

Walter Klöpffer und Birgit Grahl

Ökobilanz (LCA)

Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf



**WILEY-
VCH**

WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA

Walter Klöpffer und Birgit Grahl

Ökobilanz (LCA)

***Beachten Sie bitte auch
weitere interessante Titel
zu diesem Thema***

W. Klöpffer, B. O. Wagner

Atmospheric Degradation of Organic Substances

Data for Persistence and Long-range Transport Potential

2007

ISBN: 978-3-527-31606-9

Walter Klöpffer und Birgit Grahl

Ökobilanz (LCA)

Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf



**WILEY-
VCH**

WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA

Die Autoren

Prof. Dr. Walter Klöpffer
LCA Consult and Review
Am Dachsberg 56 E
60435 Frankfurt

Prof. Dr. Birgit Grahl
Industrielle Ökologie
Schuhwiese 6
23858 Heidekamp

■ Alle Bücher von Wiley-VCH werden sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Autoren, Herausgeber und Verlag in keinem Fall, einschließlich des vorliegenden Werkes, für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen sowie für eventuelle Druckfehler irgendeine Haftung.

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

© 2009 WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieses Buches darf ohne schriftliche Genehmigung des Verlages in irgendeiner Form – durch Photokopie, Mikroverfilmung oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen oder übersetzt werden. Die Wiedergabe von Warenbezeichnungen, Handelsnamen oder sonstigen Kennzeichen in diesem Buch berechtigt nicht zu der Annahme, dass diese von jedermann frei benutzt werden dürfen. Vielmehr kann es sich auch dann um eingetragene Warenzeichen oder sonstige gesetzlich geschützte Kennzeichen handeln, wenn sie nicht eigens als solche markiert sind.

Printed in the Federal Republic of Germany
Gedruckt auf säurefreiem Papier

Umschlaggestaltung Adam Design, Weinheim

Satz Manuela Treindl, Laaber

Druck betz-druck GmbH, Darmstadt

Bindung Litges & Dopf Buchbinderei GmbH, Heppenheim

ISBN: 978-3-527-32043-1

Inhaltsverzeichnis

Vorwort XI

1	Einleitung	1
1.1	Was ist eine Ökobilanz?	1
1.1.1	Definition und Abgrenzung	1
1.1.2	Der Lebensweg eines Produkts	2
1.1.3	Die funktionelle Einheit	3
1.1.4	Die Ökobilanz als Systemanalyse	4
1.1.5	Ökobilanz (LCA) und betriebliche Umweltbilanz	5
1.2	Historisches	7
1.2.1	Frühe Ökobilanzen	7
1.2.2	Umweltpolitischer Hintergrund	8
1.2.3	Energieanalyse	8
1.2.4	Die 1980er Jahre	9
1.2.5	Die Rolle der SETAC	9
1.3	Die Struktur der Ökobilanz	10
1.3.1	Die Struktur nach SETAC	10
1.3.2	Die Struktur der Ökobilanz nach ISO	12
1.3.3	Bewertung – eine eigene Komponente?	14
1.4	Normung der Ökobilanztechnik	15
1.4.1	Entstehungsprozess	15
1.4.2	Status Quo	17
1.5	Literatur und Information zur Ökobilanz	18
1.6	Literatur zu Kapitel 1	19
2	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	27
2.1	Zieldefinition	27
2.2	Untersuchungsrahmen	28
2.2.1	Das Produktsystem	28
2.2.2	Technische Systemgrenzen	30
2.2.2.1	Abschneideregeln	30
2.2.2.2	Die Abgrenzung zur Systemumgebung	32
2.2.3	Geographische Systemgrenze	35

2.2.4	Zeitliche Systemgrenze/Zeithorizont	36
2.2.5	Die funktionelle Einheit	37
2.2.5.1	Festlegung von geeigneter funktioneller Einheit und Referenzfluss	37
2.2.5.2	Vergleichsbeeinträchtigende Faktoren – vernachlässigbarer Zusatznutzen	42
2.2.5.3	Vorgehen bei nicht zu vernachlässigendem Zusatznutzen	43
2.2.6	Datenverfügbarkeit und Tiefe der Studie	45
2.2.7	Weitere Festlegungen	46
2.2.7.1	Art der Wirkungsabschätzung	46
2.2.7.2	Bewertung (Gewichtung), Annahmen und Werthaltungen	47
2.2.7.3	Kritische Prüfung (<i>Critical Review</i>)	48
2.2.8	Weitere Festlegungen zum Untersuchungsrahmen	49
2.3	Illustration der Komponente „Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens“ am Praxisbeispiel	49
2.3.1	Zieldefinition	50
2.3.2	Untersuchungsrahmen	52
2.4	Literatur zu Kapitel 2	59
3	Sachbilanz	63
3.1	Grundbegriffe	63
3.1.1	Naturwissenschaftliche Gesetzmäßigkeiten	63
3.1.2	Literatur zu den Grundbegriffen der Sachbilanz	65
3.1.3	Das Prozessmodul als kleinste Einheit der Bilanzierung	65
3.1.3.1	Einbindung in das Systemfließbild	65
3.1.3.2	Bilanzierung	67
3.1.4	Fließdiagramme	69
3.1.5	Bezugsgrößen	73
3.2	Energieanalyse	74
3.2.1	Einführung	74
3.2.2	Der kumulierte Energieaufwand (KEA)	78
3.2.2.1	Definition	78
3.2.2.2	Teilbeträge	78
3.2.2.3	Bilanzgrenzen	80
3.2.3	Der Energieinhalt brennbarer Stoffe	82
3.2.3.1	Fossile Brennstoffe	82
3.2.3.2	Quantifizierung	82
3.2.3.3	Infrastruktur	85
3.2.4	Bereitstellung elektrischer Energie	86
3.2.5	Transporte	90
3.3	Allokation	94
3.3.1	Grundsätzliches zur Allokation	94
3.3.2	Allokation am Beispiel der Koppelproduktion	95
3.3.2.1	Definition der Koppelproduktion	95
3.3.2.2	„Gerechte“ Allokation?	96

3.3.2.3	Lösungsvorschläge	101
3.3.2.4	Weitere Ansätze zur Allokation von Koppelprodukten	105
3.3.2.5	Systemerweiterung	106
3.3.3	Allokation und Recycling im geschlossenen Kreislauf	109
3.3.4	Allokation und Recycling im offenen Kreislauf	111
3.3.4.1	Definition des Problems	111
3.3.4.2	Die Aufteilung zu gleichen Teilen	113
3.3.4.3	Die <i>cut-off rule</i>	116
3.3.4.4	Alle Belastung für System B	117
3.3.5	Allokation bei Abfall-Ökobilanzen	118
3.3.5.1	Modellierung der Abfallentsorgung eines Produktes	119
3.3.5.2	Vergleich unterschiedlicher Abfallentsorgungsoptionen	121
3.3.6	Resümee über Allokation	123
3.4	Datenerfassung, Datenherkunft und Datenqualität	124
3.4.1	Verfeinerung des Systemfließbildes und Vorbereitung der Datenerhebung	124
3.4.2	Erhebung von spezifischen Daten	125
3.4.3	Generische Daten und Teilsachbilanzen	133
3.4.3.1	Was sind „generische Daten“?	133
3.4.3.2	Berichte, Publikationen, Webseiten	136
3.4.3.3	Kostenpflichtige Datenbanken und Softwaresysteme	137
3.4.4	Abschätzungen	139
3.4.5	Datenqualität und -dokumentation	139
3.5	Datenaggregation und Einheiten	141
3.6	Präsentation der Sachbilanz-Ergebnisse	143
3.7	Illustration der Komponente Sachbilanz am Praxisbeispiel	144
3.7.1	Differenzierte Beschreibung der untersuchten Produktsysteme	145
3.7.1.1	Materialien im Produktsystem	145
3.7.1.2	Massenströme des Produktes nach der Gebrauchsphase	148
3.7.1.3	Verbleib der Sortierreste und der Mischkunststofffraktion	151
3.7.1.4	Verwertung der Transportverpackungen	151
3.7.2	Analyse der Herstellungsverfahren, Verwertungsverfahren und sonstiger im Produktsystem relevanter Prozesse	151
3.7.2.1	Herstellungsverfahren für die Materialien	151
3.7.2.2	Produktherstellung aus Materialien	155
3.7.2.3	Distribution	157
3.7.2.4	Sammlung und Sortierung der gebrauchten Verpackungen	157
3.7.2.5	Verwertungsverfahren	158
3.7.2.6	Verwertung von Transportverpackungen	161
3.7.2.7	LKW-Transporte	161
3.7.2.8	Strombereitstellung	161
3.7.3	Ausarbeitung eines differenzierten Systemfließbilds mit Referenzflüssen	162
3.7.4	Allokation	166
3.7.4.1	Festlegung der Allokationsregeln auf Prozessebene	166

- 3.7.4.2 Festlegung der Allokationsregeln auf Systemebene für open-loop Recycling 167
- 3.7.5 Modellierung des Systems 167
- 3.7.6 Berechnung der Sachbilanz 167
 - 3.7.6.1 Input 168
 - 3.7.6.2 Output 172
- 3.8 Literatur zu Kapitel 3 183

- 4 Wirkungsabschätzung 195**
 - 4.1 Grundprinzip der Wirkungsabschätzung 195
 - 4.2 Methode der kritischen Volumina 198
 - 4.2.1 Interpretation 199
 - 4.2.2 Kritik 200
 - 4.3 Die Struktur der Wirkungsabschätzung nach ISO 14040 und 14044 201
 - 4.3.1 Verbindliche und optionale Bestandteile 201
 - 4.3.2 Verbindliche Bestandteile 202
 - 4.3.2.1 Auswahl von Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsfaktoren 202
 - 4.3.2.2 Klassifizierung 205
 - 4.3.2.3 Charakterisierung 206
 - 4.3.3 Optionale Bestandteile 207
 - 4.3.3.1 Normierung 207
 - 4.3.3.2 Ordnung 212
 - 4.3.3.3 Gewichtung 215
 - 4.3.3.4 Zusätzliche Analyse der Datenqualität 217
 - 4.4 Methode der Wirkungskategorien (Umweltproblemfelder) 217
 - 4.4.1 Einführung 217
 - 4.4.2 Erste („historische“) Listen der Umweltproblemfelder 218
 - 4.4.3 Stressor-Wirkungsbeziehungen und Indikatoren 223
 - 4.4.3.1 Hierarchie der Effekte 223
 - 4.4.3.2 Potentielle versus tatsächliche Effekte 226
 - 4.5 Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsfaktoren 229
 - 4.5.1 Input-bezogene Wirkungskategorien 229
 - 4.5.1.1 Übersicht 229
 - 4.5.1.2 Verbrauch abiotischer Ressourcen 231
 - 4.5.1.3 Kumulierter Energie- und Exergieaufwand 239
 - 4.5.1.4 Verbrauch biotischer Ressourcen 242
 - 4.5.1.5 Nutzung von (Süß-)Wasser 244
 - 4.5.1.6 Naturraumbeanspruchung 245
 - 4.5.2 Output-bezogene Wirkungskategorien 1 (globale und regionale Wirkungen) 251
 - 4.5.2.1 Übersicht 251
 - 4.5.2.2 Klimaänderung 252

- 4.5.2.3 Stratosphärischer Ozonabbau 257
- 4.5.2.4 Bildung von Photooxidantien (Sommersmog) 263
- 4.5.2.5 Versauerung 273
- 4.5.2.6 Eutrophierung 281
- 4.5.3 Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien 289
 - 4.5.3.1 Einleitung 289
 - 4.5.3.2 Humantoxizität 290
 - 4.5.3.2.1 Problemstellung 290
 - 4.5.3.2.2 Einfache Gewichtung durch Grenz- bzw. Richtwerte aus dem Arbeitsschutz 291
 - 4.5.3.2.3 Charakterisierung mit zusätzlicher Expositionsabschätzung 295
 - 4.5.3.2.4 Vereinheitlichtes LCIA-Toxizitäts-Modell 299
 - 4.5.3.3 Ökotoxizität 302
 - 4.5.3.3.1 Schutzobjekte 302
 - 4.5.3.3.2 Chemikalien und Umwelt 303
 - 4.5.3.3.3 Einfache Quantifizierung der Ökotoxizität ohne Expositionsbezug 305
 - 4.5.3.3.4 Einbeziehung von Persistenz und Verteilung in die Quantifizierung 306
 - 4.5.3.4 Schlussbemerkung zu den Toxizitäts-Kategorien 308
- 4.5.4 Belästigungen durch chemische und physikalische Emissionen 309
 - 4.5.4.1 Einführung 309
 - 4.5.4.2 Geruch 310
 - 4.5.4.3 Lärm 310
- 4.5.5 Unfälle und Radioaktivität 312
 - 4.5.5.1 Unfälle 312
 - 4.5.5.2 Radioaktivität 313
- 4.6 Illustration der Komponente Wirkungsabschätzung am Praxisbeispiel 315
 - 4.6.1 Auswahl von Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsfaktoren 316
 - 4.6.1.1 Treibhauspotenzial 318
 - 4.6.1.2 Photooxidantienbildung 319
 - 4.6.1.3 Eutrophierungspotenzial 320
 - 4.6.1.4 Versauerungspotenzial 321
 - 4.6.1.5 Ressourcenbeanspruchung 322
 - 4.6.1.5.1 Energieressourcen 322
 - 4.6.1.5.2 Flächennutzung bzw. Naturraumbeanspruchung 323
 - 4.6.2 Klassifizierung 324
 - 4.6.3 Charakterisierung 324
 - 4.6.4 Normierung 331
 - 4.6.5 Ordnung 336
 - 4.6.6 Gewichtung 337
- 4.7 Literatur zu Kapitel 4 337

5	Auswertung, Berichterstattung und kritische Prüfung	355
5.1	Entstehung und Stellenwert der Komponente Auswertung	355
5.2	Die Inhalte der Komponente Auswertung nach ISO	357
5.2.1	Auswertung in ISO 14040	357
5.2.2	Auswertung in ISO 14044	357
5.2.3	Identifizierung signifikanter Parameter	359
5.2.4	Beurteilung	360
5.3	Methoden der Ergebnisanalyse	361
5.3.1	Wissenschaftlicher Hintergrund	361
5.3.2	Mathematische Methoden	362
5.3.3	Nicht-numerische Verfahren	365
5.4	Berichterstattung	366
5.5	Kritische Prüfung	367
5.6	Illustration der Komponente Auswertung am Praxisbeispiel	370
5.7	Literatur zu Kapitel 5	379
6	Von der Ökobilanz zur Nachhaltigkeitsanalyse	383
6.1	Nachhaltigkeit	383
6.2	Die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit	384
6.3	Entwicklungsstand der Methoden	387
6.3.1	Ökobilanz – LCA	387
6.3.2	Lebenszykluskostenrechnung – LCC	390
6.3.3	Produktbezogene Sozialbilanz – SLCA	392
6.4	Ein Life Cycle Assessment oder drei?	395
6.5	Schlussfolgerungen	396
6.6	Literatur zu Kapitel 6	397
	Anhang 1 Lösungen zu den Übungen	401
	Anhang 2 Beispiel: Standardberichtsbogen zum Strommix Deutschland aus UBA 2000, Materialsammlung S. 179 ff.	407
	Liste der Akronyme	413
	Stichwortverzeichnis	419

Vorwort

Dieses Buch ging aus Vorlesungen an der Universität Mainz hervor.

Das Thema des Buches, die Ökobilanz, entwickelte sich aus bescheidenen Anfängen zu Beginn der 1970er Jahre zur einzigen international genormten Methode der ökologischen Produktanalyse. Die Entwicklung trat in die entscheidende Phase, als die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) begann, die verschiedenen älteren Methoden zu harmonisieren. Dieser Prozess kam 1993 mit den *Guidelines for Life Cycle Assessment: A „Code of Practice“*, ein Resultat des SETAC-Workshops in Sesimbra, Portugal, zu einem Zwischenabschluss. Noch im selben Jahr begann die Normungstätigkeit durch die International Organization for Standardization (ISO), die unter Mitarbeit von insgesamt 40 Staaten die mittlerweile berühmte Serie ISO 14040 ff. (1997–2006) herausgab. In Deutschland wurde dieser Prozess vor allem durch den DIN-NAGUS begleitet, in dem die Autoren dieses Buches in den entscheidenden Jahren Mitglieder waren. Hier wurden die von den Expertengruppen des ISO/TC 207/SC 5 erarbeiteten Entwürfe diskutiert und kommentiert und wichtig erscheinende Aspekte auch über die deutschen Delegierten in den Normungsprozess eingebracht. Außerdem wurden die Übersetzungen aus der englischen in die deutsche Sprache bearbeitet und geprüft.

Zu heftigen Diskussionen führte das Thema „Bewertung“, das sich als nur sehr beschränkt konsensfähig erwies und auch in den ISO-Normen als „Gewichtung“ ein Schattendasein als optionaler Teil der Wirkungsabschätzung führt – nicht, wie ursprünglich geplant, als eigene Komponente. Außerdem ist die Gewichtung der Resultate streng verboten für „vergleichende Aussagen, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden“. Die Revision der Normen im Jahre 2006 verschärfte diese Position noch etwas, so dass nun schon die Absicht einer öffentlichen Verbreitung solcher Aussagen genügt, um die strengen Bestimmungen in Hinblick auf Berichterstattung und kritische Prüfung in Kraft treten zu lassen.

Die Autoren haben einige kritische Prüfungen nach der Panelmethode gemeinsam durchgeführt und sich dabei gründlicher mit den Normen auseinandergesetzt, als es für die Lehre allein vielleicht nötig gewesen wäre. Wie bei den meisten Normen handelt es sich um sperrige Texte, die schon aus diesem Grund nicht als Lehr- und Lernmaterial infrage kommen. Ein guter Grund dieses Buch zu schreiben, von dem wir hoffen, dass es den Anfängern/-innen den Einstieg

in die Ökobilanz erleichtert und auch den Praktikern/-innen noch Neues bietet. Die Ökobilanz-Normen sind in einem Geist verfasst, der jedem Missbrauch der Methode vor allem in Marketing und Werbung vorbeugen soll. Es ist daher sehr oft die Rede davon, was man unterlassen muss, und weniger, wie man eine Ökobilanz konkret durchführen soll. So wird etwa in der Komponente „Wirkungsabschätzung“ keine Mindestliste von Wirkungskategorien vorgeschrieben, von Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren ganz zu schweigen. Deshalb wird in diesem Buch besonderes Gewicht auf die Wirkungsabschätzung (Kapitel 4) gelegt. Die methodische Entwicklung ist aber noch im vollen Gang, weshalb wir uns bei einigen Kategorien auf die kritische Darstellung des Status quo beschränken mussten. Leserinnen und Leser werden an zahlreiche Literaturstellen und auch an aktuelle Webseiten verwiesen.

Gleich wichtig wie die Vermittlung der reinen Fakten erschien uns, ein tieferes Verständnis für die Methodik der Ökobilanzierung, einschließlich ihrer Grenzen, zu vermitteln. Dies gilt auch für die Umweltprobleme, die den Wirkungskategorien zugrunde liegen. Die wichtigste Anwendung der Ökobilanz ist das Lernen und Verstehen der Umweltauswirkungen von Produktsystemen „von der Wiege bis zur Bahre“, also von den Rohstoffen bis zum Recycling bzw. bis zur Abfallentsorgung. Dieser Lernprozess kann aber bei mangelhaftem Verständnis, ggf. verschlimmert durch die gedankenlose Benutzung einer Software, nicht in Gang kommen. Moderne Ökobilanzsoftware bietet Erleichterungen in der Durchführung von Ökobilanzen an, von denen wir noch vor 10 Jahren nur träumen konnten; sie darf aber weder die mühevollte Erhebung von Originaldaten noch die gründliche Systemerstellung, noch die Auswahl und Begründung der Wirkungskategorien ersetzen!

Die Ökobilanz bietet als angewandte (vereinfachte) Systemanalyse zweifellos auch viel Stoff für theoretische Arbeiten, die mittelfristig die Methodik bereichern können. Sie ist aber nicht „art pour l’art“, sondern soll in erster Linie den bereits angesprochenen Lerneffekt erzielen, dessen Ergebnisse wiederum in Entscheidungsfindungen einfließen können und sollen. Ökologisch richtige Entscheidungen in der Produktentwicklung werden einen Beitrag zur Verbesserung der Umwelt leisten. Die Anwendung der Ökobilanz ist also von entscheidender Bedeutung. Wir haben daher eine „echte“ vergleichende Ökobilanzstudie in vier Teile aufgetrennt und zur Illustration den vier Komponenten der Ökobilanz (ISO 14040) zugeordnet:

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens (Kapitel 2),
2. Sachbilanz (Kapitel 3),
3. Wirkungsabschätzung (Kapitel 4),
4. Auswertung (Kapitel 5).

Diese Studie wurde uns dankenswerterweise vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg, zur Verfügung gestellt. Wir möchten ausdrücklich darauf hinweisen, dass diese spezielle Ökobilanz aus rein didaktischen Gründen als Beispiel ausgewählt wurde. Ein konkretes Produktsystem ist immer anschaulicher als ein konstruiertes Beispiel. Konkrete Schlussfolgerungen der

Beispiel-Ökobilanz gehören nicht zum Lehrziel, das wir uns mit diesem Buch gesetzt haben.

Zum Titel des Buches ist zu sagen, dass wir der korrekten deutschen Bezeichnung „Ökobilanz“ das für die englische Bezeichnung *Life Cycle Assessment* stehende Akronym LCA beigefügt haben. Bilanz kommt vom italienischen Wort „bilancio“ für Waage und erinnert an die wirtschaftliche Bilanz, die bis zu einem gewissen Grade auch bei der Ökobilanz Pate stand. Dem Gedanken der Analyse „von der Wiege bis zur Bahre“ entspricht hingegen LCA besser und die durch die Normen nicht gedeckte Eindeutschung „Lebenszyklusanalyse“ wird gelegentlich gebraucht. Diese Übersetzung war vom Vertreter der österreichischen OENORM angeregt worden, wurde aber vom DIN-NAGUS mit der Begründung abgelehnt, dass die aus dem schweizerischen BUS-Bericht von 1984 stammende Bezeichnung Ökobilanz schon in den deutschen Sprachschatz eingegangen sei. Die deutschsprachige Fassung der ISO-Normen 14040/44, die gleichzeitig auch europäische Norm und nationale Norm der Mitgliedsstaaten der CEN ist, beruht auf einer Abstimmung zwischen Deutschland, Österreich und der Schweiz. Sie ist für Ökobilanzen, die den Anspruch erheben nach der Norm durchgeführt zu sein, ohne Ausnahme verbindlich. Wir raten daher von der Benutzung einer abweichenden Nomenklatur dringend ab, da sie nur Verwirrung stiftet. Weiterhin zur Sprache: wir haben uns im ganzen Text bemüht, die korrekten deutschen Ausdrücke zu benutzen, konnten aber nicht alle Anglizismen vermeiden. Gewisse Aspekte der Ökobilanz wurden bisher in deutschsprachigen Publikationen nicht oder nicht gründlich behandelt.

Das Buch stellt den ersten Versuch einer deutschsprachigen Einführung in die Ökobilanz dar, die sowohl in der akademischen Lehre wie auch in der beruflichen Praxis gebraucht werden kann – zumindest hoffen wir das. Es schließt sich damit an einige in verschiedenen Sprachen abgefasste Texte an, die im Kapitel 1 zitiert sind. Die Abfassung des Buches war auch eine Gelegenheit, die Entwicklung der Ökobilanz aus der Sicht der deutschsprachigen Länder zu schildern, die in der internationalen Literatur nicht immer genügend gewürdigt wird. Was auch damit zu tun hat, dass zum Unterschied von den skandinavischen Ländern und den Niederlanden wichtige Texte nicht ins Englische übersetzt wurden. Die nunmehr vorliegende deutsche Einführung kommt spät, aber angesichts der in letzter Zeit wieder zunehmenden Beachtung von Umweltaspekten bei Produktion, Konsum, Gebrauch und Entsorgung von Produkten sicherlich nicht zu spät.

Zu großem Dank sind wir Herrn Andreas Detzel von IFEU verpflichtet, der nicht nur das durchgehende Beispiel zur Verfügung stellte, sondern auch das Manuskript gelesen und kommentiert hat. Martina Krüger, ebenfalls IFEU, half uns bei der Anpassung der Beispielstudie an die hier geforderte didaktische Darstellung. Zahlreiche weitere befreundete Kolleginnen und Kollegen aus der Gemeinde der Ökobilanzierer haben im Lauf der Jahre zum Erfolg der Methode und damit auch zur Abfassung des Buches beigetragen. Um nur wenige zu nennen: Harald Neitzel (damals UBA Berlin), der unvergessene Vorsitzende des DIN-NAGUS, Arbeitskreis Ökobilanz; Isa Renner, Hauptsachbearbeiterin und Projektleiterin

zahlreicher Ökobilanzen am Battelle-Institut Frankfurt, später bei der C.A.U. GmbH; Almut Heinrich, Gründerin und Chefredakteurin des International Journal of Life Cycle Assessment (ecomед Verlag, jetzt Springer Heidelberg) und die langjährige Diskussionspartnerin Eva Schmincke, Five Winds International, die wesentlich an der Entwicklung der ISO Typ III Umweltproduktdeklarationen (EPD) auf der Basis von Ökobilanzen beteiligt ist.

Last, but not least, danken wir auch den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern von Wiley-VCH für ihre Geduld und Kompetenz bei der Erstellung des Buches.

Frankfurt am Main und Heidekamp,
Januar 2009

*Walter Klöpffer
Birgit Grahl*

1

Einleitung

Heute ist die Ökobilanz (LCA) eine über die Normen ISO EN 14040 und 14044 definierte Methode, um Umweltaspekte und -wirkungen von Produktsystemen zu analysieren. An diesen Normen orientiert sich daher auch die Vorstellung der Methode in den Kapiteln 2 bis 5 im vorliegenden Buch. Im Vorfeld werden in diesem Kapitel die Rahmenbedingungen und der Weg der Methodenentwicklung vorgestellt.

1.1

Was ist eine Ökobilanz?

1.1.1

Definition und Abgrenzung

Der Begriff Ökobilanz wurde unseres Wissens erstmals 1984 in der Packstoffstudie des damals so benannten Schweizer Bundesamts für Umweltschutz¹⁾ benutzt. Diese Studie hatte einen großen Einfluss auf die weitere Entwicklung der Ökobilanzierung, vor allem im deutschsprachigen Raum (s. Abschnitt 1.2), und daraus resultiert der auch in die Umgangssprache eingedrungene Name für eine Methode, die englisch mit **Life Cycle Assessment (LCA)** viel besser bezeichnet ist. Die Eindeutschung „Lebenszyklusanalyse“ hat sich in den offiziellen Normen nicht durchgesetzt, wird aber gelegentlich gebraucht. Weil das Wort Ökobilanz vielfach auch für betriebliche Umweltbilanzen benutzt wird, hat man im Zuge der Normung beim DIN (Deutsches Institut für Normung) die genauere Bezeichnung „Produkt-Ökobilanz“ bzw. „produktbezogene Ökobilanz“ erwogen, schließlich aber in der mit Österreich und der Schweiz abgestimmten deutschsprachigen Fassung der Norm wieder fallengelassen.

In der Einleitung der internationalen Rahmennorm ISO 14040²⁾ wurde die Ökobilanz wie folgt definiert:

1) BUS 1984

2) ISO 1997

„Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potentiellen Umweltwirkungen ... Die Ökobilanz-Studie untersucht die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebenswegs eines Produktes (d. h. von der Wiege bis zur Bahre) von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung bis zur Beseitigung.“

Ähnlich wie die International Standard Organization (ISO) hatte bereits 1993 die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) im „Code of Practice“³⁾ die Ökobilanz (LCA) definiert.

Ähnliche Definitionen finden sich weiterhin im Grundsatzpapier des DIN-NAGUS⁴⁾ und in den Richtlinien, die im Auftrag der skandinavischen Umweltminister erarbeitet wurden, den „Nordic Guidelines“⁵⁾.

Die bewusste Beschränkung der Ökobilanz auf die Analyse und Auswertung der von den Produktsystemen ausgehenden **Umweltwirkungen** bringt es mit sich, dass die Methode nur einen, nämlich den ökologischen Pfeiler der Nachhaltigkeit quantifiziert⁶⁾ (vgl. Kapitel 6). Die Ausgliederung der ökonomischen und sozialen Faktoren grenzt die Ökobilanz (LCA) von der Produktlinienanalyse (PLA) und ähnlichen Methoden⁷⁾ ab. Die Abgrenzung erfolgte, um die Methode nicht zu überfrachten, wohl wissend, dass eine Entscheidung z. B. im Bereich der Entwicklung **nachhaltiger Produkte** diese anderen Faktoren nicht außer Acht lassen kann und soll⁸⁾.

1.1.2

Der Lebensweg eines Produkts

Der zentrale Gedanke einer Analyse von der Wiege bis zur Bahre (*cradle-to-grave*), also des Lebenswegs, ist stark vereinfacht in Abb. 1.1 dargestellt. Ausgangspunkt zum Aufbau des Produktbaumes ist in diesem Bild die Herstellung des Endproduktes und die Nutzungsphase. Die weitere Aufschlüsselung der Kästchen in Abb. 1.1 in einzelne Prozesse, sog. Prozessmodule, die hier nur angedeutete Einbeziehung der Transporte, der verschiedenen Formen der Energiebereitstellung, der Hilfsstoffe usw. machen aus dem einfachen Schema selbst bei scheinbar einfachen Produkten sehr komplexe „Produktbäume“ (verschiedene Rohstoffe für Materialien und Energiebereitstellung, Zwischenprodukte, Hilfsstoffe, Abfallmanagement mit verschiedenen Beseitigungsarten und Recycling).

Die miteinander verbundenen Prozessmodule (der Lebensweg oder Produktbaum) bilden ein **System**, in dessen Mittelpunkt ein Produkt, ein Prozess, eine Dienstleistung oder – in der allgemeinsten Formulierung – eine menschliche (ökonomische) Tätigkeit (*human activity*⁹⁾) steht. In der Ökobilanz werden Systeme

3) SETAC 1993

4) DIN-Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) 1994

5) Lindfors et al. 1995

6) Klöpffer 2003, 2008

7) Projektgruppe ökologische Wirtschaft 1987; O'Brien et al. 1996

8) Klöpffer 2003

9) SETAC 1993

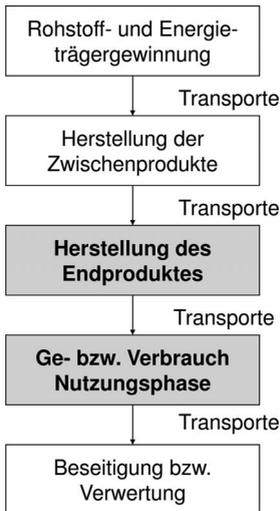


Abb. 1.1 Stark vereinfachter Lebensweg eines (materiellen) Produkts.

analysiert, die eine spezielle **Funktion** erfüllen und dadurch einen **Nutzen** haben. **Daher ist auch der Nutzen eines Systems der eigentliche Vergleichsmaßstab für Produktvergleiche und die einzig korrekte Basis für die Definition einer „funktionellen Einheit“¹⁰⁾.**

1.1.3

Die funktionelle Einheit

Neben der Analyse „von der Wiege bis zur Bahre“, also dem Denken in Systemen, Lebenswegen oder Produktbäumen, ist die „funktionelle Einheit“ der zweite grundlegende Begriff der Ökobilanz und soll daher bereits an dieser Stelle anhand eines einfachen Beispiels erläutert werden:

Der Nutzen einer Getränkeverpackung ist neben dem Schutz des Füllgutes vor allem die Transport- und Lagerfähigkeit. Als funktionelle Einheit definiert man hier meist die Bereitstellung von 1000 Liter Flüssigkeit in einer Weise, dass der Nutzen technisch erfüllt wird. Diese Funktion kann nun beispielsweise von

- 5000 0,2-L-Beuteln,
- 2000 0,5-L-Glasmehrwegflaschen,
- 1000 1-L-Einwegverbundkartons,
- 500 2-L-PET-Einwegflaschen

erfüllt werden, wobei die konkreten Verpackungsbezeichnungen willkürlich gewählt wurden. Zum Vergleich der Verpackungssysteme muss also der Lebensweg von 5000 Beuteln, 2000 Glasmehrwegflaschen, 1000 Kartons und 500 2-Liter-

10) Fleischer und Schmidt 1996

Einwegflaschen analysiert und verglichen werden, also vier Systeme, die in grober Näherung denselben Nutzen erfüllen.

Dass der Nutzen dabei nicht immer genau gleich ist (Bequemlichkeit, z. B. Gewicht, Benutzerfreundlichkeit, Ästhetik, Konsumverhalten, Eignung einer Verpackung als Werbeträger und andere Nebennutzen von Verpackungssystemen), braucht bei diesem einfachen Beispiel nicht zu stören. Wichtig ist die Feststellung, dass **Systeme** mit vergleichbarem Nutzen, nicht aber die Produkte selbst verglichen werden¹¹⁾. Dadurch kann man auch materielle Produkte (Güter) mit **Dienstleistungen** vergleichen, sofern diese denselben oder einen sehr ähnlichen Nutzen haben. Produkte werden in der Ökobilanz als „Güter und Dienstleistungen“ (*goods and services*) definiert. Da auch bei Dienstleistungen Energie gebraucht wird, Transportleistungen erbracht werden usw., kann man auch Dienstleistungen als Systeme definieren und mit materiellen Produktsystemen auf der Basis eines äquivalenten Nutzens (quantitativ über die funktionelle Einheit) vergleichen.

1.1.4

Die Ökobilanz als Systemanalyse

Die Ökobilanz basiert, anders ausgedrückt, auf einer vereinfachten Systemanalyse. Die Vereinfachung besteht in einer weitgehenden Linearisierung (vgl. Systemgrenzen und Abschneidekriterien in Abschnitt 2.2). Die real immer vorliegende Vernetzung vieler Teile der Lebenswege von Produkten führt beim Versuch der Modellierung oft zu äußerst komplexen Zusammenhängen, die entsprechend schwierig zu handhaben sind. Es gibt allerdings Möglichkeiten, Schleifenbildungen und andere Abweichungen von der linearen Struktur z. B. durch iterative Näherungen oder mit Hilfe der Matrizenmethode¹²⁾ zu behandeln.

Beispiel

Es geht bei der Ökobilanz nicht um den Vergleich von Produkten, sondern von Produktsystemen. Was ist damit gemeint?

Bei Handtuchspendern gibt es beispielsweise die Varianten „Papierhandtücher“ und „Stoffrolle“. Die Stoffrolle muss gewaschen werden, um ihre Funktion zu erfüllen. Das bedeutet, der Waschvorgang (Waschmittel, Wasser- und Energieverbrauch) ist Teil des Produktsystems und muss sicherlich berücksichtigt werden. Zum Waschen werden Waschmaschinen benötigt. Muss nun auch die Produktion der Waschmaschinen berücksichtigt werden? Zur Produktion von Waschmaschinen wird z. B. Stahl benötigt. Stahl wird aus Eisenerz gemacht, dieses muss transportiert werden usw. Es müssen offensichtlich Grenzen gesetzt werden, da sich an jedes noch so kleine Produkt das gesamte industrielle System anknüpfen lässt. Andererseits darf nichts Wichtiges vergessen werden.

11) Boustead 1996

12) Heijungs 1997; Heijungs und Suh 2002

Die Systemanalyse sowie die sinnvolle Auswahl und Definition der Systemgrenzen ist daher ein wichtiger und arbeitsaufwändiger Schritt in jeder Ökobilanz (vgl. Kapitel 2).

Die Betrachtungsweise „von der Wiege bis zur Bahre“ hat vor allem den Vorteil, dass bloße Verschiebungen der Umweltbelastung (sog. *trade-offs*), z. B. bei Substitutionen, leicht erkannt werden können: Es nützt nichts, wenn ein Umweltproblem scheinbar dadurch gelöst wird, dass an anderen Orten, später oder in anderen Lebenswegabschnitten oder Umweltmedien zusätzliche Probleme auftreten, oder ein völlig unangemessener Energie- und Ressourcenverbrauch mit der Maßnahme verbunden ist. Solche Maßnahmen sind Scheinlösungen. Damit soll nicht bestritten werden, dass in Einzelfällen, vor allem bei akuter Gesundheitsgefährdung (z. B. bei der Substitution von Gefahrstoffen), solche suboptimalen Lösungen getroffen werden müssen.

Beispiel

Da die fossilen Rohstoffe knapper werden, ist die Substitution der Rohstoffbasis durch nachwachsende Rohstoffe Gegenstand von Forschung und Entwicklung. So wurden beispielsweise in einer Ökobilanz Varianten von Loose-fill-Packmitteln untersucht, z. B. Chips aus Polystyrol und aus Kartoffelstärke¹³⁾. Die Prozesse zur Herstellung der beiden Produkte „von der Wiege bis zur Bahre“ sind grundsätzlich unterschiedlich und müssen sorgfältig analysiert werden. So ist beispielsweise bei der Rohstoffgewinnung pflanzlicher nachwachsender Rohstoffen das Agrarsystem mit Anbau, Pflege und Ernte zu berücksichtigen, im anderen Fall die Erdölförderung. Auch andere Lebenswegabschnitte der Loose-fill-Packmittel unterscheiden sich grundsätzlich je nach Rohstoffbasis. Ob die Substitution der Rohstoffbasis für ein Produktsystem einen ökologischen Vorteil bietet oder nicht kann mit einem Blick nicht erkannt werden.

1.1.5

Ökobilanz (LCA) und betriebliche Umweltbilanz

Die Gefahr der Problemverschiebung besteht immer dann, wenn zu enge räumliche oder zeitliche Systemgrenzen gewählt werden. Dies ist oft bei alleiniger Durchführung einer betrieblichen Umweltbilanz (oft etwas irreführend „Betriebs-Ökobilanz“ oder gar „Ökobilanz“ ohne erklärenden Zusatz genannt) der Fall. Wenn man z. B. die Systemgrenze mit dem Firmenzaun gleichsetzt, wird man dem Grundgedanken der Ökobilanz nicht gerecht: Es werden weder die Produktion angelieferter Waren noch die Entsorgung der Produkte berücksichtigt. Auch zum ordnungsmäßigen Betrieb gehörende Transporte (*just in time*), Auslagerung von Aktivitäten (*outsourcing*) und Teile der Abfallentsorgung, z. B. bei Benutzung kommunaler Kläranlagen, werden nicht erfasst.

13) Bifa/IFEU/Flo-Pak 2002

Beispiel**Scheinbare Verbesserung durch Auslagern von Aktivitäten**

Ein Hersteller von Feinkostsalaten wollte seine Produkte nicht allein mit geschmacklichen und gesundheitlichen Argumenten bewerben, sondern auch Umweltaspekte herausstellen. Dazu wurden in einer betrieblichen Umweltbilanz die Daten zum Energie- und Wasserverbrauch in der Weise erhoben, dass eine Zuordnung zu den unterschiedlichen hergestellten Salaten möglich war. Beim Kartoffelsalat fiel auf, dass der Wasserverbrauch außerordentlich hoch war. Der Grund war schnell gefunden, Kartoffeln sind üblicherweise mit Erde behaftet und müssen gewaschen werden. Dieses Waschwasser wurde dem Kartoffelsalat zugerechnet. Einige Wochen später war der Wasserverbrauch pro kg Kartoffelsalat drastisch gesunken. Das war allerdings nicht das Ergebnis einer technischen Innovation der Waschanlage, sondern das Waschen war an einen anderen Betrieb abgegeben worden und daher fiel das Waschwasser in der betrieblichen Umweltbilanz nicht mehr an.

Dennoch ist die Erstellung einer betrieblichen Umweltbilanz für viele Zwecke nützlich, zum Beispiel als Datenbasis eines Umweltmanagementsystems¹⁴⁾.

Eine einfache Überlegung zeigt, dass betriebliche Umweltbilanzen auch für Produkt-Ökobilanzen die Datenbasis darstellen: Jeder Prozess zur Herstellung eines Produktes, z. B. 500 g Kartoffelsalat im Schraubdeckelglas, findet an einem bestimmten Ort in einem bestimmten Betrieb statt. Wenn Daten, z. B. zum Energie- oder Wasserverbrauch des Systems „1000 Schraubdeckelgläser mit je 500 g Kartoffelsalat mit Gurke, Ei und Joghurtsoße“, ermittelt werden sollen, muss jeder an Herstellung und Transport des verpackten Produktes beteiligte Betrieb sowie Betriebe, die an der Entsorgung der Verpackung beteiligt sind, die jeweils dort ablaufenden Prozesse so analysiert haben, dass sie auf das Produkt zuzurechnen sind. Das ist nicht trivial: So produziert ein landwirtschaftlicher Betrieb in der Regel nicht nur Milch, die Molkerei nicht nur Joghurt, der Glashersteller fertigt Gläser für unterschiedliche Kunden usw. Wenn allerdings alle Betriebe, die an der Produktion beteiligt sind (Akteurskette), bereits eine Betriebs-Ökobilanz mit produktzurechenbaren Daten hätten, könnten diese Ergebnisse zusammengefügt werden. Die produktbezogene Datenerfassung ist allerdings in betrieblichen Umweltbilanzen nicht die Regel.

Die Verknüpfung solcher betrieblicher Umweltbilanzen entlang der Lebenswege von Produkten würde prinzipiell die Möglichkeit zu einem (LCA-)„Akteurskettenmanagement“ eröffnen¹⁵⁾: Die an einem Produktsystem beteiligten Akteure könnten gemeinsam Optimierungspotenziale ausloten und realisieren. Dabei besteht die Hoffnung, dass sich auch auf diese Weise das Denken – und letztlich das Handeln – in Lebenszyklen realisieren ließe (*Life Cycle Thinking* und *Life Cycle Management* – LCM).

14) Braunschweig und Müller-Wenk 1993; Beck 1993; Schaltegger 1996

15) Udo de Haes und De Snoo 1996, 1997

1.2

Historisches

1.2.1

Frühe Ökobilanzen

Die Ökobilanz ist eine relativ junge Methode, aber nicht ganz so jung wie viele glauben. Ansätze zu einem Lebenszyklusdenken finden sich schon in der älteren Literatur. So hat der schottische Ökonom und Biologe Patrick Geddes bereits in den 80er Jahren des 19. Jahrhunderts ein Verfahren entwickelt, das als Vorläufer der Sachbilanz gelten kann¹⁶⁾. Sein Interesse galt der Energieversorgung und hier speziell der Steinkohle.

Die ersten Ökobilanzen im modernen Sinn wurden um 1970 unter der Bezeichnung „Resource and Environmental Profile Analysis (REPA)“ am Midwest Research Institute in den USA durchgeführt¹⁷⁾. Wie bei den meisten frühen Ökobilanzen oder „proto-LCAs“¹⁸⁾ handelte es sich um die Analyse des Ressourcenverbrauchs und der Emissionen von Produktsystemen, sog. Inventare ohne Wirkungsabschätzung. Solche Studien werden heute meist als Sach-Ökobilanzstudien¹⁹⁾ bezeichnet. Die ersten mit Hilfe der neuen Methodik vergleichend untersuchten Systeme bezogen sich auf Getränkeverpackungen. Dasselbe gilt für die erste in Deutschland durchgeführte Ökobilanz²⁰⁾. Diese Studie wurde unter Leitung von B. Oberbacher 1972 am Battelle-Institut in Frankfurt am Main durchgeführt. Sie baute auf der von Franklin und Hunt vorgeschlagenen Methodik auf und erfasste zusätzlich die Kosten, u. a. auch der Entsorgungsmaßnahmen. Es ist interessant zu sehen, dass damals bereits bei den Milchverpackungen der leichte Polyethylen-Beutel oder -Schlauch am besten abschnitt, ähnlich wie bei neueren Studien²¹⁾.

Weitere frühe Ökobilanzen wurden von Ian Boustead in Großbritannien²²⁾ und von Gustav Sundström in Schweden²³⁾ durchgeführt. Auch die ersten Arbeiten zur Schweizer Studie²⁴⁾ reichen bis in die 1970er Jahre zurück. Sie wurden an der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Versuchsanstalt (EMPA) in St. Gallen durchgeführt, vgl. die Erinnerungen von Paul Fink, dem damaligen Leiter der EMPA²⁵⁾.

16) Zitiert nach Suter et al. 1995

17) Hunt und Franklin 1996

18) Klöpffer 2006

19) ISO 1997

20) Oberbacher et al. 1996

21) Schmitz et al. 1995

22) Boustead 1996

23) Lundholm und Sundström 1985, 1986

24) BUS 1984

25) Fink 1997

1.2.2

Umweltpolitischer Hintergrund

Es drängt sich die Frage auf, warum gerade um 1970 die Entwicklung der Ökobilanz einsetzte. Dafür scheint es mindestens zwei Gründe zu geben:

1. steigende Abfallprobleme (daher Verpackungsstudien),
2. Engpässe bei der Energieversorgung, Erkenntnis der Endlichkeit der Ressourcen.

Während der erste Punkt von den zuständigen Behörden in die damals erst entstehende Umwelt-Politik eingeführt wurde, ist Punkt zwei durch einen Bestseller ins allgemeine Bewusstsein gerückt worden, nämlich „Die Grenzen des Wachstums“ oder der Bericht an den Club of Rome²⁶⁾. Das ungeheure Aufsehen, das dieses Buch bei seinem Erscheinen 1972 erregte, zeigt, dass das Thema „in der Luft lag“. Man spricht heute von einem Paradigmenwandel: die Wegwerf- und Konsummentalität der Nachkriegsgesellschaft war plötzlich in Frage gestellt. Die Wirklichkeit hat die Theorie schnell bestätigt in Form der ersten Ölkrise von 1973/74. Die in der Studie zu gering angenommenen Erdölvorräte führten zu einer Unterschätzung der Zeit bis zu ihrer Erschöpfung; die Studie war in dieser Hinsicht also zu pessimistisch, zeigte aber die Verwundbarkeit unserer ölabhängigen Industriegesellschaft. Daran hat sich bis heute nichts geändert, im Gegenteil!

Die Systemanalyse, schon länger in Spezialistenkreisen bekannt, hatte ihren Durchbruch zur allgemein akzeptierten Methode geschafft. Das International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) in Laxenburg bei Wien wurde gegründet. In Deutschland gab es autofreie Sonntage, die auch eingehalten wurden (!), und eine heute kaum mehr vorstellbare Aufbruchsstimmung mit einer Fülle von Ideen, wie alternative Energiequellen genutzt werden könnten und mit konventionellen Energieformen sparsamer umgegangen werden kann. Manches davon wurde verwirklicht, das meiste (noch) nicht.

1.2.3

Energieanalyse

Vor diesem vor allem energiepolitischen Hintergrund ist es nicht erstaunlich, dass auf der theoretischen Seite zunächst die **Energieanalyse oder Prozesskettenanalyse** entwickelt wurde, die auch ein wichtiger Teil der Sachbilanz (Kapitel 3) ist²⁷⁾. In Deutschland erfolgte diese Entwicklung vor allem in der Schule von Prof. Schaefer an der TU München²⁸⁾, aber auch in der Industrie²⁹⁾. Der über alle Stufen des Lebensweges aufsummierte (Primär-) Energieaufwand wurde früher vorwiegend

26) Meadows et al. 1972, 1973

27) Mauch und Schäfer 1996

28) Mauch und Schäfer 1996; Eyre 1996

29) Kindler und Nikles 1978, 1979

„Energieäquivalenzwert“ genannt. In neuerer Zeit hat sich die Bezeichnung **kumulierter Energieaufwand** (KEA) (vgl. Abschnitt 3.2.2) durchgesetzt³⁰⁾.

Mit der politischen Lösung der Ölkrisen ging in den 1980er Jahren das Interesse an Ökobilanzen bzw. deren Vorläufern zunächst zurück, um am Ende des Jahrzehnts wieder – völlig unerwartet – stark zuzunehmen.

1.2.4

Die 1980er Jahre

Zu den wenigen Arbeiten in der ersten Hälfte der 1980er Jahre (im deutschsprachigen Raum) zählte die schon gewürdigte Studie des Bundesamts für Umweltschutz (BUS), später Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern³¹⁾, die Dissertation von Marina Franke an der TU Berlin³²⁾ und die Entwicklung der „Produktlinienanalyse“ (PLA) durch das Öko-Institut³³⁾. Die PLA geht insofern über die Ökobilanz (LCA) hinaus, als eine Bedarfsanalyse (BA) vorangestellt wird und die produktbezogene Umweltanalyse durch die Analysen der sozialen (SA) und ökonomischen Aspekte (ÖA) des Produktsystems ergänzt wird:

$$PLA = BA + LCA + SA + ÖA$$

mit LCA = Sachbilanz + Wirkungsabschätzung.

Die PLA umfasst daher die drei Säulen der Nachhaltigkeit im Sinne der Brundtland-Kommission³⁴⁾ (vgl. Kapitel 6) und der Agenda 21³⁵⁾, die auf der Weltkonferenz der UNO, Rio de Janeiro 1992, verabschiedet wurde.

1.2.5

Die Rolle der SETAC³⁶⁾

Die starke Zunahme des Interesses an der Ökobilanz in Europa und Nordamerika – wo die Bezeichnung *Life Cycle Analysis* bzw. *Assessment* geprägt wurde – führte 1990 zu zwei internationalen Tagungen, die als Startpunkt der neueren Entwicklung gelten können:

Die Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) organisierte einen Workshop **A Technical Framework for Life Cycle Assessment** in Smugglers Notch³⁷⁾, Vermont (August 1990). Einen Monat später fand ein europäischer Workshop zum selben Thema in Leuven statt³⁸⁾.

30) VDI 1997

31) BUS 1984

32) Franke 1984

33) Projektgruppe Ökologische Wirtschaft 1987

34) World Commission on Environment and Development 1987

35) Agenda 21 in: UNO 1992

36) Klöpffer 2006

37) SETAC 1991

38) Leuven 1990

In Smugglers Notch wurde das berühmte LCA-Dreieck der SETAC konzipiert, von Spöttern auch als „holy triangle“ bezeichnet (Abb. 1.2). In den Jahren 1990–1993 waren SETAC und SETAC-Europe die führenden Akteure in der Entwicklung und Harmonisierung bzw. beginnenden Standardisierung der Ökobilanz (LCA). Die Workshop-Berichte³⁹⁾ gehören zu den wichtigsten Informationen über die Methodenentwicklung und wurden im deutschsprachigen Raum nur durch die „Ökobilanzen von Packstoffen 1990“⁴⁰⁾ übertroffen, die 1996 und 1998 aktualisiert wurden⁴¹⁾. Weiterhin sehr einflussreich in Deutschland war der UBA-Text von 1992⁴²⁾. Eine Darstellung der Historie und Methodik aus französischer Sicht wurde von Antoine Blouet und Emmanuelle Rivoire unter dem Titel „L'Écobilan“ publiziert⁴³⁾.

Die besondere Rolle des von Prof. Helias Udo de Haes geleiteten Umweltzentrums der Universität Leiden (CML) wurde in einer wissenschafts-soziologischen Studie von Gabathuler⁴⁴⁾ und mit einem Sonderheft des International Journal of Life Cycle Assessment⁴⁵⁾ gewürdigt. Die größte Leistung des CML war zweifellos die stärkere Berücksichtigung ökologischer Aspekte in der früher mehr „technokratisch“ ausgerichteten Ökobilanz. Dabei soll jedoch nicht vergessen werden, dass schon die ältere Schweizer Ökobilanz eine einfache Methode der Wirkungsabschätzung aufwies⁴⁶⁾. Die CML-Methode führte in der Praxis zu einer Überbetonung der chemischen Emissionen, während die prinzipiell in der Wirkungsabschätzung enthaltene Übernutzung der mineralischen, fossilen, biologischen und Land-Ressourcen mangels allgemein anerkannter Indikatoren in den Hintergrund trat⁴⁷⁾ (vgl. Kapitel 4).

1.3

Die Struktur der Ökobilanz

1.3.1

Die Struktur nach SETAC

Der erste Versuch, eine Struktur in die Ökobilanz zu bringen, war das bereits erwähnte SETAC-Dreieck von 1990/91 (Abb. 1.2).

39) SETAC 1991, 1993; SETAC Europe 1992; Fava et al. 1993, 1994

40) BUWAL 1991

41) BUWAL 1996, 1998

42) UBA 1992

43) Blouet und Rivoire 1995

44) Gabathuler 1998

45) Huijbregts et al. 2006

46) BUS 1984

47) Klöpffer und Renner 2003

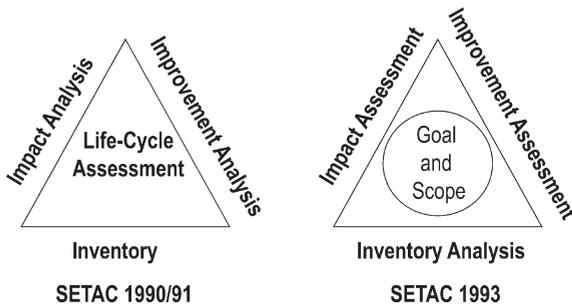


Abb. 1.2 Das ursprüngliche SETAC-Dreieck und die Erweiterung in den LCA-Guidelines („Code of Practice“⁴⁸⁾.

Die ursprünglich drei Komponenten nach SETAC 1990/91 lauteten 1992 in der deutschen Fassung nach UBA Berlin⁴⁹⁾:

- Sachbilanz (Inventar) (*Inventory*),
- Wirkungsbilanz (*Impact Analysis*),
- Schwachstellen- und Optimierungsanalyse (*Improvement Analysis*).

Hier bedeutet Sachbilanz, früher Inventar genannt, eine Stoff- und Energieanalyse des untersuchten Systems von der Wiege bis zur Bahre. Das Ergebnis der Sachbilanz ist eine Tabelle (*inventory table*), in der alle Massen- und Energieinputs und -outputs aufgelistet sind (vgl. Abb. 1.3 und Kapitel 3).

Die „nackten Zahlen“ der Sachbilanz bedürfen einer ökologischen Analyse oder Gewichtung. Inputs und Outputs werden entsprechend ihrer Wirkung in der Umwelt sortiert. So werden beispielsweise alle in der Sachbilanz ermittelten Emissionen in die Luft zusammengefasst, die zum sauren Regen beitragen (vgl. Kapitel 4). Dieser Arbeitsschritt wurde von SETAC zunächst als *Impact Analysis*,

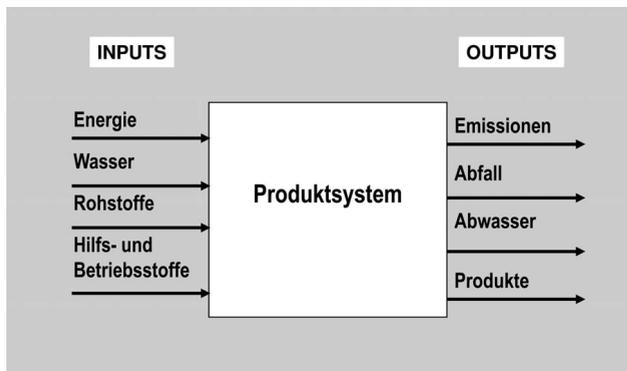


Abb. 1.3 Stoff und Energieanalyse eines Produktsystems.

48) SETAC 1993

49) UBA 1992

später als *Impact Assessment* bezeichnet. Im Deutschen änderte sich die Bezeichnung von „Wirkungsbilanz“ zu **Wirkungsabschätzung**.

Die Auswertung der in der Ökobilanz ermittelten Daten wurde bereits in *Smugglers Notch* gefordert und *Improvement Analysis* genannt und später in *Improvement Assessment* umbenannt. Die Einführung dieser Komponente wurde als großer Fortschritt betrachtet, weil damit die Interpretation der erhobenen Daten definierten Regeln folgte. Das Umweltbundesamt (UBA) Berlin hat diesen Arbeitsschritt in seine Empfehlung zur Durchführung von Ökobilanzen 1992 optional aufgenommen. Die Regeln zur Interpretation wurden später im Verlauf des ISO-Normungsprozesses modifiziert (vgl. Abschnitt 1.3.2). Diese Komponente wird heute als **Auswertung** bezeichnet⁵⁰⁾ (vgl. Abb. 1.4).

1.3.2

Die Struktur der Ökobilanz nach ISO

Die von SETAC entwickelte Struktur wurde im Wesentlichen bis heute beibehalten, wobei die Normung durch ISO⁵¹⁾ lediglich die Komponente *Improvement Assessment* durch „Interpretation“ (Auswertung) ersetzte. Die Optimierung von Produktsystemen wurde von ISO nicht in die genormten Inhalte übernommen, sondern neben anderen möglichen Anwendungen der Norm aufgeführt. Diese in der internationalen Norm enthaltene Struktur ist in Abb. 1.4 dargestellt.

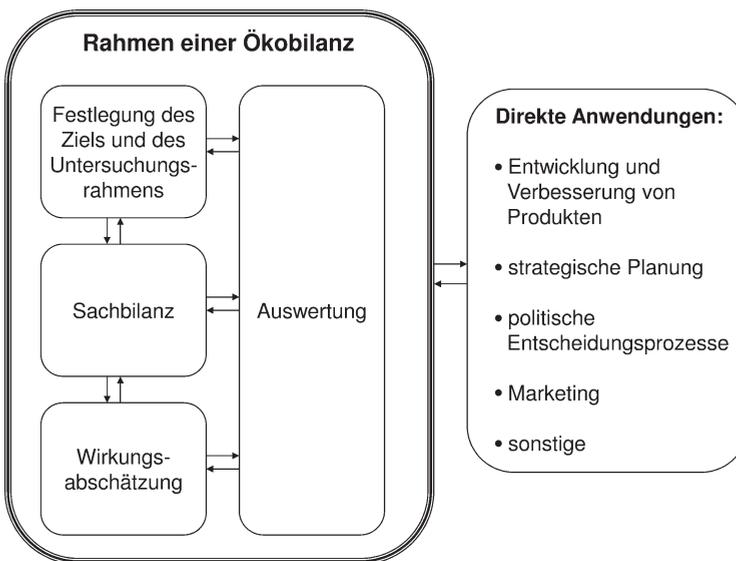


Abb. 1.4 Komponenten einer Ökobilanz nach ISO EN 14040 (1997 und 2006).

50) ISO 1997

51) ISO 1997, 2006a

Tabelle 1.1 Beispiele für Anwendungen einer Ökobilanz nach ISO 14040.

Anwendung	Fragestellung	Projektbeispiele
Umweltrecht und -politik	<ul style="list-style-type: none"> • Verpackungsverordnung • Altölverordnung • gentechnisch veränderte Organismen (GVO) • Landwirtschaft • PVC • öffentliches Beschaffungswesen • integrierte Produktpolitik 	<ul style="list-style-type: none"> • Getränkeverpackungen⁵²⁾ • Altölverwertungswege⁵³⁾ • GVO in der Landwirtschaft-LCA⁵⁴⁾ • Beikrautbekämpfung Weinbau⁵⁵⁾ • PVC in Schweden⁵⁶⁾ • Kosten/Nutzen-Analysen umweltorientierter Beschaffung⁵⁷⁾ • EuP-Richtlinie⁵⁸⁾
Produktvergleich	<ul style="list-style-type: none"> • Tenside • Getränkeverpackungen • Lebensmittelverpackungen • Fußbodenbeläge • Isolierungsmaterialien 	<ul style="list-style-type: none"> • ECOSOL Sachbilanzen⁵⁹⁾ • Verpackungsvergleiche⁶⁰⁾ • Verpackungsvergleiche⁶¹⁾ • ERFMI Studie⁶²⁾ • Gebäudeisolierung⁶³⁾
Kommunikation	<ul style="list-style-type: none"> • Konsumentenberatung • Akteurskettenmanagement • ökologisches Bauen • Carbon Footprinting 	<ul style="list-style-type: none"> • ISO Typ III Deklaration⁶⁴⁾ • PCR: Elektrizität, Dampf, Wasser⁶⁵⁾ • EPD: Bauprodukte⁶⁶⁾ • PCR: Klimadeklaration Produkt⁶⁷⁾ • klimaneutrales Unternehmen⁶⁸⁾
Abfallwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Entsorgungskonzepte • Recycling 	<ul style="list-style-type: none"> • graphische Papiere⁶⁹⁾ • Kunststoffe⁷⁰⁾
Betrieb	<ul style="list-style-type: none"> • ökologische Bewertung von Sparten 	<ul style="list-style-type: none"> • Umweltleistung eines Unternehmens⁷¹⁾

52) Schmitz et al. 1995; UBA 2000, 2002

53) UBA 2000a

54) Klöpffer et al. 1999

55) IFEU/SLFA 1998

56) Tukker et al. 1996

57) Rüdener et al. 2007

58) Kemna et al. 2005

59) Stalmans et al. 1995; Janzen 1995

60) IFEU 2002, 2004, 2006, 2007

61) IFEU 2006a; Humbert et al. 2008

62) Günther und Langowski 1997, 1998

63) Schmidt et al. 2004

64) Schmincke und Grahl 2006

65) Vattenfall et al. 2007

66) Deutsches Institut für Bauen und Umwelt 2007

67) Svenska Miljöstyrningsrådet 2006; BSI 2008

68) Gensch 2008

69) Tiedemann 2000

70) Heyde und Kremer 1999

71) Wright et al. 1997

Die Bezeichnungen der einzelnen Komponenten wurden gegenüber früheren Strukturen etwas geändert und lauten nun in der verbindlichen deutschen Fassung:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz,
- Wirkungsabschätzung,
- Auswertung.

Die Pfeile im Diagramm (Abb. 1.4) deuten ein mögliches iteratives Vorgehen an, was oft auch erforderlich ist (vgl. Kapitel 2). Direkte **Anwendungen einer Ökobilanz** liegen außerhalb des Rahmens der genormten Komponenten einer Ökobilanz.

Dass die direkten **Anwendungen einer Ökobilanz** außerhalb des Rahmens der genormten Arbeitsschritte einer Ökobilanz liegen, ist sinnvoll, da sich neben den zum Zeitpunkt der Normentstehung bereits absehbaren Anwendungen in der Praxis weitere Möglichkeiten entwickelt haben, die unter „sonstige Anwendungen“ subsumiert sind. Einige Beispiele sind Tabelle 1.1 zu entnehmen.

1.3.3

Bewertung – eine eigene Komponente?

Ein besonderes Schicksal hat der Arbeitsschritt **Bewertung**, der in der genormten Struktur nicht gesondert ausgewiesen ist. Eine Bewertung wird immer dann nötig, wenn die Ergebnisse einer vergleichenden Ökobilanz nicht eindeutig sind. Ist beim Vergleich zweier Produktsysteme beispielsweise bei System A der Energieverbrauch niedriger, dafür aber die Freisetzung von Substanzen, die zur Gewässereutrophierung und zur Bildung bodennahen Ozons beitragen, höher als beim System B, muss abgewogen werden: Was ist wichtiger? Für diese Entscheidung sind subjektive und/oder normative Wertvorstellungen erforderlich, wie sie im täglichen Leben z. B. bei Kaufentscheidungen bekannt sind⁷²⁾. Daher kann die Bewertung mit naturwissenschaftlichen (oder besser exakt-wissenschaftlichen) Methoden allein nicht durchgeführt werden.

Weil das so ist, wurde auf dem SETAC Europe Workshop in Leiden 1991⁷³⁾ vorgeschlagen, *Valuation* (= Bewertung) als eigene Komponente einzuführen. Dieser Vorschlag wurde vom UBA Berlin⁷⁴⁾ und später von DIN-NAGUS⁷⁵⁾ aufgegriffen. Da allerdings subjektive Werthaltungen nicht zu normen sind, wurden methodische Regeln entwickelt, wie der Prozess der Entscheidungsfindung unterstützt werden kann. Im SETAC „Code of Practice“⁷⁶⁾ wurden diese Regeln in die Unterkomponente der Wirkungsabschätzung eingeordnet. Daran hat auch der Normungsprozess bei ISO nichts geändert. Dort sind die Regeln in die Kompo-

72) DIN-NAGUS 1994; Giegrich et al. 1995; Klöpffer und Volkwein 1995; Neitzel 1996

73) SETAC Europe 1992

74) UBA 1992

75) DIN-NAGUS 1994; Neitzel 1996

76) SETAC 1993