierungsbasis und den Gewichtungsansatz abgestimmt sein müssen. Die Verwendung inkonsistenter Ansätze stellt einen häufigen Fehler in Ökobilanzen dar (EC 2010c, S. 113). Der Einsatz von Normierung und Gewichtung ist bei der RFID-Bewertung insbesondere von Relevanz, wenn mehrere Wirkungskategorien in die Bewertung einbezogen werden, da die Ergebnisse der Ressourceneffizienzbewertung den Ergebnissen der Wirtschaftlichkeitsbewertung gegenübergestellt werden müssen. Spätestens wenn eine eindeutige Entscheidung für eine RFID-Investitionsalternative herbeigeführt werden soll, müssen in der Regel Werthaltungen des Entscheiders integriert werden (s. Abschnitt 5.4). Abbildung 5.2 fasst die Einflussfaktoren zusammen.

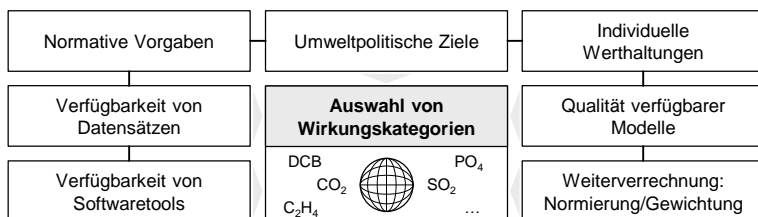


Abb. 5.2: Einflussfaktoren auf die Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung

5.2.2 Vorgehen zur Auswahl

Zur Unterstützung der Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung für die Bewertung von RFID-Anwendungen wurde unter Berücksichtigung der oben genannten Einflussfaktoren ein Vorgehen ermittelt, das den Bewerter dabei unterstützt, relevante Wirkungskategorien im Rahmen einer Grobbewertung zu identifizieren. Das Vorgehen untergliedert sich in zwei grundsätzliche Schritte (s. Abb. 5.3). Zunächst muss der individuelle RFID-Anwendungsfall

über eine grobe Abschätzung von Nutzen und Aufwänden beschrieben werden. Im zweiten Schritt wird der Anwendungsfall anschließend bewertet. Auf Basis dieser Ergebnisse können relevante Wirkungskategorien ausgewählt werden.

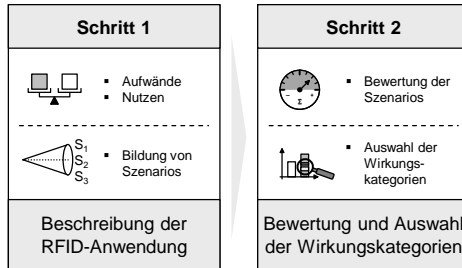


Abb. 5.3: Vorgehen zur Auswahl von Wirkungskategorien

5.2.3 Beschreibung der RFID-Anwendung

5.2.3.1 Generierung eines RFID-Anwendungsszenarios

Für jede Ökobilanzstudie müssen Methoden der Wirkungsabschätzung individuell ausgewählt werden (BARNTHOUSE ET AL. 1998, S. 51). Da jede RFID-Anwendung ein hohes Maß an Individualität aufweist, ist auch davon auszugehen, dass eine unterschiedliche Umweltwirkung induziert wird. Ein Ausschluss von Wirkungskategorien kann daher zu einer einseitigen Betrachtung führen und insbesondere beim Vergleich unterschiedlicher Anwendungen das Ergebnis der Auswahl beeinflussen. Es muss daher eine auf den individuellen Anwendungsfall bezogene Abschätzung der Relevanz einzelner Wirkungskategorien erfolgen, auf Basis derer eine Auswahl zugehöriger Charakterisierungsmodelle sowie Normierungs- und Gewichtungsansätze erfolgen kann.

Der Einsatz der RFID-Technologie in einem spezifischen Anwendungsfall und die sich daraus ergebenden Effekte lassen sich dem Konstrukt der Fallstudie zuordnen. Fallstudien können zur Beschreibung, zum Verständnis, zur Vorhersage und/oder zur Kontrolle einzelner Betrachtungsobjekte dienen (YIN 2014, S. 2; WOODSIDE 2010, S. 1). Im Fall des RFID-Einsatzes im Wertschöpfungsnetz ist der daraus resultierende Prozess das Betrachtungsobjekt. Die Fallstudie einer spezifischen RFID-Anwendung sei im Folgenden als RFID-Anwendungsszenario bezeichnet.

Die Forschungsfrage einer Fallstudie lässt sich i. d. R. als „wie“- oder „warum“-Frage formulieren (YIN 2014, S. 2). Im gegebenen Betrachtungsfall ist durch die Fallstudie zu ermitteln, wie sich das RFID-Anwendungsszenario auf die Umwelt

auswirkt. Die Beschreibung eines einzelnen Szenarios dient der Erkennung von Zusammenhängen der Charakteristika des RFID-Anwendungsszenarios und den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung. Aus der Betrachtung verschiedener Szenarios lassen sich idealerweise Gesetzmäßigkeiten zur Relevanz der Wirkungskategorien ableiten, so dass bei ähnlichen Szenariocharakteristika eines weiteren Anwendungsszenarios Wirkungskategorien einfach ausgewählt werden können.

Die Charakteristika, die der Beschreibung des RFID-Anwendungsszenarios dienen, müssen so gewählt sein, dass sie in der frühen Phase der Ressourceneffizienzbewertung bereits bestimmt werden können, aber trotzdem die Aussagekraft des Auswahlresultates nicht eingeschränkt wird. Im Kontext des iterativen Ansatzes einer Ökobilanz (s. Abschnitt 2.2.1.1) muss in den nachfolgenden Bewertungsphasen die Gültigkeit der Annahmen des Szenarios überprüft werden.

Im ersten Schritt des Vorgehens zur Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung muss daher zunächst das RFID-Anwendungsszenario beschrieben werden. Die Basis hierfür bildet die Formulierung des Ziels der RFID-Anwendung. Das Ziel sollte kurz beschreiben, welches Objekt mithilfe der RFID-Technologie verfolgt wird (Erfassungsobjekt) und wo die Erfassung stattfindet (Anwendungsbereich). Dies dient insbesondere der Dokumentation, damit das beschriebene Anwendungsszenario für spätere Bewertungen als Referenz herangezogen werden kann. Hierfür dient ebenso die Bezeichnung des Anwendungsszenarios. Das Formblatt in Abbildung 5.4 führt hierzu beispielhafte Szenarios auf (vgl. LEPRATTI ET AL. 2014, S. 64).

Des Weiteren müssen die maßgeblichen Effekte des RFID-Anwendungsszenarios abgeschätzt werden. Diese sollen repräsentativ für die in der detaillierten Bewertung zu ermittelnden konkreten Nutzen und Aufwände stehen und eine Abschätzung der Umweltwirkung ermöglichen. Für jeden Effekt ist eine in der entsprechenden Einheit anzugebende quantitative Abschätzung zu treffen. Zudem ist es sinnvoll, Annahmen, die zur Ermittlung des Werts beigetragen haben zu dokumentieren.

Auf Basis der Analyse typischer Nutzen des RFID-Einsatzes (vgl. Abschnitt 2.1.1.2) erfolgt eine Zuordnung zu zwei grundsätzlichen Arten der Ressourceneffekte: Materialeinsparungen und Energieeinsparungen. Zu Materialeinsparungen gehören die Einsparung von Produktmaterial oder das Material anderer nachverfolgter Objekte wie Behälter. Ebenso sind Papiereinsparungen aufgrund der Digitalisierung von Informationen hier berücksichtigt. Energieeinsparungen können bei Transporten sowie Produktionsanlagen realisiert werden. Hierfür typische Materialien bzw. Energieträger wurden daher in die Szenariobeschreibungen aufgenommen und müssen entsprechend quantifiziert werden.

Aufwände aus Ressourcensicht entstehen insbesondere durch die Installation und den Betrieb des RFID-Systems (s. Abschnitt 4.2). Basiskomponenten eines RFID-Systems wurden daher ebenfalls in die Szenariobeschreibungen aufgenommen.¹⁴

5.2.3.2 Bestimmung von Mengenszenarios

Aufbauend auf dem im ersten Teilschritt generierten RFID-Anwendungsszenario müssen anschließend Mengenszenarios gebildet werden. Die in dieser frühen Phase der Bewertung getroffenen Abschätzungen zu Nutzen und Aufwänden sind i. d. R. mit Unsicherheiten behaftet (s. Abschnitt 5.3), sofern nicht bereits Voruntersuchungen durchgeführt wurden oder Erfahrungen aus anderen RFID-Projekten bestehen. Eine Änderung der Größe des quantifizierten Werts eines RFID-Effekts kann in Abhängigkeit des Ausmaßes der Änderung auch die Entscheidung zur Auswahl von Wirkungskategorien beeinflussen. Es ist daher sinnvoll, sofern Unsicherheiten bzgl. der Höhe von Nutzen und Aufwänden bestehen, diese entsprechend abzubilden.

Zur Berücksichtigung dieser Unsicherheiten in Form mehrerer möglicher Möglichkeiten kann die Szenario-Technik eingesetzt werden. Ein Szenario kann in diesem Kontext, als die „allgemeinverständliche Beschreibung einer möglichen Situation in der Zukunft, die auf einem komplexen Netz von Einflussfaktoren beruht“, definiert werden (GAUSEMEIER ET AL. 2001, S. 79). Im beschriebenen Anwendungsfall beziehen sich die Einflussfaktoren auf die Höhe der Nutzen und Aufwände des RFID-Anwendungsszenarios. Neben dem im ersten Schritt definierten zu erwartenden GrundszENARIO sollten für unsichere Werte Abschätzungen der maximalen Schwankungsbreite getroffen werden und so die Extremszenarios bestimmt werden (vgl. SIMON & VON DER GATHEN 2010, S. 81). Die Bildung von Mengenszenarios kann parallel zum ersten Teilschritt erfolgen, indem neben dem Erwartungswert direkt die minimale und maximale Ausprägung bestimmt werden, sofern dieser Wert mit einer Unsicherheit behaftet ist (s. Abb. 5.4).

¹⁴ Aufgrund der Vielzahl denkbarer Produkt- oder aber auch Behältermaterialien können anwendungsfallspezifisch die aufgeführten Materialarten nicht ausreichend für die Approximation des Nutzens sein. In diesem Fall muss eine Ergänzung des entsprechenden Materials erfolgen. Wird z. B. durch RFID eine Falschbearbeitung von Produkten vermieden, entfällt der Materialaufwand für den vermiedenen Ausschuss. Besteht das Produkt nicht aus den in Abbildung 5.4 berücksichtigten Produktmaterialien Stahl, Aluminium oder Kunststoff, muss das entsprechende Material ergänzt werden.

Beschreibung des Anwendungsszenarios

Ziel

Anwendungsszenario

- Behältermanagement
- Verbrauchssteuerung
- Produktionssteuerung
- Qualitätssicherung
- Nacharbeitssteuerung
- JIS-Steuerung
- Fahrzeugdistribution
- ...

Erfassungsobjekt	Außenspiegel
Anwendungsbereich	Zulieferer, LDL, OEM
Sonst. Beschreibung z. B. erwartete Effekte (Nutzen und Aufwände)	Reduzierung der Lagerfläche, Vermeidung von Sondertransporten, Vermeidung von Falschbearbeitung

Effekte des Szenarios

Mengenszenarios		1.	2.	3.		
		Name	<i>pessimistisch (P)</i>	<i>realistisch (R)</i>	<i>optimistisch (O)</i>	
Material (M)	Einheit					
	Produkt	Stahl	kg	1.340	1.470	1.600
		Aluminium	kg	0	0	0
		Kunststoff	kg	0	0	0
	Dokumentation	Papier	Blatt	0	0	0
		Stahl	St.	0	0	0
	Behälter	Kunststoff	St.	0	0	0
Einheit						
Energie (E)	Transport	LKW	tkm	90.000	135.000	155.000
		Gabelstapler (elektr.)	h	0	0	0
	Produktion	Elektr. Energie	kWh	1.240	1.500	1.760
RFID-System (A)	Einheit					
	Equipment	Smart Label	St.	200.000	200.000	200.000
		Bar Tag	St.	1.800	1.500	1.200
		Disk Transponder	St.	0	0	0
		Gate	St.	3	3	3
		Handheld	St.	6	6	6
		PC/Bildschirm	St.	0	0	0

Abb. 5.4: Beschreibung von Anwendungsszenarios (Beispiel)

5.2.4 Auswahl der Wirkungskategorien

5.2.4.1 Berechnung des Anwendungsszenarios

Zur Auswahl der relevanten Wirkungskategorien muss die Umweltwirkung in verschiedenen Kategorien bestimmt werden. Auf dieser Basis erfolgt anschließend die Auswahl der in der Detailbewertung zu verwendenden Wirkungskategorien. Diese wird dabei durch drei Prämissen bestimmt:

- P1 Eingrenzung der Methoden der Wirkungsabschätzung auf Basis allgemein anerkannter, unternehmensexterner Empfehlungen
- P2 Nutzung von Softwarewerkzeugen zur Unterstützung der Erstellung der Ökobilanzstudie
- P3 Verwendung eines Normierungsansatzes als Grundlage der Auswahl

Die genannten Prämissen sowie das daraus resultierende Vorgehen zur Auswahl der Methoden der Wirkungsabschätzung werden im Folgenden erläutert und begründet. Die Vorauswahl von Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodellen entsprechend P1, P2 und P3 muss einmal durchlaufen werden und kann anschließend für mehrere Bewertungsfälle herangezogen werden. Jedoch sollte die Gültigkeit der getroffenen Festlegungen und die Aktualität von Datensätzen, z. B. zur Normierung, in regelmäßigen Zeitabständen überprüft werden. Lediglich der letzte Teilschritt – die Berechnung des spezifischen Mengenszenarios auf Basis dieser Vorauswahl – muss folglich für jede Bewertung individuell erfolgen.

Initiale Eingrenzung (P1). Das beschriebene Vorgehen bezieht sich auf die Annahme, dass eine initiale Auswahl der Methoden der Wirkungsabschätzung erfolgt. Das heißt, es existiert bisher keine unternehmensspezifische Richtlinie, welche Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle für eine Ressourceneffizienzbewertung herangezogen werden sollen¹⁵. Entsprechend den normativen Anforderungen (s. Abschnitt 5.2.1.1) sollen die auszuwählenden Methoden der Wirkungsabschätzung international anerkannt und eine nachgewiesene Qualität der Ausarbeitung haben. Die Erfüllung dieser Kriterien wird nur für wenige Charakterisierungsfaktoren, wie das Ozonabbaupotential und die Klimawirkung, als gegeben angesehen (HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 684).

¹⁵ Sollten Vorgaben bzgl. zu verwendender Methoden der Wirkungsabschätzung vorhanden sein, sind diese entsprechend auf die in Abschnitt 5.2.1 aufgeführten Anforderungen zu prüfen, sofern dies nicht bereits bei der Erstellung der Vorgabe erfolgt ist. Des Weiteren muss die Kompatibilität mit P2 und P3 für die enthaltenen Methoden der Wirkungsabschätzung gegeben sein.

Trotz alledem bestehen Empfehlungen außerhalb der Vorgaben der ISO-Norm zur Verwendung bestimmter Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle, die für die RFID-Bewertung herangezogen werden können. Institutionen, wie das UBA (SCHMITZ & PAULINI 1999, S. 13) oder die EPA (CURRAN 2006, S. 50) führen relevante Wirkungskategorien auf, konkrete Charakterisierungsmodelle werden jedoch nicht genannt. Konkreter sind die Empfehlungen des vom Joint Research Centre der Europäischen Kommission herausgegebenen ILCD-Handbuchs (EC 2010c, S. 109). Hier werden Wirkungskategorien genannt, deren Relevanz standardmäßig für jede Ökobilanz geprüft werden sollen. Die Auflistung enthält sowohl Wirkungskategorien der endpoint-Ebene als auch der midpoint-Ebene. Des Weiteren wurde die Eignung von mehr als 150 Charakterisierungsmodellen zur Wirkungsabschätzung untersucht und das beste verfügbare Modell für die als relevant angesehenen Wirkungskategorien identifiziert. Kriterien hierbei waren Vollständigkeit, Umweltrelevanz, wissenschaftliche Robustheit, Dokumentation und Transparenz sowie die Anwendbarkeit. Die Analyse zeigt auf, dass die meisten Modelle der endpoint-Modellierung derzeit nicht zur Anwendung empfohlen werden. Unter den midpoint-Modellen wurde lediglich zu einer der 15 berücksichtigten Wirkungskategorien, der Auswirkung ionisierender Strahlung auf Ökosysteme, kein empfehlenswertes Modell identifiziert (HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 687 ff.). Die Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze soll daher grundsätzlich auf Basis empfohlener Modelle der midpoint-Wirkungskategorien durchgeführt werden. Die Ergänzung weiterer Wirkungskategorien muss auf Basis der individuellen Zielstellung der Bewertung geprüft werden.

Software (P2). Eine weitere Prämisse stellt die Verfügbarkeit der Unterstützung durch Softwarewerkzeuge dar, damit die Praktikabilität des Vorgehens gesichert ist. Softwarewerkzeuge zur Ökobilanzierung unterstützen das Vorgehen zur Wirkungsabschätzung, indem die Klassifizierung und Charakterisierung der Sachbilanzergebnisse auf Basis hinterlegter Charakterisierungsmodelle automatisiert durchgeführt wird. Die Nutzung in der Software hinterlegter Methoden der Wirkungsabschätzung reduziert somit erheblich den Aufwand für die Durchführung der Ökobilanzstudie (STRANDDORF ET AL. 2004, S. 37 f.). Es ist folglich abzuwägen, inwieweit die Verwendung empfohlener Wirkungskategorien, die jedoch nicht im zur Verfügung stehenden Softwarewerkzeug enthaltenen sind, die Aussagekraft der Studie steigern und den erhöhten Berechnungsaufwand rechtfertigen. Kommerzielle Programme, wie z. B. Simapro, Gabi oder Umberto, enthalten i. d. R. eine Vielzahl von Charakterisierungsmodellen. Hierbei eingeschlossen sind auch die ILCD-empfohlenen Modelle.

Normierung (P3). Sowohl das UBA (SCHMITZ & PAULINI 1999, S. 11 ff.) als auch die Europäische Kommission (EC 2013, S. 49) empfehlen die Normierung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zur Ermittlung der Signifikanz der Ergebnisse einzelner Wirkungskategorien bzw. als Grundlage, um eine Ordnung der Ergebnisse herzustellen. Die Voraussetzung für die Normierung der Wirkungsindikatorwerte ist die Verfügbarkeit von Datensätzen mit einer geeigneten Normierungsbasis. Diese muss exakt den Indikator behandeln, den das Charakterisierungsmodell ermittelt. Ebenso muss ein geografischer Bezugspunkt der Umweltwirkung bestimmt werden (EC 2010c, S. 113). Aus der wissenschaftlichen Perspektive wird ein globales Referenzsystem als am meisten geeignet angesehen (SLEESWIJK ET AL. 2008, S. 228). Enthält die Ökobilanzierungssoftware keine geeignete Normierungsbasis, ist diese bei Bedarf aus anderen Quellen zu ergänzen (z. B. LAURENT ET AL. 2013; SLEESWIJK ET AL. 2008).

Tabelle 5.1 zeigt die auf Basis der Prämissen P1, P2 und P3 ausgewählten Methoden der Wirkungsabschätzung für die Bewertung des RFID-Einsatzes sowie die jeweilige Normierungsbasis. Im Rahmen des von der Europäischen Kommission initiierten Prozesses zur Erstellung von Richtlinien, welche die ISO-Normen zur Ökobilanzierung ergänzen, wurden relevante Wirkungskategorien erarbeitet sowie die hierzu zugehörigen besten Charakterisierungsmodelle identifiziert (HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 688; EC 2010a). Als Normierungsbasis wurden die in LAURENT ET AL. (2013, S. 46 ff.) aufgeführten globalen Bezugsgrößen gewählt¹⁶. Bis auf die Wirkungskategorien der Ionisierungsstrahlung (Ökosysteme) und die Landnutzung sind alle Charakterisierungsmodelle in der in dieser Arbeit genutzten Ökobilanzierungssoftware integriert¹⁷.

Die ausgewählten Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle stellen die Grundlage für eine szenariospezifische Auswahl der Wirkungskategorien dar. Für die im ersten Schritt des Vorgehens ermittelten Mengenszenarios der spezifischen RFID-Anwendung muss nun mithilfe der ausgewählten Charakterisierungsmodelle die Umweltwirkung in den einzelnen Wirkungskategorien berechnet werden.

¹⁶ Neben den im Projekt Prosuite globalen Datensätzen zur Normierung finden sich auch in EC (2014) Daten zur Normierung auf EU-Basis für die Erstellung von sog. Product Environmental Footprint-(PEF)-Studien. Umgerechnet auf eine einzelne Person sind die Abweichungen bei 13 von 15 Wirkungskategorien nicht größer als Faktor 2. Auffällig große Abweichungen bestehen bei der Wirkungskategorie der Wassernutzung, wobei hier auch ein Einheitenfehler vermutet wird (KUPFER 2014). Aus o. g. Gründen wird daher die globale Referenz angewendet.

¹⁷ In dieser Arbeit wird die Software Gabi in der Version 6.4 von PE International verwendet. Die Spalte der Angaben zur Softwareunterstützung in Tabelle 5.1 beziehen sich ebenso auf diese spezifische Ökobilanzierungssoftware.

Tabelle 5.1: Ausgewählte Methoden der Wirkungsabschätzung sowie zugehörige Normierungsbasen (vgl. HAUSCHILD ET AL. 2013, S. 688; LAURENT ET AL. 2013, S. 46 ff.)

Wirkungskategorie	Charakterisierung/Normierung	Einheit/Bezug	SW
Klimawandel	CM: IPCC, 100 Jahre NB: $8,10 \cdot 10^3$	kg CO ₂ eq 2010	●
Ozonabbau	CM: WMO, ODP NB: $4,14 \cdot 10^{-2}$	kg CFC-11eq 2010	●
Humantoxizität (karzinogen)	CM: USEtox NB: $5,42 \cdot 10^{-5}$	Anz. Fälle 2010	●
Humantoxizität (nicht karzinogen)	CM: USEtox NB: $1,10 \cdot 10^{-3}$	Anz. Fälle 2010	●
Auswirkung anorg. Substanzen auf die Atemwege	CM: HUMBERT (2009) NB: 2,76	kg PM2.5eq 2000	●
Ionisierungsstrahlung (menschl. Gesundheit)	CM: ReCiPe, DREICER ET AL. (1995) NB: $1,33 \cdot 10^3$	kBq U ²³⁵ eq 2000	●
Ionisierungsstrahlung (Ökosysteme)	CM: GARNIER-LAPLACE ET AL. (2009) NB: -	CTU _e -	○
Photochemische Ozonbildung	CM: ReCiPe, LOTUS-EUROS NB: $5,76 \cdot 10^1$	kg NMVOCeq 2000	●
Versauerung	CM: Accum. Exceedance NB: $4,96 \cdot 10^1$	mol H ⁺ eq 2000	●
Eutrophierung (terrestrisch)	CM: Accum. Exceedance NB: $1,15 \cdot 10^2$	mol Neq 2000	●
Eutrophierung (Frishwasser)	CM: ReCiPe, EUTREND NB: $6,20 \cdot 10^{-1}$	kg Peq 2000	●
Eutrophierung (Salzwasser)	CM: ReCiPe, EUTREND NB: 9,38	kg Neq 2000	●
Ökotoxizität (Frishwasser)	CM: USEtox NB: $6,65 \cdot 10^2$	PAF m ³ d 2010	●
Landnutzung	CM: Soil organic matter NB: $2,36 \cdot 10^5$	kg C 2000	○
Wassernutzung	CM: Ökologische Knappheit NB: $1,11 \cdot 10^3$	m ³ 2010	●
Ressourcenabbau (mineralisch, fossil)	CM: CML 2002 NB: $3,13 \cdot 10^{-1}$	kg Sbeq 1995	●

CM Charakterisierungsmodell SW Integration in Ökobilanzierungssoftware
 NB Normierungsbasis, global [Indikatoreinheit pro Jahr und Person]
 ○ Kriterium nicht erfüllt ● Kriterium erfüllt

5.2.4.2 Ableitung einzubeziehender Wirkungskategorien

Zur Ableitung in die RFID-Bewertung einzubeziehender Wirkungskategorien muss im letzten Schritt des Vorgehens die Normierung durchgeführt werden. Hierzu muss der spezifische Beitrag der Indikatorergebnisse in den einzelnen Wirkungskategorien wie folgt ermittelt werden:

$$WI_{i,norm} = \frac{WI_i}{NB_{i,global}} \quad (5.1)$$

$WI_{i,norm}$ Spezifischer Beitrag in der Wirkungskategorie i
 WI_i Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i
 $NB_{i,global}$ Normierungsbasis der Wirkungskategorie i (global)

In Anlehnung an die Methode des UBA zur Rangbildung erfolgt anschließend eine Ordnung der normierten Wirkungsindikatorwerte entsprechend der in Tabelle 5.2 dargestellten Klassen¹⁸.

Tabelle 5.2: Klassen zur Rangordnung der spezifischen Beiträge in den Wirkungskategorien (vgl. SCHMITZ & PAULINI 1999, S. 19)

Klasse	Beitrag (qualitativ)	Beitrag (quantitativ)	
A	sehr groß	80-100%	bezogen auf den Maximalwert, $WI_{i,norm,max}$
B	groß	60-80%	
C	mittel	40-60%	
D	gering	20-40%	
E	sehr gering	0-20%	

Auf Basis der Rangfolge der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Wirkungskategorien kann schlussendlich die Auswahl der relevanten Wirkungskategorien für das betrachtete RFID-Anwendungsszenario erfolgen. Einzubeziehen sind insbesondere die Klassen der Wirkungskategorien mit einem großen oder sehr großen Beitrag. Stellt die Erhebung der detaillierten Sachbilanzdaten für alle Wirkungskategorien keinen Mehraufwand dar, so kann zumindest bei der

¹⁸ Die Methode des Umweltbundesamtes bezieht in die Rangbildung neben dem spezifischen Beitrag zudem die ökologische Gefährdung und den Abstand zum angestrebten Umweltzustand ein. Aus den drei Indikatoren wird insgesamt die sog. ökologische Priorität ermittelt (SCHMITZ & PAULINI 1999, S. 15). Hiermit werden individuelle Werthaltungen in die Methode eingebracht. Zudem beruhen die Bewertungen der Wirkungskategorien in den Kriterien der ökologische Gefährdung und dem Abstand zum angestrebten Umweltzustand auf Annahmen zum Zeitpunkt der Entwicklung der Methodik, deren Aktualität nicht mehr gegeben ist. Deswegen werden diese in der hier vorgestellten Methode nicht einbezogen.

Auswertung der Ökobilanzstudie ein Schwerpunkt auf die Wirkungskategorien mit einem hohen Beitrag gelegt werden. Durch die Betrachtung mehrerer RFID-Anwendungsszenarios können mithilfe des vorgestellten Vorgehens eine Grobabschätzung der Umweltwirkung der Szenarios erfolgen und Szenarios anhand eines Abgleichs mit der ökologischen Zielstellung des Unternehmens für die weitere Bewertung und Umsetzung ausgewählt werden. Der Aufbau verschiedener Referenzszenarios hat zudem den Vorteil, dass bei einer hohen Übereinstimmung des Bewertungsfalls mit einem der Referenzfallstudien die Grobbewertung und Auswahl der Wirkungskategorien nicht für jede Bewertung wiederholt werden muss.

5.3 Berücksichtigung von Unsicherheiten

5.3.1 Definitionen

Die Durchführung einer Ökobilanzstudie ist in der Regel mit Unsicherheiten verbunden. Eine begriffliche Abgrenzung der Unsicherheit vom Begriff der Sicherheit lässt sich dabei anhand entscheidungstheoretischer Ansätze nachvollziehen. Liegen Informationen vor, auf Basis derer das Eintreten eines bestimmten Zustands als gewiss angenommen wird, spricht man von einer Entscheidung unter Sicherheit. Können mehrere Zustände eintreten, liegt eine unsichere Entscheidungssituation vor. In Abhängigkeit davon, ob die Eintrittswahrscheinlichkeiten dieser Zustände bekannt oder unbekannt sind, spricht man zudem von Entscheidungen bei Risiko oder bei Ungewissheit (KNIGHT 1921, S. 20 ff.; ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 4)¹⁹. Abbildung 5.5 veranschaulicht diese Relation.

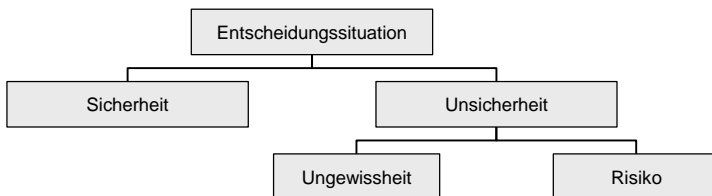


Abb. 5.5: Abgrenzung des Unsicherheitsbegriffs (in Anlehnung an KREBS 2011, S. 19)

¹⁹ Die Bezeichnungen *Unsicherheit* und *Ungewissheit* werden uneinheitlich in der Literatur als Oberbegriff für nicht sichere Entscheidungssituationen verwendet. Als Unterbegriff neben Situationen des Risikos steht dann der jeweils verbleibende Begriff (ENDRES 2007).

Wie in Abschnitt 2.2.1.3 beschrieben, können Unsicherheiten von Daten und Modellen in allen Phasen der Ökobilanzierung auftreten (HERRMANN 2010, S. 165). Die DIN 14040 (2006) bzw. DIN 14044 (2006) enthält in diesem Kontext zwei relevante Begriffsbestimmungen. Die Fehlerabschätzung wird als „[...] systematisches Verfahren zur Quantifizierung der Unsicherheiten in den Ergebnissen der Sachbilanz [...]“ beschrieben (DIN 14040 2006, S. 12). Die Datenqualität wiederum wird als „Eigenschaften von Daten in Bezug auf ihre Eignung, festgelegte Anforderungen zu erfüllen“ definiert (DIN 14040 2006, S. 10). Referenzen zu den oben genannten Begriffen sind zudem in der Detaillierung aller vier Schritte einer Ökobilanz enthalten. Die Wichtigkeit zur Bewertung von Datenqualität und Unsicherheiten wird zudem in zahlreichen Quellen in der Literatur beschrieben (u. a. BARNTHOUSE ET AL. 1998, S. 90; CONSOLI 1993, S. 14). Trotzdem erfolgt oftmals keine Berücksichtigung von Unsicherheiten bei der Durchführung von Ökobilanzstudien (u. a. FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14; HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004, S. 1). Im folgenden Abschnitt wird daher ein umfassendes Vorgehen zur Bewertung von Unsicherheiten bei der Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze vorgestellt. Abschnitt 5.3.2 beschreibt hierfür zunächst die Art auftretender Unsicherheiten und stellt Methoden zur Berücksichtigung dieser Unsicherheitsarten vor. Anschließend werden diese in ein strukturiertes Vorgehensmodell eingeordnet (s. Abschnitt 5.3.3). Die Abschnitte 5.3.4 bis 5.3.7 erläutern die Schritte des Vorgehensmodells detailliert.

5.3.2 Unsicherheiten in Ökobilanzen

5.3.2.1 Arten der Unsicherheiten

Allgemein können drei Arten der Unsicherheiten unterschieden werden (FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14; HUIJBREGTS ET AL. 2001, S. 14): Parameterunsicherheit, Modellunsicherheit und Unsicherheit von Entscheidungen (s. Abb. 5.6). Diese sollen im Folgenden erläutert und ihre Relevanz für die Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze aufgezeigt werden.

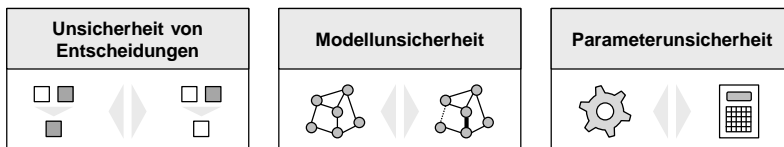


Abb. 5.6: Quellen der Unsicherheit in Ökobilanzen

Unsicherheit von Entscheidungen. Mit der Durchführung einer Ökobilanzstudie ist eine Vielzahl von Entscheidungen verbunden (BJÖRKLUND 2002, S. 65), die der Bewerter insbesondere in der ersten Phase der Ökobilanz, der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, treffen muss. Sobald mehr als eine zulässige Auswahlmöglichkeit als Basis der Entscheidung existiert, kann sowohl Subjektivität als auch Inkonsistenz zu Unsicherheiten bei Entscheidungen führen (s. Abb. 5.7).

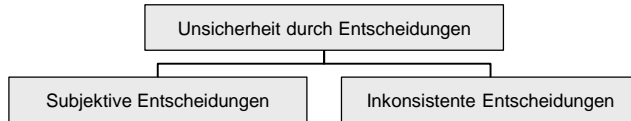


Abb. 5.7: Unsicherheit durch Entscheidungen

Im ersten Schritt der Bewertung (vgl. Abschnitt 4.1.2) müssen für den Anwendungsfall individuell die Systemgrenze und die funktionelle Einheit festgesetzt und Wirkungskategorien für die Bewertung ausgewählt werden. Die Auswahl von Gewichtungsansätzen in der Wirkungsabschätzung unterliegt der Subjektivität des Entscheiders (VAN DER VOET, ET AL. 2009, S. 38; KNIEL ET AL. 1996, S. 226). Auf Konsistenz, z. B. bei der Anwendung von Allokationsverfahren, muss sowohl innerhalb einer Ökobilanzstudie als auch bei vergleichenden Ökobilanzen zwischen den Alternativen geachtet werden (vgl. FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14).

Modellunsicherheit. Neben der Unsicherheit von Entscheidungen beeinflussen zudem Fehler bei der Auswahl oder Bildung von Modellen die Qualität der Ergebnisse der Ökobilanzstudie. Ein Modell kann definiert werden als die „zweckorientierte, relationseindeutige Abbildung der Realität (GOHOUT 2009, S. 4)“. Folglich können Unsicherheiten insbesondere bei der Abbildung von Beziehungen im Modell entstehen. Im Kontext der Ökobilanzierung können daher grundsätzlich zwei Quellen der Modellunsicherheit identifiziert werden: Fehlende oder fehlerhafte Beziehungen (s. Abb. 5.8).

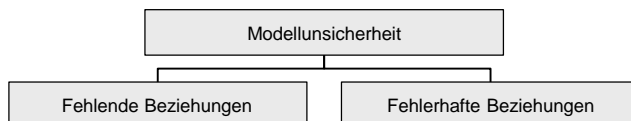


Abb. 5.8: Quellen für Modellunsicherheit

Fehlende Beziehungen können bei der Bewertung von RFID-Systemen bspw. auftreten, wenn bestimmte Prozessabschnitte bei der Erstellung des Prozessmo-

dells nicht berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 4.1.2). Fehlerhafte Beziehungen verfälschen die Ergebnisdaten der Bewertung ebenfalls. Beispiele hierfür sind die Unterstellung linearer Abhängigkeiten bei der Berechnung von Nutzen und Aufwänden des RFID-Einsatzes, ebenso wie bei der Zuordnung der Charakterisierungsfaktoren zur Ermittlung der Umweltwirkung. Diese stammen zudem aus Modellen, die möglicherweise selbst weiteren Unsicherheiten unterliegen (vgl. FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14; HUIJBREGTS ET AL. 2001, S. 17).

Parameterunsicherheit. Die Parameterunsicherheit kann als die Abweichung einer ermittelten Größe von ihrer tatsächlichen Größe definiert werden (vgl. FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 14). Diese Diskrepanz ergibt sich bei der Ressourceneffizienzbewertung aus den spezifischen Charakteristika des jeweiligen Datensatzes. Eine Datenerhebung findet dabei sowohl in der Phase der Sachbilanz als auch in der Wirkungsabschätzung statt. Mit jedem Datensatz sind dabei folgende Metainformationen verknüpft, welche wiederum die Parameterunsicherheit beeinflussen können:

1. *Datenquellen:* Grundsätzlich wird zwischen Primär- und Sekundärdaten unterschieden. Primärdaten sind für den Bewertungsfall spezifische, u. a. aus Messungen, Simulation oder Schätzungen gewonnene Daten, auf deren Erhebung der Ersteller der Bewertung u. U. sogar direkten Einfluss hat. Sekundärdaten werden dagegen nicht direkt für den Zweck der Ökobilanzstudie erhoben. Quellen sind z. B. Datenbanken, Literaturquellen, Patente, Produktdatenblätter, Regierungsberichte oder Lieferantendaten (CURRAN 2006, S. 23; BAKST ET AL. 1995, S. 2-4).
2. *Datentypen:* Der Datentyp gibt unabhängig von der Datenquelle die Methode der Erhebung an. Erhebungsmethoden sind u. a. Messungen, Modellierungen, Berechnungen, Stichproben und Schätzungen (BAKST ET AL. 1995, S. 2-5).
3. *Aggregationsgrad:* Daten können als Punktwerte oder als aggregierte Datensätze vorliegen. Der Aggregationsgrad gibt folglich an, inwieweit Daten zu Durchschnittswerten zusammengefasst oder normiert wurden (BAKST ET AL. 1995, S. 2-6 f.).
4. *Ortsbezug:* Der Ortsbezug gibt den Ort der Erhebung der Daten bzw. die geographische Gültigkeit des Datensatzes an (EC 2010a, S. 128).
5. *Technologiebezug:* Der Technologiebezug des Datensatzes beschreibt die technischen Charakteristika des Prozesses bzw. des resultierenden Produktes (EC 2010a, S. 123 f.).
6. *Zeitbezug:* Mit dem Technologiebezug eng verknüpft ist der Zeitbezug des Datensatzes, da sich Technologien wie auch die Umwelt mit der

Zeit verändern. Der Zeitbezug gibt folglich das Alter des Datensatzes an (EC 2010a, S. 132).

Unsicherheiten resultieren somit zum einen daraus, dass für einzelne Nutzen bzw. Aufwände keine Daten verfügbar sind, bzw. diese nur mit sehr großem Aufwand zu erheben sind. Dies kann z. B. die Ökobilanzierung technischer Komponenten des RFID-Systems betreffen, zu denen keine Datensätze zur Materialzusammensetzung, Fertigung und Entsorgung vorliegen. Zum anderen können bei der Erhebung von Primärdaten Fehler resultieren. Diese können systematischer oder zufälliger Art sein. Systematische Fehler, die im Gegensatz zu zufälligen Fehlern reproduzierbar sind, liegen bspw. vor, wenn ein Messgerät zur Energiemessung falsch kalibriert ist (BAKST ET AL. 1995, S. 4-9 f.). In Ermangelung der Möglichkeit zur Erhebung von Primärdaten kann es erforderlich sein, Sekundärdatensätze mit eingeschränkter Repräsentativität geographischer, technologischer oder zeitlicher Art zu verwenden. Schätzungen sind grundsätzlich mit Unsicherheiten verbunden. Prozesse in der Natur können zudem einer natürlichen Schwankung unterliegen. Dies wird im Gegensatz zur Unsicherheit als Variabilität bezeichnet (BJÖRKLUND 2002, S. 64). Abbildung 5.9 fasst die Quellen der Parameterunsicherheit zusammen.

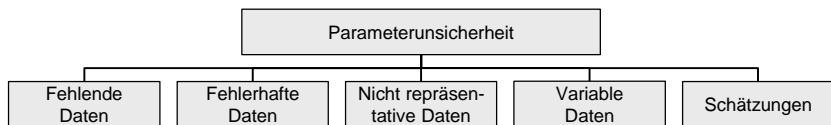


Abb. 5.9: Quellen für Parameterunsicherheit

5.3.2.2 Ansätze zur Berücksichtigung von Unsicherheiten

Auch wenn die Bewertung von Unsicherheiten noch keinen Standard bei der Erstellung einer Ökobilanzstudie darstellt (HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004, S. 1), wurden hierzu verschiedene Methoden und ihre Anwendung im Kontext der Ökobilanz diskutiert. Häufig genannte Ansätze sind hierbei klassische Statistik, Bayes-Statistik, Monte-Carlo-Simulation, Fuzzy-Set-Theorie, Parametervariation und Szenarioanalysen (HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004, S. 4; FINNVEDEN ET AL. 2009, S. 15; PENNINGTON ET AL. 2004, S. 727; HUIJBREGTS 2001, S. 130).

Grundsätzlich lässt sich das Ziel der Berücksichtigung von Unsicherheiten der Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze wie folgt formulieren: Die Einbringung von Unsicherheiten in die Bewertung ist bereits bei der Erstellung der Ökobilanz zu vermeiden. Ist dies nicht möglich, z. B. aufgrund einer begrenzten Datenverfügbarkeit, sind diese Unsicherheiten

aufzuzeigen. Dabei wird nach Möglichkeit eine quantitative Bewertung der Unsicherheiten angestrebt. Entscheidungen und genutzte Modelle, z. B. Charakterisierungsmodelle, sind transparent darzustellen. Insgesamt soll so die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse sichergestellt werden. Im Folgenden werden daher Methoden zur Berücksichtigung von Unsicherheiten hinsichtlich ihrer Eignung zur Erfüllung dieser Zielstellung bewertet (s. Tab. 5.3). Dabei wird insbesondere auf die für die Anwendung im Rahmen der Ökobilanz spezifischen Aspekte eingegangen. Für eine detaillierte Beschreibung der Verfahren wird auf die relevante Literatur verwiesen.

Tabelle 5.3: Bewertung der Methoden zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in Ökobilanzen

Ansätze	Parameter-unsicherheit		Modell-unsicherheit		Unsicherheit d. Entscheidung	
	V	Q	V	Q	V	Q
Messung, Recherche	◐	●	◐	●	◐	○
Expertenwissen	◐	●	◐	●	◐	●
Standardisierung	◐	○	◐	○	◐	○
Klassische Statistik	○	●	○	○	○	○
Bayessche Statistik	○	●	○	○	○	○
Fuzzy-Set-Theorie	○	●	○	○	○	○
Faustregeln	○	●	○	○	○	○
Qualitätsindikatoren	○	●	○	○	○	○
Fehlerfortpflanzung (analytisch)	○	●	○	○	○	○
Monte-Carlo-Simulation	○	●	○	○	○	○
Latin-Hypercube-Simulation	○	●	○	○	○	○
Sensitivitätsanalyse	○	●	○	●	○	●
Uncertainty Importance Analysis	○	●	○	○	○	○

V	Vermeidung v. Unsicherheiten	○	Kriterium nicht erfüllt
Q	Quantifizierung v. Unsicherheiten	◐	Kriterium teilweise erfüllt
		●	Kriterium erfüllt

Messungen, Versuche und Literaturrecherchen können einerseits dabei unterstützen, Unsicherheiten zu vermeiden, indem eine breitere Datenbasis geschaffen

wird, auf der die Berechnungen der Ökobilanz basieren. Andererseits können mithilfe der gewonnenen Erkenntnisse, z. B. in Kombination mit einer stochastischen Modellierung, Unsicherheiten quantifiziert werden (HUIJBREGTS 2001, S. 17).

Expertenwissen kann eingesetzt werden, wenn eine statistische Analyse der Unsicherheiten nicht mehr möglich ist (BJÖRKLUND 2002, S. 68). Sowohl bei der Schätzung von Parametern, der Bildung von Modellen als auch bei grundsätzlichen Entscheidungen innerhalb des Verfahrens der Ökobilanzierung kann es dazu beitragen, Fehler zu vermeiden.

Die *Standardisierung* der Datenerhebung, der Modellerstellung und der Entscheidungsfindung steigert insbesondere die Konsistenz und die Nachvollziehbarkeit der Ökobilanzstudie. Die Erstellung eines Datenerhebungsplans kann z. B. zur Reduzierung systematischer Fehler der Datenbasis beitragen (BAKST ET AL. 1995, S. 4-10). Die Standardisierung von Entscheidungsverfahren reduziert inkonsistente und subjektive Entscheidungen (HUIJBREGTS 2001, S. 18).

Während Messungen, Expertenwissen und Standardisierung primär zur Reduzierung von Unsicherheiten in Ökobilanzen beitragen, dienen die im Folgenden beschriebenen Ansätze der Quantifizierung von Unsicherheiten.

Methoden der klassischen Statistik, der Bayes-Statistik wie auch der Fuzzy-Set-Theorie unterstützen dabei, unsichere Parameter zu quantifizieren. Die *klassische Statistik* (s. u. a. TSCHIRK 2014, CAPUTO ET AL. 2009) modelliert unsichere Parameter mithilfe von Häufigkeitsverteilungen, welche die Häufigkeit des Auftretens eines spezifischen Wertes eines Parameters ausdrücken (BAKST ET AL. 1995, S. 4-11). Sie stellt den originären Ansatz zur quantitativen Berücksichtigung von Unsicherheiten in Ökobilanzen dar (BJÖRKLUND 2002, S. 71). Können die Wahrscheinlichkeitsverteilungen nicht aus Stichproben bzw. Messungen ermittelt werden, stellt die *bayessche Statistik* (s. u. a. TSCHIRK 2014, KOCH 1999) ein probates Mittel dar, indem die Wahrscheinlichkeit von Aussagen, z. B. von Expertenmeinungen, die aufgrund von Wissenslücken entstehen, bewertet wird (LO ET AL. 2005, S. 24). Die *Fuzzy-Set-Theorie* (s. u. a. KREBS 2011, KOCH 1999) transformiert qualitative Aussagen mithilfe von Zugehörigkeitsfunktionen in quantitative Größen, wobei im Gegensatz zu Zahlenwerten in der klassischen Mengenlehre eine linguistische Variable durch die Definition verschiedener Zugehörigkeitswerte zu mehreren Mengen gehören kann (KREBS 2011, S. 41 ff.). Die zugrundeliegende Herausforderung aller drei genannten Verfahren stellt immer die Ermittlung der Häufigkeitsverteilungen, Wahrscheinlichkeitswerte bzw. Zugehörigkeitsfunktionen für bestimmte Parameter und der dafür erforderliche Aufwand dar.

Des Weiteren existieren einige ökobilanzspezifische Ansätze zur Quantifizierung von Unsicherheiten. Die sog. *Faustregeln* (engl.: rules of thumb) können eingesetzt werden, wenn keine spezifischen Daten zu Unsicherheiten vorliegen

(BJÖRKLUND 2002, S. 69). FINNVEDEN & LINDFORS (1998) und HANSEN & ASBJORNSEN (1996) leiten hierzu aus Fallstudien generische Schwankungsintervalle ab. Auch wenn die Anwendung der Faustregeln einfach ist, kann die Übereinstimmung mit dem Unsicherheitswert im spezifischen Anwendungsfall kritisch gesehen werden. WEIDEMA & WESNÆS (1996) entwickelten *Qualitätsindikatoren*, welche sich aus der sog. „Pedigree“-Matrix (dt. Herkunftsmatrix) ergibt. Anhand der Matrix, die aus den Kriterien Zuverlässigkeit, Vollständigkeit sowie zeitlicher, örtlicher und technologischer Bezug besteht, kann die Datenqualität bewertet und die Standardabweichung eines Parameters ermittelt werden (WEIDEMA & WESNÆS 1996, S. 169). Die Pedigree-Matrix wurde als Werkzeug zur Bewertung der Datenqualität in dieecoinvent-Datenbank integriert (FRISCHKNECHT ET AL. 2007, S. 43).

Neben der Erfassung von Unsicherheiten einzelner Parameter, kann mithilfe von Berechnungen der *Fehlerfortpflanzung* die Auswirkung auf das Endergebnis ermittelt werden. Analytische Methoden zur Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung systematischer und zufälliger Fehler sind u. a. die Taylorreihenentwicklung und die Methode nach Gauß (CIROTH 2001, S. 4 ff.; BAKST ET AL. 1995, S. 4-14 ff.). Verfahren wie die *Monte-Carlo-Simulation* (KALOS & WHITLOCK 1986; SOBOL 1974) oder die intervallbasierte *Latin-Hypercube-Simulation* (HUIJBREGTS 2001, S. 16 f.; VOSE 2008, S. 59 ff.) berechnen dagegen den Fehler nicht direkt, sondern simulieren das Systemverhalten auf Basis zufallsverteilter Eingangsgrößen (CIROTH 2001, S. 9 ff.).

Zur Analyse der Auswirkungen bei Veränderungen von Parametern oder des Bewertungsrahmens (Modelle, Entscheidungen) kann eine *Sensitivitätsanalyse* durchgeführt werden. Die Szenarioanalyse stellt eine Form der Sensitivitätsanalyse dar, mit der u. a. die Auswirkungen unterschiedlicher Entscheidungen oder Modellannahmen geprüft werden können (HUIJBREGTS 2001, S. 18). Weitere Arten der Sensitivitätsanalyse sind bei BJÖRKLUND (2002, S. 67) aufgeführt. Werden Parameter in einem bekannten Unsicherheitsbereich variiert, spricht man auch von einer *Uncertainty Importance Analysis* (BJÖRKLUND 2002, S. 66).

Insgesamt ist anzumerken, dass bei einer hohen Entscheidungs- bzw. Modellunsicherheit die Ergebnisse der Analyse der Parameterunsicherheit nur eingeschränkt aussagekräftig sein können, da eine Veränderung von Modellen oder Entscheidungen zu wesentlichen Änderungen bei einzelnen Parameterwerten führen kann (vgl. HUIJBREGTS 2001, S. 17 f.). Es muss somit immer eine ganzheitliche Unsicherheitsbetrachtung erfolgen. Festlegungen, welche die Entscheidungs- und Modellunsicherheit betreffen, werden zudem primär in der ersten Phase der Ökobilanz getroffen, während die Parameterunsicherheit insbesondere bei der Datenerhebung in der Sachbilanz und der Charakterisierung in der Wirkungsabschätzung von Relevanz ist.

5.3.3 Übersicht über das Vorgehensmodell

Die vorgestellten Methoden zur Berücksichtigung von Unsicherheiten im Rahmen einer Ökobilanz sollen im Folgenden zu einem Vorgehensmodell zusammengefasst werden, das für die Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze angewendet werden kann. Im Gegensatz zu bestehenden Vorgehensmodellen zur Unsicherheitsbewertung und zur Bewertung der Datenqualität (BAKST ET AL. 1995, S. 3-4; MAURICE ET AL. 2000, S. 96), die eine eigene Vorgehensstruktur vorsehen, sollen die Schritte des Vorgehensmodells eindeutig den Schritten der Ökobilanz bzw. der daraus abgeleiteten RFID-Bewertungsmethode zugeordnet werden. Durch die Beschreibung eines Standardvorgehens, das in die Erstellung der Ökobilanz integriert ist, wird der Aufwand zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung reduziert und die Konsistenz und Nachvollziehbarkeit von Entscheidungen erhöht (s. Abschnitt 5.3.2.2). Das Vorgehensmodell enthält neben den Ablaufbeschreibungen zur Datenerfassung und Unsicherheitsbewertung auch Werkzeuge zur Dokumentation von Daten und Entscheidungen (s. Abb. 5.10).

Im *ersten Schritt (Festlegung des Bewertungsrahmens)* des Vorgehens zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der RFID-Bewertung müssen auch für die Berücksichtigung von Unsicherheiten Ziele und der Bewertungsrahmen definiert werden. Die Systemgrenze bestimmt den Umfang der Datenerfassung. Zusätzlich bestimmen die Qualitätsziele die Anforderungen an die Datensammlung. Die Festlegung des zeitlichen, örtlichen und technologischen Rahmens der Bewertung dient als Maßstab für die Bewertung der Repräsentativität der aufgenommenen Daten.

Im *zweiten Schritt (Datenqualität der Sachbilanz)* erfolgt die Datenaufnahme der Sachbilanzphase der Ökobilanz. Als Vorbereitung erfolgt zunächst die Planung der Datenerhebung. Anschließend müssen sowohl die zur Quantifizierung von Nutzen und Aufwänden nötigen Kennwerte erhoben werden als auch die zugehörigen Kontextinformationen, welche die Bewertung der Datenqualität ermöglichen. Zur Dokumentation der Datensätze wird ein standardisiertes Datenerhebungsblatt bereitgestellt.

Das Datenerhebungsblatt kann zudem im *dritten Schritt (Unsicherheiten in der Wirkungsabschätzung)* genutzt werden, um die für die Wirkungsabschätzung erforderlichen Daten zu dokumentieren. Dies umfasst u. a. Datenquellen, Charakterisierungsfaktoren und -modelle. Zur Ermittlung des Ergebniswerts auf Basis unsicherer Eingangsparameter und zur Risikoanalyse wird eine Monte-Carlo-Simulation durchgeführt.

Im *vierten Schritt (Auswertung und Ergebnisübersicht)* erfolgt abschließend die Datenanalyse. Bevor eine Sensitivitätsanalyse bzw. Uncertainty Importance Analysis durchgeführt wird, ist zunächst die Vollständigkeit und Konsistenz

der Daten zu prüfen. Die wichtigsten Ergebnisse der Datenqualitäts- und Unsicherheitsbewertung in der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sowie die Ergebnisse der Datenanalyse werden anschließend auf dem Ergebnisdatenblatt zusammengefasst. Im Folgenden werden die einzelnen Schritte und Werkzeuge des Vorgehensmodells detailliert beschrieben.

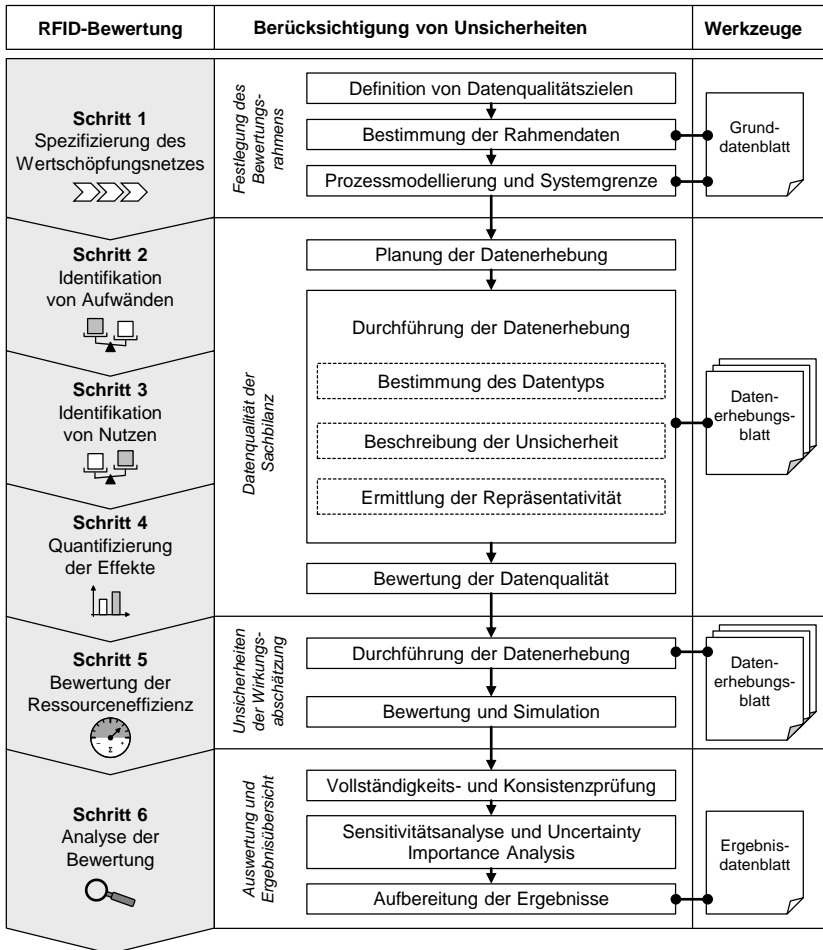


Abb. 5.10: Vorgehensmodell zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze

5.3.4 Festlegung des Bewertungsrahmens

Zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der RFID-Bewertung müssen im ersten Schritt Datenqualitätsziele festgelegt werden und die Rahmendaten identifiziert werden, auf Basis derer die Datenqualität bewertet wird. Das Prozessmodell zeigt auf, welche Daten gesammelt werden müssen und gibt z. T. Anhaltspunkte, wo die Daten beschafft werden können. Die Festlegungen der ersten Phase der Unsicherheitsbewertung werden im sog. Grunddatenblatt zusammengefasst (s. Abb. 5.11).

Datenqualitätsziele. Im ersten Teilschritt müssen Datenqualitätsziele bestimmt werden. In Anlehnung an BAKST ET AL. (1995, S. 3-8) sind diese definiert als quantitative oder qualitative Aussagen, welche die Eignung von Daten zur Bewertung des betrachteten RFID-Systems beschreiben. Zur Formulierung von Datenqualitätszielen nennt die DIN 14044 (2006, S. 21) mögliche Anforderungen, wie Angaben zur Schwankungsbreite, Vollständigkeit, Repräsentativität oder Reproduzierbarkeit. Die Datenqualitätsziele können zudem zu berücksichtigende Datenquellen beschreiben. Die Zulässigkeit bestimmter Datenquellen stehen insbesondere mit dem Einsatzzeitpunkt der Bewertung (s. Abb. 3.1) bzw. der angestrebten Datengenauigkeit in Relation. Die Datenqualitätsziele können während der Durchführung der Ökobilanz angepasst werden (JENSEN ET AL. 1998, S. 55). Dies ist entsprechend zu dokumentieren.

Rahmendaten der Bewertung. Um die festgelegten Datenqualitätsziele messen zu können, ist die Angabe von Rahmendaten der Bewertung erforderlich. Diese beschreiben das reale Umfeld der Ökobilanzstudie, u. a. den Ort, den Zeitpunkt sowie den Entwicklungsstand betrachteter Technologien. Sie dienen somit als Bezugsgrößen zur Messung der Erfüllung der Datenqualitätsziele. Zusätzlich sollen durch die Rahmendaten wichtige Annahmen bzw. Grundvoraussetzungen dokumentiert und transparent gemacht werden. Dies umfasst die funktionelle Einheit, Abschneidekriterien, Allokationsverfahren oder zu verwendende Charakterisierungsmodelle und Wirkungskategorien.

Prozessmodellierung. Die Prozessmodellierung visualisiert das betrachtete RFID-System (s. Abschnitt 4.1.2). Im Kontext der Datenerhebung gibt diese Aufschluss über die Systemgrenze und wo Daten erhoben werden können. Im Einflussbereich des Unternehmens, das die Durchführung der RFID-Ressourceneffizienzbewertung anstrebt, besteht z. B. die Möglichkeit zur Erhebung von Primärdaten.

Grunddatenblatt	Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen																		
Projektverantwortlicher Allg. N.N., Abt. X Ressourceneffizienz N.N., Abt. Y	Datum 01.09.2014																		
Ziel																			
Art der Bewertung <input type="checkbox"/> Absolutbewertung <input checked="" type="checkbox"/> Differenzbewertung																			
Zielgruppe RFID-Projektconsortium, unternehmensinterne Entscheidungskreise, ...																			
Ziel der Bewertung Ressourceneffizienzbewertung eines RFID-Systems, Durchführung parallel zur Wirtschaftlichkeitsbewertung, Unterstützung der Entscheidung zur Umsetzung des Gesamtsystems oder von Teilen des Gesamtsystems, ...																			
Datenqualitätsziele Erhebung von Primärdaten für die Quantifizierung der Nutzen und Aufwände, Verwendung von Sekundärdaten für die Wirkungsabschätzung aus validen Quellen, möglichst hohe örtliche, technische und zeitliche Repräsentativität																			
Untersuchungsrahmen																			
Prozessmodell <div style="text-align: center; margin-top: 10px;"> </div>																			
Ort der Studie Deutschland																			
Zeitlicher Bezug Bewertung der Jahre 2010 bis 2013																			
Technologiestand s. zeitlicher Bezug																			
Wirkungskategorien <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td><input checked="" type="checkbox"/> Klimawandel</td> <td><input type="checkbox"/> Ozonabbau</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> Humantoxizität</td> <td><input type="checkbox"/> Versauerung</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> Eutrophierung</td> <td><input checked="" type="checkbox"/> Ökotoxizität</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> Landnutzung</td> <td><input type="checkbox"/> Lärm</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> Ressourcenabbau (Wasser)</td> <td><input type="checkbox"/> Photochem. Ozonbildung</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> ...</td> <td></td> </tr> </table>	<input checked="" type="checkbox"/> Klimawandel	<input type="checkbox"/> Ozonabbau	<input type="checkbox"/> Humantoxizität	<input type="checkbox"/> Versauerung	<input type="checkbox"/> Eutrophierung	<input checked="" type="checkbox"/> Ökotoxizität	<input type="checkbox"/> Landnutzung	<input type="checkbox"/> Lärm	<input type="checkbox"/> Ressourcenabbau (Wasser)	<input type="checkbox"/> Photochem. Ozonbildung	<input type="checkbox"/> ...		Charakterisierungsmodelle <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td><input checked="" type="checkbox"/> IPCC</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> ReCiPe</td> </tr> <tr> <td><input checked="" type="checkbox"/> USEtox</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> CML 2002</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> WMO</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> ...</td> </tr> </table>	<input checked="" type="checkbox"/> IPCC	<input type="checkbox"/> ReCiPe	<input checked="" type="checkbox"/> USEtox	<input type="checkbox"/> CML 2002	<input type="checkbox"/> WMO	<input type="checkbox"/> ...
<input checked="" type="checkbox"/> Klimawandel	<input type="checkbox"/> Ozonabbau																		
<input type="checkbox"/> Humantoxizität	<input type="checkbox"/> Versauerung																		
<input type="checkbox"/> Eutrophierung	<input checked="" type="checkbox"/> Ökotoxizität																		
<input type="checkbox"/> Landnutzung	<input type="checkbox"/> Lärm																		
<input type="checkbox"/> Ressourcenabbau (Wasser)	<input type="checkbox"/> Photochem. Ozonbildung																		
<input type="checkbox"/> ...																			
<input checked="" type="checkbox"/> IPCC																			
<input type="checkbox"/> ReCiPe																			
<input checked="" type="checkbox"/> USEtox																			
<input type="checkbox"/> CML 2002																			
<input type="checkbox"/> WMO																			
<input type="checkbox"/> ...																			

Abb. 5.11: Grunddatenblatt zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Ressourceneffizienzbewertung

5.3.5 Datenqualität der Sachbilanz

5.3.5.1 Beschreibung der Daten

Nachdem im ersten Schritt der Bewertung die Datenqualitätsziele und Rahmendaten der Bewertung definiert wurden, erfolgt im zweiten Schritt die Datenerhebung der Sachbilanz. Entsprechend dem in den Abschnitten 4.2 bis 4.4 beschriebenen Vorgehen muss die Datenerhebung zur Quantifizierung identifizierter Nutzen und Aufwände dokumentiert werden.

Zur Erfassung von Sachbilanzdaten existieren bereits mehrere Datenerhebungsblätter. Die in der DIN 14044 (2006, S. 63 f.) und VDA (2003, S. 9) aufgeführten Formate eignen sich jedoch vor allem für die Erhebung von Primärdaten für Prozesse inkl. der Erhebung aller umweltrelevanten Inputs und Outputs. Die Verwendung von Sekundärdatensätzen zur Bestimmung der Umweltwirkung und die damit einhergehende Dokumentation von Aspekten der Datenqualität ist hier nicht vorgesehen. In der allgemeinen Praxis wie auch bei der Bewertung des RFID-Einsatzes stellt die Verwendung von Sekundärdatensätzen jedoch ein gängiges Vorgehen dar, insbesondere um den Aufwand für die Durchführung der Ökobilanzstudie zu reduzieren. Für die Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze wurde daher ein eigenes Datenformat entwickelt, welches zudem einen Schwerpunkt auf die Erhebung von Datenqualitätsaspekten setzt (s. Abb. 5.12).

Ein Datensatz repräsentiert die Berechnung eines Nutzens oder Aufwands des RFID-Einsatzes. Das Datenerhebungsblatt umfasst sowohl eine qualitative Beschreibung des Effekts als auch eine quantitative in Form der Berechnungsformel. Die Werte für jedes Formelelement können wiederum aus Primär- oder Sekundärquellen ermittelt werden. Zur Quantifizierung der Umweltwirkung einer eingesparten Wegstrecke können bspw. die Daten zur Länge der Strecke aus eigenen Erhebungen stammen, die Energieverbrauchskennwerte des Transportmittels z. B. aus Datenblättern des Herstellers. Die Charakterisierungsfaktoren der ausgewählten Wirkungskategorien (CF_j) werden in der Phase der Wirkungsabschätzung zugeordnet und die Datenerhebung in vergleichbarer Weise dokumentiert (s. Abschnitt 5.3.6).

Primärdaten. Zu Primärdatensätzen muss neben der Einheit und dem quantitativen Wert erfasst werden, wie dieser erhoben wurde. Der sog. Datentyp gibt an, ob ein Wert z. B. aus einer Messung, Stichprobenerhebung oder einer Schätzung stammt (BAKST ET AL. 1995, S. 2-5). Schätzungen können grundsätzlich als Punktschätzung oder als Intervallschätzung angegeben werden (TSCHIRK 2014, S. 47). Zu Schätzwerten ist neben dem Schätzwert bzw. -intervall ein Vertrauensgrad auf einer fünfstufigen Skala anzugeben, wobei ein niedriger Wert eine sichere und ein hoher Wert eine unsichere Schätzung kennzeichnet.

Datenerhebungsblatt 1/2	Sachbilanz																																																																																																													
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 60%; padding: 5px;"> Prozessbaustein Id.-Nr. <input type="text" value="WA<sub>21</sub>"/> Bezeichnung <input type="text" value="sD1.12, Warenausgang Z1"/> </td> <td style="width: 40%; padding: 5px;"> Verantwortlicher/Datum A. Müller 15.02.2010 </td> </tr> </table>		Prozessbaustein Id.-Nr. <input type="text" value="WA<sub>21</sub>"/> Bezeichnung <input type="text" value="sD1.12, Warenausgang Z1"/>	Verantwortlicher/Datum A. Müller 15.02.2010																																																																																																											
Prozessbaustein Id.-Nr. <input type="text" value="WA<sub>21</sub>"/> Bezeichnung <input type="text" value="sD1.12, Warenausgang Z1"/>	Verantwortlicher/Datum A. Müller 15.02.2010																																																																																																													
Ressourceneffizienzeffekt <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 30%; padding: 5px;"> Art <input checked="" type="checkbox"/> Nutzen <input type="checkbox"/> Aufwand </td> <td style="width: 70%; padding: 5px;"> Kategorie <input type="text" value="Prozesstechnik"/> </td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="padding: 5px;"> Beschreibung <input type="text" value="Reduktion der Lieferdokumente durch die digitale Datenspeicherung"/> </td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="padding: 5px;"> Berechnungsformel = <input type="text" value="Anzahl Lieferungen x eingesparte Blätter Papier/Lieferungen"/> · CF₁ </td> </tr> </table>		Art <input checked="" type="checkbox"/> Nutzen <input type="checkbox"/> Aufwand	Kategorie <input type="text" value="Prozesstechnik"/>	Beschreibung <input type="text" value="Reduktion der Lieferdokumente durch die digitale Datenspeicherung"/>		Berechnungsformel = <input type="text" value="Anzahl Lieferungen x eingesparte Blätter Papier/Lieferungen"/> · CF ₁																																																																																																								
Art <input checked="" type="checkbox"/> Nutzen <input type="checkbox"/> Aufwand	Kategorie <input type="text" value="Prozesstechnik"/>																																																																																																													
Beschreibung <input type="text" value="Reduktion der Lieferdokumente durch die digitale Datenspeicherung"/>																																																																																																														
Berechnungsformel = <input type="text" value="Anzahl Lieferungen x eingesparte Blätter Papier/Lieferungen"/> · CF ₁																																																																																																														
Datenqualität LCI <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 30%;">Formelelement</th> <th style="width: 10%;">(1)</th> <th style="width: 10%;">(2)</th> <th style="width: 10%;">-</th> <th style="width: 10%;">-</th> <th style="width: 10%;">-</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Einheit</td> <td>St.</td> <td>St./Lieferung</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td rowspan="3">Datenquelle</td> <td>Art</td> <td><input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD</td> <td><input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD</td> <td><input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD</td> <td><input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD</td> </tr> <tr> <td>Name</td> <td>Planung</td> <td>Planung</td> <td>Datenblatt</td> <td>Messung</td> </tr> <tr> <td>Typ (PD)</td> <td> <input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input checked="" type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation </td> <td> <input checked="" type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation </td> <td> <input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation </td> <td> <input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation </td> </tr> <tr> <td>Punktwert</td> <td></td> <td>1</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td rowspan="4">Verteilung</td> <td><input checked="" type="checkbox"/> Normal</td> <td>μ</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td>σ</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> Rechteck</td> <td>min</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td>max</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td><input checked="" type="checkbox"/> Dreieck</td> <td>min</td> <td>85.000</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>max</td> <td>120.000</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>w</td> <td>100.000</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td>-----</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Vertrauensgrad (Primärdaten)</td> <td>hoch ↔ niedrig</td> <td>hoch ↔ niedrig</td> <td>hoch ↔ niedrig</td> <td>hoch ↔ niedrig</td> <td>hoch ↔ niedrig</td> </tr> <tr> <td></td> <td><input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5</td> <td><input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5</td> <td><input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5</td> <td><input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5</td> <td><input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5</td> </tr> <tr> <td>Qualitätsindikatoren (Sekundärdaten)</td> <td>R_z R_g R_t</td> <td>R_z R_g R_t</td> <td>R_z R_g R_t</td> <td>R_z R_g R_t</td> <td>R_z R_g R_t</td> </tr> <tr> <td></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Anmerkungen</td> <td colspan="5" style="padding: 5px;"> Daten zu Lieferungen wurden aus der Absatzplanung entnommen. Dokumentationspflichten wurden berücksichtigt und abgestimmt. </td> </tr> </tbody> </table>		Formelelement	(1)	(2)	-	-	-	Einheit	St.	St./Lieferung				Datenquelle	Art	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	Name	Planung	Planung	Datenblatt	Messung	Typ (PD)	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input checked="" type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input checked="" type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	Punktwert		1				Verteilung	<input checked="" type="checkbox"/> Normal	μ					σ				<input type="checkbox"/> Rechteck	min					max					<input checked="" type="checkbox"/> Dreieck	min	85.000					max	120.000					w	100.000				<input type="checkbox"/>	-----				Vertrauensgrad (Primärdaten)	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig		<input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	Qualitätsindikatoren (Sekundärdaten)	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t		<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Anmerkungen	Daten zu Lieferungen wurden aus der Absatzplanung entnommen. Dokumentationspflichten wurden berücksichtigt und abgestimmt.				
Formelelement	(1)	(2)	-	-	-																																																																																																									
Einheit	St.	St./Lieferung																																																																																																												
Datenquelle	Art	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD																																																																																																									
	Name	Planung	Planung	Datenblatt	Messung																																																																																																									
	Typ (PD)	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input checked="" type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input checked="" type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation																																																																																																									
Punktwert		1																																																																																																												
Verteilung	<input checked="" type="checkbox"/> Normal	μ																																																																																																												
		σ																																																																																																												
	<input type="checkbox"/> Rechteck	min																																																																																																												
		max																																																																																																												
	<input checked="" type="checkbox"/> Dreieck	min	85.000																																																																																																											
		max	120.000																																																																																																											
		w	100.000																																																																																																											
	<input type="checkbox"/>	-----																																																																																																												
Vertrauensgrad (Primärdaten)	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig	hoch ↔ niedrig																																																																																																									
	<input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5																																																																																																									
Qualitätsindikatoren (Sekundärdaten)	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t	R _z R _g R _t																																																																																																									
	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																																																																									
Anmerkungen	Daten zu Lieferungen wurden aus der Absatzplanung entnommen. Dokumentationspflichten wurden berücksichtigt und abgestimmt.																																																																																																													
PD: Primärdaten SD: Sekundärdaten R _z : zeitl. Repräsentativität R _g : geogr. Repräsentativität R _t : techn. Repräsentativität w: wahrscheinlichster Wert																																																																																																														

Abb. 5.12: Formblatt zur Datenerhebung in der Sachbilanzphase (Datenerhebungsblatt 1, Beispiel)

Zudem können Datensätze, z. B. aus repräsentativen Stichproben oder Messungen, auch über Wahrscheinlichkeitsverteilungen beschrieben werden, welche die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines bestimmten Wertes angibt. Hier müssen die Art der Verteilung sowie die charakteristischen Parameter, z. B. Erwartungswert und Standardabweichung bei der Normalverteilung, angegeben werden.

Sekundärdaten. Eine wichtige Angabe zu Sekundärdaten ist die Datenquelle. Diese ist z. B. ein vom Hersteller erstelltes Produktdatenblatt oder eine Literaturquelle (s. Abschnitt 5.3.2.1). Des Weiteren muss die Eignung des Datensatzes zur Beschreibung der tatsächlich betrachteten Ressourcenflüsse beurteilt werden (vgl. Abschnitt 2.2.1.3). Hierzu wird die Pedigree-Matrix nach WEIDEMA & WESNÆS (1996, S. 169) herangezogen. Diese enthält originär fünf Qualitätsindikatoren zur quantitativen Beschreibung der Vollständigkeit, Zuverlässigkeit und Repräsentativität (zeitlich, örtlich, technologisch) des Datensatzes. Die Beurteilung der Vollständigkeit und Zuverlässigkeit von Sekundärdatensätzen ist in der Praxis meist nur schwer möglich, sofern nicht eine detaillierte Dokumentation der Datensätze vorliegt bzw. eine Bewertung in Form der Qualitätsindikatoren bereits stattgefunden hat. Da dies häufig nicht der Fall ist, wird in dem hier beschriebenen Vorgehen neben der Angabe der Datenquelle lediglich auf die Qualitätsindikatoren zur Bewertung der Datenrepräsentativität zurückgegriffen (s. Tab. 5.4). Die ausgewählten Parameterwerte können in den entsprechenden Feldern des Datenerhebungsblattes dokumentiert werden. Zur Steigerung der Nachvollziehbarkeit der dokumentierten Werte können zudem weitere Anmerkungen notiert werden.

5.3.5.2 Auswertung der Datenqualität

Auf Basis der Beschreibung der Sachbilanzdaten erfolgt die Auswertung der Datenqualität. Zunächst wird ermittelt, wie viele Berechnungselemente aus Primär- und Sekundärquellen vorliegen. Für die Schätzwerte der Primärdaten werden in der Auswertung die aggregierten Vertrauensgrade angegeben. Für die Sekundärdaten erfolgt eine Auswertung nach der Art der Datenquelle. Zusätzlich werden die aggregierten Werte der Qualitätsindikatoren ermittelt. Dabei ist anzumerken, dass in dieser Phase der Bewertung jedes Formelelement in gleichem Maße in die Auswertung eingeht. Eine nach der Höhe der Umweltwirkung gewichtete Übersicht, die somit den individuellen Einfluss eines Nutzens oder Aufwands auf die gesamte Umweltwirkung berücksichtigt, kann erst nach der Wirkungsabschätzung ermittelt werden.

Tabelle 5.4: Qualitätsindikatoren zur Bewertung der Datenrepräsentativität der Pedigree-Matrix (in Anlehnung an WEIDEMA & WESNÆS 1996, S. 169)

Indikator	Wert	Beschreibung
Zeitliche Repräsentativität	1	Weniger als 3 Jahre Zeitdifferenz
	2	Weniger als 6 Jahre Zeitdifferenz
	3	Weniger als 10 Jahre Zeitdifferenz
	4	Weniger als 15 Jahre Zeitdifferenz
	5	Alter der Daten unbekannt oder größer als 15 Jahre
Geografische Repräsentativität	1	Daten des Orts der Studie
	2	Daten, die den Ort der Studie einschließen
	3	Daten von ähnlichen Orten
	4	Daten von bedingt ähnlichen Orten
	5	Unbekannter Ort bzw. nicht ähnlicher Ort
Technische Repräsentativität	1	Daten von Unternehmen, Prozessen oder Produkten entsprechend der Studie
	2	Daten anderer Unternehmen von Prozessen oder Produkten entsprechend der Studie
	3	Daten von Prozessen oder Produkten entsprechend der Studie jedoch von anderer Technologie
	4	Daten ähnlicher Prozesse oder Produkte
	5	Daten von Labortechnologien oder anderen Technologien

5.3.6 Unsicherheiten in der Wirkungsabschätzung

5.3.6.1 Datenquellen und Datenqualität

Entsprechend dem in Abschnitt 4.5.1 beschriebenen Vorgehen müssen den Sachbilanzerggebnissen zur Berechnung der Umweltwirkung in den ausgewählten Wirkungskategorien entsprechende Charakterisierungsfaktoren zugeordnet werden. In der Regel wird angestrebt, die Nutzen und Aufwände auf dem für die Verrechnung von Kostenfaktoren für die Wirtschaftlichkeitsbewertung benötigten Aggregationsniveau über Primär- und Sekundärdatenerhebungen zu quantifizieren und die Charakterisierung zur Ermittlung der Ressourceneffizienz über Sekundärdatensätze durchzuführen. Für die Bewertung der Datenqualität bzw. zur Berücksichtigung von Unsicherheiten müssen daher insbesondere die Datenquellen und die Eignung der Datensätze zur Charakterisierung der Ressourceneinsparungen oder -aufwände beurteilt werden. In Abhängigkeit der Quelle der Sekundärdaten sind die enthaltenen Informationen detaillierter und erleichtern so die Beurteilung des Datensatzes. Nicht immer können alle benötigten Datensätze aus einer der zahlreichen Datenbanken für Ökobilanzen (vgl. HERRMANN 2010, S. 166) gewonnen werden. Auch Veröffentlichungen in

Fachzeitschriften oder Herstellerdaten können als Quellen herangezogen werden. Neben den Qualitätsindikatoren wird daher zudem noch die Datenquelle dokumentiert.

Die hier zu berücksichtigen Sekundärdatensätze enthalten i. d. R. aggregierte Daten zur Beschreibung der Umweltwirkung des betrachteten Produktes oder Prozesses. Es muss daher eine Beurteilung stattfinden, inwieweit die enthaltenen Ressourcenflüsse den zu charakterisierenden Nutzen oder Aufwand der RFID-Bewertung beschreiben. Hierzu wird ebenfalls die in Tabelle 5.4 dargestellte Pedigree-Matrix herangezogen. Die Beurteilung findet folglich zwar nicht auf Ebene der Wirkungsabschätzung statt, hat jedoch die Übertragung der Charakterisierungsfaktoren als Ziel. Aufgrund dieser sich von den Erhebungen der Sachbilanz unterscheidenden Zielstellung erfolgt auch eine separate Auswertung.

5.3.6.2 Unsicherheitsbewertung

Zur Ermittlung der Auswirkungen der im Rahmen der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung bestimmten Unsicherheiten auf das Gesamtergebnis wird die simulationsbasierte Methode der Monte-Carlo-Simulation ausgewählt. Diese hat auch bereits Eingang in Ökobilanzierungstools gefunden (z. B. GaBi/PE International) und wird auch durch spezifische Softwaretools, wie z. B. ORACLE CrystalBall, unterstützt.

Basis für die Monte-Carlo-Simulation stellen die den Daten zugeordneten Wahrscheinlichkeitsverteilungen mit ihren charakteristischen Parametern dar. Intervallschätzungen lassen sich z. B. über die Rechteckverteilung modellieren. Kann eine Aussage zum wahrscheinlichsten Wert gemacht werden, eignet sich bspw. die Dreiecksverteilung. Versuchsreihen, Messungen aber auch die im Rahmen der Pedigree-Matrix getroffenen Unsicherheitsannahmen werden häufig mithilfe der Standardnormalverteilung beschrieben. Zur Ermittlung der charakteristischen Parameter für die Normalverteilung auf Basis der Qualitätsindikatoren existieren Expertenschätzungen sowie empirische Untersuchungen, welche Unsicherheitsfaktoren angeben, aus denen das Konfidenzintervall, das 95% aller Werte enthält, berechnet werden kann. Tabellen für Unsicherheitsparameter sind u. a. bei CIROTH ET AL. (2013, S. 9), WEIDEMA ET AL. (2013, S. 77) und KOTORAC (2011, S. 2) zu finden.

Die Datenqualitätsindikatoren sowie die Zuordnung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen zu Charakterisierungsfaktoren werden im Datenerhebungsblatt der Wirkungsabschätzungsphase (s. Abb. 5.13) dokumentiert. Datenbasis für die Monte-Carlo-Simulation sind somit sowohl die in der Sachbilanz (Datenerhebungsblatt 1, Abb. 5.12) als auch die in der Wirkungsabschätzung getroffenen

Unsicherheitsannahmen (Datenerhebungsblatt 2, Abb. 5.13). Zur Durchführung der Simulation muss neben der Modellierung der Datensätze in einem entsprechenden Softwarewerkzeug anschließend noch die Anzahl der Zufallsexperimente und damit der Rechenvorgänge zur Berechnung des Gesamtergebnisses festgelegt werden.

Neben der Betrachtung der Unsicherheit im Gesamtergebnis, kann auch eine Auswertung der Unsicherheiten nach der Art des Nutzens oder Aufwands hilfreich sein. In Anlehnung an die erläuterten Ressourceneffizienzeffekte des RFID-Einsatzes (s. Abb. 2.2) sind u. a. die folgenden Kategorien für die Aufgliederung des Gesamtergebnisses geeignet: Verbrauch elektrischer Energie, außer- und innerbetriebliche Transporte, Papierverbrauch, Verpackungsmaterial, Produktmaterial und RFID-Ausstattung. In Abhängigkeit des spezifischen Anwendungsfalls ist eine Erweiterung oder detailliertere Aufgliederung jedoch sinnvoll.

Die Darstellung des Ergebnisses der Unsicherheitsbewertung der Wirkungsschätzung für diese Kategorien kann insbesondere verdeutlichen, in welcher Kategorie die Charakterisierung mit einer hohen Unsicherheit verbunden ist. Weist die Charakterisierung in einer Kategorie mit einem hohem Beitrag zum Gesamtergebnis eine hohe Unsicherheit auf, so ist zu prüfen, ob diese trotzdem als ausreichend sicher angesehen werden oder ob alternative Werte gefunden werden können, welche die Unsicherheit reduzieren. Erkenntnisse hierzu kann auch die Uncertainty Importance Analysis in der Phase der Auswertung liefern (s. Abschnitt 5.3.7.2).

5.3.7 Auswertung und Ergebnisaufbereitung

5.3.7.1 Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung

Die DIN 14044 (2006, S. 51) sieht neben einer Sensitivitätsanalyse eine Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung vor (s. Abschnitt 2.2.1.5). Neben den in der Norm beschriebenen Inhalten soll in dem hier definierten Vorgehen insbesondere aufgezeigt werden, an welcher Stelle die Vollständigkeit der Bewertung eingeschränkt ist, z. B. aufgrund der Nichtverfügbarkeit von Daten. Hierzu werden folgende Kennzahlen ermittelt:

- Anzahl nicht bewerteter Prozessbausteine: Wurden ganze Abschnitte der Prozesskette aus der Bewertung ausgelassen, für die eine Auswirkung des RFID-Einsatzes zu erwarten ist (z. B. Prozesse bei Lieferanten)?
- Anzahl nicht bewerteter Nutzen oder Aufwände: Wurden Nutzen oder Aufwände identifiziert, die im Rahmen der Ressourceneffizienzbewertung

Datenerhebungsblatt 2/2

Wirkungsabschätzung

Prozessbaustein

Id.-Nr. **WA_{Z1}** Bezeichnung **sD1.12, Warenausgang Z1**

Verantwortlicher/Datum

A. Müller 15.02.2010

Ressourceneffizienzeffekt

Art Nutzen Aufwand Kategorie **Prozesstechnik**

Beschreibung **Reduktion der Lieferdokumente durch die digitale Datenspeicherung**

Berechnungsformel = **Anzahl Lieferungen x eingesparte Blätter Papier/Lieferungen** · CF₁

Datenqualität LCIA

Wirkungskategorie	Klimawandel	Anorg. Subst.	Ionisierungsstr.	Eutrophierung	Ökotoxizität
Einheit	kg CO ₂ eq	kg PM2.5eq	kBq U ²³⁵ eq	mol Neq	PAF m ³ d
Datenquelle <i>Typ</i>	<input type="checkbox"/> Fachjournal <input type="checkbox"/> Datenblatt <input type="checkbox"/> Report <input checked="" type="checkbox"/> Datenbank: <i>Ecoinvent</i> <input type="checkbox"/>				
Punktwert (inkl. Multiplikator)	1,00E+03	5,20E-01	2,18E+05	1,10E+01	9,08E+03
Multiplikator (+/-) <i>Höhe</i>					
(Veränderung des Wertes der Quelle) <i>Grund</i>					
Verteilung	<input type="checkbox"/> <i>Normal</i> μ σ				
	<input type="checkbox"/> <i>Rechteck</i> <i>min</i> <i>max</i>				
	<input type="checkbox"/> <i>Dreieck</i> <i>min</i> <i>max</i> <i>w</i>				
	<input type="checkbox"/>				
Qualitätsindikatoren	R _z R _g R _t 1 2 4				
Anmerkungen					

R_z: zeitl. Repräsentativität R_g: geogr. Repräsentativität R_t: techn. Repräsentativität w: wahrscheinlichster Wert

Abb. 5.13: Formblatt zur Datenerhebung der Wirkungsabschätzung (Datenerhebungsblatt 2, Beispiel)

nicht oder nicht für alle Wirkungskategorien quantifiziert werden konnten (z. B. aufgrund von fehlenden Daten zur Charakterisierung)?

- Menge und Art nicht bewerteter Lebenszyklusphasen: Würden bei der Bewertung der Umweltwirkung einzelner Nutzen oder Aufwände Lebenszyklusphasen in der Bewertung nicht berücksichtigt (z. B. die Herstellung von Betriebsmitteln wie Produktionsanlagen)?

5.3.7.2 Sensitivitätsanalyse

Zur Berücksichtigung von Modellunsicherheit und Unsicherheit von Entscheidungen kann eine Szenarioanalyse durchgeführt werden. Dies kann dann sinnvoll sein, wenn z. B. noch nicht klar ist, wie viele mit RFID-Transpondern versehene Objekte den Wareneingang passieren. Je höher die Durchdringungsrate von RFID, desto höher ist in der Regel der generierte Nutzen. Durch eine Szenarioanalyse können unterschiedliche Mengengerüste und ihr Einfluss auf die Umsetzungsentscheidung untersucht werden. Zudem kann die Szenarioanalyse auch bei methodischen Aspekten der Ökobilanzierung unterstützen. Die Durchführung ist jedoch nur dann sinnvoll, wenn echte Entscheidungs- oder Modellalternativen bestehen und alle Alternativen vollständig bewertet werden können.

Eine zur Monte-Carlo-Simulation ergänzend durchzuführende Analyse stellt die Uncertainty Importance Analysis dar. Hierbei werden die Werte innerhalb einer zugrundeliegenden Wahrscheinlichkeitsverteilung variiert, während alle anderen Parameter konstant gehalten werden. So wird ermittelt, welchen Einfluss die Unsicherheit eines Parameters auf das Gesamtergebnis hat (BJÖRKLUND 2002, S. 65). Die Uncertainty Importance Analysis kann für einen einzelnen Parameter oder auch für eine definierte Menge von Parametern gleichzeitig durchgeführt werden. Im Rahmen der RFID-Bewertung kann bspw. der Einfluss der Parameterunsicherheit der nach Kategorien aggregierten Werte für Nutzen und Aufwände auf das Gesamtergebnis untersucht werden (s. Abschnitt 5.3.6.2). Durch die Analyse innerhalb einer Kategorie lassen sich wiederum Nutzen bzw. Aufwände identifizieren, die einen hohen Beitrag zur Unsicherheit des Ergebnisses der Kategorie liefern. Ein RFID-Effekt kann wiederum aus mehreren unsicheren Parametern bestehen.

5.3.7.3 Ergebnisdatenblatt

Die wichtigsten Ergebnisse der einzelnen Schritte des Vorgehensmodells zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze werden auf dem Ergebnisdatenblatt zusammengefasst (s. Abb. 5.14 und 5.15).

Ergebnisdatenblatt 1/2
Auswertung

Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Art der Bewertung Absolutbewertung Differenzbewertung

Ziel der Bewertung Ressourceneffizienzbewertung eines RFID-Systems, Durchführung parallel zur Wirtschaftlichkeitsbewertung, Unterstützung der Entscheidung zur Umsetzung des Gesamtsystems oder von Teilen des Gesamtsystems, ...

Ort der Studie Deutschland

Zeitlicher Bezug Bewertung der Jahre 2010 bis 2013

Technologiestand s. zeitlicher Bezug

Wirkungskategorien Klimawandel
 Ökotoxizität

Charakterisierungsmodelle ICPP
 USEtox

Datenqualität der Sachbilanz

59%
41%

Primärdaten

Datentyp

Vertrauensgrad der Schätzung

	1	2	3	4	5
Vertrauensgrad	5	8	2	3	2

hoch niedrig

Sekundärdaten

Datenquelle

Qualitätsindikatoren

	1	2	3	4	5
Zeittl. Repräsentativität	2	6	5	0	1
Geogr. Repräsentativität	5	7	1	1	0
Techn. Repräsentativität	2	2	8	1	1

Abb. 5.14: Formblatt zur Darstellung der wichtigsten Ergebnisse der Berücksichtigung von Unsicherheiten in der RFID-Bewertung (Teil 1)

Ergebnisdatenblatt 2/2

Auswertung

Datenqualität u. Unsicherheitsbewertung in der Wirkungsabschätzung

Sekundärdaten

Datenquelle

Fachjournal
Gemis
LCA-Datenbanken
GaBi

Report
Produktdatenblätter
ecoinvent

Qualitätsindikatoren

	1	2	3	4	5
Zeitt. Repräsentativität	3	5	4	2	0
Geogr. Repräsentativität	1	6	7	0	0
Techn. Repräsentativität	1	3	5	2	3

Monte-Carlo Simulation

Wahrscheinlichkeit

Klimawirkung

Wahrscheinlichkeit

Ökotoxizität

el. Energie

int. Transporte

ext. Transporte

Papier

Verpackungsmaterial

Produktmaterial

RFID-Ausstattung

Analyse

Vollständigkeit

Prozessbausteine

Bewertet	8/9
Nicht bewertet	1/9

Nutzen/Aufwände

	Nutzen	Aufwand
Bewertet	9/10	4/4
Nicht bewertet	1/10	4/4

Berücksichtigung nicht aller Lebenszyklusphasen

	Nutzen	Aufwand
Unvollst. Charakterisierung	0/10	0/4

X/Y: X: Anteil [St.], Y: Gesamt [St.]

Szenarioanalyse

Wahrscheinlichkeit

Umweltwirkung

Szenario 1
 Szenario 2

Uncertainty Importance Analysis

Gesamtergebnis Umweltwirkung (Klimawirkung)

Nutzen (N)

Kg CO₂e

Aufwand (N)

Kg CO₂e

Parametervariation [%] 10 90

Abb. 5.15: Formblatt zur Darstellung der wichtigsten Ergebnisse der Berücksichtigung von Unsicherheiten in der RFID-Bewertung (Teil 2)

5.4 Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung

Dieser Abschnitt stellt das Vorgehen zur integrierten Bewertung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz vor. Dieses unterstützt die Analyse der ermittelten Bewertungsergebnisse und ist somit Teil des letzten Schrittes der Gesamtmethode (Schritt 6). Abschnitt 5.4.1 beschreibt die Anforderungen an die integrierte Bewertung und bewertet diesbezüglich bestehende Ansätze. Abschnitt 5.4.2 gibt einen Überblick über das Vorgehen, bevor in den nachfolgenden Abschnitten (Abschnitt 5.4.3 bis 5.4.5) die Schritte einzeln vorgestellt werden.

5.4.1 Anforderungen und Bewertung bestehender Ansätze

5.4.1.1 Ziel und Anforderungen der Bewertungsanalyse

Übergeordnetes Ziel der Zusammenführung und integrierten Analyse der Ergebnisse der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung stellt die Unterstützung der Entscheidung zur vollständigen oder teilweisen Umsetzung des untersuchten RFID-Systems dar. Auf Basis dieser Zielstellung unter Berücksichtigung der an die Gesamtmethode gestellten Anforderungen (Abschnitt 3.1) sind die nachfolgend aufgeführten Aspekte durch das Vorgehen zu erfüllen.

Das Analyseverfahren verwendet als *Eingangsgrößen* die in den vorangegangenen Schritten der Bewertungsmethode ermittelten quantitativen Größen zu Nutzen und Aufwänden. Entsprechend Anforderung A7 wird insgesamt eine quantitative Bewertung angestrebt und folglich soll die Analyse diese Ergebnisse systematisch untersuchen. Sowohl die Wirtschaftlichkeitsbewertung als auch die Ressourceneffizienzbewertung basieren auf einer periodenbezogenen Gegenüberstellung von Nutzen und Aufwänden. Eingangsgrößen in die integrierte Bewertung aus der Ressourceneffizienzbewertung sind somit die Wirkungsindikatorwerte einzelner Nutzen und Aufwände. Die Kapitalwertmethode bzw. die Amortisationsrechnung stellen Verfahren zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit dar und gehören zu den Verfahren der dynamischen Investitionsrechnung (POGENSEE 2009, S. 17). Eingangsgrößen aus der Perspektive der Wirtschaftlichkeit sind somit die mit den Nutzen und Aufwänden verbundenen Zahlungsströme unter Berücksichtigung steuerlich wirksamer Effekte und der Diskontierung auf den Barwert zum gewählten Bezugszeitpunkt (vgl. PERRIDON ET AL. 2009, S. 78 ff.).

Der integrierte Bewertungsansatz muss entsprechend Anforderung A3 unternehmensspezifische Aspekte berücksichtigen. In diesem Kontext betrifft dies insbesondere die Relation zwischen der Zielerreichung bei Kenngrößen der

Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz. Das Vorgehen soll daher *unternehmensindividuelle Präferenzen* hinsichtlich ökonomischer und ökologischer Zielkriterien zulassen.

Das integrierte Bewertungsverfahren soll nicht nur Erkenntnisse zur Gegenüberstellung der Gesamtergebnisse der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz des betrachteten RFID-Systems liefern, sondern auch zu einzelnen, technisch zulässigen Teilsystemen. Die Ergebnisanalyse und der Vergleich bewerteter *Alternativen*, sofern diese existent sind, ist insbesondere bei potentiell konträren Zielgrößen wie der Wirtschaftlichkeit und der Ressourceneffizienz wichtig. Dies bietet die Möglichkeit einzelne, nicht dem Gesamtziel entsprechende Teilsysteme aus der Umsetzung auszunehmen.

Die ermittelten alternativen Umsetzungskonzepte, die jeweils ein oder mehrere RFID-Teilsysteme berücksichtigen, sollen als Basis für eine Entscheidungsfindung nach Möglichkeit in eine eindeutige *Reihenfolge* gebracht werden. Des Weiteren soll die Möglichkeit zur Setzung von *Randbedingungen* vorgesehen sein, um so die Anzahl der Alternativen auf relevante Betrachtungsfälle zu reduzieren.

5.4.1.2 Bewertung bestehender Ansätze

Die Bewertungsanalyse sieht eine Gegenüberstellung verschiedener, alternativer RFID-Systeme vor und strebt die Auswahl einer Handlungsalternative an. Dabei sind sowohl ökonomische als auch ökologische Zielgrößen zu berücksichtigen. Dies stellt einen typischen Anwendungsfall für Methoden der Mehrzielscheidungsunterstützung dar (GELDERMANN 2006, S. I). Während die in Abschnitt 2.2.2.4 vorgestellten Ansätze von NWE ET AL. (2010) und HUPPES & ISHIKAWA (2005) Kennzahlen der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz gegenüberstellen bzw. zu einer übergeordneten Ökoeffizienzkennzahl verrechnen, zielen multikriterielle Bewertungsverfahren (engl.: Multi(ple) Criteria Decision Making, MCDM) darauf, eine Vorteilhaftigkeitsentscheidung zu Gunsten einer Lösungsalternative zu treffen (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 22). MCDM-Methoden lassen sich in sog. multiattributive Entscheidungsmodelle (engl.: Multi Attribute Decision Making, MADM) und Multi-Objective-Entscheidungsmodelle (engl.: Multi Objective Decision Making, MODM) gliedern (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 25; YOON & HWANG 1995, S. 2).

MADM-Verfahren wählen meist aus einer kleinen Anzahl bekannter Handlungsalternativen eine Lösung aus. Der Lösungsraum ist diskreter Art. Die Kriterien (Attribute), die für die Auswahl herangezogen werden, können qualitativer oder quantitativer Art sein und beschreiben die Präferenzen des Entscheiders (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 25). Zu den Methoden des MADM gehören u. a. die Nutzwertanalyse, der Analytical Hierarchy Process (AHP) sowie die

Outranking-Verfahren ELECTRE (ELimination Et Choice Translation REaltiy) und PROMETHEE (Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations)²⁰ (GELDERMANN 2006, S. 123). BIERER ET AL. (2013, S. 419) schlagen die Anwendung von MADM-Verfahren, wie der Nutzwertanalyse und dem AHP, für die Analyse einer integrierten Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung vor. FLESCHUTZ (2010) verwendet das PROMETHEE-Verfahren zur multiattributiven Bewertung von Montagesystemen.

Im Gegensatz zu den Methoden des MADM wird die Menge zulässiger Alternativen bei MODM-Verfahren durch Nebenbedingungen bestimmt. Der Lösungsraum ist als Teilmenge des \mathbb{R}^n stetig. Die Kriterienerfüllung wird durch quantifizierbare Zielfunktionen ausgedrückt, auf Basis derer die beste Alternative aus dem Lösungsraum heraus berechnet wird (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 25). Die Zielfunktionen, die gleichzeitig zu optimieren sind, haben somit die Form eines Vektors, weswegen MODM-Verfahren auch als Vektoroptimierungsverfahren bezeichnet werden (GELDERMANN 2006, S. 194). Eine Lösung wird als funktional-effizient, nicht-dominiert oder pareto-optimal bezeichnet, wenn es keinen alternativen Zielfunktionsvektor gibt, der bei allen Kriterien mindestens so gut und in einem Kriterium besser ist (BENSON 2009, S. 2478 f.; ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 35). Häufig führt die multikriterielle Optimierung jedoch nicht nur zu einer einzelnen sog. perfekten Lösung, sondern hat mehrere effiziente Lösungen im Sinne des Paretoprinzip, aus denen eine Kompromisslösung auszuwählen ist (DEB 2005, S. 273, 276). Mehrere der in Abschnitt 2.2.2.4 vorgestellten Ansätze verwenden die Pareto-Optimierung zur integrierten ökonomischen und ökologischen Bewertung. KNIEL ET AL. (1996) wenden sie auf die Auswahl der Prozessgestaltung der Herstellung von Salpetersäure an. FROTA NETO ET AL. (2008) bewerten nachhaltige Logistiknetzwerke. HOFFENSON ET AL. (2013) bewerten Maßtoleranzen und die Materialauswahl bei der Herstellung von Mobiltelefonen unter Berücksichtigung aller drei Nachhaltigkeitsdimensionen. Die Kompromisslösung wird durch eine Gewichtung der einzelnen Zielkriterien ermittelt (vgl. DEB 2005, S. 277). Hiervon abzugrenzen sind die Ansätze von SCHULTZ (2002, S. 98 ff.) und LUGER (2010), welche die Portfolio-Analyse anwenden. Da sowohl dominante als auch nicht-dominante Lösungen aufgezeigt werden, findet keine Optimierung im eigentlichen Sinne statt.

Insgesamt ist zu konstatieren, dass sowohl MADM- als auch MODM-Verfahren im Kontext der integrierten ökologischen und ökonomischen Bewertung eingesetzt werden. Eine umfassende Beschreibung und Bewertung des Einsatzes

²⁰ Outranking-Verfahren berücksichtigen zusätzlich den Aspekt, dass nicht immer eindeutige Präferenzen oder Indifferenz zwischen Alternativen vorliegen, sondern auch Zustände einer schwacher Präferenz oder Unvergleichbarkeit vorliegen können (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 204 ff.).

von Mehrzielentscheidungsmodellen im Bereich der industriellen Produktion ist bei GELDERMANN (2006) zu finden. Die im vorangegangenen Abschnitt 5.4.1.1 aufgeführten Eingangsgrößen der integrierten Bewertung des RFID-Einsatzes stellen quantitative Größen dar, die einen stetigen Lösungsraum aufspannen und somit die Verwendung eines MODM-Verfahrens zur Bewertungsanalyse ermöglichen. Eine Nebenbedingung, die zulässige Alternativen bestimmt, stellt die technische Zulässigkeit einzelner RFID-Teilsysteme dar. Über Nebenbedingungen lassen sich zudem weitere Randbedingungen bestimmen. Bei der Auswahl der pareto-optimalen Lösungen können zudem durch die Verwendung eines geeigneten Reihungsverfahrens unternehmensindividuelle Präferenzen integriert werden. Im Folgenden wird daher das Vorgehen zur Bewertungsanalyse als Multi-Objective-Entscheidungsproblem formuliert und ein Lösungsvorgehen erläutert.

5.4.2 Vorgehen zur integrierten Bewertung

Das Vorgehen zu integrierter Bewertung der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze gliedert sich in drei Schritte. Zunächst muss im ersten Schritt das Optimierungsproblem formuliert werden. Hierfür müssen die Zielfunktionen und die Nebenbedingungen aufgestellt werden. Hierfür müssen insbesondere die zulässigen RFID-Teilsysteme und die damit verbundenen Nutzen und Aufwände identifiziert werden. Ebenso ist zu prüfen, ob weitere Randbedingungen eingeführt werden müssen (Abschnitt 5.4.3). Im zweiten Schritt sind anschließend die Zielfunktionsvektoren der zulässigen Handlungsalternativen zu berechnen (Abschnitt 5.4.4). Im dritten Schritt erfolgt die Pareto-Optimierung und die Auswahl der Umsetzungslösung (Abschnitt 5.4.5).

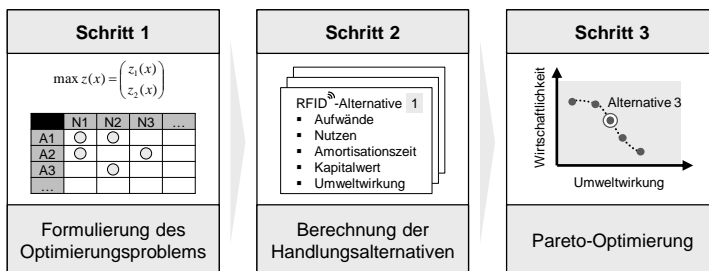


Abb. 5.16: Vorgehen zu integrierter Bewertung

5.4.3 Formulierung des Optimierungsproblems

5.4.3.1 Zielfunktion

Im ersten Schritt der Bewertungsanalyse muss zunächst die Zielfunktion des multikriteriellen Entscheidungsproblems definiert werden. Allgemein lässt sich diese folgendermaßen definieren (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 97):

Es sei $q \in \mathbb{N}$ mit $q > 1$ die Anzahl der gleichzeitig zu maximierender Zielfunktionen z_j mit $1 \leq j \leq q$, wobei für die Menge X der zulässigen Lösungen $X \subset \mathbb{R}^n$ gilt. Der Zielfunktionsvektor des MODM-Problems ergibt sich somit wie folgt:

$$\max\{z(x) = \begin{pmatrix} z_1 \\ z_2 \\ \vdots \\ z_q \end{pmatrix} \mid x \in X\} \quad (5.2)$$

Die Ressourceneffizienz betreffend stellt die Zielfunktion die Summe der Umweltwirkung aller Nutzen und Aufwände dar (vgl. Formel 4.1). Die Anzahl q der Zielfunktionen ergibt sich aus den im ersten Schritt der Methode zur Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze (s. Abschnitt 4.1.2). Hier werden u. a. die Zielgrößen der Bewertung und somit die in der Bewertung zu berücksichtigenden Wirkungskategorien definiert, ebenso wie die Verwendung von Ansätzen der Gewichtung. Werden die Indikatoren normiert, gewichtet und aggregiert, ergibt sich folgende Zielfunktion der Ressourceneffizienz:

$$UW_{agg} = \sum_i g_i \cdot \frac{WI_i}{WI_{i,ref}} \quad (5.3)$$

UW_{agg}	Aggregierte Umweltwirkung
g_i	Gewichtungsfaktor der Wirkungskategorie i
WI_i	Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie i
$WI_{i,ref}$	Referenzwert für die Wirkungskategorie i

In die multikriterielle Optimierung geht in diesem Fall lediglich ein Indikator der Ressourceneffizienz ein. Dies wird auch als präferenzbasierte Multi-Objective-Optimierung bezeichnet. Durch Veränderung des Gewichtungsvektors und Neuberechnung der Optimierung kann die Sensitivität der Lösung ermittelt werden (DEB 2005, S. 279). Für die Wirtschaftlichkeitsrechnung wird die Verwendung des Kapitalwerts als zu maximierende Zielfunktion angenommen. Unter Berücksichtigung abschreibungsbedingter steuerlicher Effekte lässt sich der Barwert der RFID-Investition folgendermaßen ermitteln (PERRIDON ET AL. 2009, S. 79):

$$KW = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{E_t - A_t - s \cdot (E_t - A_t - AfA)}{[1 + i \cdot (1 - s)]^t} \quad (5.4)$$

KW	Kapitalwert
I_0	Investitionssumme
E_t, A_t	Ein- und Auszahlungen in Periode t
Afa_t	Steuerliche Abschreibung in Periode i
t	Periode, $0 \leq t \leq T$
T	Ende der Nutzungsdauer
i	Kalkulationszinssatz
s	Ertragssteuersatz

Der Zielfunktionsvektor $z(x)$ hat somit als Minimum einen Vektoreintrag für die Zielfunktion der Wirtschaftlichkeit und einen Vektoreintrag für die Zielfunktion der Umweltwirkung. Letzterer kann entweder ein durch Normierung und Gewichtung ermittelter Umweltwirkungsindex oder bei Betrachtung nur einer Wirkungskategorie der aggregierte Indikatorwert dieser Wirkungskategorie sein.

5.4.3.2 Nebenbedingungen

Die Bestimmung zulässiger Alternativen erfolgt über die Definition von Nebenbedingungen. Im betrachteten Anwendungsfall existieren zwei Arten der Nebenbedingungen. Zum einen müssen technisch-organisatorisch realisierbare Teilsysteme des bewerteten RFID-Gesamtsystems ermittelt werden, die alternativ zum Gesamtsystem umgesetzt werden können. Zum anderen können Bewertungsindikatoren, die nicht im Zielfunktionsvektor berücksichtigt sind, als Nebenbedingung eingebracht werden.

Technisch-organisatorisch zulässige RFID-Teilsysteme. Die zulässigen Teilsysteme ergeben sich aus den Abhängigkeiten zwischen Nutzen und Aufwänden des Gesamtsystems. Eine Abhängigkeit besteht zwischen Nutzen und den für dessen Realisation erforderlichen Aufwänden. Diese Beziehung kann in Form einer Matrix dargestellt werden. Im Folgenden sei R eine heterogene binäre Relation $R \subseteq N \times A$ mit $N \neq A$ zwischen der Menge $N = \{e_1, e_2, \dots, e_n\}$ der Nutzen und der Menge $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$ der Aufwände mit $(n, m) \in \mathbb{N}^*$:

$$R = \begin{pmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{pmatrix} \text{ mit } r_{ij} \in \{0, 1\} \text{ für alle } i \leq m, j \leq n \quad (5.5)$$

Ist $r_{ij} = 1$ so besteht eine Abhängigkeit zwischen dem jeweiligen Nutzen und Aufwand, andernfalls nicht. Die Anzahl der RFID-Teilsysteme und damit die Anzahl zu analysierender Alternativen entspricht der Summe aller Kombinationen aus Aufwänden. Die sog. Potenzmenge $\mathcal{P}(\mathcal{A})$ umfasst alle Teilmengen von A und hat 2^m Elemente, wobei die einer Nichtumsetzung des RFID-Systems entsprechende leere Menge hierin auch enthalten ist. Zur Reduzierung des Rechenaufwands wie auch zur Steigerung der Übersichtlichkeit der Ergebnisdarstellung sei daher empfohlen, logisch oder technisch miteinander verknüpfte, nicht einzeln auftretende Aufwände im Vorhinein zu einer Komponente des RFID-Systems zusammenzufassen. Jeder Alternative können entsprechend den in R dargestellten Relationen eindeutig eine Menge von Nutzen zugeordnet werden. Dabei ist zu beachten, dass ein Nutzen e_j sich nur dann ergibt, wenn die Teilmenge der Aufwände alle notwendigen Aufwände erhält, also alle Elemente a_i für die $r_{ij} = 1$ gilt. Jede Alternative lässt sich somit als Menge T_k mit $T_k \subseteq (A \cup N)$ mit $1 \leq k \leq 2^m$ beschreiben. Abbildung 5.17 fasst das Vorgehen zur Ermittlung der Entscheidungsalternativen zusammen.

Nutzen und Aufwände	Ermittlung der Nutzen und Aufwände aus der Bewertung, ggf. Gruppierung	$N = \{e_1, e_2, \dots, e_n\}$ $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$
1. Aufstellen der Relationsmatrix	Ermittlung der Beziehungen zwischen Nutzen und Aufwänden	Nutzen $R = \begin{bmatrix} 1 & 1 & \dots \\ 0 & 1 & \dots \\ \vdots & \vdots & \ddots \end{bmatrix}$ Aufwand
2. Kombination der Aufwände	Ermittlung aller Kombinationen aus Aufwänden (RFID-Teilsysteme)	$\mathcal{P}(A) = \{\emptyset; \{a_1, a_2\}, \dots, \{a_1, a_2, \dots, a_m\}\}$
3. Ermittlung der Einsparungen	Zuordnung der durch die RFID-Teilsysteme realisierbaren Nutzen	Alternative 1: $R \rightarrow$ $A = \{a_1, a_2\}$ $N = \{e_1, e_2, \dots\}$
RFID-Teilsysteme	Zusammenfassung der Nutzen und Aufwände zu einer Bewertungsalternative	$T_1 = \{a_1, a_2, e_1, e_2, \dots\}$ $T_n = \{\dots\}$

Abb. 5.17: Bildung von Bewertungsalternativen

Weitere Restriktionen. Neben der technisch-organisatorischen Zulässigkeit einzelner RFID-Teilsysteme können weitere Restriktionen die Zulässigkeit der betrachteten Alternativen einschränken. Hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit kann dies z. B. eine Beschränkung der Investitionssumme sein, so dass für zulässige Alternativen T_k gilt, dass $I_{0,k} \leq I_{max}$ sein muss, wobei $I_{0,k}$ die Investitionsauszahlung der Alternative k in Periode 0 und I_{max} die maximal zulässige Investitionsauszahlung angibt. Zudem wird häufig die Amortisationsdauer als weiteres Kriterium zur Unterstützung der Investitionsentscheidung herangezogen. Diese gibt bei der dynamischen Betrachtungsweise an, nach welchem Zeitraum die Investition zuzüglich der Verzinsung in Höhe des Kalkulationszinsfußes durch die entstehenden Erträge wiedergewonnen wurde. Dies ist zu dem Zeitpunkt der Fall, wenn der Kapitalwert den Wert Null hat (PERRIDON

ET AL. 2009, S 48). Als weitere Nebenbedingungen kann somit $t_{a,k} \leq t_{max}$ gesetzt werden, wobei $t_{a,k}$ die Amortisationsdauer der Alternative k und t_{max} die maximal zulässige Amortisationsdauer angibt.

Hinsichtlich der Ressourceneffizienz können Nebenbedingungen bzgl. des Zielfunktionswerts berücksichtigter Bewertungsindikatoren definiert werden. Durch die Definition eines minimalen zu erreichenden Zielfunktionswerts können bspw. Alternativen mit negativer Umweltwirkung aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. In Abhängigkeit der umweltpolitischen Zielstellungen können auch bestimmte Umweltwirkungen bei der Auswahl von Alternativen besonders berücksichtigt werden, indem hier ein höherer Schwellenwert gewählt wird. Insgesamt kann somit als weitere Restriktion gelten, dass $z_j \geq z_{min}$ mit $j \in [1, \dots, q]$ und $z_{min} \in \mathbb{R}$ als minimalem Zielfunktionswert.

5.4.4 Berechnung der Handlungsalternativen

Im zweiten Schritt der Bewertungsanalyse müssen die Zielfunktionswerte sowie weitere für die gesetzten Nebenbedingungen relevante Parameter berechnet werden. Um den Berechnungsaufwand zu minimieren, können RFID-Teilsysteme von der Betrachtung ausgeschlossen werden, die eines der folgenden Kriterien erfüllen:

- K1 Das RFID-Teilsystem erzielt keine Nutzen, d. h. es gilt $T_k \cap N = \emptyset$.
- K2 Das RFID-Teilsystem T_k erzielt dieselben Nutzen wie eine andere Alternative T_{k^*} und enthält jedoch mehr Aufwände, d. h. es gilt, dass $(T_k \setminus T_{k^*}) \subseteq A$.

Anschließend müssen die erforderlichen Parameter für die Bewertungsalternativen ermittelt werden. Diese umfassen die Koeffizienten des Zielfunktionsvektors für Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz sowie die Amortisationszeit und die Anfangsinvestition, sofern diese durch Nebenbedingungen beschränkt werden. Auf Basis der berechneten Parameter können die für die Analyse zulässigen Entscheidungsalternativen unter Berücksichtigung der Nebenbedingungen ermittelt werden. Abbildung 5.18 visualisiert das Vorgehen.

RFID-Teilsysteme	Bewertungsalternativen (ohne Berücksichtigung der Nebenbedingungen)	$T_1 = \{a_1, a_2, e_1, e_2, \dots\}$ $T_k = \{\dots\}$
1. Ermittlung nachteiliger Alternativen Reduktion	Prüfung, dass Nutzen erzielt werden und dass dies mit minimalem Aufwand geschieht.	Kriterium: K1 K2
	Elimination von Alternativen	$T_k \supseteq T^*$
2. Berechnung der Parameter Reduktion	Berechnung der Zielfunktion, der Amortisationszeit und der Anfangsinvestition für die Alternativen	$Z_k(x)$ $t_{a,k}$ $I_{0,k}$
	Prüfung der Nebenbedingungen für die Ergebnisparameter	$Z_k(x)$ $t_{a,k}$ $I_{0,k}$ \leq $Z^{(x)_{\min}}$ t_{\max}
3. Prüfung der Nebenbedingungen Reduktion	Elimination von Alternativen	$T^* \supseteq T^*$
	Zulässige RFID-Teilsysteme	Bewertungsalternativen (unter Berücksichtigung der Nebenbedingungen)

Abb. 5.18: Elimination und Berechnung von Entscheidungsalternativen

5.4.5 Pareto-Analyse

5.4.5.1 Berechnung der Pareto-Optima

Entsprechend der Definition einer funktional-effizienten Lösung erfolgt im dritten Schritt der Bewertungsanalyse die Ermittlung der Lösung des multi-kriteriellen Bewertungsproblems. Dabei wird wie folgt vorgegangen. Die im vorangegangenen Schritt ermittelte Menge zulässiger Lösungen bildet den Ausgangspunkt des Algorithmus. Das erste Element dieser Menge T^* , T_1^* , wird zunächst in die Menge P der Paretooptima aufgenommen. Anschließend müssen iterativ für alle weiteren Elemente T_k^* der Menge zulässiger Lösungen die folgenden Bedingungen überprüft werden.

Bedingung 1: Wird die zulässige Lösung durch eine Lösung aus der Paretomenge dominiert?

Das heißt, alle Zielfunktionskoeffizienten der zu überprüfenden Lösung sind maximal so groß, wie die Zielfunktionskoeffizienten einer Lösung der Paretomenge, und mindestens ein Zielfunktionskoeffizient ist kleiner. In diesem Fall ist die zu überprüfende Lösung nicht Teil der Paretomenge.

Bedingung 2: Dominiert die zulässige Lösung eine oder mehrere Lösungen aus der Paretomenge?

Das heißt, alle Zielfunktionskoeffizienten der zu überprüfenden Lösung sind mindestens so groß, wie die Zielfunktionskoeffizienten einer Lösung der Paretomenge, und mindestens ein Zielfunktionskoeffizient ist größer. In diesem

Fall ist die zu überprüfende Lösung Teil der Paretomenge. Zudem müssen alle Lösungen der Paretomenge, für welche die Bedingung zutrifft aus der Paretomenge gelöscht werden, da sie durch die hinzugenommene Lösung dominiert werden.

Bedingung 3: Trifft weder Bedingung 1 noch Bedingung 2 zu?

Das heißt, mindestens ein Zielfunktionskoeffizient der zu überprüfenden Lösung ist größer als die Zielfunktionskoeffizienten der in der Paretomenge enthaltenen Lösungen und mindestens ein Zielfunktionskoeffizient ist kleiner oder der Zielfunktionsvektor ist gleich einem Zielfunktionsvektor einer Paretolösung. In diesem Fall ist die zu überprüfende Lösung Teil der Paretomenge. Alle bestehenden Lösungen der Paretomenge bleiben Teil der Paretomenge.

Der Durchlauf des Algorithmus endet, sobald alle Lösungen der Menge T^* überprüft wurden. Enthält die Menge T^* eine sehr große Anzahl Elemente kann durch Vorsortieren der Teilmengen nach der Größe der zugehörigen Zielfunktionsvektoren ggf. die Geschwindigkeit der Paretooptimierung erhöht werden.

5.4.5.2 Auswahl der Kompromisslösung

In der Regel enthält die Lösungsmenge nicht nur ein Element sondern mehrere pareto-optimale Lösungen. In den meisten praktischen Anwendungsfällen – wie auch bei der Bewertung von RFID-Systemen – kann jedoch lediglich eine Lösung ausgewählt werden, die anschließend implementiert wird. Zur Auswahl einer einzigen Lösung müssen folglich weitere Informationen hinzugezogen werden (DEB 2005, S. 277). Diese repräsentieren im Regelfall die subjektiven Präferenzen des Entscheiders (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 107). Eine Übersicht über Verfahren zur Auswahl einer Lösung bei Mehrzielentscheidungen ist bei GELDERMANN (2006, S. 195) bzw. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991, S. 110 ff.) zu finden.

Einer der am häufigsten angewendeten Ansätze zur Entscheidungsfindung ist die Bildung einer gewichteten Summe aus den einzelnen Elementen des Zielfunktionsvektors. Das Problem wird somit auf eine Zielfunktion reduziert. Die Herausforderung hierbei stellt insbesondere die Festlegung der Kriterien-gewichtungen dar (DEB 2005, S. 289 f.). Eine weitere Methode mit häufiger Anwendung stellt die ϵ -Constraint-Methode dar. Die Zielfunktion enthält hier lediglich eines der Ziele des ursprünglichen multikriteriellen Entscheidungsproblems als Eintrag. Für alle anderen Zielgrößen werden in den Nebenbedingungen Schwellenwerte gesetzt (MEHNEN 2005, S. 90 f.). Kann durch den Entscheider ein idealer Zielvektor festgelegt werden, kann die Auswahl der Lösungen auf Basis des Abstandes zu diesem Zielvektor erfolgen. Diese Ansätze werden unter

dem Begriff des Goal-Programming (dt. Zielprogrammierung) zusammengefasst (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, S. 121 ff.).

Entsprechend dem von DEB (2005, S. 277) vorgeschlagenen zweistufigen Vorgehen zur multikriteriellen Optimierung erfolgt die Auswahl der RFID-Umsetzungslösung auf Basis der in Abschnitt 5.4.5.1 berechneten pareto-optimalen Lösungen durch den Einbezug zusätzlicher Informationen. Das Vorgehen wird in Anlehnung an das gewichtete Goal-Programming gewählt, wobei jedoch keine Neuberechnung des Mehrzielentscheidungsproblems erfolgt, sondern lediglich für die ermittelten pareto-optimalen Lösungen ein sog. Erfüllungsgrad berechnet wird. Dieser ist definiert als der Abstand der gewichteten Summe des Zielfunktionsvektors in Bezug auf einen Zielwertvektor. Als Komponenten des Zielwertvektors seien dabei die maximal durch eines der betrachteten RFID-Systeme realisierbaren Zielfunktionswerte zu wählen. Der Erfüllungsgrad errechnet sich somit formal wie folgt:

$$E_k = \sum_{i=1}^n \frac{z_i}{z_{i,max}} \cdot g_i \quad \text{mit} \quad \sum_{i=1}^n g_i = 1 \quad (5.6)$$

E_k	Erfüllungsgrad der Alternative k
g_i	Gewichtungsfaktor des Kriteriums i
z_i	Zielfunktionswert des Kriteriums i der Alternative k
$z_{i,max}$	Zielwert des Kriteriums i

Nach der Ermittlung der Erfüllungsgrade für alle Entscheidungsalternativen kann eine Rangfolge ermittelt werden. Die Alternative mit dem höchsten Erfüllungsgrad ist entsprechend der berücksichtigten Kriterien und Nebenbedingungen die vorteilhafteste.

Die Ergebnisdarstellung des Schritts der Bewertungsanalyse erfolgt tabellarisch (s. Abb. 5.19). Die Alternative wird durch die enthaltenen Aufwände und Nutzen charakterisiert. Zudem werden die bewertungsrelevanten Zielgrößen wie Amortisationsdauer und Anfangsinvestition und die Zielfunktionswerte für die Kriterien dargestellt. Zur Ermittlung einer eindeutigen Reihung der Alternativen wird der Erfüllungsgrad und daraus ermittelt der Rang der Alternative angegeben. Zur Erhöhung der Ergebnistransparenz wird zudem aufgezeigt, wie viele der in einer Alternative enthaltenen Nutzen oder Aufwände zum Ergebnis eines Kriteriums beitragen. Werden z. B. die Wirtschaftlichkeit und die Klimawirkung analysiert, zeigt dies auf, welche Anzahl an Nutzen oder Aufwänden eine positive oder negative Umweltwirkung haben und welche nur zum Ergebnis der Wirtschaftlichkeit beitragen. Bei einer geringen Anzahl Kriterien ($q \leq 3$) kann eine grafische Darstellung ergänzt werden.

Nr.	Aufwände	Nutzen	t_a [a]	I_0 [€]	KW	UW	EG	A: UW(-)	N: UW(+)	R
1	A={a ₁ , a ₂ }	N={e ₁ , e ₂ , e ₃ }	2,3	200T	130T	25T	0,68	(1/2)	(2/3)	5
2	A={a ₁ , a ₃ }	N={e ₁ , e ₃ , e ₅ , e ₆ }	1,7	155T	145T	18T	0,74	(1/2)	(2/4)	3
...

t_a : Amortisationsdauer I_0 : Anfangsinvestition KW: Kapitalwert A: UW(-): Anzahl der Aufwände mit negativer Umweltwirkung
 UW: Umweltwirkung EG: Erfüllungsgrad R: Rang N: UW(+): Anzahl der Nutzen mit positiver Umweltwirkung

Abb. 5.19: Ergebnis der Bewertungsanalyse am Beispiel von zwei Entscheidungskriterien

6 Anwendung der Ressourceneffizienzbewertung

Der folgende Abschnitt beschreibt die praktische Anwendung der in Kapitel 4 und Kapitel 5 vorgestellten Methode zur Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze. Abschnitt 6.1.1 gibt zunächst eine Übersicht über das Anwendungsbeispiel der Ressourceneffizienzbewertung. Anschließend wird in den Abschnitten 6.1.2.1 bis 6.1.2.6 die Bewertung entlang der Vorgehensschritte der entwickelten Methode durchgeführt (s. Abb. 3.4). Abschließend wird in Abschnitt 6.2 die Erfüllung der Anforderungen an die Methode (s. Abschnitt 3.1) kritisch diskutiert. Zudem erfolgt eine technisch-wirtschaftliche Bewertung der Anwendung der Methode.

6.1 Projektbeispiel

6.1.1 Aufbau des Bewertungsbeispiels

Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebene Methode zur Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze entstand im Rahmen des vom BMWi geförderten Forschungsprojekts textitRAN – RFID-based Automotive Network. Das Projekt RAN, an dem mehrere deutsche OEMs, Teilezulieferer, IT-Dienstleister, Technologielieferanten und wissenschaftliche Institute beteiligt waren, hatte zum Ziel, Standards für den RFID-Einsatz in Produktion und Logistik zu definieren. Für den effizienten unternehmensübergreifenden Informationsaustausch wurde zudem ein Infobroker-Konzept entwickelt. Ein weiterer Teil des Projektes bestand in der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung verschiedener RFID-Anwendungsszenarios (vgl. LEPRATTI ET AL. 2014). Das im Folgenden vorgestellte Anwendungsbeispiel basiert auf den im Projekt entstandenen Erkenntnissen zum Einsatz der RFID-Technologie sowie den damit verbundenen Nutzen und Aufwänden. Es beschreibt ein beispielhaftes Wertschöpfungsnetz, das sich an den Prozessen der während des Projekts am Institut für Werkzeugmaschinen und Betriebswissenschaften errichteten RFID-Demonstrationsplattform anlehnt. Die Bewertung erfolgte mithilfe des Microsoft-Excel-basierten Softwarewerkzeugs €CO₂Calc (LEPRATTI ET AL. 2014, S. 114) sowie Erweiterungsbausteinen, welche die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Funktionen erfüllen.

Das betrachtete automobile Wertschöpfungsnetz umfasst drei Partnerunternehmen an verschiedenen Standorten. Der Zulieferer produziert und liefert

Komponenten für Fahrzeuge an den hier berücksichtigten OEM wie auch an weitere Unternehmen. Der Transport wird von einem dritten Unternehmen ausgeführt, im Folgenden als Logistikdienstleister (LDL) bezeichnet. Der Transport der Komponenten erfolgt in Sonderladungsträgern (SLT), die in einem geschlossenen Kreislauf zwischen Zulieferer, Logistikdienstleister und OEM zirkulieren. Aufgrund hoher Schwundraten der Sonderladungsträger soll in Zukunft deren aktueller Standort mithilfe der RFID-Technologie nachverfolgt werden. Ziel ist es, den Schwund der Sonderladungsträger zu reduzieren und somit die teure Wiederbeschaffung neuer Behälter zu vermeiden. Des Weiteren überlegt der Zulieferer, das RFID-System für eine weitere Anwendung im Warenausgang zu verwenden. Es wird angestrebt, eine automatische Verladekontrolle von Kleinladungsträgern (KLT) im Warenausgang zu implementieren. Hierdurch soll zum einen der Personalaufwand für den Verladeprozess reduziert werden, zum anderen sollen Fehlverladungen vermieden werden. Dieser RFID-Prozess soll nicht nur Lieferungen an den oben genannten OEM betreffen sondern auch Lieferungen, die an weitere Partnerunternehmen versendet werden. Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz werden gesamtheitlich für das Wertschöpfungsnetz kalkuliert²¹.

6.1.2 Durchführung der Bewertung

6.1.2.1 Schritt 1

Funktionelle Einheit. Die Zieldefinition der geplanten RFID-Anwendung erfolgte bereits in Abschnitt 6.1.1. Hieraus lässt sich die funktionelle Einheit ableiten. Die nachverfolgten Objekte stellen Ladungsträger (Typ SLT und KLT) dar, die vom Lieferanten über den Logistikdienstleister zum OEM bzw. zu weiteren Unternehmen transportiert werden. Die SLT sollen lediglich nachverfolgt werden. Die automatische Warenausgangskontrolle soll die Prozesssicherheit erhöhen. Beide Behältertypen durchlaufen den Prozess in einem geschlossenen Kreislauf (closed-loop). Im Warenausgang des Zulieferers müssen pro Jahr 950.000 Behälter des Typs KLT und 20.000 Behälter des Typs SLT verladen werden. Im SLT-Behälterkreislauf befinden sich 1.600 Behälter, wobei von einer Schwundrate von ca. 1,7% pro Jahr ausgegangen wird. Der Bewertungszeitraum umfasst drei Jahre ab der Implementierung des RFID-Prozesses.

²¹ Auf die Möglichkeit der Kosten-Nutzen-Aufteilung (engl.: Cost-Benefit-Sharing) sei in diesem Beispiel nicht näher eingegangen. Beispiele zum Cost-Benefit-Sharing in der RFID-Bewertung sind u. a. bei IRRENHAUSER (2014) und TRIBOWSKI (2009) erläutert.

Prozessmodellierung. Die Modellierung des Prozesses wird in Abbildung 6.1 aufgezeigt. Die Darstellung enthält lediglich die für den RFID-Prozess relevanten SCOR-Prozesse. Auf die Abbildung der vollständigen Prozessabläufe wird aus Gründen der Übersicht und Relevanz für das Prozessverständnis verzichtet. Ebenso wird die automatische Wareneingangskontrolle beim Zulieferer repräsentativ für die Lieferbeziehung zwischen Zulieferer und genanntem OEM aufgezeigt, nicht jedoch für alle weiteren Unternehmen. In den weiteren Berechnungen sind diese jedoch eingeschlossen.

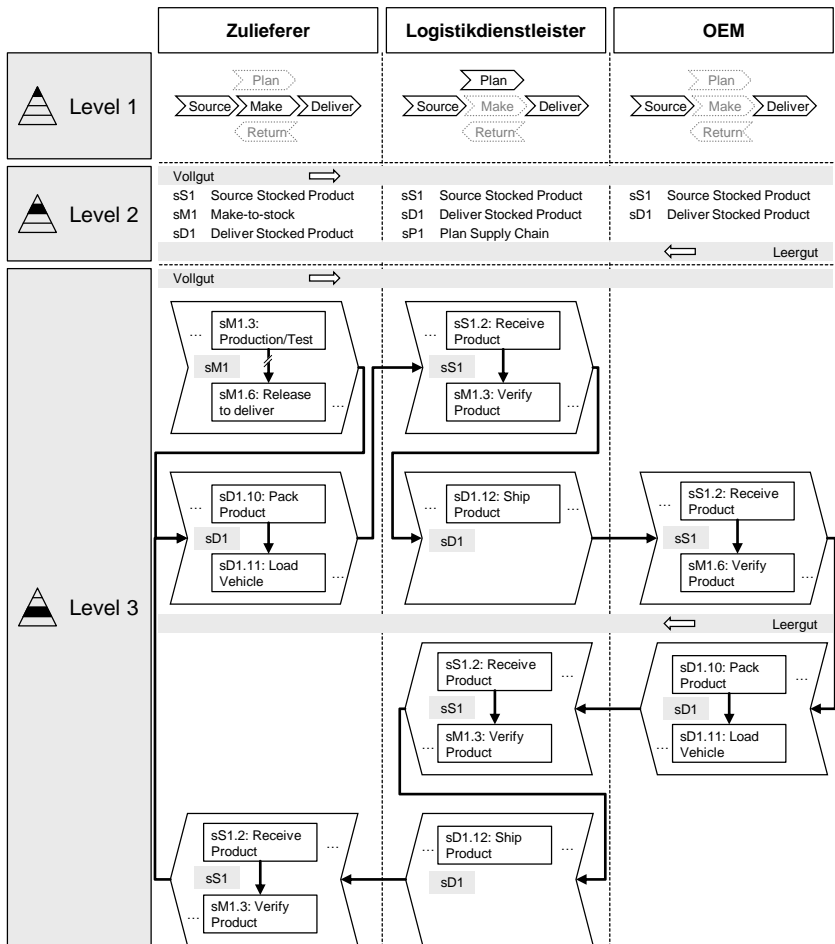


Abb. 6.1: SCOR-Modellierung des Anwendungsbeispiels

Auswahl der Methoden der Wirkungsabschätzung. Zunächst erfolgt die Beschreibung der RFID-Anwendung. Hierzu müssen die Effekte in Form von Nutzen und Aufwänden abgeschätzt werden. Auf Basis der Zielstellung des geplanten RFID-Systems werden folgende Nutzeneffekte erwartet:

- Reduzierung des Behälterschwunds der Sonderladungsträger aufgrund der Nachverfolgung
- Absenkung des Behälterbestands aufgrund der erhöhten Transparenz über Menge und Lagerort der Sonderladungsträger
- Reduzierung der Lagerfläche für Sonderladungsträger aufgrund der Bestandsabsenkung der SLT
- Erhöhung der Auslastung der Leerguttransporte für SLT aufgrund der Bestandstransparenz
- Reduktion der Lieferdokumente der SLT durch digitale Informationen
- Weniger Korrekturaufwand für Falschverladungen von KLT aufgrund der automatischen Warenausgangskontrolle

Zur Realisierung dieser RFID-Effekte müssen sowohl Wareneingang als auch Warenausgang beim Zulieferer und OEM mit RFID-Gates ausgestattet werden. Das Behältermanagement der SLT benötigt dabei alle Erfassungspunkte; die automatische Verladekontrolle betrifft nur den Warenausgang des Zulieferers. Der RFID-Transponder der SLT verfügt über eine Kunststoffumfassung, die mit dem SLT verschraubt wird. Die KLT werden mit Smart Labels ausgestattet.

Zur Unterstützung der Abschätzung der RFID-Effekte sowie der Auswahl von Wirkungskategorien wurde ein Microsoft-Excel-basiertes Berechnungswerkzeug entwickelt, welches bereits beispielhafte Anwendungsszenarios sowie Datensätze zur Charakterisierung der RFID-Anwendung enthält. Die Szenarios beschreiben typische RFID-Anwendungen aus der Automobilproduktion und -logistik zu den Themen Behältermanagement, Materialverbrauchssteuerung, Produktionssteuerung, Qualitätssicherung und Nacharbeit, JIS-Steuerung sowie Fahrzeugdistribution. Zu jedem Anwendungsszenario sind beispielhafte Nutzen hinterlegt, die als Grundlage für die Grobabschätzung der Effekte des RFID-Einsatzes dienen können. Für den hier betrachteten Anwendungsfall wurde das Szenario des Behältermanagements als Grundlage der Bewertung herangezogen und um die Aspekte der automatischen Warenausgangskontrolle ergänzt. Der Aufbau solcher Szenarios ist insbesondere dann sinnvoll, wenn mehrfach Bewertungen ähnlicher Anwendungen durchgeführt werden. In das Tool sind zudem die Ergebnisse erstellter Ökobilanzen typischer Komponenten von RFID-Systemen eingeflossen, da hierzu keine Datensätze aus veröffentlichten Quellen verfügbar waren. U. a. wurden verschiedene Transponder sowie Schreib-Lesegeräte auf Basis von Herstellerdaten ökobilanziert (s. Anhang C).

Beschreibung des Anwendungsszenarios

Ziel

Anwendungsszenario

- Behältermanagement
- Verbrauchssteuerung
- Produktionssteuerung
- Qualitätssicherung
- Nacharbeitssteuerung
- JIS-Steuerung
- Fahrzeugdistribution
- Warenausgangskontrolle

Erfassungsobjekt	Standard (LT)- und Sonderladungsträger (SLT)
Anwendungsbereich	Zulieferer, LDL, OEMs
Sonst. Beschreibung z. B. erwartete Effekte (Nutzen und Aufwände)	Reduzierung Behälterschwindung SLT, Absenkung Behälterbestand SLT, Reduktion Lageraufwand SLT, Erhöhung Transportauslastung, digitale Dokumentation, autom. Verladekontrolle LT

Effekte des Szenarios

Mengenszenarios		1.	2.	3.		
		<i>pessimistisch (P)</i>	<i>realistisch (R)</i>	<i>optimistisch (O)</i>		
Material (N)	Einheit					
	Produkt	Stahl	kg	0	0	0
		Aluminium	kg	0	0	0
		Kunststoff	kg	0	0	0
	Dokumentation	Papier	Blatt	32.000	40.000	48.000
		Behälter	Stahl (SLT, 83 kg)	St.	20	25
	Kunststoff (LT, 1,5 kg)		St.	0	0	0
Energie (N)	Einheit					
	Transport	Lkw	tkm	68.000	85.000	102.000
		Gabelstapler (el.)	h	32	40	48
Produktion	El. Energie	kWh	1.140	1.300	1.560	
RFID-System (A)	Einheit					
	Equipment*	Smart Label	St.	60.000	50.000	40.000
		Bar Tag	St.	1.800	1.500	1.200
		Disk Transponder	St.	0	0	0
		Gate	St.	10	10	10
		Handheld	St.	0	0	0
PC/Bildschirm		St.	0	0	0	

*Abschreibung über die Nutzungsdauer

Abb. 6.2: Bestimmung des Anwendungsszenarios und Grobabschätzung der Nutzen und Aufwände

Zur Ermittlung relevanter Wirkungskategorien wurden drei Mengenszenarios gebildet: ein realistisches Mengengerüst (Szenario R) sowie eine optimistische (Szenario O) und eine pessimistische (Szenario P) Schätzung der RFID-Effekte, die jeweils eine Abweichung der Werte um 20% darstellt. Die Anzahl benötigter RFID-Gates wurde als ausreichend sicher angenommen und daher nicht variiert. Abbildung 6.2 zeigt die getroffenen Abschätzungen. Mithilfe der hinterlegten Charakterisierungsfaktoren werden die Indikatorergebnisse des betrachteten Anwendungsszenarios in allen Wirkungskategorien (s. Tab. 5.1) berechnet. Der spezifische Beitrag ist jeweils in Tabelle 6.1 aufgeführt.

Tabelle 6.1: Ermittlung des spezifischen Beitrags des Anwendungsszenarios

Wirkungskategorie	Spezifischer Beitrag (qualitativ)		
	Szenario P	Szenario R	Szenario O
<i>Klimawandel</i>	gering	mittel	mittel
Ozonabbau	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Humantoxizität (karzinogen)	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Humantoxizität (nicht karzinogen)	sehr gering	gering	gering
<i>Auswirkung anorg. Substanzen auf die Atemwege</i>	sehr groß	sehr groß	sehr groß
<i>Ionisierungsstrahlung (menschl. Gesundheit)</i>	sehr groß	sehr groß	sehr groß
Ionisierungsstrahlung (Ökosysteme)	nicht berücksichtigt		
Photochemische Ozonbildung	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Versauerung	gering	gering	gering
<i>Eutrophierung (terrestrisch)</i>	sehr groß	sehr groß	sehr groß
Eutrophierung (Frischwasser)	gering	gering	sehr gering
Eutrophierung (Salzwasser)	sehr gering	sehr gering	sehr gering
<i>Ökotoxizität (Frischwasser)</i>	sehr groß	groß	mittel
Landnutzung	nicht berücksichtigt		
Wassernutzung	sehr gering	sehr gering	sehr gering
Ressourcenabbau (mineralisch, fossil)	sehr gering	sehr gering	sehr gering

Bei der Auswertung ist anzumerken, dass das Indikatorergebnis der Wirkungskategorie *Ionisierungsstrahlung (menschl. Gesundheit)* aus der Ermittlung der spezifischen Beiträge der anderen Wirkungskategorien ausgenommen wurde. Die normierten Indikatorergebnisse stellen in allen Szenarios ein Vielfaches des zweitgrößten Werts dar. Die Gültigkeit der Größenordnung dieser Normierungsbasis wird auch von KUPFER (2014, S. 32) in Frage gestellt. Es sei zudem darauf hingewiesen, dass insbesondere bzgl. der Toxizitätsindikatoren größere Unsicherheiten bei Charakterisierungsfaktoren (Humantoxizität: Faktor 100-1000; Ökotoxizität Frischwasser: 10-100) bestehen (EC 2012, S. 59; ROSENBAUM ET AL. 2008, S. 533). Neben der Wirkungskategorie *Ionisierungsstrahlung (menschliche Gesundheit)* werden daher die auf Basis des zweitgrößten Wertes ermittelten Wirkungskategorien mit mindestens einem spezifischen Beitrag der Größenordnung „mittel“ bei der Datensammlung bzw. in den detaillierten Analysen prioritär berücksichtigt. Dies sind die Kategorien *Klimawirkung*, *Auswirkung anorganischer Substanzen auf die Atemwege*, *Eutrophierung (terrestisch)* sowie *Ökotoxizität (Frischwasser)*. Die Indikatorergebnisse der anderen Wirkungskategorien werden, sofern dies aufgrund von vollständiger Datenverfügbarkeit ohne Zusatzaufwand möglich ist, zusätzlich ermittelt, jedoch im folgenden Vorgehen nicht detaillierter untersucht.

Eine weitere Erkenntnis, welche die Grobabschätzung des RFID-Anwendungsszenarios ermöglicht, ist, dass nicht in allen Wirkungskategorien ein positives Aufwand-Nutzen-Verhältnis erreicht wird. Szenariounabhängig wird in den Wirkungskategorien *Humantoxizität (karzinogen)*, *Eutrophierung (Frischwasser)*, *Ökotoxizität (Frischwasser)* und *Ressourcenabbau (mineralisch und fossil)* ein negatives Gesamtergebnis vorhergesagt. Mit Ausnahme der *Ökotoxizität (Frischwasser)* mit einem szenarioabhängigen mittel bis sehr großem spezifischen Beitrag weisen diese Wirkungskategorien jedoch alle einen geringen bis sehr geringen spezifischen Beitrag auf.

Berücksichtigung von Unsicherheiten. Die Ergebnisse der Auswahl der Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle sowie die weiteren Rahmenbedingungen der Studie werden im Grunddatenblatt zur Unsicherheitsbewertung dokumentiert. Dieses ist im Anhang B für das beispielhafte RFID-Anwendungsszenario dargestellt.

6.1.2.2 Schritt 2

Im zweiten Schritt der Methode zur Ressourceneffizienzbewertung beginnt die Detailbewertung des RFID-Anwendungsszenarios.

Beschreibung der Aufwände. Im vorliegenden Anwendungsfall lassen sich aus der Perspektive der Ressourceneffizienz lediglich Aufwände erster Art identifizieren (vgl. Abschnitt 4.2). Diese stellen die Komponenten des RFID-Systems dar. Die Planungen umfassen die Ausstattung von jeweils fünf Laderampen im Wareneingangs- bzw. Warenausgangsbereich. Der Transport zum OEM erfolgt direkt, weswegen kein Verteilknoten beim Logistikdienstleister ausgestattet werden muss. Zur Prozessabsicherung in der ersten Implementierungsphase werden zudem noch je beteiligtem Unternehmen zwei mobile RFID-Schreiblesegeräte beschafft. Die Behälter (SLT und KLT) müssen mit entsprechenden Transpondern ausgestattet werden (vgl. Abschnitt 6.1.2.1). Tabelle 6.2 enthält die für die Prüfung der Verfügbarkeit von Datensätzen aufgenommene Beschreibung der Transponder (a) sowie RFID-Gates und Handhelds (b).

Tabelle 6.2: Beschreibung der RFID-Transponder und Schreib-Lesegeräte

(a) Transponder	SLT	KLT
Typ	Bar Tag	Smart Label
Frequenzbereich	UHF	UHF
Gewicht	0,38 g/St.	18,50 g/St.
Breite, Länge, Höhe	54 x 89 x 0,3 mm	54 x 89 x 6 mm
Material Gehäuse/Träger	Papier (silikonfrei)	Polypropylen
Material Antenne	Aluminium	Aluminium
(b) Reader	Gate	Handheld
Typ	2 Empfänger, Wandmontage	mobiles Gerät
Frequenzbereich	UHF	UHF
Gewicht	2 x 1,9 kg/St.	1 kg/St.
Breite, Länge, Höhe	20 x 26 x 6 cm	25 x 12 x 20 cm
Material Gehäuse	Aluminium, ABS	Kunststoff
Material Antenne	Aluminium	Aluminium

Prüfung der Datenverfügbarkeit für die Wirkungsabschätzung. Zu relevanten Komponenten von RFID-Systemen liegen nur teilweise Datensätze zur Wirkungsabschätzung in Ökobilanzierungsdatenbanken vor. Die Datenverfügbarkeit ist für auch in anderen Anwendungen häufig eingesetzte Komponenten der IKT, wie z. B. Computer und Bildschirme, gegeben. Nicht enthalten sind Daten zu Schreib-Lesegeräten und Transpondern. Hier kann auf die im Rahmen des RAN-Projekts aufgebaute Datenbasis zurückgegriffen werden (vgl. LEPRATTI ET AL. 2014, S. 222 f., REINHART ET AL. 2012).

6.1.2.3 Schritt 3

Im dritten Schritt der Bewertung erfolgt die Erfassung der Nutzen des RFID-Anwendungsszenarios. Hierzu erfolgt auf Basis der Prozessmodellierung sowie der identifizierten Aufwände die Ableitung von Ursache-Wirkungsketten. Die Ursache-Wirkungskette des Behältermanagements zeigt Abbildung 6.3.

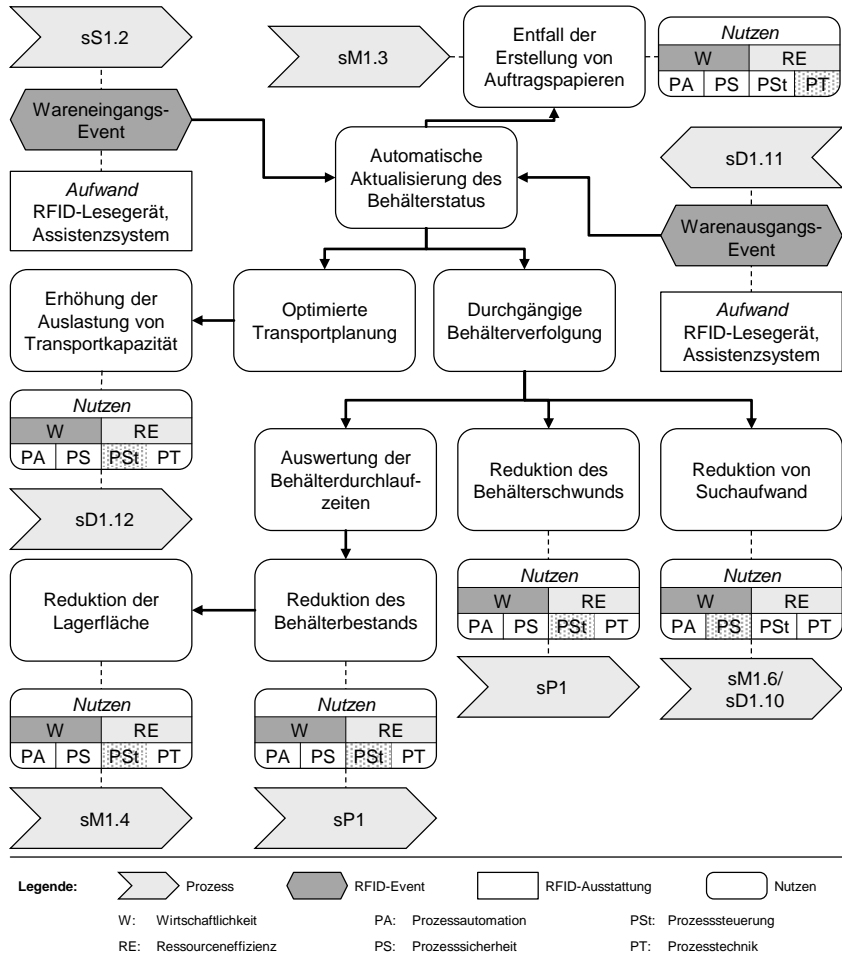


Abb. 6.3: Ursache-Wirkungskette des Behältermanagements

6.1.2.4 Schritt 4

Quantifizierung der Aufwände. Im vierten Schritt müssen die Nutzen und Aufwände quantifiziert werden. Die Anzahl benötigter Schreib-Lesegeräte ergibt sich aus den geplanten Erfassungspunkten (s. Abschnitt 6.1.2.2). Insgesamt sind 10 RFID-Gates und 4 Handhelds zur Prozessabsicherung erforderlich. Die Berechnung benötigter Transponder wird in Tabelle 6.3 aufgezeigt.

Tabelle 6.3: Behälterdaten und benötigte RFID-Transponder

	SLT	KLT
Gewicht (leer)	83 kg	1,5 kg
Gewicht (befüllt)	200 kg	7,5 kg
Bestand, alt (inkl. Sicherheitsbestand)	1.600 St.	50.000 St.
Bestandsabsenkung	100 St	-
Bestand, neu	1.500 St	50.000 St.
Umlaufdauer	14 Tage	20 Tage
Benötigte Transponder ($t=0$)	1.500 St.	50.000 St.
Schwundrate	1,7 %	nicht ermittelt
Defekte Behälter	3,3 %	nicht ermittelt
Austauschrate Behälter (gesamt)	5 %	2 %
Ersatztransponder (p. a.)	30 St.	1.000 St.

Quantifizierung der Nutzen. Neben den Aufwänden müssen die Nutzen quantifiziert werden. Der Nutzen der automatischen Verladekontrolle ergibt sich aus der Betrachtung der Fehlerfolgekette (s. Abb. 6.4). Aus Vergangenheitsdaten kann die Anzahl Reklamationen ermittelt werden, die aufgrund von falscher Ware entstanden sind. Auf Basis dieser Daten wird von einer Fehlerrate α von 5% ausgegangen. Es wird abgeschätzt, dass in ca. 70% der Fälle eine Falschverladung bereits unternehmensintern bei der Übergabe an den Logistikdienstleister entdeckt wird (β_1). Es muss daher eine Umladung der Ware erfolgen. Hierfür wird ein Elektro-Stapler eingesetzt. Der Verbrauch wird aus Herstellerdaten ermittelt und beträgt durchschnittlich 6,9 kWh je Betriebsstunde. Zusätzlich entsteht ein Suchaufwand bei der Suche der richtigen Ware. Falsche Ware, die den Kunden erreicht hat ($\beta_2 = 100\%$), muss zurückgeholt werden und die richtige Ware ausgeliefert werden. Die Falschverladung verursacht somit zwei zusätzliche Fahrten, wobei von einer durchschnittlichen Strecke von 350 km ausgegangen wird. Die Fehlerhandhabung und Planung dieser Transporte erfordert zudem in der entsprechenden Abteilung einen Personalaufwand.

Des Weiteren müssen die Nutzen des Behältermanagements der Sonderladungsträger quantifiziert werden. Hierbei sind die in Abschnitt 6.1.2.1 aufgeführten

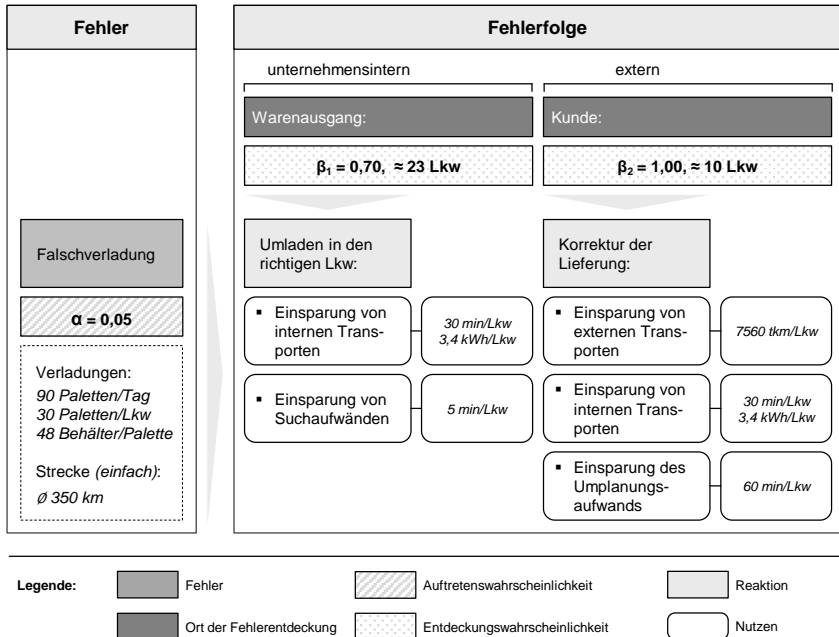


Abb. 6.4: Quantifizierung der Fehlerfolge der Falschverladung

Nutzen zu berücksichtigen. Die Nutzenberechnung des Behältermanagements und der Warenausgangskontrolle sowie auch der Aufwände ist auf dem in Abschnitt 5.3.5 vorgestellten Datenblatt zu dokumentieren. Dies wird im Folgenden exemplarisch am Nutzen der Lagerflächenreduzierung beschrieben. Das zugehörige Datenerhebungsblatt zeigt Abbildung 6.5. Basis der Berechnungsformel stellt die Bestandsänderung dar. Der Wert hierfür wurde von der Planungsabteilung berechnet. Als wahrscheinlichster Wert wurde eine Einsparung von 25 Behältern ermittelt. Die Modellierung der Unsicherheiten in der Berechnung erfolgt über die Dreiecksverteilung. Die Anzahl der Behälter, die übereinander gestapelt werden können, stellt eine Vorgabe dar und wird deswegen als Punktwert modelliert, von dem nicht abgewichen wird. Hinreichend sicher ist zudem die Fläche eines Behälters. Die Daten hierzu stammen aus einer Sekundärdatenquelle, dem Produktdatenblatt. Abweichungen von diesen Daten sind nicht bekannt oder wahrscheinlich, weswegen der Datensatz mit entsprechend guten Qualitätsindikatoren bewertet wurde.

Datenerhebungsblatt 1/2

Sachbilanz

Prozessbaustein

Id.-Nr. Bezeichnung

Verantwortlicher/Datum

Hr. Schwarz

Ressourceneffizienzeffekt

Art Nutzen Aufwand Kategorie

Beschreibung

Berechnungsformel = $\Delta SLT / (SLT/Stapel) \times \text{Fläche} / SLT \times \text{Energieverbrauchskennwert} / \text{Fläche} \cdot CF_1$

Datenqualität LCI

Formelelement		(1)	(2)	(3)	(4)	-
Einheit		St.	St./Stapel	m ²	kWh/m ²	
Datenquelle	Art	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input checked="" type="checkbox"/> SD	<input checked="" type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD	<input type="checkbox"/> PD <input type="checkbox"/> SD
	Name	Planung	Planung	Datenblatt	Messung	
	Typ (PD)	<input checked="" type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation <input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation <input checked="" type="checkbox"/> Soll-Wert	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation <input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> Rechnung <input checked="" type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation <input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> Rechnung <input type="checkbox"/> Messung <input type="checkbox"/> Schätzung <input type="checkbox"/> Simulation <input type="checkbox"/> _____
Punktwert			3	0,96		
Verteilung	<input checked="" type="checkbox"/> Normal	μ			133	
		σ			$\pm 7,3 \text{ kWh}$	
	<input type="checkbox"/> Rechteck	min max				
	<input checked="" type="checkbox"/> Dreieck	min max w	19 30 25			

Vertrauensgrad (Primärdaten)	hoch ↔ niedrig	<input type="checkbox"/> 1 <input checked="" type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input checked="" type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input checked="" type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input checked="" type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5
Qualitätsindikatoren (Sekundärdaten)	R _z R _g R _t	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	R _z R _g R _t	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	R _z R _g R _t	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Anmerkungen	Daten zum Energieverbrauch im Behälterlager entstammen dem Projekt „EnEffLager“.					

PD: Primärdaten SD: Sekundärdaten
 R_z: zeitl. Repräsentativität R_g: geogr. Repräsentativität R_t: techn. Repräsentativität w: wahrscheinlichster Wert

Abb. 6.5: Dokumentation der Datenqualität am Beispiel des Nutzens der Lagerflächenreduzierung

Der Energieverbrauchskennwert wurde aus einem beim Zulieferer durchgeführten Projekt aus der Vergangenheit entnommen. Die Daten wurden durch Messungen gewonnen und weisen eine Normalverteilung mit den im Datenblatt dokumentierten Kennwerten auf. Die Messungen wurden nicht im Rahmen des Projekts durchgeführt. Eine entsprechende Anmerkung wurde im Kommentarfeld ergänzt.

Die Auswertung der Datentypen und Datenquellen der Sachbilanzphase für das präsentierte Anwendungsbeispiel zeigt Tabelle 6.4. Die Sachbilanzdaten bestehen dabei mehrheitlich aus Primärdaten (ca. 70 %). Am häufigsten werden die Werte durch Schätzungen bzw. auf Basis von Berechnungen gewonnen.

Tabelle 6.4: Datentypen und Datenquellen der Sachbilanzdaten

Primärdaten		Sekundärdaten	
Anteil gesamt	69,7%	Anteil gesamt	30,3%
Datentyp	Anz. Datensätze	Datenquelle	Anz. Datensätze
Rechnung	6	Datenblatt (Hersteller)	9
Messung	3	Geodaten	1
Schätzung	11		
Simulation	0		
Sonstige	3		

6.1.2.5 Schritt 5

Im fünften Schritt der Methode erfolgt die Ermittlung der Umweltwirkung. Hierzu müssen zum einen den im vorangegangenen Schritt ermittelten Werten der Sachbilanz Charakterisierungsfaktoren zugeordnet werden. Zum anderen müssen die Wirkungsindikatorergebnisse einzelner Nutzen und Aufwände zum Gesamtergebnis der Bewertung verrechnet werden.

Für jeden Nutzen bzw. Aufwand muss zudem die Datenqualität dokumentiert werden. Abbildung 6.6 zeigt die Dokumentation der Ökobilanz zur Wirkungsabschätzung der RFID-Gates. Für die ausgewählten Wirkungskategorien wird jeweils der Ergebniswert, der sich aus der Modellierung in der Software GaBi berechnet, aufgezeigt. Die für die Modellierung verwendeten Datensätze stammen wiederum aus vier verschiedenen Datenbanken, u. a. aus der integrierten GaBi-Datenbank von PE sowie der Ecoinvent-Datenbank. Zusätzlich müssen die Qualitätsindikatoren bestimmt werden. Die Ökobilanzierung wurde für die im spezifischen Anwendungsfall verwendeten RFID-Gates durchgeführt, so dass theoretisch eine hohe technische Repräsentativität besteht.

Datenerhebungsblatt 2/2

Wirkungsabschätzung

Prozessbaustein

Id.-Nr. **WA₂₁** Bezeichnung **sD1.11, Warenausgang Zulieferer**

Verantwortlicher/Datum

K. Müller **01.09.2014**

Ressourceneffizienzeffekt

Art	<input type="checkbox"/> Nutzen	<input checked="" type="checkbox"/> Aufwand	Kategorie	-
-----	---------------------------------	---	-----------	---

Beschreibung: **Ausstattung des Warenausgangs mit RFID-Gates**

Berechnungsformel: = Anz. Gates · CF_i

Datenqualität LCIA

Wirkungskategorie	Klimawandel	Anorg. Subst.	Ionisierungsstr.	Eutrophierung	Ökotoxizität
Einheit	kg CO ₂ eq	kg PM2.5eq	kBq U ²³⁵ eq	mol Neq	PAF m ³ d
Datenquelle	<input type="checkbox"/> Fachjournal <input type="checkbox"/> Datenblatt <input type="checkbox"/> Report <input checked="" type="checkbox"/> Datenbank: <ul style="list-style-type: none"> • PE (5) • Ecoinvent (5) 				
Typ	<input type="checkbox"/> Verschiedene <input type="checkbox"/> (..) Anzahl verwendeter Datensätze				
Punktwert (inkl. Multiplikator)	6,79E+02	1,94E-01	5,24E+04	4,92E+00	2,06E+04
Multiplikator (+/-)	Höhe				
(Veränderung des Wertes der Quelle)	Grund				
Verteilung	<input type="checkbox"/> Normal	μ			
		σ			
	<input type="checkbox"/> Rechteck	min			
		max			
<input type="checkbox"/> Dreieck	min				
	max				
<input type="checkbox"/>	w				
				
Qualitätsindikatoren	R _z R _g R _t [2] [2] [4]				
Anmerkungen	Erstellung der Ökobilanz der Gates auf Basis einer Stückliste und einem beispielhaften Herstellungsprozess inklusive Transporten. Keine Daten zum End-of-Life verfügbar.				

R_z: zeitl. Repräsentativität R_g: geogr. Repräsentativität R_t: techn. Repräsentativität w: wahrscheinlichster Wert

Abb. 6.6: Dokumentation der Datenqualität der Wirkungsabschätzung am Beispiel der RFID-Schreib-Lesegeräte

Da jedoch in der Modellierung der Herstellungsprozesse nicht alle Prozessschritte bzw. die Prozessschritte nur näherungsweise abgebildet werden konnten, erfolgt ein entsprechender Abzug. Die geografische und zeitliche Repräsentativität wird ebenfalls im mittleren oberen Bereich bewertet, da die zur Modellierung verwendeten Datensätze teilweise älter als 3 Jahre sind bzw. nicht den spezifischen Ort der Studie repräsentieren.

Ist die Charakterisierung aller Sachbilanzdaten erfolgt, kann das Gesamtergebnis der Bewertung ermittelt werden. In Tabelle 6.5 sind zunächst die Ergebnisse der deterministischen Berechnungen ohne die Berücksichtigung von Unsicherheiten aufgeführt. Entsprechend Formel 4.1 bedeutet ein positiver Wert, dass die Nutzen die Aufwände überwiegen und sich eine positive Umweltwirkung durch den RFID-Prozess erzielen lässt. Wie bereits in der Grobabschätzung ermittelt (s. Abschnitt 6.1.2.1), wird in allen Wirkungskategorien mit Ausnahme der *Ökotoxizität (Frishwasser)* ein positives Gesamtergebnis durch die RFID-Prozessänderung erzielt.

Tabelle 6.5: Ergebnis der Ressourceneffizienzbewertung in den ausgewählten Wirkungskategorien (deterministisch)

Wirkungskategorie	Einheit	Ergebnis
Klimawandel	kg CO ₂ eq	31 576,72
Auswirkung anorg. Substanzen auf die Atemwege	kg PM _{2.5} eq	25,60
Ionisierungsstrahlung (menschl. Gesundheit)	kBq U ²³⁵ eq	49 357,33
Eutrophierung (terrestrisch)	mol Neq	939,89
Ökotoxizität (Frishwasser)	PAF m ³ d	-60 416,60

Die Datensätze zur Charakterisierung der Sachbilanzdaten stammen ausschließlich aus Sekundärquellen, vornehmlich aus drei Datenbanken. Die Auswertung der Datenblätter ergibt für das Anwendungsbeispiel, dass 75% der Datensätze aus der GaBi-Datenbank entnommen wurden. Jeweils 10% der Datensätze stammen aus den Datenbanken von Ecoinvent bzw. Plastics Europe. Es wurden keine Datensätze aus weiteren Quellen wie Fachjournalen entnommen.

Neben den Quellen erfolgt zusätzlich eine Auswertung der Datenqualitätsindikatoren. Im Gegensatz zu den Datenquellen erfolgte hier eine Gewichtung auf Basis der Indikatorergebnisse der einzelnen Nutzen und Aufwände. Hierdurch wird eine Verzerrung des Ergebnisses bspw. durch nicht repräsentative Effekte, die lediglich einen kleinen Anteil am Gesamtergebnis haben, vermieden. Die Ergebnisse für die einzelnen Qualitätsindikatoren zeigt Tabelle 6.6. Dabei ist zu erkennen, dass insbesondere die technische Repräsentativität der zugrundeliegenden Daten nur teilweise gegeben ist. In Abhängigkeit der betrachteten Gewichtung nach den Wirkungskategorien liegt hier zudem eine höhere Schwankungsbreite vor. Die geografische Repräsentativität dagegen weist für jede

Gewichtung einen Wert von ca. 2 auf, da die Datensätze nahezu durchgängig zumindest den Ort der Ökobilanzstudie einschließen. Eine Steigerung der Datenqualität der gesamten Bewertung kann somit insbesondere durch technisch repräsentativere Datensätze erzielt werden²².

Tabelle 6.6: Qualitätsindikatoren der Wirkungsabschätzung

gewichtet nach:	kg CO ₂ eq	kg PM2.5eq	kBq U ²³⁵ eq	mol Neq	PAF m ³ d
zeitl. Repräsentativität	1,58	1,25	1,95	1,92	1,99
geogr. Repräsentativität	1,94	2,01	1,99	1,99	2,00
techn. Repräsentativität	3,24	3,74	2,23	3,03	2,34

6.1.2.6 Schritt 6

Im Rahmen der Analysephase erfolgt die Zusammenfassung der Ergebnisse der Bewertung sowie der Auswertung der Datenqualität auf dem Ergebnisdatenblatt (s. Anhang B). Im Folgenden werden relevante Auszüge der Ergebnisse und der Auswertung dargelegt.

Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung. Zur Prüfung der Vollständigkeit der Bewertung des Projektbeispiels wurden Kennzahlen zu bewerteten Prozessbausteinen und bewerteten Nutzen und Aufwänden erhoben sowie die Vollständigkeit der zugehörigen Produkt- bzw. Prozessökobilanzen überprüft. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.7 sowie Tabelle 6.8 dargestellt.

Tabelle 6.7: Bewertete Prozessbausteine sowie Nutzen und Aufwände

	bewertet	Anmerkung
Prozessbausteine	100%	
Nutzen	100%	
Aufwände	80%	Keine Bewertung des Ressourcenaufwands des Datenaustauschs (z. B. Energieaufwand)

²² Die Qualitätsindikatoren können zudem als zusätzliche Unsicherheit in die Bewertung integriert werden. Für die hierfür zu verwendenden Standardabweichungen der Normalverteilungen existieren bereits Vorschläge, welche sich jedoch noch in Überarbeitung befinden, um eine bessere empirische Basis zu schaffen (WEIDEMA ET AL. 2013, S. 77). An dieser Stelle ist daher darauf verzichtet worden, die Ergebnisse unter Einbezug dieser Faktoren darzustellen. Trotz alledem wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass eine geringe technologische Repräsentativität zu einer vergleichsweise höheren Unsicherheit führt.

Die Bewertung der Prozessbausteine sowie der Anteil bewerteter Nutzen und Aufwände weist eine hohe Vollständigkeit auf. Dagegen konnte bei den Produktökobilanzen, die zur Quantifizierung der RFID-Effekte erstellt werden mussten, aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht alle Daten vollständig erhoben werden bzw. diese mussten zum Teil abgeschätzt werden. Entsprechend der festgelegten Systemgrenze (s. Abb. 4.3) wurden die Einsparungen der Transporte und der Lagerflächen nur mit der entsprechenden Nutzungsphase berechnet. Folglich lassen sich insgesamt drei Grade der Vollständigkeit für die dem Prozess untergeordneten Ökobilanzen unterscheiden (s. Tab. 6.8).

Tabelle 6.8: Bewertete Lebenszyklusphasen in Produktökobilanzen zur Ermittlung der RFID-Effekte

Bewertete Lebenszyklusphasen	Anteil	Anmerkung
Alle	3/10	teilweise unvollständige Modellierung der Herstellungsphase, wesentliche Elemente wurden abgebildet
Herstellung, Nutzung	3/10	teilweise unvollständige Modellierung der Herstellungsphase, wesentliche Elemente wurden abgebildet
Nutzung	4/10	entsprechend festgelegter Systemgrenze
	X/Y	X: Anzahl Effekte [St.], Y: Gesamtanzahl [St.]

Sensitivitätsanalyse. Ergänzend zur Monte-Carlo-Simulation wird eine Sensitivitätsanalyse in Form einer Uncertainty Importance Analysis durchgeführt. Diese wird auf alle Indikatorergebnisse der ausgewählten Wirkungskategorien jeweils für Nutzen und Aufwände getrennt angewendet. Abbildung 6.7 zeigt das Ergebnis beispielhaft für die Wirkungskategorie der Klimawirkung. Hier lässt sich erkennen, dass neben der Reduktion jährlich neu zu beschaffender Behälter insbesondere Unsicherheiten bei der Einsparung von Transportaufwänden einen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Während bei den Nutzen in Abhängigkeit der betrachteten Wirkungskategorie unterschiedliche Unsicherheiten die jeweiligen Indikatorergebnisse beeinflussen, ist bei den Aufwänden festzustellen, dass unabhängig von der gewählten Wirkungskategorie primär die als unsicher angenommene Lebensdauer der RFID-Gates einen hohen Einfluss auf das Gesamtergebnis hat.

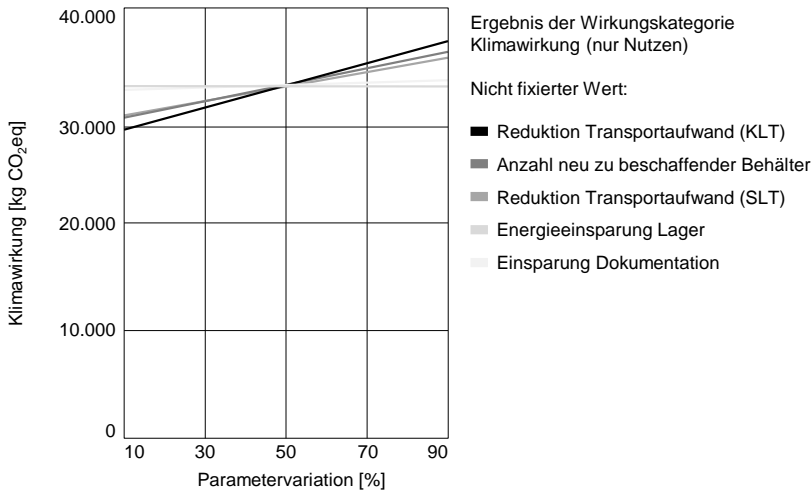


Abb. 6.7: Ergebnisse der Uncertainty Importance Analysis der Nutzen in der Wirkungskategorie Klimawirkung

Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung. Abschließend muss eine gemeinsame Betrachtung der Ergebnisse der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung für das Anwendungsbeispiel erfolgen, um eine Umsetzungslösung auszuwählen.

Im ersten Teilschritt muss hierzu zunächst das *Optimierungsproblem formuliert* werden. Für die Betrachtung werden $q = 2$ Zielfunktionen herangezogen. Dies sind zum einen der Kapitalwert der Investition, zum anderen wurde die Klimawirkung von den Projektentscheidern ausgewählt. Alternativ könnte die gewichtete Umweltwirkung der ausgewählten Wirkungskategorien herangezogen werden, wobei aufgrund der Kritik an der Größenordnung der Normierungsbasis der Wirkungskategorie Ionisierungsstrahlung diese ggf. ausgenommen werden sollte. Von der Europäischen Kommission wird bis zur Entwicklung geeigneter Gewichtungsfaktoren eine Gleichgewichtung vorgeschlagen (EC 2014, S. 34). Die Zielfunktion ergibt somit wie folgt:

$$\max\{z(x) = \begin{pmatrix} KW \\ WI_{Klimawirkung} \end{pmatrix} | x \in X\} \quad (6.1)$$

KW

Kapitalwert der Investition

$WI_{Klimawirkung}$

Wirkungsindikatorwert d. *Klimawirkung*

Des Weiteren müssen die *Nebenbedingungen der Bewertung* definiert werden. Für die Investitionsauszahlung $I_{0,k}$ der Alternative k in Periode 0 soll $I_{0,k} \leq I_{max}$ mit der Investitionsobergrenze $I_{max} = 100\,000$ € sein. Für die Amortisationszeit zulässiger Alternativen k soll gelten, dass $t_{a,k} \leq t_{max}$ mit $t_{max} = 3$ Jahre. Jede Alternative sollte mindestens eine positive Klimawirkung vorweisen, d.h. $WI_{Klimawirkung} \geq 0$.

Die Investition besteht insgesamt aus sechs Aufwänden und fünf Nutzen, die in Tabelle 6.9 aufgeführt sind.

Tabelle 6.9: Nutzen und Aufwände

Aufwände		Nutzen	
a ₁	Transponder, KLT, t=0	e ₁	Behälterschwind, SLT
a ₂	Transponder, KLT, t=1,...,3	e ₂	Lagerfläche, SLT
a ₃	Transponder, SLT, t=0	e ₃	Transportauslastung, SLT
a ₄	Transponder, SLT, t=1,...,3	e ₄	Lieferdokumente, SLT
a ₅	RFID-Gates	e ₅	Falschverladung, KLT
a ₆	RFID-Handhelds		

Aus der Menge dieser Nutzen und Aufwände müssen die *zulässigen RFID-Teilsysteme* bestimmt werden. Die zulässigen Kombinationen zeigt die Matrix R (siehe Formel 6.2).

$$R = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{pmatrix} \quad (6.2)$$

Mithilfe der Relationenmatrix können die *Handlungsalternativen* berechnet werden. Tabelle 6.10 gibt eine Übersicht über die alternativen Umsetzungslösungen sowie die Zielfunktionswerte. Alternative zwei stellt dabei keine echte Handlungsalternative dar, da sie die Nebenbedingung einer Amortisationszeit unter 3 Jahren verletzt.

Tabelle 6.10: Handlungsalternativen

Aufwände	Nutzen	KW	AD [a]	UW [kg CO ₂ eq]
a ₃ , a ₄ , a ₅ , a ₆	e ₁ , e ₂ , e ₃ , e ₄	11 974	2	17 592
a ₁ , a ₂ , a ₅ , a ₆	e ₅	-7136	≥ 3	10 315
a ₁ , a ₂ , a ₃ , a ₄ , a ₅ , a ₆	e ₁ , e ₂ , e ₃ , e ₄ , e ₅	29 855	1,4	30 760

Die gemeinsame Betrachtung der Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz dieses Anwendungsbeispiels ergibt eine sog. perfekte Lösung. Diese beinhaltet die Umsetzung aller aufgeführten Nutzen und Aufwände. Der Schritt der Pareto-Optimierung sei daher an einem Vergleich des hier beschriebenen RFID-Projekts mit weiteren alternativen Projekten nachvollzogen. Die Projekte 3 und 4 behandeln den RFID-Einsatz in der Produktionssteuerung, Projekt 2 beschreibt eine RFID-Anwendung in einem Warenlager und Projekt 5 ein Szenario aus der Transportsteuerung. Abbildung 6.8 zeigt die Ergebniswerte für Kapitalwert und Ressourceneffizienz für fünf alternative Projekte.

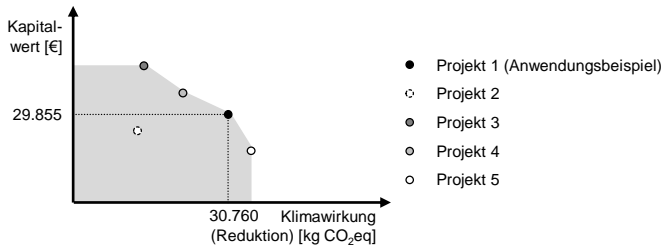


Abb. 6.8: Ergebnisse der Pareto-Optimierung von fünf alternativen RFID-Projekten

Projekt 2 stellt eine dominierte Lösung und somit keine Handlungsalternative dar. Projekt 1 (Anwendungsbeispiel) sowie die Projekte 3-5 sind Pareto-Optima. Zur Auswahl einer Umsetzungslösung muss eine Gewichtung zwischen Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzkriterium erfolgen. Bei Vorliegen der in Tabelle 6.11 dargestellten Projektwerte unter Annahme einer Gleichgewichtung wird das im Anwendungsbeispiel dargestellte Projekt für die Umsetzung ausgewählt, da dieses den höchsten Erfüllungsgrad aufweist.

Tabelle 6.11: Gewichtung und Berechnung des Erfüllungsgrads

Projekt	Kapitalwert	g_1	Klimawirkung	g_2	Erfüllungsgrad
1	29 855	0,5	30 760	0,5	0,77
2	-	-	-	-	-
3	43 000	0,5	17 000	0,5	0,73
4	36 000	0,5	22 000	0,5	0,72
5	21 000	0,5	36 000	0,5	0,74

6.1.3 Diskussion der Ergebnisse

Projekt 1 (Anwendungsbeispiel). Die Ressourceneffizienzbewertung ergibt für das beschriebene Anwendungsbeispiel aus dem Bereich des Behältermanagements für alle Wirkungskategorien mit Ausnahme der Ökotoxizität ein positives Gesamtergebnis (s. Tab. 6.5). Die integrierte ökonomische und ökologische Bewertung ermittelt hierbei drei technisch zulässige RFID-Teilsysteme, wobei das zweite Teilsystem, das lediglich die Vermeidung von Falschverladungen behandelt, einen negativen Kapitalwert aufweist und die zulässige Amortisationsdauer überschreitet. Die Handlungsalternative des Behältermanagements der SLT (1. Alternative) ergibt zwar eine zulässige Lösung mit positivem Gesamtwert bei Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz in der Wirkungskategorie Klimawirkung, wird jedoch von der Gesamtlösung des Behältermanagements von SLT und KLT (3. Alternative) dominiert. Hier ergibt sich eine positive Umweltwirkung von 30 760 kg CO₂eq (s. Tab. 6.10). Dies entspricht nach den Referenzwerten des Bayerischen Landesamts für Umwelt ca. der Umweltwirkung von 12 Jahren Auto fahren bzw. dem durchschnittlichen jährlichen Stromverbrauch von 12 Drei-Personen-Haushalten.²³ Betrachtet man die Wirkungskategorie der Ökotoxizität so ergibt sich ebenfalls für diese Alternative das am wenigsten negative Resultat. Unter Einbezug der Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation (s. Abb. B.3) ist erkennbar, dass auch bei Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung neben der Ökotoxizität lediglich die Wirkungskategorie der Ionisierungsstrahlung mit einer geringen Wahrscheinlichkeit ein negatives Ergebnis aufweisen kann. In allen weiteren Wirkungskategorien wird mit der Umsetzung des RFID-Systems immer eine positive Umweltwirkung erreicht.

Hinsichtlich weiterer Verbesserungspotentiale für die RFID-Anwendung ist der folgende Aspekt aus der Analyse der Bewertungsergebnisse der Ressourceneffizienz erkennbar. Die größte negative Umweltwirkung entsteht primär durch die Installation und den Betrieb der RFID-Gates und weniger durch die Transponder an den Ladungsträgern. Die Integration weiterer Behältertypen oder einer größeren Behälteranzahl, z. B. durch die Integration weiterer Kunden des Zulieferers in das Behältermanagement, könnte den Nutzungsgrad der geplanten RFID-Gates beim Zulieferer erhöhen und so zu einer Verbesserung des Gesamtergebnisses der Ressourceneffizienz beitragen. Ebenso müssten, als Voraussetzung für die Umsetzung dieser Erweiterungen des RFID-Systems, die gesetzten Kriterien der Wirtschaftlichkeit erreicht werden.

²³ Annahmen: 1 Jahr Auto fahren entspricht einer Laufleistung von 12 000 km/a bei einem durchschnittlichen Verbrauch von 7 l pro 100 km. Der Stromverbrauch eines Drei-Personen-Haushalts beträgt ca. 4050 kWh im Jahr. Link zum Online-Rechner: www.izu.bayern.de/download/xls/CO2-Emissionen_Berechnung_LfU.xls

Vergleich mit weiteren Projektalternativen. Der Vergleich des Anwendungsbeispiels mit anderen beispielhaften Szenarios aus den Bereichen Produktionssteuerung, Transportmanagement und Lagermanagement zeigt, dass bei einer Gleichgewichtung der Kriterien Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz das Anwendungsbeispiel am vorteilhaftesten ist (s. Tab. 6.11). In der Regel erfordert der RFID-Einsatz in der Produktionssteuerung zahlreiche Erfassungspunkte. Die hierfür benötigte Hardware kann das Nutzen-Aufwand-Verhältnis der Ressourceneffizienz negativ beeinflussen und gleichzeitig jedoch einen hohen wirtschaftlichen Nutzen erzielen. Werden in einem Szenario LKW-Transporte eingespart, so kann sich dies insbesondere in der Wirkungskategorie der Klimawirkung positiv auswirken. Ggf. kann es hier sinnvoll sein, weitere Wirkungskategorien zu berücksichtigen. Ebenso wird die Umsetzungsentscheidung durch die gewählte Gewichtung von Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz beeinflusst. Wird die Wirtschaftlichkeit höher gewichtet als die Ressourceneffizienz, verschiebt sich die Entscheidung zu Projekt 3 und 4. Im Falle einer höheren Gewichtung der Ressourceneffizienz wird Projekt 5 bevorzugt. Sollen im Rahmen des zulässigen maximalen Investitionsbudgets mehrere Projekte umgesetzt werden, so sind zunächst mögliche Synergien bei Erfassungspunkten zu prüfen, um Doppelinvestitionen zu vermeiden.

6.2 Bewertung der Methode

Auf Basis des beschriebenen Anwendungsbeispiels erfolgt im folgenden Abschnitt eine Bewertung der Methode. Hierfür wird zunächst die Erfüllung der in Abschnitt 3.1 beschriebenen Anforderungen diskutiert. Anschließend werden die mit der Durchführung der Methode verbundenen Nutzen und Aufwände diskutiert.

Erfüllung der Anforderungen. Die Konzeption der Methode erfolgte auf Basis der gegebenen Anforderungen. Im Folgenden ist aufgeführt, wie diese in der Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz berücksichtigt wurden:

- A1 *Konformität mit dem Vorgehen der Ökobilanzierung:* Die grundlegenden Schritte der Bewertungsmethode lassen sich dem Vorgehen der Ökobilanz entsprechend der DIN 14040 (2006) bzw. der DIN 14044 (2006) zuordnen. Des Weiteren werden die in der Norm gestellten Anforderungen an die Erstellung einer Ökobilanzstudie gesamtheitlich berücksichtigt und für den Anwendungsfall der RFID-Bewertung spezifiziert.
- A2 *Integrierte Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung:* Das Vorgehen orientiert sich gleichzeitig in engem Maße an den für eine Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID erforderlichen Vorgehensschritten und

Kennzahlen, so dass eine integrierte Bewertung mit geringem zusätzlichen Aufwand für die Datenerhebung erfolgen kann.

- A3 *Berücksichtigung unternehmensspezifischer Bewertungsanforderungen:* Die Methode berücksichtigt unternehmensspezifische Anforderungen insbesondere bei der Auswahl der in der Bewertung zu berücksichtigen Umweltwirkungsindikatoren. Unter Berücksichtigung unternehmensspezifischer Präferenzen unterstützt die Methode die Auswahl von Kennzahlen und stellt sicher, dass keine relevanten Wirkungskategorien vernachlässigt werden.
- A4 *Vergleichbarkeit alternativer RFID-Systeme:* Mithilfe der Methode können verschiedene RFID-Systeme verglichen werden, sofern dieselben Kennzahlen für die Bewertung herangezogen werden. Insbesondere das Vorgehen zur integrierten ökonomischen und ökologischen Bewertung unterstützt die Entscheidungsfindung unter Berücksichtigung aller relevanten Entscheidungskriterien.
- A5 *Berücksichtigung von IKT-Effekten 1. und 2. Ordnung:* Die Methode sieht die Ökobilanzierung der Effekte vor, welche direkt mit der Herstellung bzw. dem Betrieb des RFID-Systems sowie indirekt durch die Veränderung der Prozesse des Wertschöpfungsnetzes entstehen. Für wichtige Komponenten von RFID-Systemen, wie z. B. Transponder oder Schreib-Lesegeräte, stellt die Methode Datensätze bereit.
- A6 *Unterstützung der Datenaufnahme und Beurteilung der Datenqualität:* Im Rahmen der vorgestellten Ressourceneffizienzbewertung erfolgt die Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung. Die hierfür erforderliche Datenaufnahme wird durch standardisierte Datenblätter unterstützt. Ebenso enthält die Methode ein Vorgehen zur systematischen Nutzenidentifikation, u. a. auch für Nutzen, die aus der Vermeidung von Fehlern resultieren.
- A7 *Quantitative Ressourceneffizienzbewertung:* Ergebnis der Bewertung ist eine (oder mehrere) quantitative Kennzahl(en). Die mit dieser Kennzahl verbundenen Unsicherheiten werden zusätzlich aufgezeigt.
- A8 *Einsatz der Methode in verschiedenen Projektphasen:* Auf Basis des im Schritt der Auswahl von Wirkungskategorien beschriebenen Vorgehens zur Abschätzung der Effekte des RFID-Systems kann eine Anwendung der Methode bereits in frühen Projektphasen, wie z. B. in der Konzeptionierung, erfolgen. Zudem erlauben die Bewertungsschritte die Eingabe von Schätzwerten.

Insgesamt wurden alle Schritte der Methode auf Grundlage einer umfassenden Betrachtung und Bewertung relevanter Vorarbeiten systematisch entwickelt.

Zudem erfolgte eine intensive Diskussion und Erprobung der einzelnen Vorgehensschritte im Rahmen von beispielhaften Anwendungsfällen bei Industriepartnern. Hierdurch wurde sowohl die methodische Richtigkeit wie auch die Praxisrelevanz des Vorgehens zur Ressourceneffizienzbewertung sichergestellt.

Bewertung der Aufwände. Bei der Bewertung der Aufwände ist zum einen zwischen dem Aufwand für benötigte Software und zum anderen dem eigentlichen Projektaufwand der Bewertung zu unterscheiden. Für die Bewertung ist der Zugang zu Datensätzen mit Lebenszyklusdaten erforderlich. Zudem kann eine entsprechende *Software* die Erstellung von Ökobilanzen unterstützen. In Abhängigkeit des Umfangs der benötigten Datensätze kann die Anschaffung einer solchen Software mit Kosten zwischen 5000 € und 10 000 € verbunden sein. Teilweise beinhalten die Ökobilanzierungsprogramme, z. B. GaBi von PE International, zusätzlich bereits Werkzeuge für die Bewertung von Unsicherheiten. Die Bewertung des diskutierten Anwendungsbeispiels erfolgte in Microsoft® Office Excel®, da hier neben der eigentlichen Ökobilanzierung zugleich die Auswertungen der zusätzlich mithilfe der standardisierten Datenblätter erhobenen Daten erfolgen konnte. Lediglich einige der Produktökobilanzen wurden direkt in GaBi durchgeführt. Für die Bewertung der Unsicherheiten ist daher ein Software-Werkzeug zur Durchführung der Monte-Carlo-Simulation und der Sensitivitätsanalysen erforderlich. Diese Funktionen bietet bspw. die Software Oracle® Crystal Ball®. Eine Lizenz hierfür kostet ca. 800 €.

Der eigentliche *Projektaufwand* besteht insbesondere aus dem zeitlichen Aufwand für die Datenerfassung, Bewertung und Auswertung. Dieser hängt maßgeblich von dem Umfang des betrachteten Wertschöpfungsnetzes und des Konzepts des RFID-Systems ab. Des Weiteren reduziert sich der Projektaufwand, wenn für alle Effekte des RFID-Systems Ökobilanzierungsdatensätze bereits vorliegen. Auf Basis durchgeführter Bewertungen wird von einem durchschnittlichen Bewertungsaufwand von 15 bis 20 Personentagen ausgegangen. Dieser Wert kann jedoch im individuellen Anwendungsfall variieren.

Bewertung der Nutzen. Die Anwendung der beschriebenen Methode ist mit vielfältigen Nutzen verbunden. Aufgrund fehlender Größen, welche eine valide Überführung von Größen zur Beschreibung der Umweltwirkung in monetäre Größen ermöglichen, ist eine quantitative Beschreibung der Nutzen jedoch nicht möglich. Es erfolgt daher eine qualitative Beschreibung der Nutzen.

Die Methode zur Ressourceneffizienzbewertung ergänzt insbesondere bereits gängige Methoden zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit. Eine integrierte Bewertung ökonomischer und ökologischer Effekte stellt sicher, dass die Auswirkungen der Umsetzung neuer Prozesse ganzheitlich erfasst werden. Auf Basis dieser Informationsgrundlage kann eine fundierte Entscheidung gegen oder für ein

Projekt erfolgen. Die Anwendung der integrierten Bewertung deckt bspw. Projekte auf, die zwar rein wirtschaftlich zu rechtfertigen sind, jedoch mit einer hohen negativen Umweltwirkung verbunden sind. Durch den Einbezug von Entscheidungsgrößen der Ressourceneffizienz können Unternehmen insgesamt einen Beitrag zur Erhaltung der Umweltqualität und Senkung des Ressourcenverbrauchs leisten. Zudem lässt sich aus der Bewertung gleichzeitig erkennen, welche Nutzen sowohl zur Wirtschaftlichkeit als auch zur Ressourceneffizienz beitragen und welche Nutzen aufgrund der damit verbundenen Aufwände in einem Konflikt zueinander stehen. Hieraus lassen sich gezielt Verbesserungsmaßnahmen sowohl für das zu bewertende Projekt als auch für weitere RFID-Anwendungsfälle ableiten. Die frühzeitige Integration von Methoden der Ressourceneffizienzbewertung ermöglicht dem Unternehmen zudem eine schnelle Reaktion auf zukünftige Veränderungen bei Umweltstandards und kann zur öffentlichkeitsorientierten Kommunikation der Unternehmensleistung im Bereich der ökologischen Nachhaltigkeit eingesetzt werden.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Ökologische Nachhaltigkeit ist im Rahmen wirtschaftlichen Handels von zunehmender Bedeutung. Zur Sicherstellung der Konformität mit gesetzlichen Regularien, aber auch zur Erfüllung von Kundenanforderungen, ist die Entwicklung nachhaltiger Produkte und Prozesse erforderlich. Während in der Vergangenheit vor allem die Senkung des Ressourcenverbrauchs von Produkten fokussiert wurde, wird zunehmend auch eine Ressourceneffizienzsteigerung in Produktion und Logistik angestrebt. Neben dem Einsatz effizienter Produktionsanlagen und Transportmittel sind dabei insbesondere Potentiale durch eine intelligente Steuerung der Produktions- und Logistikabläufe zu erwarten. Die hierfür notwendigen Daten können z. B. durch Auto-ID-Technologien wie RFID aufwandsarm generiert werden. Um den Ressourcenverbrauch dieses Technologieeinsatzes transparent zu machen, müssen vielfältige Effekte in der Bewertung berücksichtigt und geeignete Kennzahlen herangezogen werden. Dies bildet die Grundlage zur Gestaltung und Umsetzung ökologisch nachhaltiger Prozesse.

Im Rahmen der Einleitung wurde hierfür zunächst ein einheitliches Begriffsverständnis zur Ressourceneffizienz sowie der betrachteten RFID-Technologie geschaffen. Für die Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze sind insbesondere die mit dem Technologieeinsatz verbundenen Effekte relevant. Aus der Analyse dieser Effekte ist zu erkennen, dass aus der Perspektive der Ressourceneffizienz sowohl positive als auch negative Auswirkungen für die Umwelt entstehen. Die Diskussion existierender Ansätze zur Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID deckt die grundsätzlich für die Bewertung dieser Technologie relevanten Schritte auf. Zudem wird deutlich, dass die Ressourceneffizienzbewertung parallel zur Wirtschaftlichkeitsbewertung durchgeführt werden sollte, um den Bewertungsaufwand zu reduzieren und um als ergänzende Entscheidungsbasis herangezogen werden zu können. Die Grundlage für die Bewertung der Ressourceneffizienz bildet das Verfahren der Ökobilanzierung. Die Betrachtung methodischer sowie Fallstudien-basierter ökologischer Bewertungen des Einsatzes von IKT in Wertschöpfungsnetzen ergab, dass hierbei zwar grundsätzlich die Methode der Ökobilanz angewandt wird, jedoch kein einheitliches Vorgehen oder spezifische Kennzahlen vorhanden sind.

Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Arbeit eine Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze entwickelt.

Das grundsätzliche Vorgehen orientiert sich dabei sowohl an den Methoden zur Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID als auch an der Methode der Ökobilanzierung und führt diese zusammen. Die Methode unterstützt im *ersten Schritt* der Bewertung insbesondere bei der Modellierung des Wertschöpfungsnetzes, der Festlegung der Systemgrenze sowie der Definition der funktionellen Einheit. Der *zweite und dritte Schritt* beschreibt ein iteratives Verfahren zur Identifikation von Nutzen und Aufwänden. Nutzen werden dabei ausgehend von dem geplanten RFID-System auf Basis von Ursache-Wirkungsketten systematisch abgeleitet. Auf Basis der Quantifizierung der Effekte (*Schritt 4*) erfolgt anschließend die Bewertung in *Schritt 5*. Die hierfür relevanten Kennzahlen der Wirkungsabschätzung werden mithilfe einer anwendungsszenariobasierten Abschätzung der Umweltwirkung im ersten Schritt der Bewertung ausgewählt. Sowohl bei der Datenaufnahme als auch bei der Auswertung der Bewertungsergebnisse (*Schritt 6*) sieht die Methode ein Vorgehen zur Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung vor, um eine fundierte Grundlage für die Entscheidung für eine Umsetzungslösung zu schaffen. Des Weiteren wird ein multikriterielles Entscheidungsmodell präsentiert, welches die Ergebnisse aus der Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung zusammenführt. Dieses zeigt insbesondere Zielkonflikte einzelner Effekte hinsichtlich der Zielfunktionen auf. Das gesamte Vorgehen wurde abschließend anhand eines beispielhaften Anwendungsfalls aus der Behälterlogistik nachvollzogen.

Insgesamt beschreibt die vorliegende Arbeit die Ressourceneffizienzbewertung der Steuerung von Abläufen in Wertschöpfungsnetzen am Beispiel der RFID-Technologie. Die Methode kann somit die Grundlage für eine Übertragung auf weitere IKT-Technologien, die zur Steuerung von Abläufen in Wertschöpfungsnetzen eingesetzt werden können, bilden. Eine Herausforderung zukünftiger Forschungsaktivitäten ist die Schaffung einer breiteren Datenbasis zur Ökobilanzierung relevanter Komponenten von IKT-Systemen. Zudem sind bisher die Auswirkungen des gesteigerten Datenaustauschs auf die Ressourceneffizienz zwischen einzelnen Komponenten von IKT-Systemen nur unzureichend erforscht. Datensätze zu Komponenten wie auch zum Datenaustausch würden die Übertragung auf weitere Steuerungssysteme wesentlich vereinfachen und die Unsicherheiten in der Bewertung reduzieren.

Als Raum für weitere Arbeiten sei zudem die methodische Weiterentwicklung der Ökobilanzierung genannt. Die Entwicklung von Ansätzen zur Normierung und Gewichtung von Wirkungsindikatorergebnissen wird im Kontext der vorliegenden Arbeit als besonders relevant angesehen. Eine fundierte Datengrundlage zur Normierung und allgemein anerkannte Gewichtungsansätze steigern die Vergleichbarkeit von Bewertungsergebnissen. Zudem wird die Integration der Ressourceneffizienzkennzahlen in Entscheidungsprozesse erleichtert, wenn diese zu einer Größe zusammengefasst werden können, da diese nur dann den Wirtschaftlichkeitskennzahlen gegenübergestellt werden können.

A Ergänzende Daten zur Konzeption der Methode

Vorgehensschritte zur Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID

ABRAMOVICI 2009	Definition der auszu-schöpfenden RFID-Nutzenpotentiale	Zielprozess-gestaltung	Quantifizierung der Nutzen	Wirtschaftlich-keitsbewertung	Erreichung der strateg. Unter-nnehmensziele
GILBERG 2009	Initialisierung/Modellierung der Supply Chain	Scorecard-Konfiguration	Ermittlung der Kennzahlen	Kennzahlen-abfrage	Analyse
ILIC 2009a	Aufbau des Supply-Chain-Simulationsmodells	Definition der Zielfunktion		Bildung von Bewertungs-szenarios	Bewertung
KOYUNCU 2009	Projektmanagement, Ziele, Rahmenbedingungen	Ist- und Soll-Prozess-analyse	Berechnung der quantitativen Wirtschaftlichkeit	Berechnung der qualitativen Wirtschaftlichkeit	Interpre-tation der Ergebnisse
LANGE 2008A	Parameter-eingabe	Prognose der Kosten-entwicklung	Prozessmodell-ierung/Prozess-kostenrechnung	Bewertung indirekter Effekte	Ergebnis-/Auswertung
MANNEL 2006A	Parameter-eingabe	Prozessanalyse	Ergebnis-berechnung	Sensitivitäts-analyse	Szenario-betrachtung
RHENSIUS 2009	Objekt- und Informationsfluss (Ist-Prozess)		Prozessanalyse und -definition (Soll-Prozess)	Entscheidungsvorlage: Kosten-/ Nutzenermittlung	
RICHTER 2013	Initialisierungs-phase	Ermittlung von Realisierungschancen (Nutzen)	Quantifizierung der Nutzen	Quantifizierung der Kosten	Kalkulation der Wert-steigerung
SEITER 2007	Identifikation der Nutzen	Auswahl von Kennzahlen, Ist-/ Soll-Bestimmung	Quantifizierung/Monetarisierung	Erfassung der Aufwände	Ergebnis-/Auswertung
TELLKAMP 2003	Grunddaten der Bewertung	Identifikation von Nutzen	Identifikation von Aufwänden	Quantifizierung	Bewertung
VILKOV 2008	Strukturierung der RFID-Wirkungen	Bewertung der RFID-Wirkungen	Total Cost of Ownership	Investitions-entscheidung	






	Phase 1: Ziele, Grunddaten, Prozessmodellierung		Phase 4: Bewertung
	Phase 2: Identifikation der RFID-Effekte		Phase 5: Analyse, Auswertung
	Phase 3: Quantifizierung der RFID-Effekte		

Abb. A.1: Phasen der Wirtschaftlichkeitsbewertung von RFID

B Ergänzende Daten zum Anwendungsbeispiel

Grunddatenblatt der Unsicherheitsbewertung

Im Folgenden sind die standardisierten Datenblätter für das Anwendungsbeispiel dargestellt. Das Grunddatenblatt zeigt die Rahmendaten der Bewertung. Die mithilfe des Vorgehens zur Auswahl von Methoden der Wirkungsabschätzung (s. Abschnitt 5.2 bzw. 6.1.2.1) ausgewählten fünf Wirkungskategorien und die zugehörigen Charakterisierungsmodelle werden im unteren Abschnitt dargestellt. Eine Übersicht über die im Wertschöpfungsnetz beteiligten Partner und die relevanten Prozessabschnitte gibt der mittlere Teil.

Ergebnisdatenblatt zur Unsicherheitsbewertung

Das Ergebnisdatenblatt für das Anwendungsbeispiel des Behältermanagements teilt sich entsprechend dem in Abschnitt 5.3.2 beschriebenen Vorgehensmodell in vier Abschnitte. Die *Sachbilanzdaten* (s. Abb. B.2) weisen einen hohen Grad (69,7%) an Primärdaten auf. Ein hoher Anteil der Primärdatensätze stammt aus Expertenschätzungen. Die Sekundärdaten stammen vor allem aus Produktdatenblättern der jeweiligen Hersteller einer Ressource und erhalten deswegen eine sehr gute Bewertung bzgl. der zeitlichen, geografischen und technischen Repräsentativität. Abbildung B.3 zeigt die relevanten Informationen zur *Wirkungsabschätzung*. Die Datenqualität der Sekundärdatensätze weisen aufgrund mangelnder Verfügbarkeit besserer Datensätze insbesondere beim Kriterium der technischen Repräsentativität Defizite auf. Der untere Teil zeigt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für alle ausgewählten Wirkungskategorien auf. Die deterministische Ergebnisbetrachtung wies für alle Wirkungskategorien außer der Ökotoxizität ein positives Ergebnis auf (s. Tab. 6.5). Die Monte-Carlo-Simulation zeigt auf, dass unter der Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Bewertung auch für die Ionisierungsstrahlung nicht in allen Fällen ein positives Ergebnis erzielt wird. Abbildung B.4 zeigt im Rahmen der *Ergebnisanalyse* u. a. eine Sensitivitätsanalyse einzelner Parameter am Beispiel der Wirkungskategorie der Klimawirkung. Die Betrachtung der Nutzen ergibt, dass insbesondere die Parameter der Transportaufwände und der Behälter einsparung zu Unsicherheiten in der Bewertung führen. Die Höhe der Umweltwirkung bei den Aufwänden werden vor allem von der unsicheren Lebensdauer der RFID-Gates determiniert.

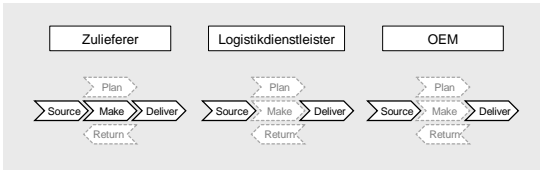
Grunddatenblatt	Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
Projektverantwortlicher Allg. M. Meister, Abt. C3	Ressourceneffizienz S. Schmidt, Abt. RE
Datum 01.09.2014	
Ziel	
Art der Bewertung <input type="checkbox"/> Absolutbewertung <input checked="" type="checkbox"/> Differenzbewertung	
Zielgruppe Steuerkreis des Zulieferers (unternehmensintern)	
Ziel der Bewertung Ressourceneffizienzbewertung eines RFID-Systems zum Behältermanagement (inkl. integrierter Wirtschaftlichkeitsbewertung), Unterstützung der Entscheidung zur Umsetzung des Gesamtsystems oder Teilsystems, ...	
Datenqualitätsziele Erhebung von Primärdaten für die Quantifizierung der Nutzen und Aufwände, Verwendung von Sekundärdaten für die Wirkungsabschätzung aus validen Quellen (etablierte Datenbanken), keine Auslassung relevanter Lebenszyklusphasen, möglichst hohe örtliche, technische und zeitliche Repräsentativität	
Untersuchungsrahmen	
Prozessmodell 	
Ort der Studie Deutschland	
Zeitlicher Bezug Bewertung der Jahre 2015 bis 2017	
Technologiestand s. zeitlicher Bezug	
Wirkungskategorien <input checked="" type="checkbox"/> Klimawandel <input type="checkbox"/> Ozonabbau <input type="checkbox"/> Humantoxizität <input checked="" type="checkbox"/> Ionisierungsstrahlung (<i>Menschl. Gesundheit</i>) <input type="checkbox"/> Wassernutzung <input checked="" type="checkbox"/> Ausw. anorg. Subst. auf die Atemwege <input type="checkbox"/> Versauerung <input type="checkbox"/> Photochem. Ozonbildung <input type="checkbox"/> Landnutzung <input checked="" type="checkbox"/> Eutrophierung (<i>terrestrisch</i>) <input type="checkbox"/> Ressourcenabbau <input checked="" type="checkbox"/> Ökotoxizität (<i>Frischwasser</i>)	Charakterisierungsmodelle <input checked="" type="checkbox"/> IPCC <input checked="" type="checkbox"/> HUMBERT 2009 <input checked="" type="checkbox"/> USEtox <input checked="" type="checkbox"/> ReCiPe <input checked="" type="checkbox"/> Accumulated Exceedance <input type="checkbox"/> ...

Abb. B.1: Grunddatenblatt zur Berücksichtigung von Unsicherheiten für das Anwendungsbeispiel

Ergebnisdatenblatt 1/3	Auswertung																																				
Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen																																					
Art der Bewertung: <input type="checkbox"/> Absolutbewertung <input checked="" type="checkbox"/> Differenzbewertung																																					
Ziel der Bewertung: Ressourceneffizienzbewertung eines RFID-Systems zum Behältermanagement (inkl. integrierter Wirtschaftlichkeitsbewertung), Unterstützung der Entscheidung zur Umsetzung des Gesamtsystems oder Teilsystems, ...																																					
Ort der Studie: Deutschland																																					
Zeitlicher Bezug: Bewertung der Jahre 2015 bis 2017																																					
Technologiestand: s. zeitlicher Bezug																																					
Wirkungskategorien: <input checked="" type="checkbox"/> Klimawandel <input checked="" type="checkbox"/> Ökotoxizität (<i>Frischwasser</i>) <input checked="" type="checkbox"/> Ionisierungsstrahlung (<i>Menschl. Gesundheit</i>) <input checked="" type="checkbox"/> Eutrophierung (<i>terr.</i>) <input checked="" type="checkbox"/> Ausw. anorg. Subst. auf die Atemwege																																					
Charakterisierungsmodelle: <input checked="" type="checkbox"/> IPCC <input checked="" type="checkbox"/> HUMBERT 2009 <input checked="" type="checkbox"/> USEtox <input checked="" type="checkbox"/> Accum. Exceedance <input checked="" type="checkbox"/> ReCiPe																																					
Datenqualität der Sachbilanz																																					
<div style="display: flex; justify-content: space-around; width: 100%;"> 69,7% 30,3% </div>																																					
<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <h4 style="text-align: center; margin: 0;">Primärdaten</h4> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin-bottom: 5px;"> <h5 style="margin: 0;">Datentyp</h5> </div> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <h5 style="margin: 0;">Vertrauensgrad der Schätzung</h5> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th>Anz. Datensätze</th> <th>1</th> <th>2</th> <th>3</th> <th>4</th> <th>5</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Vertrauensgrad</td> <td>3</td> <td>4</td> <td>2</td> <td>1</td> <td>0</td> </tr> </tbody> </table> <p style="text-align: center; margin: 0;">hoch niedrig</p> </div> </div>	Anz. Datensätze	1	2	3	4	5	Vertrauensgrad	3	4	2	1	0	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <h4 style="text-align: center; margin: 0;">Sekundärdaten</h4> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin-bottom: 5px;"> <h5 style="margin: 0;">Datenquelle</h5> </div> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <h5 style="margin: 0;">Qualitätsindikatoren</h5> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th>Anz. Datensätze</th> <th>1</th> <th>2</th> <th>3</th> <th>4</th> <th>5</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Zeitl. Repräsentativität</td> <td>10</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>Geogr. Repräsentativität</td> <td>10</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>Techn. Repräsentativität</td> <td>7</td> <td>1</td> <td>2</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> </tbody> </table> </div> </div>	Anz. Datensätze	1	2	3	4	5	Zeitl. Repräsentativität	10	0	0	0	0	Geogr. Repräsentativität	10	0	0	0	0	Techn. Repräsentativität	7	1	2	0	0
Anz. Datensätze	1	2	3	4	5																																
Vertrauensgrad	3	4	2	1	0																																
Anz. Datensätze	1	2	3	4	5																																
Zeitl. Repräsentativität	10	0	0	0	0																																
Geogr. Repräsentativität	10	0	0	0	0																																
Techn. Repräsentativität	7	1	2	0	0																																

Abb. B.2: Ergebnisdatenblatt 1 zur Berücksichtigung von Unsicherheiten für das Anwendungsbeispiel

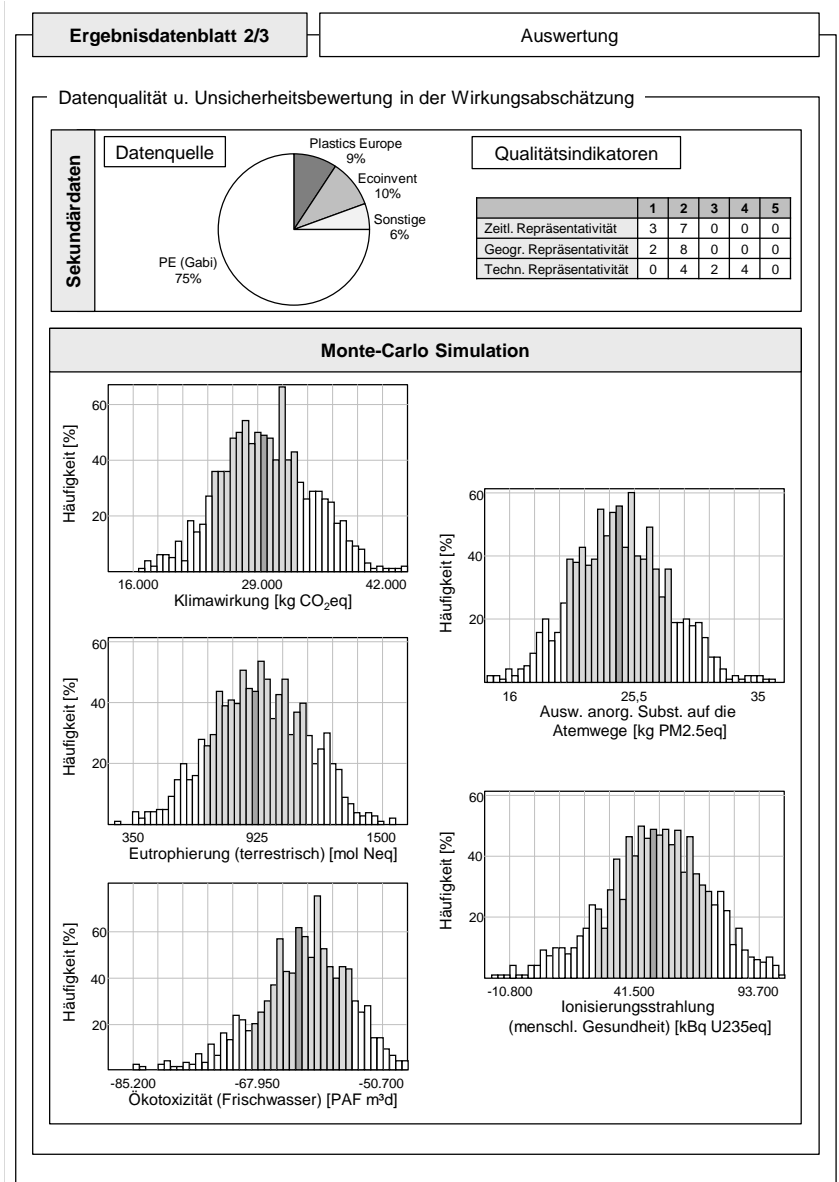


Abb. B.3: Ergebnisdatenblatt 2 (Teil 1) zur Berücksichtigung von Unsicherheiten für das Anwendungsbeispiel

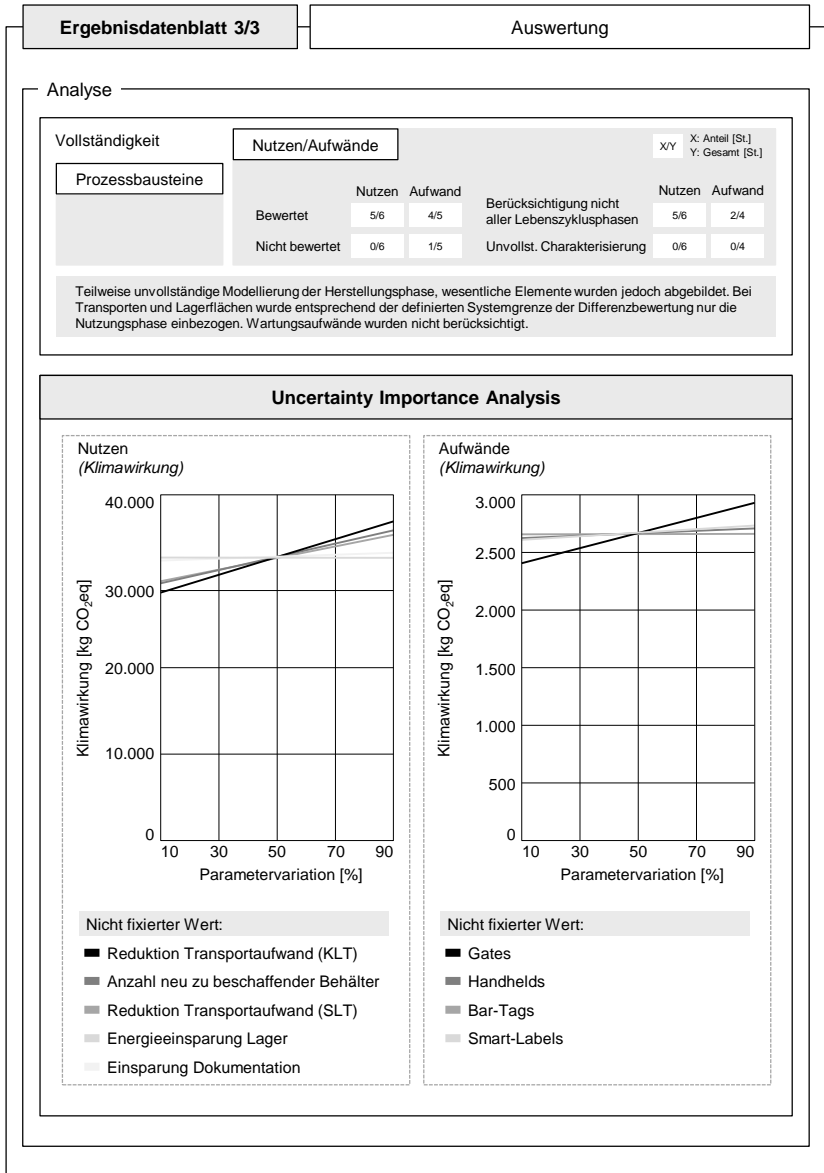


Abb. B.4: Ergebnisdatenblatt 2 (Teil 2) zur Berücksichtigung von Unsicherheiten für das Anwendungsbeispiel

C Ökobilanzierung von Komponenten von RFID-Systemen

Ökobilanzierung von RFID-Transpondern

Zur Ressourceneffizienzbewertung RFID-gestützter Wertschöpfungsnetze ist die Erstellung von Ökobilanzen relevanter Hardware erforderlich. Im Folgenden werden die erstellten Ökobilanzen für RFID-Transponder und RFID-Erfassungsgeräte beschrieben. Es wurden dabei zwei Arten der Transponder berücksichtigt: ein Smart Label sowie ein Bar Tag (Kunststofftransponder). Für die Berechnungen wurde auf frei verfügbare LCA-Datenbanken bzw. die Software GaBi von PE International (thinkstep) zurückgegriffen.

In Abhängigkeit des Transponders unterscheidet sich auch die Ökobilanz. Im Gegensatz zu dem als selbstklebendes Etikett aufgebauten Smart Label umgibt beim Bar Tag das RFID-Inlay ein festes Kunststoffgehäuse. Das Inlay wiederum besteht aus einer Trägerfolie sowie dem Chip und der Antenne. Für Informationen zur stofflichen Zusammensetzung der betrachteten RFID-Transponder kann auf Angaben der Internationalen Organisation für Normung (ISO) und der Internationalen Elektro-technischen Kommission zurückgegriffen werden, die eine Materialübersicht inkl. der Massenanteile geben ISO/IEC TR 24729-2 (2008). Beim Smart Label haben, abgesehen von der Deckschicht aus Polypropylen und Papier sowie einem Acrylat-Kleber, die Trägerfolie aus PET und die Antenne den größten Massenanteil. Für die bilanzierten Transponder wurde eine Antenne aus Aluminium angenommen. Die Masse des Chips beträgt weniger als 1% der Masse des gesamten Inlays. Abbildung C.1 gibt eine Übersicht über die Prozesse zur Herstellung von RFID Smart Labels.

Der Herstellungsprozess des Bar Tags unterscheidet sich insofern, dass zudem das Gehäuse gefertigt werden muss – in der Regel mit einem Spritzgussverfahren –, in das dann das Inlay eingesetzt wird. Die Entsorgung der Transponder erfolgt je nach Anwendungsfall nach einer unterschiedlich langen Nutzungsdauer. Dies hängt zum einen davon ab, welches Objekt mit einem Transponder versehen wurde. Zum anderen ist relevant, ob das Objekt in einem geschlossenen Prozess zirkuliert oder den Prozess nach einem einmaligen Durchlauf verlässt und mit dem Produkt zum Kunden kommt. Tabelle C.1 zeigt die Umweltwirkung der Herstellung der Transponder für verschiedene Wirkungskategorien auf.

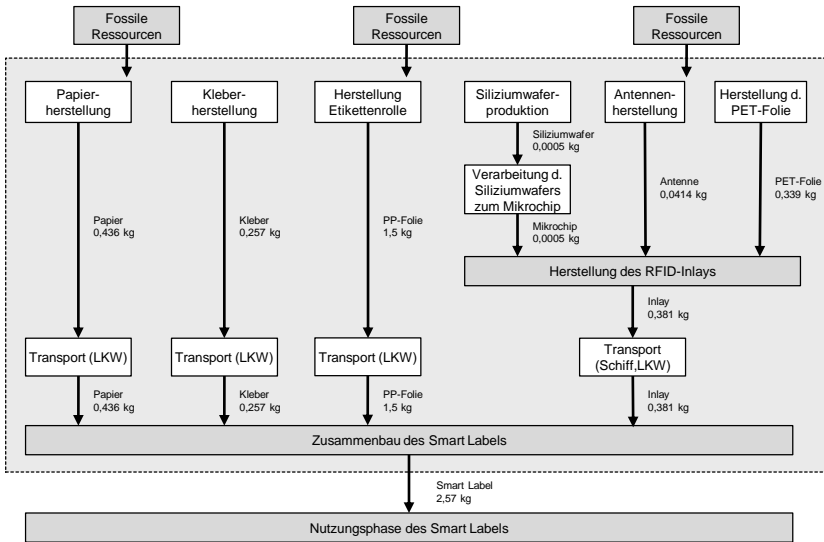


Abb. C.1: Herstellungsprozess von RFID-Smart-Labels (1.000 St.)

Ökobilanzierung von Schreib-Lesegeräten

In Zusammenarbeit mit einem Hersteller von RFID-Hardware wurden zudem RFID-Schreib-Lesegeräte ökobilanziert. Hierfür wurde ein Fragebogen zur Dokumentation der benötigten Daten der einzelnen Lebenszyklusphasen erarbeitet und durch den Hersteller ausgefüllt. Hauptbestandteile der Geräte stellen insbesondere die Gehäuseteile aus Metall bzw. Kunststoff, die Antennenbaugruppe sowie die verbauten Leiterplatten dar. Auf Basis der erhaltenen Daten zur Art des verbauten Materials sowie dessen Masseanteil konnte eine Bewertung der Umweltwirkung erfolgen. Für ein durchschnittliches RFID-Gate, das aus zwei Schreib-Lesegeräten mit integrierter Antenne aufgebaut ist und eine Nutzungsphase von 10 Jahren hat, konnten die Daten in Tabelle C.1 pro Stück ermittelt werden. Die Anteile für Transport der Komponenten sowie für die Montage des Geräts wurden aufgrund der fehlenden Daten des zu bewertenden Schreib-Lesegeräts prozentual aus der Bewertung eines PCs abgeleitet. Bezüglich der Materialzusammensetzung stellen die verbauten Leiterplatten den maßgeblichen Treiber für die entstandene Umweltwirkung dar. Am gesamten CO₂-Fußabdruck des Schreib-Lesegeräts hat die Nutzungsphase des Geräts einen Anteil von etwa zwei Dritteln.

Tabelle C.1: Produktökobilanz der Herstellung von RFID-Transpondern und RFID-Gates

Wirkungskategorie	Einheit	Smart Label (1,000 St.)	Bar Tag (1,000 St.)	Gate (1 St.)
Klimawandel	kg CO ₂ eq	$1,84 \cdot 10^1$	$9,37 \cdot 10^1$	$6,79 \cdot 10^2$
Ozonabbau	kg CFC-11eq	$5,05 \cdot 10^{-7}$	$2,57 \cdot 10^{-6}$	$1,86 \cdot 10^{-5}$
Humantoxizität (karzinogen)	CTU _h	$3,81 \cdot 10^{-9}$	$4,77 \cdot 10^{-9}$	$4,67 \cdot 10^{-5}$
Humantoxizität (nicht karzinogen)	CTU _h	$3,87 \cdot 10^{-7}$	$6,84 \cdot 10^{-7}$	$9,35 \cdot 10^{-4}$
Auswirkung anorg. Sub- stanzen auf die Atemwege	kg PM2.5eq	$4,42 \cdot 10^{-3}$	$2,32 \cdot 10^{-2}$	$1,94 \cdot 10^{-1}$
Ionisierungsstrahlung (menschl. Gesundheit)	kBq U ²³⁵ eq	7,72	5,67	$5,24 \cdot 10^4$
Photochemische Ozonbildung	kg NMVOCeq	$3,59 \cdot 10^{-2}$	$2,15 \cdot 10^{-1}$	1,31
Versauerung	mol H ⁺ eq	$6,70 \cdot 10^{-2}$	$4,14 \cdot 10^{-1}$	2,62
Eutrophierung (terrestrisch)	mol Neq	$1,23 \cdot 10^{-1}$	$7,69 \cdot 10^{-1}$	4,92
Eutrophierung (Frischwasser)	kg Peq	$7,21 \cdot 10^{-4}$	$2,32 \cdot 10^{-3}$	$6,18 \cdot 10^{-1}$
Eutrophierung (Salzwasser)	kg Neq	$2,31 \cdot 10^{-3}$	$8,63 \cdot 10^{-3}$	$1,36 \cdot 10^{-1}$
Ökotoxizität (Frischwasser)	PAF m ³ d	$4,60 \cdot 10^{-1}$	$7,20 \cdot 10^{-1}$	$2,06 \cdot 10^4$
Wassernutzung	m ³	8,48	$1,09 \cdot 10^1$	$5,80 \cdot 10^2$
Ressourcenabbau (mineralisch, fossil)	kg Sbeq	$4,46 \cdot 10^{-5}$	$4,87 \cdot 10^{-5}$	$7,97 \cdot 10^{-2}$

D Verwendete Datensätze zur Ökobilanzierung

Die Tabellen D.1, D.2 und D.3 führen die in der Arbeit verwendeten Datensätze zur Ökobilanzierung der Ressourceneffizienzeffekte des RFID-Einsatzes auf. Für die Bilanzierung wurde die Software GaBi von PE International (thinkstep) in der Version 6.4.0.3 (Datenbankversion 6.107, ecoinvent integrated) verwendet.

Tabelle D.1: Verwendete Datensätze

Name des Datensatzes	Quelle	Land
Abfallverbrennung von Plastik (unspezifische) Anteile in kommunalen Feststoffabfall	ELCD/CEWEP	EU-27
Acrylonitril-Butadien-Styrol Copolymer, ABS, ab Werk	Ecoinvent	RER
Aluminium Blech (AlMg3)	PE	DE
Aluminium Blech Mix	PE	DE
Aluminium Massel Mix	PE	DE
Aluminium, Produktionsmix, Gusslegierung, ab Werk	Ecoinvent	RER
Aluminiumrecycling (2010)	EAA	EU-27
Argon (flüssig)	PE	DE
Argon (gasförmig)	PE	DE
Braunkohle Mix	ELCD/PE-GaBi	EU-25
Chlor Mix	PE	DE
Containerschiff	ELCD/PE-GaBi	GLO
Deponie von kommunalen Feststoffabfall	PE	EU-27
Desktop Computer, ohne Monitor, ab Werk	Ecoinvent	GLO
Diesel Mix, ab Raffinerie	PE	EU-27
Erdgas	ELCD/PE-GaBi	EU-27
Erdöl Mix	PE	EU-25
Feinzink Mix	PE	DE
Fichtenrundholz mit Rinde (44 % Wassergehalt)	PE	DE
Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall in MVA	PE	EU-27
Heizöl el ab Raffinerie	PE	EU-27
Kabel, Flachbandkabel, 20 Pin, mit Stecker, ab Werk	Ecoinvent	GLO

Tabelle D.2: Verwendete Datensätze (Forts.)

Name des Datensatzes	Quelle	Land
Kalkstein Mehl (CaCO_3 ; getrocknet)	PE	DE
Kupfer Mix (99,999 % aus Elektrolyse)	PE	DE
Lastwagentransport	PE	EU-27
LCD-Flachbildschirm, 17-Zoll, ab Werk	Ecoinvent	GLO
Leiterplatte, Surface mount bestückt, un- spez., Pb frei, ab Werk	Ecoinvent	GLO
Leitungswasser	PE	EU-27
LKW-Zug/Sattel-Zug (Fuhrpark, Fern, Leerrückfahrt)	PE	GLO
Messing, ab Werk	Ecoinvent	CH
Naphtha ab Raffinerie	PE	EU-27
Natronlauge (Natriumhydroxid) Mix 100 %	PE	DE
Papier, Recycling-, mit Deinking, ab Werk	Ecoinvent	RER
Polyetherpolyol	PlasticsEurope	RER
Polyethylen (PE)	PE	EU-27
Polyethylen Granulat hohe Dichte (PE-HD)	ELCD/PlasticsEurope	RER
Polyethylenterephthalat Folie (PET)	PlasticsEurope	RER
Polypropylen (PP)	PE	DE
Polypropylen Granulat (PP) Mix	PE	DE
Polypropylen Spritzgussteil (PP)	PlasticsEurope	RER
Polypropylen-Folie (PP)	PlasticsEurope	RER
Polyvinylchlorid Granulat (B-PVC)	ELCD/PlasticsEurope	RER
Prozeßwasser	PE	EU-27
Quarzsand (Abbau und Aufbreitung)	PE	DE
Salzsäure Mix (100 %)	PE	DE
Sauerstoff	PE	EU-27
Schmittholz Fichte (65 % Feuchte)	PE	DE
Schwefelsäure (96 %)	PE	DE
Stahl-Coil, kaltgewalzt	PE	DE
Stahlguss Bauteil legiert	PE	DE
Stickstoff	PE	EU-27
Strom aus Kernkraft	PE	GLO
Strom aus Wasserkraft	PE	DE
Strom Mix	PE	DE
Strom Mix	PE	EU-27
Thermische Energie aus Erdgas (EN15804 B6)	PE	DE

Tabelle D.3: Verwendete Datensätze (Forts.)

Name des Datensatzes	Quelle	Land
Transport mit Sattelzug	PE	EU-27
Wasser (entsalzt, deionisiert)	PE	DE
Wasserstoff (Europipeline)	PE	EU-27
Wasserstoffperoxid	PE	DE
Wellpappekartons	ELCD/FEFCO	EU-25

E Verzeichnis betreuter Studienarbeiten

Im Rahmen dieser Dissertation entstanden am Institut für Werkzeugmaschinen und Betriebswissenschaften (*iwb*) der Technischen Universität München (TUM) in den Jahren von 2010 bis 2014 unter wesentlicher wissenschaftlicher, fachlicher und inhaltlicher Anleitung des Autors die im Folgenden aufgeführten studentischen Arbeiten. In diesen wurden unter anderem Fragestellungen zur Bewertung von RFID und Ressourceneffizienzbewertung in Wertschöpfungsnetzen untersucht. Entstandene Ergebnisse sind teilweise in das vorliegende Dokument eingeflossen. Der Autor dankt allen Studierenden für ihr Engagement bei der Unterstützung dieser wissenschaftlichen Arbeit.

Studierender	Titel der Studienarbeit
Klöber-Koch, J.	Ökobilanzierung der Herstellungsprozesse von RFID-Transpondern, 2011
Müller, S.	Ökobilanzierung der Reverse Supply Chain von RFID-Transpondern, 2011
Schmidt, W.	Energieeffiziente Standortplanung, 2011
Wins, D.	Green Supply Chain Management - Ansätze zur Gestaltung ökologisch nachhaltiger Wertschöpfungsketten, 2012
Thul, A.	Untersuchung der Wechselwirkung zwischen Methoden der schlanken Produktion und Energieeffizienzmaßnahmen, 2012
Homan, J.	Bewertung der Kosten- und Nutzenaspekte von RFID in der gesamten Wertschöpfungskette anhand eines idealisierten Anwendungsszenarios, 2012
Poddey, T.	Entwicklung einer Methode zur Auswahl von Umweltwirkungskategorien für RFID-Anwendungen, 2013
Michl, K.	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Unsicherheiten in Ökobilanzen, 2014
Hitzler, S.	Entwicklung eines integrierten Analyseverfahrens für die Wirtschaftlichkeits- und Ressourceneffizienzbewertung von RFID-Investitionen, 2014

Literaturverzeichnis

ABELE & REINHART 2011

Abele, E.; Reinhart, G.: Zukunft der Produktion: Herausforderungen, Forschungsfelder, Chancen. München: Hanser 2011.

ABRAMOVICI 2009

Abramovici, M.: Open-Loop-Einsatz von RFID im industriellen Bereich: Methode zur ganzheitlichen Analyse und Bewertung der Wirtschaftlichkeit. Zeitschrift für Wirtschaftlichen Fabrikbetrieb 104 (2009) 3, S. 200–205.

ALBINO ET AL. 2002

Albino, V.; Izzo, C.; Kühtz, S.: Input–output models for the analysis of a local/global supply chain. International Journal of Production Economics 78 (2002) 2, S. 119–131.

ALEXANDER ET AL. 2002

Alexander, K.; Gilliam, T.; Gramling, K.; Kindy, M.; Moogimane, D.; Schultz, M.; Woods, M.: Focus on the Supply Chain: Applying Auto-ID within the Distribution Center. Cambridge, MA: Auto-ID Center, MIT 2002.

AMBERG ET AL. 2011

Amberg, M.; Biedermann, K.; Lang, M.: Erfolgsfaktor IT-Management: So steigern Sie den Wertbeitrag Ihrer IT. Düsseldorf: Symposium 2011.

ANDRAE & ANDERSEN 2010

Andrae, A. S. G.; Andersen, O.: Life cycle assessments of consumer electronics – are they consistent? The International Journal of Life Cycle Assessment 15 (2010) 8, S. 827–836.

ARNFALK 2002

Arnfolk, P.: The Role of ICT based Communication from a Pollution Prevention Perspective. In: Pillmann, W. (Hrsg.): Environmental communication in the information society. Wien: ISEP, International Society for Environmental Protection 2002. S. 295–302.

AZAPAGIC 1999

Azapagic, A.: Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal* 73 (1999) 1, S. 1–21.

AZAPAGIC & CLIFT 1999

Azapagic, A.; Clift, R.: Allocation of environmental burdens in co-product systems: Product-related burdens (Part 1). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1999) 6, S. 357–369.

BADACH & RIEGER 2013

Badach, A.; Rieger, S.: *Netzwerkprojekte: Planung, Realisierung, Dokumentation und Sicherheit von Netzwerken*. München: Hanser 2013.

BAI & SARKIS 2010

Bai, C.; Sarkis, J.: Green supplier development: Analytical evaluation using rough set theory. *Journal of Cleaner Production* 18 (2010) 12, S. 1200–1210.

BAKST ET AL. 1995

Bakst, J. S.; Lacke, C. J.; Weitz, K. A.; Warren, J. L.: *Guidelines for Assessing the Quality of Life-cycle Inventory Data*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency 1995.

BANKS 2007

Banks, J.: *RFID applied*. Hoboken, NJ: Wiley 2007.

BARE 2011

Bare, J.: TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technologies and Environmental Policy* 13 (2011) 5, S. 687–696.

BARNTHOUSE ET AL. 1998

Barnthouse, L.; Fava, J.; Humphreys, K.; Hunt, R. G.; Laibson, L.; Noesen, S.; Norris, G.; Owens, J.; Todd, J. A.; Vigon, B. W.; Weitz, K. A.; Young, J.: *Life-cycle impact assessment: The state-of-the-art: Report of the SET Life-cycle Assessment (LCA) Impact Assessment Workgroup, SETAC LCA Advisory Group*. Pensacola, FL: SETAC 1998.

BAUMGARTNER ET AL. 2009

Baumgartner, R. J.; Biedermann, H.; Zwainz, M.: *Öko-Effizienz: Konzepte, Anwendungen und Best Practices*. München [u.a.]: Rainer Hampp 2009.

BEAMON 1999

Beamon, B. M.: Designing the green supply chain. *Logistics Information Management* 12 (1999) 4, S. 332–342.

BECKER ET AL. 2010

Becker, J.; Vilkov, L.; Weiß, B.; Winkelmann, A.: A model based approach for calculating the process driven business value of RFID investments. *International Journal of Production Economics* 127 (2010) 2, S. 358–371.

BECKER 2008

Becker, T.: *Prozesse in Produktion und Supply Chain optimieren*. 2. Auflage. Berlin [u.a.]: Springer 2008.

BENGER 2007

Benger, A.: *Gestaltung von Wertschöpfungsnetzwerken*. Berlin: Gito 2007.

BENSON 2009

Benson, H. P.: Multi-objective Optimization: Pareto Optimal Solutions, Properties. In: Floudas, C. A.; Pardalos, P. M. (Hrsg.): *Encyclopedia of Optimization*. New York, NY: Springer 2009, S. 2478–2481.

BERKHOUT & HERTIN 2001

Berkhout, F.; Hertin, J.: Impacts of information and communication technologies on environmental sustainability: Speculations and evidence, Report to the OECD, Band 21. Brighton: OECD 2001.

BEUTEL 2006

Beutel, J.: *Mikroökonomie*. München: Oldenbourg 2006.

BIERER ET AL. 2013

Bierer, A.; Meynerts, L.; Götze, U.: Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing - Methodical Relationships, Challenges and Benefits of an Integrated Use. In: Nee, Andrew Y. C.; Song, B.; Ong, S.-K. (Hrsg.): *Re-engineering Manufacturing for Sustainability*. Singapur: Springer 2013, S. 415–420.

BJÖRKLUND 2002

Björklund, A. E.: Survey of approaches to improve reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7 (2002) 2, S. 64–72.

BLECKER 1998

Blecker, T.: *Unternehmung ohne Grenzen: Konzepte, Strategien und Gestaltungsempfehlungen für das strategische Management*. Dissertation, Universität Duisburg, Wiesbaden, 1998.

BOLSTORFF ET AL. 2007

Bolstorff, P. A.; Rosenbaum, R. G.; Poluha, R. G.: Spitzenleistungen im Supply Chain Management: Ein Praxishandbuch zur Optimierung mit SCOR. Berlin: Springer 2007.

BONVOISIN ET AL. 2012

Bonvoisin, J.; Lelah, A.; Mathieux, F.; Brissaud, D.: An environmental assessment method for wireless sensor networks. *Journal of Cleaner Production* 33 (2012) September, S. 145–154.

BROWNE ET AL. 2005

Browne, M.; Rizet, C.; Anderson, S.; Allen, J.; Keita, B.: Life Cycle Assessment in the Supply Chain: A Review and Case Study. *Transport Reviews* 25 (2005) 6, S. 761–782.

BULLINGER ET AL. 2008

Bullinger, H. J.; Spath, D.; Warnecke, H. J.; Westkämper, E.: *Handbuch Unternehmensorganisation: Strategien, Planung, Umsetzung*. 3. Auflage. Berlin: Springer 2008.

BUNDESAMT FÜR SICHERHEIT IN DER INFORMATIONSTECHNIK 2006

Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik: *Pervasive computing: Entwicklungen und Auswirkungen*. Ingelheim: SecuMedia 2006.

CABRAL ET AL. 2012

Cabral, I.; Grilo, A.; Cruz-Machado, V.: A decision-making model for Lean, Agile, Resilient and Green supply chain management. *International Journal of Production Research* 50 (2012) 17, S. 4830–4845.

CAPUTO ET AL. 2009

Caputo, A.; Fahrmeir, L.; Künstler, R.; Lang, S.; Pigeot-Kübler, Iris, Tutz, Gerhard: *Arbeitsbuch Statistik*. 5. Auflage. Berlin [u.a.]: Springer 2009.

CARTER ET AL. 2000

Carter, C. R.; Kale, R.; Grimm, C. M.: Environmental purchasing and firm performance: an empirical investigation. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review* 36 (2000) 3, S. 219–228.

CAUDILL ET AL. 2000

Caudill, R. J.; Luo, Y.; Wirojanagud, P.; Zhou, M.: A lifecycle environmental study of the impact of e-commerce on electronic products. In: IEEE (Hrsg.): Proceedings of the 2000 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment. San Francisco, CA: IEEE 2000. S. 298–303.

CHEVALIER & ROUSSEAU 1999

Chevalier, J.; Rousseau, P.: Classification in LCA: Building of a coherent family of criteria. The International Journal of Life Cycle Assessment 4 (1999) 6, S. 352–356.

CHIOU ET AL. 2011

Chiou, T.-Y.; Chan, H. K.; Lettice, F.; Chung, S. H.: The influence of greening the suppliers and green innovation on environmental performance and competitive advantage in Taiwan. Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review 47 (2011) 6, S. 822–836.

CHRIST & FLEISCH 2003

Christ, O.; Fleisch, E.: Ubiquitous Computing: Von der Vernetzung von Computern zur Vernetzung von Dingen. In: Österle, H.; Winter, R. (Hrsg.): Business Engineering. Berlin [u.a.]: Springer 2003, S. 289–304.

CIROTH 2001

Ciroth, A.: Fehlerrechnung in Ökobilanzen: Effiziente Kombination von Näherungsverfahren und Simulation. Dissertation, TU Berlin, 2001.

CIROTH ET AL. 2013

Ciroth, A.; Muller, S.; Weidema, B. P.; Lesage, P.: Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. The International Journal of Life Cycle Assessment (2013) Dezember, 10.1007/s11367-013-0670-5.

CONSOLI 1993

Consoli, F. (Hrsg.): Guidelines for life-cycle assessment: A "code of practice", Pensacola, FL: SETAC 1993.

CURRAN 2006

Curran, M. A.: Life Cycle Assessment: Principles and Practice. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory 2006.

CURRAN ET AL. 2005

Curran, M. A.; Mann, M.; Norris, G.: The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *Journal of Cleaner Production* 13 (2005) 8, S. 853–862.

CZAJA & KOCH 2006

Czaja, F.; Koch, R.: Wirtschaftliche Bewertung der Konsequenzen des RFID-Einsatzes in der Supply Chain. In: Engelhardt-Nowitzki, C.; Lackner, E. (Hrsg.): *Chargenverfolgung*. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verl. 2006, S. 125–130.

DAO ET AL. 2011

Dao, V.; Langella, I.; Carbo, J.: From green to sustainability: Information Technology and an integrated sustainability framework. *The Journal of Strategic Information Systems* 20 (2011) 1, S. 63–79.

DEB 2005

Deb, K.: Multi-objective Optimization. In: Burke, E.; Kendall, G. (Hrsg.): *Search methodologies*. New York, NY: Springer 2005, S. 273–316.

DIN 14040 2006

DIN 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). Berlin: Beuth 2006.

DIN 14044 2006

DIN 14044: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006). Berlin: Beuth 2006.

DIN 69901-2 2006

DIN 69901-2: Projektmanagement - Projektmanagementsysteme - Teil 2: Prozesse, Prozessmodell. Berlin: Beuth 2006.

DREICER ET AL. 1995

Dreicer, M.; Tort, V.; Manen, P.: *ExternE Externalities of Energy: Nuclear, ExternE: External costs of Energy*, Band 5. Luxemburg: Europäische Kommission 1995.

DYCKHOFF & SOUREN 2008

Dyckhoff, H.; Souren, R.: *Nachhaltige Unternehmensführung: Grundzüge industriellen Umweltmanagements*. Berlin [u.a.]: Springer 2008.

EKVALL ET AL. 2005

Ekvall, T.; Tillman, A.-M.; Molander, S.: Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 13 (2005) 13–14, S. 1225–1234.

ELLRAM & SIFERD 1993

Ellram, L. M.; Siferd, S. P.: Purchasing: The Cornerstone of the Total Cost of Ownership Concept. *Journal of Business Logistics* 14 (1993) 1, S. 163–184.

ENDRES 2007

Endres, A.: *Umweltökonomie*. 3. Auflage. Stuttgart: Kohlhammer 2007.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 1997

Europäische Kommission: Guidelines for the application of life cycle assessment in the EU eco-label award scheme. Luxemburg: Publications Office of the European Union 1997.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003

Europäische Kommission: Entwicklung einer thematischen Strategie für die nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen: Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM (2003) 572. Brüssel: Europäische Kommission 2003.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010a

Europäische Kommission: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysis of Existing Environmental Impact Assessment Methodologies for Use in Life Cycle Assessment: Background document. Luxemburg: Publications Office of the European Union 2010.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010b

Europäische Kommission: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. Luxemburg: Publications Office of the European Union 2010.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010c

Europäische Kommission: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for life cycle assessment: detailed guidance. Luxemburg: Publications Office of the European Union 2010.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012

Europäische Kommission: Life cycle indicators basket-of-products: development of life cycle based macro-level monitoring indicators for resources, products and waste for the EU-27, EUR, Scientific and technical research series, Band 25518. Luxemburg 2012.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2013

Europäische Kommission: Empfehlung der Kommission vom 9. April 2013 für die Anwendung gemeinsamer Methoden zur Messung und Offenlegung der Umweltleistung von Produkten und Organisationen: 2013/179/EU. Brüssel: Europäische Kommission 2013.

EUROPÄISCHE KOMMISSION 2014

Europäische Kommission: Product Environmental Footprint Pilot Guidance: Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase: v. 4.0. Brüssel: Europäische Kommission 2014.

EVERSHEIM 1999

Eversheim, W.: Betriebshütte: Produktion und Management. Berlin: Springer 1999.

FERRER & WHYBARK 2000

Ferrer, G.; Whybark, C. D.: From garbage to goods: Successful remanufacturing systems and skills. *Business Horizons* 43 (2000) 6, S. 55–64.

FINKENZELLER 2006

Finkenzeller, K.: RFID-Handbuch: Grundlagen und praktische Anwendungen induktiver Funkanlagen, Transponder und kontaktloser Chipkarten. 4. Auflage. München [u.a.]: Hanser 2006.

FINNVEDEN & LINDFORS 1998

Finnveden, G.; Lindfors, L.-G.: Data quality of life cycle inventory data — rules of thumb. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (1998) 2, S. 65–66.

FINNVEDEN ET AL. 2009

Finnveden, G.; Hauschild, M. Z.; Ekvall, T.; Guinée, J. B.; Heijungs, R.; Hellweg, S.; Koehler, A.; Pennington, D.; Suh, S.: Recent developments in life cycle assessment. *Journal of environmental management* 91 (2009) 1, S. 1–21.

FLEISCH ET AL. 2004

Fleisch, E.; Ringbeck, J.; Stroh, S.; Plenge, C.; Strassner, M.: From operations to strategy: The potential of RFID for the automotive industry. St. Gallen: M-Lab – The Mobile and Ubiquitous Computing Lab 2004.

FLESCHUTZ 2010

Fleschutz, T.: Beitrag zur nachhaltigen industriellen Wertschöpfung durch multiattributive Bewertung von Montageanlagen. Berichte aus dem Produktionstechnischen Zentrum Berlin. Stuttgart: Fraunhofer 2010.

FRANCIS 2010

Francis, J.: Introduction to GreenSCOR: Introducing Environmental Considerations to the SCOR Model. Lincolnshire, IL, 2010, 12.-13.05.2010.

FRANKE 2006

Franke, C.: Beitrag zur Steigerung der Nutzenproduktivität durch Anpassungsprogrammplanung. Berichte aus dem Produktionstechnischen Zentrum Berlin. Stuttgart: Fraunhofer 2006.

FRISCHKNECHT ET AL. 2007

Frischknecht, R.; Jungbluth, N.; Althaus, H.-J.; Doka, G.; Dones, R.; Heck, T.; Hellweg, S.; Hirschler, R.; Nemecek, T.; Rebitzer, G.; Spielmann, M.; Wernet, G.: Ecoinvent: Overview and Methodology: ecoinvent report No. 1, Data v2.0. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2007.

FROTA NETO ET AL. 2008

Frota Neto, J. Q.; Bloemhof-Ruwaard, J. M.; van Nunen, J. A. E. E.; van Heck, E.: Designing and evaluating sustainable logistics networks. International Journal of Production Economics 111 (2008) 2, S. 195–208.

GAITANIDES 2012

Gaitanides, M.: Prozessorganisation: Entwicklung, Ansätze und Programme des Managements von Geschäftsprozessen. 3. Auflage. München: Vahlen 2012.

GAITANIDES & ACKERMANN 2004

Gaitanides, M.; Ackermann, I.: Die Geschäftsprozessperspektive als Schlüssel zu betriebswirtschaftlichem Denken und Handeln. In: Gramlinger, F.; Steinemann, S.; Tramm, T. (Hrsg.): Lernfelder gestalten - miteinander Lernen - Innovationen vernetzen. Hamburg: bwp@ 2004, bwp@ Spezial 1, S. 4–28, http://www.bwpat.de/spezial1/gaitanides_bwpat_spezial1.pdf.

GALE ET AL. 2005

Gale, T.; Rajamani, D.; Sriskandarajah, C.: The impact of RFID on supply chain performance. Dissertation, The School of Management, University of Texas, Richardson, TX, 2005, <http://www.som.utdallas.edu/c4isn/documents/c4isn-Impact-RFID-SC-Perform.pdf>.

GARNIER-LAPLACE ET AL. 2009

Garnier-Laplace, J. C.; Beaugelin-Seiller, K.; Gilbin, R.; Della-Vedova, C.; Jolliet, O.; Payet, J.: A screening level ecological risk assessment and ranking method for liquid radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions. *Radioprotection* 44 (2009) 5, S. 903–908.

GAUSEMEIER ET AL. 2001

Gausemeier, J.; Ebbesmeier, P.; Kallmeyer, F.: *Produktinnovation: Strategische Planung und Entwicklung der Produkte von morgen*. München: Hanser 2001.

GAUSEMEIER ET AL. 2009

Gausemeier, J.; Plass, C.; Wenzelmann, C.: *Zukunftsorientierte Unternehmensgestaltung: Strategien, Geschäftsprozesse und IT-Systeme für die Produktion von morgen*. München [u.a.]: Hanser 2009.

GELDERMANN 2006

Geldermann, J.: *Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion*. Karlsruhe: Univ.-Verl. Karlsruhe 2006.

GIEGRICH ET AL. 2012

Giegrich, J.; Liebich, A.; Lauwigi, C.; Reinhardt, J.: Indikatoren/Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion. Dessau-Rosslau: Umweltbundesamt 2012, <http://www.uba.de/uba-info-medien/4237.html>.

GIENKE & KÄMPF 2007

Gienke, H.; Kämpf, R.: *Handbuch Produktion: Innovatives Produktionsmanagement: Organisation, Konzepte, Controlling*. München: Hanser 2007.

GILBERG 2009

Gilberg, J.: *Technische Ausgestaltung und wirtschaftliche Beurteilung des überbetrieblichen RFID-Einsatzes*. Lohmar [u.a.]: Josef Eul 2009.

GLOBAL E-SUSTAINABILITY INITIATIVE 2002

Global e-Sustainability Initiative: Industry as Partner for sustainable Development: Information and Communications Technology. Paris: Global e-Sustainability Initiative 2002, http://omec.uab.cat/Documents/TIC_desenvolupament/0132.pdf.

GODFREY 1998

Godfrey, R.: Ethical purchasing: developing the supply chain beyond the environment. In: Russel, T. (Hrsg.): Greener purchasing. Sheffield: Greenleaf 1998, S. 244–251.

GOEDKOOP ET AL. 2009

Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M. A. J.; Schryver, A. d.; Struijs, J.; van Zelm, R.: ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level: Report I: Characterisation - Annexes, 2009, <http://www.lcia-recipe.net/>.

GOHOUT 2009

Gohout, W.: Operations-Research: Einige ausgewählte Gebiete der linearen und nichtlinearen Optimierung. 4. Auflage. München: Oldenbourg 2009.

GOTTSCHALK & KIRN 2013

Gottschalk, I.; Kirn, S.: Eignet sich Cloud-Computing als Instrument zur Förderung ökologischer Ziele? *Wirtschaftsinformatik* 55 (2013) 5, S. 299–314.

GRAEDEL 1998

Graedel, T. E.: Streamlined life-cycle assessment. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall 1998.

GREEN ET AL. 1996

Green, K.; Morton, B.; New, S.: Purchasing and environmental management: interaction, policies and opportunities. *Business Strategy and the Environment* 5 (1996) 3, S. 188–197.

GRIMM ET AL. 2014

Grimm, D.; Weiss, D.; Ereik, K.; Zarnekow, R.: Product Carbon Footprint and Life Cycle Assessment of ICT: Literature Review and State of the Art. In: IEEE Computer Society (Hrsg.): Proceedings of the 47th Hawaii International Conference on System Sciences. Hawaii: Computer Society Press 2014. S. 875–884.

GS1 GERMANY GMBH 2005

GS1 Germany GmbH: Der RFID-Kalkulator im Überblick: Rechenmodul zur Kosten-Nutzen-Bewertung der RFID Technologie, 2005, http://www.05.ibm.com/de/solutions/rfid/downloads/ROI_RFID_Kalkulator.pdf, abgerufen am 02.10.2010.

GUINÉE ET AL. 1993

Guinée, J. B.; Udo de Haes, H. A.; Huppel, G.: Quantitative life cycle assessment of products: 1: Goal definition and inventory. *Journal of Cleaner Production* 1 (1993) 1, S. 3–13.

GUINÉE ET AL. 2002

Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppel, G.; Kleijn, R.; Koning, A. d.; van Oers, L.; Wegener Sleswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H. A.; Bruijn, H. d.; van Duin, R.; Huijbregts, M. A. J.: *Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO standards, Eco-efficiency in industry and science*, Band 7. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers 2002.

GUTENBERG 1983

Gutenberg, E.: *Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre*. 24. Auflage. Berlin [u.a.]: Springer 1983.

HAGELAAR & VAN DER VORST 2002

Hagelaar, G. J. L. F.; van der Vorst, J. G. A. J.: Environmental supply chain management: using life cycle assessment to structure supply chains. *The International Food and Agribusiness Management Review* 4 (2002) 4, S. 399–412.

HANHART ET AL. 2005

Hanhart, D.; Jinschek, R.; Kipper, U.; Legner, C.; Österle, H.: Mobile und Ubiquitous Computing in der Instandhaltung-Bewertung der Anwendungsszenarien bei der Fraport AG. *HMD-Praxis der Wirtschaftsinformatik* 42 (2005) 244, S. 62–73.

HANSEN & GILLERT 2008

Hansen, W.-R.; Gillert, F.: *RFID for the optimization of business processes*. Chichester: Wiley 2008.

HANSMANN ET AL. 2003

Hansmann, U.; Merk, L.; Nicklous, M. S.; Stober, T.: *Pervasive computing*. 2. Auflage. Berlin [u.a.]: Springer 2003.

HANSEN 1999

Hanssen, O. J.: Status of Life Cycle Assessment (LCA) activities in the Nordic Region. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1999) 6, S. 315–320.

HANSEN & ASBJORNSEN 1996

Hanssen, O. J.; Asbjornsen, O. A.: Statistical properties of emission data in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4 (1996) 3, S. 149–157.

HARRINGTON 1995

Harrington, L.: Logistics, agent for change: Shaping the integrated supply chain. *Transportation & Distribution* 36 (1995) 1, S. 30–34.

HAUPT 2003

Haupt, S.: Digitale Wertschöpfungsnetzwerke und kooperative Strategien in der deutschen Lackindustrie. Dissertation, Hochschule St. Gallen, 2003.

HAUSCHILD ET AL. 2005

Hauschild, M. Z.; Jeswiet, J.; Alting, L.: From life cycle assessment to sustainable production: status and perspectives. *CIRP Annals - Manufacturing Technology* 54 (2005) 2, S. 1–21.

HAUSCHILD ET AL. 2013

Hauschild, M. Z.; Goedkoop, M.; Guinée, J. B.; Heijungs, R.; Huijbregts, M. A. J.; Jolliet, O.; Margni, M.; Schryver, A. d.; Humbert, S.; Laurent, A.; Sala, S.; Pant, R.: Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (2013) 3, S. 683–697.

HEIJUNGS & HUIJBREGTS 2004

Heijungs, R.; Huijbregts, M. A. J.: A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In: Pahl-Wostl, C.; Schmidt, S.; Jakeman, T. (Hrsg.): *Complexity and Integrated Resources Management*. Osnabrück: iEMSs 2004. S. 332–339.

HERNÁNDEZ ET AL. 2011

Hernández, J. E.; Poler, R.; Mula, J.; Lario, F. C.: The Reverse Logistic Process of an Automobile Supply Chain Network Supported by a Collaborative Decision-Making Model. *Group Decision and Negotiation* 20 (2011) 1, S. 79–114.

HERRMANN 2010

Herrmann, C.: Ganzheitliches Life Cycle Management: Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung in Unternehmen. Berlin [u.a.]: Springer 2010.

HERVANI ET AL. 2005

Hervani, A. A.; Helms, M. M.; Sarkis, J.: Performance measurement for green supply chain management. Benchmarking: An International Journal 12 (2005) 4, S. 330–353.

HILTY ET AL. 2006

Hilty, L. M.; Arnfalk, P.; Erdmann, L.; Goodman, J.; Lehmann, M.; Wäger, P. A.: The relevance of information and communication technologies for environmental sustainability - A prospective simulation study. Environmental Informatics 21 (2006) 11, S. 1618–1629.

HOFFENSON ET AL. 2013

Hoffenson, S.; Dagman, A.; Söderberg, R.: A Multi-objective Tolerance Optimization Approach for Economic, Ecological, and Social Sustainability. In: Nee, Andrew Y. C.; Song, B.; Ong, S.-K. (Hrsg.): Re-engineering Manufacturing for Sustainability. Singapur: Springer 2013, S. 729–734.

HUIJBREGTS 2001

Huijbregts, M. A. J.: Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. Dissertation, Universiteit van Amsterdam, 2001.

HUIJBREGTS ET AL. 2001

Huijbregts, M. A. J.; Norris, G.; Bretz, R.; Citroth, A.; Maurice, B.; Bahr, B. v.; Weidema, B. P.; Beaufort, A. S. H. d.: Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. The International Journal of Life Cycle Assessment 6 (2001) 3, S. 127–132.

HUMBERT 2009

Humbert, S.: Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Dissertation, University of California, Berkeley, 2009.

HUNT ET AL. 1998

Hunt, R. G.; Boguski, T. K.; Weitz, K. A.; Sharma, A.: Case studies examining LCA streamlining techniques. The International Journal of Life Cycle Assessment 3 (1998) 1, S. 36–42.

HUPPES & ISHIKAWA 2005

Huppes, G.; Ishikawa, M.: Eco-efficiency and Its Terminology. Journal of Industrial Ecology 9 (2005) 4, S. 43–46.

ILIC 2008

Ilic, A.: Greenhouse gas emission reductions with sensors: Example of sensor-based management of perishable goods. EPCglobal Joint Action Group Meeting, Bonn, 2008, 09.10.2008.

ILIC ET AL. 2009a

Ilic, A.; Staake, T.; Fleisch, E.: Simulation Study on the Effect of Sensor Information in Supply Chains of Perishable Goods: Auto-ID Labs White Paper WP-BIZAPP-046. Zürich: Auto-ID Labs 2009.

ILIC ET AL. 2009b

Ilic, A.; Staake, T.; Fleisch, E.: Using sensor information to reduce the carbon footprint of perishable goods. *IEEE Pervasive Computing* 8 (2009) 1, S. 22–29.

IRRENHAUSER 2014

Irrenhauser, T.: Bewertung der Wirtschaftlichkeit von RFID im Wertschöpfungsnetz. Dissertation, Technische Universität München, 2014.

ISO 14047 2012

ISO 14047: Environmental management: Life cycle assessment - illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations. Genf: International Organization for Standardization 2012.

ISO/IEC TR 24729-2 2008

ISO/IEC TR 24729-2: Information Technology -- Radio frequency identification for item management -- Implementation guidelines -- Part 2: Recycling and RFID tags. Genf: International Organization for Standardization 2008.

IVANTYSYNOVA 2008

Ivantysynova, L.: RFID in manufacturing: Mapping the shop floor to IT-enabled business processes. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, 2008.

JACQUEMIN ET AL. 2012

Jacquemin, L.; Pontalier, P.-Y.; Sablayrolles, C.: Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (2012) 8, S. 1028–1041.

JAYARAMAN ET AL. 2003

Jayaraman, V.; Patterson, R. A.; Rolland, E.: The design of reverse distribution networks: models and solution procedures. *European Journal of Operational Research* 150 (2003) 1, S. 128–149.

JENSEN ET AL. 1998

Jensen, A. A.; Hoffman, L.; Møller, B. T.; Schmidt, A.; Christiansen, K.; Elkington, J.; van Dijk, F.: Life cycle assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources, Environmental Issues Series, Band 6. Kopenhagen: European Environment Agency 1998.

JOLLIET ET AL. 2003

Jolliet, O.; Margni, M.; Charles, R.; Humbert, S.; Payet, J.; Rebitzer, G.; Rosenbaum, R.: IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (2003) 6, S. 324–330.

KALOS & WHITLOCK 1986

Kalos, M. H.; Whitlock, P. A.: Monte Carlo methods. New York, NY: Wiley 1986.

KARA & IBBOTSON 2011

Kara, S.; Ibbotson, S.: Embodied energy of manufacturing supply chains. *CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology* 4 (2011) 3, S. 317–323.

KHAN & KURNIA 2006

Khan, A.; Kurnia, S.: Exploring the Potential Benefits of RFID: A Literature-Based Study. In: *Proceedings of the San Diego International Systems Conference, 2006.*

KLAUS 2008

Klaus, P.: *Gabler-Lexikon Logistik: Management logistischer Netzwerke und Flüsse*. 4. Auflage. Wiesbaden: Gabler 2008.

KLÖPFFER & GRAHL 2009

Klöpffer, W.; Grahl, B.: *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: Wiley-VCH 2009.

KNIEL ET AL. 1996

Kniel, G. E.; Delmarco, K.; Petrie, J. G.: Life cycle assessment applied to process design: Environmental and economic analysis and optimization of a nitric acid plant. *Environmental Progress* 15 (1996) 4, S. 221–228.

KNIGHT 1921

Knight, F. H.: *Risk, Uncertainty, and Profit*. Boston, MA: Houghton Mifflin 1921.

KOCH 1999

Koch, K.-R.: Grundprinzipien der Bayes-Statistik. In: Krumm, F.; Schwarze, V. S. (Hrsg.): Quo vadis geodesia...? Festschrift for Erik W. Grafarend on the occasion of his 60th birthday. 1999, Schriftenreihe der Institute des Studiengangs Geodäsie und Geoinformatik, Band 1, S. 253–260.

KOCH 2005

Koch, R.: Rationalisierungspotenziale durch RFID am Beispiel einer textilen Kette. RFID in der Textil- und Bekleidungsindustrie, Mönchengladbach, 2005, 14.06.2005.

KÖHLER & ERDMANN 2004

Köhler, A.; Erdmann, L.: Expected environmental impacts of pervasive computing. Human and Ecological Risk Assessment 10 (2004) 5, S. 831–852.

KOTORAC 2011

Kotorac, S.: Quantitative Inventory Uncertainty, 2011, <http://www.ghgprotocol.org/files/ghgp/tools/QuantitativeUncertaintyGuidance.pdf>, abgerufen am 07.09.2014.

KOYUNCU 2009

Koyuncu, F.: Konzeption und Realisierung einer unternehmensübergreifenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von RFID-gestützten Prozessen im Automotive-Umfeld: Eine empirische Analyse der Technologie und ihres Nutzungspotenzials für Prozesse. Dissertation, Universität Siegen, 2009.

KRANKE ET AL. 2011

Kranke, A.; Schmied, M.; Schön, A. D.: CO₂-Berechnung in der Logistik: Datenquellen, Formeln, Standards. Verkehrs-Rundschau. München: Vogel 2011.

KREBS 2011

Krebs, P.: Bewertung vernetzter Produktionsstandorte unter Berücksichtigung multidimensionaler Unsicherheiten. Dissertation, Technische Universität München, 2011.

KRUMWIEDE & SHEU 2002

Krumwiede, D. W.; Sheu, C.: A model for reverse logistics entry by third-party providers. Omega 30 (2002) 5, S. 325–333.

KUPFER 2014

Kupfer, T.: Product Environmental Footprint (PEF): Test Kit - 3rd edition, 2014, http://www.gabi-software.com/uploads/media/PEF_test_kit_III.pdf, abgerufen am 19.02.2015.

KUSTER ET AL. 2011

Kuster, J.; Huber, E.; Lippmann, R.; Schmid, A.; Schneider, E.; Witschi, U.; Wüst, R.: Handbuch Projektmanagement. Berlin [u.a.]: Springer 2011.

LANGE ET AL. 2008a

Lange, V.; Alberti, A.; Becker, M.; Hoffmann Jens; Maaß, J.-C.; Meiss, C.; Schürer, S.: Entwicklung eines Verfahrens zur Kosten-Nutzen-Bewertung von RFID-Systemen: CoBRA - Costs and Benefits of RFID-Applications: Abschlussbericht. Dortmund: Fraunhofer 2008.

LANGE ET AL. 2008b

Lange, V.; Hoffmann Jens; Becker, M.: Erweiterte Wirtschaftlichkeitsrechnung bei RFID-Systemen. ISIS RFID Special Report 2008: das aktuelle Anbieterverzeichnis zu RFID (2008), S. 94–95.

LAURENT ET AL. 2013

Laurent, A.; Hauschild, M. Z.; Golsteijn, L.; Simas, M.; Fontes, J.; Wood, R.: PROSUITE Development and application of a standardized methodology for PROspective SUstaInability assessment of TEchnologies: Deliverable 5.2: Normalisation factors for environmental, economic and socio-economic indicators. Division for Quantitative Sustainability Assessment (QSA), Technical University of Denmark 2013.

LEPRATTI ET AL. 2012

Lepratti, R.; Heinecke, G.; Lampartner, S.; Scharnagl, J.; Hansen, R.: In Echtzeit: RFID-gestütztes Produktionsassistenzsystem. atp Edition (2012) 1, S. 36–44.

LEPRATTI ET AL. 2014

Lepratti, R.; Lamparter, S.; Schröder, R. (Hrsg.): Transparenz in globalen Lieferketten der Automobilindustrie: Ansätze zur Logistik- und Produktionsoptimierung. Erlangen: Publicis 2014.

LEUNG ET AL. 2007

Leung, Y. T.; Cheng, F.; Lee, Y. M.; Hennessy, J. J.: A tool set for exploring the value of RFID in a supply chain. In: Jung, H.; Chen, F. F.; Jeong, B. (Hrsg.): Trends in Supply Chain Design and Management. London: Springer 2007, S. 49–70.

LINTON ET AL. 2007

Linton, J. D.; Klassen, R.; Jayaraman, V.: Sustainable supply chains: An introduction. Supply Chain Management in a Sustainable Environment Special Issue on Frontiers of Empirical Supply Chain Research 25 (2007) 6, S. 1075–1082.

LO ET AL. 2005

Lo, S.-C.; Ma, H.-W.; Lo, S.-L.: Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Science of the total environment* 340 (2005) 1-3, S. 23–33.

LOERINCIK 2006

Loerincik, Y.: Environmental impacts and benefits of information and communication technology infrastructure and services, using process and input-output life cycle assessment. Dissertation, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, 2006.

LOHMEIER 2010

Lohmeier, M.: CO2-Bilanzierung, -Controlling und -Management in der Logistikindustrie. In: Deutsche Post (Hrsg.): *Delivering tomorrow*. Bonn: Deutsche Post 2010, S. 51–53.

LOLLING 2003

Lolling, A.: Identifikationssysteme in der Logistik: Übersicht und praxisorientierte Auswahl. München: Huss 2003.

LOUNÈS 2009

Lounès, M.: Nachhaltige Supply Chain Netzwerke zahle sich aus. *TU International* (2009) 64, S. 12–14.

LU ET AL. 2009

Lu, Q.; Li, W.; Sundarakani, B.; Cai, S.; Souza, R. d.; Goh, M.: Green supply chain management - How does it affect current supply chain practice. In: IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 2008 IEEE International Conference on Industrial Engineering and Engineering Management*. Singapur: IEEE 2009. S. 1128–1132.

LUGER 2010

Luger, T.: Referenzprozessbasierte Gestaltung und Bewertung von Reverse Supply Chains. Essen: Vulkan 2010.

LUNDIE & HUPPES 1999

Lundie, S.; Huppès, G.: Environmental assessment of products. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1999) 1, S. 7–15.

MACMILLAN-DAVIS 2006

Macmillan-Davis, C.: Radio-Frequency Identification (RFID): Survey 2006: Measuring Government Understanding, 2006, http://www.booz.com/media/file/RFIDSurvey_2006.pdf, abgerufen am 14.08.2013.

MALMODIN ET AL. 2010

Malmodin, J.; Moberg, Å.; Lundén, D.; Finnveden, G.; Lövehagen, N.: Greenhouse Gas Emissions and Operational Electricity Use in the ICT and Entertainment & Media Sectors. *Journal of Industrial Ecology* 14 (2010) 5, S. 770–790.

MANNEL 2006a

Mannel, A.: Prozessorientiertes Modell zur Bewertung der ökonomischen Auswirkungen des RFID-Einsatzes in der Logistik, Schriftenreihe Transport- und Verpackungslogistik Forschungsberichte und Fachbeiträge, Band 67. Frankfurt am Main: Dt. Fachverl. 2006.

MANNEL 2006b

Mannel, A.: RFID in der Logistik - Labortechnische und ökonomische Betrachtung als Grundlage für die Auswahl von RFID-Systemen. EuroID, Köln, 2006, 17.05.2006.

MASANET & MATTHEWS 2010

Masanet, E.; Matthews, H. S.: Exploring Environmental Applications and Benefits of Information and Communication Technology. *Journal of Industrial Ecology* 14 (2010) 5, S. 687–691.

MATSUMOTO ET AL. 2005

Matsumoto, M.; Hamano, J.; Tamura, T.; Iguchi, H.: Impacts of ubiquitous society on the global warming problem in 2010. In: IEEE (Hrsg.): Proceedings of the 2005 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment. New Orleans, LA: IEEE 2005. S. 183–188.

MATTHEWS & SMALL 2000

Matthews, H. S.; Small, M. J.: Extending the Boundaries of Life-Cycle Assessment through Environmental Economic Input-Output Models. *Journal of Industrial Ecology* 4 (2000) 3, S. 7–10.

MATTHEWS ET AL. 2001

Matthews, H. S.; Hendrickson, C. T.; Soh, D.: The net effect: environmental implications of e-commerce and logistics. In: IEEE (Hrsg.): Proceedings of the 2001 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment. Piscataway, NJ: IEEE 2001. S. 191–195.

MAURICE ET AL. 2000

Maurice, B.; Frischknecht, R.; Coelho-Schwartz, V.; Hungerbühler, K.: Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production* 8 (2000) 2, S. 95–108.

McDANIEL 2000

McDaniel, J. S.: The lean and green supply chain: A practical guide for materials managers and supply chain managers to reduce costs and improve environmental performance, 2000, <http://www.epa.gov/ppic/pubs/lean.pdf>, abgerufen am 19.02.2015.

MEHNEN 2005

Mehnen, J.: Mehrkriterielle Optimierverfahren für produktionstechnische Prozesse, Schriftenreihe des ISF, Universität Dortmund, Band 1. Essen: Vulkan 2005.

MELSKI 2006

Melski, A.: Grundlagen und betriebswirtschaftliche Anwendung von RFID. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 2006.

MELVILLE 2010

Melville, N. P.: Information systems innovation for environmental sustainability. *MIS Quarterly* 34 (2010) 1, S. 1–21.

METTA 2011

Metta, H.: A multi-stage decision support model for coordinated sustainable product and supply chain design. Dissertation, University of Kentucky, Lexington, 2011.

MOGK & SCHULTE 2009

Mogk, G.; Schulte, B.: Über die nachhaltige Logistik in der chemisch-pharmazeutischen Industrie. In: Inderfurth, K. (Hrsg.): *Sustainable Logistics: Logistik aus technischer und ökonomischer Sicht*. Magdeburg: LOGiSCH 2009. S. 281–292.

MÖLLER 2006

Möller, K.: *Wertschöpfung in Netzwerken*. München: Vahlen 2006.

MOONEY ET AL. 1996

Mooney, J. G.; Gurbaxani, V.; Kraemer, K. L.: A process oriented framework for assessing the business value of information technology. *The DATABASE for Advances in Information Systems* 27 (1996) 2, S. 68–81.

MÜLLER 2001

Müller, K.: *Wege zur Steigerung der Nutzenproduktivität von Ressourcen*. Dissertation, Technische Universität Berlin, 2001.

MÜLLER-STEWENS & LECHNER 2005

Müller-Stewens, G.; Lechner, C.: Strategisches Management: Wie strategische Initiativen zum Wandel führen. 3. Auflage. Stuttgart: Schäffer-Poeschel 2005.

NEUGEBAUER 2014

Neugebauer, R.: Handbuch ressourcenorientierte Produktion. München [u.a.]: Hanser 2014.

NÜTTGENS & RUMP 2002

Nüttgens, M.; Rump, J. F.: Syntax und Semantik Ereignisgesteuerter Prozessketten (EPK). In: Desel, J.; Weske, M. (Hrsg.): Promise 2002 - Prozessorientierte Methoden und Werkzeuge für die Entwicklung von Informationssystemen. Bonn: Gesellschaft für Informatik 2002. S. 64–77.

NWE ET AL. 2010

Nwe, E. S.; Adhitya, A.; Halim, I.; Srinivasan, R.: Green Supply Chain Design and Operation by Integrating LCA and Dynamic Simulation. *Computer Aided Chemical Engineering* 28 (2010), S. 109–114.

OKRASINSKI & MALIAN 2010

Okrasinski, T.; Malian, J.: A Framework for estimating life-cycle eco-impact for information and communications technology products. In: International CARE Electronics Office (Hrsg.): *Going Green - CARE Innovation 2010*. Wien: CARE 2010.

OKRASINSKI ET AL. 2012

Okrasinski, T.; Malian, J.; Arnold, J.: Data Assessment and Collection for a Simplified LCA Tool. In: SPE (Hrsg.): *Carbon Management Technology Conference 2012*. Red Hook, NY: Curran 2012.

OSTGATHE 2012

Ostgathe, M.: System zur produktbasierten Steuerung von Abläufen in der auftragsbezogenen Fertigung und Montage. Dissertation, Technische Universität München, 2012.

PAWLAK 1982

Pawlak, Z.: Rough Sets. *International Journal of Computer and Information Sciences* 11 (1982) 5, S. 341–356.

PENNINGTON ET AL. 2004

Pennington, D. W.; Potting, J.; Finnveden, G.; Lindeijer, E.; Jolliet, O.; Rydberg, T.; Rebitzer, G.: Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International* 30 (2004) 5, S. 721–739.

PERRIDON ET AL. 2009

Perridon, L.; Steiner, M.; Rathgeber, A. W.: Finanzwirtschaft der Unternehmung. 15. Auflage. München: Vahlen 2009.

PFEIFFER & WEISS 1994

Pfeiffer, W.; Weiss, E.: Lean-Management: Grundlagen der Führung und Organisation lernender Unternehmen. 2. Auflage. Berlin: Erich Schmidt 1994.

PICOT ET AL. 2008

Picot, A.; Reichwald, R.; Wigand, R.: Information, Organization and Management. Berlin [u.a.]: Springer 2008.

PLEPYS 2002

Plepys, A.: The grey side of ICT. Environmental Impact Assessment Review 22 (2002) 5, S. 509–523.

POGGENSEE 2009

Poggensee, K.: Investitionsrechnung: Grundlagen - Aufgaben - Lösungen. Wiesbaden: Gabler 2009.

PRAMMER 2009

Prammer, H. K.: Integriertes Umweltkostenmanagement: Bezugsrahmen und Konzeption für eine ökologisch nachhaltige Unternehmensführung. Wiesbaden: Gabler 2009.

PÜMPIN 1992

Pümpin, C.: Das Dynamikprinzip: Zukunftsorientierungen für Unternehmer und Manager. Düsseldorf [u.a.]: Econ 1992.

RAUTENSTRAUCH 1999

Rautenstrauch, C.: Betriebliche Umweltinformationssysteme: Grundlagen, Konzepte und Systeme. Berlin [u.a.]: Springer 1999.

REBITZER ET AL. 2004

Rebitzer, G.; Ekvall, T.; Frischknecht, R.; Hunkeler, D.; Norris, G.; Rydberg, T.; Schmidt, W.-P.; Suh, S.; Weidema, B. P.; Pennington, D. W.: Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment International 30 (2004) 5, S. 701–720.

REINHARDT 2013

Reinhardt, S.: Bewertung der Ressourceneffizienz in der Fertigung. Dissertation, Technische Universität München, 2013.

REINHART & REISEN 2013

Reinhart, G.; Reisen, K.: Evaluation of the Resource Efficiency of RFID-Controlled Supply Chains. In: Nee, Andrew Y. C.; Song, B.; Ong, S.-K. (Hrsg.): Re-engineering Manufacturing for Sustainability. Singapur: Springer 2013, S. 303–308.

REINHART ET AL. 2010

Reinhart, G.; Berlak, J.; Hüttner, S.; Mari, Z.; Reinhardt, S.: Energie- und Ressourcenverbrauch entlang der Wertschöpfungskette: Nachhaltige und ganzheitliche Optimierung durch Green4SCM-Planungsplattform. Zeitschrift für Wirtschaftlichen Fabrikbetrieb 105 (2010) 12, S. 1064–1068.

REINHART ET AL. 2011

Reinhart, G.; Engelhardt, P.; Genc, E.; Irrenhauser, T.; Niehues, M.; Ostgathe, M.; Reisen, K.: Einsatz von RFID in der Wertschöpfungskette. RFID im Blick (2011) RFID in der Region München (Sonderausgabe), S. 30–31.

REINHART ET AL. 2012

Reinhart, G.; Reisen, K.; Reinhardt, S.; Irrenhauser, T.: Ressourceneffizienzbewertung von RFID: Ein Ansatz zur Bewertung der Ressourceneffizienz RFID-gesteuerter Wertschöpfungsketten. wt Werkstattstechnik online 102 (2012) 5, S. 340–345.

REINHART ET AL. 2013a

Reinhart, G.; Engelhardt, P.; Genc, E.: RFID-basierte Steuerung von Wertschöpfungsketten: Ein Ansatz zur ereignisbasierten Absicherung von Produktionsabläufen in der Automobilindustrie. wt Werkstattstechnik online 103 (2013) 2, S. 104–108.

REINHART ET AL. 2013b

Reinhart, G.; Irrenhauser, T.; Reisen, K.; Reinhardt, S.; Bleisteiner, T.; Ramirez, A.: Bewertung des RFID-Einsatzes im automobilen Wertschöpfungsnetz. Zeitschrift für Wirtschaftlichen Fabrikbetrieb 1087 (2013) 12, S. 976–980.

REINHART ET AL. 2013c

Reinhart, G.; Meis, J.-F.; Reisen, K.; Schindler, S.: Bionik in der Produktionsorganisation: Was wir von Ameisen und anderen sozialen Insekten lernen können. Zeitschrift für Wirtschaftlichen Fabrikbetrieb 108 (2013) 9, S. 608–612.

REJESKI 2002

Rejeski, D. W.: E-Commerce, the Internet, and the Environment. *Journal of Industrial Ecology* 6 (2002) 2, S. 1–3.

RHENSIUS & DÜNNEBACKE 2009

Rhensius, T.; Dünnebacke, D.: RFID - business case calculation: 3-stufiges Vorgehen zur Planung und Bewertung des RFID-Einsatzes. Aachen: Forschungsinst. für Rationalisierung 2009.

RICHTER 2013

Richter, M.: Nutzenoptimierter RFID-Einsatz in der Logistik: Eine Handlungsempfehlung zur Lokalisierung und Bewertung der Nutzenpotenziale von RFID-Anwendungen, Schriftenreihe Logistik der Technischen Universität Berlin, Band 23. Berlin: Univ.-Verl. der TU Berlin 2013.

RIHA 2008

Riha, I.: Entwicklung einer Methode für Cost Benefit Sharing in Logistiknetzwerken: Bewertung und Verteilung von Kosten und Nutzen in strategischen Logistikkoperationen. Dissertation, Technischen Universität Dortmund, 2008.

RITTHOFF ET AL. 2002

Ritthoff, M.; Rohn, H.; Liedke, C.: MIPS berechnen: Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie GmbH 2002.

RODRIGUEZ-FERNANDEZ ET AL. 2011

Rodriguez-Fernandez, R.; Blanco, B.; Blanco, A.; Perez-Labajos, C. A.: Reverse Supply Chain Management – Modeling Through System Dynamics. In: Renko, S. (Hrsg.): *Supply Chain Management - New Perspectives*. Rijeka: InTech 2011, S. 417–442.

ROESGEN 2007

Roesgen, R.: Analyse der Nutzenpotenziale von Supply-chain-Management-Systemen, Schriftenreihe Rationalisierung und Humanisierung, Band 83. Aachen: Shaker 2007.

ROGALL 2008

Rogall, H.: *Ökologische Ökonomie: Eine Einführung*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften 2008.

ROH ET AL. 2009

Roh, J. J.; Kunnathur, A.; Tarafdar, M.: Classification of RFID adoption: an expected benefits approach. *Information & Management* 46 (2009) 6, S. 357–363.

ROSENBAUM ET AL. 2008

Rosenbaum, R. K.; Bachmann, T. M.; Gold, L. S.; Huijbregts, M. A. J.; Jolliet, O.; Juraske, R.; Koehler, A.; Larsen, H. F.; MacLeod, M.; Margni, M.; McKone, T. E.; Payet, J.; Schuhmacher, M.; van de Meent, Dik; Hauschild, M. Z.: USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (2008) 7, S. 532–546.

SAATY 2006

Saaty, T. L.: *The Analytic Network Process*. In: Saaty, T. L.; Vargas, L. G. (Hrsg.): *Decision Making with the Analytic Network Process*. New York: Springer 2006, S. 1–26.

SARAC ET AL. 2010

Sarac, A.; Absi, N.; Dauzère-Pérès, S.: A literature review on the impact of RFID technologies on supply chain management. *International Journal of Production Economics* 128 (2010) 1, S. 77–95.

SARKIS 1995

Sarkis, J.: Manufacturing strategy and environmental consciousness. *Technovation* 15 (1995) 2, S. 79–97.

SARKIS 2003

Sarkis, J.: A strategic decision framework for green supply chain management. *Journal of Cleaner Production* 11 (2003) 4, S. 397–409.

SCHMIDT-BLEEK 1997

Schmidt-Bleek, F.: *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? Faktor 10 - das Mass für ökologisches Wirtschaften*. München: dtv 1997.

SCHMITT & MICHAHELLES 2008

Schmitt, P.; Michahelles, F.: *Economic impact of RFID Report: Bridge - Building Radio frequency IDentification for the Global Environment*. Zürich: Auto-ID Labs 2008.

SCHMITZ & PAULINI 1999

Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043: Version '99. Berlin: Umweltbundesamt 1999.

SCHOLZ-REITER ET AL. 2012

Scholz-Reiter, B.; Werthmann, D.; Lappe, D.; Otterstedt, N.: Ortungsgestützte Steuerung von Qualitätssicherungsprozessen. *Industrie Management* 28 (2012) 1, S. 22–26.

SCHULTZ 2002

Schultz, A.: Methode zur integrierten ökologischen und ökonomischen Bewertung von Produktionsprozessen und -technologien. Dissertation, Otto-von-Guericke-Universität, Magdeburg, 2002.

SCHUMANN 1992

Schumann, M.: Betriebliche Nutzeffekte und Strategiebeiträge der grossintegrierten Informationsverarbeitung. Berlin [u.a.]: Springer 1992.

SCHÜTZ & BRINGEZU 2008

Schütz, H.; Bringezu, S.: Ressourcenverbrauch von Deutschland - aktuelle Kennzahlen und Begriffsbestimmungen: Erstellung eines Glossars zum „Ressourcenbegriff“ und Berechnung von fehlenden Kennzahlen des Ressourcenverbrauchs für die weitere politische Analyse: Forschungsbericht 363 01 134, UBA-FB 001103. Dessau-Rosslau: Umweltbundesamt 2008.

SEITER ET AL. 2007

Seiter, M.; Isensee, J.; Stirzel, M.; Urban, U.; Zeibig, S.: Wirtschaftlichkeitsanalyse mit dem Extended-performance-Analysis-Ansatz (EPA), dargestellt am Beispiel von RFID-Investitionen, IPRI Research Paper, Band 10. Stuttgart: IPRI 2007.

SEURING ET AL. 2008

Seuring, S.; Sarkis, J.; Müller, M.; Rao, P.: Sustainability and supply chain management – An introduction to the special issue. *Sustainability and Supply Chain Management* 16 (2008) 15, S. 1545–1551.

SHEU 2005

Sheu, J.-B.: An integrated logistics operational model for green-supply chain management. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review* 41 (2005) 4, S. 287–313.

SIMCHI-LEVI ET AL. 2008

Simchi-Levi, D.; Kaminsky, P.; Simchi-Levi, E.: Designing and managing the supply chain: Concepts, strategies, and case studies. 3. Auflage. Boston: McGraw-Hill 2008.

SIMON & VON DER GATHEN 2010

Simon, H.; von der Gathen, A.: Das grosse Handbuch der Strategieinstrumente: Werkzeuge für eine erfolgreiche Unternehmensführung. Frankfurt am Main [u.a.]: Campus 2010.

SLEESWIJK ET AL. 2008

Sleeswijk, A. W.; van Oers, Laurant F C M; Guinée, J. B.; Struijs, J.; Huijbregts, Mark A J: Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the total environment* 390 (2008) 1, S. 227–240.

SOBOL 1974

Sobol, I. M.: The Monte Carlo method. Popular lectures in mathematics. Chicago: University of Chicago Press 1974.

SOMMER 2010

Sommer, P.: Instrumente zur Unterstützung des Umweltmanagements. In: Kramer, M. (Hrsg.): Integratives Umweltmanagement. Wiesbaden: Gabler 2010, S. 323–384.

SRIVASTAVA 2007

Srivastava, S. K.: Green supply-chain management: A state-of-the-art literature review. *International Journal of Management Reviews* 9 (2007) 1, S. 53–80.

STAHEL 1993

Stahel, W. R.: Langlebigkeit der Produkte als Ausweg aus den Zielkonflikten beim Recycling. In: VDI (Hrsg.): Recyclinggerechte Produktentwicklung: VDI-Berichte 1089. Düsseldorf: VDI-Verl. 1993. S. 1–18.

STERR & LIESEGGANG 2003

Sterr, T.; Liesegang, D. G.: Industrielle Stoffkreislaufwirtschaft im regionalen Kontext: Betriebswirtschaftlich-ökologische und geographische Betrachtungen in Theorie und Praxis. Berlin [u.a.]: Springer 2003.

STRANDDORF ET AL. 2004

Stranddorf, H. K.; Hoffmann, L.; Schmidt, A.: Update on Impact categories, normalisation and weighting in LCA: Selected EDIP97-data, 2004, <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-570-0/pdf/87-7614-571-9.pdf>, abgerufen am 18.09.2014.

STRASSNER 2006

Strassner, M.: RFID im Supply Chain Management: Auswirkungen und Handlungsempfehlungen am Beispiel der Automobilindustrie. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verl. 2006.

STRASSNER ET AL. 2005

Strassner, M.; Plenge, C.; Stroh, S.: Potenziale der RFID-Technologie für das Supply Chain Management in der Automobilindustrie. In: Fleisch, E.; Mattern, F. (Hrsg.): Das Internet der Dinge. Berlin [u.a.]: Springer 2005, S. 177–196.

STRAUBE 2010

Straube, F.: Ko-RFID: Abschlussbericht des Bereichs Logistik für das Verbundprojekt Ko-RFID - Kollaboration und RFID, Digitale Schriftenreihe Logistik der Technischen Universität Berlin, Band 7. Berlin: Univ.-Verl. der TU Berlin 2010.

SUI & REJESKI 2002

Sui, D. Z.; Rejeski, D. W.: Environmental Impacts of the Emerging Digital Economy: The E-for-Environment E-Commerce? *Environmental Management* 29 (2002) 2, S. 155–163.

SUNDARAKANI ET AL. 2010

Sundarakani, B.; Souza, R. d.; Goh, M.; Wagner, S. M.; Manikandan, S.: Modeling carbon footprints across the supply chain. *International Journal of Production Economics* 128 (2010) 1, S. 43–50.

SUNDARAKANI ET AL. 2011

Sundarakani, B.; Sikdar, A.; Balasubramanian, S.; Wagner, S. M.: Greening the construction industry supply chain using - system dynamics approach. In: Holweg, M.; Srari, J. (Hrsg.): *Proceedings of the 18th International EurOMA Conference*, Cambridge 2011.

SUPPLY CHAIN COUNCIL 2010a

Supply Chain Council: Supply Chain Operations Reference Model: Version 10.0. Houston, TX: Supply Chain Council, Inc. 2010.

SUPPLY CHAIN COUNCIL 2010b

Supply Chain Council: Supply Chain Operations Reference (SCOR) model: Overview - Version 10.0, 2010, <https://supply-chain.org/f/SCOR-Overview-Web.pdf>, abgerufen am 25.05.2014.

SWEENEY & NIEMEYER-STEIN 2006

Sweeney, P. J.; Niemeyer-Stein, W.: RFID für Dummies. Weinheim: Wiley-VCH 2006.

SYDOW 2005

Sydow, J.: Strategische Netzwerke: Evolution und Organisation. 6. Auflage. Wiesbaden: Gabler 2005.

TAJIMA 2007

Tajima, M.: Strategic value of RFID in supply chain management. *Journal of Purchasing and Supply Management* 13 (2007) 4, S. 261–273.

TEEHAN & KANDLIKAR 2013

Teehan, P.; Kandlikar, M.: Comparing embodied greenhouse gas emissions of modern computing and electronics products. *Environmental Science & Technology* 47 (2013) 9, S. 3997–4003.

TELLKAMP 2003

Tellkamp, C.: The Auto-ID Calculator: An Overview: White Paper, 2003, <http://www.alexandria.unisg.ch/export/DL/21474.pdf>, abgerufen am 19.02.2015.

TELLKAMP 2006

Tellkamp, C.: The impact of auto-ID technology on process performance: RFID in the FMCG supply chain. Dissertation, Hochschule St. Gallen, 2006.

THE CLIMATE GROUP & GLOBAL E-SUSTAINABILITY INITIATIVE 2008

The Climate Group; Global e-Sustainability Initiative: Smart 2020: Enabling the low carbon economy in the information age. London: Creative Commons 2008, http://www.smart2020.org/_assets/files/02_Smart2020Report.pdf, abgerufen am 19.08.2013.

TIETJEN ET AL. 2011

Tietjen, T.; Decker, A.; Müller, D. H.: FMEA-Praxis: das Komplettpaket für Training und Anwendung. 3. Auflage. München [u.a.]: Hanser 2011.

TODD & CURRAN 1999

Todd, J. A.; Curran, M. A.: Streamlined Life-Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup. Pensacola, FL: SETAC 1999.

TOFFEL & HORVATH 2004

Toffel, M. W.; Horvath, A.: Environmental implications of wireless technologies: news delivery and business meetings. *Environmental Science & Technology* 38 (2004) 11, S. 2961–2970.

TRIBOWSKI 2009

Tribowski, C.: RFID-enabled Cooperation in the Supply Chain: Organizational and Technical Aspects. Dissertation, Humboldt-Universität, Berlin, 2009.

TSCHIRK 2014

Tschirk, W.: Statistik: Klassisch oder Bayes: Zwei Wege im Vergleich. Berlin [u.a.]: Springer Spektrum 2014.

TSENG & CHIU 2013

Tseng, M.-L.; Chiu, A. S. F.: Evaluating firm's green supply chain management in linguistic preferences. *Journal of Cleaner Production* 40 (2013) Februar, S. 22–31.

UBA & EEA 2006

UBA; EEA: Delivering the Sustainable Use of Natural Resources: A Contribution from the Network of Heads of European Environment Protection Agencies on the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources. Dessau-Rosslau: Umweltbundesamt and European Environment Agency 2006.

UCKELMANN 2012

Uckelmann, D.: Quantifying the value of RFID and the EPCglobal architecture framework in logistics. Berlin, New York: Springer 2012.

UDO DE HAES ET AL. 1999

Udo de Haes, H. A.; Jolliet, O.; Finnveden, G.; Hauschild, M. Z.; Krewitt, W.; Müller-Wenk, R.: Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1999) 2, S. 66–74.

USTUNDAG & TANYAS 2009

Ustundag, A.; Tanyas, M.: The impacts of Radio Frequency Identification (RFID) technology on supply chain costs. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review* 45 (2009) 1, S. 29–38.

VAN DER VOET, ET AL. 2009

van der Voet, E.; van Oers, L.; Bruyn, S. d.; de Jong, F.; Tukker, A.: *Environmental Impact of the use of Natural Resources and Products*, CML Report, Band 184. Leiden: CML Department of Industrial Ecology 2009.

VDA 2003

VDA: VDA-Datenerhebungsformat für Ökobilanzen. Berlin: Verband der Automobilindustrie 2003.

VDI 4400-3 2002

VDI 4400-3: Logistikkennzahlen für die Distribution. Berlin: Beuth 2002.

VDI 4600 2012

VDI 4600: Kumulierter Energieaufwand (KEA): Begriffe, Berechnungsmethoden. Berlin: Beuth 2012.

VERFAILLIE & BIDWELL 2000

Verfaillie, H.; Bidwell, R.: *Measuring eco-efficiency building a better future a guide to reporting company performance*. Genf: World Business Council for Sustainable Development 2000.

VIGON & CURRAN 1993

Vigon, B. W.; Curran, M. A.: *Life-cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency 1993.

VILKOV 2007

Vilkov, L.: *Prozessorientierte Wirtschaftlichkeitsanalyse von RFID-Systemen: Ein ganzheitlicher Ansatz für Supply Chain Management und Logistik*. Berlin: Logos 2007.

VILKOV & WEISS 2008

Vilkov, L.; Weiß, B.: *Prozessorientierte Wirtschaftlichkeitsanalyse von RFID-Systemen anhand eines Referenz-Wirkungsmodells*. In: Becker, J.; Knackstedt, R.; Pfeiffer, D. (Hrsg.): *Wertschöpfungsnetzwerke*. Heidelberg: Physica 2008, S. 275–303.

VOSE 2008

Vose, D.: Risk analysis: A quantitative guide. 3. Auflage. Chichester: Wiley 2008.

WACKERNAGEL & REES 1996

Wackernagel, M.; Rees, W. E.: Our ecological footprint: Reducing human impact on the earth, The new catalyst bioregional series, Band 9. Gabriola Island, BC [u.a.]: New Society 1996.

WALKER ET AL. 2008

Walker, H.; Di Sisto, L.; McBain, D.: Drivers and barriers to environmental supply chain management practices: Lessons from the public and private sectors. Practice Makes Perfect: Special Issue of Best Papers of the 16th Annual IPSERA Conference 2007 14 (2008) 1, S. 69–85.

WALTHER 2010

Walther, G.: Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke: Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus. Wiesbaden: Gabler 2010.

WANG ET AL. 2011

Wang, Y.; Akkerman, R.; Birkved, M.; Grunow, M.: Supply chain planning with sustainability considerations: an integrative framework. In: Holweg, M.; Srai, J. (Hrsg.): Proceedings of the 18th International EurOMA Conference, Cambridge 2011.

WANNENWETSCH 2003

Wannenwetsch, H.: Integrierte Materialwirtschaft und Logistik: Beschaffung, Logistik, Materialwirtschaft und Produktion. 2. Auflage. Berlin: Springer 2003.

WATSON ET AL. 2010

Watson, R. T.; Boudreau, M.-C.; Chen, A. J.: Information systems and environmentally sustainable development: energy informatics and new directions for the IS community. MIS Quarterly 34 (2010) 1, S. 23–38.

WEIDEMA & WESNÆS 1996

Weidema, B. P.; Wesnæs, M. S.: Data quality management for life cycle inventories: An example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4 (1996) 3-4, S. 167–174.

WEIDEMA ET AL. 2009

Weidema, B. P.; Ekvall, T.; Heijungs, R.: Guidelines for application of deepened and broadened LCA: Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project, Band 5. Bologna: Italian National Agency on new Technologies, Energy and the Environment (ENEA) 2009.

WEIDEMA ET AL. 2013

Weidema, B. P.; Bauer, C.; Hischier, R.; Mutuel, C.; Nemecek, T.; Reinhardt, J.; Vadenbo, C. O.; Wernet, G.: Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3: Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre 2013.

WEITZ ET AL. 1996

Weitz, K. A.; Todd, J. A.; Curran, M. A.; Malkin, M. J.: Streamlining Life Cycle Assessment: Considerations and a report on the state of practice. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (1996) 2, S. 79–85.

WESTKÄMPER & ALTING 2000

Westkämper, E.; Alting, A.: Life Cycle Management and Assessment: Approaches and Visions Towards Sustainable Manufacturing (keynote paper). *CIRP Annals - Manufacturing Technology* 49 (2000) 2, S. 501–526.

WILDMANN 2007

Wildmann, L.: Einführung in die Volkswirtschaftslehre, Mikroökonomie und Wettbewerbspolitik. München: Oldenbourg 2007.

WOODSIDE 2010

Woodside, A. G.: Case study research: Theory, methods, practice. Bingley: Emerald 2010.

WU & DUNN 1995

Wu, H.-J.; Dunn, S. C.: Environmentally responsible logistics systems. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management* 25 (1995) 2, S. 20–38.

YAZAN ET AL. 2011

Yazan, D. M.; Petruzzelli, A. M.; Albino, V.: Analyzing the environmental impact of transportation in reengineered supply chains: A case study of a leather upholstery company. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 16 (2011) 4, S. 335–340.

YI & THOMAS 2007

Yi, L.; Thomas, H. R.: A review of research on the environmental impact of e-business and ICT. *Environment International* 33 (2007) 6, S. 841–849.

YIN 2014

Yin, R. K.: Case study research: Design and methods. 5. Auflage. Thousand Oaks, CA: Sage 2014.

YOON & HWANG 1995

Yoon, K.; Hwang, C. L.: Multiple attribute decision making: An introduction, Quantitative applications in the social sciences, Band 07-104. Thousand Oaks, CA: Sage 1995.

ZHU & GENG 2002

Zhu, Q.; Geng, Y.: Integrating Environmental Issues into Supplier Selection and Management: A Study of Large and Medium-Sized State-Owned Enterprises in China. *Greener Management International* (2002) 35, S. 27–40.

ZHU & SARKIS 2004

Zhu, Q.; Sarkis, J.: Relationships between operational practices and performance among early adopters of green supply chain management practices in Chinese manufacturing enterprises. *Journal of Operations Management* 22 (2004) 3, S. 265–289.

ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991

Zimmermann, H.-J.; Gutsche, L.: Multi-criteria Analyse: Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Heidelberg *Lehrtexte Wirtschaftswissenschaften*. Berlin [u.a.]: Springer 1991.

ZSIDISIN & SIFERD 2001

Zsidisin, G. A.; Siferd, S. P.: Environmental purchasing: a framework for theory development. *European Journal of Purchasing & Supply Management* 7 (2001) 1, S. 61–73.