

*ETH Zürich*  
Studiengang Umweltnaturwissenschaften

Sommersemester 2005

# **Methoden der Umweltbewertung technischer Systeme**

Ökobilanzen	–	Rolf Frischknecht
Umweltverträglichkeitsprüfung	–	Peter Gresch
Technikfolgenabschätzung	–	Georg Hörning

## Die Autoren

### **Rolf Frischknecht (frischknecht@esu-services.ch), geb. 1962.**

Bauingenieur-Studium an der ETH Zürich. Danach Praxis in einem Bauingenieurbüro und Weiterbildung in Energietechnik und rationeller Energienutzung. Von 1990 bis 1994 Projektmitarbeiter am Institut für Energietechnik der ETH Zürich im Rahmen des Projektes "Ökoinventare von Energiesystemen". Mitaufbau der Ökobilanzgruppe "Energie - Stoffe - Umwelt" (ESU) und der netzwerkfähigen Ökobilanzdatenbank ECOINVENT. Zwischen 1994 bis 1998 Promotion zum Thema "Life Cycle Inventory Analysis for Decision-making" und Leitung der Gruppe ESU. Anfang 1998 Gründung des Beratungsbüros ESU-services in Uster. Dienstleistungen, Forschungsarbeiten und Ausbildung im Bereich der Ökobilanzierung für Firmen und die öffentliche Hand stehen im Vordergrund der Tätigkeiten. Projektleiter der ecoinvent Projekte zum Aufbau einer nationalen Ökobilanz-Datenbank und seit Januar 2005 Leiter des ecoinvent Zentrums an der Empa. Veröffentlichungen u.a.: "Ökoinventare von Energiesystemen", "Graue Treibhausgasemissionen des Energie- und des Ernährungssektors der Schweiz 1990 und 1998", "Einstein's Lessons for Energy Accounting in LCA", "Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production", "Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment".

### **Peter Gresch (pgresch@greschpartner.com), geb. 1945.**

1967-1971: Studium der Naturwissenschaften, Universität Zürich, dipl. phil.II;

1971-1973: Nachdiplomstudium in Raumplanung am ORL - Institut ETH Zürich;

1974: Promotion zum Dr. phil. II, Universität Zürich: "Eignungs- und Nutzungsanalysen im schweizerischen Berggebiet am Beispiel der Region Goms VS";

1985: Habilitation zum Privatdozenten an der ETH Zürich: "Räumliche Konflikte - Heuristische Verfahren zum Beschreiben gegenwärtiger und zukünftiger räumlicher Konflikte für die Raumplanung";

1985-1988: Ingenieurunternehmung Gruner AG, Basel: Abteilungsleiter "Raum- und Umweltplanung";

1988-1995: Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, Zürich: Mitglied der Geschäftsleitung, Leiter des Geschäftsbereich "Ökologie und Umwelttechnik";

ab 1995: Inhaber der Firma Gresch Partner, Raumplanung und Umweltmanagement.

### **Georg Hörning (techassess@web.de), geb. 1965.**

Studium der Elektrotechnik an der Technischen Hochschule Darmstadt, Promotion zum Dr.-Ing. 1995: "Anwendung eines Verfahrens zur direkten Drehmomentregelung von Asynchronmaschinen für Prüfstandsantriebe". Von 1995 bis 1999 wissenschaftlicher Mitarbeiter im Bereich Technik, Funktionalität, Lebensqualität an der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Dort u. a. Mitarbeit in den Projekten "Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg", "Die gesellschaftliche Bewertung zukunftsweisender Energieszenarien" und Leitung der Bürgerforen "Klimaverträgliche Energieversorgung". Seit Anfang 2000 als wissenschaftlicher Mitarbeiter im TA-Programm des Schweizerischen Wissenschafts- und Technologierats für den Themenschwerpunkt "Energie und Mobilität" verantwortlich. Veröffentlichungen u.a.: "Leitbilder und Innovationen verschiedener Energiesysteme", "Bürgerforum 'Klimaverträgliche Energieversorgung' - Bürgergutachten", "Künftige Energieversorgung. Perspektiven, Ziele und Wege", "Citizens Panels as A Form of Deliberative Technology Assessment", "Fusionsenergie - eine akzeptable Energiequelle der Zukunft?. Eine sozialwissenschaftliche Untersuchung anhand von Fokusgruppen" und "Energie und Ethik. Leitbilder im philosophischen Diskurs".

## Überblick

### **Ökobilanzen (R. Frischknecht, Vorlesungsdaten: 1.4., 8.4., 15.4., 22.4.)**

Lebenszyklusbetrachtungen wurden und werden seit über 100 Jahren durchgeführt. Erst in den siebziger und dann v.a. in den neunziger Jahren haben sich allerdings Ökobilanzen weltweit als entscheidungsunterstützendes Umweltanalyseinstrument durchsetzen können. Insbesondere für eine Integrierte Produktpolitik (IPP) stellt die Ökobilanz eine wertvolle Informationsgrundlage dar. Ausgehend von der Motivation und der Aufgabe von Ökobilanzen werden die theoretischen Grundlagen der verwendeten Modelle erläutert. Die einzelnen Schritte einer Ökobilanz, Zieldefinition und Bilanzrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung sowie Interpretation werden im Hinblick auf ergebnisrelevante Annahmen und Entscheide erläutert und an einem Fallbeispiel illustriert. Verschiedene Arten der Modellierung in der Sachbilanz und verschiedene Bewertungsmethoden in der Wirkungsabschätzung werden gezeigt und diskutiert. Das Manuskript wird durch Informationen für den Einstieg in Ökobilanzen und Übungsfragen abgerundet.

### **Umweltverträglichkeitsprüfung (P. Gresch, Vorlesungsdaten: 13.5., 20.5., 3.6., 10.6.)**

Ziel dieses Vorlesungsblocks ist es,

- eine Einführung in das Instrument der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) zu geben;
- das Verständnis für das Instrument zu fördern und
- in die Zusammenhänge zwischen Raumplanung (Richtplanung) und UVP einzuführen.

Nach einer kurzen Übersicht über die Situation unserer Umwelt wird einer Übersicht über die umweltrelevante Gesetzgebung gegeben. Es schliesst eine Übersicht über den Gesamttablauf von raum- und umweltrelevanten Planungs- und Projektierungsarbeiten an. Dabei wird mit dem Bedarfsnachweis begonnen, zum Variantenstudium (im Rahmen der kantonalen Richtplanung) übergeführt, um dann zur eigentlichen Projektbearbeitung und der UVP zu gelangen. Im nächsten Kapitel wird dann ausführlich in das Verfahren der UVP eingeführt. Am Schluss wird auf die Besonderheiten raum- und umweltplanerischen Denkens aufmerksam gemacht und werden in einer Zusammenfassung die Grundzüge zur UVP beschrieben.

### **Technikfolgenabschätzung (G. Hörning, Vorlesungsdatum: 24.6., 08:00h bis 16:00h)**

Nicht von ungefähr wird seit den 70ziger Jahren verstärkt TA als politisches Instrument diskutiert und es hat ebenfalls Gründe, dass eine Institutionalisierung von TA in Europa erst gut zehn bis zwanzig Jahre danach gelingt.

Zunächst wird von einer Analyse der Situation moderner Industriegesellschaften anhand von Texten und einer Betrachtung des gesellschaftlichen Umfelds, in dem Technikentwicklung eingebettet ist, das Problem eingekreist. Wie TA im politischen System verortet ist und welche Funktion ihr zukommen kann ist ein zweiter Schwerpunkt der Vorlesung. Konkretisiert wird dies dann anhand zweier TA-Projekte, "Bürgerforen 'Klimaverträgliche Energieversorgung'" und "PubliForum 'Strom und Gesellschaft'".

Mit dem PC-Programm ENSYS werden exemplarisch Szenarien einer künftigen Energieversorgung und -nutzung erstellt und so TA praktiziert. Eine Übersicht über Methoden die zum Technology Assessment herangezogen werden und die Frage, wie TA in Unternehmungen umgesetzt werden kann, schliessen den Vorlesungsblock ab.



*ETH Zürich*  
Studiengang Umweltnaturwissenschaften

Sommersemester 2005

**Methoden der Umweltbewertung  
technischer Systeme**

**Teil 1:**

**Dr. Rolf FRISCHKNECHT**

**Ökobilanzen**

**(Life cycle assessment, LCA)**



# Inhaltsverzeichnis

<b>INHALTSVERZEICHNIS .....</b>	<b>1</b>
<b>1 EINFÜHRUNG .....</b>	<b>1</b>
1.1 Einleitung und Überblick .....	1
1.2 Geschichtlicher Hintergrund .....	3
1.2.1 Motivation.....	3
1.2.2 Qualitative Betrachtungen .....	3
1.2.3 Die ersten Theorien und Anwendungen im Energiebereich.....	5
1.2.4 Die ersten umfassenderen Bewertungsansätze .....	8
1.2.5 Der Einfluss limitierender Faktoren.....	8
1.3 Die heutige Ökobilanz.....	9
1.3.1 Struktur der Methode .....	9
1.3.2 Axiomatische Herleitung.....	12
1.3.3 Ökobilanz-Anwendungen .....	14
1.3.4 Verschiedene Ökobilanz-Typen.....	14
1.4 Positionierung der Ökobilanz.....	15
1.4.1 Die Ökobilanz im Umfeld anderer Umweltanalyseinstrumente.....	15
1.4.2 Der Einflussbereich von Ökobilanzen .....	17
1.4.3 Ökobilanzen liefern keine Entscheide, aber Entscheidungsgrundlagen .....	19
<b>2 DIE EINZELNEN PHASEN DER METHODE .....</b>	<b>20</b>
2.1 Einführung .....	20
2.2 Zieldefinition und Bilanzrahmen .....	20
2.2.1 Einführung.....	20
2.2.2 Welches Umweltanalyseinstrument? .....	20
2.2.3 Zieldefinition .....	21
2.2.4 Bilanzrahmen.....	22
2.3 Sachbilanz.....	29
2.3.1 Vom betrieblichen Rechnungswesen zur Sachbilanz.....	29
2.3.2 Mathematische Repräsentation von Einheitsprozessen.....	32
2.3.3 Vom Einheitsprozess zu Prozess-Netzwerken: Der Matrixansatz.....	34
2.3.4 Datenerfassung .....	39
2.3.5 Allokationsverfahren gemäss ISO 14041.....	40
2.3.6 Kommentar und Kritik am ISO-Allokationsverfahren.....	46
2.3.7 Zeitaspekte des Recycling.....	56

2.3.8	Fazit.....	60
2.3.9	Datendokumentation und -qualität.....	61
2.3.10	Ökobilanzsoftware .....	61
2.3.11	Die ecoinvent Datenbank.....	63
2.3.12	Sachbilanzergebnisse .....	64
2.4	Wirkungsabschätzung .....	65
2.4.1	Einführung.....	65
2.4.2	Übersicht über Ökobilanz-Bewertungsmethoden (nach Hofstetter 1998:S. 14ff.).....	65
2.4.3	Ausgewählte Bewertungsmethoden.....	69
2.5	Interpretation .....	94
2.5.1	Übersicht.....	94
2.5.2	Unsicherheitsanalysen.....	94
2.5.3	Sensitivitätsanalysen.....	94
2.5.4	Folgerungen .....	95
2.6	Kritische Begutachtung und Berichterstattung.....	95
2.6.1	Kritische Begutachtung (Critical Review) .....	95
2.6.2	Berichterstattung .....	96
<b>3</b>	<b>INFORMATIONEN FÜR DEN EINSTIEG.....</b>	<b>97</b>
3.1	Einführende Literatur und Fallstudie .....	97
3.2	Ökobilanz-Drehscheiben und Diskussionsgruppen.....	98
3.3	Ökobilanz-Fachzeitschriften .....	99
3.4	Ökobilanz-Datenbanken und -Standarddatensätze .....	100
3.5	Software-Führer .....	102
<b>4</b>	<b>ÜBUNGSFRAGEN.....</b>	<b>103</b>
4.1	Zieldefinition und Bilanzrahmen .....	103
4.2	Sachbilanzmodelle.....	103
4.3	Allokation .....	104
4.4	Recycling .....	104
4.5	Wirkungsabschätzung .....	105
4.6	Werturteile .....	105
<b>5</b>	<b>GLOSSAR .....</b>	<b>107</b>
<b>6</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>109</b>

# 1 Einführung

Lernziele:

- Einbetten der Ökobilanz in die umweltpolitische Landschaft
- Erkennen der Einsatzmöglichkeiten und Grenzen der Methode
- Erkennen des Unterschiedes zwischen Instrumenten auf der Makro- resp. der Mikroebene
- Kennenlernen der Struktur und der grundlegenden Eigenschaften der Methode und der darin verwendeten Modelle

## 1.1 Einleitung und Überblick

In den letzten Jahren treten in der schweizerischen Umweltpolitik an Stelle zusätzlicher Gebote und Verbote vermehrt marktwirtschaftliche Instrumente auf. So haben vor einigen Jahren viele Kantone und Gemeinden eine Abfallsackgebühr eingeführt. Es bestehen differenzierte Steuerbelastungen für bleifreies und bleihaltiges Benzin, die Flugplätze erheben lärmabhängige Landegebühren, bei Kühlschränken und Computern werden vorgezogene Entsorgungsgebühren erhoben, auf flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und auf dem Schwefelgehalt des Heizöls Extra-Leicht werden Lenkungsabgaben erhoben, eine subsidiäre CO<sub>2</sub>-Abgabe (maximal CHF 210 pro Tonne) wurde im CO<sub>2</sub>-Gesetz verankert und auf nichterneuerbare Energieträger wird eine Abgabe von maximal 2.0 Rp. pro kWh vorgeschlagen (siehe Tab. 1.1).

	Bezugsgrösse	Gebühr/ Abgabesatz [CHF]
Abfallsackgebühr (Stadt Zürich)	Liter	0.045 bis 0.06
Entsorgung Kühlschrank (Rückgewinnung, Zerstörung von FCKW/ H-FCKW)	Stück	75.-
Energieabgabe	kWh	0.02
Abgabe Schwefelgehalt >0.1% in Heizöl EL	t	12.-
VOC-Abgabe	kg	1.- bis 3.-
CO <sub>2</sub> -Abgabe	t	210.- (Max.)

Tab. 1.1: Zusammenstellung ausgewählter Gebühren und Lenkungsabgaben

All diese marktwirtschaftlichen Instrumenten ergänzen die klassischen Gebote und Verbote, die in den aus dem Umweltschutzgesetz abgeleiteten Verordnungen, wie beispielsweise der Luftreinhalte-, der Gewässerschutz-, oder der Lärmschutzverordnung, festgeschrieben sind. Die VOC-Abgabe beispielsweise führt zu höheren Kosten von Produkten und Dienstleistungen, die direkt oder indirekt (via Vorprodukte) auf VOC-emittierenden Prozessen und Technologien basieren. Dadurch kann die vom Staat angestrebte Steuerungswirkung Emissionsminderung erreicht werden.

Angesichts dieser Fülle von Bestimmungen und Instrumenten, stellt sich die Frage, ob zusätzliche Instrumente, wie die Ökobilanzierung benötigt werden, um Lebens- und Wirtschaftsweisen in der Schweiz umweltverträglicher gestalten zu können. Wenn wir davon ausgehen, dass die in Tab. 1.1 aufgelisteten Gebühren und Lenkungsabgaben rein umweltpolitisch motiviert sind, lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

Das Emittieren von einem Kilogramm flüchtigen organischen Verbindungen wird als knapp fünf bis über 14 mal stärker gewichtet als das Emittieren von einem Kilogramm CO<sub>2</sub>. Das Verbrennen von einem Kilogramm Heizöl (rund 11.9kWh) emittiert rund 2.7kg CO<sub>2</sub> pro kWh. Der Maximalsatz der Energieabgabe entspricht in diesem Fall rund 3.5% der maximalen CO<sub>2</sub>-Abgabe. Das Zerstören resp. Rückgewinnen von insgesamt rund 450g FCKW/ H-FCKW bei der Kältschrankentsorgung kostet CHF 75.- pro Kältschrank. Daraus errechnet sich ein Abgabesatz von etwa CHF 170.- pro kg Kältemittel. Das Emittieren von 1kg Kältemittel wird also rund 800 mal höher besteuert als das Emittieren von einem Kilogramm CO<sub>2</sub>.

Widerspiegeln diese Abgabesätze aber auch die mit der Emission resp. dem Verbrauch verbundenen Umweltschäden korrekt? Ist uns die Schonung der nicht erneuerbaren Energieressourcen deutlich weniger wert als der Versuch, die Treibhausgasemissionen zu reduzieren und damit die mit der prognostizierten Klimaveränderung zu gewärtigenden Umweltschäden zu vermindern resp. zu vermeiden?

Sind die mit der Emission von flüchtigen organischen Stoffen zusammenhängenden Umweltschäden tatsächlich so relevant, dass sie die beschlossenen Lenkungsabgaben, beispielsweise im Vergleich mit den Abfallsackgebühren, rechtfertigen? Gibt es eine Möglichkeit, die Gewichtung der verschiedenen Umweltauswirkungen aufeinander abzustimmen?

Mit der Ökobilanz kann diese Fragen selbstverständlich auch nicht abschliessend beantwortet werden. Die Ergebnisse einer Ökobilanz haben aber eine ähnliche Funktion wie Lenkungsabgaben und Gebühren. Sie versuchen, Umwelteffekte, die von der heutigen Marktwirtschaft und dem geltenden Preissystem nicht berücksichtigt werden (d.h. externalisiert sind), in die Entscheidungsfindung einfließen zu lassen und damit zu internalisieren.

Durch die Tatsache, dass eine grosse Vielfalt möglicher Umweltschäden und der gesamte Lebensweg eines Produktes in einer Ökobilanz Berücksichtigung finden, ist zusätzlich aber die Möglichkeit einer gegenseitigen Abstimmung und Gewichtung gegeben. So kann für unser Beispiel ermittelt werden, wie hoch die Umweltbelastungen für die Aufwendungen zur Reduktion von VOC-Emissionen sind (Errichten, Betreiben und Entsorgen einer Abluftreinigung) im Vergleich mit den damit vermiedenen VOC-Emissionen.

Die Regeldichte im Bereich Umweltschutz ist in der Schweiz relativ hoch. Die Ökobilanz ersetzt bis anhin - da freiwillig - keine Gebote oder Verbote, sondern erlaubt eine umweltbezogene Optimierung von einzelnen Produktionsstandorten, Prozessen, Produkten und Dienstleistungen über das gesetzlich Geforderte hinaus.

Das folgende Skript enthält Ausführungen über die geschichtliche Entwicklung der Ökobilanz (Unterkap. 1.2), deren Grundprinzip (Unterkap. 1.3) und Einbettung in die Landschaft von Umweltanalyseinstrumenten (Unterkap. 1.4). In Kap. 2 werden die einzelnen Schritte im Einzelnen erläutert und wichtige Probleme sowie erforderliche wertgeladene Entscheide und Annahmen diskutiert. In Kap. 3 werden Informationen für den Einstieg in Ökobilanzen gegeben und Kap. 4 enthält Übungsfragen zur Überprüfung des eigenen Kenntnisstandes.

## 1.2 Geschichtlicher Hintergrund

### 1.2.1 Motivation

Die Produktion von Produkten und Dienstleistungen ist mit unerwünschten Nebeneffekten verbunden, indem die natürliche Umwelt durch Emissionen und Ressourcenverbrauch beeinträchtigt und geschädigt wird. Der Preis der Güter widerspiegelt jedoch diese Beeinträchtigung von Umweltleistungen wie das Bereitstellen von Ressourcen und das Absorbieren und Reinigen anthropogener Abfallströme kaum, da diese Umweltleistungen in der Regel kostenlos in Anspruch genommen werden können.

Kostenlose Güter werden aber verschwenderisch und ineffizient genutzt und können deshalb, wie Garrett Hardin in "The Tragedy of the Commons" eindrücklich gezeigt hat (Hardin 1968), erst zu einer Verknappung dieser freien Güter und schliesslich zum Ruin einer Gesellschaft als Ganzes führen.

Methoden wie die Ökobilanzierung wurden entwickelt, um das heutige Preissystem, das bezüglich Umweltschäden weitgehend blind ist, im Sinne einer Nothilfemassnahme zu ergänzen. Diese Methoden sollen Informationen bezüglich der Schädigung der Umwelt durch Schadstoffemissionen und Ressourcennutzung bereitstellen. Spreng (1988:S. 130) hat dies im Zusammenhang mit Energieanalysen folgendermassen formuliert:

Energy accounting can be a useful complement to economic analysis at the boundaries of the economic system, where energy flows enter and leave the system. Two kinds of energy account are particularly useful - energy resource account and waste-heat account. Both types measure something that can only be dealt with inadequately by economic accounts, if it can be dealt with at all.

Die folgende Darstellung der Geschichte der Ökobilanzen gibt einen Einblick in die Motivationen zur Durchführung von Ökobilanzen und in die Wandlung der Wertvorstellungen bezüglich Gewichtung der verschiedenen ökologischen Kriterien wie Luftverschmutzung, Klimaerwärmung oder Ressourcenschonung.

### 1.2.2 Qualitative Betrachtungen

Nachdem die Pestepidemien in der zweiten Hälfte des 14. Jahrhunderts u.a. eine Entschärfung der zuvor herrschenden Holzknappheit bewirkte und die Kohlenutzung vorübergehend an Bedeutung verlor, mussten die weniger bemittelten Bevölkerungsschichten zu Beginn des 17. Jahrhunderts infolge erneuter Brennholzverknappung auf die billigere Steinkohle umsteigen (Sieferle 1982). Mithilfe von Programmen zur Förderung des Holzbaus versuchte z.B. J. Evelyn, die Steinkohlefeuer, welche "Wolken von Rauch und Schwefel" verursachen, "Kirchen schwärzen, Kleider ruinieren und Wasser verderben" zu bekämpfen (Evelyn 1661). Als Argumente zur Unterstützung seiner Vorhaben verwendete er u.a. eine rudimentäre Version der Bioindikation, indem er darauf hinwies, dass in Londons Gärten keine Blumen mehr wachsen würden und es keine Bienen mehr gäbe. Auch würden die Londonerinnen und Londoner an allen möglichen Lungenkrankheiten leiden. Letztlich haben aber die Vorteile der Kohle, ihre grossen Vorräte und ihr einfacher Gebrauch über die ästhetischen und gesundheitlichen Nachteile gesiegt (Sieferle 1982).

Die Kohle wurde zum entscheidenden Faktor im Wettstreit der europäischen Handelsnationen um die wirtschaftliche Vormachtstellung. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts

zeichneten sich die Folgen des exponentiell wachsenden Kohleverbrauchs ab. Dies bewegte z.B. den Ökonomen W.S. Jevons im 1865 erstmals veröffentlichten Buch "The Coal Question" (Jevons 1965) sich mit den Zukunftsperspektiven eines steten exponentiellen Wachstums zu beschäftigen (siehe Abb. 1.1).

Ohne auf Probleme der Luftverschmutzung zu sprechen zu kommen, plädierte er angesichts der Endlichkeit der Kohlereserven für kurze aber wahre nationale Größe statt langandauernder Mittelmässigkeit.

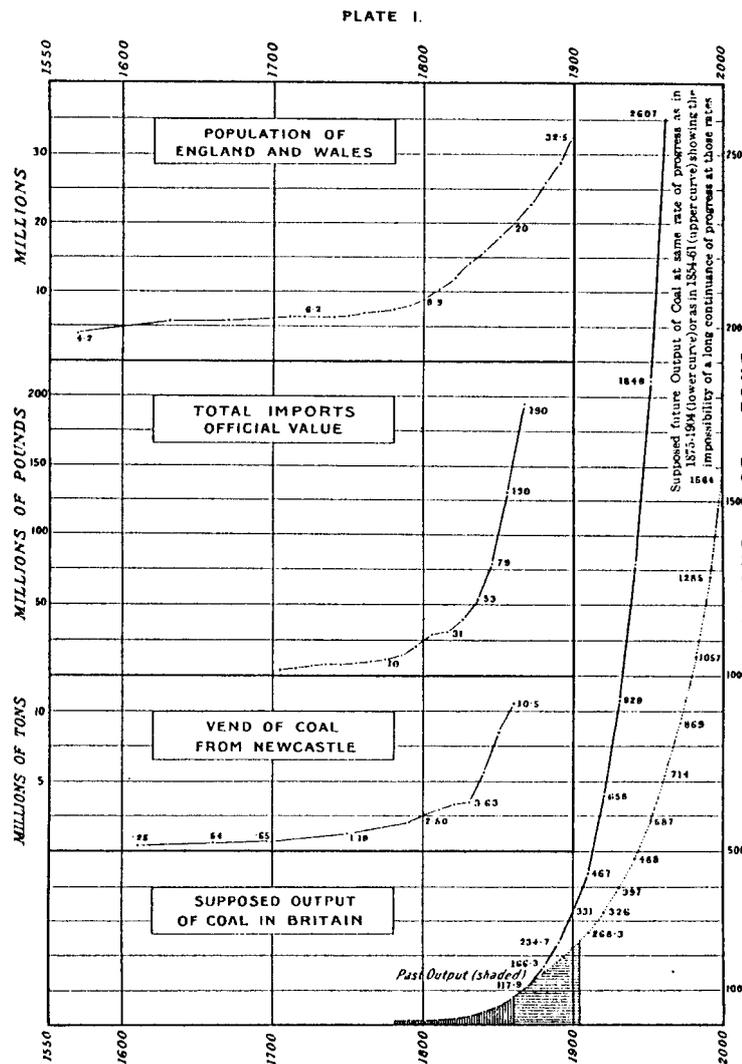


Abb. 1.1: Bevölkerung, Importe, Kohleverkauf und Kohleproduktion in England (Jevons 1965)

Zur selben Zeit hat Rudolf Clausius (1885), ehemaliger Thermodynamik-Professor an der ETH in Zürich, darauf hingewiesen, dass

"kein Mittel einer noch so vorgerückten Wissenschaft im Stande sein [wird], eine weitere Energiequelle [nach Erschöpfen der Kohlereserven] zu eröffnen". Vielmehr seien die Menschen darauf angewiesen, "sich mit der Energie zu behelfen, welche die Sonne ihnen im Verlaufe der ferneren Zeit noch fortwährend durch ihre Strahlen liefert".

Er plädierte darum für ein Umsteigen von der Nutzung des solaren Energiekapitals (Kohle) hin zur Nutzung der durch die Sonnenstrahlen veranlassten Bewegungen, den solaren Energiezinsen (in Form von Wasserkraft und Wind).

Den drei oben zitierten Aussagen ist gemeinsam, dass auf eine Quantifizierung der vorgebrachten Argumente weitgehend verzichtet wird. Ohne auf dem Inventar einer Ökobilanz aufzubauen, wird eine ökologisch respektive sozial orientierte Empfehlung basierend auf persönlichen Wertvorstellungen vorgenommen. So ist "reine Luft" für Evelyn ein anzustrebender Idealzustand, Jevons gewichtet nationale Grösse am stärksten und ist damit um die kommenden *britischen* Generationen besorgt. Clausius versucht dem ökonomischen Prinzip nachzuleben, dass "von jeder Sache nur so viel verbraucht werden darf, wie in gleicher Zeit davon wieder produziert werden kann". Er sorgt sich aufgrund theoretischer Erkenntnisse um die kommenden Generationen *im allgemeinen*.

### 1.2.3 Die ersten Theorien und Anwendungen im Energiebereich

Die erste Person, welche eine (vereinfachte) Ökobilanz im heutigen Sinn vorgeschlagen hat, war Patrick Geddes, ein schottischer Biologe und Ökonom. Als Zeitgenosse Jevons' und Clausius' entwickelte er, aufbauend auf einer nationalen, das natürliche Kapital von Regionen erfassenden Statistik (Geddes 1881), eine Methodik zur Erfassung der Energie- und Materialströme, welche durch Gewinnung, Verarbeitung, Transport, Handel und Gebrauch eines Produktes verursacht werden (siehe Abb. 1.2, Geddes 1884).

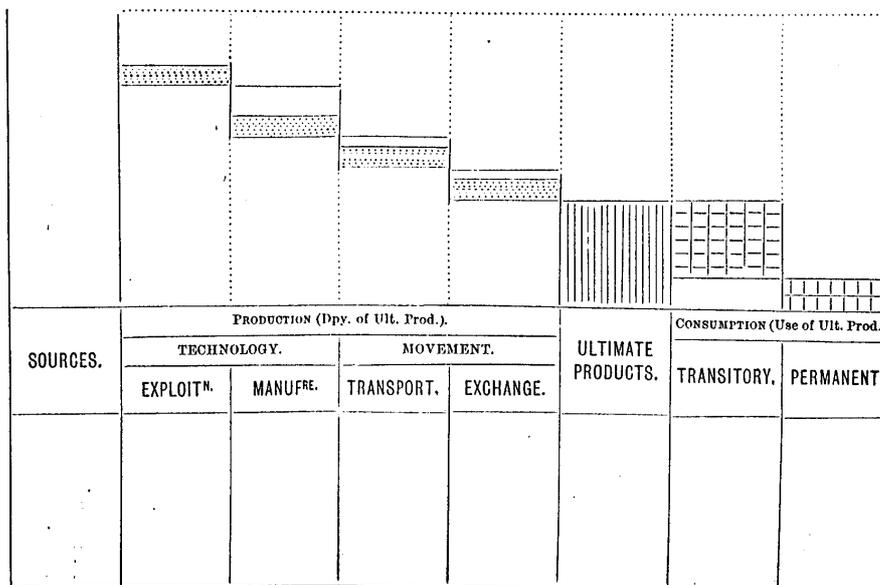


Abb. 1.2: Stoff- und Energiebilanz von der Extraktion bis zur Nutzung; unterschieden wird in Verbräuche (gepunktet) und Verluste (darüberliegende, weisse Flächen), der untere Teil ist für detaillierte Beschreibungen der Prozesse gedacht, (Geddes 1884).

Seine Überlegungen entstammen der Erkenntnis, dass schon damals die Preise nur ungenügend über die Ineffizienz technischer Prozesse informierten. Auch er hatte dabei die sich rasch verbreitende Kohlenutzung und deren erschöpfbaren Vorräte im Kopf. Ihm ging es dabei weniger um die kohlebedingte Luftverschmutzung als um den Wirkungsgrad der Kohlenutzung und dessen Verbesserung auf allen Stufen der Prozesskette. Auf der Seite des Konsums einer Gesellschaft sieht Geddes mögliche Verbesserungen im Sinne einer

Steigerung des Wohls einer Nation durch Ausrichten des Wachstums bestehender Industrien auf dauerhafte Produkte (weg vom Brot, hin zur Kunst!). Damit gehört Geddes auch zu einem der ersten Vordenker qualitativen Wachstums.

Die Entdeckung und Förderung der Erdölvorkommen in den USA und im Nahen Osten ebenso wie die beiden Weltkriege, welche nebst allem Leid einen Einbruch auf der Nachfrageseite verursachten und damit zu Überkapazitäten führten, liessen den limitierenden Faktor der Ressourcen- und Energieknappheit, in den Hintergrund treten (Martinez et al. 1987).

In den fünfziger und sechziger Jahren erlangte die Wachstumstheorie innerhalb der Wirtschafts- und den Ingenieurwissenschaften eine dominierende Stellung (Jöhr 1971), (Weinberg et al. 1970). Dies war die Zeit des grossen Wiederaufbaues. So betrug die jährliche Wachstumsrate des schweizerischen Energieverbrauchs von 1950 bis 1970 rund 6.5%, diejenige des realen Brutto-Sozialproduktes lediglich 4.4% (Baumberger 1971). Diese Wachstumsraten, welche mit denjenigen des 19. Jahrhunderts vergleichbar sind, haben erneut zu Betrachtungen bezüglich der möglichst umweltgerechten Energieproduktion geführt (Baumberger 1971), (Ginsburg 1971a,b). Neben regional wirksamen Auswirkungen wie Gewässer- und Luftverschmutzung oder Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, wurden auch globale Auswirkungen wie die Veränderung des Wärmehaushaltes der Erde (durch CO<sub>2</sub>, siehe z.B. (Bolin 1970), und Staub), Sauerstoffverbrauch und Abwärmeproduktion (Chapman 1975) diskutiert. In diese Zeit fallen auch erste Ideen einer Pollution-Tax (Emissionszertifikate) (Dolan 1971).

Nach einer kurzen Begründung des Bedarfs weiterer Energieproduktionsanlagen in der Schweiz mithilfe eines prognostizierten weiter steigenden Energieverbrauchs (um einen Faktor 4 bis ins Jahr 2000 auf 625 PJ<sup>1</sup>), erörtert Baumberger in (Baumberger 1971) die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen in der Schweiz gängigen Energiesysteme. Mithilfe einer Matrix, in welcher in einfacher Weise (ja - nein - ?, siehe Tab. 1.2) die berücksichtigten Umweltwirkungen der betrachteten Energiesysteme eingetragen sind, gelangt er zu folgenden Ergebnissen:

---

<sup>1</sup> Der Bruttoverbrauch lag 1998 bei 1'120PJ.

	Gewässerverschmutzung	Luftverschmutzung	Sauerstoffdefizit/Kohlen- dioxidproduktion	Beeinträchtigung der Landschaft	Abwärmebelastung (global)	Raubbau
Flüssige Brenn- und Treibstoffe ..	x	x	x	?	x	x
Erdgas .....		?	x		x	x
Hydroelektrizität .....	?			x		
Konventionell-thermische Elektrizität (auf Erdölbasis) .....	x	x	x	x	x	x
Nuklear-thermische Elektrizität ...				x	x	?

Tab. 1.2: Hauptsächlichste Umweltbelastungen verschiedener Energieträger (Energiesysteme) nach (Baumberger 1971).

In derselben Zeit entwickelten Jansen et al. 1972 eine vergleichende Systemanalyse-methode für atmosphärische Schadstoffbelastungen verschiedener Kraftwerkstypen. Für die Stromversorgung der BRD von 1970 bis 2000 wurde angenommen, dass sie jeweils ausschliesslich durch den entsprechenden Kraftwerkstyp (Kohle, Öl, Nuklear) bereitgestellt würde. Die daraus resultierenden Schadstoffkonzentrationen werden mit den maximal zulässigen Schadstoffkonzentrationen resp. Immissionskonzentrationen ins Verhältnis gesetzt.

Schadstoff	Steinkohle	Braunkohle	Öl	Erdgas	SWR	DWR	WA
SO <sub>2</sub>	0,86 (2,47)	1,09 (3,14)	1,06 (3,03)	$3,1 \cdot 10^{-4}$ ( $9,0 \cdot 10^{-4}$ )	-	-	-
Staub	1,06 (1,06)	2,06 (2,06)	0,53 (0,53)	--	-	-	-
NO <sub>x</sub>	0,09 (0,40)	0,14 (0,65)	0,10 (0,46)	0,08 (0,35)	-	-	-
Fluor	1,56 (0,23)	4,67 (0,68)	0,16 (0,02)	--	-	-	-
Xe-133	--	--	--	--	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	-
Kr-85	--	--	--	--	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	0,51
Summe	3,57 (4,16)	7,96 (6,53)	1,85 (4,04)	0,08 (0,35)	0,002	0,002	0,51

Tab. 1.3: Relative Schadstoffbelastung für die damalige Bundesrepublik Deutschland mit deutschen und USA-Grenzwerten (USA-Werte in Klammern), (Jansen et al. 1972); SWR, DWR: Siede- resp. Druckwasserreaktor, WA: Wiederaufbereitungsanlage.

Es zeigt sich in Tab. 1.3, dass z.B. für SO<sub>2</sub> mit Ausnahme von Erdgas die Grenzwerte erreicht oder überschritten werden (0.86-1.09). In der Summe zeigt sich, dass Kern-energieanlagen die Grenzwerte für radioaktive Isotope um einen Faktor 500 (SWR, DWR) resp. 2 (WA) unterschreiten, während die Stromerzeugung mit festen und flüssigen fossilen Brennstoffen zu einer bis zu 5-fachen Überschreitung führt.

Die erste Erdölpreiskrise Ende 1973 hatte zur Folge, dass vermehrt Untersuchungen über die Energiekosten von Prozessen und Produkten durchgeführt wurden. Neben dem Energiebedarf der Energieversorgung (Chapman 1974), (Chapman 1975), (Wright et al.

1975) und energieintensiver Materialien wie Aluminium, interessierte der Einsatz fossiler Energien in der Landwirtschaft und die daraus resultierenden Erntefaktoren (Pimentel et al. 1973), (Leach 1976).

Zu den Standardwerken der Energieanalyse zählt das "Handbook of Industrial Energy Analysis" von I. Boustead und G.F. Hancock (Boustead & Hancock 1979), welches einerseits die in Energieanalysen (und auch in Ökobilanzen) auftretenden methodischen Fragen behandelt und andererseits ein umfangreiches Tabellenwerk zum Energiebedarf von Prozessen und Produkten enthält.

#### **1.2.4 Die ersten umfassenderen Bewertungsansätze**

Als eine der ersten quantitativen Ökobilanzen, welche nach umfassenderen ökologischen Kriterien bewertet worden ist und die als Modellstudie die Entwicklung der Ökobilanzen eingeleitet hat (Assis 1992), gilt die "Resource and Environmental Profile Analysis" (REPA) über die Umweltbelastung verschiedener Getränkebehälter (Hunt et al. 1974). Neben dem Verbrauch an Rohstoffen, Wasser und Energie wurden auch industrielle Abfälle, Luft- und Wasserschadstoffe und Abfälle nach Gebrauch bilanziert. Zur gleichen Zeit liess das damalige Eidgenössische Amt für Umweltschutz eine vergleichende Untersuchung über die Umweltbelastung von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton durchführen (Basler et al. 1974).

Gemäss einer Übersicht über öffentlich zugängliche Produkt-Ökobilanzen (Rubik et al. 1992), wurden knapp die Hälfte im Bereich Verpackungen durchgeführt, die restlichen verteilen sich auf Windeln, Baumaterialien, chemische Produkte und Diverses.

Das Anwendungsgebiet für Ökobilanzen hat sich in der Zwischenzeit erweitert. Neben produktbezogenen Ökobilanzen wurde eine Methodik zur ökologischen Überwachung von Unternehmen (Ökocontrolling) entwickelt (Müller-Wenk 1978), und für Städte und Regionen angepasst (Braunschweig 1988). Mit letzterem schliesst sich der Kreis wieder zu Patrick Geddes' Vorschlag einer Bestandes- und Flussrechnung des ökologischen Inventars einer Region aus dem Jahre 1881 (Geddes 1881).

#### **1.2.5 Der Einfluss limitierender Faktoren**

Nichtmonetäre Kosten-Nutzen-Rechnungen sind keine Erscheinungen der Neuzeit, sondern vielmehr Folge eines wahrgenommenen und/oder tatsächlich vorhandenen, das Wachstum der Anthroposphäre limitierenden Faktors. Als limitierender Faktor kann derjenige Produktionsfaktor der Wirtschaft bezeichnet werden, welcher bei einem Mangel zu einer Stagnation oder Schrumpfung der wirtschaftlichen Tätigkeit führt, ungeachtet des möglichen Überflusses der anderen Produktionsfaktoren. Als klassische Produktionsfaktoren gelten Kapital, Arbeit und Boden. Der Chemiker Justus von Liebig hat den Begriff des limitierenden Faktors im Zusammenhang mit Überlegungen zur Steigerung landwirtschaftlicher Erträge geprägt (Liebig 1878). Er bezeichnet denjenigen mineralischen Nährstoff einer Kulturpflanze als limitierenden Faktor, welcher bei Entzug oder Mangel zu Ertragsminderungen führt und damit alle andern Nährstoffe wirkungslos werden lässt.

Der wahrgenommene oder tatsächlich limitierende Produktionsfaktor ändert im Verlaufe der Zeit und variiert auch innerhalb der Bevölkerungsgruppen einer Epoche. So war im England des 17. Jahrhunderts für die einen die Verknappung der Waldbestände Moti-

vation, die Kohlenutzung zu fördern, während andere sich durch die Luftverschmutzung des Kohlebrandes in ihrer Lebensqualität eingeschränkt sahen.

Ende des 19. Jahrhunderts war es die aufgrund der Kenntnisse damaliger Vorräte vorhersehbare Verknappung des Energieangebots in Form von Kohle, welche erste Ansätze einer Prozesskettenanalyse entstehen liessen. Erst die intensive Wachstumsperiode in der zweiten Hälfte unseres Jahrhunderts machte uns die in den Hintergrund gerückten ökologisch limitierenden Faktoren wieder bewusst. Klimaerwärmung, Abwärme, Luftqualität sowie radioaktive Emissionen und Abfälle wurden im Zusammenhang mit exponentiell wachsendem Energiebedarf als limitierende Faktoren diskutiert, bevor die erste Erdölpreiskrise mit der relativen Verknappung des Hauptenergieträgers und damit der Energie an sich, zur erneuten Wahrnehmung einer ressourcenseitigen Begrenzung der wirtschaftlichen Entwicklung führte.

Durch die stetig sich verlängernden statischen Reichweiten fossiler Energieträger infolge neuer Funde einerseits und die erneute Verschlechterung der Luftqualität mit ihren negativen Folgen für Gesundheit, Gebäude und Natur andererseits, wurde in den achziger Jahren das Schwergewicht vor allem auf troposphärisch wirksame Luftschadstoffe gerichtet. Heute stehen jedoch wieder globale Probleme wie Klimaerwärmung oder die Wirkung persistenter organischer Schadstoffe (POP's) im Vordergrund.

## 1.3 Die heutige Ökobilanz

### 1.3.1 Struktur der Methode

Die Ökobilanz bzw. das Life Cycle Assessment (LCA) ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt<sup>2</sup> verbundenen Umweltauswirkungen. Die Ökobilanz beruht auf einem Lebenszyklus-Ansatz. Damit werden die Umweltauswirkungen eines Produktes von der Wiege bis zur Bahre („cradle to grave“), also von der Rohstoffentnahme bis zur Entsorgung des Produktes und der Produktionsabfälle erfasst und beurteilt.

Die Internationale Organisation für Normung ISO hat die Vorgehensweise innerhalb der Ökobilanz-Methode mit der Norm ISO 14040 (ISO 1997) in ihren Grundzügen und mit ISO 14041 (ISO 1998a) für die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie die Sachbilanz standardisiert. Die Normen zu den weiteren Phasen der Ökobilanz (ISO 2000a & b) wurden in der ersten Hälfte 2000 verabschiedet und veröffentlicht.

Eine Ökobilanz lässt sich gemäss ISO 14040 grob in vier Phasen unterteilen (siehe Abb. 1.3): (1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung.

---

<sup>2</sup> Der Begriff Produkt schliesst hier Dienstleistungen mit ein.

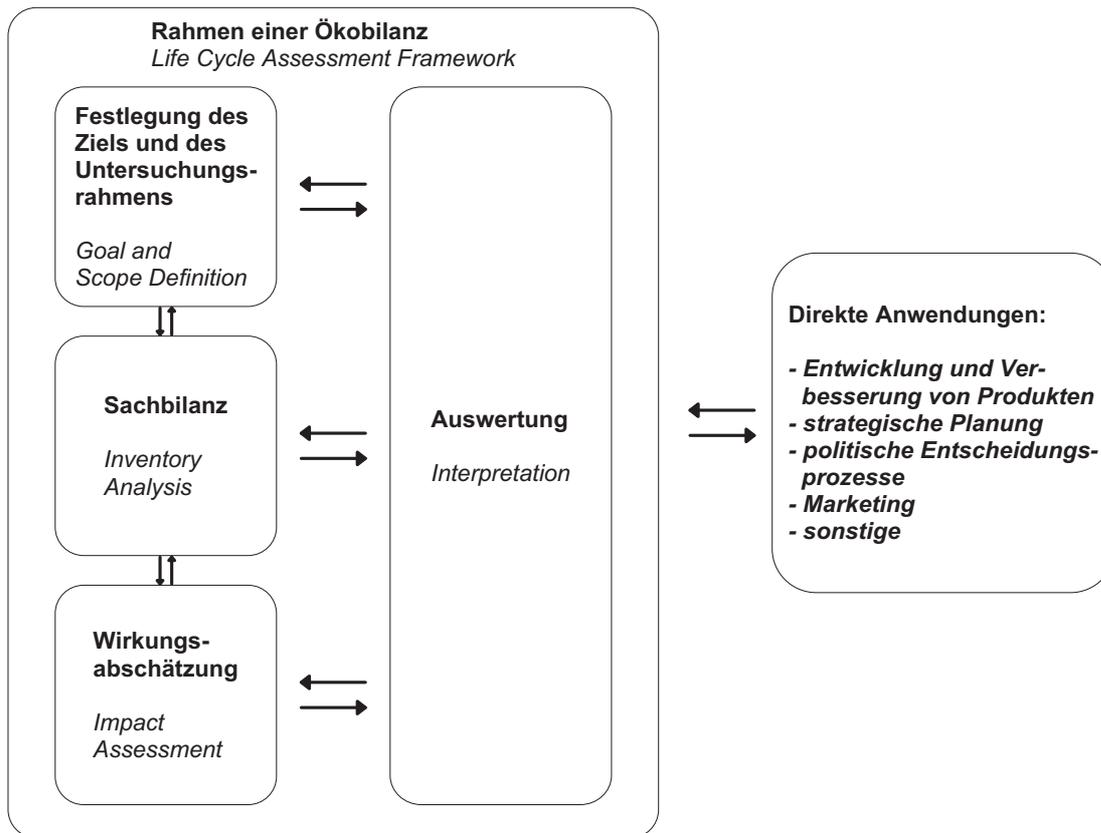


Abb. 1.3: Bestandteile einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA); Bezeichnungen in **deutsch** und *englisch*; gemäss (ISO 1997).

Die *Zieldefinition* (Phase 1) enthält die Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes, der sogenannten funktionellen Einheit. Zudem werden diejenigen Umweltaspekte definiert, die bei der Interpretation berücksichtigt werden sollen. Der *Untersuchungsrahmen* wird abgesteckt, indem die Modellierungsweise und die für ein Produkt massgebenden Prozesse bestimmt und beschrieben werden.

In der *Sachbilanz* (=Ökoinventar, Phase 2) werden die Umwelteinwirkungen<sup>3</sup> und der Bedarf an Halbfabrikaten, Hilfsstoffen und Energie der am Produktlebenszyklus (= Produktsystem) beteiligten Prozesse erfasst und zusammengestellt. Diese Daten werden in Bezug gesetzt zum Untersuchungsgegenstand, der funktionellen Einheit.

Ausgehend von der Sachbilanz wird die *Wirkungsabschätzung* (Phase 3) durchgeführt. In ISO 14040 ist die Wirkungsabschätzung als ein einziger Schritt dargestellt. Sie wird aber in folgende sieben Teilschritte unterteilt (ISO 2000a):

- Begründung und Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen: Hier werden jene Festlegungen spezifiziert, die in der Zieldefinition grob umrissen wurden.

*Beispiel:* Die Wirkungskategorie 'Treibhauseffekt' wird ausgewählt, da sie sowohl Schäden an der menschlichen Gesundheit wie auch Ökosystemschäden verursacht.

<sup>3</sup> Ressourcennutzung und Schadstoffemissionen.

Ausserdem wird festgelegt, dass die Modelle des IPCC<sup>4</sup> verwendet werden sollen und der Indikator "kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente" gewählt werden soll (und nicht z.B. Strahlungsveränderung oder Temperaturveränderung).

- Zuordnung der Sachbilanz-Ergebnisse zu Umweltwirkungen (Klassifizierung): Dieser Schritt umfasst die Gruppierung der Umwelteinwirkungen (Emissionen und Ressourcenverbräuche) nach den durch sie verursachten Umwelt(aus)wirkungen.

*Beispiel:* Da die Substanzen CO<sub>2</sub> und Methan treibhauswirksam sind, werden beide der Klasse Treibhauseffekt zugeordnet. Methan fördert zudem die Photooxidantenbildung und wird deshalb zusätzlich der Wirkungsklasse "Sommersmog" zugeordnet.

- Berechnung der Wirkungsindikator-Ergebnisse (Charakterisierung): Um verschiedene Substanzen mit gleicher Umweltwirkung vergleichen zu können, werden sie entsprechend ihrer Wirkung gewichtet. Dazu wird eine Referenzsubstanz bestimmt, bezüglich derer die Wirksamkeit der andern Schadstoffe ermittelt wird.

*Beispiel:* Die Umweltwirkung Treibhauseffekt wird auf der Basis der Treibhauspotenziale (*global warming potential, GWP*) quantifiziert. Referenzsubstanz ist CO<sub>2</sub>. GWP hat deshalb die Dimension [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent]. Methan hat gemäss (Albritton et al. 2001) eine 23-mal grössere Treibhauswirkung als CO<sub>2</sub>. 1'000t Methan beispielsweise, die entlang des Lebenswegs eines Produktes emittiert werden, haben somit ein Treibhauspotential von 23'000t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. 1g Halon H1301 hat seinerseits neben einem Treibhauspotential auch ein ozonschichtabbauendes Potenzial von 10g FCKW R11-Äquivalenten.

Diesen drei verbindlichen Schritten können folgende optionale Schritte folgen:

- Berechnung der Höhe der Wirkungsindikator-Ergebnisse im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwert(en) (Normierung): Die Wirkungsindikator-Ergebnisse werden normiert. Dazu werden die Umweltwirkungen des Untersuchungsgegenstandes in Bezug gesetzt zu den gesamten Umweltauswirkungen einer Region absolut oder pro Kopf der Bevölkerung (z.B. der Welt, Europas oder eines Landes). Mittels Normierung wird somit der Beitrag der produktspezifischen Umweltauswirkungen an den gesamten (länderspezifischen, europäischen oder globalen) Umweltwirkungen bestimmt. Das Resultat der Normierung sind standardisierte, dimensionslose Wirkungsindikator-Ergebnisse. Die Gesamtheit der Indikatorergebnisse wird Wirkungsabschätzungsprofil genannt (ISO 2000a).

*Beispiel:* Die Treibhausgasemissionen pro Kopf und Jahr in Westeuropa 1995 betragen 14'600 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente, die ozonschichtabbauenden Emissionen 91.1g FCKW R11-Äquivalente (Guinée et al. 2001). Die Emission von 23'000t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (1'000t Methan) entspricht somit einem normierten Wirkungsindikatorwert von 1.58, die 10g FCKW R11-Äquivalente einem normierten Wirkungsindikatorwert von 0.11. Die 1'000t Methan, die das untersuchte Produkt entlang seines Lebenswegs emittiert, entsprechen somit dem 1.58-Fachen der jährlichen Treibhausgas-Emissionen eines Westeuropäers/einer Westeuropäerin, das Gramm Halon einem Anteil von rund 11%.

- Ordnung: Die normierten Auswirkungswerte pro Wirkungskategorie können nun sortiert und möglicherweise klassiert werden.

---

<sup>4</sup> IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change.

*Beispiel:* Die verbal-argumentative Bewertung nach UBA (Schmitz et al. 1999) ordnet die Wirkungskategorien nach verschiedenen Kriterien.

- Gewichtung: Das Wirkungsabschätzungsprofil wird weiter zusammengefasst (bewertet). Gemäss ISO (1997) darf dies bei internen Studien und bei externen nicht-vergleichenden Studien gemacht werden. Bei extern kommunizierten Produktvergleichen soll hingegen keine Vollaggregation vorgenommen werden. Zudem sollen in allen Fällen die vor der Gewichtung vorhandenen Daten verfügbar bleiben.

*Beispiel:* Die normierten Auswirkungswerte der drei Schutzgüter "menschliche Gesundheit", "Ökosystem-Gesundheit" und "Ressourcen" gemäss Eco-indicator 99 (Goedkoop & Spriensma 2000, siehe auch Unterabschnitt 2.4.3.8) werden mit je einem Faktor gewichtet (d.h. multipliziert). Im Falle des Eco-indicator 99 wurden die Faktoren mithilfe einer Expertenbefragung ermittelt.

- Analyse der Datenqualität: Es wird untersucht, welchen Einfluss die identifizierten Unsicherheiten auf die Höhe der Wirkungsindikatorwerte pro Wirkungskategorie und damit auf die Aussagekraft der Ergebnisse haben.

In der *Auswertung* (Phase 4) werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz zusammengefasst (ISO 2000b). Es werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen formuliert.

### 1.3.2 Axiomatische Herleitung

Heutige Ökobilanzen greifen meist auf Methoden und Modelle zurück, den die folgenden Definitionen, Axiome und Theoreme zugrundeliegen (nach Heijungs 1998:180ff):

*Definition 1:* Die Ökobilanz ist eine Methode zur Bestimmung der Umweltbelastung, die mit einer Nutzeinheit eines Produktes über dessen gesamten Lebensweg verbunden ist.

*Axiom 1:* Werden weniger Nutzeinheiten desselben Produktes benötigt, so sollte dies ein umweltlich besseres Resultat ergeben.

Beispiel: Die Quantifizierung der Umweltbelastung der Bereitstellung von 10kWh Strom sollte ein umweltlich besseres Resultat ergeben im Vergleich zur Bereitstellung von 11kWh Strom.

*Axiom 2:* Werden zur Bereitstellung einer Nutzeinheit geringere Umweltbelastungen verursacht, so sollte dies ein umweltlich besseres Resultat ergeben.

Beispiel: Ist die Umweltbelastung von 1kWh Strom aus dem Kohlekraftwerk A tiefer als jene aus dem Kohlekraftwerk B, so sollte das Kohlekraftwerk A das umweltlich bessere Resultat aufweisen.

Die erste Definition und die ersten beiden Axiome dienen dazu, den Zweck der Methode zu umschreiben resp. die grundlegenden Eigenschaften der Methode darzulegen. Darauf aufbauend kann nun das erste Theorem formuliert werden:

*Theorem 1:* Die Ökobilanz ist eine quantitative Methode; es existiert eine mathematische Funktion, die einen gewissen Nutzen (ausgedrückt in Nutzeinheiten) mit einer (umweltlichen) Bewertung verbindet.

*Definition 2:* Die mathematische Funktion, die eine mit einem Produkt erbrachte Nutzeinheit mit einer quantitativen Bewertung verbindet, wird definiert als:

$$\mathbf{LCA}: \alpha_x \rightarrow \mathbf{LCA}(\alpha_x) \quad (1.1)$$

wo  $\alpha_x$  dem Erbringen einer genau umschriebenen Nutzeinheit  $\alpha$  des Produktes  $x$  und  $\mathbf{LCA}$  einer Vektorfunktion entspricht.

Aus dieser Definition kann das zweite Theorem abgeleitet werden:

*Theorem 2:* Die Funktion  $\mathbf{LCA}(\alpha_x)$  ist eine stete Funktion von  $\alpha_x$ , der erbrachten Nutzeinheit.

Damit sind aber die Eigenschaften der Funktion noch nicht abschliessend definiert. Dazu dient das dritte Axiom:

*Axiom 3:* Wenn  $\alpha_x$  und  $\alpha'_{x'}$  die Nutzeinheiten der beiden Produkte  $x$  und  $x'$  repräsentieren, so ist die Summe von  $\mathbf{LCA}(\alpha_x)$  und  $\mathbf{LCA}(\alpha'_{x'})$  gleich  $\mathbf{LCA}(\alpha_x + \alpha'_{x'})$ .

Aus diesem Axiom lässt sich das dritte Theorem ableiten:

*Theorem 3:*  $\mathbf{LCA}(\alpha_x)$  ist eine lineare Funktion der erbrachten Nutzeinheit:

$$\mathbf{LCA}(y \cdot \alpha_x) + \mathbf{LCA}(z \cdot \alpha'_{x'}) = y \cdot \mathbf{LCA}(\alpha_x) + z \cdot \mathbf{LCA}(\alpha'_{x'}) \quad (1.2)$$

mit  $y$  und  $z$  als reale Koeffizienten.

Die letzten drei Theoreme sind eine Folge der Tatsache, dass die Resultate einer Ökobilanz auf Berechnungen und Modellen (ausgedrückt in der Funktion  $\mathbf{LCA}$ ) basieren.

*Theorem 4:* Die Ökobilanz basiert auf der Modellierung der Umweltbelastung infolge von Stoff- und Energieflüssen des gesamten Lebenszyklus' und nicht auf *in situ* Messungen von Umweltbelastungen.

*Theorem 5:* Die Ökobilanz kann tatsächlich auftretende Umweltbelastungen nicht voraus-sagen

*Theorem 6:* Die Ökobilanz kann die Frage nicht beantworten, ob ein Grenzwert überschritten ist.

Aus dieser Herleitung von Eigenschaften aus (diskutierbaren und auch anders formulierbaren Axiomen und Definitionen) lassen sich die wesentlichen Eigenschaften der Ökobilanz folgendermassen zusammenfassen. Die Ökobilanz

- basiert auf quantitativen Modellen,
- macht Aussagen über potenzielle (und nicht tatsächlich beobachtete oder beobachtbare) Umweltbelastungen,
- kann das Überschreiten von Grenzwerten nicht kontrollieren.

Die Axiome und Definitionen können selbstverständlich auch anders formuliert werden, was einen Einfluss auf die daraus ableitbaren Theoreme hat und zu anderen Arten von Ökobilanzen oder sogar zu ganz anderen Umweltanalyseinstrumenten führen kann (Heijungs 1997).

Der Sinn dieser ausführlichen Begründung der in Kap. 2 dargelegten Ökobilanzmethode liegt in der Offenlegung von unvermeidbaren normativen Aspekten. So zeichnet sich eine Ökobilanz gemäss der hier verwendeten Definitionen dadurch aus, dass sie die Umwelt-

belastungen des gesamten Lebenszyklus', bezogen auf den Nutzen eines Produktes, betrachtet. Andere Umweltanalyseinstrumente wie etwa die Umweltverträglichkeitsprüfung (siehe 2. Teil dieser Vorlesung "Umweltverträglichkeitsprüfung") beschränken sich demgegenüber auf die direkten Umwelteinwirkungen eines Projektes. Beide Sichtweisen sind legitim und keine Sichtweise kann für sich in Anspruch nehmen, die richtige zu sein. Dementsprechend ist es auch nicht möglich, eine Sichtweise gegenüber einer andern zu verteidigen.

### 1.3.3 Ökobilanz-Anwendungen

Die Fragestellung, die mithilfe einer Ökobilanz beantwortet werden soll, kann deren Struktur und Inhalte sowie die Vorgehensweise wesentlich vorbestimmen. Typische Anwendungen der Ökobilanz sind:

- Produktentwicklung und -verbesserung, Eco-Design und Schwachstellenanalyse,
- Strategische Planung,
- Bestimmen der Richtlinien der Politik ("public policy making"),
- Marketing und Produktinformation für Konsumentinnen und Konsumenten im Sinne von Produktvergleichen.

Darüberhinaus kann die Ökobilanz

- beim Aufbau und Führen von Umweltmanagementsystemen,
- bei der Beurteilung der Umweltperformance, und
- beim Vergeben von Umweltzeichen (z.B. für das Qualitätszeichen "Naturemade Star" für umweltgerecht erzeugte Elektrizität aus erneuerbaren Quellen)

unterstützend eingesetzt werden. Den meisten dieser Anwendungen ist die Ausrichtung auf einen *bevorstehenden Entscheid* gemeinsam. So wird eine Schwachstellenanalyse eines Produktes in der Regel im Hinblick auf die Beseitigung der Schwachstellen erstellt. Auch in der strategischen Planung stehen meist mehrere Alternativen zur Disposition unter denen die "beste" Vorgehensweise auszuwählen ist. Innerhalb von Umweltmanagementsystemen können Ökobilanzinformationen für die Umweltberichterstattung oder als Evaluationsbasis von Optimierungsoptionen verwendet werden.

Dies deutet bereits an, dass es verschiedene Typen von Ökobilanzen geben muss. Dies soll im nächsten Abschnitt näher erläutert werden.

### 1.3.4 Verschiedene Ökobilanz-Typen

Eine erste wichtige Unterscheidung kann zwischen entscheidorientierten und beschreibenden Ökobilanzen gemacht werden. Bei beschreibenden Ökobilanzen stellt sich die Frage, welcher Anteil einer Umweltbelastung welchen Produkten oder Prozessen zugeordnet werden kann. Bei entscheidorientierten Ökobilanzen geht es darum, welche Zu- oder Abnahme einer Umweltbelastung durch welchen Entscheid (z.B. Produkt A anstelle von Produkt B zu konsumieren oder Prozess  $p$  zu optimieren) verursacht wird.

Im Falle der beschreibenden Ökobilanz sollen alle Umweltbelastungen auf alle Produkte resp. die damit verbundene Befriedigung aller Bedürfnisse überwältigt werden können. Bei

der entscheidungsorientierten Ökobilanz sollen demgegenüber der gesamten zusätzlichen und/ oder reduzierten Befriedigung aller Bedürfnisse alle zusätzlichen und/oder reduzierten Umweltbelastungen zugeordnet werden können. Dies führt zu unterschiedlichen Definitionen des Untersuchungsrahmens und zu einer unterschiedlichen Ausgestaltung der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungs-Modelle (Frischknecht 1997/1998, Heijungs 1997).

Bei entscheidungsorientierten Ökobilanzen stellt sich die Frage, wie das Verhalten der Umgebung des betrachteten Systems modelliert werden soll. Mit Bezug auf die beliebig wählbare und in der Regel gegenüber allen anderen Aktivitäten dieser Welt vernachlässigbar kleine Produktmenge begründen Heijungs et al. (1992b:35) den *ceteris paribus* Ansatz. Dieser besagt, dass der Rest der Welt durch einen zusätzlichen Bedarf eines Produktes unbeeinflusst bleibt und damit die Prozesse gemäss ihrer durchschnittlichen Funktionsweise bilanziert werden sollen. Frischknecht (1998:56ff.) argumentiert dagegen, dass bei entscheidungsorientierten Ökobilanzen die relevanten, durch einen Entscheid verursachten (mitunter sehr geringen und daher kaum identifizierbaren) Änderungen abzubilden seien und verfolgt damit den Ansatz *mutatis mutandis*.

Eine weitere Differenzierung lässt sich bezüglich der Information über Zeit und Ort vornehmen. In einer Ökobilanz wie sie oben hergeleitet worden ist, wird den Informationen über den Zeitpunkt und über den Ort der Freisetzung der vielfältigen Emissionen innerhalb des Lebenszyklus' eines Produktes in der Regel keine Beachtung geschenkt. Emissionen werden addiert unabhängig davon, ob sie in Ballungszentren oder auf Hoher See emittiert worden sind, ob sie kontinuierlich oder konzentriert oder über ein Hochkamin oder einen Auspuff erfolgen.

In letzter Zeit wurde und wird jedoch versucht, Ökobilanz-Methoden mit einer räumlichen Differenzierung zu entwickeln (z.B. Potting 2000). Dabei wird versucht, die Rezeptoren besser zu modellieren, die einem Schadstoff, der durch einen bestimmten Prozess innerhalb des Lebenszyklus' emittiert wird, tatsächlich ausgesetzt sind und dadurch Schaden nehmen können.

Bei Substanzen, deren negative Auswirkungen einen Schwellenwert aufweisen, können Informationen über die Hintergrundkonzentration dazu dienen, das Ausmass tatsächlicher Umweltschädigungen abzuschätzen. In diesem Zusammenhang haben White et al. (1995) die Unterscheidung zwischen 'less is better' und 'only above threshold' eingeführt. Das 'less is better'-Konzept beruht auf einer Art Vorsorgeprinzip und liegt der hier hergeleiteten Ökobilanzmethode zugrunde. Das 'only above threshold'-Prinzip konzentriert sich auf diejenigen Emissionen, die zu einer Überschreitung von Grenzwerten und damit zu (negativen) Effekten bei den betroffenen Rezeptoren führen.

## 1.4 Positionierung der Ökobilanz

### 1.4.1 Die Ökobilanz im Umfeld anderer Umweltanalyseinstrumente

Die Ökobilanz muss als eines von vielen Analyse- und Entscheidungsunterstützungsinstrumenten gesehen werden, mit denen (unter anderem) Umwelteffekte quantifiziert

werden können. Dies bedeutet, dass die Ökobilanz nicht für alle Fragestellungen und in allen Situationen das geeignete Instrument sein kann.

Abbildung 1.4 liefert eine Strukturierung der wichtigsten Umweltanalyseinstrumente. Es werden die beiden Kriterien Analyseobjekt (mikro-makro) und Nachhaltigkeitsdimension (Gesellschaft, Umwelt, Wirtschaft) benützt, um die Instrumente zu positionieren.

Positiv formuliert ist die *Ökobilanz* (Life Cycle Assessment) ein Instrument, das die Umweltdimension analysiert und auf der Mikroebene, d.h. bei der Analyse von Produkten, Dienstleistungen, Prozessen und teilweise von Firmen eingesetzt werden kann.

Sollen jedoch neben den Umweltbelastungen eines Gutes oder einer Firma auch relevante, lebenszyklusbezogene Auswirkungen auf die Gesellschaft und Wirtschaft untersucht werden, so muss zumindest der Ansatz der *Produktlinienanalyse* berücksichtigt werden, wie er vom Ökoinstitut eingeführt wurde (Ökoinstitut 1987).

Sucht eine Unternehmung nach einem Instrument, das vor allem die Umweltbelastungen am Produktionsstandort quantifiziert und dem Management zugänglich macht, so leisten die *Umweltmanagementsysteme*, das Ökocontrolling und das Ökoaudit wertvollere Dienste, da diese derzeit noch besser mit der ökonomischen Dimension verbunden sind.

Hätte sich z.B. die Kältebranche vor der Einführung der FCKW's als Sicherheitskältemittel gefragt, ob in diese Technologie aus ganzheitlicher Sicht investiert werden soll, so würde man heute hierzu eine *Technikfolgenabschätzung* (Technology Assessment) durchführen (siehe 3. Teil dieser Vorlesung "Technikfolgenabschätzung"). Es wäre allerdings verfehlt, anzunehmen, dass damals die Gefahr einer Ozonschichtzerstörung als wichtiges Thema genannt worden wäre.

Der verbreitete Einsatz von Stoffen wie beispielsweise Ammoniak oder explosionsfähige Kohlenwasserstoffe können auf der Ebene von Regionen mit dem Instrument der Stoffflussanalyse erfasst und mit Instrumenten der Chemikalienevaluation und der Risikoanalyse beurteilt werden. Insbesondere würden so auch Auswirkungen bei Unfällen und indirekte Auswirkungen in die Beurteilung einbezogen.

		Society	Environment	Economy
micro	Product/ Service	Product Declaration		
		Eco-Label		
		MIPS		
		Product Line Analysis		
		Life Cycle Assessment		
Plant	Integrated Waste Management			
	Social Impact Assessment	Waste Minimisation Analysis		
	Eco-Audit			
	Eco-Controlling			
	Cleaner Production			
	Integrated Substance Chain Management			
meso	Project	Substance Flow Analysis		
		Income Statement /Balance		
		Risk/Hazard Assessment		
		Environmental Impact Assessment		
Technology	Technology Assessment			
macro	Country	Environmental Indicators		
		Green Accounting		
		Integrated Assessment		
		Substance Flow Management		
		National Income Statement		

Abb. 1.4: Auswahl von Entscheidungsunterstützungsinstrumenten (Hofstetter 1998) (die vertikalen Säulen illustrieren welche Analyseebene mitabgedeckt werden, wobei gleiche Schattierungen die Zuordnung zu den Instrumenten erlaubt)

### 1.4.2 Der Einflussbereich von Ökobilanzen

Das Ausmass der Schädigung unserer Umwelt mit Schadstoffen und durch den Abbau von Ressourcen wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Autoren wie Basler (1971, p. 86), oder Daly (1991, p. 78) haben dies mit der nachstehenden Formel ausgedrückt:

$$\text{Umweltschäden} = \text{Bevölkerung} \cdot \frac{\text{Bedürfnis}}{\text{Person}} \cdot \frac{\text{Konsum}}{\text{Bedürfnis}} \cdot \frac{\text{Stofffluss}}{\text{Konsum}} \cdot \frac{\text{Umweltwirkung}}{\text{Stofffluss}} \cdot \frac{\text{Umweltschaden}}{\text{Umweltwirkung}} \quad (1.3)$$

(1)            (2)            (3)            (4)            (5)

Erstens spielt die Menge der persönlichen Bedürfnisse eine Rolle (1). Eine Person kann beispielsweise ein Buch oder zehn Bücher pro Monat lesen. Zweitens kann ein Bedürfniss mit mehr oder weniger Konsum befriedigt werden (2). So kann ich beispielsweise ein Buch ausleihen statt es zu kaufen. Drittens variiert der mit einem Konsum verbundene

Material- und Energiedurchsatz (3). Die Herstellung eines Buches kann mit Altpapieranteil, regionalen Rohstoffen und optimiertem Energieeinsatz hergestellt werden.

Viertens unterscheidet sich die durch Material- und Energiedurchsatz verursachte Umweltbelastung (4). Durch das Verwenden von Sauerstoff anstelle von Chlor im Bleichprozess des zur Buchherstellung verwendeten Papiers können Chloremissionen in die Atmosphäre vermieden werden. Fünftens unterscheiden sich die durch eine Umweltbelastung verlorenen oder beeinträchtigten Leistungen der Ökosysteme (5). Wird das versäuernd wirkende Chlor in einen gut mit Kalk gepufferten Mittellandsee ausgerechnet, ist der Umweltschaden weitaus geringer als wenn das Chlor atmosphärisch verfrachtet und in einen Bergsee mit kristallinem Untergrund (d.h. ohne genügend Pufferkapazität) eingetragen wird.

Insgesamt können mit dieser Formel die einzelnen Aspekte der durch die Bedürfnisse eines Menschen verursachten Umweltschäden sichtbar gemacht werden. Zusätzlich zu diesen fünf Faktoren spielt natürlich die Anzahl Menschen und damit die Weltbevölkerung ebenfalls eine wichtige Rolle.

Die Ökobilanzierung bietet Hilfe, die folgenden drei Bereiche zu optimieren, wobei die Optimierung jeweils über den (als eingehalten angenommenen) gesetzlichen Rahmen hinaus erfolgt:

- Maximieren der durch ein Produkt abdeckbaren Bedürfnisse, z.B. durch das Entwickeln langlebiger Produkte, die gemeinsam benutzt werden können (2).
- Minimieren der für ein Produkt erforderlichen Material- und Energieflüsse (3).
- Minimieren der mit Material- und Energieflüssen verbundenen Umweltbelastungen durch Emissionen und Abfälle, z.B. durch Anwenden von "Clean Technology" (4).

Der letzte Faktor (5) quantifiziert den Umweltschaden pro Emission. Er ist rein beschreibender Natur, weshalb hier im Rahmen der Ökobilanz keine Optimierungsmöglichkeit besteht. Zudem können derzeit regionale Unterschiede in Bezug auf Umweltschäden in Ökobilanzen nur begrenzt berücksichtigt werden (siehe Abschnitt 1.3.4).

Produkt-Ökobilanzen machen zudem keine Aussagen darüber, wieviele Bedürfnisse sich eine Person befriedigen kann/darf (Faktor (1)). Produkt-Ökobilanzen können somit keine Aussage über die umweltbezogene Zukunftsfähigkeit von Gesellschaften machen. Sie können aber helfen, die Umweltschäden pro Bedürfniseinheit (z.B. eine Stunde Lesen) zu reduzieren und minimieren<sup>5</sup>.

Die Produkt-Ökobilanz ist somit auf der mikroökonomischen Ebene anzusiedeln und zeigt eine komplementäre Eigenschaft zum heutigen Preissystem. Das heutige Preissystem einer freien Marktwirtschaft ermöglicht die optimale Allokation der klassischen Produktionsfaktoren Arbeit, Kapital und Boden während die Produkt-Ökobilanz dazu dient, die immer knapper werdenden Umwelleistungen unter den potenziellen Nutzern optimal aufzuteilen. Wären die mit der Beeinträchtigung der Umwelleistungen verbundenen Auswirkungen in das Preissystem integriert, wären separate Ökobilanzbetrachtungen hinfällig.

---

<sup>5</sup> Betrachten wir die natürliche Umwelt als Schiff und die Umweltbelastung als deren Ladung: Produkt-Ökobilanzen können das Sinken des Schiffes nicht verhindern. Sie dienen aber zur optimalen Beladung des Schiffes und damit dazu, das Sinken des Schiffes auf den spätestmöglichen Zeitpunkt hinauszuzögern.

### **1.4.3 Ökobilanzen liefern keine Entscheide, aber Entscheidungsgrundlagen**

Eine Ökobilanz liefert Informationen über Umweltaspekte eines Produktes oder Prozesses. In der Entscheidungsfindung über dieses Produkt oder diesen Prozess (soll in dieses Produkt, in diesen Prozess investiert werden?) werden aber neben umweltlichen vor allem wirtschaftliche und technische aber auch soziale Aspekte miteinbezogen.

Entsprechend können Ökobilanz-Ergebnisse die Entscheidungsfindung nicht ersetzen. Sie können aber entscheidunterstützend wirken. Um dabei eine optimale Wirkung zu erzielen, sollte der Inhalt einer Ökobilanz mit der Problemstellung und den Wertvorstellungen des Entscheiders bestmöglich übereinstimmen. Dies ist deshalb sehr wichtig, weil die Entscheider eine Vielzahl der in Ökobilanzen notwendigen Entscheide und Annahmen bezüglich Modellierung nicht selber treffen können (und wollen) und hochaggregierte Ergebnisse wünschen, die ihren Wertvorstellungen entsprechen.

## 2 Die Einzelnen Phasen der Methode

Lernziele:

- Kennenlernen der Vorgehensweise
- Fähigkeit, eine Ökobilanz zu planen und durchzuführen
- Fähigkeit, wichtige wie auch umstrittene Punkte der Methode zu erkennen
- Fähigkeit zu erkennen, wo und in welcher Form resultatbeeinflussende Werturteile einfließen

### 2.1 Einführung

In den letzten Jahren hat die Internationale Organisation für Normung (ISO) die Methode der Ökobilanz in den Grundzügen standardisiert. Die nachfolgenden Ausführungen nehmen auf die dort festgelegte Struktur Bezug. Da die Norm jedoch das Konsensfähige enthält und nicht unbedingt das wissenschaftlich Aktuellste werden in den einzelnen Abschnitten auch über die Norm hinausgehende Aspekte beschrieben, sei dies bei der Vorgehensweise beim Aufbau des Sachbilanzmodells oder bei Fragen der Wirkungsabschätzung.

### 2.2 Zieldefinition und Bilanzrahmen

#### 2.2.1 Einführung

Die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens beinhaltet eine Vielzahl von Entscheidungen, welche für die nachfolgenden Phasen Sachbilanz und Wirkungsabschätzung von zentraler Bedeutung sind und das Vorgehen im weiteren Verlauf einer Ökobilanzstudie z.T. weitgehend vorbestimmen.

Diese Phase entscheidet auch darüber, ob die Ergebnisse der Studie in einer Entscheidungssituation verwendet werden können und ob sie die Akzeptanz der Entscheider findet. Aus diesem Grund sind die in diesem Schritt zu fällenden Entscheidungen, welche zudem oft mit Werturteilen verbunden sind, sorgfältig zu diskutieren und zu begründen.

#### 2.2.2 Welches Umweltanalyseinstrument?

Wie in Abschnitt 1.4.1 dargelegt und zum Teil in dieser Vorlesung vorgestellt, ist die Ökobilanz nur eines von vielen Instrumenten zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit menschlicher Aktivitäten. Entsprechend steht die Frage an erster Stelle, ob die Ökobilanz bei einer gegebenen Problemstellung die geeignete Methode ist.

Werden wirtschaftliche und soziale Aspekte der Erbringung von Dienstleistungen oder der Produktherstellung anderweitig berücksichtigt und sollen neu die lebenszyklusbezogenen Umweltfolgen von Produkten oder Dienstleistungen, von Produktionsstandorten oder Prozessen zur Information oder für Entscheide aufbereitet werden, so kann die Ökobilanz ihre Stärken optimal ausspielen. In anderen Fällen kann es sein, dass ein anderes Instrument aus Abb. 1.4 besser geeignet ist.

### 2.2.3 Zieldefinition

Ist aufgrund der Problemstellung klar, dass die Ökobilanz zum Einsatz gelangt, muss als erstes die Zielsetzung definiert werden. Dabei müssen die folgenden offenen Punkte geklärt werden (die Punkte *a*) und *b*) können unter "Motivation" subsummiert werden). Sie dienen dazu, die Fragestellung zu formulieren:

- a) Gebrauch firmenintern oder öffentlich,
- b) Dokumentation oder entscheidunterstützende Information,
- c) Geographischer Geltungsbereich,
- d) Mitarbeit und Kooperationen,
- e) Finanzierung,
- f) Untersuchungsgegenstand.

*Ad a)* Die Art der benötigten Daten kann sich sehr stark unterscheiden. Eine Firma ist auf spezifische umweltrelevante Informationen möglicher Lieferanten angewiesen, um die lebenszyklusbezogene Umweltbelastung eines ihrer Produkte durch die Wahl des Lieferanten optimieren zu können. Bundesämter bestellen Ökobilanzen von Produkten eher im Hinblick auf daraus ableitbare verallgemeinerbare Folgerungen. In diesem Fall werden eher Durchschnittswerte, "Best practice"-Werte oder andere generische Informationen der beteiligten Industrien benötigt.

*Ad b)* Ökobilanzen können dazu verwendet werden, um die Umweltbelastungen der Nutzung eines Produktes oder einer Produktionsanlage zu dokumentieren. Im Umweltbericht eines Firmenstandortes eines Konzerns kann mit Ökobilanzdaten die Umweltperformance des vergangenen Jahres dokumentiert werden. Andererseits können Ökobilanzen bei Entscheidungen verschiedenster Art unterstützend wirken. Sie können eingesetzt werden zur umweltlichen Optimierung bestehender Fabrikationsanlagen, zur Evaluation von Investitionen in neue Anlagen oder in neue Standorte, zur Evaluation der Umweltwirksamkeit neuer Gesetze und Verordnungen, oder zur Abschätzung der Umweltauswirkungen der Einführung neuer Technologien oder der Entwicklung neuer Konzepte in grossem Massstab mit einem weiten Zeithorizont (Beispiel: Umweltgerechte Individualverkehrssysteme im Jahre 2020).

*Ad c)* Produkt- oder Dienstleistungs-Ökobilanzen können für eine bestimmte Region, ein bestimmtes Land, einen bestimmten Kontinenten oder mit einer globalen Perspektive erstellt werden. Je nachdem können auch die Marktverhältnisse des Produktes oder der Dienstleistung den geographischen Bereich begrenzen, für den die Aussagen der Ökobilanz gültig sind. So kann eine Ökobilanz den in der Schweiz abgesetzten Zement beinhalten oder eine Firma möchte die Ökobilanz eines in allen skitouristisch erschlossenen

Gebirgsregionen (des Alpenraums, weltweit) zu verkaufenden neuen Snowboardtyps erstellen.

*Ad d)* Zu Beginn sollte man sich die Frage stellen, ob die Ökobilanz im Alleingang durchgeführt werden kann und soll oder ob Kooperationen die Datenverfügbarkeit erhöhen können. Neben Firmenmitarbeitern spielen hier insbesondere die Vorlieferanten und andere Geschäftspartner einer betrachteten Firma eine wichtige Rolle. Deren Verhalten entscheidet, ob die benötigten Daten über die Vorgeschichte der in der Produktion eingesetzten Halbfabrikate, Betriebsstoffe und Betriebsmittel für die Studie überhaupt und innerhalb nützlicher Frist verfügbar sind.

*Ad e)* Eng verknüpft mit dem vorstehenden Punkt ist die Finanzierungsfrage. Erfolgt die Finanzierung durch mehrere Parteien (Firmen und/oder Behörden), werden in der Regel mehr Datenquellen erschlossen und die Umsetzung der Ergebnisse erfolgt auf einer breiteren Basis. Andererseits kann sich auch das Konfliktpotenzial erhöhen, wenn die Partner unterschiedliche Interessen verfolgen.

*Ad f)* Natürlich muss auch der Untersuchungsgegenstand genau definiert werden. Um alle Beteiligten auf das gleiche Ziel hin zu konditionieren und Enttäuschungen oder Überraschungen zu vermeiden, muss das Ziel der Studie sorgfältig und ausführlich umschrieben werden. Dies kann beispielsweise zu der folgenden Zielsetzung führen:

"Die Ökobilanz-Studie hat zum Ziel, die Umweltauswirkungen eines neuen Heizsystems für den Standort X der Firma Y zu quantifizieren. Die Ergebnisse dienen als Entscheidungsunterstützung bei der im nächsten Jahr anstehenden System- und Geräteevaluation. Sie sind nicht zur Veröffentlichung vorgesehen. Die Daten sind generisch für die Energieträgerbereitstellung und gerätespezifisch für die zur Diskussion stehenden Heizungsanlagen."

Weitere Hinweise im Zusammenhang mit der Definition des Untersuchungsgegenstandes gibt der folgende Abschnitt.

## **2.2.4 Bilanzrahmen**

### *2.2.4.1 Definition der funktionellen Einheit*

Die Definition der funktionellen Einheit ist ein Kernstück jeder Ökobilanz. Die funktionelle Einheit ist Bezugs- und - je nach Zielsetzung - auch Vergleichsgrösse. Auf sie werden alle Umweltbelastungen umgelegt. Die funktionelle Einheit kann auf der Ebene des Produktes oder der damit erbrachten Dienstleistung definiert werden. So können Emissionen und Aufwendungen für verschiedene Gebäudevarianten auf die Bauprojekte als Ganzes bezogen werden oder auf die damit erbrachte Dienstleistung Wohnen. Bei institutionellen Anlegern könnte man die Aufwendungen und Emissionen der Bauprojekte auch auf das investierte Kapital oder die erzielbare Rendite beziehen (siehe auch Buss et al. 1995).

Für Fragen des Umweltmanagements von Unternehmen kann der Betrieb eines Firmenstandortes während eines Jahres als Bezugsgrösse verwendet werden und bei Fragen des persönlichen Lebensstils z.B. ein Jahr Leben von Personen mit unterschiedlichen Konsummustern.

Wichtig ist, dass die Definition der funktionellen Einheit Aussagen zur erforderlichen Qualität des Produktes oder der Dienstleistung enthält. Sollen beispielsweise

verschiedene Heizsysteme auf der Basis einer gelieferten kWh Nutzenergie verglichen werden, müssen begleitend auch Temperaturniveau des Heizkreislaufs, der Bedarfsverlauf und die benötigte Maximalleistung angegeben werden.

Geht es um eine vergleichende Betrachtung können in gewissen Fällen auch "Nullvarianten" eine sinnvolle Alternative sein. So kann der Energiebedarf eines Gebäudes durch wärmetechnische Massnahmen soweit reduziert werden, dass kein Heizsystem mehr benötigt wird. In diesem Fall wird die Umweltbelastung durch die zusätzlichen Aufwendungen auf die damit eingesparte Energie bezogen und somit mit den anderen Alternativen vergleichbar.

Die Menge Produkte, auf die die Emissionen und Ressourcenverbräuche bezogen werden, kann grundsätzlich frei gewählt werden, da lineare Beziehungen angenommen werden (siehe Abschnitt 1.3.2). Es erleichtert jedoch das Verständnis, wenn eine Grösse gewählt wird, die den Erfahrungen des täglichen Lebens nahekommt (z.B. jährlicher durchschnittlicher Bedarf pro Kopf).

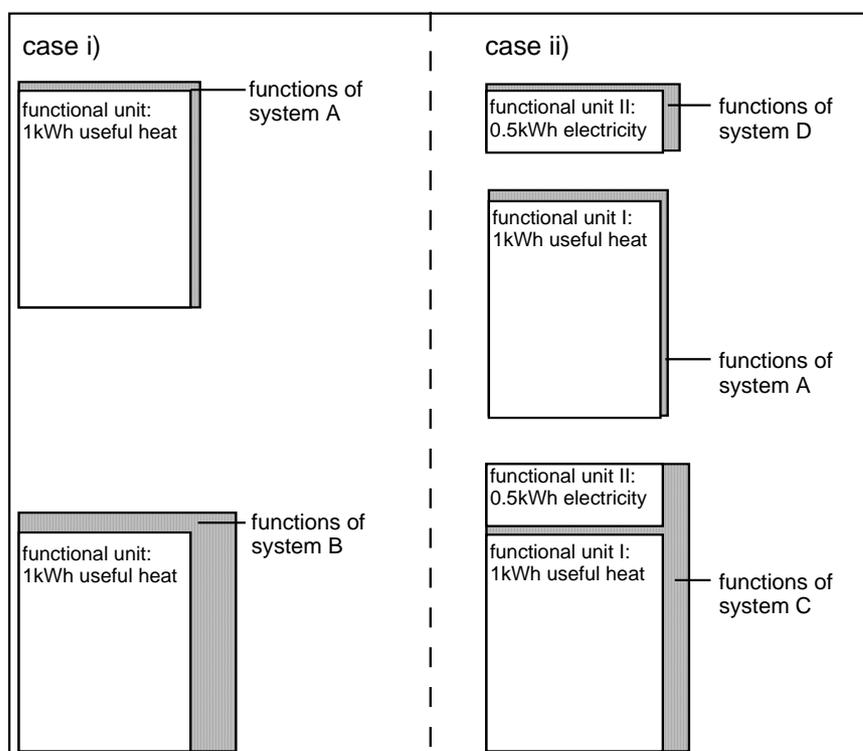


Abb. 2.1: Unterschied zwischen quantifizierbaren und nicht quantifizierbaren Funktionen von Produktalternativen (Frischknecht 1997:67).

System A: Gasheizung; System B: Ölheizung; System C: Wärmekraftkopplungsanlage; System D: Strombereitstellung z.B. mit dem Kraftwerkspark des Elektrizitätswerkes.

Fall i): nicht quantifizierbare zusätzliche Funktionen wie z.B. Lagerhaltung dank Heizöltank

Fall ii): quantifizierbare, zusätzliche Funktion Stromerzeugung

Die Funktionen der zu vergleichenden Alternativen sind nicht in jedem Fall exakt gleich (siehe Abb. 2.1). Würde eine absolute Vergleichbarkeit verlangt, bliebe oftmals überhaupt keine Alternative übrig. Die in einer Ökobilanz nicht quantitativ berücksichtigten Funktionen müssen aber auf alle Fälle dokumentiert und in der Resultatdiskussion berücksichtigt werden. Werden zusätzliche Funktionen durch Einbeziehen zusätzlicher

Produktsysteme quantifiziert (Fall ii) in Abb. 2.1), müssen diese ebenfalls dokumentiert und deren Wahl begründet werden.

Bei Konsumgütern wie beispielsweise Haushaltgeräten oder Babywindeln müssen auch

- Benutzerverhalten
- Entsorgungswege und
- die Entwicklung der Technologien (z.B. des Kraftwerksparks zur Betriebsstromerzeugung) im Laufe der mehrjährigen Betriebs- oder Nutzungszeit langlebiger Konsumgüter

festgelegt werden.

#### 2.2.4.2 *Auswahl der Alternativen*

Soll eine vergleichende Ökobilanz durchgeführt werden, muss eine sorgfältige Auswahl der Alternativen erfolgen. Da der Aufwand der Datenerfassung, Prozessbeschreibung und Resultatdiskussion mit jeder Alternative steigt, sollen wenige, dafür deutlich sich unterscheidende Produktsysteme gewählt werden.

Das Ausschliessen gewisser Alternativen steht in engem Zusammenhang mit der oben beschriebenen Definition der funktionellen Einheit. Die Auffassungen bezüglich der Gleichwertigkeit von Produktalternativen sind oftmals unterschiedlich und können zu Diskussionen führen. So wurden beispielsweise bei der Ökobilanzierung zur Vergabe des deutschen Umweltzeichens Roll-on Deodorants nicht als Alternative zu FCKW-freien Aerosol-Deodorants oder Farben auf Wasserbasis nicht als Alternative zu lösungsmittelhaltigen Farben zugelassen (Pedersen Weidema 1998:S.36).

#### 2.2.4.3 *Beschreibung und Aufbau der Produktsysteme*

Sind die zu bilanzierenden Alternativen bekannt, geht es darum, die dazugehörigen Produktsysteme zu beschreiben. Die Produktsysteme bestehen aus einer Vielzahl von Aktivitäten, die in einer Ökobilanz mittels Einzelprozessen abgebildet werden (siehe auch Abschnitt 2.3.2). Durch die globale Vernetzung unserer Wirtschaft umfassen reale Produktsysteme Prozesse, welche

- weit in der Vergangenheit (Bau von Staudämmen) resp. in ferner Zukunft (Sickerwässer aus Abfalldeponien) liegen,
- über den ganzen Globus verteilt sind, und
- eine sehr grosse Vielfalt an Technologien repräsentieren.<sup>6</sup>

In dieser Vielzahl und Vielfalt von Prozessen sind jedoch die Mehrheit für das betrachtete Produktsystem von stark untergeordneter Bedeutung und könn(t)en vernachlässigt werden. Zu diesem Zweck können verschiedene Entscheidungskriterien für das angemessene Ziehen der Systemgrenze beigezogen werden: Masse, Energie und/oder Um-

---

<sup>6</sup> Für die Bereitstellung von Nutzwärme beispielweise mittels elektrischer Wärmepumpe liegen die Herstellung und der Betrieb der Wärmepumpe, die Herstellung des Kältemittels und die Entsorgung des Aggregats sowohl geographisch als auch zeitlich weit auseinander. Für die Herstellungsprozesse der Materialien wie Kupfer, Stahl oder Kunststoffe, die für eine Wärmepumpe benötigt werden, sind nochmals andere geographische, zeitliche und technologische Vorgaben notwendig.

weltrelevanz. Das Entscheidungskriterium besagt, dass Inputs, welche mehr als einen festgelegten Anteil an Masse, Energie resp. Umweltbelastung des Gesamtinputs beisteuern, in das Produktsystem einbezogen werden sollen<sup>7</sup>.

Prozesse, welche sich aufgrund einer Sensitivitätsanalyse als relevant erweisen, bedürfen einer erhöhten Aufmerksamkeit. Hier ist es besonders wichtig, dass für den Anwendungszweck repräsentative Daten erfasst worden sind resp. erfasst und verwendet werden können.

Aufgrund der Komplexität der zu modellierenden technischen Systeme lohnt es sich, das System auch mit einem Systemflussbild zu beschreiben. Dazu wird das zu analysierende Produktsystem in einzelne Prozesseinheiten (sogenannte Module) aufgeteilt. Die Aufteilung in Module erfolgt idealerweise gemäss dem Detaillierungsgrad der zur Verfügung stehenden Informationen über Energie- und Rohstoffbedarf sowie Emissionen. Der Detaillierungsgrad richtet sich aber auch nach den Anforderungen, die an die Resultatdiskussion gestellt werden (was sollte aus den Berechnungen und Auswertungen ersichtlich sein?). Bei Mehrprodukt- oder Koppelprozessen kann es sinnvoll sein, im Modell für jedes Koppelprodukt ein separates Modul zu verwenden, für welches mithilfe eines Zuteilungsschlüssels (siehe Allokation in den Abschnitten 2.3.5 bis 2.3.7) die zusammen erfassten Inputs und Outputs den einzelnen Koppelprodukten zugeordnet werden.

#### 2.2.4.4 *Geographischer Geltungsbereich*

Dadurch, dass Ökobilanzen gesamte Wertschöpfungsketten von der Gewinnung der Ressourcen bis zur Entsorgung von Abfällen und allfälliger Nachsorgeaktivitäten betrachtet, sind meist wirtschaftliche Aktivitäten aller Kontinente zu berücksichtigen. Die Umwelteinwirkungen von Produktionsanlagen sind aber stark abhängig vom Standort. Die Gesetzgebung im Energie- und Umweltbereich variiert von Land zu Land, was sich auch in den Emissionen, den Entsorgungskonzepten und der Energiebereitstellung niederschlägt. Je nach Informationslage und Untersuchungsgegenstand kommen unterschiedliche geographische Abgrenzungen in Frage:

- die spezifischen Standorte der Firmen, die an der Herstellung des zu untersuchenden Produktes beteiligt sind.
- geographische Regionen (von Gemeinden über Länder bis zu Kontinenten und der Weltwirtschaft insgesamt), wenn die spezifischen Lieferanten des zu untersuchenden Produktes nicht bekannt sind oder Durchschnittswerte interessieren.
- mögliche spezifische Standorte, wenn eine Firma einen auch unter Berücksichtigung von Umweltaspekten optimalen Standort evaluiert.

#### 2.2.4.5 *Zeitlicher Geltungsbereich*

Auch beim zeitlichen Geltungsbereich muss wie beim geographischen zwischen dem einen, meist klar eingrenzbaeren Geltungsbereich für das zu untersuchende Produkt und dem weitreichenden Geltungsbereich des dazugehörenden Produktsystems unterschieden werden.

---

<sup>7</sup> Der in diesem Zusammenhang wichtige Umgang mit fehlender Information wird in Absatz 2.3.4 angesprochen.

Zwischen der Errichtung eines Staudamms für den Betriebsstrom einer Bahnlinie zum Transport von Eisenerz zur Herstellung einer Blechbüchse bis zum Auftreten der Sickerwässer der deponierten Schlacke, die bei der Verbrennung der Büchse in einer Kehrichtverbrennungsanlage entsteht, liegen in der Regel mehrere Jahrzehnte. Beim Untersuchungsgegenstand selbst, kann die zeitliche Gültigkeit meist genau definiert werden. So können Ökobilanzen zur Evaluation von Produkten erstellt werden, die im Jahre 2000 auf dem Markt angeboten werden können. Zusätzlich muss deren Gebrauchsdauer definiert werden.

Prozesse, die in ferner Zukunft stattfinden, sind speziell zu erwähnen, da über sie oftmals nur unsichere Informationen in Form von Abschätzungen und Prognosen verfügbar sind. Bei sehr langem Prognosehorizont sollten auch technische und strukturelle Entwicklungen der betroffenen und beteiligten Märkte berücksichtigt werden. Es sollten Szenarien entwickelt werden, die mit den Werthaltungen der Auftraggeber vereinbar sind.

#### 2.2.4.6 *Technologischer Geltungsbereich*

Der Geltungsbereich einer Ökobilanz kann auch bezüglich der zu berücksichtigenden Technologie bestimmt werden. Für die Charakterisierung der Produktsysteme können die folgenden Sichtweisen unterschieden werden:

- Durchschnittliche Technologie: Die meisten Ökobilanzen beruhen auf Standard-Datensätzen, die eine durchschnittliche Situation abbilden. Die dazugehörigen Daten sind in der Regel aus Statistika und Handbüchern relativ einfach zugänglich. Die Daten sind aber auch, gerade wenn es sich um internationale Statistika handelt, bei Erscheinen bereits zwei bis fünf Jahre alt. Diese Sichtweise eignet sich für beschreibende Ökobilanzen, wie sie für die Umweltberichterstattung von Unternehmen gebräuchlich sind.
- Grenztechnologie: Dabei handelt es sich um diejenige Technologie, die bei einem Mehr- resp. Minderbedarf in resp. ausser Betrieb genommen wird. Aus ökonomischen, geographischen, sozialen oder politischen Gründen muss dies nicht zwingend die bezüglich Umwelteffizienz beste resp. schlechteste Technologie sein. Das Verwenden von Grenztechnologiedaten eignet sich für entscheidungsorientierte Ökobilanzen (Produktvergleiche, Prozessoptimierungen, strategische Planung).

Bei der Evaluation von Investitionen in Produktionskapazitäten können auch Daten zu "Durchschnittlicher moderner Technologie", "Best available technologies (BAT)" oder "Bester Prototyp" verwendet werden. Zusätzlich kann auch das Weiterbetreiben einer existierenden Anlage eine der Alternativen darstellen<sup>8</sup>.

#### 2.2.4.7 *Definition des Schutzgutes "Umwelt"*

Mit der Auswahl der Wirkungskategorien und der Methode der Wirkungsabschätzung wird die zu schützende Umwelt definiert. Hier wird festgelegt, welche Umweltprobleme für den Untersuchungsgegenstand als relevant erachtet werden und wie diese Umweltprobleme abgebildet werden sollen<sup>9</sup>. Dieser zentrale wertende Schritt erfolgt idealerweise resp. zwingend (z.B. bei den Verfahrensregeln des deutschen Umweltbundesamtes) unter

<sup>8</sup> Dies ist bei Fragen des vorzeitigen Ersatzes alter Produktionsanlagen, Bauteile oder z.B. Haushaltgeräte der Fall.

<sup>9</sup> Eine Übersicht über Methoden der Wirkungsabschätzung wird in Unterkapitel 2.4 gegeben.

Beteiligung eines Projektbeirates, d.h. unter Beizug externer Fachleute. Damit wird gewährleistet, dass alle von den betroffenen Kreisen als relevant erachteten Umweltprobleme in der Ökobilanz berücksichtigt werden.

In der Regel werden im Rahmen einer Ökobilanz keine neuen Methoden der Wirkungsabschätzung erarbeitet. Allenfalls werden projektspezifische Ergänzungen vorgenommen. Ansonsten werden bestehende, etablierte Bewertungsmethoden verwendet.

#### 2.2.4.8 *Anforderungen an die Datenqualität*

Mit der Qualität der Daten steht und fällt die Aussagekraft von Ökobilanz-Ergebnissen. Deshalb müssen Anforderungen an die Qualität der zu erhebenden Daten gestellt werden hinsichtlich ihres zeitbezogenen, ihres geographischen und ihres technologischen Geltungsbereichs. Diese drei Parameter können jedoch in der Regel nicht für das gesamte Produktsystem definiert werden, sondern müssen im Extremfall für jeden einzelnen Prozess festgelegt werden. Zusätzlich zu diesen Qualitätsanforderungen sind auch Anforderungen an

- Genauigkeit (Wie gross ist der Schwankungsbereich der einzelnen Datenpunkte?),
- Vollständigkeit (Welcher Anteil des interessierenden Prozesses wird durch die Daten abgedeckt?),
- Repräsentativität (Wie gut spiegeln die Daten den interessierenden Prozess wieder?),
- Konsistenz (Wie einheitlich wird die Methode angewendet?), und
- Nachvollziehbarkeit (In welchem Umfang können die Resultate nachvollzogen werden?)

der Daten zu berücksichtigen.

In den letzten Jahren wurden grosse Fortschritte in der Quantifizierung der Unsicherheit von Sach- und Wirkungsbilanz-Daten gemacht. Mehrere Vorschläge zur quantitativen und qualitativen Beschreibung der Datenqualität wurden publiziert (z.B. Maurice et al. (2000), für eine Übersicht siehe Huijbregts (1998a&b)). Während die Genauigkeit durch die Angabe von Mittelwert und Standardabweichung oder Maximal- und Minimalwerten einzelner Prozessdaten quantifiziert und mithilfe von z.B. Monte Carlo Simulation auch auf ganze Produktsysteme hochgerechnet werden kann, werden die anderen Aspekte mit Vorteil beschreibend (qualitativ) oder mittels Sensitivitätsanalysen behandelt.

#### 2.2.4.9 *Vorgehen bei der Datenerfassung*

Die Erfassung der Daten zu Stoff- und Energieströmen im Rahmen einer Ökobilanz ist aufwändig. Es empfiehlt sich daher, diese Phase sorgfältig zu planen. Das Vorgehen soll alle bisher erwähnten Aspekte berücksichtigen. Welche Art von Daten werden benötigt (firmenspezifische, durchschnittliche)? Für welchen geographischen, zeitlichen und technologischen Geltungsbereich werden Daten benötigt? Können gewisse Teile des Produktsystems weggelassen werden? Welche Umweltwirkungen müssen berücksichtigt werden und welche Schadstoffe und Ressourcen spielen deshalb eine wichtige Rolle in der Wirkungsabschätzung?

Bei der Vielzahl von zu berücksichtigenden Prozessen, Halbfabrikaten und Dienstleistungen einerseits und den begrenzten zur Verfügung stehenden zeitlichen, finanziellen und personellen Ressourcen andererseits sind Einschränkungen und

Annahmen unvermeidbar. Informationen über Schadstoff-Emissionen können beispielsweise aus Gründen der Vertraulichkeit nicht verfügbar sein oder die Informationen sind mit vertretbarem Aufwand nicht auffindbar oder nicht validierbar. Derartige Datenlücken haben die unangenehme Eigenschaft, dass sie in Sensitivitätsbetrachtungen nicht als relevant erkannt werden können.

Aus diesem Grunde wird das Verwenden von Schätzwerten empfohlen, welche eher grosszügig gerechnet sind. Wird ein so geschätzter Teilprozess relevant, so muss die Analyse verfeinert und vertieft werden. Ansonsten kann die Grobschätzung belassen werden, da sie das Endergebnis offensichtlich nicht stark beeinflusst. Weitere Ausführungen zum Thema Datenerfassung werden im Unterkapitel 2.3 gemacht.

Bei der Projektierung einer Ökobilanz ist festzuhalten, ob aktuelle, fallspezifische Daten vor Ort erhoben werden sollen oder ob die Ökobilanz vorrangig auf Literaturwerten basieren soll. Kommen aufgrund beschränkter Ressourcen nur Literaturwerte in Betracht, ist zudem zu spezifizieren, ob die Daten primär öffentlich zugänglichen Ökobilanz-Publikationen und -Datenbanken oder fallspezifischer Fachliteratur zu entnehmen sind.

#### 2.2.4.10 *Art und Verfahren der kritischen Prüfung*

Die Durchführung einer kritischen Prüfung ist nach ISO (1997) nur dann zwingend, wenn die Anwendung von Ergebnissen einer Ökobilanz für extern kommunizierte, vergleichende Aussagen verwendet werden. Ansonsten kann eine kritische Prüfung zum besseren Verständnis beitragen und die Glaubwürdigkeit von Ökobilanz-Studien erhöhen.

Wird eine kritische Prüfung in Betracht gezogen oder ist sie notwendig, sollten resp. müssen die dazu erforderlichen unabhängigen Sachverständigen frühzeitig, d.h. bereits bei der Zieldefinition und der Festlegung des Untersuchungsrahmens in das Projekt einbezogen werden. Das frühzeitige Einbeziehen der unabhängigen Sachverständigen erhöht den Nutzen einer kritischen Prüfung, indem die beschränkt verfügbaren finanziellen und zeitlichen Ressourcen effizienter genutzt werden können. Gemäss den UBA-Verfahrensregeln<sup>10</sup> ist zudem ein Projektbeirat einzurichten, der die durch die Ökobilanzstudie betroffenen Kreise vertritt. Dieser Projektbeirat ist beteiligt an der Festlegung der einzubeziehenden Umweltaspekte, der zugrundeliegenden Szenarien, der Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung und bei der Auswahl der Wirkungskategorien. Damit gehen die UBA-Verfahrensregeln weiter als die ISO-Normen, die lediglich eine *ex-post* Beurteilung vorsehen (ISO 1997:Kap. 7).

Heutige Datenverarbeitungssysteme erlauben das Modellieren von Systemen mit über 5'000 Prozessen und über 500 Umwelteinwirkungen, was einerseits die Fehleranfälligkeit erhöht und andererseits die Interpretation der Ergebnisse erschwert. Deshalb empfehlen wir, in jedem Falle eine kritische Prüfung durchzuführen. Kritische Prüfungen von nicht vergleichenden oder vergleichenden internen Ökobilanzen können sowohl intern als auch extern durchgeführt werden.

#### 2.2.4.11 *Art und Verfahren der Berichterstattung*

Die Berichterstattung muss hohen Anforderungen genügen und an die angesprochenen Zielgruppen angepasst erfolgen. Oberste Gebote sind dabei Transparenz und Ausführlich-

---

<sup>10</sup> UBA: Umweltbundesamt (in Deutschland).

keit. Werden Ergebnisse Dritten mitgeteilt, d.h. interessierten Kreisen neben dem Auftraggeber oder Ersteller der Studie, so ist ein separater Bericht für Dritte zu erstellen, in welchem die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, die Sachbilanz mit den angewendeten Datensammlungs- und Berechnungsverfahren, die Wirkungsabschätzung, die Auswertung mit Angabe der Annahmen und Einschränkungen und die Ergebnisse der kritischen Prüfung dargelegt werden (ISO 1997:Kap. 6). Bei vergleichenden Ökobilanzen werden zudem weitergehende Anforderungen an die Analyse der Datenqualität und die Beschreibung der Äquivalenz der verglichenen Systeme gestellt.

## 2.3 Sachbilanz

### 2.3.1 Vom betrieblichen Rechnungswesen zur Sachbilanz

In der Sachbilanz werden ein Modell für das zu bilanzierende Produktsystem entworfen. Das Produktsystem besteht dabei aus einer Vielzahl von Einheitsprozessen, die es zur Herstellung des interessierenden Produktes braucht und die miteinander in Beziehung stehen. Für jeden dieser Einheitsprozesse werden die Energie- und Stoffflüsse erfasst. Diese umfassen

- a) die Beziehungen eines Prozesses mit andern Prozessen und
- b) die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt.

*Ad a)* In einer arbeitsteiligen Wirtschaft ist jede wirtschaftliche Aktivität zur Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produktes auf Vorleistungen anderer Akteure angewiesen. So benötigt die Herstellung einer Brennstoffzelle u.a. keramische Werkstoffe, die von einem darauf spezialisierten Hersteller geliefert werden, die Nutzung der Brennstoffzelle ist auf die Lieferung eines geeigneten Energieträgers (z.B. Wasserstoff oder Erdgas) angewiesen *et cetera*.

*Ad b)* Die einzelnen Prozesse tauschen mit der sie umgebenden natürlichen Umwelt Energie- und Stoffflüsse aus. Die keramischen Werkstoffe der Brennstoffzelle werden aus mineralischen Rohstoffen hergestellt, die von geeigneten natürlichen Rohstofflagern gewonnen werden müssen. Ebenso wird das Erdgas aus natürlichen Lagerstätten gefördert. Im Betrieb der Brennstoffzelle sind Schadstoffemissionen (z.B. CO<sub>2</sub>) zu gewärtigen, die an die Umwelt abgegeben werden.

Da die Ökobilanz als eine das heutige Preissystem ergänzende Methode aufgefasst wird (siehe Abschnitt 1.2.1), dienen die bestehenden ökonomischen Beziehungen (Rechnungen, Verträge) zur *Identifikation* der an der Herstellung eines Produktes beteiligten Firmen und nicht primär die (physikalischen) Energie- und Stoffflüsse. Die Richtung der Geldströme (Ausgaben resp. Einnahmen) bestimmen zudem, ob eine Vorleistung (ein Halbprodukt oder eine Dienstleistung) benötigt wird oder ein Produkt oder eine Dienstleistung als Resultat eines Produktionsprozesses angeboten wird. Sind die beteiligten Firmen und Prozesse identifiziert, werden dann die dazugehörigen Energie- und Stoffflüsse quantifiziert.

Die Identifikation nach ökonomischen Gesichtspunkten hat insbesondere Konsequenzen bei der Modellierung der Stromerzeugung und der Entsorgung. Einem Strombedarf

werden nicht diejenigen Kraftwerke zugeordnet, die aufgrund der *physikalischen* Flüsse den bezogenen Strom liefern, sondern diejenigen, die aufgrund der *vertraglichen* Abmachungen den nachgefragten Strom erzeugen. Das Entsorgen von Betriebsabfällen wird als Einkauf und damit Zufluss einer Entsorgungsdienstleistung erfasst. Diese Dienstleistung kann aber durchaus mit der Menge zu entsorgenden Abfalls quantifiziert werden.

Entsprechend können alle Beziehungen eines Prozesses mit andern anthropogenen Prozessen gemäss der im betrieblichen Rechnungswesen üblichen Struktur eingeteilt werden (siehe Abb. 2.2). Die übergeordnete Einteilung betrifft die Richtung der Geldströme, d.h.

- Einnahmen und
- Ausgaben.

Die Ausgaben können weiter unterteilt werden in Ausgaben für

- Personal,
- Halbfabrikate,
- Dienstleistungen Dritter,
- Abschreibungen der Anlagen,
- Steuern,
- Zinsen für Kredite,
- Dividenden.

Die Ökobilanz quantifiziert dabei lediglich die mit Halbfabrikaten, Dienstleistungen Dritter und Abschreibungen verbundenen Aktivitäten.

Die Einnahmen können in Einkünfte aus dem Verkauf von Produkten und Dienstleistungen (inkl. Koppel- und Nebenprodukten, siehe Unterkapitel 2.3.5), aus gewährten Krediten und in staatliche Unterstützung durch Subventionen unterschieden werden. Bei den Einkünften werden in Ökobilanzen in der Regel lediglich der Verkauf von Produkten und Dienstleistungen berücksichtigt.

Diese systematische Repräsentation eines Prozesses erlaubt ein umfassendes Bild seiner ökonomischen In- und Outputs. Es bildet die Grundlage für den Aufbau des ökonomischen Teils von Sachbilanz-Systemmodellen, des sogenannten Produktsystems.

Die Bilanzierung der Wechselwirkungen von Prozessen mit der Natur (der Umwelteinwirkungen) ist diesbezüglich einfacher, wenn man davon absieht, dass gewisse Prozesse Stoffe benötigen, die gleichzeitig auch als Schadstoff gelten. Dies kann dann wie im Falle der Bindung von CO<sub>2</sub> beim Wachstum von Biomasse als negative Emission verbucht werden.

Im umweltlichen Teil des Modells werden einerseits die Nutzung biotischer und abiotischer Ressourcen (teilweise auch Flächeninanspruchnahme) und andererseits die Freisetzung von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden quantifiziert.

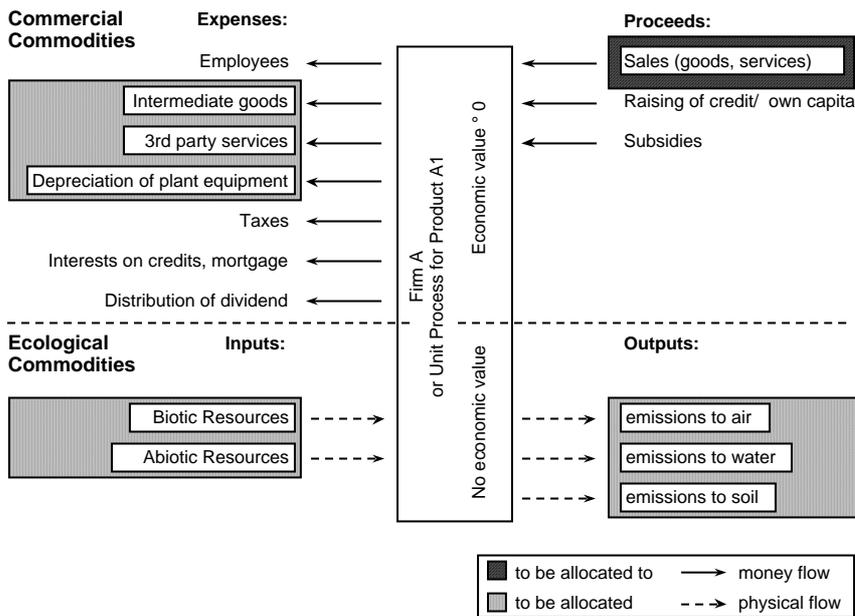


Abb. 2.2: Flüsse ökonomischer Güter ('commercial commodities'), sowie umweltlicher Güter, d.h. Ressourcenverbrauch und Emissionen ('ecological commodities', Deutsch auch Elementarflüsse oder Umwelteinwirkungen genannt;), eines Ökobilanz-Einheitsprozesses (z.B. ganze Firma, alle für ein Produkt notwendigen Produktionsprozesse einer Fabrik, oder einzelner Teilprozessschritt). Die grau hinterlegten Elemente werden in heutigen Ökobilanzen in der Regel berücksichtigt.

Ein Einheitsprozess kann nun in Analogie zu Georgescu-Roegen (1971) in Abhängigkeit der Bezugsgrösse (funktionale Einheit) wie folgt analytisch beschrieben werden. Die Aufwendungen, die Emissionen und der Ressourcenbedarf sind abhängig von der Menge abgesetzter Produkte  $P_{FU}$  (der funktionellen Einheit, functional unit, FU).

$$0 = F \left[ P(P_{FU}), S(P_{FU}); R(P_{FU}), E(P_{FU}) \right] \tag{2.1}$$

Wir können die folgenden Kategorien unterscheiden:

- a) ökonomische Güter: Einkünfte (P), Ausgaben (S);
- b) umweltliche Güter (Elementarflüsse gemäss ISO 1997, oder auch Umwelteinwirkungen): natürliche Ressourcen (R), Emissionen (E).

*Ad a)* Ökonomische Güter umfassen alle physikalischen und symbolischen Objekte mit einem monetären Wert, die von oder zu einem Prozess fließen. Alle physikalischen und symbolischen Objekte können sowohl auf Seiten der Einkünfte wie der Ausgaben auftreten. Eine kWh Strom, die von einer Firma nachgefragt wird, wird im selben Moment in einem Kraftwerk erzeugt und durch ein oder mehrere Energieversorgungsunternehmen zur Firma transportiert. Entsprechend verbindet der Geldfluss die Firma mit dem Elektrizitätswerk und dieses mit dem betroffenen Kraftwerk. Die Firma zahlt für die Entsorgung seiner Betriebsabfälle, was das Entsorgungsunternehmen und die Firma miteinander verbindet. Für eine Verarbeitung der Informationen in Ökobilanzdatenbanken wird eine Vorzeichenkonvention benötigt. In den meisten Ökobilanzpublikationen werden Inputs mit einem negativen, Outputs mit einem positiven Vorzeichen notiert.

*Ad b)* Der Fluss umweltlicher Güter wird in ISO (1997) als Elementarfluss, in Schaltegger & Kubat (1994) als Umwelteinwirkung bezeichnet. Umweltliche Güter umfassen

outputseitig Luft- und Wasserschadstoffe wie  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ , PAH, Phenole, Radioaktive Isotope, *et cetera*, und Schadstoffe, die direkt auf oder in den Boden eingeleitet werden (wie beispielsweise Öl aus Lecks von Überlandpipelines). Inputseitig können Ressourcen ohne Erneuerung ("stocks", wie Eisen, Nickel, Rohöl, Steinkohle oder Uran), erneuerungsfähige Ressourcen ("funds", wie Holz oder Kulturpflanzen) und kontinuierlich "fließende" Ressourcen ("flows", wie beispielsweise Wind, Wasser und Sonnenlicht) unterschieden werden. Die Landnutzung bedarf einer speziellen Betrachtung (siehe z.B. Köllner 2001).

Die Produktionsfunktion kann entsprechend vereinfacht werden und als Vektoren geschrieben werden:

$$0 = F[\mathbf{a}(a_{FU}), \mathbf{b}(a_{FU})] \quad (2.2)$$

mit  $\mathbf{a}$  and  $\mathbf{b}$  als Vektoren der Flüsse ökonomischer resp. umweltlicher Güter und  $a_{FU}$  als Skalierungsfaktor (Menge der funktionellen Einheit, für die die kumulierten Flüsse umweltlicher Güter berechnet werden sollen).

### 2.3.2 Mathematische Repräsentation von Einheitsprozessen

Wie wir in Abschnitt 1.3.2 gesehen haben, basiert die hier eingeführte Ökobilanzmethode auf linearen Beziehungen. Die Flüsse ökonomischer und umweltlicher Güter sind proportional zur Bezugsgröße. Bei einer Verdoppelung der nachgefragten Menge verdoppeln sich somit auch die Flüsse ökonomischer und umweltlicher Güter.

Die Produktionsfunktion der Gleichung (2.2) lässt sich also wie folgt umschreiben:

$$\mathbf{a}(a_{FU}) = \tilde{\mathbf{a}} \frac{a_{FU}}{\tilde{a}_{FU}}; \quad \mathbf{b}(a_{FU}) = \tilde{\mathbf{b}} \frac{a_{FU}}{\tilde{a}_{FU}} \quad (2.3)$$

Die Vektoren  $\tilde{\mathbf{a}}$  und  $\tilde{\mathbf{b}}$  enthalten die technischen Koeffizienten (die Mengen ökonomischer und umweltlicher Güter, die benötigt resp. emittiert werden) bezogen auf die Produktion einer Grundeinheit der Bezugsgröße ( $\tilde{a}_{FU}$ ). Die Menge der nachgefragten Leistung ( $a_{FU}$ ) dient zur Skalierung der Ergebnisse. Da sowohl die Flüsse ökonomischer wie auch umweltlicher Güter dieselben linearen Abhängigkeiten aufweisen, können sie im Prozessvektor  $\mathbf{p}$  zusammengefasst werden.

$$\mathbf{p}(a_{FU}) = \begin{pmatrix} \mathbf{a}(a_{FU}) \\ \mathbf{b}(a_{FU}) \end{pmatrix} = \tilde{\mathbf{p}} \frac{a_{FU}}{\tilde{a}_{FU}} = \begin{pmatrix} \tilde{\mathbf{a}} \\ \tilde{\mathbf{b}} \end{pmatrix} \frac{a_{FU}}{\tilde{a}_{FU}} \quad (2.4)$$

Der Vektor  $\mathbf{p}$  beinhaltet die Flüsse der Güter, die benötigt resp. emittiert werden, um ein Mehrfaches oder einen Bruchteil der Grundeinheit der Bezugsgröße (d.h. der funktionellen Einheit) herzustellen. Einzelne ökonomische Güter werden mit dem Index  $i$ , einzelne umweltliche Güter mit dem Index  $j$  bezeichnet. Die Gesamtzahl ökonomischer Güter betrage  $m$ , die der umweltlichen Güter  $n$ .

$$\mathbf{p} = \begin{pmatrix} a_1 \\ \dots \\ a_j \\ \dots \\ a_m \\ b_1 \\ \dots \\ b_j \\ \dots \\ b_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \tilde{a}_1 \\ \dots \\ \tilde{a}_j \\ \dots \\ \tilde{a}_m \\ \tilde{b}_1 \\ \dots \\ \tilde{b}_j \\ \dots \\ \tilde{b}_n \end{pmatrix} \frac{a_{FU}}{\tilde{a}_{FU}} \tag{2.5}$$

Der Index FU bezeichnet die Bezugsgrösse unter allen ökonomischen Gütern 1 bis m. Alle benötigten und emittierten Güter werden mit  $\tilde{a}_{FU}$  normalisiert, der Grundeinheit der Bezugsgrösse des betrachteten Prozesses. Durch Multiplikation mit  $a_{FU}$ , dem externen Bedarf nach der funktionellen Einheit, resultiert der dimensionslose Skalierungsfaktor  $a_{FU}/\tilde{a}_{FU}$  des Prozessvektors.

Zur Illustration des Prozessvektors soll das Beispiel der Herstellung von Kalk dienen, wie es in Frischknecht et al. (1996a:Anhang A:S. 54ff.) modelliert wurde (siehe Tab. 2.1). Die Prozessdaten des Einheitsprozesses "Kalzinieren von Kalkstein" werden gezeigt. Als ökonomische Güter sind die funktionelle Einheit "Kalk (CaO)", Energieträger (Steinkohle, Erdgas, Strom, Heizöl Extra-Leicht und Schwer), Wasser, Kalkstein und Dienstleistungen (Lastwagentransport und Entsorgung der Produktionsabfälle in einer Inertstoffdeponie) aufgeführt. Umweltliche Güter sind Abwärme, Partikel und CO<sub>2</sub>, welche alle in die Luft emittiert werden. Alle Flüsse sind linear vom Kalkausstoss abhängig. Sie verdoppeln sich, wenn anstelle von einem kg Kalk deren zwei benötigt werden. Diese lineare Abhängigkeit bedeutet auch, dass die In- und Outputs als nicht substituierbar modelliert sind.

pro kg	Einheit	Kalk (CaO)
<i>Ökonomische Güter:</i>		
Energie:		
- Kohlefeuerung 1-10 MW	TJ	-2.8·10 <sup>6</sup>
- Erdgasfeuerung >100kW	TJ	-2.2·10 <sup>6</sup>
- Strom - Mittelspannung, UCTE	TJ	-1.3·10 <sup>7</sup>
- Schweröfeuerung 1 MW	TJ	-7.6·10 <sup>8</sup>
- Feueung Heizöl EL 1 MW	TJ	-1.5·10 <sup>7</sup>
Edukte/ Halbfabrikate:		
- Wasser	kg	-1.1
- Kalkstein	kg	-2.0
Produkt:		
- Kalk (CaO)	kg	1
Transportdienstleistungen:		
- Transport Lkw 40 t	tkm	-4.0·10 <sup>2</sup>
Entsorgungsdienstleistungen:		
- Abfälle in Inertstoffdeponie	kg	-0.182
<i>Umweltliche Güter, Luftschadstoffe:</i>		
Abwärme	TJ	1.3·10 <sup>7</sup>
Partikel	kg	0.018
CO <sub>2</sub> Kohlendioxid	kg	0.88

Tab. 2.1: Flüsse ökonomischer und umweltlicher Güter zur Herstellung von 1 kg Kalk aus 2kg Kalkstein. Die Daten stammen aus Frischknecht et al. (1996a:Anhang A:S. 54ff.)

Das Beispiel zeigt die Repräsentation eines Einheitsprozesses mit seinen *in situ* Emissionen und Bedarfen. Um eine komplette Sachbilanz zu erhalten und die Emissionen und Ressourcenverbräuche der vor- und nachgelagerten Prozesse quantifizieren zu können, müssen Prozessnetzwerke (Produktsysteme in der Terminologie von ISO 1997) erstellt werden. Das Prozessnetzwerk unseres Beispiels umfasst dann die Strombereitstellung (im europäischen Verbundnetz der UCTE<sup>11</sup>), die Wärmebereitstellung mit verschiedenen fossilen Energieträgern undsoweiter.

### 2.3.3 Vom Einheitsprozess zu Prozess-Netzwerken: Der Matrixansatz

Im vorgehenden Abschnitt wurde das Vorgehen zur Modellierung von Einheitsprozessen (auch Module genannt) dargestellt. Um nun die lebenszyklusbezogenen Umwelteinwirkungen bestimmen zu können, müssen diese Einheitsprozesse zu Prozessnetzwerken (Produktsystemen) verknüpft werden.

Eine einzelne ökonomische Aktivität, z.B. das Herstellen von Kalk, ist in eine Vielzahl von anderen Aktivitäten eingebettet, die bereits stattgefunden haben, gleichzeitig ablaufen oder noch erfolgen werden. Zu einer relativ kleinen Anzahl dieser Aktivitäten ist unser Einzelprozess über Geschäftsbeziehungen direkt verbunden. Zu vielen andern bestehen lediglich indirekte Beziehungen. Die Intensität dieser indirekten Beziehungen reicht von praktisch inexistent bis zu derjenigen direkter Beziehungen. Unter den indirekten Beziehungen ist die Beziehung zum eigenen Produkt speziell zu erwähnen (Rückkopplung). So wird zur Herstellung von Kalk Strom benötigt, zu dessen Bereitstellung z.B. Staumämme aus Beton gebaut werden. Der Zement für die Staumauern benötigt seinerseits wieder Kalk. Diese weitläufigen Rückkopplungen sind in ökonomischen Systemen häufig

<sup>11</sup> UCTE: Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity.

anzutreffen. Sie führen zu unendlichen Prozessbäumen, in welchen auf verschiedenen Ästen dieselben Prozessketten zu finden sind (siehe Abb. 2.3).

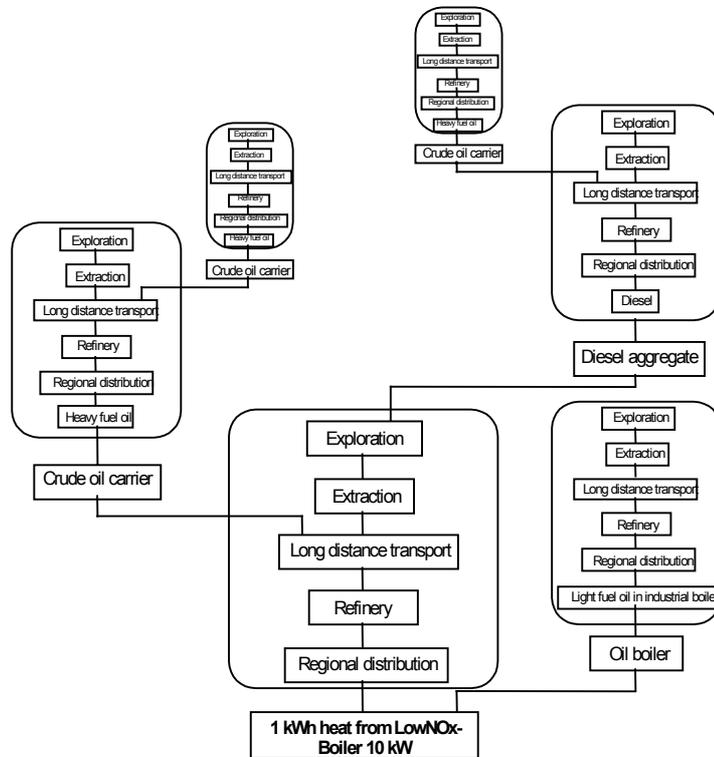


Abb. 2.3: Ausschnitt eines Produktsystems zur Bereitstellung von 1kWh Nutzwärme mit einer Low-NOx-Heizöl-Heizung. Das Produktsystem wird hier als Prozessbaum gezeigt; aus Frischnecht & Kolm (1995:S. 80).

In Abb. 2.3 wird u.a. gezeigt, dass ein Öltanker Rohöl vom Erdölfeld zur Raffinerie transportiert. Der Öltanker wird mit Schweröl angetrieben, das in der Raffinerie hergestellt wird, resp. als Nebenprodukt anfällt. In Abb. 2.4 sehen wir ein stark vereinfachtes Modell. Beide Prozesse benötigen eine gewisse Menge des Outputs des jeweils anderen Prozesses.

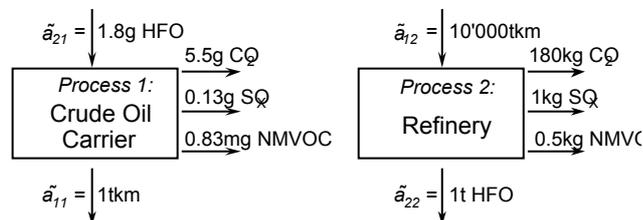


Abb. 2.4: Stark vereinfachtes Modell des Einheitsprozesses (Moduls) "1tkm Transportdienstleistung mit einem Öltanker" und "1t Schweröl (HFO) ab Raffinerie".

Für  $\tilde{a}_{22}$  oder 1 Tonne Schweröl (HFO) werden  $\tilde{a}_{12}$  oder rund 10'000 tkm Transportdienstleistungen benötigt. Der Öltanker selbst benötigt pro tkm  $\tilde{a}_{21}$  oder rund 1.8 Gramm Schweröl pro  $\tilde{a}_{11}$  d.h. pro tkm. Mit dieser Rückkopplung dehnt sich das Systemmodell theoretisch ins Unendliche aus (siehe Abb. 2.5).

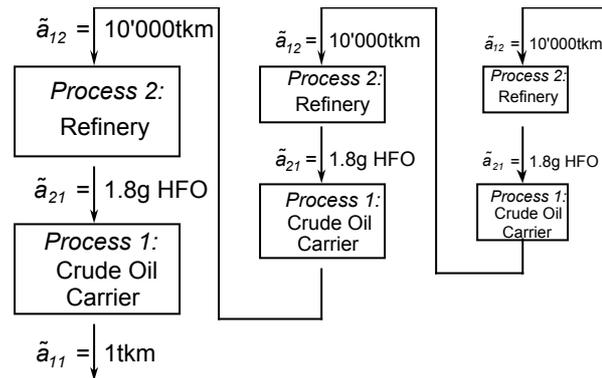


Abb. 2.5: Das vereinfachte Produktsystem oder Prozessnetzwerk für "1tkm Transportdienstleistung mit einem Öltanker".

Der gesamte Bedarf des Öltankers an Schweröl ist somit höher als der direkt nachgefragte und die Menge kann mit der untenstehenden Gleichung (2.6) bestimmt werden

$$a_{22} = \tilde{a}_{22} + \tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{22} + \tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{22} + \tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}\tilde{a}_{22} + \dots \tag{2.6}$$

Die Gleichung hat die Form einer geometrischen Reihe, für die eine geschlossene Lösung (siehe Gleichung (2.7)) existiert.

$$a_{22} = \frac{\tilde{a}_{22}}{1 - \tilde{a}_{21}\tilde{a}_{12}} \tag{2.7}$$

Die Flüsse der ökonomischen und umweltlichen Güter können nun analog der Struktur des Beispiels "Kalk (CaO)" in Tabellenform angeordnet werden (siehe Tab. 2.2). Wir erkennen darin die Matrixschreibweise, wie sie von Leontief zur Beschreibung der ökonomischen Beziehung zwischen Wirtschaftssektoren eingeführt wurde (siehe z.B. Leontief 1985). Für Ökobilanzen wurde dieser Ansatz erstmals in Heijungs et al. (1992b, 52ff.) beschrieben und von Frischknecht et al. (1994) zur Modellierung grosser Produktsysteme im Energiebereich angewendet.

	Einheit	Transport mit Öltanker tkm	Schweröl ab Raffinerie t
<i>Ökonomische Güter:</i>			
Transport mit Öltanker	tkm	1	-10'000
Schweröl ab Raffinerie	t	-1.8·10 <sup>-6</sup>	1
<i>Umweltliche Güter:</i>			
CO <sub>2</sub> , Kohlendioxid	kg	5.5·10 <sup>-3</sup>	180
SO <sub>x</sub> , Schwefeloxide als SO <sub>2</sub>	kg	1.3·10 <sup>-4</sup>	1
NM VOC Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe	kg	8.3·10 <sup>-7</sup>	0.5

Tab. 2.2: Ökonomische und umweltliche Güterflüsse für "1 tkm Transportdienstleistung mit Öltanker", und für "1t Schweröl ab Raffinerie". Die Daten widerspiegeln die realen Verhältnisse nicht und sind lediglich illustrativer Natur.

In der Schreibweise der linearen Algebra ausgedrückt, werden alle Prozessvektoren zur Prozessmatrix  $\tilde{P}$  zusammengefügt. Die Prozessmatrix  $\tilde{P}$  setzt sich aus den beiden Teilen Technologiemark  $\tilde{A}$  und Umwelteinwirkungsmatrix  $\tilde{B}$  zusammen (siehe Gleichung (2.8)). Die Technologiemark enthält die Beziehungen der Prozesse untereinander  $\tilde{a}_{ij}$  (die Flüsse

ökonomischer Güter), die Umwelteinwirkungsmatrix diejenigen der umweltlichen Güter  $\tilde{b}_{jl}$  (d.h. der Emissionen und der Ressourcenverbräuche).

$$\tilde{\mathbf{P}} = \begin{pmatrix} \tilde{\mathbf{A}} \\ \tilde{\mathbf{B}} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \tilde{a}_{11} & \dots & \tilde{a}_{1l} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \tilde{a}_{j1} & \dots & \tilde{a}_{jl} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \tilde{a}_{m1} & \dots & \tilde{a}_{ml} & \dots \\ \tilde{b}_{11} & \dots & \tilde{b}_{1l} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \tilde{b}_{j1} & \dots & \tilde{b}_{jl} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \tilde{b}_{m1} & \dots & \tilde{b}_{ml} & \dots \end{pmatrix} \quad (2.8)$$

Die Zahl der Spalten der Technologiemarktz entspricht der Anzahl Zeilen (nämlich  $m$ ) und der externe Bedarf entspricht der Grundeinheit der funktionellen Einheiten (z.B. eine Tonne Schweröl ab Raffinerie, siehe Tab. 2.2). Deshalb beträgt der Skalierungsfaktor  $a_{ii}/\tilde{a}_{ii}$  jeweils 1.

Daraus ergeben sich  $m$  Sets von Gleichungssystemen mit  $m$  Zeilen. Das Gleichungssystem für den Prozess 2 ist in Gleichung (2.9) in allgemeiner Schreibweise wiedergegeben.

$$\begin{aligned} \tilde{a}_{11} \frac{a_{12}}{\tilde{a}_{11}} + \tilde{a}_{12} \frac{a_{22}}{\tilde{a}_{22}} + \dots + \tilde{a}_{1l} \frac{a_{l2}}{\tilde{a}_{ll}} + \dots &= 0 \\ \tilde{a}_{21} \frac{a_{12}}{\tilde{a}_{11}} + \tilde{a}_{22} \frac{a_{22}}{\tilde{a}_{22}} + \dots + \tilde{a}_{2l} \frac{a_{l2}}{\tilde{a}_{ll}} + \dots &= 1 \\ \dots &= 0 \\ \tilde{a}_{j1} \frac{a_{12}}{\tilde{a}_{11}} + \tilde{a}_{j2} \frac{a_{22}}{\tilde{a}_{22}} + \dots + \tilde{a}_{jl} \frac{a_{l2}}{\tilde{a}_{ll}} + \dots &= 0 \\ \dots &= 0 \end{aligned} \quad (2.9)$$

Da der Ausstoss der funktionellen Einheit pro Prozess  $\tilde{a}_{ij}$  ebenfalls 1 beträgt, kann die obige Gleichung entsprechend vereinfacht werden.

$$\begin{aligned} a_{12} + \tilde{a}_{12} a_{22} + \dots + \tilde{a}_{1l} a_{l2} + \dots &= 0 \\ \tilde{a}_{21} a_{12} + a_{22} + \dots + \tilde{a}_{2l} a_{l2} + \dots &= 1 \\ \dots &= 0 \\ \tilde{a}_{j1} a_{12} + \tilde{a}_{j2} a_{22} + \dots + \tilde{a}_{jl} a_{l2} + \dots &= 0 \\ \dots &= 0 \end{aligned} \quad (2.10)$$

Angewandt auf unser Beispiel sehen die Gleichungssysteme wie folgt aus:

Für die Bereitstellung von 1tkm Transportdienstleistung mit Öltanker:

$$a_{11} - 10'000\text{tkm/t} \cdot a_{21} = 1\text{tkm}$$

$$-1.8\text{g/tkm} \cdot a_{11} + a_{21} = 0$$

Die Lösung des Gleichungssystems ergibt  $a_{11} = 1.018\text{tkm}$  und  $a_{21} = 1.83\text{g/tkm}$

Für die Bereitstellung von 1t Schweröl ab Raffinerie:

$$a_{12} - 10'000\text{tkm/t} \cdot a_{22} = 0$$

$$-1.8\text{g/tkm} \cdot a_{12} + a_{22} = 1\text{t}$$

Die Lösung des Gleichungssystems ergibt  $a_{12} = 10'180\text{tkm/t}$  und  $a_{22} = 1.018\text{g}$

Die beiden Gleichungssysteme können in Matrixschreibweise wie folgt zusammengefasst werden:

$$\begin{pmatrix} 1 & -1.0 \cdot 10^4 \\ -1.8 \cdot 10^{-6} & 1 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{pmatrix}, \quad (2.11)$$

In allgemeiner Form lautet die Gleichung für eine beliebig grosse, quadratische und nicht-singuläre Matrix:

$$\begin{pmatrix} 1 & \tilde{a}_{12} & \dots & \tilde{a}_{1l} & \dots \\ \tilde{a}_{21} & 1 & \dots & \tilde{a}_{2l} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \tilde{a}_{n1} & \tilde{a}_{n2} & \dots & \tilde{a}_{nl} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1l} & \dots \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2l} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nl} & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 0 & \dots & 0 & \dots \\ 0 & 1 & \dots & 0 & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & 0 & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \end{pmatrix}, \quad (2.12)$$

oder mit Matrixsymbolen, wobei  $\mathbf{A}$  die gesuchte Skalierungsmatrix, resp. die gesuchten kumulierten ökonomischen Güterflüsse beschreibt:

$$\tilde{\mathbf{A}} \cdot \mathbf{A} = \mathbf{I} \quad (2.13)$$

Diese Gleichung kann für  $\mathbf{A}$  durch Inversion der Matrix  $\tilde{\mathbf{A}}$  und nachfolgender Multiplikation mit der Matrix des externen Bedarfs, die der Einheitsmatrix  $\mathbf{I}$  entspricht, gelöst werden:

$$\mathbf{A} = \tilde{\mathbf{A}}^{-1} \cdot \mathbf{I}. \quad (2.14)$$

Damit  $\tilde{\mathbf{A}}$  invertierbar ist, muss die Matrix quadratisch und nicht-singulär sein (siehe Heijungs 1997:S.63ff). Einer der Hauptgründe, dass die Matrix nicht quadratisch ist, liegt daran, dass gewisse Prozesse mehr als ein Produkt herstellen (Mehrprodukt- oder Koppelprozesse). Wie man mit diesen Mehrproduktprozessen umgehen kann, wird in den Abschnitten 2.3.5 bis 2.3.7 beschrieben. Mathematische Herleitungen dazu finden sich in Heijungs (1997:S. 80ff) und Heijungs & Frischknecht (1998).

Die Umwelteinwirkungsmatrix  $\tilde{\mathbf{B}}$  und die kumulierte Technologiemarkmatrix  $\mathbf{A}$  werden zur Berechnung der kumulierten Umwelteinwirkungsmatrix  $\mathbf{B}$  benötigt. Diese errechnet sich durch Multiplikation der beiden Matrizen:

$$\mathbf{B} = \tilde{\mathbf{B}} \cdot \mathbf{A} = \tilde{\mathbf{B}} \cdot \tilde{\mathbf{A}}^{-1} \cdot \mathbf{I}. \quad (2.15)$$

Für das Beispiel ergibt sich die folgende Gleichung in Matrixschreibweise:

$$\begin{pmatrix} 5.5 \cdot 10^{-3} & 180 \\ 1.3 \cdot 10^{-4} & 1 \\ 8.3 \cdot 10^{-7} & 0.5 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} 1.018 & 1.018 \cdot 10^4 \\ 1.83 \cdot 10^{-6} & 1.018 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 5.9 \cdot 10^{-3} & 240 \\ 1.34 \cdot 10^{-4} & 2.34 \\ 1.8 \cdot 10^{-6} & 0.52 \end{pmatrix} \quad (2.16)$$

Die kumulierten Emissionen von 1tkm Transportdienstleistung mit Öltanker erhöhen sich um ca. 7%, 3% resp. 116% für CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub>, und NMVOC im Vergleich zu den *in situ* Emissionen (siehe Tab. 2.3). Die kumulierten Emissionen der Herstellung von 1t Schweröl in einer Raffinerie erhöhen sich um 33%, 130%, resp. 4% für die gleichen Schadstoffe bezogen auf die *in situ* Emissionen. Rund 1.83% oder 18.3kg Schweröl werden zusätzlich zur Herstellung von 1t Schweröl benötigt, um den Bedarf innerhalb des eigenen Produktsystems (Prozessnetzwerkes) zu decken.

		Transport mit Öltanker	Schweröl ab Raffinerie
	Einheit	tkm	t
<i>Ökonomische Güter:</i>			
Transport mit Öltanker	tkm	1.018	-10'180
Schweröl ab Raffinerie	t	-1.83·10 <sup>-6</sup>	1.018
<i>Umweltliche Güter:</i>			
CO <sub>2</sub> , Kohlendioxid	kg	5.9·10 <sup>-3</sup>	240
SO <sub>x</sub> , Schwefeloxide als SO <sub>2</sub>	kg	1.34·10 <sup>-4</sup>	2.34
NMVOG Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe	kg	1.8·10 <sup>-6</sup>	0.52

Tab. 2.3: Kumulierte Flüsse ökonomischer und umweltlicher Güter der Transportdienstleistung von 1tkm mit Öltanker und von 1t Schweröl ab Raffinerie. Die Daten sind unvollständig und fiktiv.

Die Höhe der kumulierten Emissionen und Ressourcenverbräuche ist somit, wie auch aus Formel (2.15) ersichtlich, nicht nur abhängig von der Umweltperformance der Einzelprozesse sondern auch von der technologischen Effizienz, d.h. dem Bedarf nach andern ökonomischen Gütern (z.B. dem Energiebedarf). Damit haben wir nun die kumulierten ökonomischen wie auch umweltlichen Güterflüsse für alle in der Technologiemarktrix abgebildeten Bezugsgrößen (Referenzflüsse) berechnet.

$$P = \begin{pmatrix} \mathbf{A} \\ \mathbf{B} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \tilde{\mathbf{A}}^{-1} \cdot \mathbf{I} \\ \tilde{\mathbf{B}} \cdot \tilde{\mathbf{A}}^{-1} \cdot \mathbf{I} \end{pmatrix} \tag{2.17}$$

Mithilfe der Matrix können nun die kumulierten Emissionen und Ressourcenverbräuche der Nachfrage nach irgendeinem Einheitsprozess der Technologiemarktrix berechnet werden. Die Nachfrage wird durch den Nachfragevektor **d** oder die Nachfragematrix **D** ausgedrückt und die kumulierten Emissionen und Ressourcenverbräuche **b<sub>d</sub>** resp. **B<sub>D</sub>** berechnen sich aus der Multiplikation von **d** mit **B**:

$$b_d = \mathbf{B} \cdot \mathbf{d} , \tag{2.18}$$

und **D** mit **B**:

$$B_D = \mathbf{B} \cdot \mathbf{D} = \tilde{\mathbf{B}} \cdot \tilde{\mathbf{A}}^{-1} \cdot \mathbf{D} \tag{2.19}$$

Die Umwelteinwirkungsmatrix **B<sub>D</sub>** ist somit abhängig vom Bedarfsmuster **D**, der technischen Effizienz  $\tilde{\mathbf{A}}^{-1}$ , und der Umwelteffizienz  $\tilde{\mathbf{B}}$  der Einheitsprozesse. Die drei Faktoren entsprechen den drei Quotienten (2), (3) und (4) in Formel (1.3).

### 2.3.4 Datenerfassung

Die Datenerfassung erfolgt in der Regel in mehreren rekursiven Schritten und benötigt u.a. ein Flair für detektivische Arbeit. In einem ersten, anspruchsvollen Schritt werden die zur Bilanzierung der Produktsysteme benötigten wirtschaftlichen Aktivitäten hinsichtlich ihrer vorrangigen Umweltprobleme untersucht. Zu diesem Schritt ist entweder ein umfassendes Wissen um die vielfältigen Umweltprobleme und deren potenzielle Verursacher notwendig oder aber das Wissen muss über Literatur- und Internetrecherchen in umweltbezogenen Datenbanken und Websites abgerufen werden.

So hat sich beispielsweise bei der Bilanzierung der Erdölgewinnung bei einer ersten Durchsicht wissenschaftlicher Publikationen herausgestellt, dass neben Rohöl auch Wasser in teilweise erheblichen Mengen mitgefördert wird, was zu Entsorgungsproblemen

führt, oder dass durch die Anreicherung von Radon-222 in Verkalkungen der Fördergeräte schwachradioaktive Abfälle entstehen können.

Eher abzuraten ist von einer ersten Abschätzung unter alleiniger Verwendung existierender Ökobilanz-Datenbanken. Hierbei können allfällige umweltrelevante Eigenschaften des zu bilanzierenden Produktsystems unbeachtet bleiben. Zudem bleiben, wie bereits erwähnt, Datenlücken in einer Relevanzanalyse unbeachtet.

Industriebetriebe registrieren umweltrelevante, für Ökobilanzen nutzbare Daten in der für ihre Bedürfnisse zugeschnittenen Art und Weise. Diese ist in den wenigsten Fällen ohne weitere Aufbereitung für Sachbilanzen verwendbar. Entsprechend müssen Fragebogen für firmenspezifische Daten in einer auf Unternehmen zugeschnittenen Form erstellt werden. Ein Beispiel eines Standardfragebogens ist in BUWAL (1998:S. 577ff.) enthalten.

Industrieunternehmen und Gewerbebetriebe haben in der Regel nur beschränkt Zeit, um Fragen im Zusammenhang mit ihren Energie- und Stoffflüssen zu beantworten. Entsprechend wichtig ist eine sorgfältige Vorbereitung der Fragen. Dazu gehört, dass man sich überlegt, welche Informationen von einem Ansprechpartner erwartet werden können. Die Tatsache, dass ein Elektrizitätswerk ein Steinkohlekraftwerk betreibt, heisst noch lange nicht, dass es auch über die mit der Förderung von Steinkohle verbundenen Aufwendungen und Emissionen Bescheid weiss. Es kann aber über die Einkaufsabteilung Kontaktpersonen und Adressen der Kohlelieferanten und vielleicht sogar der betreffenden Kohleminen vermitteln.

Während der Datenerfassung ist die Versuchung gross, sich in Details zu verlieren. Jeder industrielle Prozess ist oberflächlich und von Weitem betrachtet überschaubar und vermeintlich einfach. Sobald man jedoch in die Tiefe geht, erkennt man deren Komplexität und ist verleitet, diese in der Sachbilanz auch möglichst getreu nachzubilden. Ein regelmässiges Abgleichen des aktuellen Projektstandes mit dem Zeitplan erspart hier böse Überraschungen.

Es wird empfohlen, ein Tagebuch zu führen, in dem die kontaktierten Personen, deren Telefonnummer und E-Mail-Adresse, das Datum der Kontaktaufnahme und der erwarteten Antwort, und die an sie gerichteten Fragen aufgeführt sind. Dadurch wird das Follow-Up erleichtert, das *immer* und *konsequent* erfolgen muss. Generell muss mit Antwortzeiten von mehreren Wochen (Minimum) gerechnet werden. Der Datenerhebung in Firmen ist bei der Planung einer Ökobilanz entsprechend genügend Zeit einzuräumen. Als Faustregel kann gelten, dass mit der geographischen Distanz auch die Frist zunimmt, innerhalb derer Daten erwartet werden können.

## **2.3.5 Allokationsverfahren gemäss ISO 14041**

### **2.3.5.1 Einführung**

In der Sachbilanz werden Stoff- und Energieflüsse eines Einheitsprozesses erfasst und in Bezug gesetzt zum Produkt, das mit diesem Einheitsprozess erzeugt wird. Leider erzeugt der betrachtete Einheitsprozess in vielen Fällen nicht bloss eines sondern zwei oder gar eine Vielzahl von Produkten wie beispielsweise eine Möbelschreinerei. Derartige Einheitsprozesse werden Mehrprodukt- oder Koppelprozesse genannt. Die mit Koppelprozessen erzeugten Güter können deutlich unterschiedlicher Natur sein, wie das nachfolgende Beispiel zeigt:

Rund 40 km von Reykjavik, Island entfernt steht ein geothermisches Kraftwerk mit dem Namen "Blaue Lagune" (siehe Abb. 2.4). Das Kraftwerk produziert mit bis zu 250°C heissem Wasser aus teilweise über 2000 Meter tiefen Bohrlöchern Strom und Wärme für die Gegend rund um Keflavík. Neben dem Kraftwerk hat sich ein kleiner See gebildet in den stündlich rund 1'000 m<sup>3</sup> Wasser fließen. Heute wird die "Blaue Lagune" als Thermal- und Heilbad zur Therapie von Hautkrankheiten (insb. Psoriasis) genutzt. Badehaus, Restaurant und Umkleidekabinen sind ganzjährig geöffnet (NZZ 1995).

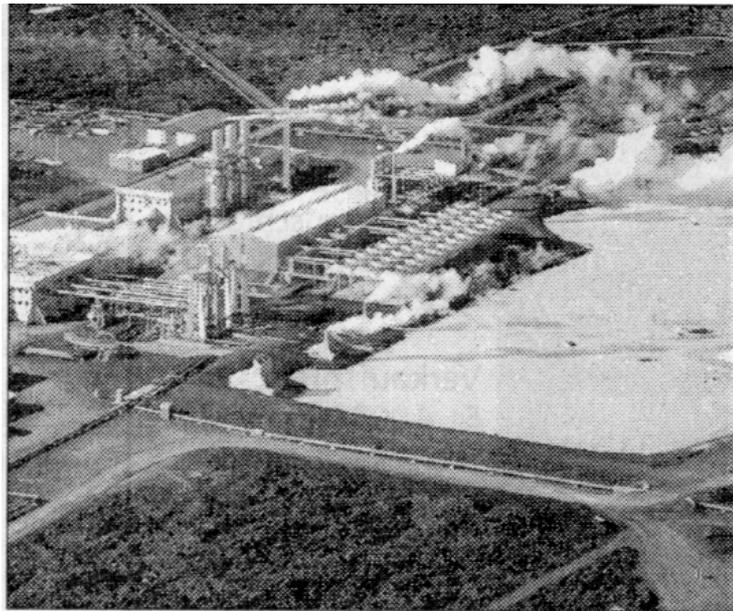


Abb. 2.4: Geothermisches Kraftwerk und Thermalbad "Blaue Lagune" in der Nähe von Reykjavik, Island (NZZ 1995).

Dieses Beispiel gibt eine Idee von der Komplexität von Prozessen oder Produktionsanlagen, die gleichzeitig mehrere nutzbare Produkte liefern (Mehrproduktprozesse). In diesem Zusammenhang stellen sich die folgenden Fragen:

- Kann die Dienstleistung "Psoriasis-Therapie" als Koppelprodukt der Stromproduktion betrachtet werden, gilt sie als Nebenprodukt oder kann die Nachnutzung des warmen Wassers als offenes Recycling betrachtet werden?

Wenn die Dienstleistung als Koppelprodukt interpretiert wird:

- Wieviel der Ressourcen (Heisswasser, Land, etc.), der Betriebsmaterialien und des Energiebedarfs der Anlage soll dem Strom und der Fernwärme und wieviel soll den jährlich rund 100'000 Besuchern des Heilbades zugeordnet werden?

Die Klassierung der verschiedenen Produkte (Haupt-, Koppel-, Nebenprodukt und Abfall) kann auf der Basis des relativen Verkaufswert der Produkte eines Unternehmens basieren. Demnach werden Outputs mit negativem Beitrag als Abfälle klassiert (für deren Weitergabe an Dritte muss bezahlt werden), Nebenprodukte sind nahe beim kostenneutralen Bereich, während die Haupt- und Koppelprodukte den Hauptanteil der Einkünfte des betrachteten Koppelprozesses bestreiten (siehe Abb. 2.5).

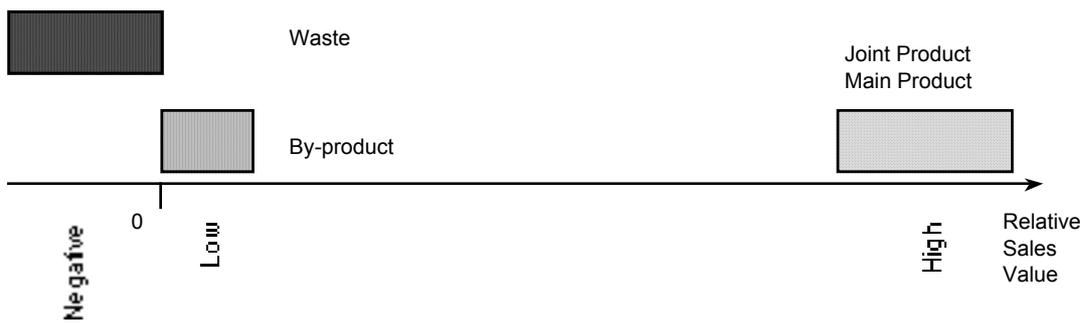


Abb. 2.5: Koppelprodukt, Hauptprodukt, Nebenprodukt, und Abfall definiert auf der Basis des relativen Verkaufswertes innerhalb einer Unternehmung bzw. für einen Einheitsprozess.

Die Frage der Allokation (der Zuordnung der Energie- und Stoffflüsse zu den einzelnen Koppelprodukten) von Mehrproduktprozessen taucht in jeder Ökobilanz mehrmals auf. In vielen Fällen sind die damit verbundenen Entscheidungen aber nicht ergebnisrelevant, weil der Beitrag des Einheitsprozesses zum Gesamtergebnis in jedem Fall sehr gering ist. In denjenigen Fällen, in denen die Wahl der Vorgehensweise aber die Ergebnisse beeinflusst, sind oft auch kontrovers verlaufende Diskussionen zur Allokationsfrage zu erwarten.

### 2.3.5.2 Das Allokationsverfahren nach ISO 14041 im Überblick

Die ISO-Norm 14041 (ISO 1998a) gibt die Vorgehensweise bei Prozessen oder Produktionsanlagen mit mehreren quantifizierbaren Nutzen (d.h. mehrere Produkte oder Dienstleistungen) vor. Grundsätzlich müssen diese Prozesse gekennzeichnet sein, die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Einheitsprozesses muss den Inputs und Outputs vor der Aufteilung entsprechen und bei mehreren zulässigen alternativen Allokationsverfahren muss eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden.

Das folgende schrittweise Allokationsverfahren wird vorgeschrieben:

- 1) Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden durch
  - Teilung der betroffenen Einheitsprozesse in zwei oder mehrere Teilprozesse und Erfassen der Energie- und Stoffströme bezogen auf diese Teilprozesse.
  - Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die von Koppelprodukten abgedeckt werden.
- 2) Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten die Energie- und Stoffströme zwischen den Koppelprodukten oder -funktionen so zugeordnet werden, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen wiedergespiegelt werden.
- 3) Wenn physikalische Beziehungen allein nicht aufgestellt oder nicht als Grundlage für die Allokation verwendet werden können, sollten die Energie- und Stoffströme so zugeordnet werden, dass sich darin andere Beziehungen zwischen ihnen widerspiegeln. Zum Beispiel könnten die Energie- und Stoffströme den Koppelprodukten im Verhältnis ihres ökonomischen Wertes zugeordnet werden.

Die Allokationsgrundsätze und das skizzierte Verfahren gelten ebenso für Wiederverwendung und das Recycling. Da aber Wiederverwendung und Recycling

- an mehr als einem Produktsystem beteiligt sein können,

- die inhärenten Eigenschaften bei der nachfolgenden Anwendung verändern können und
- insbesondere in Bezug auf Verwertungsprozesse eine besondere Vorsicht bei der Festlegung der Systemgrenze notwendig ist,

sind in ISO (1998a) zusätzliche Vorgehensweisen vorgeschlagen. So wird für ein Recycling im offenen Kreislauf empfohlen, der Allokation entweder

- physikalische Eigenschaften,
- ökonomische Werte (z.B. Schrottwert im Verhältnis zu Primärwert), oder
- die Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwerteten Materials

zur Grundlage zu nehmen.

In den folgenden Unterabschnitten werden die einzelnen Schritte erklärt und illustriert und in einem separaten Abschnitt zusammengefasst kommentiert.

#### 2.3.5.3 *Allokation vermeiden durch Erhöhen des Detaillierungsgrades*

Gewisse Firmen publizieren in ihrem Umweltbericht die jährlichen Aufwendungen und Emissionen einzelner Produktionsstandorte (siehe z.B. den Ökologiebericht eines Steinwolle-Herstellers (Flumroc 1999)). Um nun die Aufwendungen und Emissionen auf ein einzelnes der zahlreichen Produkte umzulegen, müssten weit detailliertere Informationen vorliegen. Dann könnten die Aufwendungen einzelner, nur für bestimmte Produkte benötigter Prozesse verursachergerecht zugeordnet werden. Es bleiben jedoch meist Prozesse übrig, die von allen gleichermassen benötigt werden. Bei der Steinwolle-Herstellung beispielsweise durchlaufen die Rohmaterialien in jedem Fall den Schmelzofen.

Der Vermeidung der Allokation durch detailliertere Informationen sind also einerseits durch den limitierten Aufwand bei der Erfassung und andererseits durch inhärente Eigenschaften analysierter Prozesse Grenzen gesetzt. Als Ausweg wird aber auch die Allokation durch Systemerweiterung angeführt.

#### 2.3.5.4 *Vermeiden der Allokation durch Systemerweiterung*

Bei vergleichenden Ökobilanzen müssen die zur Diskussion stehenden Alternativen dieselben Funktionen erfüllen (siehe auch Unterabschnitt 2.2.4.1). Mithilfe der Systemerweiterung kann die funktionelle Äquivalenz erreicht werden (siehe Abb. 2.6).

Durch den Ansatz der Systemerweiterung wird das eine System (Prozess III in Variante 2, Abb. 2.6) derart erweitert, dass die Systemoutputs der analysierten Varianten die gleichen funktionalen Einheiten abdecken. Dies kann einerseits durch Addition der Aufwendungen und Emissionen der beiden Prozesse II & III in Abb. 2.6 erfolgen. Dann werden die beiden Varianten bezüglich der *Summe* der Produktion der Produkte A plus B verglichen. Soll lediglich *ein* Produkt Gegenstand des Vergleichs sein - z.B. die Produkte A - so können die Aufwendungen und Emissionen des Prozesses II von denjenigen des Multioutput-Prozesses I *subtrahiert* werden.

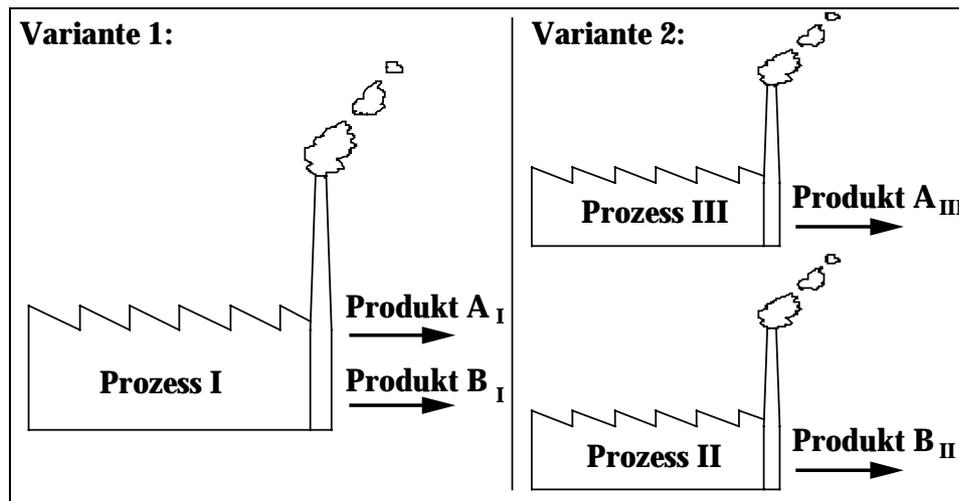


Abb. 2.6: Vergleich des Produktes A eines Multioutput-Prozesses (I) mit demjenigen eines Singleoutput-Prozesses (III) mit Hilfe der Systemerweiterung (Integrieren des Singleoutput-Prozesses (II)).

Die beiden Fälle unterscheiden sich bezüglich Aussagekraft und Resultate. Werden die verschiedenen Funktionen (durch die Produkte A und B erbracht) addiert, so werden die Umweltbelastungen der Bereitstellung eines *Nutzenbündels* optimiert. Dies bedeutet auch, dass bei entscheidungsorientierten Ökobilanzen ein (zusätzlicher) Bedarf für alle betrachteten Funktionen (d.h. für A und B) besteht. So kann sich ein Industriebetrieb die Frage stellen, wie er einen zusätzlichen Wärme- und Strombedarf decken soll. In diesem Fall kommen Wärmekraftkopplungsanlagen, die Strom und Wärme produzieren ebenso in Frage wie konventionelle Heizsysteme und Stromeinkauf beim Elektrizitätswerk.

Besteht nur für eines der Koppelprodukte ein Entscheidungsbedarf, z.B. infolge eines erhöhten Bedarfes, so stehen die Umweltbelastungen des entsprechenden Produktes im Vordergrund. Wird dieser erhöhte Bedarf mit einem Mehrproduktprozess gedeckt, so kommen neben dem interessierenden Produkt auch zusätzliche Einheiten der Koppelprodukte auf den Markt. Wird angenommen, dass der Bedarf nach den gleichzeitig im Mehrproduktprozess hergestellten Koppelprodukten konstant bleibt, so müssen andere Hersteller ihre Produktion reduzieren.

Der Mehrproduktprozess *verdrängt* also mit den nicht zusätzlich nachgefragten Koppelprodukten andere Herstellprozesse. Hat beispielsweise die oben erwähnte Firma nur einen zusätzlichen *Strom*bedarf bei gleichzeitig konstantem *Wärme*bedarf, so kann sie die überschüssige Wärmeenergie an Dritte veräußern. Diese können dann auf ihre eigene Heizung (Öl, Gas, Holz, Einzelöfen, Strom) verzichten. Ist dieses Vorgehen zur Vermeidung der Allokation nicht möglich oder sinnvoll, so stehen weitere Optionen offen.

### 2.3.5.5 Allokation nach physikalischen Gesetzmässigkeiten

Bei Mehrproduktprozessen wird zwischen der starren Koppelproduktion und der kombinierten Produktion unterschieden. Wie der Name sagt, kann bei der starren Koppelproduktion das Verhältnis der Ausstossmengen der Koppelprodukte im Gegensatz

zur kombinierten Produktion nicht variiert werden<sup>12</sup>. Aus diesem Grund können physikalische Gesetzmässigkeiten lediglich bei kombinierter Produktion angewendet werden.

Um physikalische Gesetzmässigkeiten zu eruieren wird der Ausstoss eines einzelnen Koppelproduktes erhöht, während der Ausstoss der andern konstant belassen wird. Die damit verbundenen Änderungen im Energie- und Betriebsmittelbedarf wie auch in den Emissionen können dann den zusätzlich produzierten Einheiten des betrachteten Koppelproduktes zugeordnet werden.

Wird beispielsweise eine Kehrlichtverbrennungsanlage mit einem zusätzlichen Kilogramm Cadmium beschickt, so verändert sich die Zusammensetzung der Rohabgase, der Schlacken und Aschen und der Schlämme. Durch Modellieren und Messen der Effekte im Rahmen einer Stoffflussanalyse können die Auswirkungen quantifiziert werden (Baccini & Bader 1996:S. 316ff.). Da diese Modellierungen sehr aufwändig sind, werden oftmals lineare Gesetzmässigkeiten angenommen.

Physikalische Parameter wie Masse oder Energieinhalt der Koppelprodukte werden oftmals auch als "physikalische Beziehungen" interpretiert, insbesondere in Fällen starrer Koppelproduktion. Diese Produkteigenschaften können aber den Koppelprozess nicht beeinflussen. Bei der Chloralkali-Elektrolyse zum Beispiel werden aus 1'000kg Steinsalz und 2'200kg Wasser rund 680kg NaOH, 610kg Cl<sub>2</sub> und 34kg H<sub>2</sub> hergestellt. Die Gewichtsverhältnisse der Koppelprodukte sagen aber nur über das Molgewicht der chemischen Elemente und nichts über die Verhältnisse des Verursachens von Aufwendungen und Emissionen des Prozesses aus. Für den Energiebedarf und die Quecksilberemissionen, ja selbst für die Emission chlorhaltiger Schadstoffe sind bei dieser Art der Herstellung von Natronlauge, Chlor- und Wasserstoffgas alle drei Koppelprodukte gleichermassen verantwortlich.

Bei Transportprozessen kann das Gewicht der transportierten Güter bezüglich Emissionen und Energieverbrauch des Fahrzeuges eine gewisse Rolle spielen. Die Aufwendungen und Emissionen, die jedoch für den Transport des leeren Fahrzeugs erforderlich sind, können wiederum nicht einfach nach Massgabe der Gewichte der transportierten Güter diesen zugeordnet werden. Werden Personen und Güter transportiert, stellt sich zudem die Frage, ob die Dienstleistung, eine 70kg schwere Person von A nach B zu befördern, dieselbe ist wie das Transportieren eines 70kg schweren Paketes auf derselben Strecke und damit die Masse als Allokationskriterium geeignet ist.

#### 2.3.5.6 *Allokation nach anderen Beziehungen (z.B. nach ökonomischem Wert)*

Das letzte Beispiel lässt erahnen, dass neben rein physikalischen Grössen auch andere Beziehungen wie beispielsweise die erzielbaren Preise der Koppelprodukte eine Rolle spielen können. Da Unternehmen in der Regel nach einer Maximierung ihres Gewinnes streben, können die erzielbaren Einkünfte durch den Verkauf der Produkte als treibende Kraft ihrer Aktivitäten interpretiert werden. Das Verhältnis zwischen den Einkünften eines Koppelproduktes und den gesamten Einkünften entspricht bei dieser Sichtweise dem

---

<sup>12</sup> Von einer starren Kopplung kann auch gesprochen werden, wenn eine Variation aus ökonomischen Gründen nicht in Frage kommt und alle Koppelprodukte in ihren Maximalmengen produziert und verkauft werden müssen. Kleinwärmekraft-Kopplungsanlagen sind z.B. in der Regel aus wirtschaftlichen Gründen darauf angewiesen, sowohl Wärme als auch Strom zu produzieren und zu verkaufen.

Anteil der Aufwendungen und Emissionen, die das entsprechende Koppelprodukt zu tragen hat.

In der ökonomischen Literatur werden weitere Parameter wie beispielsweise das Verhältnis von Verkaufs- zu Produktionsvolumen oder die konstante relative Bruttomarge diskutiert. Der Verkaufspreis ist jedoch das weitaus am häufigsten verwendete ökonomische Kriterium. Daneben können aber auch andere nichtmonetäre Kriterien verwendet werden, die die für die Allokation relevanten Beziehungen widerspiegeln.

Unter den anderen Kriterien sind in erster Linie physikalische Parameter wie Masse, Molmasse, Konzentration, Dichte, Energie oder Exergie (ein Mass der Qualität der Energie) anzuführen. Wie oben aufgezeigt, können diese in der Regel keine physikalischen Gesetzmässigkeiten abbilden. Sie können aber als stellvertretende Parameter verwendet werden, um "andere Beziehungen" abzubilden, die den Vorstellungen des Betreibers des Koppelprozesses entsprechen.

Daneben besteht natürlich die Möglichkeit, die Allokation losgelöst von monetären und physikalischen Parametern vorzunehmen. Die Anteile an Aufwendungen und Emissionen, die ein Koppelprodukt zugeteilt erhält, können mittels grob geschätzter dimensionsloser Verhältniszahlen bestimmt werden.

#### 2.3.5.7 *Recycling*

Wie bereits erwähnt, gilt gemäss ISO (1998a) beim Recycling prinzipiell dieselbe Vorgehensweise wie bei Koppelprozessen. Man kann das mehrfache Nutzen von Produkten, Materialien oder Energie als eine zeitlich aufeinanderfolgende Koppelproduktion betrachten. Die mit der Gewinnung, Bereitstellung, Aufbereitung und letztlich mit der Entsorgung verbundenen Aufwendungen und Emissionen können bei dieser Interpretation des Produktesystems auf die verschiedenen Nutzungen (d.h. auf die verschiedenen funktionellen Einheiten) aufgeteilt werden.

Als Aufteilungsschlüssel kommen gemäss ISO (1998a) lediglich Parameter in Frage, die "andere Beziehungen" abbilden können. Darunter fallen physikalische oder ökonomische Parameter sowie die Anzahl der späteren Nutzungen, was letztlich einer Gleichbewertung all dieser Nutzungen entspricht.

Natürlich kann auch hier das Prinzip der Systemerweiterung angewendet werden. Wird ein Abfall oder ein Nebenprodukt rezykliert und ersetzt damit Rohstoffe, die ansonsten anderweitig gewonnen und bereitgestellt werden müssten, so können die so vermiedenen Emissionen und Aufwendungen beim untersuchten Produktsystem gutgeschrieben werden<sup>13</sup>.

### 2.3.6 **Kommentar und Kritik am ISO-Allokationsverfahren**

#### 2.3.6.1 *Einführung*

Die Erfahrungen der Ökonomen mit Allokationsfragen im betrieblichen Rechnungswesen haben zu Erkenntnissen geführt, die auch im Bereich der Ökobilanzierung von grossem

---

<sup>13</sup> Ob hier wie auch beim Vermeiden der Allokation (Unterabschnitt 2.3.5.4) die Gutschrift vollumfänglich gewährt werden sollte, wird im nachfolgenden Abschnitt diskutiert.

Wert sind. Neben dem auch in Ökobilanzen verwendeten Kriterium "Ursache und Wirkung" (Schritt 2 des ISO-Vorgehens) werden in der Fachliteratur auch "Fairness oder Gerechtigkeit" und "Tragfähigkeit" als zwei wichtige Kriterien bei der Allokation genannt.

### 2.3.6.2 *Entscheidungsbaum für Allokationsverfahren*

Einerseits ist zu unterscheiden zwischen starr und nicht starr gekoppelt produzierenden Prozessen und andererseits können einzelne Entscheidungsträger ein Allokationsproblem *alleine* im Hinblick auf ihre Zielsetzungen hin lösen, währenddem mehrere Entscheidungsträger zusammen aufeinander Rücksicht nehmen müssen. Dies führt zum folgenden Entscheidungsbaum für die Behandlung von Allokationsproblemen (siehe Abb. 2.7).

Zuerst stellt sich die Frage, ob eine physikalische Kausalität eruiert werden kann, d.h. ob es sich um eine kombinierte Produktion handelt<sup>14</sup>. Für den Fall einer kombinierten Produktion kann die Methode der linearen Optimierung angewandt werden, wie Azapagic (1996) anhand eines Beispiels aus der Borherstellung gezeigt hat. Die Produktion kann dann im Hinblick auf die Senkung der Produktionskosten, der Maximierung der Erträge (z.B. bei gleichbleibenden Kosten) oder im Hinblick auf eine Reduktion der Emissionen optimiert werden.

In einem nächsten Schritt stellt sich die Frage nach der Anzahl der für einen Koppelprozess relevanten Entscheidungsträger. Ist ein einzelnes Unternehmen oder ein einzelner Konzernbereich als Entscheidungseinheit verantwortlich für die Koppelproduktion und den Absatz der Produkte, so ist diese in der Wahl des Allokationsverfahrens wie auch der -faktoren frei. Es stellt sich jedoch dann noch die Frage, ob das Unternehmen die Preise der Produkte über die Absatzmengen beeinflussen kann (in mono- oder oligopolartigen Märkten) oder ob der Markt genügend funktioniert und die Preise als gegeben betrachtet werden müssen.

---

<sup>14</sup> Siehe Unterabschnitt 2.3.5.5.

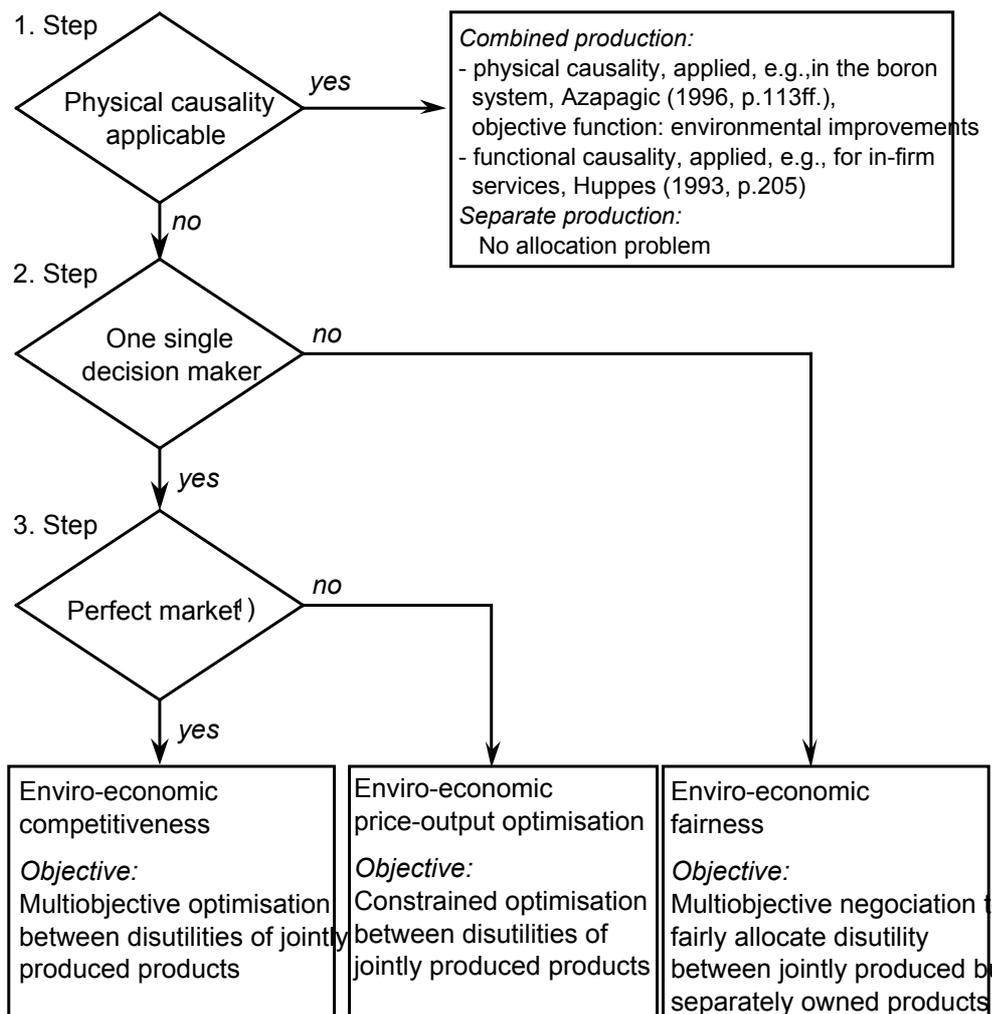


Abb. 2.7: Entscheidungsbaum für eine kontext-spezifische Allokation bei starr gekoppelter Produktion (Frischknecht 2000).

1): Perfekter Markt in der Hinsicht, dass Unternehmen Preisnehmer sind, d.h. den Preis eines Produktes durch Ausweitung oder Reduktion ihres Produktionsausstosses nicht beeinflussen können.

Enviro-economic competitiveness: Ökonomisch-ökologische Wettbewerbsfähigkeit,

Enviro-economic price-output optimisation: Ökonomisch-ökologische Preis-Absatz Optimierung,

Enviro-economic fairness: Ökonomisch-ökologische Fairness.

### 2.3.6.3 Tragfähigkeit als Allokationskriterium

Im ersten Fall (kein perfekter Markt, enviro-economic price-output optimisation in Abb. 2.7) stellt sich die Frage bei welchem Ausstoss der Gewinn, hier unter Berücksichtigung von Umwelteffekten, maximal wird. Dazu ist die Kenntnis entsprechender Nachfragekurven erforderlich. Dieser Fall wird hier nicht weiter erörtert.

Im zweiten Fall (perfekter Markt, enviro-economic competitiveness in Abb. 2.7) kann ein Unternehmen die Allokationsfaktoren entsprechend der Marktsituation (wie z.B. Kosten und Umweltperformance von Konkurrenzprodukten) bestimmen. Hierzu ist das Unternehmen jedoch auf entsprechende Informationen über die Konkurrenzprodukte angewiesen. Liegen diese Informationen vor, wird im Falle einer Koppelproduktion von zwei

Produkten eine Optimierung im Hinblick auf zwei vielleicht gegenläufige Ziele durchgeführt.

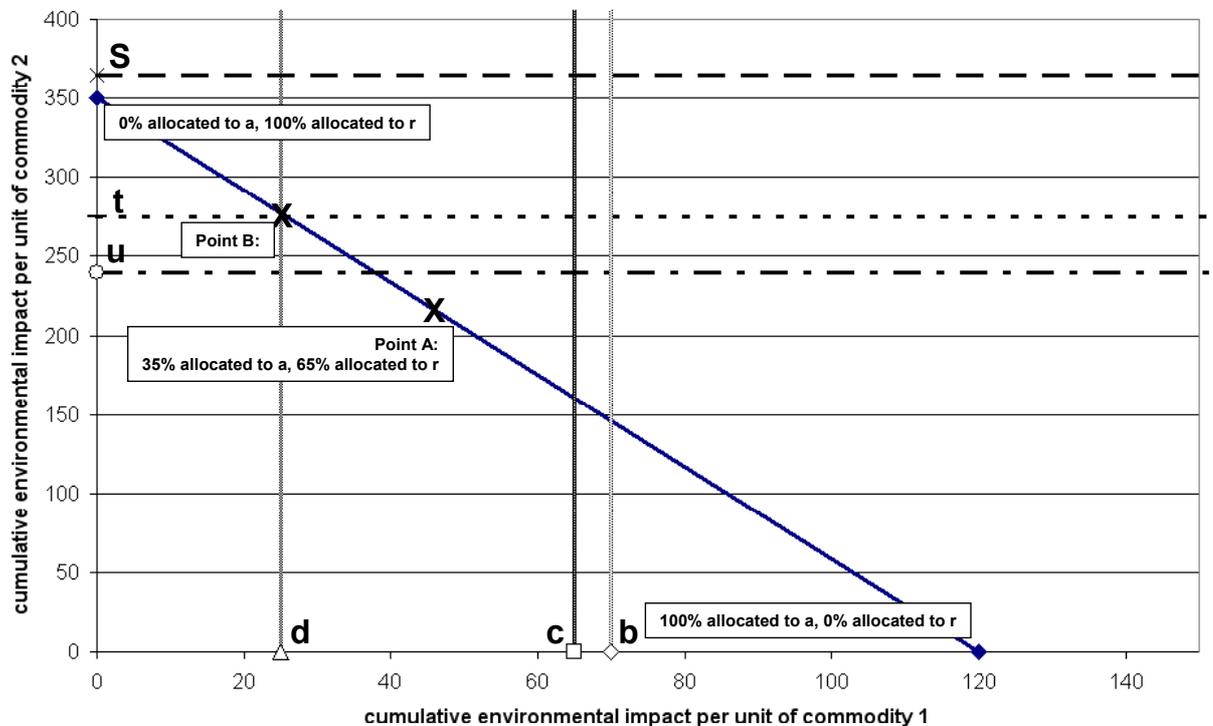


Abb. 2.8: Graphische Lösung des Vergleichs alternativer Kombinationen verschiedener Produktionsweisen der Güter 1 und 2. Die fettgedruckte Linie zeigt die gegenseitige Abhängigkeit der Umweltbelastung der Koppelprodukte a und r. Die Punkte auf Abszisse und Ordinate zeigen die Umweltbelastung der Einprodukt-Prozesse b,c,d,s,t, und u. Schnittpunkte der vertikalen und horizontalen Hilfslinien oberhalb der fettgedruckten Linie zeigen Kombinationen mit gegenüber den Koppelprodukten a und r höheren Umweltbelastungen. Die Skalen zeigen arbiträre Einheiten.

Das Beispiel in Abb. 2.8 zeigt, dass im Vergleich mit der Koppelproduktion a,r die Kombination d,u weniger Umweltbelastung verursacht. Die Kombination d,t ist der Koppelproduktion ebenbürtig (Punkt B). Mit Hilfe solcher Graphiken lassen sich auch Bereiche für die Allokationsfaktoren bestimmen, innerhalb derer beide Koppelprodukte zu günstigeren Bedingungen produziert werden können im Vergleich zu alternativen Einzelproduktionsmethoden.

2.3.6.4 *Faire Allokationsschlüssel*

Teilen sich mehrere Unternehmen oder Unternehmensbereiche in der Koppelproduktion mehrerer Güter (enviro-economic fairness in Abb. 2.7), so muss man sich wie erwähnt auf einen allseits akzeptierten Allokationsschlüssel einigen. Derartige Verhandlungen können im Bereich der Umwelteinwirkungen, die grösstenteils (noch) nicht über Märkte gehandelt werden, beispielsweise mit Hilfe der Spieltheorie abgebildet werden (siehe auch Müller-Fürstenberger (1998)). Durch die dabei angewandten Grundregeln wird dafür gesorgt, dass

- kein Koalitionspartner höhere Aufwendungen tragen muss, als wenn das Unternehmen alleine produzieren würde (*stand alone cost test*), und dass
- kein Koalitionspartner weniger Aufwendungen tragen darf, als er selbst beim Eingehen von Koalitionen verursacht (*incremental cost test*).

Der Shapley Ansatz fügt diesen beiden Bedingungen eine dritte hinzu (Shapley 1953). Die Reihenfolge, wie die Partner der Koalition beitreten, soll keinen Einfluss auf den aus der Koalition gewonnenen Nutzen haben. Der Nutzen wird aufgrund dieser Bedingung gleichmässig zwischen den Partnern aufgeteilt.

Durch diese Grundregeln wird der Lösungsraum, der bei Situationen mit einem einzelnen, unabhängigen Entscheidungsträger praktisch unbegrenzt ist, wesentlich eingeschränkt, wie das nachfolgende Beispiel aufzeigt.

Die drei Firmen  $F_A$ ,  $F_B$ , and  $F_C$ , verhandeln über mögliche Koalitionen, um ihre Kosten oder Umweltbelastungen ihrer Produkte  $\alpha$ ,  $\beta$ , und  $\gamma$  zu reduzieren. Tab. 2.4 zeigt die Kosten (oder Umweltbelastungen) sowie die Mindest-Zusatzkosten für alle möglichen Koalitionen.

Coalition	Disutility [-]	Incremental disutility			
		$\{\alpha, \beta\}$	$\{\alpha, \gamma\}$	$\{\beta, \gamma\}$	$\{\alpha, \beta, \gamma\}$
$\emptyset$	0	-	-	-	-
$\{\alpha\}$	80	75	70	-	55
$\{\beta\}$	70	65	-	40	25
$\{\gamma\}$	150	-	140	120	100
$\{\alpha, \beta\}$	145	-	-	-	95
$\{\alpha, \gamma\}$	220	-	-	-	175
$\{\beta, \gamma\}$	190	-	-	-	165
$\{\alpha, \beta, \gamma\}$	245	-	-	-	-

Tab. 2.4: Kosten (oder Umweltbelastungen; allg. "Disutility") für die individuelle Herstellung der Produkte  $\alpha$ ,  $\beta$ , und  $\gamma$  und Zusatzkosten ("Incremental disutility") beim Eingehen verschiedener Koalitionen ( $\alpha$  und  $\beta$ ,  $\alpha$  und  $\gamma$ ,  $\beta$  und  $\gamma$  und  $\alpha$ ,  $\beta$  und  $\gamma$ ). Werte in arbiträren Einheiten (z.B. Umweltbelastungspunkte, Eco-indicator 99 (H)-Punkte, Schweizer Franken, etc.).

Der Kern der Kostenfunktion (disutility function) zeigt denjenigen Bereich, in welchem die beiden oben erwähnten Bedingungen erfüllt sind. Er kann rechnerisch oder graphisch ermittelt werden. Die maximalen Kosten, die einer einzelnen Firma zugeordnet werden können, entsprechen den gesamten Kosten der grossen Koalition  $\{\alpha, \beta, \gamma\}$ , und belaufen sich im Beispiel auf 245 (siehe Tab. 2.4 und Abb. 2.9). Die Kosten der Einzellösung für Produkt  $\alpha$  betragen 80 und die Mindest-Zusatzkosten belaufen sich auf 55. Das heisst, dass Firma  $F_A$  irgendeiner Koalition zustimmen würde, wenn die Kosten zwischen 55 und 80 liegen würden. Für das Produkt  $\beta$  der Firma  $F_B$  liegen die Grenzen bei 25 und 70, für Produkt  $\gamma$  der Firma  $F_C$  bei 100 und 150.

Der Kern dieses Beispiels ist recht klein, sodass wenig Verhandlungsspielraum für die beteiligten Firmen besteht. Gemäss der dritten, von Shapley formulierten Eigenschaft, dass die Nutzen gleichmässig zwischen den Partnern aufgeteilt werden sollen, betragen die Kosten der Koalition 69.2 für Produkt  $\alpha$ , 49.2 für Produkt  $\beta$ , und 126.6 für Produkt  $\gamma$ . Im

Vergleich zur Einzellösung betragen die Einsparungen fast 30% für Firma  $F_B$ , etwa 14% für Firma  $F_A$  und etwa 16% für Firma  $F_C$ .

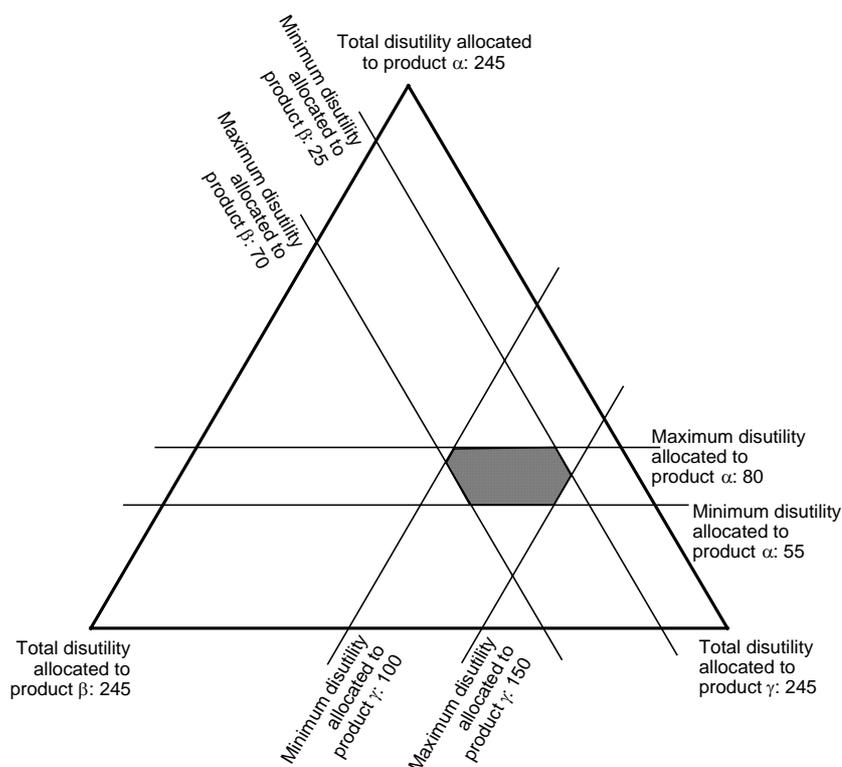


Abb. 2.9: Der Kern (schwarz) der Kostenfunktion (disutility function; in arbiträren Einheiten) für die Koalition der Firmen  $F_A$ ,  $F_B$ , and  $F_C$  zur Koppelproduktion der Produkte  $\alpha$ ,  $\beta$ , und  $\gamma$ .

Man erkennt auch, dass der Ansatz der Systemerweiterung (siehe Unterabschnitt 2.3.5.4) eine der Grenzen definiert, indem die Aufwendungen der Einzellösung des einen Partners von denjenigen der Koalitionslösung subtrahiert werden. Diese Differenz ergibt die Aufwendungen, welche mindestens dem andern Partner angelastet werden müssen (*incremental cost test*). In diesem Falle jedoch profitiert ausschliesslich der zweite Partner; für den ersten Partner besteht dann kein Unterschied zwischen einer Koalitions- und einer individuellen Lösung. Deshalb wird der Ansatz der Systemerweiterung wohl lediglich in Situationen angewendet, in denen ein einzelner Entscheidungsträger seine Allokationsfaktoren unabhängig festsetzen kann.

### 2.3.6.5 Beispiel Wärmekraftkopplung

Anhand eines Beispiels im Energiebereich soll die für einen perfekten Markt<sup>15</sup> eingeführte Vorgehensweise illustriert werden. Dabei handelt es sich um eine gasbefeuerte Wärmekraftkopplungs-Anlage mit einer thermischen Leistung von ca. 360kW<sub>th</sub> und einer elektrischen Wärmepumpe zur Gewinnung der Motorenabwärme. Zur Spitzenlastdeckung (ca. 40% des Jahresenergiebedarfs) werden Ölkessel eingesetzt. Für die Herleitung der hier gezeigten Resultate sei auf Frischknecht (1998) verwiesen.

<sup>15</sup> Was für die derzeitige Situation insbesondere im Strom- und Gasmarkt (noch) nicht zutrifft.

Als Allokationsparameter werden Energie, Exergie, Preis, Motivation Wärme<sup>16</sup> und Motivation Strom<sup>17</sup> mit den in Tab. 2.5 gezeigten Allokationsfaktoren verwendet. Daneben können aber nach Bedarf auch andere Faktoren verwendet werden. Selbst Faktoren grösser als eins oder kleiner Null sind möglich und teilweise auch sinnvoll (siehe unten).

Nr. 1)	Parameter	Allokationsfaktor	
		Wärme	Strom
1	Energie	0.64	0.36
2	Exergie	0.25	0.75
3	Preis	0.38	0.62
4	Motivation Strom	0	1
5	Motivation Wärme	1	0

Tab. 2.5: Beim System Wärmekraftkopplung verwendete Allokationsparameter ("andere Beziehungen" widerspiegelnd) und daraus abgeleitete Faktoren.  
1): siehe Abb. 2.10 bis 2.13.

In einem ersten Schritt sollen die privaten Kosten (Investitions- und Betriebskosten) dieser Anlage mit anderen, strom- oder wärmeproduzierenden Anlagen verglichen werden (siehe Abb. 2.10). Bei den reinen Wärmereizern (Punkte auf der Ordinate, horizontale Hilfslinien) zeigt sich der Kostenvorteil fossiler Brennstoffe deutlich. Öl- und Gasfeuerungen produzieren zu sehr ähnlichen Kosten um ca. 6 Rp. pro kWh Nutzenergie, wogegen Holzfeuerungen rund doppelt so hohe spezifische Kosten aufweisen.

Die spezifischen Kosten stromerzeugender Technologien (Punkte auf der Abszisse, vertikale Hilfslinien) liegen alle zwischen 15 und 20 Rp. pro kWh<sub>e</sub> (inkl. Transport und Verteilung), der durchschnittliche Rücklieferarif für Wärmekraftkopplung bei 12 Rp. pro kWh<sub>e</sub>. Die durch eine Energiesparlampe als Ersatz einer Glühbirne eingesparte kWh kostet demgegenüber lediglich ca. 2Rp. pro kWh<sub>e</sub>.

Die Kosten für gekoppelt produzierten Strom und Wärme sind voneinander abhängig. Werden die gesamten Kosten auf die Wärme überwälzt, so betragen die Kosten knapp 9 Rp. pro kWh<sub>th</sub> (Punkt 5 in Abb. 2.10). Werden die gesamten Kosten dem produzierten Strom angelastet, so sind Gestehungskosten von über 25 Rp. pro kWh<sub>e</sub> plus Wärmekosten von ca. 3 Rp. pro kWh<sub>th</sub> zu gewärtigen (Punkt 4). Dass die Kosten der Nutzwärme in diesem wie auch den nachstehenden Fällen nicht null sind, liegt daran, dass ein Teil des produzierten Stroms von der integrierten Wärmepumpe benötigt wird, um Abwärme zurückzugewinnen. In Abb. 2.10 lässt sich nun eruieren, ob die Wärmekraftkopplung gegenüber anderen Technologiekombinationen ökonomische Vor- oder Nachteile aufweist. Im vorliegenden Fallbeispiel sind die Kosten von Wärme und Strom aus der Wärmekraftkopplung ungefähr gleich hoch wie die Kosten von mit Heizöl (light fuel oil) erzeugter Wärme und Strom aus Laufwasserkraftwerken (Punkt A).

<sup>16</sup> 100% der Aufwendungen und Emissionen des Gasmotors werden auf die Wärmeproduktion umgelegt.

<sup>17</sup> 100% der Aufwendungen und Emissionen des Gasmotors werden auf die Produktion mechanischer Energie umgelegt.

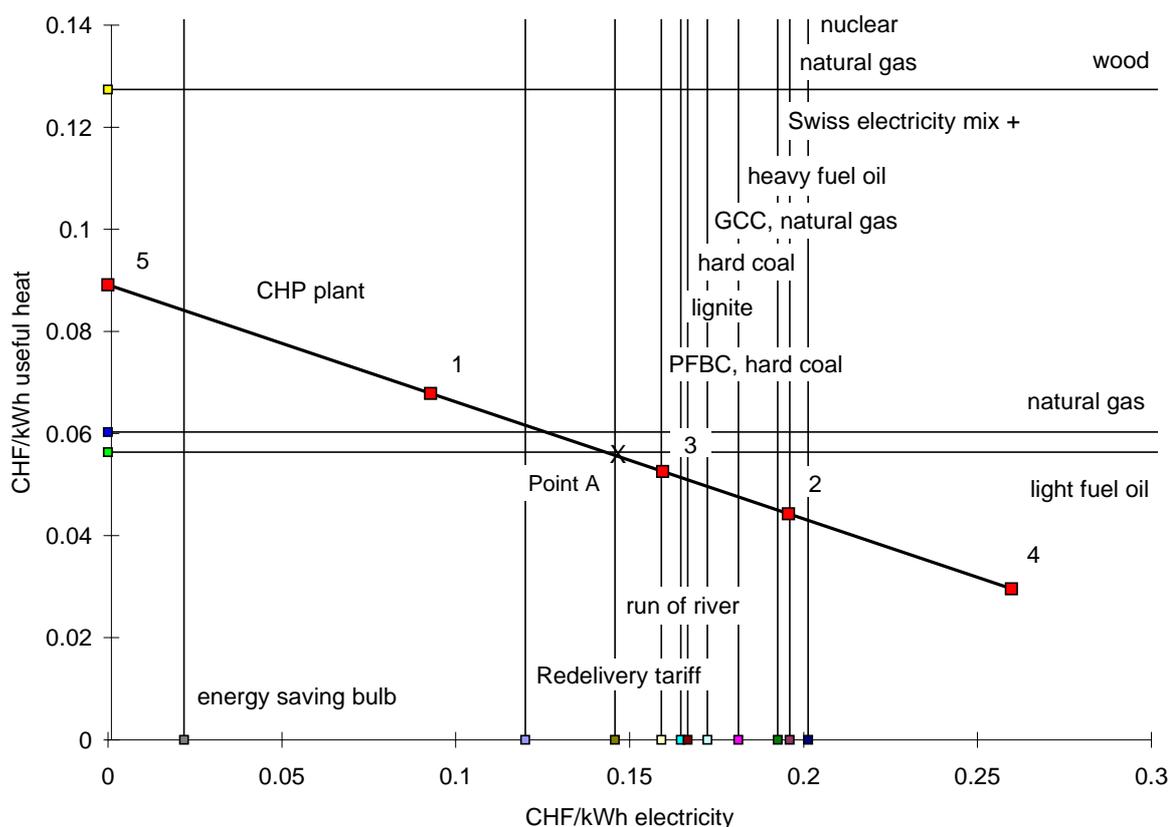


Abb. 2.10: Private Kosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien. CHP: Combined heat and power (Wärmeerkraftkoppelung mit Ölspitzenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion (Verbrennung unter Druck und Zirkulation); GCC: Gas combined cycle (Gaskombikraftwerk). Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

Ähnliche Betrachtungen können nun auf der Ebene der Umweltwirkungen angestellt werden. Abb. 2.11 und 2.12 zeigen die Umweltbelastung derselben Technologien ausgedrückt in Umweltschadenskosten pro kWh. Da die Unsicherheiten insbesondere bei der Bestimmung der Schadenskosten infolge von Klimaveränderungen sehr gross sind, werden hier die Resultate zweier Szenarien (tief und hoch) gezeigt. Hier zeigen sich nun grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Technologien einerseits und zwischen Strom und Wärme andererseits. Bestehende, fossil betriebene Kraftwerke mit nur teilweiser Rauchgasreinigung (heavy fuel oil=Schweröl, lignite=Braunkohle) verursachen (beim Szenario Klimaschadenskosten tief) mit Abstand die höchsten spezifischen Umweltschadenskosten der hier gezeigten Technologien. Selbst wenn die gesamten Umweltauswirkungen des Blockheizkraftwerks dem Strom zugeteilt werden (Punkt 4), liegen die spezifischen Umweltauswirkungen weit unter denjenigen der genannten Kraftwerke. Auf der anderen Seite jedoch kann mit einem kondensierenden Gaskessel Wärme mit relativ geringen Umweltauswirkungen produziert werden. Um nun aber mit der WKK-Anlage bezüglich Strom und Wärme Umweltvorteile aufweisen zu können, kann der Allokationsfaktor für das Produkt "Nutzwärme" negativ und derjenige für Strom entsprechend grösser als eins gewählt werden (Punkt A in Abb. 2.11).

Bei der Annahme hoher Klimaschadenskosten rücken die fossilbefeueten Technologien näher zusammen. Technologien auf der Basis kohlenstofffreier und regenerativer Energieträger (Wasser- und Windkraft, Photovoltaik, Holz und Kernenergie) zeigen nun Vorteile gegenüber gekoppelt produzierter Wärme und Strom. So lassen sich beispielsweise keine Allokationsfaktoren finden, die zu spezifischen Umweltschadenskosten, die im Vergleich zu den spezifischen Umweltschadenskosten von Strom aus Windkraft und Wärme aus Holz tiefer liegen.

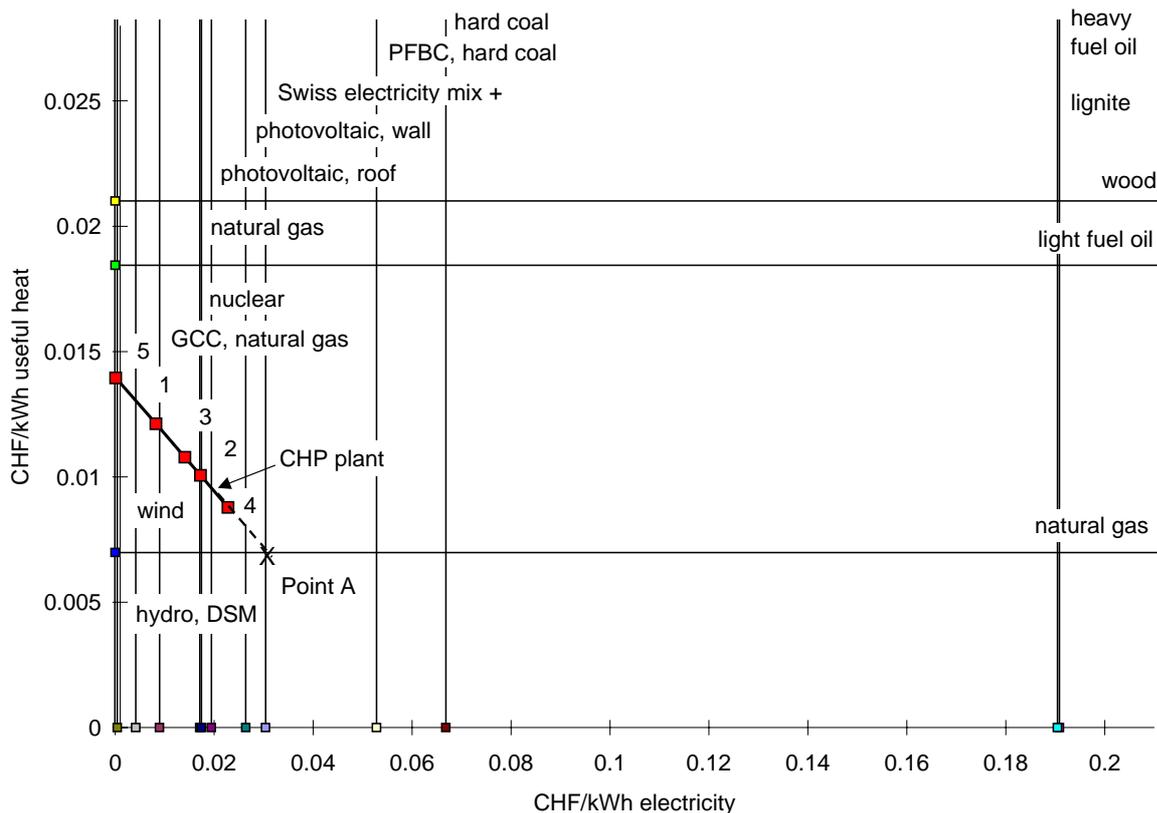


Abb. 2.11: Spezifische Umweltschadenskosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien inklusive tiefe Klimaschadenskosten (Fr. 4.20/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmeerkraftkopplung mit Ölspitzenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion (Verbrennung unter Druck und Zirkulation); GCC: Gas combined cycle (Gaskombikraftwerk); DSM: Demand side management (Energiesparlampe statt Glühbirne). Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

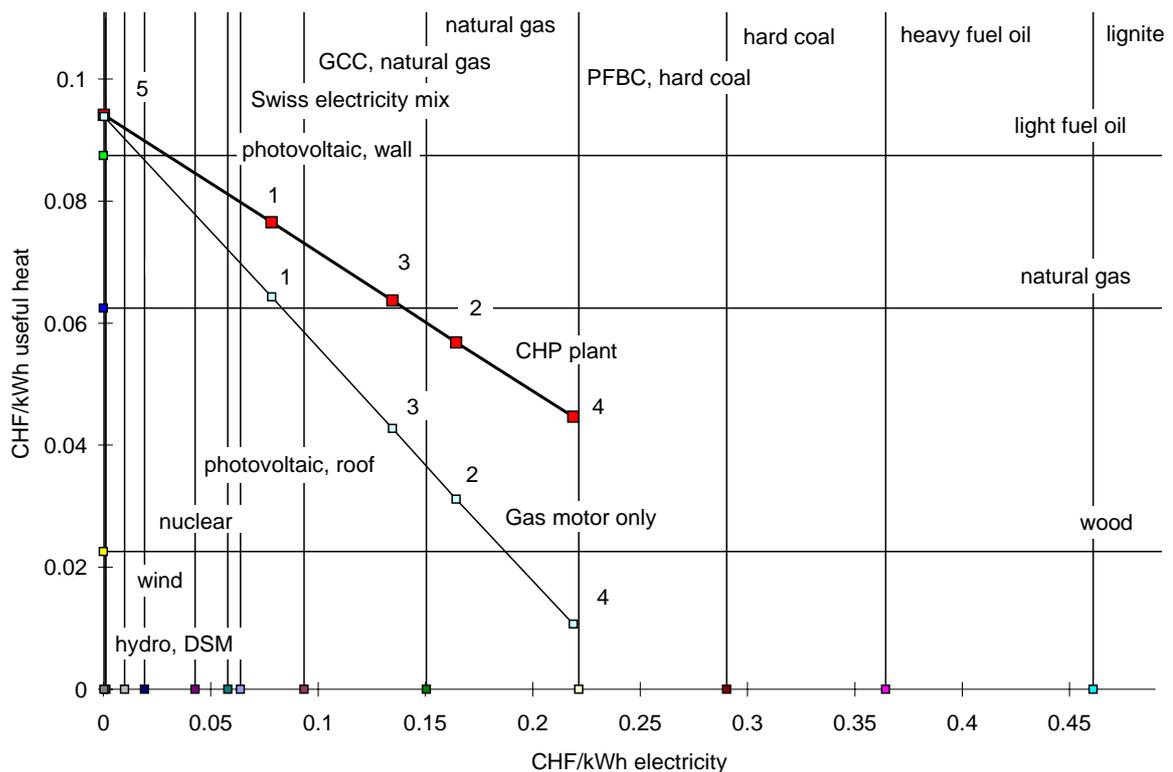


Abb. 2.12: Spezifische Umweltschadenskosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien inklusive hohe Klimaschadenskosten (Fr. 210.-/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmekraftkopplung mit Ölspitzenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion (Verbrennung unter Druck und Zirkulation); GCC: Gas combined cycle (Gaskombikraftwerk); DSM: Demand side management (Energiesparlampe statt Glühbirne); Gas motor only: Nur Wärmekraftkopplungsanlage. Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

Bei der Allokation bei starrer Koppelproduktion können Umweltaspekte neben ökonomischen Aspekten eine Rolle spielen. Unter der Voraussetzung, dass Kunden der Koppelprodukte ihre Entscheide auf Grund von ökonomischen *und* ökologischen Aspekten fällen, kann es sinnvoll sein, Kosten und Umweltbelastung zu kombinieren und als neue Zielgrösse zur Bestimmung der für das Unternehmen optimalen Allokationsfaktoren zu verwenden. Abb. 2.13 zeigt eine derartige Situation, in welcher die privaten Kosten und die Umweltschadenskosten zu sogenannten "sozialen" Kosten aggregiert werden. Im Vergleich zu einer Lösung mit einem kondensierenden Gaskessel und einem modernen PFBC-Kohlekraftwerk liegt die Wärmekraftkopplungs-Anlage günstiger und die Allokationsfaktoren können zwischen ca. 0.36 und 0.75 für Strom (etwa zwischen den Punkten 1 und 2) variiert werden. Innerhalb dieser Grenzen sind die sozialen Kosten von Strom und Wärme aus Wärmekraftkopplung geringer als diejenigen der mit dem Gaskessel erzeugten Wärme und des Kohlestroms. Wird anstelle des Kohlekraftwerks ein gasbetriebenes Kombikraftwerk (Gas Combined Cycle, GCC) betrachtet, so reduziert sich der Bereich, innerhalb dessen die Allokationsfaktoren variiert werden können, auf den Punkt A (Allokationsfaktor Strom ca. 0.55). Die sozialen Kosten von Wärme und Strom der Kombination Gaskessel/ Kernkraftwerk liegen unter denjenigen der WKK-Option. Dies bedeutet, dass keine Allokationsfaktoren existieren, mit

welchen für beide Produkte (Wärme und Strom) tiefere Kosten resultieren. Die Variante Wärmekraftkopplung (mit Ölspitzenkessel) ist gegenüber dieser Kombination weniger "wirtschaftlich".

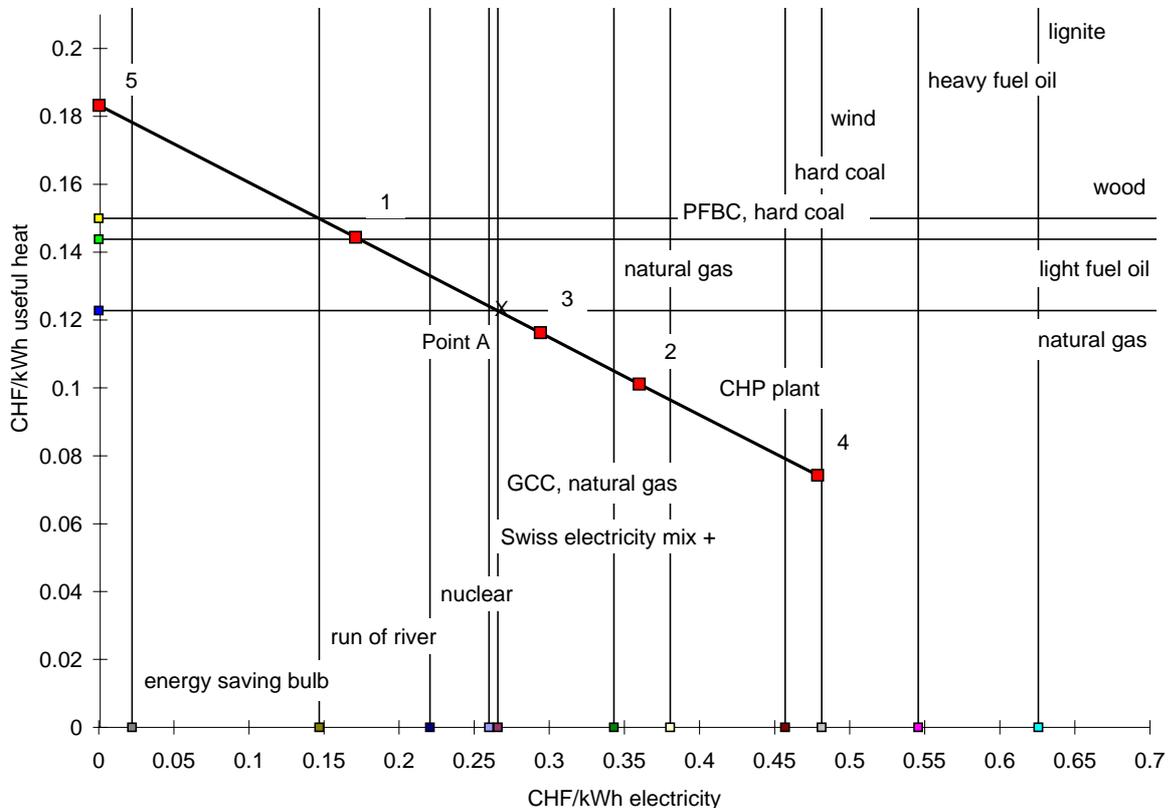


Abb. 2.13: Spezifische soziale Kosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien inklusive hohe Klimaschadenskosten (Fr. 210.-/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmekraftkopplung); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion (Verbrennung unter Druck und Zirkulation); GCC: Gas combined cycle (Gaskombikraftwerk). Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

## 2.3.7 Zeitaspekte des Recycling

### 2.3.7.1 Verschiedene Ansätze der Modellierung

In ISO 14041 werden für Produktsysteme im offenen Kreislauf Kriterien wie 'ökonomischer Wert' oder 'Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwendeten Materials' explizit erwähnt (ISO 1998a), was die aufeinanderfolgenden Funktionen der Produktsysteme zu quasi zeitgleichen Funktionen macht.

In ISO (1998b) wird anhand des Beispiels von mehrfach verwendetem Kraftpapier die Anwendung des Kriteriums 'Anzahl Umläufe' gezeigt. Dabei werden die gesamten Aufwendungen von Waldbewirtschaftung und Papierherstellung auf die aufeinanderfolgenden

Anwendungen aufgeteilt<sup>18</sup>. Dadurch werden die real aufeinanderfolgenden Funktionen als zeitgleich betrachtet und die Anpassungen des oder der betroffenen Wirtschaftszweige(s) an eine Mehrfachnutzung der Rohstoffe berücksichtigt.

Tillman *et al.* (1994) oder Fleischer & Schmidt (1995) behandeln Allokationsfragen bei Recycling und bei starrer Koppelproduktion gemäss dem "Warenkorb"-Prinzip (Systemerweiterung). Demgemäss müssen zu vergleichende Systeme derart erweitert werden, dass deren Nutzen gleich gross sind. Durch das Rezyklieren von Wertstoffen können diese nacheinander in mehreren Produkten eingesetzt werden und erfüllen damit mehrere Funktionen (vergleiche Abb. 2.14). Damit ein Vergleich verschiedener Systeme möglich wird, müssen demnach die alternativen Systeme dieselben Funktionen erfüllen. Deshalb werden bei Produktsystemen ohne Recycling zusätzliche Produktsysteme dazuaddiert. Durch diese Betrachtungsweise wird der Zeitaspekt (zeitlich aufeinanderfolgende Funktionserfüllung) vernachlässigt und die Produktkaskade wird quasi zeitgleich behandelt.

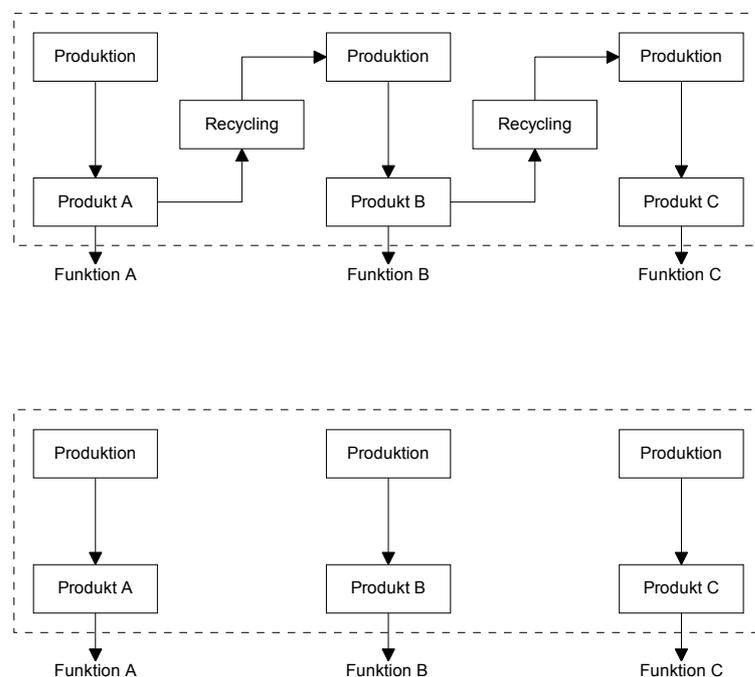


Abb. 2.14: Vergleich eines Recycling-Produktsystems in offenem Kreislauf mit den drei Funktionen A, B und C (oben) gegenüber einer Produktion mit Primärrohstoffen und denselben Funktionen (unten).

Schneider (1996) entwickelte eine Methode für den Vergleich verschiedener Kaskadensysteme (z.B. Vergleich von Altglas als Kofferungsmaterial bei Strassen versus Einsatz in anderen Produktkaskaden). Um den unterschiedlichen Outputs der Produktkaskaden Rechnung zu tragen, müssen deren Nutzen vergleichbar gemacht und quantifiziert werden. Neben Anwendungsdauer oder der Anzahl profitierender Personen schlägt Schneider auch (nicht näher erläuterte) Qualitätsindikatoren und den ökonomischen Wert

<sup>18</sup> Um den *Nutzen* der einzelnen Funktionen zu berücksichtigen, könnten die Anzahl Umläufe der Papierfasern zusätzlich mit dem für das jeweilige Ausgangsmaterial (Primär- resp. Sekundärrohstoffe) erzielbaren Preis gewichtet werden. Dadurch könnte der Qualitäts- resp. Nutzeneinbusse Rechnung getragen werden.

(Preis) als Messgrößen vor. Schneider geht auf den Zeitaspekt nicht ein. Er behandelt somit Produktkaskaden wie zeitgleich produzierte Güter.

Lützkendorf (1997) schlägt vor, bei langlebigen Gütern wie beispielsweise Bauwerken auf ein Berücksichtigen einer zukünftigen Wiederverwendung von Baumaterialien durch Einführen aufwands- und emissionsmindernder Gutschriften zu verzichten und statt dessen ein 'Recycling-Potential' separat auszuweisen. Lützkendorf begründet seine Haltung mit dem Hinweis auf eine dramatische Verfälschung des realen zeitabhängigen Energie- und Stoffstroms bei Gewähren von Gutschriften durch zukünftiges Recycling.

Hofstetter (1998:368) unterscheidet verschiedene Sichtweisen bezüglich eines zukünftigen Recyclings. Die Sichtweisen leiten sich aus der Kulturtheorie ab, welche fünf kulturelle Perspektiven oder Archetypen definiert, wovon drei (Individualisten, Hierarchisten und Egalitaristen) für die Zwecke der Ökobilanzierung geeignet sind<sup>19</sup>. Gemäss der Interpretation der Haltung der drei Archetypen durch Hofstetter würden Individualisten aufgrund eines existierenden Recyclingmarktes einen Teil der Erstaufwendungen auch von langlebigen Produkten auf die folgenden Produktsysteme überwälzen. Hierarchisten würden diesem Vorgehen nur bei kurzlebigen Gütern zustimmen und Egalitaristen würden die gesamten Erstaufwendungen demjenigen aufbürden, der die Primärrohstoffe benötigt.

Der von Frischknecht (1998:91ff.) entwickelte Ansatz für starre Koppelproduktion, bei welchem die Vorgehensweise aufgrund der Anzahl der beteiligten Entscheidungsträger unterschieden wird, ist prinzipiell auch für Recyclingfragen anwendbar.

### 2.3.7.2 Kriterien für die Wahl einer zeitgleichen Betrachtungsweise

Die im vorangehenden Unterabschnitt beschriebenen Ansätze unterscheiden sich in der Berücksichtigung des Zeitaspekts. ISO (1998a&b), Tillman *et al.* (1994), Fleischer & Schmidt (1995) und Schneider (1996) führen keine zeitliche Differenzierung ein und reduzieren damit alles auf einen Zeitpunkt. Lützkendorf (1997) hingegen streicht die Bedeutung des Zeitaspekts heraus. Er verzichtet auf ein Verrechnen zeitlich weit auseinanderliegender Emissionen mit der Begründung, dass ein Verrechnen den tatsächlich beobachtbaren Umwelteinwirkungen und -belastungen widersprechen würde. Hofstetter (1998) weist verschiedenen Sichtweisen resp. Werthaltungen je eine unterschiedliche Berücksichtigung des Zeitaspekts zu. Die Vorgehensweise für freiwillige Koalitionen von Frischknecht (1998) ist nicht auf eine zeitabhängige Analyse von integralen Kaskadennutzungen zugeschnitten, eignet sich jedoch für die Fragestellung der Zuteilung an der Schnittstelle zweier Produktsysteme (Recyclingprozess als starre Koppelproduktion), und für eine zeitgleiche Behandlung von Produktkaskaden.

Aufgrund der Vielzahl von Vorgehensweisen, welche auf eine Zeitdifferenzierung verzichten, sollen die Bedingungen näher umschrieben werden, unter denen je nach Sichtweise ein solches Vorgehen als anwendbar betrachtet werden kann. Drei wichtige Kriterien sind

- a) die Existenz etablierter Sekundärrohstoffmärkte,
- b) die Lebens- resp. Funktionsdauer der Güter, und
- c) die Art der Fragestellung.

---

<sup>19</sup> Siehe auch Unterabschnitt 2.4.3.8. Für eine detaillierte Beschreibung der Kulturtheorie und ihrer Anwendung in Ökobilanzen siehe Hofstetter (1998:S. 41-79).

*Ad a)* Durch das Zuteilen von Umwelteinwirkungen der Primärproduktion auf nachfolgende Anwendungen wird die Ökobilanz der Erstanwendung entlastet und damit die Primärgüter im Vergleich zu Konkurrenzprodukten attraktiver. Bestehen noch kaum Absatzmärkte für die aus der Erstanwendung stammenden Sekundärrohstoffe wird eine Ausweitung des Marktes der Erstanwendung das Ungleichgewicht zwischen diesem und dem Sekundärrohstoffmarkt weiter erhöhen. Andererseits kann bei langlebigen Gütern argumentiert werden, dass zum Zeitpunkt, da das Primärmaterial zur Entsorgung resp. zum Recycling anfallen wird, entsprechende Verwertungs- und Einsatzmöglichkeiten geschaffen werden<sup>20</sup>.

*Ad b)* Handelt es sich um Güter mit kurzer Lebens- resp. Funktionsdauer (kürzer als ca. ein Jahr) so kann angenommen werden, dass sich die Marktverhältnisse in dieser Zeitspanne nicht gross ändern werden. Somit können bei der Bilanzierung die bestehenden Verwertungsmöglichkeiten berücksichtigt werden. Für Güter mit langer Lebens- resp. Funktionsdauer (mehrere Jahre bis Jahrzehnte) sind die dannzumal zur Verfügung stehenden Verwertungsoptionen in der Regel noch kaum bekannt. Allenfalls kann auf heutige Erfahrungen abgestellt werden. Die zukünftigen Marktverhältnisse können sich jedoch von den heutigen stark unterscheiden.

*Ad c)* Durch eine Allokation nach Anzahl Umläufen (d.h. durch eine "ökonomisch zeitgleiche" Betrachtung) können Unterschiede zwischen Produkten aus Primärrohstoffen und solchen aus Sekundärrohstoffen verschwinden. Damit erübrigt sich die Frage nach der Wahl zwischen einem Produkt aus Primär- und demselben aus Sekundärrohstoffen. Deren Ökobilanzen sind identisch. Für den Vergleich verschiedener Produktsysteme auf der Basis z.B. unterschiedlicher Materialien und damit für den Vergleich von Produktsystemen verschiedener Industriezweige (z.B. Aluminium- versus Kunststoffverpackungen) kann aber eine "ökonomisch zeitgleiche" Betrachtung grundsätzlich verwendet werden.

### 2.3.7.3 *Umgang mit unsicheren Informationen*

Je weiter eine Aktivität wie beispielsweise das Entsorgen von heute erworbenen langlebigen Gütern in der Zukunft liegt, desto unsicherer werden Angaben zu den ökologischen Konsequenzen dieser Aktivität. Der Umgang mit dieser Unsicherheit in Ökobilanzen kann verschiedene Ausprägungen annehmen. So können zukünftige Prozesse auf der Basis heutiger Technologie modelliert werden oder es können Szenarien über die Technologieentwicklung und deren Emissionsverhalten angewendet werden. Als weitere Option können in heutigen Ökobilanzen Gutschriften für das in Zukunft erwartete Verwerten heute verbauter Baustoffe und Bauteile gewährt oder mit dem Hinweis auf die grosse Zeitspanne und die ungewisse Entwicklung verwehrt werden.

Die Vorgehensweise ist in diesem Zusammenhang geprägt durch die persönliche Haltung des Bilanzierenden resp. des Auftraggebers. Aus diesem Grund sollen drei verschiedene Haltungen gegenüber unsicherer Information (risikoscheu, risikoneutral und risikofreudig) eingeführt werden. Die drei Grundhaltungen können sich in der Beurteilung von Recycling und Technologieentwicklung wie folgt unterscheiden (siehe Tab. 2.6):

---

<sup>20</sup> So hat beispielsweise die Eternit AG auf das zu erwartende grosse Rücklaufvolumen ausgedienter Eternitfassaden und -dächer aus den Nachkriegsjahren mit einem Verwertungskonzept im Rahmen der aktuellen Eternitproduktion reagiert.

Haltung	Recycling-Gutschrift für zukünftige Verwertung	Technologieentwicklung
Risikofreudig	Gewähren	Verbesserungen teilweise berücksichtigen, z.B. best available technology <sup>1)</sup> )
Risikoneutral	nicht gewähren	Verbesserungen berücksichtigen, z.B. best available technology
Risikoscheu	nicht gewähren	Heutiger Stand auch für zukünftige Prozesse

Tab. 2. 6: Grundhaltungen gegenüber unsicheren Informationen über zukünftiges Recycling und Prozessentwicklungen und Vorschlag des Autors zu deren Modellierung in Ökobilanzen.  
<sup>1)</sup>: nicht bei Prozessen, die durch das zukünftige Recycling verdrängt werden und dadurch eine Gutschrift geben.

Auf die Fragestellung des Zeitaspekts beim Recycling angewendet bedeutet dies, dass höhere, in der Zukunft anfallende, unsichere Aufwendungen und Emissionen von risikoscheuen Entscheidungsträgern höher, von risikofreudigen Personen aber tiefer eingeschätzt würden. Risikoneutrale Personen würden auf eine risikobezogene Gewichtung verzichten.

Konkret würde ein risikofreudiger Entscheidungsträger die Auswirkungen der technischen Entwicklung der Energiebereitstellung (für den Betrieb) und die Recyclingfähigkeit und – möglichkeit eher optimistisch betrachten. Die Emissionen und Aufwendungen der durch das zukünftige Recyclingprodukt verdrängten Produkte würde er dem jetzigen Produkt gutschreiben und zudem diese eher pessimistisch (d.h. hoch) annehmen.

Ein risikoscheuer Entscheidungsträger würde demgegenüber die Auswirkungen der technischen Entwicklung der Energiebereitstellung (Betrieb) wie auch die Recyclingfähigkeit und v.a. die Recyclingmöglichkeiten eher pessimistisch beurteilen. Gutschriften für das Verdrängen von Produkten aus Primärrohstoffen infolge eines zukünftigen Recyclings würden im Sinne einer Risikominimierung nicht gewährt.

Risikoscheues Verhalten kann z.B. beim Allokationsvorschlag Lützkendorf (1997) beobachtet werden, bei welchem auf ein Verrechnen eines zukünftigen Recyclings verzichtet wird. Auch der "Egalitarist" in Hofstetter (1998:368), der die gesamten Aufwendungen auf dem Primärprodukt belassen will, handelt risikoscheu. Demgegenüber sind die Ansätze, welche ein volles Verrechnen eines zukünftigen Recyclings zulassen (Tillman *et al.* (1994), Fleischer & Schmidt (1995), "Individualist" in Hofstetter (1998)), durch risikofreudiges Verhalten geprägt.

### 2.3.8 Fazit

Die Ausführungen der letzten drei Abschnitte haben gezeigt, dass das Verfahren der Systemerweiterung und der vermiedenen Umweltbelastungen praktikabel ist. Diese Vorgehensweise kann aber das Problem der Zuordnung nicht umgehen, da die vermiedenen Umweltbelastungen zwischen den beteiligten Akteuren aufzuteilen sind. Würde nur einer vom Nutzen einer Koppelproduktion profitieren, sähen die anderen Beteiligten keinen Anlass, sich an der "Koalition" zu beteiligen und würden die für sie bezüglich Umweltbelastung gleichwertige Einzellösung wählen.

Weiter konnte aufgezeigt werden, dass die Wahl des Allokationsparameters (Kosten, Umweltbelastung, Kombination der beiden) bei starren Koppelprozessen (und beim Recycling) nicht naturwissenschaftlich begründet werden kann. Hier spielen vielmehr die Interessen und Werthaltungen der beteiligten Akteure eine gewichtige Rolle. Sind mehrere Akteure beteiligt, muss eine akzeptable, d.h. faire Allokationslösung gefunden werden. Ist ein Entscheider frei, so kann er die Umweltbelastungen so auf seine Koppelprodukte aufteilen, dass alle in den jeweiligen Märkten z.B. umweltmässig zu den Leadern gehören.

Zudem zeigt sich, dass Koppelproduktion und Recycling nicht immer klar auseinandergehalten werden können. Zudem ist dem Zeitaspekt des Recycling und den damit verbundenen Werturteilen erhöhte Beachtung zu schenken. Beim Recycling im Sinne von Kaskadennutzungen über lange Zeiträume (Jahrzehnte) sind ebenfalls Werturteile über das Ausmass der Anrechnung von Gutschriften in ferner Zukunft notwendig. Je nach Werthaltung des Betrachters können vollumfängliche, keine oder teilweise Gutschriften gegeben werden.

### **2.3.9 Datendokumentation und -qualität**

Der Dokumentation der Daten ist besonderes Augenmerk zu widmen. Ein während der Recherchephase geführtes Tagebuch, erleichtert das Nachhaken (praktisch immer notwendig) und das Erstellen des Quellenverzeichnisses.

Oft stösst man im Laufe der Untersuchungen auf verschiedene Informationen zum selben Prozess oder selben Produkt. Die recherchierten Werte sollen in einem Anhang der Ökobilanz aufgeführt und diskutiert werden. Der schliesslich für die Studie gewählte Wert soll zusammen mit der Begründung ebenfalls dokumentiert werden.

Aufgrund der immer anzutreffenden Bandbreite von Energieverbrauchsdaten, Emissionsfaktoren, zurückgelegten Transportdistanzen und dergleichen, sollen auch Angaben über die Bandbreite möglicher Werte gemacht werden. Neben der Verteilungsfunktion (Normal, Lognormal, etc.) sollte dazu auch das 95%-Vertrauensintervall angegeben werden.

Zeitgleich mit dem Eingeben der Daten in eine Ökobilanz-Software sollen die entsprechenden Daten auch im Schlussbericht (oder dessen Anhang) dokumentiert werden. Die ISO hat mit einer Technischen Spezifikation einen ersten Schritt gemacht, die Beschreibung von Prozessen in Ökobilanz-Datenbanken zu standardisieren (ISO 2002). Dadurch sollte ein elektronischer Datenaustausch ermöglicht werden, mit dem ein Grossteil der einen Prozess umschreibenden Information mit den nackten Zahlen mitgeliefert werden kann.

Kommerzielle Ökobilanz-Anwenderprogramme verleiten dazu, darin vorhandene Sachbilanzdaten zu verwenden, ohne deren Dokumentation zu konsultieren. Es ist aber wichtig, die Daten anhand ihrer Dokumentation auf Korrektheit, Eignung und Konsistenz bezüglich der eigenen, selbst erhobenen Daten zu überprüfen.

### **2.3.10 Ökobilanzsoftware**

Die Erstellung von detaillierten Ökobilanzen ist sehr datenintensiv und verlangt nach einer professionellen Datenverarbeitung. Einfache Produktsysteme und Überschlagsrechnungen können mithilfe von Tabellenkalkulationsprogrammen modelliert resp. durchgeführt werden. Bei komplexeren Systemen gelangt man jedoch bald einmal an Grenzen der

Handhabbarkeit und Übersichtlichkeit. Zudem ist die Flexibilität gegenüber Änderungen im Verlaufe eines Projektes beschränkt.

Mittlerweile sind zahlreiche Softwareprogramme auf dem Markt, die die alltägliche Arbeit erleichtern. Die Kosten für die Werkzeuge liegen je nach Produkt zwischen den Kosten für eine Woche bis zwei Monate Arbeit.

Zur Evaluation der Software sind Abklärungen zu den folgenden Aspekten hilfreich:

- Datenbank:
  - Können Daten einfach importiert und exportiert werden?
  - Welche Datensätze werden mit der Software angeboten oder sind auf der Software installierbar?
  - Welche Bewertungsmethoden sind in der Datenbank enthalten resp. für die Software erhältlich?
  - Können zusätzliche Bewertungsmethoden eingegeben oder bestehende abgeändert werden?
  - Ist die Dateneingabe für Modulbeschreibungen, Prozessdaten und Bewertungsfaktoren einfach?
  - Bestehen Suchprozesse für Produkte, Prozesse, Schadstoffe und Ressourcen?
  - Können Synonyme (z.B. für Schadstoffe) definiert werden?
  - Werden Eingaben zur Datenunsicherheit unterstützt?
  - Ist die Software netzwerkfähig (Intranet und/oder Internet)?
- Berechnungsteil:
  - Was sind die Antwortzeiten des Systems, um eine Produktökobilanz zu rechnen, auszuwerten und die Ergebnisse zu exportieren?
  - Wie geht das System mit Rückkopplungen um? Ist es möglich, dass das Produkt eines Lebenszyklus' gleichzeitig ein Input im selben Lebenszyklus ist?
  - Kann zwischen verschiedenen Bewertungsmethoden einfach gewechselt werden?
  - Können Sensitivitäten innerhalb eines Produktsystems einfach erstellt und berechnet werden (z.B. alles mit Strommix Schweiz statt mit Strommix Deutschland)?
  - Ist ein Einheitenkonverter verfügbar?
  - Werden Massenbilanzrechnungen pro Einzelprozess unterstützt?
- Resultate und Auswertung:
  - Können die wichtigsten Beiträge zum Gesamtergebnis eines Produktsystems einfach eruiert werden oder werden sie automatisch ausgewiesen?
  - Werden die Quellen grösster Unsicherheit in einem Produktsystem eruiert?
  - Können Einzelprozesse für die Resultatdarstellung beliebig gruppiert werden?
  - Können die Resultate mehrerer Produktsysteme gleichzeitig betrachtet werden (Produktvergleiche)?
  - Können die Resultate und die Graphiken zwecks weiterer Bearbeitung exportiert werden?
- Benutzerfreundlichkeit:
  - Wird der Benutzer durch das Programm geführt oder ist die Bedienung selbsterklärend?
  - Sind viele (Einzel-)Arbeitsschritte notwendig oder erlauben die Eingabemasken auch automatisierte Vorgänge?
- Unterhalt, Administration:
  - Welche Systemanforderungen werden gestellt?
  - Wird eine Hotline angeboten?
  - Gibt es einen User-Club?
  - Wird die Software regelmässig aktualisiert und verbessert?
  - Werden die Datengrundlagen regelmässig aktualisiert und/oder werden neue Datensätze von Dritten zur Integration aufbereitet und angeboten?

Eine Auswahl von verbreiteten und anerkannten Ökobilanz-Softwareprogrammen ist z.B. in Pedersen Weidema (1998) oder Siegenthaler et al (1997) beschrieben resp. verglichen.

### **2.3.11 Die ecoinvent Datenbank**

#### *2.3.11.1 Gemeinsame Initiative des ETH Bereichs und Schweizerischer Bundesämter*

Nach einer mehrjährigen Vorbereitungs- und Entwicklungsphase hat das Schweizer Zentrum für Ökoinventare (ecoinvent Zentrum) im Herbst 2003 die schweizerische Ökobilanz-Datenbank aufgeschaltet. Verschiedene Institute und Abteilungen des ETH-Bereiches – dazu zählen Gruppen an den ETH in Zürich und Lausanne, dem Paul Scherrer Institut (PSI) in Villigen (AG), der Empa in Dübendorf und St. Gallen sowie die Ökobilanz-Gruppen der landwirtschaftlichen Forschungsanstalten (Agroscope FAL Reckenholz und FAT Tänikon) – haben sich zusammengeschlossen, um ihre Ökoinventardaten in einer gemeinsamen Datenbank zusammenzuführen. Die Programmierung der Datenbank haben die am ecoinvent Zentrum beteiligten Institute finanziert. Für die Aktualisierung der Daten sind sie von den Bundesämtern für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), für Energie (BFE), für Bauten und Logistik (BBL), für Strassen (ASTRA) und für Landwirtschaft (BLW) unterstützt worden. Die Projektleitung lag bei Rolf Frischknecht. Das Institut für Umweltinformatik in Hamburg (ifu Hamburg GmbH) realisierte das ecoinvent Datenbanksystem, die Firmen Chudacoff Oekoscience, Doka Ökobilanzen und ESU-services arbeiteten an der Datenerfassung mit.

#### *2.3.11.2 Gebündeltes Wissen*

In ecoinvent steckt das während Jahren zusammengetragene Detailwissen über die ökologischen Auswirkungen von wirtschaftlichen Prozessen. So hat zum Beispiel die EMPA Ökoinventare für Metalle, Holz, Baumaterialien und Basischemikalien erarbeitet. Zudem bringt sie ihr Fachwissen über Kunststoffe, Papier, Karton, Waschmittel und Entsorgungsprozesse ein. Vom PSI und ESU-services stammen die Daten zu den Umwelteinwirkungen von Brenn- und Treibstoffen, der Wärmeerzeugung sowie der Stromproduktion.

Im Rahmen des mehrjährigen Projekts sind mehr als 2'700 Datensätze dieser und weiterer Institute neu erhoben, aufbereitet, vereinheitlicht und aufdatiert worden. Damit stehen heute für die Bereiche Energie, Transport, Entsorgung, Bauwesen, Chemikalien, Waschmittelinhaltsstoffe, Papiere und Landwirtschaft harmonisierte Ökoinventardaten von hoher Qualität zur Verfügung. Die Daten beziehen sich auf die Produktions- und Versorgungssituation im Jahr 2000. Sie sind für schweizerische und westeuropäische Verhältnisse gültig.

#### *2.3.11.3 Eliminierte Schwachstellen*

Wer die Ökobilanz eines Produkts oder einer Firma erstellen will, benötigt dazu eine Vielzahl von Basisdaten (Ökoinventare) über die Hintergrundprozesse. Ohne verlässliche Ökoinventare sind für zahlreiche Anwendungen in der Praxis keine stichhaltigen Aussagen möglich. Bisher hat die Uneinheitlichkeit der Daten in Bezug auf Erfassungskriterien, Qualitätsanforderungen und Datenformate die Kombination der bestehenden Ökoinventare erschwert. Entsprechend sparsam wurde das Instrument in der Praxis denn auch eingesetzt.

Mit dem Aufschalten von ecoinvent ist diese wichtigste Schwachstelle nun aber ausgeräumt. Das neu entwickelte Softwaresystem zur zentralen Erfassung, Verwaltung, Berechnung und Suche von Ökoinventardaten reduziert den Aufwand für alle Beteiligten und erleichtert die Durchführung von Ökobilanzstudien. Das verwendete Datenformat findet international Beachtung und wird von den führenden Anbietern von Ökobilanz-Software übernommen.

Durch die Arbeitsteilung für Erarbeitung, Qualitätssicherung und Pflege der Daten unter den beteiligten Instituten konnten und können sich diese zudem auf ihre Kernkompetenzen konzentrieren, was die Qualität, Glaubwürdigkeit und Akzeptanz der Ergebnisse erhöht.

#### 2.3.11.4 Zugang zu ecoinvent

Kern der Dienstleistung ecoinvent ist das Herunterladen von Datensätzen für einzelne Prozesse via Internet (<http://www.ecoinvent.ch/>). Dabei unterstützt eine Suchfunktion für bestimmte Wirtschaftssektoren, Einzelprozesse, Produkte oder Dienstleistungen die zielgerichtete Recherche. Für eine Lizenzgebühr von 1'200 Euro (exkl. MWSt.) erhalten Mitglieder unbeschränkten Zugang zu allen Sachbilanz-Rohdaten, den zugehörigen Dokumentationen auf CD-ROM sowie zu den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung. Ein Gästemodus gewährt kostenlos einen beschränkten Einblick in die verfügbaren Daten. Der Betrieb und die periodische Anpassung an neue Erkenntnisse wird über den Verkauf von Lizenzen finanziert.

### 2.3.12 Sachbilanzergebnisse

Wurden die Sachbilanzdaten für alle innerhalb des Bilanzrahmens liegenden Prozesse erhoben, kontrolliert und in die Software eingegeben, können die kumulierten Ergebnisse berechnet werden. Von jedem Einheitsprozess wird die zur Herstellung oder Bereitstellung der funktionellen Einheit benötigte Menge nachgefragt und die damit verknüpften Emissionen und Ressourcenverbräuche aufaddiert.

Dadurch resultieren lange Listen von kumulierten Emissionen und Ressourcenverbräuchen, die in dieser Form als Entscheidungsunterstützung nicht geeignet sind. Eine Informationsverdichtung bis hin zu eindimensionalen Grössen kann durch den anschliessenden mehrteiligen Schritt der Wirkungsabschätzung erfolgen. Dieser wird im folgenden Unterkapitel erläutert.

Die bis zu 500 und mehr Einträge umfassende Resultattabelle der Sachbilanz eines Metalls wie beispielsweise Mangan kann beeindruckend sein. Oftmals täuscht jedoch die Zahlenfülle eine umfassende und detaillierte Analyse eines Produktes nur vor. So kann es sein, dass man über die Herstellung des Produktes nicht mehr weiss als dessen Bedarf an thermischer und elektrischer Energie. Durch diese Anbindung werden jedoch die mannigfachen Emissionen der Energiebereitstellung in das Produktsystem aufgenommen. Zur Beurteilung der Datenqualität und der Eignung eines Datensatzes ist es sehr wichtig, sich über die Herkunft und weitere qualitätsbestimmende Informationen zu den Eingabedaten des betreffenden Produktes zu informieren.

Da private Berater und Firmen, aber auch Hochschulinstitute mit der Herausgabe detaillierter Informationen über die bilanzierten Produkte zurückhaltend sind, ist dies leider nicht immer möglich. In solchen Fällen muss auf der Basis der erhältlichen Systembe-

schreibungen und den Ergebnissen gleichartiger Studien auf die Plausibilität und Qualität der Ergebnisse geschlossen werden.

## 2.4 Wirkungsabschätzung

### 2.4.1 Einführung

In der Wirkungsabschätzung geht es darum, die Informationen aus der Sachbilanz (d.h. die Ergebnisse mit den kumulierten Emissionen und Ressourcenverbräuchen) für die Kommunikation und/ oder die Entscheidungsunterstützung auf wenige (Umwelt-)Parameter zu verdichten. Eine Verdichtung bedeutet immer, dass eine Gewichtung oder Priorisierung der vorliegenden Informationen vorgenommen werden muss.

Wie wir im Kapitel "Zieldefinition und Bilanzrahmen" gesehen haben, erfolgt diese Priorisierung und Methodenwahl im wesentlichen bereits zu Beginn einer Studie. Damit wird verhindert, dass Informationen erfasst und verarbeitet werden, die im weiteren Verlauf der Arbeit nicht mehr benötigt werden.

Die Wirkungsabschätzung unterscheidet sich deutlich vom Vorgehen in der Sachbilanz, in welcher ein Produktsystem aufgebaut und die Modellierung jeweils auf den Untersuchungsgegenstand zugeschnitten wird. Die Wirkungsabschätzung erfolgt mittels weitgehend vorgegebener Bewertungsmethoden, die allenfalls punktuell gemäss den Bedürfnissen erweitert werden können.

In den folgenden Abschnitten werden eine Klassifizierung von Bewertungsansätzen vorgestellt und ausgewählte Bewertungsmethoden und ihre wesentlichen Merkmale beschrieben. Nach dem Ausleuchten ausgewählter Problembereiche werden die beschriebenen Methoden kritisch gewürdigt und verglichen.

### 2.4.2 Übersicht über Ökobilanz-Bewertungsmethoden (nach Hofstetter 1998:S. 14ff.)

#### 2.4.2.1 *Eine Typologie für Bewertungsmethoden*

Ökobilanz-Bewertungsmethoden können gemäss zweier Kriterien klassifiziert werden (siehe Tab. 2.7):

Erstens wird unterschieden zwischen Methoden, die im Sinne eines Bottom-up Ansatzes direkt Emissionen und Ressourcenbedarf gewichten und Methoden die in einem Top-down Ansatz die Umweltprobleme und -effekte betrachten. Natürlich legen z.B. Behörden Grenzwerte für bestimmte Schadstoffe aufgrund der Umweltsituation und beobachteter oder voraussehender Umweltschäden fest, weshalb dieses Kriterium strenggenommen nicht voll diskriminierend ist. Aus Sicht der Ökobilanz ist diese Unterscheidung jedoch wichtig, da Methoden, die auf Emissionen und Ressourcenverbräuchen beruhen, an die Sachbilanz, Methoden die auf Umwelteffekten und -schäden abstellen, jedoch an die Charakterisierung anknüpfen.

Zweitens werden vier verschiedene Gewichtungsprinzipien unterschieden. Als Unterscheidungsmerkmale dienen einerseits die Art und Weise Präferenzen auszudrücken und andererseits das Ausmass Umweltschäden tatsächlich abzubilden.

Gewichtungsprinzip	Emissions- und Ressourcenorientiert	Effektorientiert
Stellvertreter-Indikatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verhältnis anthropogener zu natürlichen Stoff- und Energieflüssen</li> <li>- Kumulierter Energieaufwand (KEA)</li> <li>- Material Intensity per Service unit (MIPS)</li> <li>- Persistenz und Reichweite</li> </ul>	
Charakteristika von Rückhaltetechniken und von Marktmechanismen	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rückhalteenergie, -exergie</li> <li>- Rückhalte- (Präventiv-, Vermeidungs-)Kosten</li> <li>- Ökologischer Fussabdruck (ressourcenorientiert)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Schadenskosten</li> <li>- Rückhaltekosten beim aktuellen Niveau</li> <li>- Rückhaltekosten beim Zielniveau</li> </ul>
Panel-Methoden	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Experten Panel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Experten Panel</li> <li>- Nicht-Experten Panel</li> <li>- Zahlungsbereitschaft</li> </ul>
Behördliche und politische Grenzwerte und Ziele	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ökologischer Fussabdruck (emissionsorientiert)</li> <li>- Critical surface time</li> <li>- Distanz zum politischen Ziel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Distanz zu politischen Zielen</li> <li>- Distanz zu Nachhaltigkeitszielen</li> </ul>

Tab. 2.7: Typologie von Gewichtungsprinzipien in Bewertungsmethoden, nach Hofstetter (1998:S. 15).

*Stellvertreter-Indikatoren* sind einfach zu messende oder zu berechnende Indikatoren mit einem geringen Grad an Subjektivität. Die Wahl eines bestimmten Stellvertreter-Indikators ist jedoch normativ und kann entsprechend umstritten sein. Diese Art von Indikatoren sind nicht-identisch, d.h. sie bilden einen Umweltschaden nicht ab, sondern vertreten diesen.

Methoden, die die *Charakteristika von Rückhaltetechniken und von Marktmechanismen* verwenden um eine Gewichtung abzuleiten sind schon näher an der Modellierung von Umweltschäden, quantifizieren diese aber nicht direkt. Es wird eine indirekte Beziehung zwischen den Indikatoren und den Umweltschäden angenommen (offenbarte Präferenzen).

*Panel-Methoden* werden eingesetzt, um die Wahrnehmung der Wichtigkeit von Umweltschäden zu eruieren. Die daraus abgeleiteten Gewichtungen können deshalb als teilweise identisch oder vollkommen identisch betrachtet werden (erklärte Präferenzen).

Das Verwenden von *behördlichen und politischen Grenzwerten und Zielen* ist eine spezielle Form der Panelmethoden. Da manche Bewertungsmethode dieses Prinzip anwenden wird es hier separat aufgeführt. Prinzipiell könnten die Indikatoren basierend auf Zielen der Umweltpolitik resp. auf Panel-Ergebnissen identisch sein, wenn die Umweltpolitik auf verhandelten Gewichtungssets basieren würde. Da dies nicht der Fall ist, müssen wir die Gewichtungen auf der Basis von behördlichen und politischen Grenzwerten und Zielen festlegen. Die entsprechenden Methoden enthalten daher lediglich teilweise identische Indikatoren.

#### 2.4.2.2 *Stellvertreter-Indikatoren*

Die Ansätze, die Stellvertreter-Indikatoren verwenden, gehen davon aus, dass die Umweltmechanismen zu komplex sind, um mit vertretbarem Aufwand modelliert zu werden. Ge-

mäss den Entwicklern dieser Indikatoren ist es unmöglich, je alle Mechanismen des Verhaltens von Ökosystemen zu verstehen (Berg et al. 1994). Deshalb werden Stellvertreter-Indikatoren verwendet, die einfacher quantifiziert werden können und von denen angenommen wird, dass sie die Umweltschadensentwicklung trotzdem korrekt anzeigen.

Verschiedene Methoden verfolgen diese Strategie. Geogene Stoffflüsse oder Konzentrationen werden als Evaluationsbasis bei Stoffflussanalysen verwendet (Baccini & Brunner 1991:S. 16, Baccini und Bader 1996:S. 23).

Der kumulierte Energieaufwand wurde in den siebziger Jahren als geeigneter Indikator zur Optimierung industrieller Systeme betrachtet (IFIAS 1974, Boustead & Hancock 1979, Schaefer 1982). In den neunziger Jahren wurde in Deutschland eine neue Richtlinie zur Formalisierung der Berechnungsweise des KEA verabschiedet (VDI 1997)<sup>21</sup>.

Das Konzept der Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) verwendet die Menge bewegter Materialien in Masseinheiten als Stellvertreter (Schmidt-Bleek 1992). Scheringer (1999) berechnet die räumliche und zeitliche Reichweite von Schadstoffen, insbesondere von organischen Chemikalien. Die beiden Indikatoren Persistenz und Reichweite werden durch ein formalisiertes Vorgehen berechnet und nicht weiter aggregiert.

#### 2.4.2.3 Charakteristika von Rückhaltetechniken und von Marktmechanismen

Diese Methoden verwenden Angaben über den Aufwand, Umwelteinwirkungen (z.B. Emissionen) oder Umweltauswirkungen (z.B. Versäuerung von Böden) zu vermeiden. Die Relevanz der (zu vermeidenden) Umweltprobleme (seien dies Emissionen oder der Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen) wird auf der Basis des Bedarfs an Energie, Kosten oder Land gemessen.

Bauer (1992) und Cramer et al. (1993) schlagen beispielsweise vor, den Energie- oder Exergiebedarf zur Vermeidung von Emissionen als Indikator zu deren Bewertung zu verwenden. Krozer (1992) verwendet Schadstoff-Vermeidungskosten auf zwei Ebenen: Einerseits auf dem Niveau heutiger Emissionen und andererseits auf dem anzustrebenden tiefen Niveau (was zu entsprechend höheren Vermeidungskosten führt). Das Ausweisen von Schadenskosten an Infrastrukturen und anderen wirtschaftlichen Gütern kann ebenfalls dieser Kategorie zugerechnet werden.

Die Bereitstellung nicht erneuerbarer Ressourcen auf der Basis nachwachsender Rohstoffe und die alternative Gewinnung von Ressourcen wird in Steen et al. (1992) verwendet. Der ökologische Fussabdruck basiert ebenfalls auf diesen beiden Grundsätzen (Wackernagel & Rees 1997).

Diese Methoden vermischen wirtschaftliche, technische und umweltliche Aspekte und Informationen, um daraus Gewichtungsfaktoren abzuleiten. Es kann somit sein, dass die Aufwendungen zur Vermeidung von verschiedenen Umweltschäden das unterschiedliche Ausmass dieser Schäden nur ungenügend abbilden können.

---

<sup>21</sup> Frischknecht et al. (1998) diskutieren die Begründung und Positionierung verschiedener Ansätze Energie als Stellvertreter-Indikator zu verwenden.

#### 2.4.2.4 *Panel-Methoden*

Soweit Panel-Methoden in Ökobilanzen bereits angewendet worden sind, handelt es sich meist um Experten-Panels. Zudem wurden sie lediglich als ein Schritt innerhalb der Wirkungsabschätzung benutzt. Die Methode wird sowohl ausgehend von Emissionen und Ressourcenverbräuchen als auch ausgehend von Wirkungsindikatoren angewendet, wobei letzteres weitaus häufiger ist. Brunner (1998) gibt eine Übersicht über Panel-Methoden in der Ökobilanzierung. Zudem verwendet der Eco-indicator 99 (Goedkoop & Spriensma 2000) Ergebnisse einer Panel-Umfrage zur Festsetzung von Gewichtungsfaktoren in der gegenseitigen Bewertung der drei Schutzgüter "Ressourcen", "Menschliche Gesundheit" und "Ökosystem-Gesundheit".

In der Ökonomie wurden Methoden entwickelt, die eine Bewertung auf der Basis von Befragungen ermöglicht. Dazu können Informationen zur Bereitschaft, für einen Nutzen zu zahlen, infolge einer Beeinträchtigung weniger zahlen zu müssen, zu verkaufen, oder zu opfern herangezogen werden. Diese Arten der kontingenten Bewertung können als eine formalisiertere Form der Panel-Methoden betrachtet werden. Die Hauptdifferenz zu den obenerwähnten Panel-Methoden liegt in der Tatsache, dass die Ergebnisse in Relation zu den anderen monetären Ausgaben und Einnahmen stehen und nicht in der in der Ökobilanz interessierenden relativen Gewichtung einzelner Umweltwirkungen untereinander.

#### 2.4.2.5 *Behördliche und politische Ziele und Grenzwerte*

Hier können zwei Gruppen von Methoden unterschieden werden. Die eine Gruppe verwendet die in nationalen Verordnungen festgeschriebenen Grenzwerte für Einzelsubstanzen. Diese Grenzwerte limitieren entweder deren Konzentration oder Fracht. Die andere Gruppe verwendet schadensorientierte Zielwerte, die von nationalen Regierungen oder internationalen Organisationen als kurz- oder langfristige Ziele formuliert werden.

Zur ersten Gruppe der Grenzwerte gehört der Ansatz der kritischen Volumina, der in Jansen et al. (1972) und Basler & Hofmann (1974) entwickelt worden ist. Die Methode wurde nach deren Verwendung in der ersten Packstoff-Ökobilanz des BUWAL (1984) in der Schweiz breit angewendet. In der Grenzwertmethode geht es darum, die Volumina an Luft, Wasser und Boden zu bestimmen, die theoretisch benötigt werden, um eine bestimmte Menge Schadstoffe so zu verdünnen, dass der Immissionsgrenzwert gerade erreicht wird. Da das Äquivalenzprinzip aber meist auf bestimmten physikalischen oder natürlichen Effekten basiert (z.B. die Tatsache, dass CO<sub>2</sub> bei einer Konzentration von 280 bis 350ppm einen für den Menschen optimalen Temperaturhaushalt der Erde gewährleistet), sind die Ergebnisse in vielen Fällen eher arbiträr.

Die Methode der ökologischen Knappheit (siehe auch Unterabschnitt 2.4.3.5) verwendet politische Ziele bezüglich jährlicher Frachten einzelner Schadstoffe sowie zusätzliche Botschaften der schweizerischen Umweltpolitik (Müller-Wenk 1978, Braunschweig 1988, Ahbe et al. 1990, BUWAL 1998a). Dabei wird angenommen, dass die Gewichtung eines Schadstoffes durch das Verhältnis von aktuellem zu angestrebtem Fluss ausgedrückt werden kann. Diese Methode wurde mit den entsprechenden aktuellen Schadstoffflüssen und Zielwerten an schwedische (Baumann et al. 1992), norwegische (Baumann et al. 1993), holländische (SimaPro 1993) und belgische (S.G.P. 1994) Verhältnisse angepasst.

Das Centre of Environmental Science in Leiden/NL (CML) hat die Methode der ökologischen Knappheit auf der Ebene effektorientierter Wirkungsindikator-Ergebnisse<sup>22</sup> (Heijungs et al. 1992) angewendet. Diese verschiedenen Versionen der Methode der ökologischen Knappheit können unter dem Begriff "Distance to target" subsummiert werden.

### **2.4.3 Ausgewählte Bewertungsmethoden**

#### *2.4.3.1 Übersicht*

In den folgenden Unterabschnitten werden einige ausgewählte Bewertungsmethoden kurz beschrieben und charakterisiert. Die Auswahl beinhaltet möglichst unterschiedliche Ansätze und stellt nicht den Anspruch, nur "Best practice"-Methoden zu enthalten. Für eine detailliertere Beschreibung der Methoden sei auf die jeweiligen Originalquellen verwiesen. Neben den Unterschieden in den Konzepten unterscheiden sich Bewertungsmethoden auch darin, welche Umwelteffekte überhaupt berücksichtigt werden (siehe Tab. 2.8).

---

<sup>22</sup> Ein effektorientierter Wirkungsindikator ist z.B. das Treibhauspotenzial (siehe Unterabschnitt 2.4.3.4).

	Umweltauswirkung (nach Udo de Haes 1996:19)	KEA	MIPS	CML	Ökologische Knappheit, 1997	Eco-indicator 95	EDIP 1998	Eco-indicator 99	EPS 2000
Ressourcen	Abiotische Ressourcen	√ <sup>1)</sup>	√ <sup>2)</sup>	√	√ <sup>1)</sup>	∅	√	√ <sup>6)</sup>	√
	Biotische Ressourcen	∅	√	√	∅	∅	∅	∅	√
	Lebensräume/ Land	∅	∅	(√)	∅	∅	∅	√	√
Emissionen	Klimaveränderung	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Ozonschichtabbau	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Humantoxische Wirkungen	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Ökotoxische Wirkungen	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Photooxidantenbildung	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Versäuerung <sup>3)</sup>	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Überdüngung <sup>3)</sup>	∅	∅	√	√	√	√	√	√
	Geruch	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅	∅
	Lärm	∅	∅	(√)	∅	∅	√ <sup>8)</sup>	∅ <sup>9)</sup>	∅
	Radioaktive Emissionen	∅	∅	∅ <sup>7)</sup>	∅	∅ <sup>7)</sup>	√ <sup>8)</sup>	√	∅
	Unfallopfer	∅	∅	√	∅	∅	√ <sup>8)</sup>	∅	∅
	Abfälle <sup>4)</sup>	∅	∅	∅	√ <sup>5)</sup>	∅	∅	∅	∅

Tab. 2.8: Übersicht über die in ausgewählten Ökobilanz-Bewertungsmethoden explizit berücksichtigten Umweltauswirkungen.

<sup>1)</sup>: Berücksichtigt werden bei der hier vorgestellten Version des KEA und bei der Methode Ökologische Knappheit 1997 die nichterneuerbaren Energieträger (Erdöl, Erdgas, Kohle und Uran). Bei der Methode Ökologische Knappheit 1997 wird zudem die Wasserkraft bewertet.

<sup>2)</sup>: Quantifiziert als bewegte Massen.

<sup>3)</sup>: Luft- und Wasseremissionen.

<sup>4)</sup>: Der mit der Entsorgung von Abfällen verursachte Energiebedarf resp. die verursachten Emissionen sind unter den übrigen aufgelisteten Umweltwirkungen berücksichtigt.

<sup>5)</sup>: Auch schwach-, mittel- und hochaktive Abfälle aus der Kernenergiekette.

<sup>6)</sup>: Auch nichterneuerbare Energieträger (aber ohne Uran).

<sup>7)</sup>: Frischknecht (1998:129ff.) hat einen mit dem Eco-indicator 95 kompatiblen Vorschlag gemacht, der im Eco-indicator 99 eingebaut wurde.

<sup>8)</sup>: Im Zusammenhang mit den Arbeitsbedingungen.

<sup>9)</sup>: Müller-Wenk (1999) hat einen kompatiblen Vorschlag zur Lärmbewertung gemacht.

Der geographische Geltungsbereich, der der Bestimmung der Gewichtungsfaktoren zugrunde liegt, variiert ebenfalls. So orientiert sich die Methode der ökologischen Knappheit an nationalen (d.h. schweizerischen, schwedischen, norwegischen, holländischen oder belgischen) Umweltzielen, die EDIP-Methode an dänischen und die EPS-Methode an schwedischen Verhältnissen, wogegen die Eco-indicator-Bewertungsmethoden sich auf durchschnittlich europäische Verhältnisse beziehen. Der Bedarf nicht erneuerbarer Energie ausgedrückt als Kumulierter Energieaufwand (KEA) und die Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) sind vom geographischen Anwendungsbereich unabhängig. Die Darstellung der Resultate erfolgt bei den meisten Methoden vollaggregierend, d.h. das Endergebnis wird durch eine Zahl ausgedrückt, kann aber bei den beiden Eco-indicator Methoden auch auf der Stufe Wirkungsbilanz erfolgen (Ergebnis der Charakterisierung). Einzig die wirkungsorientierte Klassifizierung gemäss CML sieht keine Vollaggregation vor, sondern zeigt die kumulierten Umweltwirkungen pro Umwelteffekt als Endergebnis.

2.4.3.2 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der Indikator "Kumulierter Energieaufwand" oder "Bedarf nicht erneuerbare Energie" kann auf verschiedene Art und Weise quantifiziert werden (zu anderen Vorgehensweisen siehe u.a. VDI 1997, Kasser & Pöll 1999). Die Quantifizierung sollte sich dabei nach der Zielsetzung richten (was soll der Indikator aussagen? Siehe dazu auch Frischknecht et al. 1998). Er kann *beispielsweise* basierend auf den folgenden drei Thesen definiert werden:

1. Nicht erneuerbare Ressourcen und nicht-nachhaltig genutzte Ressourcen haben einen Eigenwert.
2. Die aus diesen Ressourcen mit heutiger Technik nutzbare Energie bestimmt deren Eigenwert.
3. Alle anderen Aspekte wie Verfügbarkeit, Nachfrage, Substitutionsmöglichkeiten etc. tragen nichts zum Eigenwert der Ressourcen bei.

Aus diesen Thesen lässt sich die Berechnungsweise des Indikators ableiten. Der Indikator "Bedarf nicht erneuerbare Energie" umfasst:

- Fossile Energieträger, aggregiert auf der Basis des Bedarfs an fossilen Ressourcen und gewichtet mit ihrem oberen Heizwert.
- Uran, aggregiert auf der Basis des Bedarfs an spaltbarem Uran und gewichtet mit der in einem modernen Leichtwasserreaktor gewinnbaren Energiemenge.
- Nicht-nachhaltig genutzte Biomasse, aggregiert auf der Basis der geernteten Biomasse und gewichtet mit ihrem oberen Heizwert.

Die Heizwerte der energetischen Ressourcen können z.B. den Ökoinventaren von Energiesystemen (Frischknecht et al. 1996:Teil III:Tab. III.8.1) entnommen werden. Sie sind in Tab. 2.9 aufgeführt.

	Einheit	oberer Heizwert (H <sub>o</sub> ) [MJ/Einheit]
<b>nicht-erneuerbare energetische Ressourcen</b>		
- Erdölgas	Nm <sup>3</sup>	45.0
- Rohgas (Erdgas)	Nm <sup>3</sup>	40.3
- Rohöl ab Bohrloch	kg	45.8
- Rohbraunkohle vor Förderung <sup>1)</sup>	kg	9.9
- Rohfördersteinkohle vor Aufbereitung <sup>1)</sup>	kg	19.1
- Uran ab Erz (0.7 % U235) <sup>2)</sup>	kg	560'000.0
<b>erneuerbare energetische Ressourcen</b>		
- Potenzielle Energie Wasser	MJ	1.0
- Holz im Mischwald (atro)	kg	20.2

Tab. 2.9: Oberer Heizwert von Energieträgern gemäss "ecoinvent Datenbestand v1.1" (ecoinvent Centre 2004).

<sup>1)</sup>: Wert für durchschnittliche Einsatzkohle in Kraftwerken des westeuropäischen Stromverbundes UCTE.

<sup>2)</sup>: exkl. Energieinhalt des U235 im abgereicherten Uran, das wegen seiner hohen spezifischen Dichte in Bomben und zur Stabilisierung in Flugzeugen eingesetzt wird, und unter der Annahme, dass eine Wiederaufarbeitung erfolgt.

Der hier aufgezeigte Indikator "Bedarf nicht erneuerbare Energie" deckt somit explizit einen Teilbereich des Schutzgutes "Ressourcen" ab, nicht jedoch andere Schutzgüter wie "menschliche Gesundheit" und "Schädigung der Ökosysteme".

Der Bedarf nicht erneuerbarer Energie erlaubt Aussagen zur Ressourceneffizienz (Schonung nicht erneuerbarer Ressourcen). Auf der Basis dieses Indikators können aber keine Aussagen über die *Umwelteffizienz* von Produkten gemacht werden, solange nicht erwiesen ist, dass der Kumulierte Energieaufwand und Umweltbelastung korrelieren und der KEA somit als Stellvertreter-Indikator verwendet werden kann.

Kasser & Pöll (1999) schliessen bei ihrer Berechnung der "Grauen Energie" neben den nicht erneuerbaren Energieträgern auch die Wasserkraft mit ein. Für sie ist die Graue Energie ein Indikator, "der eine Reihe ökologischer Merkmale von Bilanzsystemen verhältnismässig gut abzudecken vermag". Einschränkungen werden gemacht bezüglich seiner Anwendung bei landwirtschaftlichen Produkten, Energiesystem-Vergleichen und bei Systemen, bei denen verhältnismässig hohe Prozessemissionen zu erwarten sind.

#### 2.4.3.3 *Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)*

Der Indikator MIPS wird als international harmonisierbares und praktikables Mass bezeichnet, mit dem gemäss deren Vätern Umweltbelastungsintensitäten von Gütern und Dienstleistungen zumindest grob, aber richtungssicher abgeschätzt werden können (Schmidt-Bleek 1994).

In der Materialintensitäts-Analyse werden alle Inputs von Materialien bzw. Rohstoffen zur Produktion eines Produktes oder einer Dienstleistung in kg (oder t) berücksichtigt und aufsummiert, die der Umwelt aktiv entnommen bzw. dort bewegt wurden (Erze, Gesteine, Sand, Kies, etc.). Hinzu kommen alle Materialien, die zur Entnahme von Rohstoffen oder zum Bau von Infrastrukturen bewegt werden müssen. Hierzu zählen anfallender Abraum ebenso wie abgepumptes Grundwasser oder gerodete Bäume. Diese Erfassung wird lebenszyklusbezogen durchgeführt und umfasst also u.a. auch die Bereitstellungsprozesse für Energieträger.

Die ermittelten Materialinputs werden nach den fünf Kategorien "Abiotische Rohmaterialien" (mineralische Rohstoffe, fossile Energieträger, Abraum, Aushub), "Biotische Rohmaterialien" (Biomasse), "Bodenbewegungen" (mechanische Bodenbearbeitung und Erosion), "Wasser" (Oberflächen-, Grund- und Tiefengrundwasser) und "Luft(-Bestandteile)" (für Verbrennung und für Chemische Umwandlung) getrennt ausgewiesen (Manstein 1996).

#### 2.4.3.4 *Wirkungsorientierte Charakterisierung nach CML*

Das Modell der wirkungsorientierten Klassifizierung wurde am Centrum voor Milieukunde (CML) in Leiden, Holland entwickelt und 1992 erstmals publiziert (Heijungs et al. 1992a&b). Die wirkungsorientierte Charakterisierung deckt sich mit den international anerkannten methodischen Grundsätzen der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) und entspricht der Wirkungsbilanz gemäss (SETAC 1993).

Das von Heijungs et al. (1992a&b) operationalisierte Konzept wurde in den letzten Jahren aktualisiert und erweitert (Guinée et al. 2001). In der aktualisierten Publikation werden Bewertungsansätze zu 16 als wichtig erachteten Wirkungskategorien diskutiert (siehe Tab. 2.10) und Empfehlungen bezüglich des jeweils bestgeeigneten Ansatzes gegeben.

Erschöpfung	Verschmutzung	Schädigung
abiotische Ressourcen	Klimaänderung	Landnutzung (Verlust an Biodiversität und lebensunterstützenden Funktionen)
biotische Ressourcen	Ozonschichtabbau	Austrocknung
Landnutzung (Wettbewerb)	Humantoxizität	Unfallopfer
	Ökotoxizität	
	Photochemische Oxidantenbildung	
	Versäuerung	
	Überdüngung	
	Radioaktive Strahlung	
	Abwärme	
	Gestank	
	Lärm	

Tab. 2.10: Liste anerkannter Umweltprobleme nach Guinée et al. (2001)

Ausgewählte Kategorien werden im Folgenden kurz beschrieben. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in Guinée et al. (2001). Es ist zu beachten, dass grundsätzlich durch das Nichtverwenden einzelner Wirkungskategorien eine erste entscheidende Wertung vorweggenommen wird.

*Abiotische und biotische Ressourcenerschöpfung*

Abiotische und biotische Ressourcenerschöpfung sind zwei Wirkungskategorien, welche noch schlecht quantifiziert sind. Die bekannten Modelle aggregieren auf Gewichts-, Energieäquivalent-, Entropie- oder Knappheitsbasis. Bei der Knappheit als Indikator stehen verschiedene Modelle zur Diskussion, da die Bezifferung der Reserven meist nicht möglich ist. Die Aggregation von Energieträgern mit ihrem Energieinhalt ist möglich, stösst aber nicht auf breiten Konsens, da damit die Qualität und Vorräte des entsprechenden Energieträgers nicht berücksichtigt werden. Guinée et al. (2001) empfehlen eine Charakterisierung auf der Basis der Reserven und aktuellen Abbauraten gemäss der nachfolgenden Formel (2.20).

$$\sum_i ADP_i \times m_i$$

$$ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{Ref})^2}{DR_{Ref}} \tag{2.20}$$

- ADP<sub>i</sub> Faktor für abiotische Ressourcenerschöpfung der Ressource i (dimensionslos).
- m<sub>i</sub> Menge der geförderten Ressource i.
- R<sub>i</sub> Reserven der Ressource i (kg)
- DR<sub>i</sub> Entnahmemenge der Ressource i (kg/a)
- R<sub>Ref</sub> Reserven der Referenz-Ressource, Antimon (kg)
- DR<sub>Ref</sub> Entnahmemenge der Referenz-Ressource (Antimon) (kg/a)

*Verstärkung des Treibhauseffekts*

Für diejenigen Substanzen, welche zur Verstärkung des Treibhauseffekts beitragen, wird das "global warming potential" (GWP) nach IPCC (Albritton et al. 2001) als Wirkungspara-

meter beigezogen<sup>23</sup>. Dabei werden Absorptionskoeffizienten für infrarote Wärmestrahlung, die Verweildauer der Gase in der Atmosphäre und die erwartete Immissionsentwicklung berücksichtigt. Für verschiedene Zeithorizonte (20, 100 oder 500 Jahre) wird dann die potenzielle Wirkung eines Kilogramms eines Treibhausgases im Vergleich zu derjenigen eines Kilogramms CO<sub>2</sub> bestimmt. Somit können atmosphärische Emissionen in äquivalente Emissionsmengen CO<sub>2</sub> umgerechnet werden. Der kürzere Integrationszeitraum von 20 Jahren ist relevant, da dieser die Temperaturveränderungsrate maßgeblich bestimmt (wie schnell ändert sich das Klima?), welche wiederum die erforderliche Adaptionsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme an ein geändertes Klima vorgibt. Die Verwendung der längeren Integrationszeiten von 500 Jahren entspricht auch etwa der Integration über einen unendlichen Zeithorizont und lässt Aussagen über das Potenzial der absoluten Veränderung zu (Meeresspiegelerhöhung, Veränderung der Durchschnittstemperatur). In Tab. 2.11 sind die direkten Wirkungen und zusätzlich die indirekte Wirkung von Methan berücksichtigt. Indirekte Wirkungen der anderen Gase, insbesondere der ozonbildenden Substanzen, sind nicht berücksichtigt.

[kg CO <sub>2</sub> -Äquiv.]	Integrationszeitraum		
	20a	100a	500a
CO <sub>2</sub>	1	1	1
CH <sub>4</sub>	62	23	7
N <sub>2</sub> O	275	296	156
H-FKW 125	5'900	3'400	1'100
H-FKW 134a	3'300	1'300	400
FCKW 12 <sup>1)</sup>	7'800	8'100	(4'200)
FCKW 11 <sup>1)</sup>	4'900	3'800	(1'400)

Tab. 2.11: Treibhauspotenziale für verschiedene Integrationszeiträume infolge der Emission von 1 kg ausgewählter Gase, bezogen auf Kohlendioxid (Albritton et al. 2001)  
<sup>1)</sup>: nur direkter Anteil, Werte aus Houghton et al. (1996), Werte in Klammern aus Houghton et al. (1995).

### Abbau der stratosphärischen Ozonschicht

Der Abbau der stratosphärischen Ozonschicht wird durch die Katalysatorwirkung von Halogenen unter speziellen klimatischen Bedingungen verursacht. Unter Berücksichtigung der stratosphärischen Verweilzeit und vorausgesagter Immissionskonzentration wurden sogenannte *ozone depletion potentials* (ODP) bestimmt. Die ODP beziehen sich auf die Vergleichssubstanz Fluorchlorkohlenwasserstoff R11. Auch hier können die Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Zeithorizonte bestimmt werden. Guinée et al. (2001) empfehlen die Faktoren basierend auf der Integration der Wirkung ohne zeitliche Begrenzung (siehe Tab. 2.12).

<sup>23</sup> In Heijungs et al. (1992a&b) werden noch die Treibhauspotenziale nach Houghton et al. (1990) ausgewiesen.

[kg FCKW R11-Äquiv.]	
FCKW 11	1
FCKW 12	0.82
H-FCKW 22	0.034
H-FCKW 124	0.026
Tetrachlormethan	1.2
Methylchlorid	0.02
Halon-1301	12

Tab. 2.12: Ozonschichtabbau-Potenziale infolge der Emission von 1 kg ausgewählter Gase, bezogen auf FCKW R11 (aus Guinée et al. 2001)

**Ökotoxizität**

Es existieren verschiedene Modellansätze zur Charakterisierung ökotoxisch wirkender Substanzen, nämlich Methoden auf der Basis von Faustregeln, von Modellen und von Modellen und empirischen Erkenntnissen. Guinée et al. (2001) empfehlen die Vorgehensweise von Huijbregts (1999a&b), der Charakterisierungsfaktoren auf der Basis eines für Ökobilanzzwecke angepassten Multimedia-Modells ermittelt hat (siehe Abb. 2.15). Das Multimedia-Modell EUSES, das zur Zulassung neuer Chemikalien innerhalb der Europäischen Union verwendet wird, dient dabei als Basis. Da bei Zulassungen der kritischste Pfad die entscheidende Rolle spielt (wie hoch können die Schadstoffkonzentrationen im Extremfall werden?), sind für Ökobilanzzwecke Durchschnittswerte relevant. Die Modellparameter wurden entsprechend angepasst.

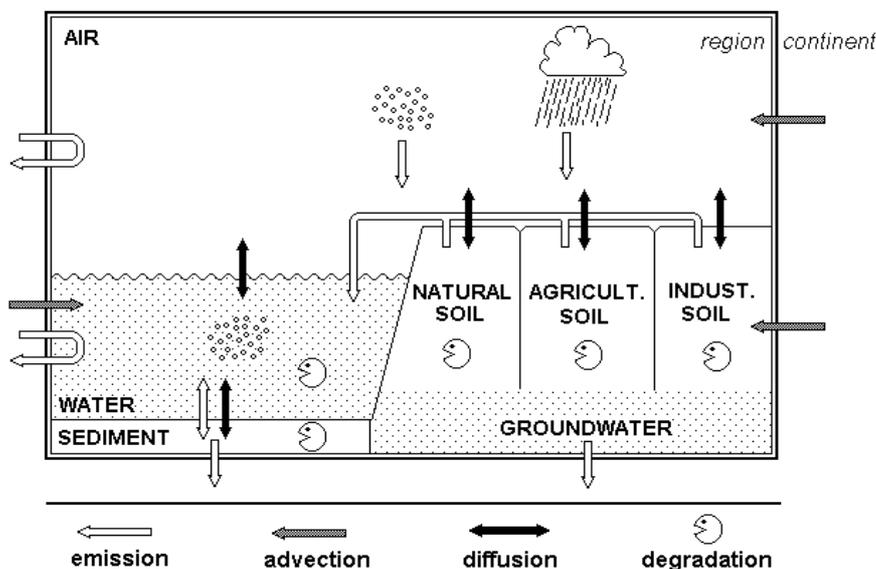


Abb. 2.15: Schematische Darstellung des Multimedia-Modells EUSES und der darin modellierten Stofftransfers.

Huijbregts (1999a&b) unterscheidet Emissionen ökotoxischer Substanzen in Luft, Süßwasser, Ozeane, landwirtschaftlich genutzte Böden und Industriell genutzte Böden und weist für jedes dieser Kompartimente Charakterisierungsfaktoren aus für Ökotoxizität in Binnengewässern, Süßwassersedimenten, Ozeanen, marinen Sedimenten und Böden.

Mit demselben Modell erarbeitete Huijbregts (1999a&b) auch Charakterisierungsfaktoren für Humantoxizität. Auch hier werden pro Substanz Einleitungen in die Luft, in Binnengewässer, Ozeane, Landwirtschafts- und Industrieböden unterschieden.

### Photochemische Oxidantenbildung

Für Substanzen, die zur Bildung troposphärischen Ozons beitragen, wird das "photochemical ozone creation potential" (POCP) bestimmt. Das POCP ist ein relatives Mass, mit Äthylen ( $C_2H_4$ ) als Referenzsubstanz, mithilfe dessen das Oxidationsvermögen eines Kilogramms einer Substanz verglichen mit derjenigen von Äthylen beschrieben wird. Die Hintergrundkonzentration der Stickoxide spielen für die Wirksamkeit der Kohlenwasserstoffe eine wichtige Rolle. Guinée et al. (2001) erachten Situationen mit hohen  $NO_x$ -Konzentrationen als üblich in Europa. Deshalb empfehlen sie die Charakterisierungswerte für diesen Fall (siehe Tab. 2.13).

[kg $C_2H_4$ -Äquiv.]	
Ethylen	1
Acetylen	0.085
Benzaldehyd	-0.092
Methan	0.006
Pentan	0.395
Propylen	1.12
Styrol	0.142
Stickoxid ( $NO_2$ )	0.028
Stickstoffmonoxid ( $NO$ )	-0.427

Tab. 2.13: Photochemisches-Ozonbildungspotenzial infolge der Emission von 1 kg ausgewählter Gase, bezogen auf Äthylen ( $C_2H_4$ ) (aus Guinée et al. 2001)

### Versäuerung

Der Beitrag verschiedener emittierter Substanzen zur Versäuerung aquatischer und terrestrischer Systeme wird mithilfe des Versäuerungspotentials bestimmt. Die mit der Emission versäuernder Substanzen einhergehende pH-Senkung in Gewässern und Böden kann zur Mobilisierung von Schwermetallen führen, welche damit für Pflanzen und Tiere verfügbar werden. Das Potential einer Substanz zur Bildung von  $H^+$ -Ionen wird mit demjenigen von  $SO_2$  verglichen, was zu entsprechenden Äquivalenzfaktoren führt (siehe Tab. 2.14).

[kg SO <sub>2</sub> -Äquiv.]	
Ammoniak	1.88
Chlorwasserstoff	0.88
Fluorwasserstoff	1.60
Schwefelwasserstoff	1.88
Salpetersäure	0.51
Stickstoffdioxid	0.70
Stickstoffmonoxid	1.07
Stickstoffoxide	0.70
Phosphorsäure	0.98
Schwefeldioxid	1.00
Schwefeltrioxid	0.80
Schwefelsäure	0.65

Tab. 2.14: Versauerungspotenzial infolge der Emission von 1 kg ausgewählter Gase in Luft, bezogen auf Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) (aus Guinée et al. 2001)

### Überdüngung

Der Beitrag verschiedener in Wasser und Boden emittierter Substanzen zur Überdüngung aquatischer und terrestrischer Systeme (Eutrophierung von Gewässern resp. Verdrängung von Magerstandorten) wird mithilfe des Überdüngungspotentials bestimmt. Es ist ein relatives Mass für die Fähigkeit einer Substanz Biomasse bilden zu helfen, welche durch Abbau im Wasser für die Sauerstoffzehrung verantwortlich ist. Basis dazu ist das Massen-Verhältnis von Phosphor und Stickstoff in Algen. Als Referenzsubstanz wird Phosphat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) beigezogen (siehe Tab. 2.15).

[kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquiv.]	
Ammoniak	0.35
Ammonium	0.33
Nitrat	0.1
Salpetersäure	0.1
Stickstoff	0.42
Stickstoffdioxid	0.13
Stickstoffmonoxid	0.2
Phosphat	1.0
Phosphorsäure	0.97
Phosphor	3.06
Phosphor(V)oxid (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	1.34
Chemischer Sauerstoffbedarf	0.022

Tab. 2.15: Überdüngungspotenzial infolge der Emission von 1 kg ausgewählter Gase in Luft, Wasser und Boden, bezogen auf Phosphat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) (aus Guinée et al. 2001)

#### 2.4.3.5 Methode der ökologischen Knappheit 1997

Die Methode der ökologischen Knappheit erlaubt die Gewichtung der in einer Sachbilanz erfassten Grundlagendaten. Die Grundlagen der Methode wurden erstmals 1978 (Müller-Wenk 1978), die aktuellste Version 1998 publiziert (BUWAL 1998a). Derzeit findet eine Aktualisierung der Ökofaktoren statt, die im Herbst 2005 veröffentlicht werden soll.

Die Methode der ökologischen Knappheit beruht auf dem Prinzip "Distance-to-target". Dabei werden einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung (z.B. Stickoxide) und andererseits die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten (kritischen) Flüsse derselben Umwelteinwirkung verwendet. Sowohl kritische wie auch aktuelle Flüsse sind in Bezug auf schweizerische Verhältnisse definiert.

Abb. 2.16 zeigt ein vereinfachtes Vorgehensschema dieser Bewertungsmethode. Daraus geht hervor, dass die Schritte Klassifizierung und Charakterisierung nur für klimarelevante und ozonschichtabbauende Substanzen und für Primärenergie (sowie für die Säuren HCl und HF) durchgeführt werden. Ansonsten werden die Umwelteinwirkungen (Emissionen und Ressourcenverbrauch) und Abfallmengen aus der Sachbilanz direkt gewichtet.

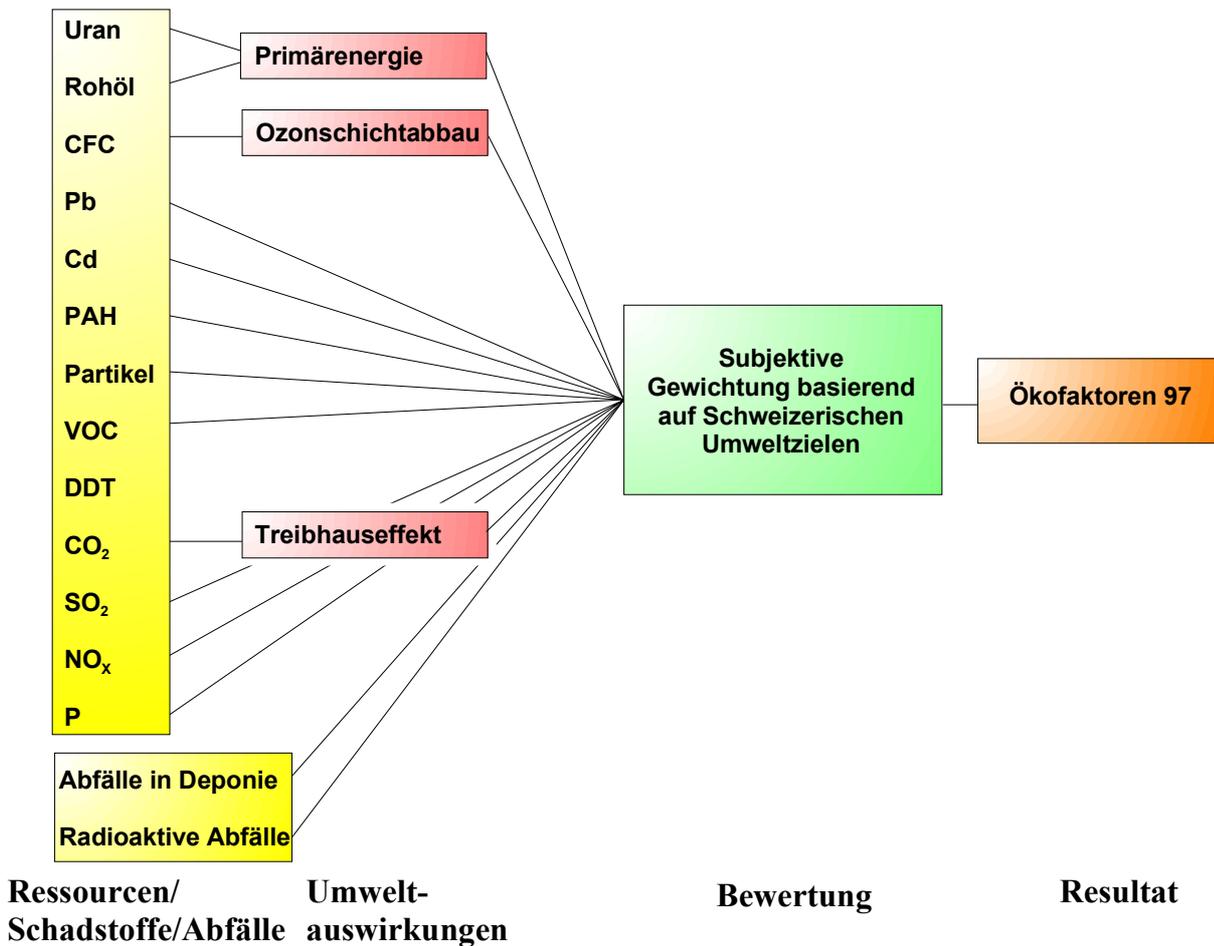


Abb. 2.16: Schematische Darstellung der Methode der ökologischen Knappheit 1997.

Die Bewertung erfolgt mittels Ökofaktoren  $w_j$ , welche wie folgt definiert sind:

$$w_j = c \cdot \frac{1}{f_{kj}} \cdot \frac{f_{aj}}{f_{kj}} \quad (2.21)$$

$w_j$  Ökofaktor  $w_j$ , bezogen auf die Umwelteinwirkung  $j$

$c$  Konstante;  $c = 10^{12} \text{ a}^{-1}$

$f_{aj}$  aktueller Fluss pro Jahr und Fläche, bezogen auf die Umwelteinwirkung  $j$ ; Einheit meist  $[\text{t/a}]$ .

$f_{kj}$  Zielfluss (bzw. kritischer Fluss) pro Jahr und Fläche, bezogen auf die Umwelteinwirkung  $j$ . Einheit gleich wie  $f_{aj}$ , meist  $[\text{t/a}]$ .

Der Faktor  $c$  ist für alle Ökofaktoren identisch und dient der besseren Handhabbarkeit der Zahlen. Der erste Quotient gewichtet die Emission am kritischen Fluss dieser Emission (Normalisierung; wie bedeutend ist die betrachtete Emission im Verhältnis zu ihrem kriti-

schen Fluss?). Der zweite Quotient gewichtet mit dem Verhältnis aus heutigem Gesamtfluss und kritischem Fluss (Gewichtung; wie bedeutend sind die gesamten Emissionen im Verhältnis zu den kritischen Emissionen?).

Die Methode der ökologischen Knappheit verwendet im Normalisierungsschritt (siehe oben) die kritischen Flüsse. Werden dazu wie international üblich die aktuellen anstelle der kritischen Flüsse verwendet ( $f_{aj}$  statt  $f_{kj}$ ), so lässt sich die obige Formel wie folgt umwandeln:

$$w_j = c \cdot \frac{1}{f_{aj}} \cdot \frac{f_{aj}}{f_{kj}} \cdot \frac{f_{aj}}{f_{kj}} \quad (2.22)$$

wobei der erste Faktor die Normalisierung darstellt, währenddem der zweite und dritte Faktor zusammen die Gewichtung der entsprechenden Emission j ausdrückt. Demzufolge beruht die Methode der ökologischen Knappheit auf einer quadratischen Funktion zur Bestimmung der Öko- oder Gewichtungsfaktoren. Eine Änderung des Verhältnisses von aktuellem zu kritischem Fluss eines Schadstoffes hat damit einen überproportionalen Einfluss auf dessen Gewichtung.

#### 2.4.3.6 Wirkungsorientierte ökologische Bewertung nach Eco-indicator 95

Der Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) beruht ebenfalls auf dem Prinzip "Distance-to-target" und erlaubt die Bewertung einer Vielzahl von Luft- und Wasserschadstoffen. Er wurde durch den Eco-indicator 99 abgelöst und war die erste Methode, in der eine Aggregation auf der Ebene von Umweltschäden durchgeführt wird. Da der Eco-indicator 95 verbreitet angewendet wurde, wird die Methode hier beschrieben.

In einem ersten Schritt werden die aus der Sachbilanz resultierenden Emissionen in Umweltauswirkungsklassen wie Treibhauseffekt, Versäuerung, etc. zusammengefasst (Klassifizierung) und gemäss ihrer Wirkung innerhalb der entsprechenden Umweltauswirkungsklasse gewichtet addiert (Charakterisierung). Abb. 2.17 zeigt ein vereinfachtes Vorgehensschema der Eco-indicator 95 Bewertungsmethode.

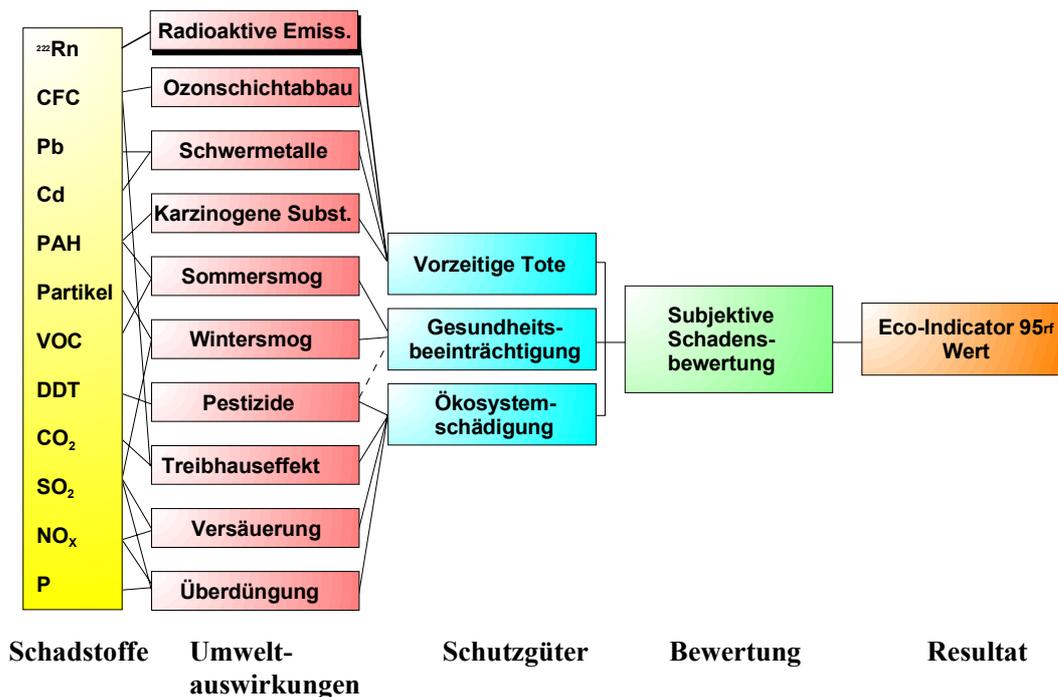


Abb. 2.17: Schematische Darstellung der Eco-indicator 95 Bewertungsmethode. Auf der Basis von Goedkoop (1995:S. 27). Die Umweltauswirkung "Radioaktive Emissionen" wurde in Frischknecht (1998:S. 129ff.) entwickelt und ist kompatibel mit Eco-indicator 95 und mit der CML-Methode.

Die beiden zentralen Punkte der Bewertungsmethode Eco-indicator 95 sind

- die normative Annahme, dass 1 zusätzlicher Toter pro 1 Million Einwohner dasselbe Schadensausmass darstellt wie eine langfristige Schädigung von 5% der europäischen Ökosysteme, und
- die Verwendung eines Extrapolationsmodells mit einer *linearen Schadensfunktion*, indem der heutige Stand der Umweltauswirkungen  $N_i$  durch den zu erreichenden Zielwert<sup>24</sup>  $T_i$  dividiert wird.

Im Gegensatz zur Methode der ökologischen Knappheit wird explizit davon ausgegangen, dass auf dem Niveau der Zielwerte die verschiedenen Umweltauswirkungen denselben Schaden verursachen. Um diese Zielwerte zu erreichen, müssen gemäss Goedkoop (1995) z.B. die ozonabbauenden Substanzen um einen Faktor 100, die Treibhausgase lediglich um einen Faktor 2.5 reduziert werden (vgl. Tab. 2.16). Für die Normalisierung wird der heutige Stand der Umweltauswirkungen infolge der jährlichen Emissionen in Europa verwendet. Da zudem angenommen wird, dass die Schäden linear mit den Umweltauswirkungen zunehmen, ergibt sich für die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren pro Umweltauswirkung die folgende Formel:

$$w_i = \frac{1}{N_i} \cdot \frac{N_i}{T_i} = \frac{1}{N_i} \cdot r_i \quad (2.23)$$

<sup>24</sup> Der Zielwert beschreibt den Stand der Umweltauswirkungen, der zu einem zusätzlichen Toten pro eine Million Einwohner respektive zu einer langfristigen Schädigung von 5% der europäischen Ökosysteme führt.

mit

$w_i$ : Gewichtungsfaktor der Umweltauswirkung  $i$ ,

$N_i$ : Heutiger Stand der Umweltauswirkung  $i$  ("aktueller Fluss"),

$T_i$ : Zielwert der Umweltauswirkung  $i$  ("kritischer Fluss"),

Der Reduktions- oder Schadensextrapolationsfaktor  $r_i$  ergibt sich aus der Division des heutigen Standes der Umweltauswirkungen  $N_i$  durch den Zielwert  $T_i$ . Das Verhältnis  $N_i$  zu  $T_i$  ist hier weniger kritisch als bei der Methode der ökologischen Knappheit, da es die Gewichtung lediglich in linearer Form beeinflusst.

Der Gesamtindikator errechnet sich somit wie folgt (Goedkoop 1995:S. 31):

$$I = D_k \cdot \sum_i \frac{E_i}{T_i} = \sum_i r_i \cdot \frac{E_i}{N_i}; \text{ mit } r_i = \frac{N_i}{T_i} \quad (2.24)$$

Dabei sind

$I$ : Gesamtumweltauswirkung in Eco-indicator 95 Punkten,

$D_k$ : Schaden  $k$  (dimensionslos, mit  $D_{\text{Vorzeitige Tote}} = D_{\text{Ökosystemschädigung}} = 1$  für einen zusätzlichen Toten pro 1 Million Einwohner respektive für eine langfristige Schädigung von 5% der europäischen Ökosysteme),

$E_i$ : Beitrag des betrachteten Produktsystems zur Umweltauswirkung  $i$ .

Die Eco-indicator 95 Bewertungsmethode legt ein starkes Gewicht auf ozonabbauende Substanzen. Sie basiert im Bereich der Umweltrelevanz der Partikel auf dem Wissen der achtziger Jahre (bis 1990). Verschiedene epidemiologische Studien haben aber gerade im Bereich primärer und sekundärer Partikel<sup>25</sup> mit Partikel-Durchmesser  $<10\mu\text{m}$  gezeigt, dass bereits kleine Erhöhungen der Immissionskonzentrationen zu einer geringen aber trotzdem signifikanten Häufung von Krankheitsfällen führen.

Zudem basieren die Normalisierungswerte (aktuelle Jahresfrachten Europas) bei gewissen Umweltauswirkungen (insbesondere bei den Schwermetallen und den karzinogenen Stoffen) auf einer Extrapolation holländischer Jahresfrachten und gelten als stark unterschätzt. Neuere Werte sind in Blonk et al. (1997) publiziert.

<sup>25</sup> Primäre Partikel: Partikel-Emissionen; Sekundäre Partikel: Sulfat- und Nitrat-Aerosole, welche aus  $\text{NO}_x$ -,  $\text{NH}_3$ - und  $\text{SO}_2$ -Emissionen gebildet werden.

	Einheit	Eco-indicator 95	
		Normierungswert	Reduktionsfaktor
Treibhauseffekt 100a 1995	kg CO <sub>2</sub> -Äquiv.	6.5·10 <sup>12</sup>	2.5
Ozonschichtabbau	kg R11-Äquiv.	4.6·10 <sup>8</sup>	100
Versäuerung	kg SO <sub>x</sub> -Äquiv.	5.6·10 <sup>10</sup>	10
Überdüngung	kg PO <sub>4</sub> -Äquiv.	1.9·10 <sup>10</sup>	5
Schwermetalle	kg Pb-Äquiv.	2.7·10 <sup>7</sup>	5
Karzinogene Substanzen	kg PAH-Äquiv.	5.4·10 <sup>6</sup>	10
Wintersmog	kg SO <sub>2</sub> -Äquiv.	4.7·10 <sup>10</sup>	5
Sommersmog	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Äquiv.	8.9·10 <sup>9</sup>	2.5
Pestizide	aktive Ingr. kg	4.8·10 <sup>8</sup>	25

Tab. 2.16: Reduktionsfaktoren und Normierungswerte in Eco-indicator 95.

#### 2.4.3.7 Wirkungsorientierte dänische Bewertungsmethode EDIP 1998<sup>26</sup>

Die EDIP-Methode (Wenzel et al. 1997&1998) beruht auch auf einer wirkungsorientierten Charakterisierung, wie sie von Heijungs et al. (1992) vorgeschlagen wird und im Unterabschnitt 2.4.3.4 beschrieben ist. Die Wirkungskategorien werden in die drei Kategorien

- Umweltauswirkungen,
- Ressourcenverbrauch, und
- Auswirkungen am Arbeitsplatz

gruppiert und separat aggregiert.

Unter den Umweltauswirkungen werden Klimaveränderung, Ozonschichtabbau, Photooxidantenbildung (Sommersmog), Versäuerung, Überdüngung, Ökotoxizität und Humantoxizität quantifiziert. Innerhalb der Wirkungskategorien werden die Charakterisierungsfaktoren aufgrund der Wirksamkeit einer Substanz bezogen auf eine Leitsubstanz bestimmt.

In Abweichung der CML-Methode können hier für die Wirkungskategorien Versäuerung, Überdüngung, Photooxidantenbildung, akute Ökotoxizität und Humantoxizität ortsspezifische Faktoren eingeführt werden, die auf die Anzahl betroffener Menschen und die Sensitivität der von der Emission betroffenen Gebiete Rücksicht nehmen kann. Dieser Ansatz wurde jedoch nicht operationalisiert. Die Normung erfolgt auf der Basis der pro Person und Jahr (1990) emittierten Substanzen.

Der Verbrauch von mineralischen und fossilen Ressourcen wird separat erfasst und vor der Normung und der Gewichtung nicht weiter aggregiert. Der Normung werden die Produktionszahlen der globalen Ressourcengewinnung zugrundegelegt.

Bei den Auswirkungen am Arbeitsplatz wird die Zeitdauer einer übermässigen Belastung (durch Chemikalien, Strahlung, Lärm, monotone Arbeit) erfasst, die zu Krebs, Fortpflanzungsschäden, Allergien, Gehörschäden, Haltungsschäden und Unfällen führen können. Die Normung erfolgt auf der Basis dänischer Statistika über Arbeitsplatzqualität und Arbeitsunfälle.

Als Gewichtungsfaktoren zwischen den Umweltwirkungen wird das Verhältnis der jährlichen dänischen Umweltwirkung 1990 zur jährlichen dänischen Umweltwirkung im

<sup>26</sup> EDIP: Environmental Design of Industrial Products

Jahre 2000 verwendet. Die normalisierten und gewichteten Ergebnisse werden in "Personenäquivalenten" des für das Jahr 2000 angestrebten Zielwertes ausgedrückt.

Zur Gewichtung der Ressourcenverbräuche werden die reziproken Werte der statischen Reichweite (d.h. des Verhältnisses von aktuellem Verbrauch zu den aus heutiger Sicht ökonomisch abbaubaren Reserven) verwendet. Das gewichtete und normierte Resultat wird in "Personenreserven" angegeben, d.h. dem Anteil an den bekannten globalen Reserven pro Person im Jahre 1990. Die Personenreserven berechnen sich durch Division des Ressourcenbedarfs des betrachteten Produktsystems durch die bekannten globalen Reserven pro Person (1990).

Die Gewichtung der unterschiedlichen Belastungen am Arbeitsplatz erfolgt mithilfe der dänischen Statistik über Arbeitsunfälle und der Anzahl Stunden pro Jahr, während derer die Arbeitenden den Belastungen ausgesetzt waren. Das gewichtete und normalisierte Resultat wird in der Anzahl potenzieller Arbeitsunfällen pro Produkteinheit angegeben.

Schliesslich können die drei separat ausgewiesenen Indikatoren für Umweltauswirkungen, Ressourcenverbrauch und Arbeitsplatzbelastung aggregiert werden. Dies wird von der Methode nicht vorgegeben sondern soll gemäss den Autoren auf Firmenebene individuell erfolgen. Da die drei Kategorien jedoch in stark unterschiedlichen Einheiten gemessen werden, ist dieser letzte Schritt sehr anspruchsvoll.

#### 2.4.3.8 *Schadensorientierte ökologische Bewertung nach Eco-indicator 99*

Die Methode Eco-indicator 99 (Goedkoop & Spriensma 2000) basiert vollständig auf dem Konzept der Schadensmodellierung. Im Gegensatz zum Eco-indicator 95 wird die Gewichtung der Umweltauswirkungen nicht mehr mit dem "Distance to target" Ansatz sondern explizit über einen Wertungsschritt. Zudem werden weitere Umwelteffekte berücksichtigt (insbesondere Ressourcenentwertung und Flächeninanspruchnahme).

Diese Methode wurde ausgehend von den Schutzgütern (links in Abb. 2.18) entwickelt und nicht wie der Eco-indicator 95 ausgehend vom Ergebnis der Sachbilanz. Als Schutzgüter, deren Beeinträchtigung mithilfe einer Ökobilanz zu quantifizieren ist, werden

- Menschliche Gesundheit,
- Ökosystemgesundheit, und
- Ressourcenentwertung

berücksichtigt. Ausgehend von diesen drei Schutzgütern werden Umweltschadensmodelle für die als wichtig erachteten Umweltwirkungen entwickelt um damit eine Anbindung an die Sachbilanzergebnisse zu ermöglichen. Die folgenden Schadensmodelle werden verwendet:

- Schäden an der menschlichen Gesundheit werden in DALYs (disability adjusted life years) gemessen, ein Indikator welcher von der Weltgesundheitsorganisation und der Weltbank entwickelt wurde und sowohl vorzeitige Todesfälle als auch Krankheiten unterschiedlicher Schweregrade einschliesst. Schäden an der menschlichen Gesundheit werden für respiratorische und karzinogene Effekte, Effekte infolge der Klimaänderung, des Ozonschichtabbaus und radioaktiver Strahlung quantifiziert. Die verwendeten Modelle bestehen aus den fünf folgenden Teilschritten (siehe Abb. 2.18):

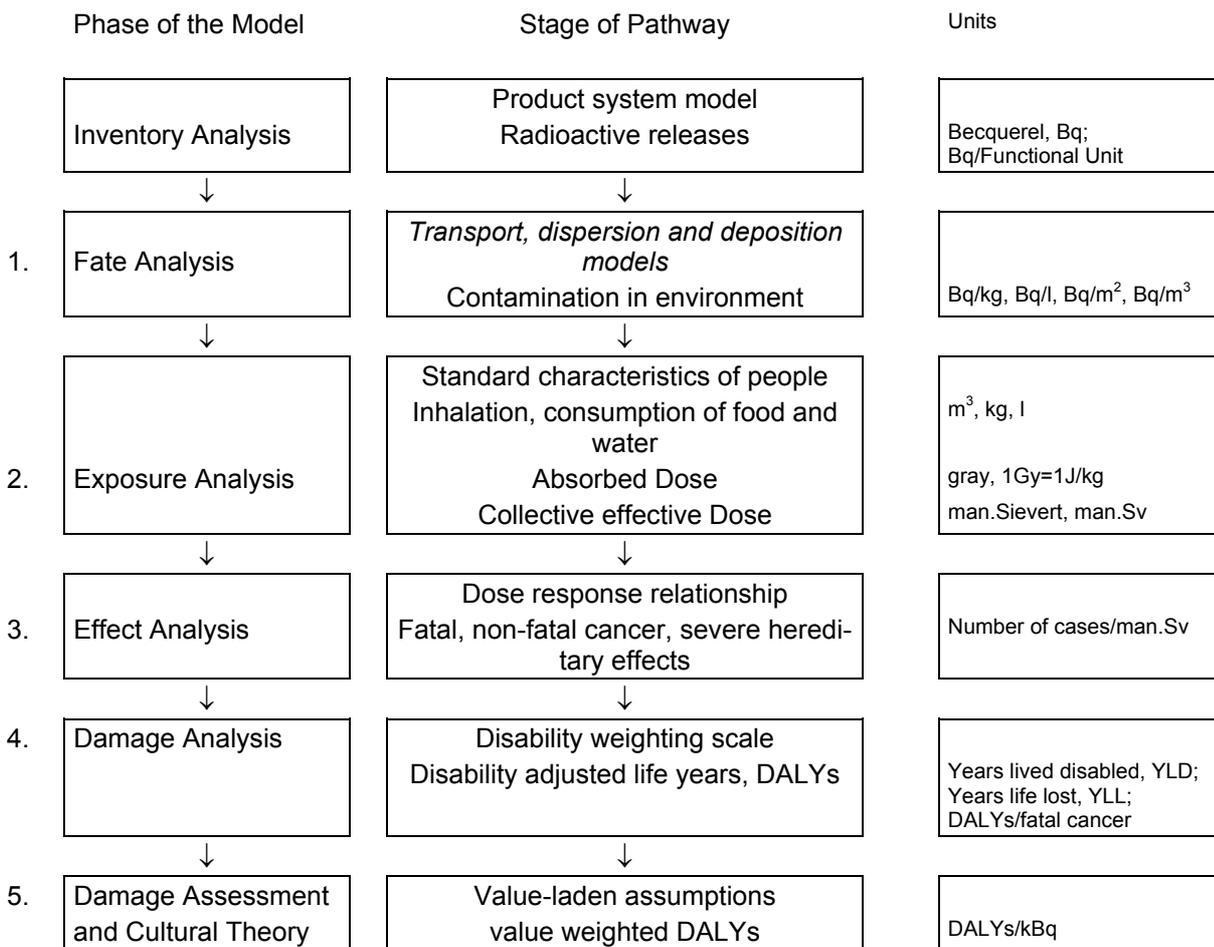


Abb. 2.18: Überblick über die Schritte der Schadensmodellierung ausgehend von Sachbilanzergebnissen bis zur Schadensbewertung am Beispiel der Emission radioaktiver Isotope und den dadurch zusätzlich verursachten Krebserkrankungen (Frischknecht et al. 2000).

- Analyse des Stoffschicksals: Damit wird eine Emission (in Masseinheiten oder als Zerfälle pro Sekunde) mit der vorübergehenden Änderung der Konzentration in Luft, Wasser und/oder Boden verknüpft.
- Expositionsanalyse: Die modellierte Änderung der Konzentration wird in eine Dosis der dadurch geschädigten Bevölkerung resp. des dadurch geschädigten Ökosystems überführt.
- Effektanalyse: Mit der ermittelten Dosis werden die damit verbundenen Gesundheitseffekte (z.B. die Anzahl und Arten von Krebs) bestimmt.
- Schadensanalyse: Die Gesundheitseffekte werden mithilfe des DALY-Konzeptes gewichtet, indem die Gesamtanzahl Jahre abgeschätzt werden, die die von den Krankheiten betroffenen Personen mit der Krankheit leben müssen (Years Lived Disabled, YLD) oder vorzeitig sterben (Years of Life Lost, YLL).
- Schadensbewertung: Die abgeschätzten beeinträchtigten und verlorenen Lebensjahre werden gewichtet und addiert. Dazu werden Werturteile benötigt.

Diese Vorgehensweise der Schadensmodellierung wird auch zur Abschätzung von Umweltschadenskosten (sog. externe Kosten) angewendet.

- Schäden an der Ökosystemqualität werden in Funktion des Prozentsatzes der durch die Umweltbelastung verschwundenen Arten ausgedrückt. Die Schadensmodellierung ist hier nicht so homogen wie beim Schutzgut "Menschliche Gesundheit".
  - Ökotoxizität wird durch den Anteil Arten quantifiziert, der in der Umwelt unter toxischem Stress leben muss (Potentially Affected Fraction, PAF). Da dieser Schaden nicht real beobachtbar ist, muss ein grober Umrechnungsfaktor verwendet werden, um toxischen Stress in tatsächlich beobachtbare Schäden überzuführen.
  - Versäuerung und Überdüngung werden in einer gemeinsamen Umweltwirkungskategorie modelliert. Die Schadensmodellierung erfolgt über die Schäden an Gefäßpflanzen.
  - Schäden durch Landbedarf und Landveränderungen werden basierend auf empirischen Daten über das Auftreten von Gefäßpflanzen in Abhängigkeit des Landtyps und der Flächengrösse modelliert. Sowohl der lokale Schaden auf dem besetzten oder veränderten Gebiet als auch der regionale Schaden am Ökosystem werden berücksichtigt.
  - Schäden an Ökosystemen infolge von Klimaänderungen, des Ozonschichtabbaus oder der Photooxidantenbildung werden in der Methode (noch) nicht berücksichtigt.
- Der Ressourcenverbrauch wird durch einen Indikator gewichtet, der die Qualität der verbleibenden mineralischen und fossilen Ressourcen beschreibt. Der Indikator drückt den Qualitätsverlust mithilfe erhöhter Energieverbräuche des zukünftigen Ressourcenabbaus aus.

In Abb. 2.19 werden die verschiedenen Modellierungsschritte (weiss) und (Zwischen-)Resultate (grau hinterlegt) gezeigt. Im Vergleich zu den vorgehend beschriebenen Methoden wurde der Eco-indicator 99 ausgehend von den Schutzziele entwickelt. Deshalb ist das Endergebnis (der "Indicator"-Wert) links dargestellt.

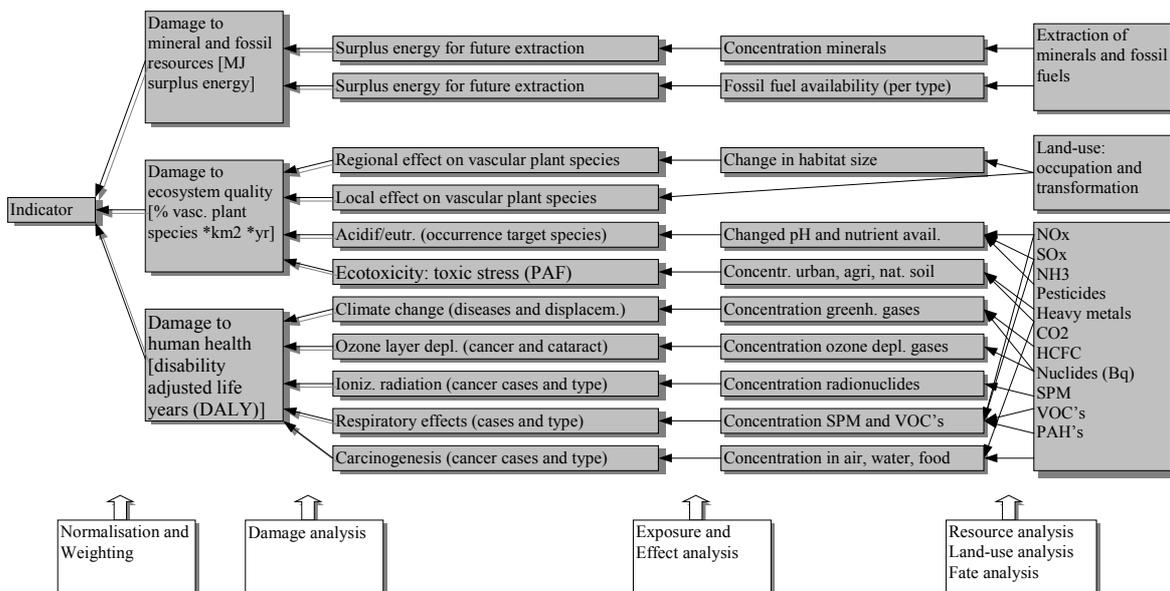


Abb. 2.19: Vereinfachendes Schema der Vorgehensweise beim Eco-indicator 99. Da die Methode von den Schutzgütern aus modelliert wurde, stehen die Sachbilanzergebnisse (im Gegensatz zu den Abb. 2.15 und 2.16) rechts. Grau: (Zwischen-)Ergebnisse; Weiss: Modellierungsschritte; Goedkoop & Spriensma 2000:11)

Alle Emissionen und Landinanspruchnahmen und -transformationen werden als in Europa auftretend angenommen. Auch die damit verbundenen Schäden werden als in Europa auftretend angenommen, was eine einschränkende Annahme darstellt. Diese Einschränkung wurde aber für Schäden durch Ressourcenverbrauch, und infolge der Emission von Treibhausgasen, ozonschichtabbauenden Stoffen, persistenten karzinogenen Substanzen, anorganischen Luftschadstoffen mit einer weiträumigen Verfrachtung und einigen langlebigen radioaktiven Isotopen nicht gemacht.

Die Methode berücksichtigt zwei Arten von Unsicherheiten:

- Datenunsicherheiten, die mit technischen Problemen der Messung und der Bestimmung von Expositions-, Effekt- und Schadensfaktoren zusammenhängen, und
- Unsicherheiten in den Modellen.

Datenunsicherheiten werden unter Annahme einer lognormalen Wahrscheinlichkeitsverteilung mithilfe der quadratischen geometrischen Standardabweichung quantifiziert. Die Unsicherheiten sind in einzelnen Bereichen beträchtlich und können sogar zwei bis über drei Größenordnungen betragen.

Modellunsicherheiten können nicht wie Datenunsicherheiten behandelt werden. Modelle sind entweder korrekt oder nicht. Bei der Modellbildung sind Annahmen über Parameter und Modellgrenzen notwendig, die Werturteile beeinhalten und die Ergebnisse beeinflussen können. Drei verschiedene Wertemuster werden in der Methode benutzt, was zu drei in sich konsistenten Schadensmodellen führt. Die Ausgestaltung der Wertemuster erfolgt auf der Basis der Kulturtheorie (siehe dazu Hofstetter 1998:S. 41-79) und umfasst die folgenden drei Kulturtypen (stark verkürzt dargestellt):

- E (Egalitarian): Zukünftige Generationen ebenso wichtig wie heutige (Langzeitperspektive); weit entfernt lebende Menschen ebenso wichtig wie die eigene Familie; minimale wissenschaftliche Indizien der Umweltschädlichkeit eines Schadstoffes reichen aus, um ihn in einer Ökobilanz zu bewerten (vorsichtige Grundhaltung).
- I (Individualist): Hier und heute sind sehr wichtig (Kurzzeitperspektive, eigene Familie und nähere Umgebung sind wichtiger als Menschen anderer Regionen); nur wissenschaftlich klar beweisbare Zusammenhänge zwischen Umweltschäden und potenziellen Schadstoffen werden anerkannt (risikofreudige Grundhaltung).
- H (Hierarchist): Wägt jeweils zwischen der Gegenwart und der Zukunft, zwischen dem Hier und der Welt und zwischen Risiken und den Nutzen ab. Ein Konsens der Wissenschaftler/-innen über Zusammenhänge zwischen Umweltschäden und potenziellen Schadstoffen rechtfertigt deren Einbeziehen in Ökobilanzen.

Mit diesen drei Perspektiven umfassen die Ergebnisse einer Bewertung nach Ecoindicator 99 somit drei Datensets mit Werten zu Humangesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen.

Die abschliessende Gewichtung zwischen diesen drei Dimensionen erfolgt auf der Basis der Ergebnisse eines an der ETH Zürich unter Ökobilanz-Experten durchgeführten schriftlichen Panels. Die dort eruierten Gewichtungsfaktoren, die nicht dem europäischen Durch-

schnitt entsprechen, können als Default-Werte verwendet werden. Andere, z.B. firmenspezifische Gewichtungstrippel sind jedoch denkbar resp. erwünscht.

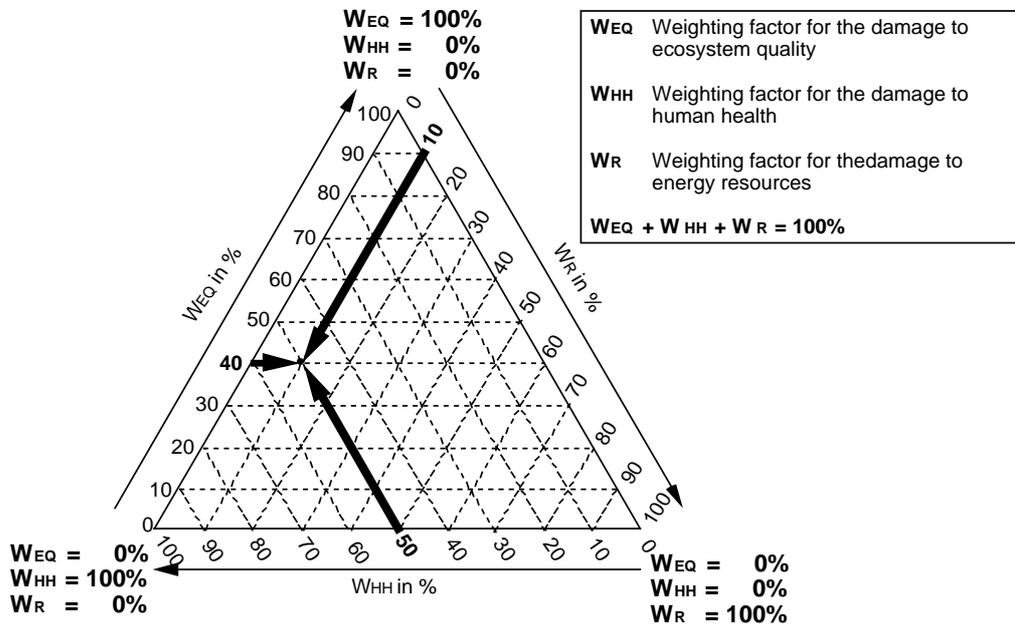


Abb. 2.20: Das Gewichtungsdreieck: Der markierte Punkt zeigt ein Gewichtungstrippel an, in welchem menschliche Gesundheit (HH) mit 50%, Ökosystemqualität (EQ) mit 40% und Ressourcenentwertung (R) mit 10% gewichtet werden. Basierend auf Hofstetter (1998:S. 362).

Alternativ dazu kann auch das sogenannte Gewichtungsdreieck nach Hofstetter (1998) verwendet werden. Hierbei kann analog zu den Mischungsdreiecken z.B. der Metallurgie das relative Gewicht der drei Schadensgüter variiert und bei Produktvergleichen sogenannte Indifferenzlinien ermittelt werden (siehe Abb. 2.20 und 2.21).

Diese Darstellung ist für Produktvergleiche sehr wertvoll, weil so schnell ersichtlich wird, ob ein Produkt unabhängig von der Gewichtung der drei Schutzgüter tiefere Umweltbelastungen verursacht resp. bei welchen Gewichtungstrippeln die Reihenfolge kippen kann. Zudem kann durch Eintragen von Toleranzgrenzen der Bereich angezeigt werden, in welchem sich die Varianten im Resultat weniger als z.B. 10 oder 20% unterscheiden.

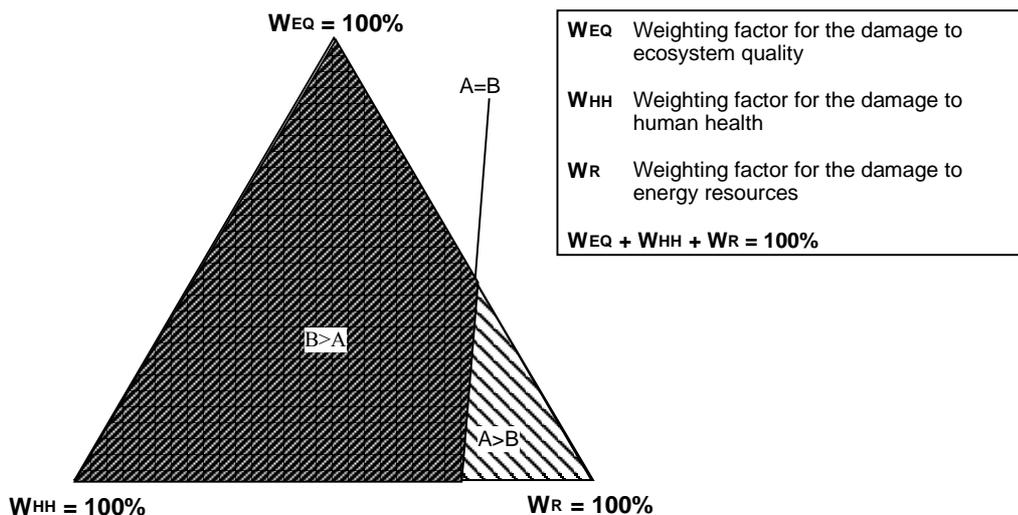


Abb. 2.21: Indifferenzlinie und Flächen gleicher Reihenfolge im Gewichtungsdreieck für die beiden Produktalternativen A und B.  $A > B$  bedeutet, dass das Produkt A umweltliche Vorteile aufweist, d.h. dass das Resultat von Produkt A in Eco-indicator 99-Punkten gemessen tiefer ist als dasjenige von Produkt B (nach Hofstetter 1999).

Mit dem in Abb. 2.20 eingezeichneten Gewichtungstrippel wäre also in Abb. 2.21 Produkt B aus rein umweltlicher Sicht vorzuziehen.

#### 2.4.3.9 Schadensorientierte schwedische Bewertungsmethode EPS 2000<sup>27</sup>

Die schwedische schadensorientierte Bewertungsmethode EPS 2000 geht von fünf Schutzobjekten oder Schutzgütern aus (Steen 1999):

- Menschliche Gesundheit,
- Produktionsvermögen von Ökosystemen,
- Abiotische Ressourcen,
- Biodiversität,
- Kultur- und Erholungswerte.

Innerhalb dieser Schutzgüter werden verschiedene Schädigungen mithilfe monetärer Größen quantifiziert. Bei der menschlichen Gesundheit sind dies: die Lebenserwartung, Schwere Krankheit, Krankheit, starke Belästigung, und Belästigung mit Preisen von 85'000ELU/YOLL<sup>28</sup>, 100'000, 10'000, 10'000 resp. 100ELU/Personenjahr. Das Produktionsvermögen von Ökosystemen wird für Kulturpflanzen, Holz, Fisch und Fleisch, Bodenqualität, sowie Wasser mit 0.15ELU/kg, 0.04ELU/kg Trockensubstanz, 1ELU/kg Fisch oder Fleisch, 0.01ELU/ Mol  $H^+$ , resp. 0.003ELU/Liter (Bewässerung) und 0.03ELU/Liter (Trinkwasser) bewertet.

Der Verbrauch abiotischer Ressourcen wird nach dem Aufwand bewertet, die Ressourcen aus nachwachsenden Rohstoffen herzustellen. Daraus ergeben sich Gewichtungs-

<sup>27</sup> EPS: Environmental Priority Strategies

<sup>28</sup> ELU: Environmental Load Unit (1 ELU = 1 Euro); YOLL: Years of Life Lost.

faktoren für Erdöl, Erdgas und Kohle von 0.506, 0.050 und 1.12ELU/kg. Die mineralischen Ressourcen werden gemäss den Kosten einer nachhaltigen Produktionsweise gewichtet. So erhält Aluminium, Kupfer, Zink und Eisen Gewichtungsfaktoren von 0.44, 208, 57.1 resp. 0.96ELU/kg. Dasselbe wird auch für Elemente aus den Meeren und der Luft, für Stoffe aus einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Biosphäre und für natürliches Kies gemacht.

Die Beeinträchtigung der Biodiversität wird mit NEX, einem Indikator für den Artenverlust quantifiziert. Die gesamten jährlichen Ausgaben Schwedens für Präventionsmassnahmen werden zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors von 1NEX herangezogen. Daraus ergibt sich ein Wert von  $1.1 \cdot 10^{11}$  ELU/NEX.

Das fünfte Schutzgut, das Kultur- und Erholungswerte umfasst, kann nicht generell gewichtet werden. Diese Aspekte sind fallspezifisch zu erfassen und zu quantifizieren.

Innerhalb der Schutzgüter menschliche Gesundheit, Produktivität von Ökosystemen und Biodiversität werden die Schäden von Luft- und Wasserschadstoffen bezüglich der aufgelisteten Indikatoren (Lebenserwartung usw., Beeinträchtigung von Ernten, Artenverlust (NEX)) quantifiziert. So tragen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei zur Reduktion der Lebenserwartung infolge Temperaturstress, Hunger, Hochwasser und Malaria; zu schweren und mittelschweren Krankheiten infolge von Hunger und Malaria, zu einer Beeinflussung der Erträge aus Ökosystemen infolge von Wüstenbildung, Temperaturerhöhung in Waldgebieten und durch CO<sub>2</sub>-Düungeeffekte; und zu Artenverlust infolge einer zu schnellen Klimaänderung.

#### 2.4.3.10 Zusammenfassende Beschreibung der Bewertungsmethoden

Auf den nächsten beiden Seiten (Tab. 2.17) werden die Charakteristika der besprochenen Bewertungsmethoden tabellarisch zusammengefasst.

In der darauffolgenden Tab. 2.18 sind für die sechs vollaggregierenden der acht besprochenen Bewertungsmethoden die Gewichtungsfaktoren für ausgewählte Parameter aufgeführt. Für eine detaillierte Herleitung der Faktoren sei auf die Originalpublikationen verwiesen. Zu den einzelnen Methoden sind folgende Bemerkungen zu machen:

CML und EDIP 98 werden nicht aufgeführt, weil sie keine standardisierte Vollaggregation vorsehen.

KEA: Hier aufgeführt sind die Werte für eine Sichtweise, die die Schonung der nicht erneuerbaren Energieressourcen zum Ziel hat (siehe auch Unterabschnitt 2.4.3.2). Andere Sichtweisen (z.B. Stellvertreter-Indikator für "Umweltbelastung") und daraus ableitbare Gewichtungsfaktoren, die beispielsweise die Wasserkraftnutzung miteinschliesst, sind grundsätzlich denkbar (siehe z.B. Kasser & Pöll 1999).

MIPS: Die hier ausgewiesenen Faktoren stammen vom Autor dieses Skripts.

Ökologische Knappheit 1997: Die Ergebnisse werden in Umweltbelastungspunkten (UBP) angegeben. Als einzige Methode gewichtet sie auch Abfälle. Die Emissionen aus einer KVA werden aber bei den Schadstoffen ebenfalls bewertet.

Eco-Indicator 95: Die Faktoren zeigen nicht die Originalwerte der Methode. Zur Normierung wurden aktuellere Daten über die gesamteuropäischen Emissionen eingesetzt. Die Faktoren werden in Nanopunkten präsentiert.

Eco-Indicator 99: Hier werden lediglich die vollaggregierten Werte der Hierarchisten-Sichtweise (H) wiedergegeben.

EPS 2000: Die Ergebnisse werden in Environmental Load Units (ELU) angegeben, die aus monetären Einheiten abgeleitet werden.

Folgendes kann festgestellt werden:

Ressourcenseitig bestehen grosse Unterschiede zwischen den Indikatoren KEA, ökologische Knappheit 1997, Eco-indicator 99 einerseits und MIPS andererseits. Da beim KEA verschiedene Berechnungsweisen denkbar sind, kann dieser Indikator nicht verallgemeinert diskutiert werden. Gegenüber der in diesem Skript gezeigten KEA-Methode wird Uran mit der Methode der ökologischen Knappheit ca. 50% niedriger bewertet im Vergleich zu den andern nicht erneuerbaren Energieträgern. Entsprechend ihrer Zielsetzung, verzichten KEA und MIPS auf eine Bewertung der Schadstoffemissionen.

Der Eco-indicator 99 gewichtet Ammoniak und Schwefeloxide eher tiefer, Stickoxide etwa ähnlich und Partikel (PM<sub>10</sub>) eher höher im Vergleich zum Eco-indicator 95 und bezogen auf die Gewichtung von CO<sub>2</sub>. Die Gewichtung einzelner Schwermetalle liegt näher beieinander als beim Eco-indicator 95. Die NMVOC haben gemäss Eco-indicator 99 stark an Gewicht eingebüsst.

Die Gewichtungssets der drei Perspektiven des Eco-indicators 99 unterscheiden sich ebenfalls deutlich. Bei der individualistischen Perspektive sind die respiratorischen Effekte, die mineralischen Ressourcen, die Landinanspruchnahme und der Treibhauseffekt recht wichtig. Bei der egalitaristischen und der hierarchistischen Perspektive sind es Landinanspruchnahme, respiratorische Effekte und der Verbrauch fossiler Energieträger. Je nach analysiertem Produkt können aber auch andere Umwelteffekte dominant werden.

Der Eco-indicator 95 gewichtet Schwermetalle (Cd, Pb) deutlich höher im Vergleich zu der Methode der ökologischen Knappheit oder der EPS-Methode. Die EPS-Methode zeigt mit Ausnahme der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen einen relativ ausgeglichenen Gewichtungssatz (die Faktoren bewegen sich innerhalb einer relativ schmalen Bandbreite). Die EPS-Methode gewichtet aber mineralische Ressourcen, insb. edle und seltene Metalle sehr stark (in Tab. 2.18 nicht ersichtlich).

Wichtige Erkenntnis aus der Tab. 2.18 sind einerseits die Tatsache, dass es möglich ist, Emissionen und Ressourcenverbrauch gegeneinander abzuwägen, um zu verdichteten, umweltbezogenen Informationen zu gelangen. Andererseits zeigen sich grosse Unterschiede in der Gewichtung einzelner Schadstoffe/ Ressourcen oder ganzer Schadstoffgruppen. Diese Unterschiede sind auf unterschiedliche Werthaltungen von beteiligten oder betroffenen Personen zurückzuführen. Der Eco-indicator 99 versucht, diese Unterschiede zuzulassen und zu operationalisieren. Damit kann der in Gesellschaften zu beobachtende Pluralismus auch in Bewertungsmethoden und damit in Ökobilanzen integriert werden.

	KEA	MIPS	CML-Methode	Ökologische Knappheit 1997
<i>Schutzgüter</i>	Variante 1: explizit berücksichtigt: - Ressourcen Variante 2: stellvertretend berücksichtigt: - Umweltbelastung	stellvertretend berücksichtigt: - Umweltbelastung	implizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme - Ressourcen	implizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Überlebensfähigkeit der Ökosysteme - Ressourcen
<i>Umweltwirkungen (Wirkungskategorien)</i>	Variante 1: - Ressourcenentwertung Variante 2: - unterschiedlich, je nach Einbezug und Gewichtung der Energieträger (nur fossile, nur nicht erneuerbare, nur nicht erneuerbare und Wasserkraft, alle nicht erneuerbaren und erneuerbaren).	- ???	- Abiotische Ressourcen - Biotische Ressourcen - Ozonschichtabbau - Humantoxizität - Ökotoxizität - Sommersmog - Pestizide - Treibhauseffekt - Versäuerung - Überdüngung - Radioaktive Emissionen - Geruch	<i>Einzeleinträge:</i> - Energetische Ressourcen - Luftschadstoffe - Wasserschadstoffe - Bodenschadstoffe - Abfälle
<i>Bewertungsansatz</i>	Variante 1: - Die aus den Ressourcen mit heutiger Technik nutzbare Energie bestimmt deren Eigenwert. - Alle anderen Aspekte wie Verfügbarkeit, Substitutionsmöglichkeiten etc. tragen nichts zum Eigenwert der Ressourcen bei. Variante 2: - ???	- bewegte Massen werden in fünf Kategorien zusammengefasst und ungewichtet aggregiert	- Wirkungspotentiale auf der Ebene einzelner Umweltauswirkungen	- Emissionsziele meist anhand gesetzlicher Vorgaben - implizite Annahme: gleiches Schadensausmass auf dem Niveau der Zielwerte - Schadenextrapolation mit quadratischer Funktion
<i>Normierungswerte</i>	-	-	-	- jährliche Emissionen in der Schweiz - jährl. Energiebedarf - jährl. Abfallmengen
<i>Form der Resultate</i>	Variante 1: - Vollaggregation via oberen Heizwert Variante 2: Vollaggregation via ???	- Vollaggregation der bewegten Masse	- Auswertung auf Stufe Wirkungskategorie	- Vollaggregation zu Punktwerten - Auswertung auf Stufe Wirkungskategorien bzw. Ökoprofil nur bedingt möglich resp. nicht vorgesehen.
<i>geographischer Geltungsbereich</i>	- unabhängig	- unabhängig	- Europa	- Schweiz
<i>ISO 14040ff-Konformität</i>	Nein	Nein	Ja	Nein

Tab. 2.17: Haupteigenschaften ausgewählter Ökobilanz-Bewertungsmethoden, Teil 1.

	Eco-indicator 95	EDIP 1998	Eco-indicator 99	EPS 2000
<i>Schutzgüter</i>	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme	explizit berücksichtigt: - Umweltauswirkungen - Ressourcen - Arbeitsbedingungen	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Schädigung der Ökosysteme - Ressourcenqualität	explizit berücksichtigt: - menschliche Gesundheit - Ökosystem-Produktivität - Abiotische Ressourcen - Biodiversität - Kultur- und Erholungswerte
<i>Umweltwirkungen (Wirkungskategorien)</i>	- Ozonschichtabbau - Schwermetalle - Karzinogene Substanzen - Sommersmog - Wintersmog - Pestizide - Treibhauseffekt - Versäuerung - Überdüngung - Radioaktive Strahlung <sup>1)</sup>	- Treibhauseffekt - Ozonschichtabbau - Sommersmog - Versäuerung - Überdüngung - Humantoxizität - Ökotoxizität - Abiotische und biotische Ressourcen - Arbeitsbedingungen	- Respiratorische Effekte - Karzinogene Substanzen - Ökotoxische Effekte - Treibhauseffekt - Ozonschichtabbau - Versäuerung - Überdüngung - Radioaktive Strahlung - Landbeanspruchung - mineralische und fossile Ressourcen - Lärm <sup>3)</sup>	Einzeleinträge: - Luftschadstoffe - Wasserschadstoffe - Bodenschadstoffe - Ressourcenverbrauch - Landinanspruchnahme - Abfälle
<i>Form der Resultate</i>	- Vollaggregation - Auswertung auf Stufe Wirkungskategorien (auf Stufe Ökoprofil) vorgesehen und möglich	- Vollaggregation individuell - Auswertung auf Stufe Wirkungsbilanz - Auswertung auf Stufe Schutzgüter	- Hauptresultat auf Stufe Schadensindikatoren (Schutzgüter) - Auswertung auf allen Stufen möglich - Vollaggregation als Option	- Vollaggregation - Auswertung auf Stufe Schutzgüter möglich
<i>Bewertungsansatz</i>	- Emissionsziele anhand von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen - subjektive Gewichtung der Schädigung der Schutzgüter - Schadensextrapolation mit linearer Funktion	- Wirkungspotentiale auf der Ebene der einzelnen Umweltauswirkungen - Distanz zum Ziel innerhalb der emissionsseitigen Wirkungskategorien - Anzahl Verletzte in Dänemark pro Jahr und Belastungsart am Arbeitsplatz - Kehrwert der bekannten Reserven pro Person für Ressourcen	- Schadensanalyse basierend auf epidemiologischen und toxikologischen Studien mit Modellierung des Wirkungspfad (fate, exposure, effect, damage) - Panelbasierte Gewichtung der Schäden an den Schutzgütern	- Bewertung der Einzelsubstanzen basierend auf dem Konzept der "Zahlungsbereitschaft"
<i>Normalisierungswerte</i>	- jährliche Emissionen in Europa (aus holländischen Angaben extrapoliert)	- jährliche Emissionen in Dänemark - jährliche globale Ressourcenproduktion - jährliche Überschreitungsdauer der Grenzwerte am Arbeitsplatz	- jährliche Emissionen und Verbräuche in Europa	-
<i>geographischer Geltungsbereich</i>	- Europa	- Dänemark	- Europa	- Schweden
<i>ISO 14040ff-Konformität</i>	Ja <sup>2)</sup>	Ja	Ja <sup>2)</sup>	Nein

Tab. 2.17 (Forts.): Haupteigenschaften ausgewählter Ökobilanz-Bewertungsmethoden, Teil 2;

<sup>1)</sup>: Gemäss Vorschlag Frischknecht (1998); <sup>2)</sup>: Nur bis Stufe Wirkungsbilanz (ohne Vollaggregation); <sup>3)</sup>: Gemäss Vorschlag Müller-Wenk (1999).

	Einheit	KEA [MJ-Äquiv.]	MIPS [kg-Äquiv.]	Ökologische Knappheit 1997 [UBP]	Eco-indicator 95 <sup>1)</sup> [nPunkte]	Eco-indicator 99 (H,A) <sup>2)</sup> [Punkte]	EPS 2000 [ELU]
<i>Energetische Ressourcen:</i>							
Holz	kg	0	1	0	n.b.	0	0.04
Potenzielle Energie Wasser	MJ	0	12/ 0.36 <sup>4)</sup>	1	n.b.	0	0.036/ 0.0011
Rohgas (Erdgas)	Nm <sup>3</sup>	39	0.8	35	n.b.	0.125	0.88
Rohöl ab Bohrloch	kg	45.6	1	42.6	n.b.	0.146	0.506
Rohfördersteinkohle	kg	19	1	18.0	n.b.	0.00369	0.0498
Uran ab Erz	kg	900'000 <sup>3)</sup>	1	460'000	n.b.	n.b.	1190
<i>Luftschadstoffe:</i>							
CH <sub>4</sub> , Methan	kg	0	0	4'200	0.01	0.115	2.72
CO <sub>2</sub> , Kohlendioxid	kg	0	0	200	0.376·10 <sup>-3</sup>	0.00545	0.108
NH <sub>3</sub> , Ammoniak	kg	0	0	63'000	0.468	3.42	2.90
NMVOG, Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe	kg	0	0	32'000	0.127	0.0332	2.14
NO <sub>x</sub> , Stickoxide	kg	0	0	67'000	0.174	2.75	2.13
Partikel (Ø <10µm)	kg	0	0	110'000	0.13	9.74	36
Polzyklische arom. Kohlenwasserstoffe	kg	0	0	32'000	724	4.47	64'300
SO <sub>2</sub> , Schwefeldioxid	kg	0	0	53'000	0.33	1.50	3.27
Cd, Cadmium	kg	0	0	120'000'000	4'690	4'260	10.2
Ni, Nickel	kg	0	0	n.b.	319	1'160	0
Pb, Blei	kg	0	0	2'900'000	93.8	198	2'910
Radon-222	kBq	0	0	n.b.	n.b.	6.16·10 <sup>-7</sup>	n.b.
<i>Wasserschadstoffe:</i>							
Hg, Quecksilber	kg	0	0	240'000'000	938	6'490	180
Formaldehyd	kg	0	0	6'300	n.b.	56'400	0
<i>Bodenschadstoffe (Landwirtschaftsböden):</i>							
As, Arsen	kg	0	0	n.b.	n.b.	391	0
Cd, Cadmium	kg	0	0	120'000	n.b.	878	5.0
<i>Abfälle:</i>							
Abfälle in Deponie gem. TVA	kg	0	0	500	n.b.	n.b.	n.b.
Schwach- und mittelaktive Abfälle	cm <sup>3</sup>	0	0	3'300	n.b.	n.b.	n.b.
Hochaktive Abfälle	cm <sup>3</sup>	0	0	46'000	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. 2.18: Gewichtungsfaktoren ausgewählter Schadstoffe, Abfälle und energetischer Ressourcen; Erläuterungen siehe Originalquellen und Text.

<sup>1)</sup>: In der Wirkungsklasse "Treibhauseffekt" werden die Treibhauspotentiale aus IPCC (1996) verwendet. Die Normalisierungswerte (jährliche Emissionen in Europa) basieren auf aktuelleren Daten.

<sup>2)</sup>: H,A: Hierarchistische Perspektive, durchschnittliche Gewichtung

<sup>3)</sup>: Falls Wiederaufarbeitung erfolgt und abgereichertes Uran zu 100% für energetische Zwecke genutzt werden kann: 460'000MJ/kg.

<sup>4)</sup>: Entspricht der Turbinierwassermenge für Laufwasserkraftwerk/ Speicherkraftwerk (CH-Verhältnisse)

<sup>5)</sup>: Entspricht der Turbinierwassermenge für Laufwasserkraftwerk/ Speicherkraftwerk (CH-Verhältnisse), bewertet mit dem Faktor für Bewässerung.

n. b.: nicht bewertet.; 0: Nach Einschätzung der Autoren der entsprechenden Methode ist die Umweltrelevanz gering resp. vernachlässigbar.

## 2.5 Interpretation

### 2.5.1 Übersicht

Nach der Wirkungsabschätzung werden in der letzten Phase der Ökobilanz-Methode, der Interpretation, Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen durchgeführt und Aussagen zur Datenqualität gemacht.

Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen werden durchgeführt, um die Stabilität der in der Wirkungsbilanz erhaltenen Ergebnisse zu überprüfen und deren Unsicherheiten abzuschätzen oder zu quantifizieren. Unsicherheiten ergeben sich aus:

- den in Zieldefinition, Sachbilanz und Wirkungsabschätzung gemachten Annahmen und Entscheide,
- den in der Sachbilanz erfassten Daten und
- den Bewertungsfaktoren der verwendeten Bewertungsmethoden,

### 2.5.2 Unsicherheitsanalysen

Sind die Unsicherheiten in den eingegebenen Daten und den Gewichtungsfaktoren spezifiziert und quantifiziert, so können Simulationsprogramme verwendet werden, um die Unsicherheit in den Ergebnissen zu quantifizieren. Dazu eignet sich beispielsweise die Monte-Carlo-Simulation, die z.B. in @RISK implementiert ist und auf Tabellenkalkulationsprogramme angewendet werden kann. Das Programm rechnet mehrere Tausend Ökobilanzen und wählt bei jeder Rechnung für jeden Datenpunkt einen Wert aus, der innerhalb der angegebenen Vertrauensintervalle liegt. Die Werte werden zudem gemäss der angenommenen Wahrscheinlichkeitsverteilungen gewählt.

Das Ergebnis dieser Berechnung sind Vertrauensintervalle der Ökobilanz-Ergebnisse. Bei vergleichenden Studien kann auf der Basis der Vertrauensintervalle gezeigt werden, ob die Unterschiede zwischen den analysierten Varianten auch statistisch signifikant sind oder nicht. Zu beachten ist, dass die Unsicherheiten in den verschiedenen Varianten nicht immer unabhängig voneinander sind. Das bedeutet, dass bei sich überlappenden Vertrauensintervallen es trotzdem sein kann, dass die eine Variante immer einen tieferen Umweltbelastungsindikator aufweist als die andere.

### 2.5.3 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen werden durchgeführt, um ergebnisrelevante Entscheide und Annahmen zu erkennen resp. die Stabilität der Ergebnisse zu überprüfen. Dies betrifft beispielsweise die Ziehung der Systemgrenzen (Weglassen von unbedeutenden Prozessen, Weglassen ganzer Teilsysteme wie beispielsweise der Administrations- und Forschungsabteilung einer Fabrikationsstätte).

Es gilt aber auch für andere Entscheide, wie beispielsweise die Wahl eines bestimmten Verfahrens oder Parameters bei der Allokation, oder für das Bestimmen von Emissions-

faktoren, wenn aus unterschiedlichen Angaben mehrerer Quellen der für den fraglichen Prozess adäquate Wert zu wählen ist. Mithilfe der Kulturtheorie, die im Eco-indicator 99 auf Ebene der Wirkungsabschätzung eingeführt wurde, könnten auch die Entscheide und Annahmen bei der Zieldefinition und der Sachbilanz strukturiert werden und zu einer begrenzten Anzahl konsistenter Ökobilanzen führen. Für den Aspekt des Recyclings beispielsweise wurde dies bereits in Abschnitt 2.3.7 aufgezeigt.

## **2.5.4 Folgerungen**

Bevor Folgerungen aus einer Ökobilanzstudie gezogen werden, soll eine umfassende und realistische Würdigung der Qualität der Arbeit vorgenommen werden. Es ist im speziellen darauf zu achten, dass die Folgerungen auf die in der Zieldefinition festgelegten Systemfunktionen und funktionellen Einheiten beschränkt bleiben und die Einschränkungen aus den Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen berücksichtigt werden.

Die Folgerungen sollen primär auf das formulierte Ziel der Studie eingehen und Antworten darauf geben. Sind zusätzliche, überraschende oder unkonventionelle Erkenntnisse gewonnen worden, sollen diese auch in die Folgerungen aufgenommen werden.

Die Art der Folgerungen hängt davon ab, wozu die Studie letztlich dient. Es können Produkt- oder Prozess-Empfehlungen aus umweltlicher Sicht im Hinblick auf einen zu fällenden Entscheid sein oder Hinweise auf umweltliche Optimierungspotenziale in einem Betrieb oder in einer Wertschöpfungskette. Schliesslich kann man sich auch auf das Feststellen der wesentlichen umweltlichen Ergebnisse beschränken, ohne selber Empfehlungen abzugeben. Zu Bedenken ist aber in jedem Fall, dass Ökobilanzergebnisse einen Entscheid nicht ersetzen oder vorwegnehmen (d.h. Ökobilanzen entscheiden nicht), sondern lediglich einen Teil der entscheiderelevanten Informationen liefern können. Neben umweltrelevanten Aspekten werden in der Entscheidungsfindung aber immer auch wirtschaftliche, technische und soziale Aspekte eine Rolle spielen (müssen).

## **2.6 Kritische Begutachtung und Berichterstattung**

### **2.6.1 Kritische Begutachtung (Critical Review)**

In wissenschaftlichen Journals ist das Peer Review ein etabliertes Vorgehen, um die Qualität der Beiträge und damit der Forschung zu gewährleisten. In der Ökobilanzforschung und bei der Erstellung von Ökobilanzen wurde diesem Aspekt erst in den letzten Jahren die nötige Beachtung geschenkt. Gemäss der ab 1997 verabschiedeten ISO-Normen wird nun für vergleichende Ökobilanzen, die veröffentlicht werden sollen, eine kritische Begutachtung verlangt.

Eine kritische Begutachtung kann projektbegleitend oder nach Abschluss der Arbeit vorgenommen werden. Im Sinne einer effizienten Nutzung der knappen zeitlichen, finanziellen und personellen Ressourcen ist eine projektbegleitende Begutachtung vorzuziehen. Das Gutachtergremium verfasst einen Bericht, der zusammen mit der Ökobilanz-Studie im vollen Wortlaut mitveröffentlicht werden muss.

## **2.6.2 Berichterstattung**

Der Berichterstattung sollte im Rahmen eines Ökobilanzprojektes genügend Raum und Bedeutung beigemessen werden. Neben einer klaren Beschreibung der Zielsetzung und der Folgerungen müssen die ergebnisrelevanten Annahmen und Entscheide ebenso enthalten sein, wie Beschreibungen der bilanzierten Prozesse und die Diskussionen der der Sachbilanz zugrundegelegten Daten.

Die in eine Ökobilanz-Software eingegebenen Sachbilanzdaten sollten deckungsgleich auch im Schlussbericht erscheinen, was oftmals umfangreiche Anhänge zur Folge hat. Nach ISO müssen alle Zwischenergebnisse, d.h. die Sachbilanzergebnisse und die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung ebenfalls im Bericht aufgeführt werden oder zumindest als elektronische Files auf Anfrage zur Verfügung gehalten werden.

Ein Grossteil der Dokumentation kann bereits im Verlaufe der Untersuchungen fortlaufend erstellt werden. Damit kann der Zeitaufwand in Grenzen gehalten werden, da präsentenes Wissen direkt im Bericht (resp. dessen Anhang) festgehalten wird.

## 3 Informationen für den Einstieg

Lernziele:

- Erleichtern des Einstiegs in die Praxis
- Kennenlernen der Grundlagenwerke zu Methodik und Ökobilanzdaten
- Kennenlernen der wissenschaftlichen Publikationsorgane und Diskussionsgruppen

### 3.1 Einführende Literatur und Fallstudie

Für Neueinsteiger in das Gebiet der Ökobilanzierung eignen sich neben diesem Skript z.B. die drei Publikationen "LCA for Beginners" (van den Berg et al. 1995), "Environmental Assessment of Products" (Pedersen Weidema 1998) und "Two fictional Life Cycle Assessments" (Pedersen Weidema 1994).

Van den Berg et al. (1995) erklären Methodik und Vorgehensweise der Ökobilanz in neun thematisch geordneten Modulen. Nach der Frage, ob die Ökobilanz das geeignete Instrument für eine bestimmte Problemstellung darstellt, werden Richtlinien, Empfehlungen und detaillierte Beispiele zu den einzelnen Phasen (Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsbilanz, Interpretation) gegeben. Der Anhang enthält u.a. ein Glossar und eine Übersicht über Ökobilanzsoftware. Der Inhalt dieser Publikation entspricht den Vorgehensregeln des SETAC "Code of Practice" (SETAC 1993).

Pedersen Weidema (1998) hat ebenfalls einen Lehrgang für Ökobilanzen herausgegeben. Darin werden die wesentlichen Punkte beschrieben, welche beim Vorbereiten und Durchführen von Ökobilanzen beachtet werden sollten, wie Definition des Ziels, der funktionellen Einheit, der Systemgrenzen oder Wahl der Umweltwirkungen und der Aggregations- und Evaluationsmethode. Sie enthält zudem Ausführungen zum kritischen Prüfverfahren, stellt Ökobilanz-Software vor und zeigt die Vielseitigkeit der Einsatzmöglichkeiten der Ökobilanz auf.

Heijungs et al. (1992) vom Centre of Environmental Science (CML) der Universität Leiden haben ein vielbeachtetes Standardwerk zur Ökobilanzmethodik publiziert. In den letzten zwei Jahren wurde die erste Fassung durch Guinée et al. (2001) aktualisiert und erweitert. Publikationen dazu sind über das World Wide Web abrufbar.

In einer weiteren Publikation werden unter dem Titel "Two fictional Life Cycle Assessments" (Pedersen Weidema 1994) die wichtigsten groben Fehler bei der Erstellung von Ökobilanzen anhand von Beispielen in plakativer Weise gezeigt. Die dazugehörige Software ist über das Internet frei zugänglich.

Eine Sammlung gut dokumentierter Fallstudien ist in der Publikation "Environmental Assessment of Products" (Wenzel et al. 1997) enthalten.

Bezugsadressen:

**GUINEE ET AL. (2001):**

Centre of Environmental Science  
 Leiden University  
 P.O. Box 9518  
 NL - 2300 RA Leiden  
 Tel.: +31-71-5277 477  
 Fax: +31-71-5277 434  
<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/projects/lca2/index.html>

**PEDERSEN WEIDEMA (1998):**

TEK  
 Ratavartijankatu 2  
 SF - 00520 Helsinki  
 Tel.: +358-9-2291 2258  
 Fax: +358-9-2291 2944

**PEDERSEN WEIDEMA (1994):**

TEK  
 Ratavartijankatu 2  
 SF - 00520 Helsinki  
 Tel.: +358-9-2291 2258  
 Fax: +358-9-2291 2944

Freier Download der Software zu "Two fictional Life Cycle Assessments" (Pedersen Weidema 1994):

<http://www.tek.fi/teknologia/arkisto/step/publications.html#two>

**VAN DEN BERG ET AL. (1995):**

CML  
 P.O. Box 9518  
 NL - 2300 RA Leiden  
 Tel.: +31-71-527 7461  
 Fax: +31-71-527 5587

**WENZEL ET AL. (1997):**

International Thomson Publishing Services Ltd (ITPS)  
 Cheriton House, North Way  
 Andover, Hampshire SP10 5BE  
 United Kingdom  
 Tel.: +44-1264-342 797  
 Fax: +44-1264-342 787

### 3.2 Ökobilanz-Drehscheiben und Diskussionsgruppen

Zielgerichtete Informationsbeschaffung sind bei der Datenerfassung zentral. Wichtige, ökobilanzbezogene Informationsdrehscheiben sind einerseits die Projekt- und Publikationsdatenbank des Europäischen Umweltamtes (EEA) der Europäischen Kommission, die umfassend aktualisiert wurde. Für die Ökobilanzaktivitäten in der Schweiz empfiehlt sich die Informationsdrehscheibe des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Hier werden laufende und abgeschlossene Projekte mit Titel, Laufzeit, verantwortlichen Personen und einer Zusammenfassung aufgeführt.

Es gibt wenige ökobilanzbezogene E-Mail Diskussionsgruppen. PRé Consultants bietet eine E-Mail Diskussionsplattform für die Benutzer-Gruppe des Eco-indicator 99 an. Zudem betreiben die meisten Softwarehersteller Diskussionsgruppen für ihre Kunden.

Neben der Edition des International Journal of LCA betreibt der ecomed-Verlag das "Global LCA village", auf welchem auf der Web-site methodische Diskussionen geführt werden können.

An der ETH Zürich und Lausanne werden seit gut acht Jahren öffentliche Diskussionsforen zu ausgewählten Ökobilanzthemen mit wechselndem Zielpublikum (Forscherinnen, Anwender) abgehalten. Das Sekretariat ist bei Prof. O. Jolliet, EPFL angesiedelt. Zudem haben sich die Doktoranden der beiden ETHs zu einer LCA-Werkstätte zusammengeschlossen. Die Ökobilanzaktivitäten der ETH-Zürich sind auf einer eigenen Webseite aufgeführt.

URL-Adressen der besprochenen Diskussionsgruppen und Web-Sites:

EEA Informationen zu LCA, LCA-Datenbank über Projekte, Publikationen und Institute:  
<http://reports.eea.eu.int/GH-07-97-595-EN-C/en/page001.html>

BUWAL Informationsdrehseibe zu LCA-Aktivitäten in der Schweiz:  
<http://www.lcainfo.ch/>

Informationen zur E-Mail Diskussionsrunde Industrial Ecology:  
<http://www.jiscmail.ac.uk/lists/industrial-ecology.html>

Download Schlussbericht Eco-indicator 99:  
<http://www.pre.nl/download/default.htm>

Zum Anmelden bei der Eco-indicator 99 E-Mail user group:  
<http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-usergroup.htm>

Global LCA village, Diskussionsforum für methodische Fragen bei Ökobilanzen:  
<http://www.scientificjournals.com/sj/lca/>

Informationen zum Diskussionsforum Ökobilanzen an den beiden ETHs Lausanne und Zürich:  
<http://www.texma.org/LCA-Forum/lca-forum.html>

### 3.3 Ökobilanz-Fachzeitschriften

Ökobilanz-bezogene Publikationen werden in verschiedenen Fachzeitschriften plaziert. Das International Journal of Life Cycle Assessment ist ausschliesslich diesem Thema gewidmet. Neben Artikeln zu Fallstudien, Ankündigungen und Berichte von Veranstaltungen oder Informationen über neue Arbeitsgruppen sind auch wissenschaftliche Artikel enthalten. Es richtet sich in erster Linie an Ökobilanzpraktikerinnen und -praktiker.

Das Journal of Cleaner Production will ein interdisziplinäres Forum bilden für den Informationsaustausch über Technologien, Konzepte und Strategien für eine zukunftsfähige Gesellschaft. In diesem Umfeld werden vermehrt auch Ergebnisse aus der Ökobilanzforschung publiziert.

Das Spektrum der Methoden, welche in Artikeln des Journal of Industrial Ecology beschrieben werden, ist ebenfalls breiter als im International Journal of Life Cycle Assessment. Aber auch hier finden sich ökobilanzspezifische Publikationen. Das Zielpublikum ist eher auf das strategische Management ausgerichtet.

Environmental Chemistry and Toxicology, und Integrated Environmental Assessment and Management sind die beiden wissenschaftlichen Fachzeitschriften von SETAC, in welcher die Ökobilanzgemeinde eingebettet ist. Insbesondere IEAM ist eher auf Ökobilanzbeiträge ausgerichtet.

URL-Adressen der Fachzeitschriften:

International Journal of Life Cycle Assessment:  
<http://www.scientificjournals.com/sj/lca/>

Journal of Cleaner Production:

<http://www.elsevier.com/locate/jclepro/>

Journal of Industrial Ecology:

<http://mitpress.mit.edu/journal-home.tcl?issn=10881980>

Environmental Toxicology and Chemistry: Integrated Environmental Assessment and Management:

<http://etc.allenpress.com/entconline/?request=index-html>

### 3.4 Ökobilanz-Datenbanken und -Standarddatensätze

Im Energiebereich wurde 1989 mit GEMIS ein Instrument für die Energieplanung in Deutschland realisiert, dessen Datengrundlagen in der jetzigen Version 4.1.3 mehr und mehr auch in Ökobilanzen verwendet werden (Öko-Institut 2001).

In den letzten Jahren wurde in einem Verbundvorhaben des ETH-Bereichs und Schweizerischer Bundesämter<sup>29</sup> (Projekt ecoinvent 2000) eine netzwerkfähige, Dritten via Internet zugängliche Ökobilanzdatendank realisiert (Frischknecht 2001, Frischknecht et al. 2004, ecoinvent Centre 2004). Im August 2002 wurde die Datenbank-Softwareentwicklung abgeschlossen, die Daten der Version 1.01 sind seit September 2003 aufgeschaltet. Die Datenbank enthält mehr als 2'700 Datensätzen aus den Bereichen Energiebereitstellung, Transporte, Entsorgung, mineralische Baustoffe, Chemikalien, Metalle, Holz und Holzprodukte, Kunststoffe, und Landwirtschaft. Neben dem Online Zugriff sind die Daten auf einer CD-ROM ausführlich dokumentiert.

Die IVAM LCA database 4.0 enthält eine Vielzahl von eigenen Daten zu Chemikalien, Agrarprodukten, Baumaterialien und der holländischen Energiebereitstellung. Zudem enthält sie Daten anderer Studien, insbesondere der Ökoinventare für Verpackungen (BUWAL 1998b) und der Ökoinventare von Energiesystemen, 1. Auflage. Die Datenbank ist auf SimaPro 5.1, einer weitverbreiteten Ökobilanz-Software, lauffähig.

Ian Boustead publiziert im Auftrag der Association of Plastics Manufacturers (APME) seit anfangs der neunziger Jahre Sachbilanzdaten von Kunststoffen. Diese basieren auf einer Datenbank mit Prozessen zur Energiebereitstellung, die zusammen mit einem Ökobilanzprogramm vertrieben wird.

SPINE ist eine der ersten über Internet zugänglichen Datenbanken. Sie wurde von Chalmers University of Technology aufgebaut. Hier können on-line Prozessdaten gesucht und gegen eine Vergütung direkt auf den eigenen Computer heruntergeladen werden. Die Auswahl von gesuchten Prozessen wird dabei durch eine Prozessbeschreibung erleichtert, aus der hervorgeht, welche Systemgrenzen und Annahmen zugrundeliegen, für welche Anwendungen der Datensatz geeignet ist, welche Quellen den Daten zugrunde liegen und wer die Originalstudie finanziert hat. Die Kosten pro Datensatz bewegen sich je nach Datenqualität zwischen CHF 50.- und 200.- pro Da-

---

<sup>29</sup> ETH-Bereich: Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich und Lausanne, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (Empa) in St. Gallen und Dübendorf, Paul Scherrer Institut (PSI) Villigen. Zusätzlich ist die Ökobilanzgruppe der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Agroscope FAL Reckenholz) des Bundesamtes für Landwirtschaft mitbeteiligt.

tensatz (unaggregiert, aggregiert die Hälfte). Dazu kommen Kosten für die Dokumentation und die Administration.

Die Society for the Promotion of Life Cycle Assessment Development (SPOLD) hat in den vergangenen Jahren ein Datenformat entwickelt, das es erlauben soll, in elektronischer Form Daten zwischen verschiedenen Ökobilanz-Programmen auszutauschen. Das Format ist jedoch in vollständiger Form für Import und Export noch in keiner Software implementiert. Inzwischen ist diese Vereinigung aufgelöst worden.

Das Öko-Institut Darmstadt hat im Auftrag des Deutschen Umweltbundesamtes (UBA) eine zentrale, über Internet verfügbare Datenbank erstellt (ProBas). Die darin enthaltenen Daten sind aggregiert und teilweise mit Metainformationen versehen. Die Datenbank erhebt keinen Anspruch darauf, dass die darin enthaltenen Daten aufeinander abgestimmt und konsistent sind.

Das Forschungszentrum Karlsruhe leitet das Vorhaben "Netzwerk Lebenszyklusdaten" mit dem Ziel einer gemeinsamen Deutschen Ökobilanzdatenbank.

Das Institute for Prospective Technological Studies (IPTS, Sevilla) der Europäischen Kommission verfasst in Zusammenarbeit mit Industrieverbänden Referenzdokumente über beste Technologien für verschiedene Massengüter wie Zellstoff und Papier, Eisen und Stahl, Zement, etc. Diese umfangreichen Dokumente werden im Rahmen des Programms "Integrated Pollution Prevention and Control" publiziert und enthalten detaillierte Angaben zu technologiespezifischen Schadstoff-Emissionsfaktoren und Betriebsmittelverbräuchen. Sie bilden zwar die durchschnittliche Europäische Situation nicht ab, geben aber Hinweise zur Umweltrelevanz neuer Technologien. Diese Informationen können deshalb für Ökobilanzen durchaus wertvoll sein.

URL- und Kontaktadressen:

Informationen zum ecoinvent Zentrum zur ecoinvent Datenbank (mit online Abfrage der beschreibenden Informationen von über 2'700 Datensätzen), und zu den Projekten ecoinvent 2000 und ecoinvent Introduction:

<http://www.ecoinvent.ch>

Informationen zur GEMIS-Datenbank über Energiesysteme:

<http://www.oeko.de/service/gemis/index.htm>

Informationen zu den Kunststoffdaten der APME von I. Boustead:

[http://www.apme.org/dashboard/business\\_layer/template.asp?url=http://www.apme.org/media/public\\_documents/20011009\\_164930/lca\\_summary.htm](http://www.apme.org/dashboard/business_layer/template.asp?url=http://www.apme.org/media/public_documents/20011009_164930/lca_summary.htm)

Informationen zur IVAM-Ökobilanz-Datenbank:

<http://www.ivambv.uva.nl/uk/index.htm>

Zugang zur SPINE Datenbank:

<http://www.globalspine.com/>

ProBas-Datenbank des Deutschen UBA:

<http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/>

Download der Best Available Techniques Reference Document (Integrated Pollution Prevention and Control), IPTS, Sevilla:

<http://eippcb.jrc.es/pages/FAbout.htm>

### 3.5 Software-Führer

Derzeit sind rund 30 Ökobilanzprogramme auf dem Markt. Die Programme decken teilweise verschiedene Bedürfnisse ab (Produkt- oder Betriebs-Ökobilanzen, Design-tools) und unterscheiden sich auch in den mit dem Programm lieferbaren Datensätzen. Auch bezüglich Möglichkeiten des Aufbaus von Produktsystemen (graphische Unterstützung durch Prozessbäume oder Fließschemata), der Resultatauswertung, des Vergleichs verschiedener Produktalternativen, oder des Datenaustausches gibt es grosse Unterschiede. Siegenthaler et al. (2005) haben ihren früheren Software Guide (Siegenthaler et al. 1997) aktualisiert und beschreiben eine Vielzahl der käuflichen Ökobilanzprogramme. In Pedersen-Weidema (1998) sind Angaben zu den meistbenutzten Programmen enthalten. Es lohnt sich, eine sorgfältige Evaluation auf der Basis der eigenen Bedürfnisse und unter Berücksichtigung des Entwicklungspotentials der in Frage kommenden Programme durchzuführen. Bezugsadresse des Ökobilanz-Software-Führers (Siegenthaler et al. 2005):

<http://www.oebu.ch/neu/index1.htm>

Unter der URL-Adresse

<http://www.life-cycle.org/>

sind Links zu einem guten Dutzend Ökobilanz-Computerprogrammen enthalten.

## 4 Übungsfragen

Lernziele:

- Überprüfen der Kenntnisse und des Verständnisses über die Methode
- Erkennen relevanter Fragestellungen
- Reflexion ökobilanztechnischer Probleme
- Fördern der eigenen Urteilsbildung

### 4.1 Zieldefinition und Bilanzrahmen

Sie werden von einem Grosskunden elektronischer Geräte um eine Ökobilanz eines Mobiltelefones im Vergleich zu einem netzbasierten Telefon angefragt.

Wie würden Sie die funktionelle Einheit definieren?

Welche Alternativen stehen für diesen Vergleich zur Verfügung?

Welche Aktivitäten und Prozessschritte sind nach Ihrer Einschätzung in die Untersuchung miteinzubeziehen?

Welche Bewertungsmethode schlagen Sie Ihrem Kunden vor? Weshalb?

Gilt es Aspekte zu berücksichtigen, die in heutigen Ökobilanzen nicht oder nur ungenügend abgebildet werden?

### 4.2 Sachbilanzmodelle

Die oben erwähnte Ökobilanz soll als *Entscheidungsgrundlage* zur Frage dienen, ob der Betrieb mit neuen netzbasierten Telefonen oder neu nur noch mit Mobiltelefonen ausgerüstet werden soll (die alte Telefonanlage muss ersetzt werden).

Wie würden Sie in diesem Falle einen gegenüber der heutigen Situation erhöhten oder reduzierten Stromverbrauch im Sachbilanzmodell abbilden (d.h. welchen Strommix würden Sie dazu wählen)? Begründen Sie Ihren Entscheid.

Versuchen Sie abzuschätzen, wie stark das Mobiltelefonnetz benötigt wird, um Mobiltelefone herzustellen und zu vertreiben. Oder, mit anderen Worten, wie viele Bruchteile eines Mobiltelefons werden benötigt um ein Handy herzustellen, zu vertreiben und während eines Jahres zu nutzen (wie intensiv ist die Rückkopplung z.B. bei Geschäftsabsprachen oder für den Vertrieb)? Welchen Schluss ziehen Sie daraus bezüglich der Bilanzierung des geschäftlichen Gebrauchs von Mobiltelefonen? Muss der Gebrauch und damit diese Rückkopplung in dieser Ökobilanz berücksichtigt werden?

Nennen Sie Beispiele (Produktsysteme, Wirtschaftszweige oder Industriebranchen), in denen den Rückkopplungen eine entscheidende Bedeutung zukommt.

### 4.3 Allokation

Der Betreiber einer Chlor-Alkali-Elektrolyse produziert pro Jahr 10'000 Tonnen Natronlauge, 17'800 Tonnen Chlorgas und 500 Tonnen Wasserstoff. Die Gesamtumweltbelastung betrug in diesem Jahr für die gesamte Produktion 1'540'000 Eco-indicator 99 Punkte (Hierarchist). Verschiedene Konkurrenten produzieren dieselben Produkte und weisen die folgenden Umweltbelastungen auf (Tab. 4.1):

	Natronlauge [EI 99 (H)-Pkt/Tonne]	Chlorgas [EI 99 (H)-Pkt/Tonne]	Wasserstoff [EI 99 (H)-Pkt/Tonne]
Konkurrent A	75		
Konkurrent B	40	65	
Konkurrent C		50	200
Konkurrent D	60	45	180
Konkurrent E	65	40	250

Tab. 4.1: Umweltbelastung der drei Produkte Natronlauge, Chlorgas und Wasserstoff, ausgedrückt in Eco-indicator 99 (Egalitarian)-Punkten (fiktive Daten).

Weist unser Betreiber mit seiner Produktionsweise gegenüber den Konkurrenten Umweltvorteile auf?

Wie soll er die gesamten Umweltbelastungen auf die drei Produkte aufteilen, damit alle Produkte eine gegenüber der Konkurrenz optimale Umweltperformance aufweisen? Wie sieht die graphische Lösung dieser Frage aus?

Muss er die Gesamtumweltbelastung senken, um gegenüber der Konkurrenz je mindestens 20% tiefere spezifische Umweltbelastungen pro Produkt aufweisen zu können und falls ja um wieviel?

### 4.4 Recycling

Eine Herstellerin von PET-Getränkeflaschen hat eine vergleichende Ökobilanz in Auftrag gegeben. Bei der Bilanzierung ihres Produktes, das nach Gebrauch als Rohstoff für Faserpelzjacken, Baumaterialien, Automobilchassis usw. eingesetzt werden kann, verwenden sie den IV-Wert (Schmelzviskosität), der eine charakteristische Grösse für die PET-Qualität darstellt, als Allokationskriterium. Aufgrund des Verhältnisses der IV-Werte (0.8 Neumaterial, 0.75 Rezyklat) wird ein Allokationsfaktor von 0.94 postuliert. Demgemäss gehen, immer gemäss den Aussagen der Studienverfasser, 94% der Aufwendungen und Belastungen aus der Herstellung des Primärgranulats auf das Rezyklat und somit auf das Sekundärprodukt über.

Eine parallel dazu erstellte Studie zum selben Thema nimmt die Allokation zwischen Primär- und Sekundärprodukt (d.h. zwischen PET-Flasche und beispielsweise Faserpelzjacke) wie folgt vor:

Die Aufwendungen und Emissionen der Primärgranulatherstellung sind dem Primärprodukt anzulasten. Die Aufwendungen und Emissionen zur Rückführung, Reinigung und Konditionierung der Rezyklate sollen dem Sekundärprodukt angelastet werden.

Welche Konsequenzen haben die beiden beschriebenen Ansätze?

Wie würden Sie die Aufteilung vornehmen? Weshalb?

Brauchen Sie dazu zusätzliche Informationen (beispielsweise über Marktpotenziale, Preise und/oder Umweltbelastungen dieser Primär- und Sekundärprodukte)?

## 4.5 Wirkungsabschätzung

MIPS und KEA werden oftmals als Stellvertreter-Indikatoren zur Quantifizierung der Umweltbelastung verwendet. Können Sie diese Praxis unterstützen?

Falls ja, wie müssen diese Indikatoren ausgestaltet sein? Falls nein, was sind die Gründe, die dagegen sprechen?

Was sind aus Ihrer Sicht Vor- und Nachteile der in diesem Skript beschriebenen Bewertungsmethoden?

Welche Umweltaspekte fehlen gänzlich?

Nennen Sie Probleme, die sich bei der Ausarbeitung von Modellen zur Wirkungsabschätzung bezüglich Humantoxizität, Ökotoxizität, Treibhauseffekt, Ozonschichtabbau, Versäuerung, Photooxidantenbildung, Überdüngung sowie Ressourcen- und Flächeninanspruchnahme stellen.

## 4.6 Werturteile

Welche Entscheide innerhalb der gesamten Ökobilanzmethode (Zieldefinition und Bilanzrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung, Interpretation) sind Ihrer Meinung nach wertegeladen? Sehen Sie eine Möglichkeit, die Ergebnisse dieser Werturteile den aus der Kulturtheorie stammenden drei Archetypen "Individualisten", "Egalitäre" und "Hierarchisten" zuzuordnen? Oder sind für Sie andere Begründungsmöglichkeiten oder Klassifizierungen plausibler (wie beispielsweise das positionorientierte Handeln<sup>30</sup>, Linneweber 1997).

---

<sup>30</sup> Positionorientiertes Handeln auf politischer Ebene ist beispielsweise bezüglich Treibhauseffekt dadurch gekennzeichnet, dass die Verursacher der Emissionen erst die Existenz des Effekts negieren und dann die Folgen des Effektes verharmlosen. In einer dritten Phase streiten sie dann den Zusammenhang zwischen Emissionen und Effekt ab und bestreiten die Tatsache, dass sie Verursacher sind. Als letztes Element einer Verteidigungsstrategie betreiten sie die Verantwortung für

die Emissionen. Die Betroffenen ihrerseits versuchen, die Aufmerksamkeit durch Übertreiben des drohenden Schadens auf das Problem zu lenken, die Zusammenhänge zu beleuchten und die Verantwortlichen zu bezeichnen.

Positionsorientiertes (Ver-)Handeln kann in der Regel auch bei wirtschaftlichen Handlungen (z.B. bei einem Hausverkauf oder auf orientalischen Märkten) beobachtet werden.

## 5 Glossar

Elementarfluss*:	1) Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten →Produktsystem oder →Einheitsprozess zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde. 2) Stoff oder Energie, der bzw. die das zu untersuchende →Produktsystem bzw. den →Einheitsprozess verlässt und ohne anschliessende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird. (siehe auch →Umweltliches Gut).
Funktionale Einheit*:	Quantifizierter Nutzen eines →Produktsystems für die Verwendung als Referenzeinheit (Bezugsgrösse) in einer Ökobilanz-Studie.
Allokation:	Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines →Koppelprozesses auf die →Koppelprodukte.
Allokationsfaktor:	Dimensionsloser Faktor, der angibt, welcher Anteil der Inputs und Outputs (bzw. einzelner Inputs und Outputs) eines Koppelprozesses den Koppelprodukten zugeordnet werden.
Allokationsparameter:	Physikalischer oder ökonomischer Parameter, auf dessen Basis die →Allokationsfaktoren ermittelt werden.
Modul*:	Kleinster Anteil eines Produktsystems, für den zur Erstellung einer Ökobilanz Daten gesammelt werden.
Einheitsprozess:	Synonym für →Modul.
Ökobilanz*:	Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines →Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs.
Life cycle assessment*:	Compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle.
Produktsystem*:	Zusammenfassung der durch Material- und Energieflüsse verbundenen Prozesse, die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllen.
Prozessnetzwerk:	Synonym für →Produktsystem.
Koppelprodukt:	Jedes von zwei oder mehreren Produkten/Dienstleistungen, das von einem →Koppelprozess erzeugt wird und einen positiven ökonomischen Wert aufweist.
Nebenprodukt:	Produkt, das von einem Prozess erzeugt wird aber nicht bzw. nur marginal zu dessen Wertschöpfung beiträgt. (Vgl. →Abfall).
Abfall:	→Output eines Prozesses, das unter Kostenfolge einer Entsorgungsanlage (Kehrichtverbrennungsanlage, Deponie, Untertagedeponie) zugeführt werden muss.
Input*:	Stoff oder Energie, der bzw. die einem Prozess zugeführt wird. Anmerkung: Stoffe können Ressourcen, Ausgangsmaterialien, Zwischenprodukte und Produkte/Dienstleistungen einschliessen.
Mehrproduktprozess:	Synonym für →Koppelprozess.
Output*:	Stoff oder Energie, der bzw. die von einem Prozess abgegeben wird. Anmerkung: Stoffe können Ausgangsmaterialien, Zwischenprodukte, Produkte/Dienstleistungen, Emissionen und Abfall einschliessen.

---

Koppelprozess:	Prozess, welcher gleichzeitig mehrere Produkte/Dienstleistungen erzeugt (z.B. Wärmekraftkopplung (Strom und Wärme), Chloralkali-Elektrolyse (Chlorgas, Natronlauge, Wasserstoff), Flug (Transport von Fracht und Personen)).
Soziale Kosten:	Summe der privaten Kosten und der Umweltschadenskosten.
Systemgrenze*:	Schnittstelle zwischen einem Produktsystem und seiner Umwelt oder anderen Produktsystemen.
Umweltliches Gut:	Aus der Umwelt entnommene Ressource (z.B. Rohöl, Eisenerz, Edalgase) bzw. in die Umwelt eingeleiteter Schadstoff (z.B. CO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , Schwermetalle, etc.).
Ökonomisches Gut:	Synonym für Produkte und Zwischenprodukte sowie Dienstleistungen.

\*: Begriff und Definition stammt aus den ISO-Normen (ISO 1997, 1998a&b, 2000a&b).

## 6 Literatur

- Ahbe S., A. Braunschweig, R. Müller-Wenk, 1990. *Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 133, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (NUWAL, Hrsg.), Bern
- Albritton D.L., L.G. Meira Filho, 2001. Technical Summary, in Houghton J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, D. Xiaosu, 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis - Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, www.ipcc.ch/pub/reports.htm, Cambridge UK.
- Assis J.A., 1992. State of the Art, in Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe (SETAC, Hrsg.), *Life Cycle Assessment*, Workshop Report, 2.-3. December 1991 in Leiden, Niederlanden, Brüssel, S. 1-20
- Azapagic A., 1996. *Environmental System Analysis: The Application of Linear Programming to Life Cycle Assessment*, Volume I, Ph.D.-thesis, Centre of Environmental Strategy, University of Surrey
- Baccini P., P.H. Brunner, 1991. *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer Verlag, Berlin und andere Orte
- Baccini P. H.-P. Bader, 1996. *Regionaler Stoffhaushalt; Erfassung, Bewertung und Steuerung*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford
- Basler E., 1971. Umweltprobleme aus der Sicht der technischen Entwicklung, in H. Leibundgut (Ed.), *Schutz unseres Lebensraumes*, Symposium an der ETH Zürich vom 10.-12. November 1970, Ansprachen und Vorträge, Verlag Huber Fauenfeld und Stuttgart, p. 78-87
- Basler und Hofmann, 1974. *Studie Umwelt und Volkswirtschaft. Vergleich der Umweltbelastung von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton*, Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Bern
- Bauer B., 1992. Kombinierte Energie-, Luft-, Abgassteuer - thermodynamisch und zugleich marktorientiert bestimmt, in *BWK Bd. 44 (1992), Nr. 1/2*
- Baumann H., T. Rydberg, 1992. *Impact Analysis and Valuation in the Life Cycle Assessment of Products: A comparative Study of Three Methods Illustrated by Reference to LCA Inventory Data for Milk Packaging Systems*, Potsdam
- Baumann H., T. Ekvall, E. Erikson et al., 1993. *Miljömässiga skillnader mellan återvinning/återanvändning och förbränning/deponiering*, Reforsk 1993, cited in Lindfors L.-G. et al., *LCA Nordic*; Technical Reports No. 10, Nordic Council of Ministers
- Baumberger H., Wirtschaftliche Probleme einer umweltkonformen Energieversorgung, in M.P. von Walterskirchen, *Umweltschutz und Wirtschaftswachstum*, Referate und Seminarergebnisse des Ersten Symposiums für Wirtschaftliche und Rechtliche Fragen des Umweltschutzes an der Hochschule St. Gallen, 19. bis 21. Oktober 1971, S. 225-252
- Berg M., M. Scheringer, 1994. Problems in Environmental Risk Assessment and the Need for Proxy Measures, in *Freesenius Environmental Bulletin 3 (8)*, S. 487-492
- Blonk H., M. Lafleur, R. Spriensma, M.J. Goedkoop, S. Stevens, A. Agterberg, B. van Engelenburg K. Blok, 1997. *Drie referentie niveau's voor normalisatie LCA*, Commissioned by RIZA and VROM, Lelystad, The Netherlands
- Boustead I., G.F. Hancock, 1979. *Handbook of Industrial Energy Analysis*, Ellis Horwood Ltd., John Wiley & Sons, New York/ Chichester/ Brisbane/ Toronto
- Bolin B., 1970. The Carbon Cycle, in *Scientific American*, Vol. 223, Nr. 3, September 1970, S. 124-132
- Braunschweig A., 1988. *Die ökologische Buchhaltung als Instrument der Städtischen Umweltpolitik*, Verlag Rüegger, Grösch
- Brunner S., 1998. *Panel Methods and Their Applications for Weighting in LCA*, Working Paper for the Project "Environmental Prioritizing" within the Framework of the Swiss Priority Programme Environment (SPPU), Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich
- Buss S., I. Menzinger, O. Tietje, 1996. Ökobilanzen der Varianten, in Scholz R.W. et al. (Ed.), *Industriearreal Sulzer-Escher-Wyss: Bauen und Umwelt: Wertschöpfung durch Umnutzung*; Vdf Hochschulverlag AG, Zürich
- BUWAL (Hrsg.), 1984, *Ökobilanzen von Packstoffen*, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 24, Bundesamt für Umweltschutz, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1991, *Ökobilanz von Packstoffen - Stand 1990*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern

- BUWAL (Hrsg.), 1998a, *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit; Ökofaktoren 1997*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 297, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1998b, *Ökoinventare für Verpackungen*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/II, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Chapman P.F., 1974. Energy Costs: a Review of Methods, in *Energy Policy*, June 1974, S. 91-103
- Chapman P.F., 1975. *Fuel's Paradise: Energy Options for Britain*, Penguin Books, Harmondsworth, Middlesex, UK
- Clausius R., 1885. *Über die Energievorräthe der Natur und ihre Verwerthung zum Nutzen der Menschheit*, Verlag von Max Cohen & Sohn, Bonn
- Cramer J., J. Quakernaat, T. Dokter et al., 1993. *Theory and Practice of Integrated Chain Management* (in Dutch), TNO Apeldoorn
- Daly H.E., 1991. *Steady-State Economics*, 2<sup>nd</sup> Edition with New Essays, Island Press, Washington, D.C., Covelo, California
- Dolan E.G., 1971. *TANSTAAFL (There ain't no such thing as a free lunch), The Economic Strategy for Environmental Crisis*, Holt, Rinehart and Winston Inc., New York
- ecoinvent Centre, 2004. *ecoinvent Data v1.1*. Final reports ecoinvent 2000 No. 1-15, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2004, retrieved from [www.ecoinvent.ch](http://www.ecoinvent.ch)
- Evelyn J., 1661. Fumifugium, or, The Inconvenience of the Aer and Smoak of London Dissipated, London, zitiert in P. Siefert, *Der unterirdische Wald. Energiekrise und Industrielle Revolution*, Beck'sche Schwarze Reihe Band 226, München 1982.
- Fleischer G., W.-P. Schmidt, 1995. Life Cycle Assessment, in *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. 8B*, Weinheim, S. 585-600
- Flumroc, 1999. *Dritter Flumroc-Ökologiebericht*, Flums
- Frischknecht R., 1997. *Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*, in H.A. Udo de Haes, N. Wrisberg (Ed.), *Life Cycle Assessment: State-of-the-Art and Research Priorities*, LCA-Documents Volume 1, Eco-Infoma Press, Bayreuth
- Frischknecht R. 1998. *Life Cycle Inventory Analysis for Decision-making; Scope-dependent Inventory System Models and Context-specific Joint Product Allocation*. ETH-Dissertation No. 12599, Zürich
- Frischknecht R., 2000. Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production, accepted for publication in *Int.J.LCA, Vol. 5, No. 2*, 2000
- Frischknecht, R., 2001. Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ECOINVENT 2000. In Hilti, L. M. und Gilgen, P. W.: *Sustainability in the Information Society*, 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection, ETH Zürich. Pages: 699-708, Metropolis-Verlag, Marburg
- Frischknecht R., P. Kolm, 1995. Modellansatz und Algorithmus zur Berechnung von Ökobilanzen im Rahmen der Datenbank ECOINVENT, in M. Schmidt, A. Schorb (Hrsg.), *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*, Springer-Verlag, Berlin/ Heidelberg, S. 79-95
- Frischknecht R., P. Hofstetter, I. Knoepfel, R. Dones, E. Zollinger, 1994. *Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*. 1. Auflage, Herausgegeben vom Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW) im Rahmen des Forschungsprogramms „Energiewirtschaftliche Grundlagen“, Bern
- Frischknecht R. (Hrsg.), U. Bollens, S. Bosshart, M. Ciot, L. Ciseri, G. Doka, R. Dones, U. Gantner, R. Hirschier, A. Martin, 1996. *Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*. 3., überarbeitete Auflage, Herausgegeben vom Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW) im Rahmen des Forschungsprogramms „Energiewirtschaftliche Grundlagen“, Hybrid-CD-ROM für MacOS und Windows, Bern
- Frischknecht R., R. Heijungs, P. Hofstetter, 1998. Einstein's Lessons for Energy Accounting in LCA, in *Int.J.LCA Vol. 3, No. 5*, S. 266-272
- Frischknecht R., A. Braunschweig, P. Hofstetter, P. Suter, 2000. Human health damages due to ionising radiation in Life Cycle Impact Assessment, paper accepted for publication in *Environmental Impact Assessment Review, Vol. 20 No. 2*, 2000
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hirschier R., Nemecek T., Rebitzer G. and Spielmann M. (2004) The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. In: *Int J LCA*, 10(1), pp., from <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.10.181.1>.

- Geddes P., 1881. On the Classifications of Statistics and its Results, in *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, Vol. XI, S. 295-322
- Geddes P., 1884. An Analysis of the Principles of Economics, in *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, Vol. XII, S. 943-980
- Georgescu-Roegen N., 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*, Harward University Press, Cambridge/ London
- Ginsburg T., 1971a. Energieproduktion als Umweltbelastung, in *Neue Zürcher Zeitung*, 192. Jahrgang, 17.11.1971, Morgenausgabe Nr. 536, S. 23
- Ginsburg T., 1971b. Die Tragik der Allmende; Die Wahl zwischen Wirtschaftswachstum und lebenswerter Umwelt, in *Neue Zürcher Zeitung*, 192. Jahrgang, 24.11.1971, Morgenausgabe Nr. 549, S. 25ff.
- Goedkoop M., 1995. *Eco-Indicator 1995*, Pré & DUIJF Consultancies, Amersfoort, The Netherlands
- Goedkoop M., R. Spriensma, 2000. *The Eco-indicator 99; A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*, Methodology Report, Second revised edition, PRé Consultants B.V., Amersfoort
- Guinée J.B., M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin, M.A.J. Huijbregts, 2001. *Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards*, Final report, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, May 2001
- Hardin G., 1968. The Tragedy of the Commons, in *Science*, Vol. 162, December 1968, p. 1243-1248
- Hauschild M., H. Wenzel, 1998. *Environmental Assessment of Products, Volume 2: Scientific background*, Chapman & Hall, London and other places
- Heijungs R., 1997. *Economic drama and the environmental stage: Derivation of formal tools for environmental analysis and decision-support from a unified epistemological principle*, Ph.D.-thesis, Rijksuniversiteit Leiden
- Heijungs R., 1998. Towards Eco-efficiency with LCA's Prevention Principle: an Epistemological Foundation of LCA Using Axioms, in Klostermann J.E.M., A. Tukker, *Product Innovation and Eco-efficiency*, Kluwer Academic Publishers, S. 175-185
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992a. *Environmental Life Cycle Assessment of Products; Guide*; Report Nr. 9266, CML, Leiden
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992b. *Environmental Life Cycle Assessment of Products; Backgrounds*, Report Nr. 9267, CML, Leiden
- Heijungs R., R. Frischknecht, 1998. A Special View on the Nature of the Allocation Problem, in *Int.J.LCA*, Vol. 3, No. 5, S. 321-332
- Hofstetter P., 1999. Dominanzanalyse im Gewichtungsdreieck; Ein graphisches Instrument zur Entscheidungsunterstützung bei Produktvergleichen, in P. Hofstetter, T. Mettier, O. Tietje (Ed.), *Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden*, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich
- Hofstetter P., 1998. *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere*, Kluwer Academic Publishers, Boston/ Dordrecht/ London
- Houghton J.T. et al., 1995. *Climate Change 1994. Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios*, Cambridge University press
- Houghton J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, K. Maskell, 1996. *Climate Change 1995; The Science of Climate Change*, Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press
- Huijbregts M.A.J., 1998a. Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part I) - A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment, in *Int.J.LCA*, Vol. 3, No. 5, S. 273-280
- Huijbregts M.A.J., 1998b. Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part I) - Dealing with Parameter Uncertainty and Uncertainty due to Choices in Life Cycle Assessment, in *Int.J.LCA*, Vol. 3, No. 6, S. 343-351
- Huijbregts M.A.J., 1999a. *Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA; Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*, Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam
- Huijbregts M.A.J., 1999b. *Ecotoxicological effect factors for the terrestrial environment in the frame of LCA*, Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam

- Hunt R.G. et al., 1974. *Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives*, Midwest Research Institute for U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- IFIAS (International Federation of Institutes for Advanced Studies, 1974. *Energy Analysis Workshop on Methodology and Conventions*, Guldsmedshyttan, Sweden
- ISO (Ed.), 1997. *Environmental management. Life Cycle Assessment. Principles and framework*, European Standard EN ISO 14040, European Committee for Standardization, CEN, Brussels
- ISO (Ed.), 1998a. *Environmental management. Life Cycle Assessment. Goal and scope definition and inventory analysis*, European Standard EN ISO 14041, European Committee for Standardization, CEN, Brussels
- ISO (Ed.), 1998b. *Illustrative examples on how to apply ISO 14041 – Life Cycle Assessment - Goal and scope definition and life cycle inventory analysis*. Technical report, European Standard ISO TR 14049, First edition
- ISO (Ed.), 2000a. *Environmental management. Life Cycle Assessment. Life cycle impact assessment*. European Standard EN ISO 14042, European Committee for Standardization, CEN, Brussels
- ISO (Ed.), 2000b. *Environmental management. Life Cycle Assessment. Life cycle interpretation*. European Standard EN ISO 14043, European Committee for Standardization, CEN, Brussels
- ISO (Ed.), 2002. *Environmental management. Life Cycle Assessment. Data documentation format*. Technical Specification ISO/TS 14048, European Committee for Standardization, CEN, Brussels
- Jansen P., S. Jordan, W. Schikarski, 1972. Vergleichende Modelltheorie der atmosphärischen Schadstoffbelastung durch Kernkraftwerke, Vortrag gehalten auf dem 10. Colloque IRCHA sur les Atmosphères Polluées, 3.-5. Mai 1972 in Paris, zitiert in H. Unger, Atomkraftwerke - eine umweltfreundliche Energieerzeugung, in *Energie aktuell, Heft 4 Reinhaltung der Luft*, Müller Verlag, Karlsruhe 1973. S. 109-122
- Jevons W.S., 1965. *The Coal Question, An Inquiry Concerning the Progress of the Nation and the Probable Exhaustion of our Coal-mines*, 3<sup>rd</sup> Ed. revised, A.M. Kelley, New York
- Jöhr W.A., 1971. Bedrohte Umwelt. Die Nationalökonomie vor neuen Aufgaben, in M.P. von Walterskirchen, *Umweltschutz und Wirtschaftswachstum*, Referate und Seminarergebnisse des Ersten Symposiums für Wirtschaftliche und Rechtliche Fragen des Umweltschutzes an der Hochschule St. Gallen, 19. bis 21. Oktober 1971, S. 41-126
- Kasser U., M. Pöll, 1999. *Ökologische Bewertung mit Hilfe der Grauen Energie*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 307, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Köllner T., 2001. *The use of land in the Product Life-Cycle and its Consequences for Ecosystem Quality*, Dissertation No. XXX, Universität St. Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG), St. Gallen (in Vorbereitung)
- Krozer J., 1992. *Decision Model for Environmental Strategies of Corporations (DESC)*, TME, The Hague
- Leach G., 1976. *Energy and Food Production*, IPC Science and Technology Press, Surrey, United Kingdom
- Leontief W., 1985. Input-Output Analysis, in Bever M.B. (Ed.), *Encyclopedia of Materials Science and Engineering*, Volume 3, F-I, Pergamon Press, Oxford and other locations, p. 2339-2349
- Liebig J. von, 1878. *Chemische Briefe*, 6. Auflage, Leipzig und Heidelberg, S. 391
- Linneweber V., 1997. Societal monitoring as social judgement, Draft to be published in *MAB-Mitteilungen*, 43(1997)
- Lützkendorf, T., 1997. *Vorschlag zur Ermittlung und Integration eines Recycling-Potentials bei der Beschreibung und Bewertung von Gebäudeentwürfen*. Zuarbeit zum Teilthema "Untersuchung von Berechnungsmethoden zur Sachbilanz", IEA Annex 31
- Manstein C., 1996. *Das Elektrizitätsmodul im MIPS-Konzept; Materialintensitätsanalyse der bundesdeutschen Stromversorgung (öffentliches Netz) im Jahr 1991*, Wuppertal Papers Nr. 51
- Martinez-Alier J., K. Schlüpmann, 1987. *Ecological Economics. Energy, Environment and Society*, Oxford, UK
- Maurice B., R. Frischknecht, V. Coelho-Schwartz, K. Hungerbühler, 2000. Uncertainty Analysis in Life Cycle Inventory, Combination of qualitative and quantitative approaches illustrated by its application to the production of electricity with French coal power plants, paper accepted for publication in *Journal of Cleaner Production*, Vol. 8 No. 2, 2000
- Müller-Fürstenberg G., 1998. Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion, in R. Frischknecht, S. Hellweg (Hrsg.) *Ökobilanz-Allokationsmethoden; Modelle aus der Kosten und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft*, vorbereitende Unterlagen zum 7. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 24. Juni 1998, ETH Zürich
- Müller-Wenk R., 1978. *Die ökologische Buchhaltung. Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik*, Campus Verlag Frankfurt

- Müller-Wenk R., 1999, *Life Cycle Impact Assessment of Road Transport Noise*, IWÖ discussion paper no 77, Hochschule St. Gallen
- NZZ, 1995. Das Kraftwerk mit der "Blauen Lagune"; Hoffnung für Psoriasis-Leidende in Island, in *Neue Zürcher Zeitung*, Donnerstag, 22. Juni 1995, Nr. 142, 216. Jahrgang, p. 69
- Ökoinstitut, Projektgruppe ökologische Wirtschaft (Hrsg.), 1987. *Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen*, Kölner Volksblattverlag, Köln
- Öko-Institut, 2001. *Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme; Ein Computer-Programm zur Umweltanalyse von Energie-, Stoff- und Transportsystemen; GEMIS 4.0*, Ökoinstitut Darmstadt, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit, Wiesbaden
- Pedersen Weidema B., 1994. *Two Fictional Life Cycle Assessments*, published by UETP-EEE, The Finnish Association of Graduate Engineers TEK, Helsinki
- Pedersen Weidema B., 1998. *Environmental Assessment of Products, A Textbook on Life Cycle Assessment*, 3. Auflage, STEP, Helsinki
- Pimentel D. et al., 1973. Food Production and the Energy Crisis, in *Science*, Vol. 182, No. 4111, 2.1.1973, S. 443-449
- Potting J., 2000. *Spatial differentiation in life cycle impact assessment, A framework and site-dependent factors to assess acidification and human exposure*, Ph.D.-thesis, Universität Utrecht
- S.G.P. Consultants, 1994. *Etude relative à la normalisation écologique des emballages en Belgique*, Rapport final, Volume 1 et 2 (700 pages)
- Schaefer H., 1982. *Kumulierter Energieverbrauch zum Herstellen von Produkten; Methoden der Ermittlung - Probleme der Bewertung*, BWK 34 (7)
- Schaltegger S., R. Kubat, 1994. *Das Handwörterbuch der Ökobilanzierung, Begriffe und Definitionen*, WWZ-Studie Nr. 45, Universität Basel
- Scheringer M., 1999. *Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien*, Wiley-VCH, Weinheim
- Schmidt-Bleek F., 1992. *Ein universelles ökologisches Mass; Gedanken zum ökologischen Strukturwandel*, Wuppertal
- Schmidt-Bleek, F. 1994. *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Mass für ökologisches Wirtschaften*, Birkhäuser Verlag, Basel/ Boston/ Berlin
- Schmitz S., I. Paulini et al. 1999. *Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043; Version '99*, Texte 92/99, Umweltbundesamt, Berlin
- Schneider F., 1996. *Analyse des Réemplois, recyclages, valorisations de déchets par l'étude de systèmes cascades*, these, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
- SETAC (Ed.), 1993. Guidelines für Life-Cycle Assessment, a Code of Practice“ SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Brussels, Belgium, 1993.
- Shapley L.S., 1953. A value for n-person games, in A.W. Kuhn, A.W. Tucker (ed.) *Contributions to the Theory of Games*, Vol. II, Princeton University Press, p. 307-317
- Sieferle R.P., 1982. *Der unterirdische Wald. Energiekrise und Industrielle Revolution*, Beck'sche Schwarze Reihe, Band 226, München
- Siegenthaler C., S. Linder, F. Pagliari, 1997. *The LCA Software Guide 1997: Market Survey, Portraits and Checklist of 40 Programs for Life Cycle Assessment and Corporate Environmental Controlling*, 2. Edition, Adliswil
- Siegenthaler C., G. Otterli, A. Braunschweig, S. Furter, 2005. *The LCA Software Guide 1997: Market Overview, Software Portraits*, 3. Edition, ö.b.u. (Editor), Zürich
- Sima-Pro, 1993. Eco-factors for the Netherlands, personal communication from PRé Consultants, Apeldoorn
- Spreng D.T., 1988. *Net-Energy Analysis and the Energy Requirements of Energy Systems*, Praeger, New York, Westport Connecticut, London
- Steen B., 1999. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - Models and data of the default method*, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, CPM report 1999:5, Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology
- Steen B., S.-O. Ryding, Swedish Environmental Research Institute, Federation of Swedish Industries, *The EPS Environmental Accounting Method*, Göteborg

- Tillman A.-M. T. Ekvall, H. Baumann, T. Rydberg, 1994. Choice of system boundaries in life cycle assessment, in *J. Cleaner Prod.* 1994 Vol. 2, No. 1, S. 21-29
- Udo de Haes H.A., 1996. Discussion of General Principles and Guidelines for Practical Use, in H.A. Udo de Haes (Ed.), *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) - Europe, Brussels
- van den Berg N.W., C.E. Dutilh, G. Huppes, 1995. *Beginning LCA: a guide into environmental Life Cycle Assessment*, NOH report 9453, CML Leiden
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure), 1997. *VDI-Richtlinie Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation*. VDI-guideline 4600, Düsseldorf
- Wackernagel M., W. Rees, 1996. *Our Ecological Footprint; Reducing Human Impact on Earth*, New Society Publishers, Gabriola Island BC, Philadelphia PA
- Weinberg A.M., R.P. Hammond, 1970. Limits to the Use of Energy, in *American Scientist*, Vol. 58, July-August 1970, S. 412-418
- Wenzel H., M. Hauschild, L. Alting 1997. *Environmental Assessment of Products, Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*, Chapman & Hall, London and other places
- Hauschild M., H. Wenzel, 1998. *Environmental Assessment of Products, Volume 2: Scientific background*, Chapman & Hall, London and other places
- White P., B. de Smet, H.A. Udo de Haes, R. Heijungs, LCA Back on Track; But is it Track One or Two?, *LCA News, A SETAC-Europe Publication* 5 (3), Brussels, May 1995
- Wright J., J. Syrett, 1975. Energy Analysis of Nuclear Power, in *New Scientist*, Vol. 65, No. 931, 9.1.1975, S. 66-67