

CARE

Computergestützte Ressourceneffizienzrechnung in der mittelständischen Wirtschaft

Ergebnisbericht aus Arbeitspaket KP 2: Analyse der wissenschaftlichen Grundlagen

Status quo Analyse und Auswertung bzgl. Ressourceneffizienz

Thomas Orbach

Severin Beucker

Claus Lang



Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	3
2	NACHHALTIGKEIT ALS UNTERNEHMENSZIEL	5
2.1	GEDANKE DER NACHHALTIGKEIT	5
2.2	SYSTEMANSATZ	6
2.3	STAKEHOLDER ANSATZ	8
2.3.1	<i>Bestimmung der Stakeholder mit ökonomischen Zielsetzungen (Stakeholder-Value)</i>	9
2.3.2	<i>Bestimmung der Stakeholder unter ethischen Gesichtspunkten</i>	10
3	UMWELTMANAGEMENT	13
3.1	STATUS QUO	13
3.2	UMWELTMANAGEMENTSYSTEME	14
3.2.1	<i>Zertifizierungen</i>	15
3.2.2	<i>Nutzenpotenzial von Umweltmanagementsystemen</i>	16
3.2.3	<i>Ökologische Wirkung von Umweltmanagementsystemen</i>	20
3.3	KOSTENSENKUNGSPOTENZIAL DURCH UMWELTMANAGEMENT	21
4	UMWELTCONTROLLING	23
4.1	BEGRIFF DES UMWELTCONTROLLING	23
4.2	AUFGABEN DES UMWELTCONTROLLING	23
4.2.1	<i>Koordinationsaufgabe</i>	24
4.2.2	<i>Informationsversorgung</i>	24
4.2.3	<i>Kontroll- und Steuerungsfunktion</i>	25
4.3	INSTRUMENTE DES UMWELTCONTROLLING	25
4.3.1	<i>Strategische Instrumente des Umweltcontrolling</i>	25
4.3.2	<i>Operative Instrumente des Controllings</i>	26
4.3.3	<i>Ökologieorientierte Kennzahlensysteme</i>	27
5	UMWELTKOSTENRECHNUNG	29
5.1	DEFINITIONEN UND BEGRIFFSABGRENZUNGEN	29
5.2	BEDEUTUNG VON UMWELTASPEKTEN FÜR UNTERNEHMEN	30
5.2.1	<i>Steigende Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen</i>	30
5.2.2	<i>Einsparpotenziale durch Umweltmanagement</i>	31
5.2.3	<i>Antizipation zukünftiger Entwicklungen</i>	31
5.2.4	<i>Gesetzliche Umweltauflagen</i>	32
5.3	ANFORDERUNGEN AN UMWELTKOSTENRECHNUNGS-SYSTEME	33
5.3.1	<i>Konzeptionelle Anforderungen</i>	33
5.3.2	<i>Praktische Anforderungen</i>	34
5.4	KOSTEN- UND LEISTUNGSRECHNUNG	35
5.4.1	<i>Einführung</i>	35
5.4.2	<i>Grundbegriffe der Kostenrechnung</i>	37
5.4.3	<i>Die traditionelle Vollkostenrechnung</i>	39
5.4.4	<i>Prozesskostenrechnung</i>	46
5.4.5	<i>Plankostenrechnung</i>	48
5.4.6	<i>Eignung für Stoffstromanalysen</i>	50
6	BESTEHENDE KONZEPTE DER UMWELTKOSTENRECHNUNG	52
6.1	REIN ÖKONOMISCHER ANSATZ	53
6.1.1	<i>Kostermittlung der Emissionsminderung nach der VDI-Richtlinie 3800</i>	53

6.1.2	<i>Integration von Umwelt(schutz)kosten in herkömmliche Kostenrechnungssysteme</i>	54
6.1.3	<i>Kritische Würdigung des rein ökonomischen Ansatzes</i>	55
6.2	ERWEITERTER ÖKONOMISCHER ANSATZ.....	56
6.2.1	<i>Ökologieorientierte Kostenrechnung</i>	57
6.2.2	<i>Life-Cycle Costing</i>	58
6.2.3	<i>Full Cost Accounting</i>	59
6.2.4	<i>Kritische Würdigung des erweiterten ökonomischen Ansatzes</i>	61
6.3	REIN ÖKOLOGISCHER ANSATZ.....	62
6.3.1	<i>Ökologische Buchhaltung</i>	63
6.3.2	<i>Instrumente des betrieblichen Umweltschutzes</i>	63
6.3.3	<i>Kritische Würdigung des rein ökologischen Ansatzes</i>	64
6.4	INTEGRIERTER ÖKONOMISCHER UND ÖKOLOGISCHER ANSATZ.....	64
6.4.1	<i>Reststoffkostenrechnung</i>	65
6.4.2	<i>Stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung</i>	66
6.4.3	<i>Kritische Würdigung des integrierten ökonomisch-ökologischen Ansatzes</i>	67
6.5	FAZIT.....	69
7	DIE RESSOURCENEFFIZIENZ-RECHNUNG	70
7.1	EINFÜHRUNG IN DIE RESSOURCENEFFIZIENZ-RECHNUNG.....	70
7.1.1	<i>Die ökonomische Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung</i>	70
7.1.2	<i>Die ökologische Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung</i>	71
7.1.3	<i>Kombination der Dimensionen</i>	73
7.1.4	<i>Die Ressourceneffizienz-Rechnung als Instrument für Zukunftsfähigkeit von Unternehmen</i>	74
7.2	ABLAUF DER RESSOURCENEFFIZIENZ-RECHNUNG.....	74
7.2.1	<i>Unternehmensebene: Betriebliche Input-Output-Analyse</i>	75
7.2.2	<i>Prozessebene: Betriebliche Prozessanalyse</i>	78
7.2.3	<i>Produktebene: Betriebliche Massenrechnung</i>	88
7.3	ORGANISATORISCHE VERANKERUNG DER RESSOURCENEFFIZIENZ-RECHNUNG.....	95
7.4	KRITISCHE WÜRDIGUNG DER RESSOURCENEFFIZIENZ-RECHNUNG.....	98
8	STOFFSTROMANALYSE: INFORMATIONSLIEFERANT FÜR DIE RER	100
8.1.1	<i>Stoffstrommanagement und Stoffstromanalyse</i>	101
8.1.2	<i>Vergleichbare konzeptionelle Ansätze</i>	103
8.1.3	<i>Stoffstromanalyse als Grundlage für die RER</i>	104
9	UMSETZUNG DER RER IM UNTERNEHMEN	106
9.1	ANWENDUNGSEBENEN DER (RER) UND IHR INFORMATIONSBEDARF.....	107
9.1.1	<i>Informationsbedarf auf Unternehmensebene</i>	107
9.1.2	<i>Informationsbedarf auf Prozessebene</i>	109
9.1.3	<i>Informationsbedarf auf Produktebene</i>	111
9.2	MÖGLICHKEITEN DER UMSETZUNG DER RER IN BETRIEBLICHEN INFORMATIONSSYSTEMEN.....	113
9.2.1	<i>RER in ERP- Systemen</i>	114
9.2.2	<i>RER mit Betrieblichen Umweltinformationssystemen</i>	114
10	LITERATUR	116

1 Einleitung

Im Arbeitspaket zwei des Kernprojekts (KP2) geht es um die Analyse der wissenschaftlichen Grundlagen des Projektes care. Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse dieser Grundlagenarbeit zusammen. Dabei wird das normative, gesamtgesellschaftliche Konzept der Nachhaltigkeit als Ausgangspunkt genommen, um hieraus den Unternehmensbezug über das normative Management herzustellen. Dies ist wiederum der konzeptionelle betriebswirtschaftliche Ursprung des Umweltmanagements. Das Umweltmanagement seinerseits bedient sich unterschiedlicher Instrumente, wobei das Umweltcontrolling ein zentrales Element darstellt. Umweltcontrolling kann wiederum in die Bereiche Umweltkennzahlen und Umweltkostenrechnung unterschieden werden, in denen auch die Ressourceneffizienzrechnung zu verorten ist. Damit ist der konzeptionelle Hintergrund der Ressourceneffizienz-Rechnung umfassend dargestellt.

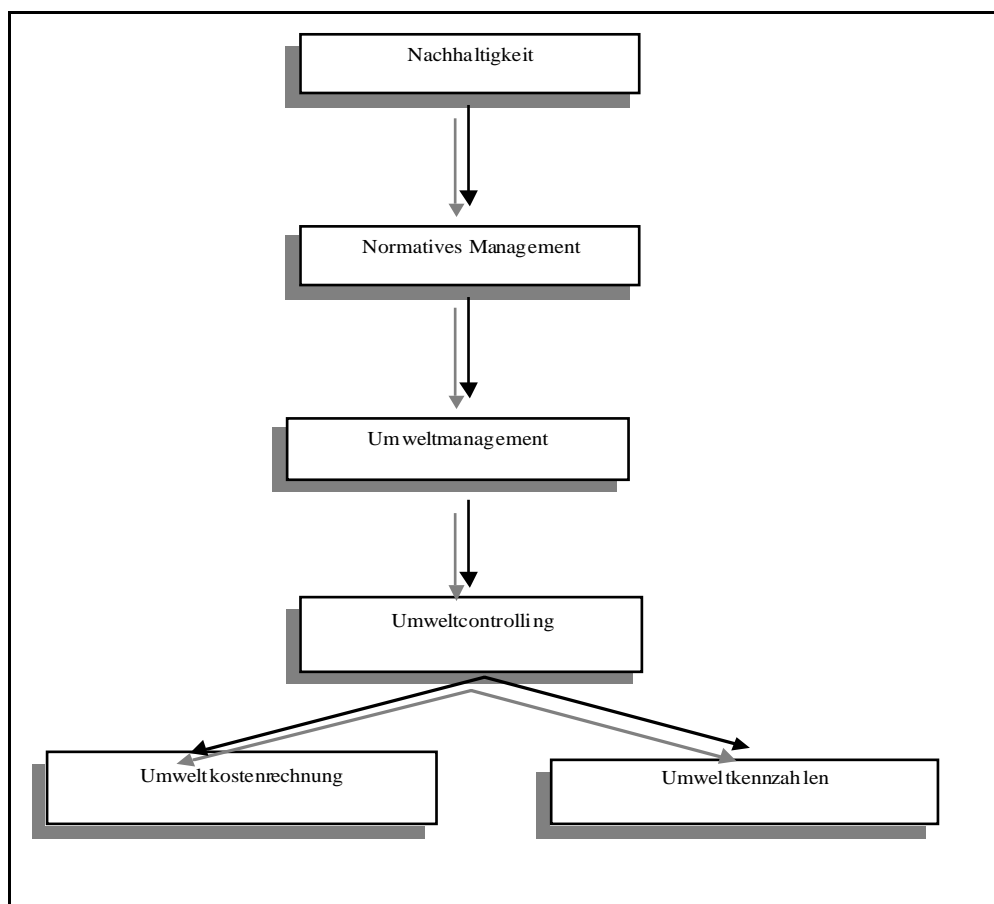


Abbildung 1.1: Der konzeptionelle Hintergrund der Ressourceneffizienz-Rechnung

In den Kapiteln acht und neun werden dann die Bezüge zur Stoffstromanalyse und zur Anbindung an betriebliche DV-Systeme hergestellt.

2 Nachhaltigkeit als Unternehmensziel

2.1 Gedanke der Nachhaltigkeit

Der Ressourcenverbrauch und damit auch die Zerstörung unserer natürlichen Umwelt nimmt permanent zu. Weltweit werden im Vergleich zu 1950 die siebenfache Menge an Gebrauchsgütern produziert und dem Planeten die fünffache Menge an Rohstoffen entzogen. Hauptverantwortlich dafür sind die Industrienationen des Nordens. Die Übertragung dieses Konsumstils auf die sich entwickelnden Nationen des Südens wird die Tragfähigkeit der Erde mit Sicherheit übersteigen (vgl. LINZ 2000, S. 33).

Normative Zielsetzung des gesellschaftlichen Handelns ist es, dem entgegen zu wirken und das Überleben heutiger und zukünftiger Generationen auf der Erde zu sichern. Seit dem Erkennen dieser sich abzeichnenden Krise Anfang der 70er Jahre, werden Wege gesucht, wie dieses Ziel erreicht werden kann. Umrissen wird dieses durch die Begriff „sustainability“, der im Deutschen hauptsächlich mit Nachhaltigkeit oder Zukunftsfähigkeit übersetzt wird. Definiert wird er gemäß dem Bericht der Brundtland-Kommission für Umwelt und Entwicklung von 1987: "Dauerhafte Entwicklung (sustainable development) ist Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können" (WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT 1987, S. 43). Es entsteht ein Zielsystem mit den Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Sozialen Aspekten, welche unterschiedliche Ausprägungen haben:

- Ökologie: Schutz und Bewahrung der natürlichen Umwelt
- Ökonomie: Produktion von Gütern und Dienstleistungen zur Versorgung und Wohlstandsschaffung.
- Soziale Aspekte: Gerechte Verteilung von Chancen und Wohlstand zwischen den Generationen und innerhalb der Generationen.

Es wird schnell ersichtlich, dass sich die Elemente aus den drei Punkten gegenseitig beeinflussen und auch widersprechen können. Werden beispielsweise Güter produziert, so werden Ressourcen verbraucht und die natürliche Umwelt meist negativ beeinflusst. Die Produktion führt bei Unternehmen aber zu Wertschöpfung, die für Einkommen und Wohlstand bei privaten Haushalten und für Steuereinnahmen des Staates sorgt, also wiederum die sozialen Ziele positiv beeinflussen kann.

Ein Ansatz, diese Ziele zumindest teilweise in Harmonie zu bringen, ist die Ökoeffizienz: Sie verlangt den Wohlstand in den Industrienationen und den

Entwicklungsländern mit möglichst wenig Ressourcen zu produzieren oder andersherum formuliert, mit einer Einheit Ressourcen soviel Wohlstand wie möglich zu schaffen. Um Nachhaltigkeit zu erreichen muss darüber hinaus sicher gestellt werden, dass langfristig die Entnahme nicht erneuerbarer Ressourcen nur in dem Maße erfolgen darf, wie Alternativen zu ihrer Nutzung bereitstehen, da sonst auch bei der effizientesten Nutzung dieser Ressourcen irgendwann keine mehr zur Verfügung stehen. Für den Bereich erneuerbarer Ressourcen muss demgegenüber gelten, dass sie nur in dem Umfang genutzt werden, wie sie sich regenerieren.

Ein erster Schritt in diese Richtung wird von Weizsäcker und Lovins in ihrem Buch "Faktor 4" (vgl. Weizsäcker et. al. 1996) vorgeschlagen: Durch die Erhöhung der Ressourcenproduktivität um den Faktor vier kann es gelingen, den Wohlstand (in globalem Maßstab) zu verdoppeln und gleichzeitig den Ressourcenverbrauch zu halbieren. Damit wird der oben beschriebene Widerspruch aufgelöst: Ressourcen werden geschont und dennoch wird zusätzlicher Wohlstand geschaffen, die Wirtschaft durch neue Märkte gestärkt.

Weitergehend und langfristiger angelegt ist das Faktor 10 Konzept von Friedrich Schmidt-Bleek (vgl. Schmidt-Bleek 1998). Hiernach wird eine Reduzierung des Ressourcenverbrauchs in den Industrienationen um 90% bis 2050 vorgeschlagen, um mit dieser drastischen Reduktion den sich entwickelnden Nationen einen steigenden Ressourcenverbrauch einzuräumen und global dennoch eine Reduktion um 50% zu erreichen.

2.2 Systemansatz

In diesem Kontext haben Unternehmen eine entscheidende Bedeutung, da hier die „Effizienzrevolution“ stattfinden muss. Bleibt die Frage, wie dies in Unternehmen umgesetzt werden kann. Hierzu ist es notwendig, die Funktionsweise eines Unternehmens näher zu betrachten. Dabei erweist es sich als hilfreich, Unternehmen als komplexe dynamische Systeme aufzufassen. Ein System besteht aus einer geordneten Ganzheit von Elementen, deren Wirkungsbeziehungen und Ausprägungen zeitlich veränderlich sind (vgl. RUEGG-STÜRM 2000, S. 4). Es zeichnet sich dadurch aus, dass es mit seiner Umwelt in Beziehung steht und sich gegen dieses Umwelt abgrenzt. Im Unterschied zu der klassischen Sicht- und Denkweise versucht die (betriebswirtschaftliche) Systemtheorie Zusammenhänge und Muster zu erkennen, um damit eine organisatorische Gestaltung zu ermöglichen.

Wird eine Unternehmung als System verstanden, das die Fähigkeit besitzt, sich von der Umwelt abzugrenzen, so müssen auch Merkmale zu erkennen sein, die eine Unterscheidung erlauben. Die Bestimmung von Abgrenzungskriterien wird jedoch angesichts der zunehmenden Anzahl von Einflussgrö-

ßen und Elementen immer schwieriger. Ein System wird erst durch eine korrelative Beziehung der einzelnen Elemente begründet (vgl. RUEGG-STÜRM 2000, S. 4) Folglich können Elemente als Bausteine eines Systems verstanden werden. Die Elemente sind jedoch nicht nur auf ihre physisch messbaren Größen wie Mitarbeitende und Produkte beschränkt, sondern umfassen auch immaterielle Bestandteile, wie Interaktionen, Beziehungen und Prozesse. Ein System ist ein dynamisches Ganzes, das als solches bestimmte Eigenschaften und Verhaltensweisen besitzt. Es besteht aus Teilen, die so miteinander verknüpft sind, dass kein Teil unabhängig ist von anderen Teilen und das Verhalten des Ganzen beeinflusst wird vom Zusammenwirken aller Teile (ULRICH/PROBST 1992, S. 54)

Die Vielfalt von Elementen und von Wechselwirkungen zwischen diesen Elementen begründet die Komplexität eines Systems Als komplex wird ein System dann bezeichnet:

- wenn zwischen den Elementen eines Systems untereinander vielfältige und nicht ohne weiteres überschaubare Beziehungen und Interaktionen bestehen,
- wenn sich diese Beziehungen und Interaktionen aufgrund eines gewissen "Eigenverhaltens" der Systemelemente und verschiedener Rückkopplungen in ständiger, nur sehr begrenzt vorhersehbarer Entwicklung befindet und
- wenn aus diesen Beziehungen und Interaktionen, d.h. aus dem Systemverhalten, Ergebnisse resultieren, die emergent sind, d.h. in keiner Weise auf das Verhalten einzelner Elemente zurückgeführt werden können, sondern aus dem Zusammenwirken der Verhaltensweisen der Systemelemente hervorgehen und vor allem von bestimmten Mustern der laufenden Interaktionen abhängen. (vgl. RUEGG-STÜRM 2000, S. 5)

Deshalb sind komplexe Systeme typischerweise dynamische Systeme, d.h. ständig im Werden, ständig in "Re-Konstruktion".

Der Möglichkeit von Seiten des Managements dieses komplexe, dynamische System zu beeinflussen, also die Gestaltung, Lenkung und Entwicklung von Unternehmen, sind vergleichsweise enge Grenzen gesetzt. Jedoch bedeutet dieses nicht, dass das Geschehen in einem komplexen System völlig beliebig, chaotisch und unberechenbar ist. Wäre dies so, würde das System zerfallen und keine "Leistung" im ökonomischen Sinne möglich. Ein solches System muss also auch die Fähigkeit zum Leben (Lebensfähigkeit) besitzen. Erst strukturierende und ordnende Kräfte schaffen Lebensfähigkeit. Strukturen zeigen sich in komplexen Systemen in der Wiederholbarkeit von Abläufen, in Interaktions- und Kommunikationsmustern, in der Herausbildung von wechselseitig unterstellten Erwartungen (Rollen) usw., die im Zeitverlauf ei-

ne gewisse Konstanz und Stabilität aufweisen. Komplexe Systeme sind daher stets durch ein bestimmtes Maß an Geordnetheit gekennzeichnet (vgl. Probst 1987).

Unternehmen weisen eine Reihe von besonderen Merkmalen auf, die sie von anderen komplexen Systemen unterscheiden:(ULRICH/FLURI 1992, S. 31)

- Es sind wirtschaftliche Systeme, d.h. die Geldbeträge einer Unternehmung müssen langfristig die Aufwendungen abdecken, die sich aus dem laufenden Ressourcenverzehr ergeben.
- Unternehmen sind zweckorientiert und multifunktional, d.h. sie müssen durch die eigene spezifische Wertschöpfung Funktionen für andere Systeme ausüben und dabei die Anliegen mehrerer Anspruchsgruppen gleichzeitig zufrieden stellen.
- Unternehmen sind sozio-technische Systeme. Menschen die in verschiedenen "Praxis-Gemeinschaften" (communities-of-practice) eingebunden sind, erfüllen mit Hilfe von technischen Hilfsmitteln in einem arbeitsteiligen Prozess bestimmte Aufgaben zugunsten ihrer Anspruchsgruppen.

Der Umgang mit Komplexität und Dynamik ist bei dem Systemansatz ein anderer als bei der "klassischen" „instrumentalen" Sichtweise der Unternehmung bzw. des Managements. Anstatt den Blick auf die Problemstellungen durch einseitige Denkweise und starre Regeln zu versperren, soll das System Unternehmung so gestaltet werden, dass es auf unterschiedliche Einflüsse flexibel reagieren kann und sich dadurch die Überlebendssicherheit bewahrt.

2.3 Stakeholder Ansatz

Im Gegensatz zu den Shareholdern, die Anteile ("shares") an einer Unternehmung besitzen halten die Stakeholder sogenannte "stakes". Ein "stake" ist ein gegenüber der Unternehmung in Form von Ansprüchen artikuliertes Interesse (vgl. EBERHARDT 1998, S.146).

Es können zwei Ansätze unterschieden werden: Der erste identifiziert die Stakeholder, welche aufgrund von strategischen Überlegungen der Unternehmensleitung als "zu beachtende und einflussreiche Interessengruppen" für das Unternehmen relevant sind, auf welche Einfluss genommen werden kann und die Einfluss auf das Unternehmen nehmen können. Der zweite Ansatz spricht die Identifikation der Stakeholder nicht der Unternehmensleitung zu, sondern den mündigen Bürgern einer Gesellschaft. Der Fokus liegt also nicht so sehr bei den Interessen der Unternehmen, sondern bei denen

der Gesellschaft. Hier liegt die plausible Annahme zugrunde, dass sich langfristig keine Handlungen der Unternehmen ohne "Rückendeckung" der Gesellschaft durchsetzen lassen werden, da diese Handlungen dann negativ auf das Unternehmen zurück wirken würden.

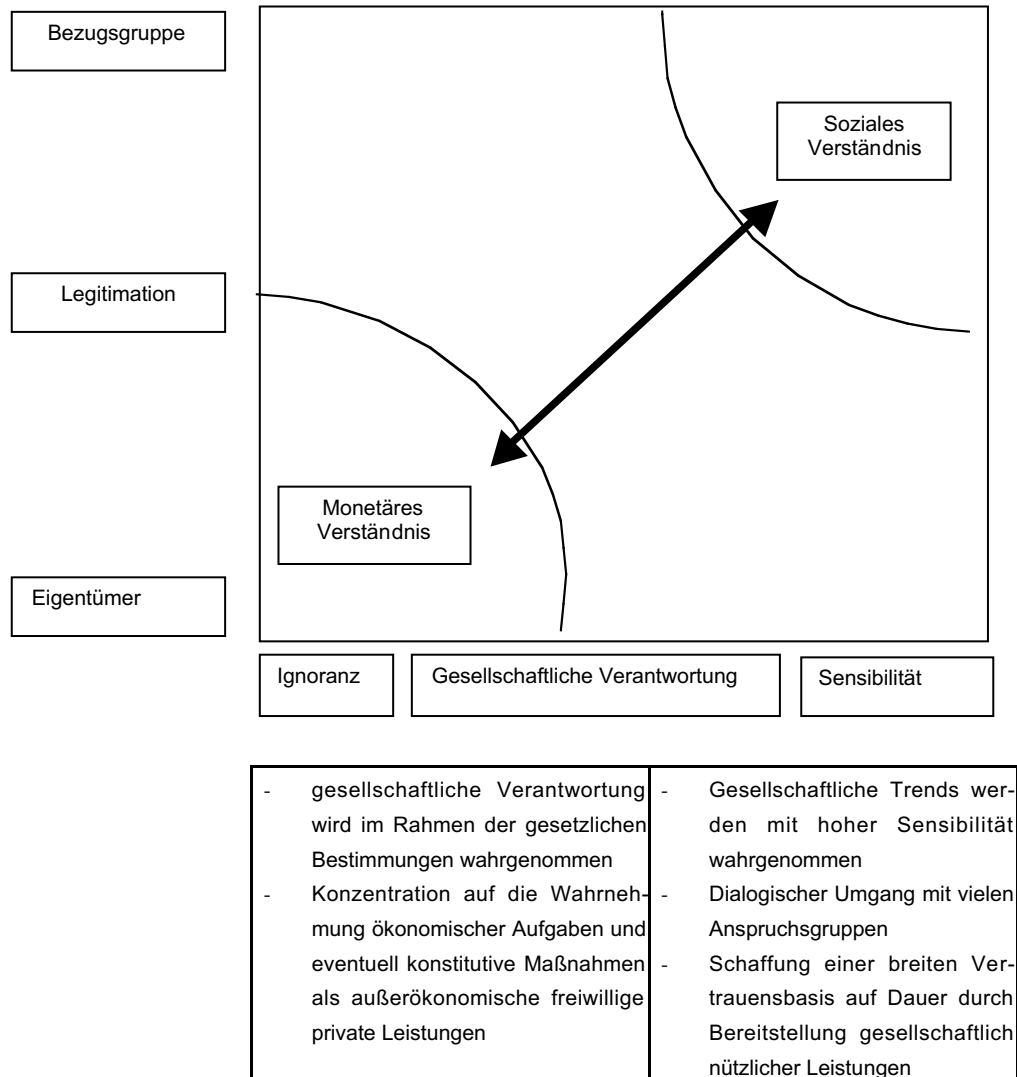


Abbildung 2.1 Das Selbstverständnis der Unternehmung in der Gesellschaft. Quelle: Bleicher 1994, S. 28

2.3.1 Bestimmung der Stakeholder mit ökonomischen Zielsetzungen (Stakeholder-Value)

Demnach kommen als Stakeholder folgende Gruppen und Individuen in Betracht: (vgl. GOMEZ 1993, S. 102 ff.)

- das Top Management

- die Mitarbeitenden mit Führungsverantwortung
- alle weiteren Mitarbeitenden
- die Eigentümer der Unternehmung
- die Kunden
- die Lieferanten
- die Fremdkapitalgeber
- die Wettbewerber
- der Staat
- Verbände und Organisationen (falls sie ein besonderes Interesse an den Aktivitäten der betreffenden Unternehmung haben) sowie
- Die allgemeine Öffentlichkeit, oftmals vertreten durch die Medien

Es wird ersichtlich, dass der Begriff des Stakeholders sehr weit gefasst ist. Es stellt sich die Frage, ob es zur langfristigen Sicherung des Unternehmenserfolges notwendig ist, die Interessen bspw. der allgemeinen Öffentlichkeit oder von Umweltschutzverbänden genauso umfassend zu berücksichtigen wie diejenigen der Mitarbeitenden oder gar der Eigentümer. Darum muss dann für jedes Unternehmen geklärt werden, um welche Interessen es sich bei den Stakeholdern handelt sowie ob und inwieweit die formulierten Ansprüche gegenüber dem Unternehmen *ökonomisch* gerechtfertigt erscheinen (vgl. EBERHARDT 1993, S. 146).

2.3.2 Bestimmung der Stakeholder unter ethischen Gesichtspunkten

Von Robert E. Freeman, dem prominentesten Vertreter der Stakeholdertheorie, stammt die Definition: "A stakeholder in an organisation is (by definition) any group or individual who can affect, or is affected by, the achievement of corporation's purpose" (FREEMAN 1984). Demnach sind Stakeholder die *möglicherweise* (negativ) Betroffenen des unternehmerischen Handelns und diejenigen, die die Ziele der Unternehmung beeinflussen können und die man deshalb im eigenen Interesse berücksichtigen sollte, weil sonst mit ihrem Widerstand zu rechnen ist. Der Status des Stakeholder wird aber nur denjenigen zugesprochen, die ihr Interesse auch durchsetzen können, weil sie gegenüber dem Unternehmen über ein wirksames Drohpotenzial verfügen (beispielsweise durch den Entzug benötigter Ressourcen). Mit solchen Gegenspielern wird das Unternehmen versuchen ein Agreement zu finden, um sein Erfolgspotenzial nicht zu verlieren. Die Bestimmung der Stakeholder

nach Freeman ist nach unternehmensethischen Gesichtspunkten nicht befriedigend, da hier nur diejenigen Einfluss ausüben können, die schon über Macht verfügen. Peter Ulrich schlägt deshalb vor, Stakeholder als all diejenigen zu identifizieren, die gegenüber dem Unternehmen Ansprüche haben, die als legitim ausgewiesen sind. Daraufhin stellt sich die Frage welche Ansprüche als legitim, d.h. als ethisch berechtigt gelten. Ulrich bedient sich zur Legitimitätsprüfung möglicher Ansprüche des unternehmensethischen Diskurses. In diesem herrschaftsfreien Diskurs haben alle vorgebrachten Interessen zunächst den Status von "Kandidaten" für legitime Ansprüche. Erfolgreiche Kandidaten erhalten nach bestandem Legitimationstest den Status moralischer Rechte der Anspruchsträger bzw. Anspruchsteller. Mit ihnen korrespondiert die moralische Pflicht der Unternehmensleitung, die legitimen Ansprüche oder moralischen Rechte aller vom unternehmerischen Handeln Betroffenen zu wahren. Niemand – weder die Unternehmensleitung noch irgendwelche "Stakeholder" – können beanspruchen, dass ihre Interessen, a priori, also ohne den Test der diskursiven Begründbarkeit verbindlich sind. Hierin liegt der Unterschied zu der gängigen Auffassung von Stakeholdern als dass diese durch strategische Überlegungen – wer und in welchem Ausmaß Einfluss auf die Unternehmung ausüben kann – von vornherein definiert werden könnten (vgl. ULRICH 1998, S. 3 ff.).

Praktisches Beispiel ist der Fall Brent Spar von Shell. Die Situation stellte sich 1995 wie folgt dar: Die Ölplattform Brent Spar der Firma Shell hatte ausgedient und sollte entsorgt werden. Shell entschied sich für eine – aus ihrer Sicht – ökonomisch und ökologisch günstige Entsorgung durch Versenkung in der Nordsee. Dieses wurde auch von der britischen Regierung als legal gebilligt. Durch Proteste der Öffentlichkeit, initiiert durch die Umweltorganisation Greenpeace, wurde Shell jedoch veranlasst, dieses Vorhaben aufzugeben und die Plattform, zu höheren Kosten, an Land zu entsorgen. Shell hat sein Vorhaben als "erlaubt" (es wären keine Gesetze oder Ähnliches verletzt worden) angesehen und auch rational begründet. Jedoch hat Shell den Stakeholder Öffentlichkeit (im Sinne von Peter Ulrich) nicht in hinreichendem Maße beachtet. Die kritische Öffentlichkeit vermisste den guten Willen der Firma zur vorbehaltlosen Wahrnehmung ihrer moralischen Pflicht zum Schutz der Umwelt. (vgl. ULRICH 1996, S. 39). Shell wurde die Legitimität ihres Vorhabens abgesprochen. Durch einen Diskurs mit der Öffentlichkeit oder zumindest dem "Meinungsmacher" Greenpeace hätte Shells Ansehen in eben dieser Öffentlichkeit nicht so gelitten. Es zeigt sich also, dass sich Interessen von Unternehmen zunehmend nicht gegen eine breite öffentliche/gesellschaftliche Meinung durchsetzen lassen; zumindest nicht ohne auch ökonomisch Schaden zu nehmen. Jedoch ist zu beachten, dass sich Forderungen von Anspruchsgruppen nicht durchsetzen lassen – auch wenn sie durch den Diskurs als legitim ernannt worden sind – wenn sie nicht über ein entsprechendes Machtpotenzial verfügen. Es ist häufig die Macht der Konsumenten Ausschlag gebend: Sie könnten – wenn man ihre morali-

schen Präferenzen allzu sehr ignoriert – ihr Geld woanders ausgeben: dort wo ihre Präferenzen ernst- und wahrgenommen werden. (vgl. THIELMANN/BREUER 2000)

3 Umweltmanagement

3.1 Status quo

Die vorangegangenen Abschnitte haben deutlich gemacht, dass es sowohl aufgrund der unternehmerischen Verantwortung für eine nachhaltige Entwicklung, als auch aus Legitimitätsgründen gegenüber bedeutsamen Anspruchsgruppen eine verstärkte Auseinandersetzung mit Umwelt- oder Nachhaltigkeitsgesichtspunkten geboten erscheint. Diese Auseinandersetzung findet ihre betriebliche Umsetzung im Umweltmanagement.

Voraussetzung für die erfolgreiche Integration des Umweltmanagements in Unternehmen ist dessen Akzeptanz in der Führungsebene („top-management-commitment“) und später auch bei den gesamten Mitarbeitenden. Darauf aufbauend und zu dessen Operationalisierung können Umweltcontrolling-, Umweltkostenrechnungs-, und Umweltkennzahlensysteme in den Unternehmen eingeführt werden (siehe Abbildung Umweltmanagement).

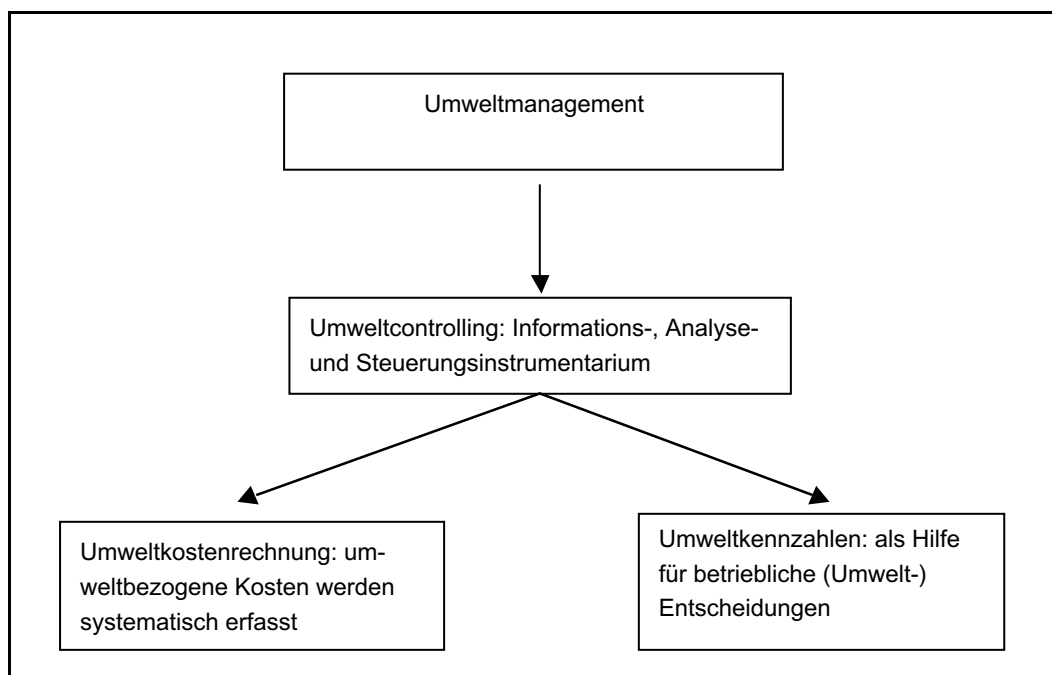


Abbildung 3.1 Bereiche des Umweltmanagement

Bis etwa Ende der 80er Jahre war die staatliche und damit auch die betriebliche Umweltpolitik durch das Ordnungsrecht geprägt, welches mit Ge- und Verboten die Unternehmen veranlasste Umweltschutzaspekte in den Leistungserstellungsprozess mit einzubeziehen. Umweltschutz wurde vorwiegend als eine „technische Pflichtaufgabe“ angesehen, da bei nicht Einhaltung der Gesetze Sanktionen drohten. Umweltschutz wurde eher mit Kosten als mit Ertragssteigerungen und Wettbewerbsfähigkeit in Verbindung gebracht. Dies änderte sich zunehmend in den 90er Jahren. Auf betrieblicher Ebene fanden diese Änderungen ihren Niederschlag in (zertifizierten) Umweltmanagementsystemen, die auf Freiwilligkeit basieren.

3.2 Umweltmanagementsysteme

Mit den beiden Umweltmanagementsystemen EMAS (Environmental Management and Audit Scheme, europäische Umweltmanagementnorm), und der ISO 14001 (International Organisation for Standardisation, internationale Umweltmanagementnorm), liegen Instrumente vor, die einen anderen, stärker auf Eigenverantwortlichkeit beruhenden Ansatz verfolgen. Ihr zentrales Anliegen ist die systematische Förderung einer kontinuierlichen Verbesserung des Umweltschutzes auf allen Ebenen des unternehmerischen Handelns. Beide Normen geben einen organisatorischen Rahmen für die Einführung, Umsetzung und Überprüfung des Umweltmanagements vor (vgl. HAMSCHMIDT 1998, S. 7).

Beiden Normsystemen sind drei grundlegende Zielsetzungen gemeinsam:

1. Ein wirksames Umweltmanagementsystem für die Umsetzung selbstdefinierter Umweltziele aufzubauen.
2. Im Sinne eines Minimalziels die Einhaltung aller Umweltgesetze und Umweltvorschriften sicher zu stellen.
3. Die Verpflichtung den Umweltschutz kontinuierlich zu verbessern, bzw. die Umweltbelastung zu reduzieren, sowie die regelmäßige externe Prüfung des Systems zu gewährleisten.

Was als Fortschritt im Hinblick auf eine kontinuierliche Verbesserung angesehen wird, in welchem Tempo und wie weitreichend die Verbesserung vollzogen wird, bleibt dabei den Unternehmen überlassen (vgl. DYLLICK 1995, S. 299).

3.2.1 Zertifizierungen

Die Zahl der ISO 14001 und EMAS zertifizierten Unternehmen steigen. Eine Vorreiterrolle bei den nach ISO 14001 zertifizierten Unternehmen nimmt dabei Japan ein, das mit großem Abstand zu Deutschland die meisten Registrierungen vorweisen kann. Bei der europäischen EMAS-Zertifizierung ist Deutschland hingegen klarer Spitzenreiter. Die folgenden Tabellen geben einen Überblick über die Anzahl der ISO 14001 und EMAS zertifizierten Unternehmen.

Rang	Land	ISO 14001
1	Japan	7155
2	Großbritannien	2500
3	Deutschland	2400
4	Schweden	1926
5	USA	1560
6	Spanien	1449
7	Australien	1131
8	Frankreich	1092
9	Italien	1077
10	Taiwan	968

Rang	Land	EMAS
1	Deutschland	2576
2	Österreich	407
3	Schweden	212
4	Dänemark	175
5	Spanien	151
6	Großbritannien	131
7	Norwegen	65
8	Italien	43
9	Frankreich	40
10	Finnland	38

Tabelle 3.1

Anzahl der ISO 14001 und EMAS zertifizierten Unternehmen¹

Aussagekräftiger als die absoluten Angaben der Verbreitung von UMS ist jedoch die Anzahl der Zertifikate in Relation zur Größe des Landes. Verwendet man hierfür die Bevölkerung als Indikator, erhält man ein anderes Bild, wie Tabelle 3.2 zeigt.

¹ Einen regelmässig aktualisierten Überblick über den Stand der Zertifizierten Unternehmen nach ISO 14001 und EMAS findet sich unter www.iwoe.unisg.ch/forschung//14001/weltweit

Rang	Land	ISO 14001	Bevölkerung 1997	Bevölkerung / ISO 14001
1	Schweden	1926	8.900.000	4621
2	Spanien	1449	19.300.000	13320
3	Australien	1131	18.500.000	16357
4	Japan	7155	126.200.000	17638
5	Taiwan	968	21.700.000	22417
6	Großbritannien.	2500	59.000.000	23600
7	Deutschland	2400	82.100.000	34208
8	Frankreich	1092	58.600.000	53663
9	Italien	1077	58.500.000	54318
10	USA	1560	267.600.000	171538

Tabelle 3.2: ISO 14001 zertifizierte Unternehmen in Relation zur Bevölkerung

3.2.2 Nutzenpotenzial von Umweltmanagementsystemen

Neben dem Schutz der Umwelt hat die Einführung von UMS in den Unternehmen auch direkte ökonomische Vorteile. Je nach Gestaltung der UMS können interne und externe Nutzenpotenziale unterschieden werden:(vgl. DYLLICK 1999, S. 118)

Interne Nutzenpotenziale:

- Systematisierung bestehender Umweltmaßnahmen: Durch den dokumentierten Ablauf der UMS werden bestehende und folgende Umweltmaßnahmen koordiniert und systematisiert.
- Erhöhung der Mitarbeitendenmotivation: Durch die Information der Mitarbeitenden über die geplanten, bzw. aktuellen Aktivitäten im Bezug auf die UMS kann das ökologische Bewusstsein gefördert und Innovationspotenzial freigesetzt werden.
- Risikoversorge und Haftungsvermeidung: Durch das UMS ist das Unternehmen in der Lage seine Aktivitäten im Umweltschutzbereich zu dokumentieren. Dieses kann hilfreich sein bei Haftungsansprüchen an das Unternehmen. Die Aufdeckung von umweltrelevanten Gefährdungspotenzialen und die Sicherstellung der Einhaltung von Umweltschutzvorschriften kann von erheblicher ökonomischer Bedeutung sein (vgl. MÜLLER 2002, S. 40)
- Erkennen von Kostensenkungspotenzialen

Externe Nutzenpotenziale

- Verbessertes Image in der Öffentlichkeit und Kommunikation zu den Stakeholdern: Das Vorhandensein von Umweltschutz-Reporting kann die Beziehung zu den Stakeholdern verbessern und vertrauensbildend sein. Deutlich nachgelassen hat seit Anfang der 90er Jahre der Imagefaktor Umweltorientierung. In der Umfrage des Manager Magazins, welche Faktoren den Ruf eines Unternehmens am meisten prägen, fiel der Faktor Umweltorientierung von Rang zwei 1991 auf Rang elf 2002 (vgl. MACHATSCHKE 2002, S. 61)

Jahr	1991	1992	1994	1996	1998	2000	2002
Umweltorientierung (von 13 Rängen)	2	7	7	7	9	12	11

Tabelle 3.3:

Welche Faktoren das Image Bilden

- Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit: War am Anfang der Einführung von UMS ein Marktvorteil als „First mover“ möglich, wendet sich in den letzten Jahren mit zunehmender Verbreitung der UMS das Blatt vom ursprünglichen Wettbewerbsvorteil hin zu einer Markteintrittsbarriere (vgl. HAMSCHMIDT 1998, S. 9) Besitzt das Unternehmen kein UMS kann ein Markteintritt problematisch sein. Das oft hervorgebrachte Argument, „ökologisch einwandfreie“ Produkte würden von den Konsumenten bevorzugt, widerlegt allerdings die Untersuchung von Kreeb 1999. Er kommt zu dem Ergebnis, dass dieses eben noch nicht honoriert wird.
- Erleichterung bei Banken und Versicherungen: Durch die Kreditwürdigkeitsprüfung von Banken und Risikoanalysen der Versicherungen, welche auf glaubwürdige Daten eines zertifizierten UMS zurückgreifen, können Unternehmen in günstigere Versicherungsklassen eingestuft werden. Ebenso können hierdurch günstigere Kreditkosten erzielt werden.
- Verbesserung der Beziehungen zu Behörden: Behörden und Gesetzgeber verlangen eine Reihe von Informationen und führen Kontrollen durch, um Rechtsvorschriften zu prüfen. Wurden im Rahmen eines UMS schon behördenspezifische Informationen gesammelt, verarbeitet und von einem unabhängigen Gutachter geprüft, und existiert am Standort ein funktionsfähiges Kontrollsystem, wird Vertrauen aufgebaut und gegebenenfalls wird die Behörde ihre Kontrollen verringern, welches zu Transaktionskosteneinsparungen im Unternehmen führen kann (vgl. MÜLLER 2002, S. 41).

Die Einführung von UMS ist zuerst mit Kosten verbunden, bevor ihre unterschiedlichen Nutzenpotenziale sich positiv auf die Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen auswirken. Den Kosten sind die möglichen Ersparnisse gegenüber zu stellen. Sind die Einsparungen größer, wird sich, der ökonomischen Rationalität folgend, das Unternehmen umso

einfacher für die Einführung von UMS entscheiden, unabhängig von dem Nutzen des Umweltschutzes für die Gesellschaft

Es liegen bis heute jedoch keine Untersuchungen zu den Betriebskosten der UMS vor. Dies ist wohl damit zu Begründen, dass Aufgrund der kurzen Betriebszeit bis heute wenig Erfahrungen vorliegen (vgl. DYLLICK/ HAMSCHMIDT 2000, S. 71)

Der Nutzen von UMS geht jedoch über den wirtschaftlichen Nutzen im engeren Sinne hinaus. Den größten Nutzen stiftet dabei die Systematisierung bestehender Umweltmaßnahmen. Der UMS kommt dabei die Rolle der Wahrnehmungs- und Interpretationshilfe für ökologische Erfolgspotenziale zu, die ohne UMS nicht genutzt werden würden.

Interessant erscheint in diesem Zusammenhang die Untersuchung von Dyllick / Hamschmidt aus dem Jahr 2000, wo durch Umfragen versucht wird, die Differenz zwischen erwartetem und eingetretenem Nutzen von UMS zu identifizieren. „Umweltmanagementsysteme erweisen sich im Hinblick auf die Systematisierung und Kontrolle umweltrelevanter Prozesse als enttäuschungssicher, während das Erreichen von Innovationen und Markterfolgen als große, bisher aber unerfüllte Herausforderung für den UMS-Einsatz anzusehen ist.“(DYLLICK/HAMSCHMIDT 2000, S. 63)

	Wichtiger erwarteter Nutzen	Großer eingetretener Nutzen	Differenz
Interner Nutzen			
Systematisierung bestehender Umweltmaßnahmen	42%	76%	+34%
Sicherung der Rechtskonformität / Rechtssicherheit	29%	59%	+30%
Risikovorsorge	40%	58%	+18%
Erkennung von Kostensenkungspotenzialen	32%	50%	+30%
Steigerung der Mitarbeitendenmotivation	29%	41%	+12%
Stärkung der Innovationsfähigkeit	32%	32%	0%
Externer Nutzen			
Erleichterung im Umgang mit Behörden	28%	47%	+19%
Verbesserung des Images in der Öffentlichkeit	46%	52%	+6%
Bessere Konditionen bei Banken und Versicherungen	7%	13%	+6%
Erlangung des Zertifikats	44%	38%	-6%
Verbesserung der Marktposition	37%	28%	-9%
Durchschnitt	33%	45%	+12%

Tabelle 3.4

Erwarteter und eingetretener Nutzen von UMS im Vergleich (Quelle: DYLLICK/HAMSMIDT 2000, S. 71)

Festzuhalten bleibt, dass Umweltschutz durch Unternehmen von den Konsumenten der Produkte bislang kaum belohnt wird. Verbraucher bevorzugen nicht per se umweltfreundliche Produkte, bzw. deren Hersteller. Bei Verstößen gegen den Schutz der Umwelt von Unternehmen werden diese aber sanktioniert (vgl. KREEB 1999, S. 8). Erinnerung sei hier an den Fall Brent Spar des Konzerns Shell im Jahr 1997.

3.2.3 Ökologische Wirkung von Umweltmanagementsystemen

Übergeordnetes Ziel von Umweltmanagementsystemen ist gemäß der ISO 14001 „den Umweltschutz und die Verhütung von Umweltbelastungen im Einklang mit sozioökonomischen Erfordernissen zu fördern“ (ISO 14001, S. 3). Ob diese Vorgabe wirklich erreicht wird, soll im Folgenden kurz skizziert werden.

Die ökologischen Wirkungen durch die UMS Einführung bzw. Nutzung im Unternehmen zielen neben der Vermeidung bzw. Verringerung der Emissionen (Luft, Wasser, Erde) auf eine Verbesserung der Ressourceneffizienz wie sie Weizsäcker/Lovins und Schmidt-Bleek mit ihren Konzepten „Faktor 4“ bzw. „Faktor 10“ vorstellen. Die Gesamtleistung der UMS in Bezug auf positive Umweltwirkungen wird von den meisten Unternehmen positiv und für die Zukunft sehr positiv beurteilt.

Dyllick / Hamschmidt stellten die Auswirkungen der UMS auf die Ökoeffizienz durch Umfragen in Unternehmen fest. Die relative Verminderung der Stoff- und Energieflüsse im Vergleich zum Umsatz in den Unternehmen ist in der folgenden Tabelle zusammengefasst wiedergegeben.

	Relativer Materialeinsatz	Relativer Energieeinsatz	Relatives Abfallaufkommen	Relativer Gefahrstoffeinsatz
Stark zurückgegangen	3%	9%	12%	23%
Leicht zurückgegangen	49%	61%	55%	35%
Keine Veränderung	32%	21%	22%	28%
Eher gestiegen	3%	4%	4%	3%
Weiß nicht / keine Angaben	13%	6%	6%	11%

Tabelle 3.5: Relative Entwicklung der Stoff- und Energieflüsse in Bezug auf den Umsatz (DYLLICK/HAMSCHEIDT 2000, S. 63)

Als Erklärung für die Stagnation oder sogar Verschlechterung der Ökoeffizienz wird die zunehmende Komplexität der Produkte und des Produktionsprozesses angeführt sowie die sinkende Auslastung von Produktionskapazitäten oder / und Umsatzrückgänge.

Die auftretenden Differenzen können ursächlich darin liegen, dass entweder die Ziele unrealistisch sind, oder die Umsetzung mangelhaft. "Mit Blick auf die primär angestrebten, aber nur zum Teil erreichten Imagevorteil lässt sich

feststellen: Man verspricht sich Anerkennung von Außen und findet Systematik und Sicherheit im Inneren" (DYLLICK 2000, S. 29)

3.3 Kostensenkungspotenzial durch Umweltmanagement

Die Sichtweise, dass mit Umweltschutz ausschließlich Kosten verbunden sind hat sich geändert (vgl. BMU/UBA 2001). Häufig können durch Umweltschutzmaßnahmen in relativ kurzer Zeit erhebliche Kosten gespart werden (vgl. ORBACH/LIEDTKE/DUPPEL 1998, S. 4). Für Unternehmen in hochdynamischen Märkten, wie sie heute fast überall vorherrschen, ist es wichtig jegliche Kostensenkungspotenziale ausfindig zu machen und umzusetzen. Einsparpotenziale bieten demnach nicht nur die economies-of-scale in Unternehmen sondern auch die Senkung des Energiebedarfs bei der Produktion. Aber auch in Unternehmen der Dienstleistungsbranche lassen sich durch Energiesparmaßnahmen die Kosten senken. Um solche Einsparpotenziale ausfindig zu machen bedarf es einer systematischen Erfassung aller stofflichen und energetischen Ströme des Unternehmens (vgl. KREEB 1999, S. 6 ff.) Hierzu ist es notwendig geeignete Tools wie Umweltkostenrechnung und Ökocontrolling, sowie Umweltkennzahlen im Unternehmen einzuführen. Dadurch werden die Einsparpotenziale monetär sichtbar und messbar, welches zu einem zielgerichteten Umweltmanagement führen kann. Das Umweltmanagement hat dabei die Aufgabe die gesamten Aktivitäten im Bereich Umwelt zu koordinieren.

Die Kostensenkungen durch ein erfolgreiches Umweltmanagement sind zum Teil erheblich, wie folgende Beispiele zeigen:

Unternehmen	Betriebsgröße	Einsparbereiche	Kosten der Umstellung in DM	Erzielte Einsparungen in DM
Salus-Haus GmbH & Co. KG	240	Wasser, Energie, Entsorgung, Verkehr, Verpackung	ca. 376.500	Ca. 500.000 p.a.
Mitsubishi Semiconductor Europe GmbH	570	Wasser, Energie, Entsorgung	ca. 201.500	Über 760.000 p.a.
Vorwerk & Co. Teppichwerke GmbH & Co. KG	550	RHB-Stoffe, Wasser, Energie, Entsorgung	ca. 1.160.000	ca. 2.400.000 p.a.
Frankfurter Sparkasse	3200	RHB-Stoffe, Wasser, Energie, Entsorgung, Verkehr	mind. 110.000	über 1.800.000 p.a.

Tabelle 3.6: Einsparungen durch Umweltschutzmaßnahmen (Quelle: KREEB 1999, S. 11)

Dies zeigt, dass Umweltmanagement und präventive Umweltschutzmaßnahmen vielfach positive Effekte bergen, die zum Teil erhebliche Kosten-

vorteile beinhalten, von denen hier einige genannt werden (vgl. KREEB 1999, S. 8):

- Erhöhung der Sicherheit für das Unternehmen vor Umweltstöranfällen und eventuellen Folgekosten
- Einsparungen beim Arbeitsaufwand und zum Teil erhebliche Kosten, wenn staatliche Deregulierung für auditierte Unternehmen eingeführt werden
- Einsparung bei Versicherungsprämien
- Möglichkeit der positiven Publizität der Umweltschutzmaßnahmen
- In Form direkter und starker Kostensenkungen durch Verringerung der Verbräuche und Steigerung der Ressourceneffizienz.

Die Kapitalmärkte schaffen ihrerseits in letzter Zeit Anreize zu nachhaltigem Wirtschaften (vgl. SCHALTEGGER/FIGGE 1999, S. 287), in dem Anteile nachhaltig wirtschaftende Unternehmen verstärkt von ethisch-ökologischen Investmentfonds nachgefragt werden. Das Interesse an einer solchen Geldanlage nahm im Vergleich zu früheren Untersuchungen von 26 Prozent auf 44 Prozent zu wie eine vom imug Institut für Markt – Umwelt – Gesellschaft e.V. Anfang 2001 durchgeführte repräsentative Umfrage privater Anleger ergab (vgl. IMUG 2001).

4 Umweltcontrolling

4.1 Begriff des Umweltcontrolling

Ansätze zur Erfassung umweltrelevanter Wirkungen des wirtschaftlichen Handelns gibt es seit Mitte der 80er Jahre. Unter dem Begriff Umweltcontrolling gibt es eine Reihe von unterschiedlichen Ansätzen wie z.B. Ökologische Buchhaltung, Ökobilanzierung, Umweltkostenrechnung u.ä.. Umweltcontrolling ist jedoch mehr als nur die Erfassung und Auswertung von umweltrelevanten Wirkungen des betrieblichen Produktionsprozesses. Umweltcontrolling sollte als Führungsunterstützungssystem gesehen werden.

Das Umweltcontrolling bildet eine Schnittstelle, zwischen dem strategisch angelegtem Umweltmanagement und der operativ ausgerichteten Umweltkostenrechnung und den Umweltkennzahlen, welches Instrumente des Umweltcontrollings sind. Während auf der Ebene des Umweltmanagement quasi die Entscheidung für ein Nachhaltiges Wirtschaften (Formalziel) im betreffenden Unternehmen zu treffen ist und strategisch koordiniert wird, ist das Umweltcontrolling die ausführende Kraft, welches dann konkreten Nutzen für das Unternehmen und den Umweltschutz, bzw. Nachhaltigkeit zu generieren hat. Rüdiger unterscheidet zwischen strategischem und operativen Controlling und deren Instrumente zur Sicherung der Erfolgspotenziale der Unternehmung. (vgl. RÜDIGER 1998, S. 271ff.)

4.2 Aufgaben des Umweltcontrolling

Der Aufgabenbereich des Umweltcontrollings wird durch die folgende Definition – in Anlehnung an die traditionelle Definition des Controlling bei Horvath dargestellt vgl. (vgl. HORVATH 1998, S. 9)

"Umweltcontrolling ist ein Subsystem des Controlling, das durch systembildende Koordination die Planungs-, Steuerungs-, Kontroll- und Informationsversorgungsfunktion des Controlling um ökologische Komponenten erweitert und auf diese Weise die Adaptions- und Koordinationsfähigkeit des Gesamtsystems unterstützt." (Beuermann et al. 1998, S. 339)

Die Aufgabe des *allgemeinen Controlling* ist die Unterstützung der Unternehmensführung damit diese ihre *Unternehmensziele* erreichen kann. Aufgabe des *Umweltcontrolling* ist die Unterstützung der Unternehmensführung, damit diese ihre *ökologischen Unternehmensziele* erreichen kann. Voraussetzung für die Integration des Umweltcontrolling in das Controllingsystem des Unternehmens ist das Umweltschutz als Formalziel oder als endogenes Sachziel im Unternehmen verankert ist.

Umweltschutz als Formalziel bedeutet, dass der Umweltschutz in den Unternehmenszielen gleichrangig zu anderen Unternehmenszielen, wie, z.B. Gewinn, Shareholder-Value o.ä. gesehen wird. Entscheidungsprozesse im Unternehmen müssen auf ihre Verträglichkeit zum Umweltschutz geprüft werden.

Umweltschutz als Sachziel bedeutet, dass z.B. der Produktionsprozess Vorrang vor Umweltschutzzielen hat. Der Umweltschutz hat nicht so einen starken, handlungsleitenden Einfluss auf die Unternehmensführung wie bei dem Umweltschutz als Formalziel. Des Weiteren wird das Sachziel in ein exogenes und endogenes Sachziel unterschieden. Umweltschutz als exogenes Sachziel betrachtet den Umweltschutz als Möglichkeit zur Erreichung von betrieblichen Erfolgspotenzialen, insbesondere von Kostenvorteilen (siehe Punkt 2.2). Umweltschutz als exogenes Sachziel bezieht sich lediglich auf die Anpassung an gesetzliche (Umwelt-) Vorschriften (vgl. BAUMAST/PAPE 2001, S. 141). Es wird also eher als notwendiges Übel gesehen, insbesondere den Produktionsprozess an bestehende Umweltschutznormen anzugleichen.

4.2.1 Koordinationsaufgabe

Die Koordinationsaufgabe des Umweltcontrolling bezieht sich auf die Koordination der verschiedenen Führungssubsysteme wie z.B. Planungs-, Steuerungs-, Kontroll- und Informationsversorgungssysteme und die Koordination im Führungssystem. Dadurch sollen Abstimmungsdefizite in den verschiedenen Systemen vermieden werden, z.B. die Vermeidung doppelter Daten und Informationen Erhebung und Beschaffung, sowie den Austausch derer zwischen den Systemen. Durch die Erfassung, Aufbereitung, Analyse und Bereitstellung umweltschutzbezogener und entscheidungsrelevanter Informationen für das Führungssystem unterstützt es dieses in der Lenkung und Steuerung. "Der Schwerpunkt der Koordinationsaufgabe des Umweltcontrolling liegt in der gestaltungs- und handlungsvorbereitenden Analyse, nicht in der definitiven Festlegung von Gestaltungen und Handlungen selbst." (BAUMAST/PAPE 2001, S. 142)

4.2.2 Informationsversorgung

Um ein Unternehmen überhaupt zielgerichtet Führen zu können Bedarf es Informationen über das Unternehmen selbst und die relevante Umwelt in der es agiert so wie deren Veränderungen.

Intern können dies verschiedene Kennzahlen über den Produktionsprozess, Materialverbrauch, Emissionen usw. sein, die dann als Entscheidungsgrundlagen für das Management dienen. Durch den Abgleich von Soll und

Ist Daten können Entwicklungen erkannt und möglicherweise optimiert werden. Dies kann Initiator und Antreiber für einen ständigen Verbesserungsprozess sein.² Allgemein dient die Analyse der internen Standortbestimmung. Dadurch ist auch eine Einordnung des Unternehmens im Wettbewerb möglich.

Extern ist dies die Beschaffung von ökologisch relevanten Daten, welche für das Unternehmen von Interesse sind oder werden können. Dadurch ist die Grundlage für eine Anpassung an sich verändernde Umweltzustände gegeben.

4.2.3 Kontroll- und Steuerungsfunktion

In der Praxis laufen nicht alle Vorhaben so wunschgemäß ab wie sie geplant worden sind. Es bedarf somit eines permanenten Abgleichs zwischen Soll- und Ist-Zustand. Je kürzer die Abgleichintervalle sind umso schneller kann auf unerwünschte Entwicklungen reagiert werden.

4.3 Instrumente des Umweltcontrolling

Nachdem in Punkt 3.2 die grundlegenden Aufgabenbereiche des Umweltcontrollings aufgezeigt worden sind, werden in dem folgendem Teil 3.3 exemplarisch einige Instrumente des Umweltcontrollings vorgestellt. Auch hier kann, ähnlich wie beim operativen und strategischem Management, zwischen operativen und strategischen Instrumenten unterschieden werden.

4.3.1 Strategische Instrumente des Umweltcontrolling

Bei den Instrumenten des strategischen Umweltcontrollings steht im Gegensatz zu den Instrumenten des operativen Umweltcontrollings die langfristige Sichtweise im Vordergrund, welches die Anpassung des Unternehmens an die (sich verändernden) Umwelt zulässt. Hierzu zählen insbesondere die

Ökologische Frühaufklärung

Die Aufgabe von Frühwarnsystemen besteht darin Informationen über Entwicklungen zu liefern welche das Unternehmen beeinflussen können, bevor sie sich konkret auf das Unternehmen auswirken. Ziel ist es also Entwicklungen in der Umwelt vorweg zu nehmen damit sich das Unternehmen darauf frühzeitig reagieren oder sogar agieren kann.

² Im produzierendem Gewerbe ist hier insbesondere der Produktionsprozess zu nennen

Es bedarf also eine Art Frühwarnsystems³ welches geeignet ist ökologische bzw. umweltrelevante Entwicklungen frühzeitig zu erkennen und rechtzeitig geeignete Gegenmaßnahmen einzuleiten. Für das Unternehmen von Interesse sind etwa die Veränderung der Konsumentenbedürfnisse oder die wachsende Sensibilität der Bevölkerung gegenüber einiger Themenbereiche. Wird festgestellt, dass das Interesse z.B. an ökologischen Produkten steigt kann dies eine Marktchance wie auch ein Marktrisiko darstellen, wenn das Unternehmen solche Produkte nicht im Angebot hat. Solche Informationen können zum einen klassisch, durch empirische Umfragen gewonnen werden oder durch neuen Medien wie z.B. das Internet. Der Nachteil der empirischen Befragung ist, dass sich das Thema schon recht weit entwickelt hat, da es die Befragten schon konkretisieren, formulieren können (Auf den Punkt bringen). Durch die breite Nutzung des Internets ergeben sich neue Analyse oder Früherkennungsmöglichkeiten von "Stimmungen" in unterschiedlichen gesellschaftlich Gebieten. Rankings von Begriffen die in Suchmaschinen eingegeben werden oder die steigende Anzahl von Diskussionsforen über bestimmte Themengebiete liefern frühe Hinweise über das steigende Interesse bestimmter Themen.

Risikomanagement

Bei dem Risikomanagement sollen mögliche Gefahrenpotenziale identifiziert werden. Durch langfristig vorbeugendes Denken und Handeln sollen Veränderungen in den ökologischen Rahmenbedingungen aufgespürt, identifiziert und sich darauf eingestellt werden. Mögliche Risiken für das Unternehmen sind negative Abweichungen von erwarteten Zielgrößen. Dadurch können Maßnahmen zur Risikovermeidung, mit möglicherweise negativen Auswirkungen, angestoßen werden.⁴

4.3.2 Operative Instrumente des Controllings

Im folgenden Abschnitt werde ich einige Instrumente des operativen (kurzfristigem) Umweltcontrolling kurz darstellen. Das Instrument Umweltkostenrechnung, welches dem operativen Controlling zugeordnet wird (vgl. FASSBENDER-WYNANDS/SEURING 2001, S. 144) wird später gesondert behandelt.

Ökobilanzierung

³ Zu nennen sind hier z.B. die Szenario-Analyse und der Scanning-Monitoring Prozess

⁴ Möglich wäre z.B. der Ersatz oder die Minimierung von Gefahrstoffen

Unter Ökobilanzierung versteht man ein betriebliches Informationssystem zur Abbildung und Bewertung der ökologischen Wirkungen der Unternehmensaktivitäten. Basis einer Ökobilanz sind Stoff- und Energiebilanzen, welche in Konten- oder Tabellenform alle in das Unternehmen einfließenden und ausfließenden Stoffe und Energien erfasst. Es kann zwischen einer internen und externen Funktion der Ökobilanz unterschieden werden:

- Intern: Planung und Entwicklung umweltverträglicher Produkte und Verfahren sowie der Steuerung und Kontrolle der Umweltaktivitäten des Unternehmens.
- Extern: Die Ökobilanz kann als Kommunikationsmittel bei der Umweltberichterstattung zwischen Anspruchsgruppen und dem Unternehmen dienen.

Probleme bei der Erstellung von Ökobilanzen ist das Komplexitätsproblem aufgrund der Vielzahl der Eingesetzten Stoffe und Verfahren sowie das Bewertungsproblem nach der Relevanz von Umweltwirkungen (vgl. FASSBENDER-WYNANDS 2001, S. 145).

4.3.3 Ökologieorientierte Kennzahlensysteme

Zur Erfüllung der Aufgaben eines Umweltmanagementsystems sind Kennzahlen von wesentlicher Bedeutung (vgl. CARDUFF 2000, S. 63). Kennzahlen stellen komplexe betriebliche Sachverhalte in konzentrierter Form da (PALLOKS-KAHLEN/DIEDERICHS 2001, S. 58). Allgemein sind Kennzahlen ein Instrument zur Informationsgewinnung und Auswertung. Ein umweltorientiertes Kennzahlensystem erfordert eine integrative Betrachtung unterschiedlicher umweltrelevanter Entscheidungsperspektiven, die es unter dem Gesichtspunkt der controllingadäquaten Informationsversorgung zu strukturieren gilt. Das vorhandene Kennzahlensystem muss für die umweltorientierte Unternehmensführung um ein umweltorientiertes Kennzahlensystem erweitert werden (PALLOKS-KAHLEN/DIEDERICHS 2001, S. 58).

Bereiche der Anwendung von Kennzahlen im Öko-Controllings sind z.B.: (vgl. Fassbender-Wynands/Seuring 2001, S. 147)

- im Rahmen von Umweltberichten oder Umweltbilanzierung
- bei der Umweltverträglichkeitsprüfung von Produktionsverfahren
- bei der Beurteilung von Umweltverträglichkeit von Produkten und
- als Ergänzung zu anderen Instrumenten und Ansätzen eines umweltorientierten betrieblichen Rechnungswesen.

Operative Leistungskennzahlen drücken die umweltrelevanten Stoff- und Energieflüsse insbesondere der produzierenden Prozesse im Unternehmen aus. Beispiele sind z.B. der Verbrauch von Wassermenge je Produktionseinheit, die eingesetzte Energiemenge, die Abgabe von Schadstoffen an die natürliche Umwelt.

Innerbetrieblich können Kennzahlen leicht kommuniziert werden und, bei positiver Entwicklung, den Mitarbeitenden als Motivationsgrundlage dienen. Sie können Anstoß für einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess sein, und ermöglichen das Überprüfen der Wirksamkeit und Weiterentwicklung vom bereits implementierten Umweltmanagementsystemen (vgl. PAPE/PICK/GOEBELS 2001, S. 178). Die Vorstellung von branchenübergreifenden Umweltkennzahlensystemen muss aufgegeben werden, da die betriebsinternen Kennzahlensysteme aufgrund unterschiedlicher Stoff und Energieströme unterschiedlich sind (vgl. LOEW/CLAUSEN/KOTTMANN 1998, S. 58)

5 Umweltkostenrechnung

5.1 Definitionen und Begriffsabgrenzungen

Die Umweltforschung ist eine relativ junge wissenschaftliche Disziplin. Diese Tatsache hat zur Folge, dass innerhalb der verschiedenen Teilbereiche dieser Wissenschaft eine Vielzahl von Ansätzen entwickelt wurde, die sich teilweise ergänzen, aber auch widersprechen. Die im Rahmen dieser Ansätze verwendeten Definitionen und Terminologien werden nachfolgend kurz erläutert.

Der Begriff der *Umweltkostenrechnung* wird nicht einheitlich verwendet. Vielmehr existiert in diesem Bereich eine Vielzahl von Begriffen, wie „umweltbezogene Kostenrechnung“, „ökologieorientierte Kostenrechnung“, „Umweltkostenmanagement“, die alle eine verstärkte Berücksichtigung von „Umweltkosten“, „Umweltschutzausgaben“ oder allgemein „Umweltbelangen“ in der Kostenrechnung umfassen. Diese Begriffe sind in den einzelnen Konzepten der Umweltkostenrechnung unterschiedlich definiert. BMU und UBA definieren Umweltkostenrechnung wie folgt: „Die umweltbezogene Kostenrechnung erfasst und verrechnet Kosten, die durch Umweltauswirkungen des Unternehmens entstehen. Eine umweltbezogene Kostenrechnung steht nicht neben der „normalen“ Kostenrechnung, sondern entsteht durch die Fortentwicklung der vorhandenen Kostenrechnung, indem umweltbezogene Kosten systematisch berücksichtigt werden.“ (BMU/UBA 1996, S. 16)

Im Sinne der Ressourceneffizienz-Rechnung wird die Definition der Umweltkostenrechnung erweitert:

Umweltkostenrechnung ist in diesem Kontext ein betriebliches Informationssystem, das Umweltcontrolling und betriebliche Kostenrechnung dergestalt kombiniert, dass betrieblichen Entscheidungsträgern entscheidungsrelevante Daten zu ökonomischen *und* ökologischen Konsequenzen verschiedener Handlungsalternativen zur Verfügung stehen.

Somit beschränkt sich diese Definition nicht auf eine ausschließliche Betrachtung ökonomischer Größen von Umweltschutz bzw. Umweltwirkungen von unternehmerischen Aktivitäten. Vielmehr wird Umweltkostenrechnung als ein Informationsinstrument betrachtet, welches ökonomische und ökologische Aspekte gleichermaßen berücksichtigt sowie die zugehörigen Daten entscheidungsrelevant aufarbeitet. Im Rahmen dieser Definition liefert die Umweltkostenrechnung nicht unbedingt eine einzige (ökonomische) Größe, sondern kann Kosten und Umweltverbrauch durchaus getrennt ausweisen.

5.2 Bedeutung von Umweltaspekten für Unternehmen

Wie die vorausgegangenen Ausführungen gezeigt haben, ist eine ausschließliche Betrachtung ökonomischer Größen bei Unternehmensentscheidungen nicht immer ausreichend (vgl. auch JAHN 1992, S. 296, FN 5). Jedoch fehlt es Unternehmen an geeigneten Methoden zur gleichzeitigen Bewertung von wirtschaftlichen *und* ökologischen Konsequenzen ihres Handelns. Während die wirtschaftlichen Folgen von betrieblichen Entscheidungen isoliert sehr exakt beurteilt werden können (z.B. im Rahmen der Kostenrechnung), kann der Entscheidungsträger in Bezug auf Umweltauswirkungen von Entscheidungsalternativen auf kein einheitliches Informationssystem zurückgreifen (vgl. LIEDTKE ET AL. 1997, S. 7).

Daher wird seit mehr als 20 Jahren an Konzepten gearbeitet, die Kosten- und Investitionsrechnung mit Umweltinformationen praktikabel verknüpfen, um auf diese Weise Informationen über ökonomische und ökologische Konsequenzen unternehmerischen Handelns gleichermaßen zu erhalten. Die Notwendigkeit eines solchen integrierten Informationssystems zeigt sich nicht zuletzt vor dem Hintergrund aktueller und zukünftig zu erwartender Entwicklungen in den folgenden Bereichen:

- Steigende Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen
- Einsparpotenziale durch Umweltmanagement
- Antizipation zukünftiger Entwicklungen
- Gesetzliche Umweltauflagen

5.2.1 Steigende Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen

Seit ca. 20 Jahren steigen die Ausgaben für additive Umweltschutzmaßnahmen an. Sowohl die laufenden Ausgaben als auch die Abschreibungen haben sich zwischen 1975 und 1992 knapp vervierfacht bzw. inflationsbereinigt verdoppelt (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT 1996, S. 198). Seit Beginn der 90er Jahre sind diese statistisch erfassten Ausgaben jedoch leicht rückläufig, was an der zunehmenden Bedeutung des produktions- und produktintegrierten Umweltschutzes liegt. Die Kosten hierfür können jedoch nicht oder nur zum Teil dem Umweltschutz zugerechnet werden, so dass davon auszugehen ist, dass die gesamten Aufwendungen für Umweltschutzmaßnahmen weiter gestiegen sind (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 6). Gerade diese „versteckten“ Umweltkosten müssen mit Hilfe geeigneter Informationssysteme transparent gemacht werden, um eine verursachungsgerechte Zurechnung dieser Kosten auf die Selbstkosten der Produkte zu ermöglichen.

5.2.2 Einsparpotenziale durch Umweltmanagement

„Ökologie“ und „Ökonomie“ galten lange Zeit als unüberwindliche Gegensatzpaare in der betrieblichen Praxis. Unternehmen sahen sich vor die Wahl gestellt, entweder umweltgerecht oder erfolgreich zu wirtschaften. Umweltschutz wurde ausschließlich als Kostentreiber angesehen, der in wirtschaftlich guten Zeiten akzeptiert, in Perioden der Rezession jedoch als Wettbewerbsnachteil angesehen wurde. Dass die Gleichung „Umweltschutz = Kostentreiber“ jedoch so nicht stimmt, ist mittlerweile in einer Vielzahl von Studien und Publikationen nachgewiesen worden. Vielmehr können durch integrierten Umweltschutz bzw. durch offensives Umweltmanagement Kostensenkungen und Umweltentlastung gleichzeitig realisiert werden (vgl. hierzu u.a. GEGE, 1997, BMU/UBA 1996, KUNERT AG ET AL 1995).

Der steigende Wettbewerbsdruck führt außerdem dazu, dass Unternehmen versuchen, auch solche Einsparpotenziale auszuschöpfen, die bis dahin als zu gering angesehen wurden. Hierzu können bspw. Material- und Energieeinsparungen oder Potenziale in der Abfallvermeidung gezählt werden (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 6). So rechnet FISCHER damit, dass die gesamte „Produktion der Reststoffe“ zwischen 5 und 15% der Gesamtkosten eines Unternehmens ausmacht. Er nimmt weiter an, dass die Vermeidung und die wirtschaftliche Verwertung von Reststoffen Industrieunternehmen ungenutzte Kostenreserven in Höhe von 1 bis 2% der Gesamtkosten bietet (vgl. FISCHER 1997, S. 8 f.). Unternehmen sind jedoch bisher häufig nicht in der Lage, systematisch nach derartigen Einsparpotenzialen zu suchen, da geeignete Informationssysteme hierfür kaum vorhanden sind.

5.2.3 Antizipation zukünftiger Entwicklungen

Vorausschauend und verantwortungsvoll wirtschaftende Unternehmen versuchen, sich abzeichnende zukünftige Entwicklungen so früh wie möglich in ihrer Unternehmenspolitik zu berücksichtigen. Angesichts der Tatsache, dass derzeit 20% der Weltbevölkerung in den Industrieländern ca. 80% des weltweiten Ressourcenverbrauchs verursachen (vgl. SCHMIDT-BLEEK/LIEDTKE 1995, S. 5), würde eine Entwicklung der sog. Schwellen- und Entwicklungsländer nach dem Vorbild der heutigen Industrienationen die Kapazitäten der Erde bei weitem übersteigen.

Um die bestehenden Umweltprobleme zu lösen und den sich entwickelnden Staaten eine Entwicklungschance zu bieten, werden sich in absehbarer Zeit in den Industrienationen die Rahmenbedingungen des Wirtschaftens ändern müssen. Die bevorstehende Ratifizierung des Kyoto-Protokolls unterstreicht den zunehmenden internationalen Willen hier zu substantiellen Verbesserungen zu kommen. Darüber hinaus geben bspw. die nationalen Umweltpläne der Niederlande (vgl. VROM 1993), Schwedens (vgl. ECOCYCLE

COMMISSION 1997) und Österreichs (vgl. NUP 1993) explizit eine Dematerialisierung der Wirtschaft um 90% innerhalb der nächsten Jahrzehnte als Leitziele vor. Das Bundesumweltministerium veröffentlichte 1998 den Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms, in dem u.a. eine Erhöhung der Ressourcenproduktivität der deutschen Wirtschaft um den Faktor 2,5 bis zum Jahr 2020 explizit gefordert wird (vgl. BMU 1998, S. 16). Die in Deutschland seit 1998 eingeführte Ökosteuer (vgl. z.B. SCHLEGELMILCH 1998) weist ebenfalls in diese Richtung.

Festzuhalten bleibt, dass wahrscheinlich mittelfristig die Preise für Rohstoffe und Energie einerseits, sowie für die Entsorgung von Reststoffen andererseits steigen werden, sei es durch marktbedingte Preissteigerungen aufgrund von ökologischen bzw. ökonomischen Knappheiten oder durch eine weitergehende ökologische Steuerreform im Rahmen einer präventiven Umweltpolitik. Mit Hilfe eines geeigneten Informationssystems kann sich ein Unternehmen bereits heute auf zukünftig zu erwartende Rahmenbedingungen einstellen.

5.2.4 Gesetzliche Umweltauflagen

Für die betriebliche Praxis sind eine Reihe von umweltrelevanten Gesetzen und Verordnungen bedeutsam: So z.B. das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG), das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), das Umwelthaftungsgesetz (UHG), sowie die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) und die EG-Öko-Audit-Verordnung (vgl. grundlegend KAHL/VOßKUHLE 1995, KAISER/LAAKMANN 1995 und BECK 1996). Dabei verlagert die Umweltschutzgesetzgebung zunehmend die Betrachtung von den Outputs (Grenzwerte im Rahmen des BImSchG) zu den Inputs (sparsame Verwendung der Einsatzstoffe im KrW-/AbfG) und zu einer lebenszyklusweiten Betrachtung (Produkthaftung im KrW-/AbfG und UHG⁵).

Aufgrund dieser Gesetze müssen sich Unternehmen schon heute mit den ökologischen Folgen ihres Handelns auseinandersetzen. Dabei wird vor allem ein adäquates Stoffstrommanagement vor dem Hintergrund bestehender Umweltgesetze – insbesondere des KrW-/AbfG – immer wichtiger. So sind Unternehmen nach dem KrW-/AbfG verpflichtet, Produktionsabfälle zu vermeiden bzw. zu verwerten (vgl. KAHL/VOßKUHLE 1995, S. 149 f.). Optimierungen in diesem Bereich erfordern aber die genaue Kenntnis der betrieblichen Stoffströme. Zusätzlich ist es nach §§ 19 und 20 KrW-/AbfG vorgeschrieben, betriebliche Abfallwirtschaftskonzepte und -bilanzen zu erstellen, falls die jährliche Abfallmenge 2.000 t bzw. die besonders überwachungsbe-

⁵ Dasselbe gilt für das Produkthaftungsgesetz (PHG), das aber nicht zum Umweltrecht zählt.

dürftiger Abfälle 2 t übersteigt (vgl. SPENGLER 1998, S. 5). Eine lebenszyklusweite Betrachtung verlangen sowohl das KrW-/AbfG als auch das UHG (vgl. KAISER/LAAKMANN 1995, S. 83). Geeignete betriebliche Informationssysteme zur Verbesserung der Stoffstromtransparenz und zur Berücksichtigung des kompletten Lebenszyklus eines Produkts müssen erst noch entwickelt und implementiert werden, um zukünftige Kostensteigerungen aufgrund sich weiter verschärfender Umweltauflagen abzuwenden.

5.3 Anforderungen an Umweltkostenrechnungs-Systeme

Die bisherigen Ausführungen machen deutlich, dass Unternehmensentscheidungen in Zukunft zunehmend auf Grundlage einer integrierten ökonomischen und ökologischen Sichtweise getroffen werden müssen (FICHTER ET AL. 1997, S. 1), wofür die betriebliche Umweltkostenrechnung ein entscheidungsorientiertes Instrument zur Verfügung stellen soll. An ein solches System sind konzeptionelle und praktische Anforderungen zu formulieren, die sowohl eine adäquate Berücksichtigung von Umweltbelangen und ökonomischen Zielsetzungen als auch eine Implementierung in die betriebliche Praxis mit einem relativ geringen Aufwand sicherstellen.

5.3.1 Konzeptionelle Anforderungen

Herkömmliche Kostenrechnungssysteme erfassen Stoffströme nicht oder nicht vollständig, sondern die durch Stoffströme verursachten Kosten, insbesondere wenn diese für die Bestandsbewertung bzw. die Ermittlung der periodenbezogenen betrieblich/neutralen Aufwendungen und Erträge relevant sind (vgl. SPENGLER 1998, S. 2). Die für die erfassten Stoffströme angesetzten Preise spiegeln zudem nicht unbedingt ökologische Knappheiten wider, da sie ausschließlich über den Markt gebildet werden und nur ökonomische Rahmenbedingungen berücksichtigen (vgl. MÜLLER 1995, S. 19). Zusätzlich wird die Preisbildung aufgrund von Subventionen verzerrt. Außerdem werden im Rechnungswesen nicht alle Kosten erfasst, die durch Unternehmensaktivitäten entstehen. So sind Emissionen in die Luft bisher nicht gebührenpflichtig, obwohl Schadstoffe volkswirtschaftliche Kosten in Milliardenhöhe verursachen.⁶ Als Beispiel seien hier das Waldsterben und Gebäudeschäden durch Luftverschmutzung angeführt.⁷

⁶ Dies wird sich aber möglicherweise durch eine Ratifizierung des Kyoto-Protokolls und eine anschließende Einführung des Emissionshandels ändern.

⁷ Unterschiedliche Hochrechnungen gingen 1989 von volkswirtschaftlichen Schäden durch Umweltverschmutzung zwischen 100 und 500 Mrd. DM aus. Demgegenüber betrug der Aufwand für betriebliche Umweltschutzmaßnahmen nur 35,7 Mrd. DM (vgl. MÜLLER 1993, S. 9).

Somit können herkömmliche Kostenrechnungssysteme allein nicht als Basis für eine nachhaltige Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen dienen (vgl. SPENGLER 1998, S. 43 f.). Ein Übergang von herkömmlicher Kostenrechnung zu einer Umweltkostenrechnung erfordert daher eine Erweiterung um ökologische Aspekte. Um dieser Aufgabe gerecht zu werden, muss ein Umweltkostenrechnungs-System die folgenden vier konzeptionellen Anforderungen erfüllen (vgl. LIEDTKE ET AL., 1997, S. 9 f.):

1. Ein Umweltkostenrechnungs-System muss ökonomische Aspekte berücksichtigen. Entsprechende Instrumente zur ökonomischen Bewertung von Entscheidungen existieren dabei schon im Rahmen der Kosten- und Investitionsrechnung. Dadurch soll sichergestellt werden, dass aus der Kostenrechnung die tatsächlichen kostenmäßigen Konsequenzen sichtbar werden, die sich aufgrund unternehmerischer Entscheidungen einstellen (vgl. Seicht 1995, S. 62).
2. Ein Umweltkostenrechnungs-System muss ökologische (stoffliche) Aspekte berücksichtigen, die durch aussagekräftige Indikatoren ausgedrückt werden. Diese Indikatoren müssen möglichst einfach zu bestimmen, reproduzierbar und richtungssicher sein, um als Entscheidungsgrundlage dienen zu können (vgl. Schmidt-Bleek 1994, S. 101).
3. Um Zukunftsfähigkeit in Unternehmen herzustellen, muss ein Umweltkostenrechnungs-System eine gleichzeitige Betrachtung ökologischer und ökonomischer Aspekte ermöglichen. Angaben über Effizienzsteigerungen im Bereich des Ressourcenverbrauchs besitzen für Unternehmen nur dann Aussagekraft, wenn gleichzeitig die damit verbundene Entwicklung der Wertschöpfung bzw. der Kosten betrachtet wird. Umgekehrt sind Kostensenkungsmaßnahmen, die den Umweltverbrauch erhöhen, ebenso wenig zielführend.
4. Ein Umweltkostenrechnungs-System muss eine lebenszyklusweite Betrachtung ermöglichen. Diese Anforderung ist für die ökonomischen Aspekte insoweit erfüllt, als dass Kosten immer die gesamte bisherige Wertschöpfung ausdrücken und somit die „ökonomische Vorgeschichte“ mit einbeziehen. Eine Berücksichtigung der „ökologischen Vorgeschichte“ ist jedoch in der Regel nicht gegeben, da die beschafften Einsatzstoffe erst dann erfasst werden, wenn sie das Werkstor passiert haben. Die in vorgelagerten Stufen verursachten Stoff- und Energieströme sind in der Regel nicht bekannt. Dadurch kann es vorkommen, dass Umweltschutzmaßnahmen nur suboptimale Lösungen darstellen, indem sie zwar die Situation des Unternehmens verbessern, jedoch eine größere Umweltbelastung außerhalb des Unternehmens induzieren. Außerdem ist die Nutzungsphase des Produkts und seine Entsorgungsphase sowohl ökonomisch als auch ökologisch zu berücksichtigen.

5.3.2 Praktische Anforderungen

Die vier zentralen konzeptionellen Anforderungen spiegeln die heutigen Erkenntnisse der Umweltökonomie wider. Für die erfolgreiche praktische Um-

setzung eines Umweltkostenrechnungs-Systems sind jedoch weitere, praxisorientierte Anforderungen zu erfüllen:

- **Einfache Implementierung:** Ein Umweltkostenrechnungs-System hat realistischerweise nur dann Chancen, in die betriebliche Praxis umgesetzt zu werden, wenn sich der Umsetzungsaufwand in einem erträglichen Rahmen hält. Deshalb muss die Systematik eines solchen Systems auf bestehende Kostenrechnungssysteme aufbauen können. Umweltkostenrechnung ist insofern als eine Erweiterung bestehender Kostenrechnungssysteme um ökologische Aspekte zu sehen und nicht als gänzlich neues betriebliches Informationssystem (vgl. BMU/UBA 1996, S. 16).
- **Auf existierenden Daten basierend:** Datenerhebung ist ein sehr zeitaufwendiger Vorgang. Deshalb ist an ein Umweltkostenrechnungs-System die Anforderung zu stellen, dass es weitgehend mit im Unternehmen vorhandenen Daten auskommt. Die Verarbeitung dieser Daten kann dann mit Hilfe geeigneter Softwaretools erfolgen.
- **Entscheidungsrelevanz:** Ein Umweltkostenrechnungs-System muss ökologische und ökonomische Daten *entscheidungsrelevant* verknüpfen, damit der betriebliche Entscheidungsträger zwischen unterschiedlichen Aggregationsebenen auswählen kann und nur relevante Aspekte in der Entscheidungsfindung berücksichtigt. Damit wird sichergestellt, dass das Umweltkostenrechnungs-System diejenigen Informationen liefert, die auch tatsächlich von der jeweiligen Entscheidung abhängen.
- **Flexibilität:** Ein Umweltkostenrechnungs-System muss flexibel auf die Gegebenheiten im Betrieb anpassbar sein. D.h. auch, dass das System auf mehrere Kostenrechnungsarten übertragbar sein muss, da es für die Kostenrechnung keine verpflichtenden Standards gibt (vgl. BMU/UBA 1996, S. 7).

5.4 Kosten- und Leistungsrechnung

5.4.1 Einführung

Die sachzielorientierten Vorgänge eines Unternehmens werden als Leistungsprozess bezeichnet. Dabei kann ein Unternehmen als ein System betrachtet werden, das den Input an Faktorgruppen (Werkstoffe, Betriebsmittel, Arbeitskräfte, Dienstleistungen, dispositiver Faktor) in einen Output umwandelt, der in der Hauptsache aus verkaufsfähigen Produkten materieller oder immaterieller Art besteht. Dieser Leistungserstellungsprozess vollzieht sich durch die innerbetriebliche Kombination der eingesetzten Faktorgruppen.

Zur Steuerung des komplexen betrieblichen Leistungsprozesses bedarf es eines betrieblichen Informationssystems, das Daten über betriebliche Zu-

stände und deren Veränderungen sowie Daten über die Umwelt des Betriebs liefert (vgl. EHRMANN 1992, S. 1 ff.). Damit wird der betriebliche Entscheidungsträger über den inneren Zustand des Betriebs, seine Stellung in der Umwelt und die durch Entscheidungen zu erwartenden Konsequenzen informiert. Das betriebliche Rechnungswesen ist derjenige Teil des betrieblichen Informationssystems, der wirtschaftliche Messgrößen erhebt, verdichtet, speichert, abrufen und weitergibt (vgl. PLINKE 1989, S. 3 ff.).

Das betriebliche Rechnungswesen gliedert sich in ein externes und in ein internes Rechnungswesen. Das externe Rechnungswesen (Finanzbuchhaltung) ist durch handelsrechtliche und steuerrechtliche Vorschriften und Gesetze geregelt und bildet die offizielle Gesamtabrechnung der Unternehmung (vgl. MOEWS 1996, S. 3). Ergebnis der Finanzbuchhaltung sind die Gewinn- und Verlustrechnung und die Bilanz des Unternehmens. Im Gegensatz zur Finanzbuchhaltung stellt die Kosten- und Leistungsrechnung⁸ als Bestandteil des internen Rechnungswesens innerbetrieblichen Adressaten wirtschaftliche Daten zur *Steuerung* des Betriebs zur Verfügung, die *nicht* veröffentlicht werden. Das interne Rechnungswesen ist somit nicht durch gesetzliche Vorschriften geregelt⁹ (vgl. PINNEKAMP 1993, S. 6).

Die Kostenrechnung kann somit definiert werden als ein Informationssystem, das als Teil des Rechnungswesens unternehmensinterne Daten für die Entscheidungsfindung liefert (vgl. PINNEKAMP, S. 7). Zu den Aufgaben der Kostenrechnung zählen (vgl. MOEWS 1996, S. 5 ff.; EHRMANN 1992; S. 3 ff.; PLIMKE 1989, S. 20 ff.):

- Kurzfristige Ermittlung des Leistungserfolgs: Da die jährlichen Abrechnungsperioden der Finanzbuchhaltung zu lang sind, um darauf kurzfristige unternehmerische Entscheidungen aufzubauen, ermöglicht die Kostenrechnung eine möglichst laufende und wirklichkeitsnahe Erfassung der Wertbewegungen im Unternehmen, meist im Rahmen monatlicher Abrechnungen.
- Wirtschaftlichkeitskontrolle: Die Daten der Kostenrechnung ermöglichen eine Wirtschaftlichkeitskontrolle durch Zeit- bzw. Betriebsvergleiche oder durch einen Soll-/Ist-Vergleich z.B. im Rahmen der Plankostenrechnung.
- Preisbeurteilung und -gestaltung: Die Kostenrechnung gibt Aufschluss darüber, ob der aktuelle Marktpreis eines Produkts die angefallenen Kosten zuzüglich des kalkulatorischen Gewinns deckt. Im Rahmen der

⁸ Im folgenden kurz Kostenrechnung genannt.

⁹ Eine Ausnahme können öffentliche Aufträge darstellen, wenn kostendeckende Preise vereinbart wurden.

Teilkostenrechnung (siehe Kap. 5.4.3) ist es möglich, kurzfristige Preisuntergrenzen bzw. Preisobergrenzen zu ermitteln.

- Die Entscheidungsrechnung ermittelt optimale Größen unter Kostengesichtspunkten, wie z.B. bei Bestellmengen, Losgrößen, Produktprogrammen, Werbemittelleinsatz, Make-or-Buy-Entscheidungen etc.
- Wertansätze für die Bilanz: Auch wenn Unterschiede zwischen betriebswirtschaftlichen und bewertungsrechtlichen Herstellkosten im Sinne der Bilanz bestehen, so liefert die Kostenrechnung dennoch die Basis für die Ermittlung des Bilanzansatzes.

Da die Kostenrechnung keinen verbindlichen Bestimmungen unterliegt, werden je nach Zielsetzung der Kostenrechnung unterschiedliche Kostenbegriffe zugrunde gelegt. Hinsichtlich des *Zeitbezugs* werden tatsächlich angefallene Kosten, Durchschnittskosten aus vergangenen Perioden oder zukünftig geplante Kosten berücksichtigt. Man spricht entsprechend von Istkosten-, Normalkosten- oder Plankostenrechnung.

Nach *Art der Verrechnung* der Kosten unterscheidet man zwei grundsätzliche Verfahren: Die Vollkostenrechnung verrechnet alle Kosten, die in einer Abrechnungsperiode angefallen sind, mittels unterschiedlicher Verfahren auf die einzelnen Kostenträger. Die Teilkostenrechnung hingegen verrechnet nur denjenigen Teil der Kosten auf die Kostenträger, die durch die ausgebrachte Leistung bedingt sind. Davon unabhängige Kosten werden en bloc in die Erfolgsrechnung übernommen und von allen Kostenträgern gemeinsam abgedeckt. Beide Kostenrechnungssysteme werden als Kostenarten-, Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung durchgeführt (vgl. PINNEKAMP 1993; S. 48).

5.4.2 Grundbegriffe der Kostenrechnung

Die im folgenden dargestellten Grundbegriffe der Kostenrechnung gelten für alle Arten der Kostenrechnung, unabhängig von Zeitbezug und Zurechnungsart der Kosten.

Kosten

Kosten sind definiert als der bewertete Verzehr von Produktionsfaktoren im Rahmen der Leistungserstellung und für die Aufrechterhaltung der dafür benötigten Kapazitäten (vgl. z.B. EHRMANN 1992, S. 11).

Fixe und variable Kosten

Die Kosten eines Unternehmens werden von einer Vielzahl von Größen beeinflusst. In der Regel wird in der Kostenrechnung aber nur eine Kosteneinflussgröße betrachtet (meistens der Beschäftigungsgrad gemessen an der ausgebrachten Leistungsmenge), während die anderen Größen als konstant angenommen werden.

Fixe Kosten verändern sich mit der Beschäftigung in einem betrachteten Planungszeitraum nicht. Sie sind nicht absolut unveränderbar, sondern werden durch betriebliche Entscheidungen auf- bzw. abgebaut und sichern die Betriebsbereitschaft (vgl. EHRMANN 1992, S. 17 ff.). Die Anpassung der Kapazität führt zur Entstehung von sprung- bzw. intervallfixen Kosten die auf einem bestimmten Niveau verharren, bis sie durch neue betriebliche Entscheidungen verändert werden.

Variable Kosten hingegen ändern sich mit der Beschäftigung. Dabei unterscheidet man nach dem Reagibilitätsgrad auf Beschäftigungsschwankungen proportionale Kosten, degressive Kosten und progressive Kosten. Als Grenzkosten bezeichnet man den Kostenzuwachs, der aus der Erhöhung der Ausbringungsmenge um eine Einheit resultiert.

Einzel- und Gemeinkosten

Während durch das Begriffspaar fixe/variable Kosten die Abhängigkeit der Kosten vom Beschäftigungsgrad ausgedrückt wird, beziehen sich Einzelkosten und Gemeinkosten auf die Verursachung der Kosten und auf die Zurechnung von Kosten zu den Bezugsobjekten (Leistungseinheiten bzw. Kostenträger). Als Einzelkosten werden diejenigen Kosten bezeichnet, die von einer Leistungseinheit einzeln verursacht wurden und der einzelnen Leistungseinheit aufgrund genauer Aufzeichnungen unmittelbar zugerechnet werden können (vgl. PLIMKE 1989, S. 36 ff.).

Gemeinkosten hingegen sind Kosten, die bestimmten Leistungseinheiten nicht direkt zugerechnet werden können, da sie für mehrere verschiedene Leistungseinheiten gemeinsam anfallen. Dabei wird unterschieden zwischen echten Gemeinkosten, die auch durch die bestmögliche Erfassungsmethode nicht gesondert für eine Leistungseinheit erfasst werden können (z.B. Gebäudekosten), und unechten Gemeinkosten, die im Sinne einer Aufwandsminimierung nicht getrennt erfasst und als Gemeinkosten auf Leistungsträger zugerechnet werden (z.B. Normschrauben und andere Kleinteile).

Primäre und sekundäre Kosten

Primäre Kosten fallen durch den Verbrauch von Kostengütern an, die von außen bezogen werden. Sekundäre Kosten hingegen entstehen durch den

Verbrauch innerbetrieblicher Leistungen. Sie müssen in der Kostenrechnung auf primäre Kosten zurückgeführt werden.

Ist-, Normal- und Plankosten

Kosten können auch aufgrund ihres Zeitbezugs unterschieden werden (vgl. EHRMANN 1992, S. 32). Istkosten sind in einer Periode tatsächlich angefallene Kosten. Normalkosten sind um Extremwerte bereinigte Kosten vergangener Perioden. Ist- und Normalkosten sind somit Vergangenheitswerte. Plankosten sind zukunftsorientierte geplante Kosten für eine zu erwartende Beschäftigung.

Relevante und irrelevante Kosten

Relevante und irrelevante Kosten werden zur Entscheidungsfindung unterschieden. Sie drücken Kostenunterschiede aus, die sich aus verschiedenen Entscheidungsalternativen ergeben. Relevante Kosten werden dabei von der Entscheidung beeinflusst. Irrelevante Kosten hingegen sind durch vergangene Entscheidungen vordisponiert und fallen unabhängig von der zu treffenden Entscheidung an.

5.4.3 Die traditionelle Vollkostenrechnung

Der Ablauf der Vollkostenrechnung ist in nachfolgender Abbildung dargestellt. Einzelkosten werden direkt auf die Kostenträger zugerechnet, bei Gemeinkosten muss der Umweg über die Kostenstellenrechnung gegangen werden, in der diese Kosten auf die verursachenden Kostenstellen übertragen und anschließend verursachungsgerecht auf die Kostenträger verteilt werden.

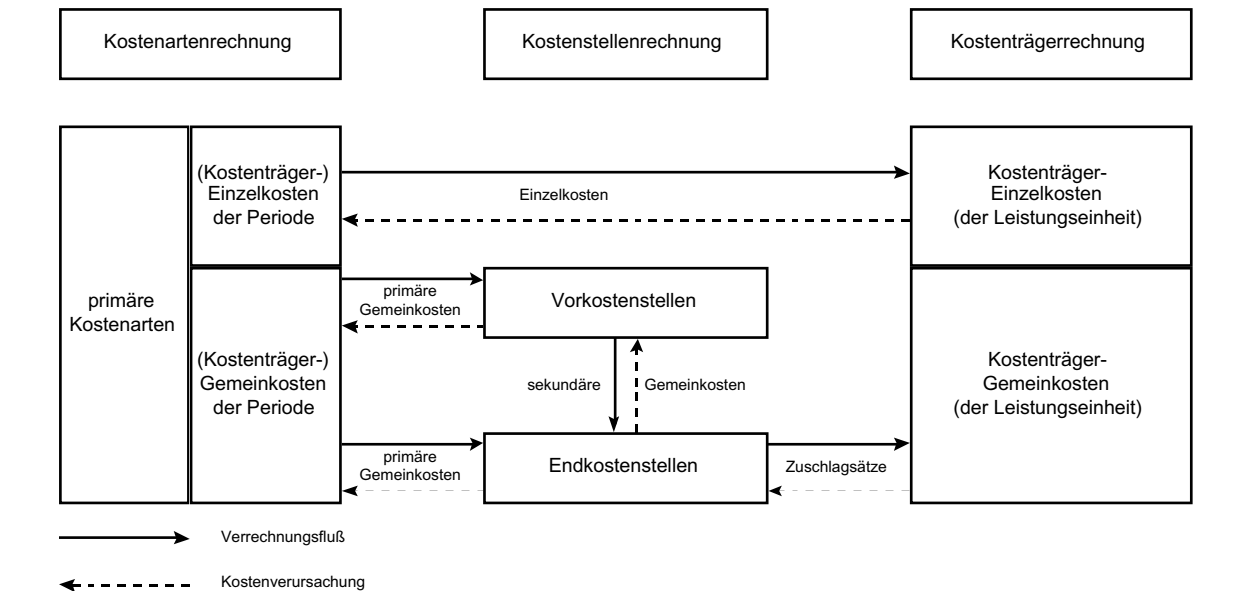


Abbildung 5.1: Schematischer Ablauf der Kostenrechnung am Beispiel der Vollkostenrechnung (vgl. PLINKE 1989, S. 88)

Kostenartenrechnung

Die Kostenartenrechnung erfasst den mengenmäßigen Verbrauch an Produktionsfaktoren, bewertet diesen und klassifiziert die Kosten für die Weiterverrechnung in der Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 13). Die Kostenartenrechnung befasst sich daher mit der Frage: Welche Kosten sind entstanden?

Die Kosten eines Unternehmens lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten gliedern:

Art der verbrauchten Produktionsfaktoren	Betriebliche Funktionen	Art der Verrechnung	Art der Erfassung
<ul style="list-style-type: none"> • Personalkosten • Sachkosten • Kapitalkosten • Fremdleistungskosten • Kosten der menschlichen Gesellschaft 	<ul style="list-style-type: none"> • Beschaffung • Lagerhaltung • Fertigung • Verwaltung • Vertrieb 	<ul style="list-style-type: none"> • Einzelkosten • Gemeinkosten 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwandsgleiche Kosten • kalkulatorische Kosten

Tabelle 5.1: Beispiele für eine Kostenartengliederung (vgl. PLINKE 1989, S. 64)

Kosten ergeben sich allgemein aus dem Güterverbrauch und dessen Bewertung. Zur Erfassung der Verbrauchsmengen stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Skontration bedeutet dabei einen laufende Fortschreibung der Verbräuche und Bestände. Die indirekte Erfassung durch Inventur errechnet den Verbrauch aus dem Anfangsbestand, Endbestand und den Zugängen der Abrechnungsperiode. Die retrograde Erfassung rechnet vom Ergebnis des Produktionsprozesses auf den Einsatz zurück. Eine selbständige Festsetzung des Verbrauchs ist zur Ermittlung der kalkulatorischen Kosten¹⁰ notwendig, da hier keine konkreten Verbrauchsmengen erfasst werden können. Die Bewertung des Güterverbrauchs erfolgt in Anschaffungspreisen, Durchschnittspreisen oder Wiederbeschaffungspreisen (vgl. MOEWS 1996, S. 87 f.).

Kostenstellenrechnung

In der Kostenstellenrechnung werden Gemeinkosten den einzelnen Kostenstellen zugewiesen. Die Kostenstellenrechnung stellt also die Frage: Wo sind Kosten angefallen?

Dazu müssen in einem ersten Schritt die kostenverursachenden Bereiche eines Unternehmens ermittelt werden. In einem Fertigungsbetrieb sind dies der allgemeine Bereich, der Materialbereich, der Fertigungsbereich, der Verwaltungsbereich, der Vertriebsbereich und der Entwicklungs- und Konstruktionsbereich. Diese Bereiche müssen bei einem differenzierten Leis-

¹⁰ Bei kalkulatorischen Kosten ist der Güterverbrauch entweder nicht mit Ausgaben verbunden (z.B. kalkulatorischer Unternehmerlohn) oder ist der Güterverbrauch, wie er in der Finanzbuchhaltung erfasst wird, für die Kostenrechnung ungeeignet (z.B. kalkulatorische Abschreibungen) (vgl. MOEWS 1996, S. 95).

tungserstellungsprozess weiter in Kostenstellen untergliedert werden. Kostenstellen sind dem Leistungserstellungsprozess gemäß abgegrenzte Verantwortungs- und Abrechnungseinheiten, für die Kosten separat festgestellt werden (vgl. EHRMANN 1992, S. 79). Sie werden nach Funktionen, Arbeitsplätzen, räumlichen Aspekten, Verantwortungsbereichen oder verrechnungstechnischen Gesichtspunkten gegliedert. Die Tiefe der Gliederung hängt von der Betriebsgröße, der Art der Fertigung und der organisatorischen Gesamtstruktur ab.

Nach erzeugungstechnischen Gesichtspunkten unterscheidet man zwischen Hauptkostenstellen und Hilfskostenstellen¹¹. Hauptkostenstellen dienen direkt der sachzielorientierten Leistungserstellung. In einem Fertigungsbetrieb sind dies bspw. die Dreherei, das Lager oder die Verwaltung. Ihre Kosten werden anschließend nach entsprechenden Verteilungsschlüsseln auf die Kostenträger umgelegt. Hilfskostenstellen sind nur indirekt am Leistungserstellungsprozess beteiligt und erbringen lediglich innerbetrieblich genutzte Leistungen. Dazu zählen u.a. die Stromerzeugung, die Abfallbehandlung oder der Fuhrpark. Die hier anfallenden Kosten können nur über Hauptkostenstellen weiterverrechnet werden, da ein direkter Bezug zum Kostenträger nicht gegeben ist. Verrechnungstechnisch unterscheidet man Vorkostenstellen, die ihre (sekundären) Kosten an andere Kostenstellen abgeben, und Endkostenstellen, deren Kosten direkt auf die Kostenträger umgerechnet werden. In der Regel stimmen Vor- und Hilfskostenstellen bzw. End- und Hauptkostenstellen überein.

Die Gemeinkosten müssen nun auf alle Kostenstellen verteilt werden, in denen sie entstanden sind (Kostenartenumlage). Lassen sich die Gemeinkosten direkt auf die entsprechenden Kostenstellen umlegen, so spricht man von Kostenstelleneinzelkosten (z.B. Löhne, Gehälter, kalkulatorische Abschreibungen). Kostenstellengemeinkosten hingegen müssen über Verteilungsschlüssel auf die Kostenstellen zugerechnet werden, da eine direkte Zurechnung nicht möglich ist (z.B. Heizkosten, Raummieten). Die Verteilungsschlüssel müssen dabei einfach zu bestimmen sein, andererseits die tatsächliche Kostenverursachung widerspiegeln. Dies kann mit Hilfe von Schlüsseleinheitskosten, Zuschlagsprozentsätzen, Anteilsprozentsätzen, Äquivalenzfaktoren oder einer Kombination verschiedener Schlüssel geschehen (vgl. EHRMANN 1992, S. 88 ff.). Die in der Kostenartenumlage belasteten Vor- bzw. Hilfskostenstellen werden abschließend auf Endkostenstellen zugerechnet (Kostenstellenumlage).

¹¹ Außerdem kann es im Unternehmen Nebenkostenstellen geben, die ausschließlich der Erstellung von Nebenleistungen (in der Regel Nebenprodukte des Unternehmens) dienen.

Die Kostenstellenrechnung kann statistisch oder buchhalterisch erfolgen. In der Praxis ist der Betriebsabrechnungsbogen (BAB) (siehe nachfolgende Abbildung) als tabellarisch/statistisches Instrument der Kostenstellenrechnung weit verbreitet. Er ist vertikal nach Kostenarten und horizontal nach Kostenstellen gegliedert (vgl. MOEWS 1996, S. 126). Im Zuge der Kostenartenumlage werden Einzelkosten ausgegliedert, da sie direkt auf die Kostenträger zugerechnet werden. Die verbleibenden Gemeinkosten werden direkt oder indirekt auf die Kostenstellen verteilt.

Kostenstellen Kostenarten	Summe	930	932	933		934	936	937	938	Einzelkosten
		Allgemeine Hilfsstelle	Fertigungshilfsstelle	Fertigungsstellen		Materialstelle	Verwaltungsstelle	Vertriebsstelle		
				A	B					
920 Materialkosten	232 000	8 000	1 000	23 000	29 000	1 000	10 000	10 000	150 000	
922 Lohnkosten	300 000	8 000	6 000	10 000	14 000	6 000	36 000	20 000	200 000	
924 Dienstleistungskosten	87 000	3 000	5 000	28 000	20 000	1 000	9 000	13 000	8 000	
926 Abschreibungen	135 000	7 000	-	45 000	60 000	-	15 000	8 000	-	
928 Steuern und Beiträge	62 000	1 000	1 000	2 000	3 000	1 000	13 000	4 000	36 000	
929 Zinsen	60 000	3 000	-	18 000	24 000	2 000	6 000	7 000	-	
Primäre Kosten	875 000	30 000	13 000	126 000	150 000	11 000	89 000	62 000	394 000	
Umlage der Stelle 930	-	-30 000	2 000	8 000	5 000	1 000	10 000	4 000	-	
Umlage der Stelle 932	-	-	-15 000	10 000	5 000	-	-	-	-	
Summe	875 000	-	-	144 000	160 000	12 000	99 000	66 000	394 000	
Zuschlagsbasis				FL A	FL B	FM	HK (a)	HK (a)		
Zuschlagsatz				120 000	80 000	150 000	660 000	660 000		
				120%	200%	8%	15%	10%		

Abbildung 5.2: Beispiel eines Kostenstellenbogens (vgl. Moews 1996, S. 127)

Kostenträgerrechnung

Die Kostenträgerrechnung hat die Aufgabe, die im Leistungserstellungsprozess angefallenen Kosten verursachungsgerecht auf die Kostenträger zuzuweisen. Sie stellt also die Frage: wofür sind Kosten entstanden? Die Kostenträgerrechnung unterteilt sich dabei in die Kostenträgerstückrechnung, auch Kalkulation genannt, in deren Rahmen die Selbstkosten eines Erzeugnisses bestimmt werden, und in die Kostenträgerzeitrechnung zur Ermittlung des Periodenerfolgs.

Die *Kostenträgerstückrechnung* ist eine objektbezogene Rechnung, in der Herstellkosten, Selbstkosten und der kalkulatorische Erfolg einer Leistungseinheit (Produkt oder Dienstleistung des Unternehmens) ermittelt werden. Nach dem Umfang der kalkulierten Kosten lassen sich Vollkosten- und Teilkostenkalkulation unterscheiden. Während in der Vollkostenkalkulation alle entstandenen Kosten auf die Kostenträger verrechnet werden, berücksichtigt die Teilkostenkalkulation nur entscheidungsrelevante Kosten. Bei der Grenzkostenkalkulation werden nur die für eine weitere Leistungseinheit hinzukommenden Kosten kalkuliert.

Die Herstellkosten einer Leistungseinheit können mit zwei Verfahren bestimmt werden. Bei der Zuschlagskalkulation wird nach Einzelkosten und

Gemeinkosten getrennt. Die Einzelkosten werden den Kostenträgern direkt angelastet, die Gemeinkosten werden auf verschiedene Arten zugeschlagen. Eine summarische oder Gesamt-Zuschlagskalkulation verrechnet die gesamten Gemeinkosten des Betriebs mit Hilfe eines einzigen Zuschlags. Bei einer differenzierten Verrechnung der Gemeinkosten auf Kostenbereiche und Kostenstellen spricht man von einer Kostenstellen-Zuschlagskalkulation. Bei einer weiteren Differenzierung der Gemeinkosten auf einzelne Arbeitsplätze gelangt man zu einer Platzkostenrechnung.

Bei der Divisionskalkulation hingegen werden sämtliche Kosten zusammengefasst und im Rahmen einer Durchschnittsrechnung auf die Kostenträger verteilt. Eine Trennung in Einzel- und Gemeinkosten wird nicht vorgenommen. Dabei wird zwischen einfacher und mehrfacher Divisionsrechnung unterschieden, je nachdem, ob ein einziges oder mehrere Produkte kalkuliert werden. Wird der gesamte Fertigungsprozess in einem Zuge abgerechnet, liegt eine einstufige Divisionskalkulation vor. Von einer mehrstufigen Divisionskalkulation spricht man, wenn einzelne Fabrikationsstufen getrennt berücksichtigt werden (vgl. EHRMANN 1992, S. 116 ff.).

Die *Kostenträgerzeitrechnung* ist eine periodenbezogene Rechnung, in der ein kalkulatorischer Periodenerfolg unter Berücksichtigung von Herstellkosten, Selbstkosten und Verkaufserlösen ermittelt wird (vgl. MOEWS 1996, S. 135 ff.). Der Kostenträgererfolg kann nach dem Gesamtkostenverfahren oder dem Umsatzkostenverfahren ermittelt werden.

Beim Gesamtkostenverfahren ergibt sich der Periodenerfolg aus der Differenz zwischen den gesamten Periodenkosten und der gesamten Periodenleistung (vgl. PINNEKAMP 1993, S. 69). Dieses Verfahren ist jedoch nur bei Einproduktfertigung sinnvoll, da die gesamten Kosten den gesamten Leistungen gegenübergestellt werden und nicht ersichtlich ist, welche Produktgruppen und Kostengruppen in welchem Ausmaß zum Erfolg beigetragen haben (vgl. EHRMANN 1992, S. 130).

Beim Umsatzkostenverfahren hingegen werden den Umsatzerlösen die Selbstkosten der abgesetzten Erzeugnisse gegenübergestellt. Dadurch ist das Betriebsergebnis um den Wert der Lagerbestandsveränderungen gekürzt. Für jede Produktart oder Produktgruppe muss ein eigenes Fertigfabrikatskonto und Verkaufskonto geführt werden, um den Periodenerfolg produktspezifisch ausweisen zu können (vgl. MOEWS 1996, S. 137 ff.).

Zeile		Summe	Kostenträgergruppe		
			I	II	III
1	Fertigungsmaterialverbrauch	150 000	60 000	50 000	40 000
2	Materialgemeinkosten = 8% von (1)	12 000	4 800	4 000	3 200
3	Fertigungslöhne A	120 000	50 000	40 000	30 000
4	Fertigungsgemeinkosten A = 120% von (3)	144 000	60 000	48 000	36 000
5	Fertigungslöhne B	80 000	30 000	28 000	22 000
6	Fertigungsgemeinkosten B = 200% von (5)	160 000	60 000	56 000	44 000
7	Sondereinzelkosten der Fertigung	8 000	5 200	-	2 800
8	Herstellkosten der Abrechnungsperiode	674 000	270 000	226 000	178 000
9	+ Anfangsbestand an Halbfabrikaten	85 000	35 000	30 000	20 000
10	- Endbestand an Halbfabrikaten	93 000	50 000	28 000	15 000
11	Herstellkosten der fertiggestellten Erzeugnisse	666 000	255 000	228 000	183 000
12	+ Anfangsbestand an Fertigfabrikaten	62 000	25 000	25 000	12 000
13	- Endbestand an Fertigfabrikaten	44 000	16 000	13 000	15 000
14	- Aktivierte innerbetriebliche Leistungen	24 000	4 000	-	20 000
15	Herstellkosten der abgesetzten Erzeugnisse	660 000	260 000	240 000	160 000
16	Verwaltungsgemeinkosten = 15% von (15)	99 000	39 000	36 000	24 000
17	Vertriebsgemeinkosten = 10% von (15)	66 000	26 000	24 000	16 000
18	Sondereinzelkosten des Vertriebs	36 000	15 000	11 000	10 000
19	Selbstkosten	861 000	340 000	311 000	210 000
20	Netto-Verkaufserlöse	950 000	405 000	305 000	240 000
21	Kalkulatorischer Periodenerfolg	+ 89 000	+ 65 000	- 6 000	+ 30 000

Abbildung 5.3: Beispiel eines Kostenträgerzeitblatts, das auf dem vorstehenden BAB aufbaut (vgl. MOEWS 1996, S. 144)

Das Kostenträgerzeitblatt entspricht der Abrechnungstechnik des Umsatzkostenverfahrens. Es ist horizontal nach den Produktarten bzw. Produktgruppen gegliedert und spiegelt vertikal das betriebspezifische Kalkulationsschema wider. Das Kostenträgerzeitblatt stellt mit dem Kostenstellenbogen den gesamten Betriebsabrechnungsbogen dar.

Teilkostenrechnung

In der Teilkostenrechnung wird dem Kostenträger nur ein Teil der Kosten zugerechnet. Je nach Zielsetzung sind das die Einzelkosten, die variablen Einzelkosten oder alle variablen Kosten. Die durch die Betriebsbereitschaft hervorgerufenen Fixkosten werden en bloc in die kurzfristige Erfolgsrechnung übernommen. Sie wurden entweder in vorangegangenen Perioden festgelegt und können daher gegenwärtig nicht beeinflusst werden (Sunk Costs) oder sie sind für kurzfristige Entscheidungen irrelevant (Irrelevant Costs) (vgl. EHRMANN 1992, S. 229).

Dadurch ergibt sich als grundlegender Unterschied zur Vollkostenrechnung, dass bei der Teilkostenrechnung der Erfolg weder für eine Leistungseinheit als Stückerfolg noch für eine Kostenträgerart als Periodenerfolg ermittelt werden kann. Es ist lediglich möglich, ein Periodenergebnis für die Unter-

nehmung als Ganzes zu errechnen (vgl. MOEWS 1996, S. 201). Für eine einzelne Produktart kann nur angegeben werden, wie viel sie zur Deckung der nicht auf den Kostenträger verrechneten Kosten beiträgt (Deckungsbeitrag). Dadurch, dass die Fixkosten nicht auf die Leistungsmenge zugerechnet, sondern als konstant in das Betriebsergebnis gebucht werden, ermöglicht die Teilkostenrechnung eine genaue Beurteilung, wie sich das Periodenergebnis bei einer Variation der ausgebrachten Leistungsmenge bzw. Beschäftigung verändert.

Innerhalb der Teilkostenrechnung unterscheidet man das Direct Costing mit summarischer oder stufenweiser Fixkostendeckung sowie die gestufte Einzelkostenrechnung. Bei der summarischen Fixkostendeckung werden die Kosten in fixe und mit der Beschäftigung variable Kosten aufgeteilt. Die variablen Kosten werden den Kostenträgern zugerechnet, während die fixen Kosten durch das Betriebsergebnis abgedeckt werden. In der stufenweisen Fixkostendeckungsrechnung werden die Fixkosten den Kostenträgern und Kostenstellen in dem Maße zugerechnet, wie dies ohne eine Schlüsselung möglich ist (Kostenträger- und Kostenstelleneinzelkosten). Dadurch werden mehrere Deckungsbeiträge angegeben, die ausdrücken, inwieweit die einzelnen Produkte die von ihnen direkt verursachten Kosten tragen und darüber hinaus einen Beitrag zur Deckung der unternehmensfixen Kosten leisten. Voraussetzung für die Fixkostendeckungsrechnung ist eine sorgfältige Kostenstellenbildung nach Produktbezogenheit.

Im Gegensatz dazu verzichtet die gestufte Einzelkostenrechnung auf jegliche Verteilung der Gemeinkosten.¹² Zur Beurteilung kurzfristiger Entscheidungen werden ausschließlich variable Einzelkosten auf die Kostenträger verteilt. Diese Art der Teilkostenrechnung ist allerdings für mittel- bis langfristige Fragestellung nur bedingt geeignet, da dann eine Deckung der gesamten Einzelkosten und der Fixkosten von Bedeutung ist.

5.4.4 Prozesskostenrechnung

Die Prozesskostenrechnung¹³ ist Mitte der 80er Jahre entwickelt worden, um die enorm gestiegenen fixen Kosten und Gemeinkosten verursachungsgerechter auf die Kostenträger zuzurechnen (siehe nachstehende Abbildung). Diese Kosten werden bei der Vollkostenrechnung über Zuschläge verrechnet. Die dabei automatisch auftretenden Ungenauigkeiten wirken sich um so stärker aus, je größer der relative Unterschied zwischen Bezugsbasis und Zuschlagssatz ist. Zuschlagssätze von mehreren 100% bergen das Risiko,

¹² Im Direct Costing werden variable Gemeinkosten den Kostenträgern direkt zugerechnet.

¹³ In der angelsächsischen Literatur wird von Activity Based Costing (ABC) gesprochen.

dass wahre Kostenstrukturen nicht richtig erkannt werden (vgl. REMER 1997, S. 26).

Der Anstieg der Gemeinkosten ist durch die Veränderungen der Produktionsbedingungen zu erklären, die eine Verschiebung der Kosten vom direkten zum indirekten Bereich bedingen (vgl. MÜLLER 1992, S. 51). Durch die fortschreitende Automatisierung wird Arbeit durch Kapital ersetzt. Infolgedessen findet eine Verschiebung von Einzel- zu Gemeinkosten (Verstärkung der indirekten Tätigkeiten wie Arbeitsvorbereitung und Produktionsplanung) und von variablen zu fixen Kosten (verstärkte Anlageabschreibungen statt variable Lohneinzelkosten) statt.

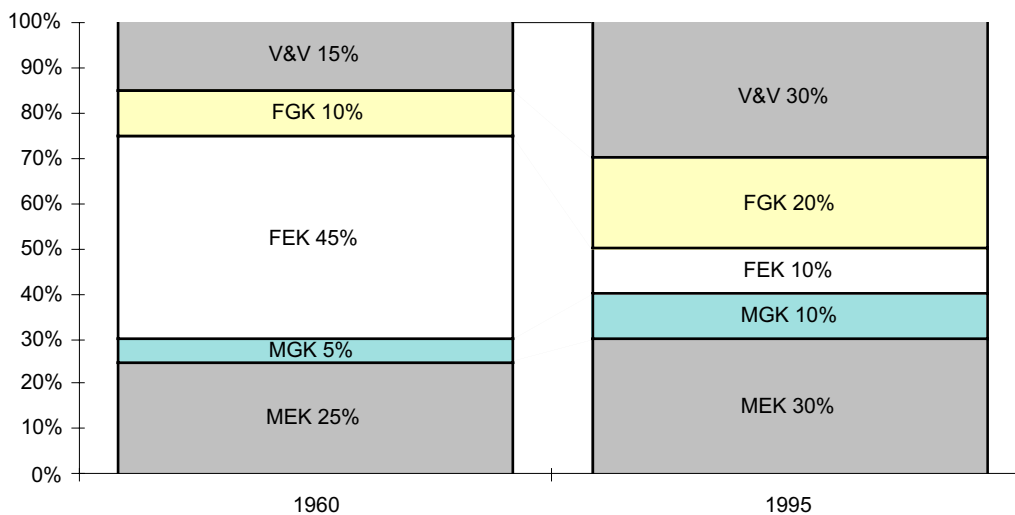


Abbildung 5.4: Entwicklung der Kostenstruktur in deutschen Industriebetrieben (vgl. Remer 1997, S. 17)
 Legende: V&V: Verwaltung und Vertrieb, FGK: Fertigungsgemeinkosten, FEK: Fertigungseinzelkosten, MGK: Materialgemeinkosten, MEK: Materialeinzelkosten

Die Prozesskostenrechnung hat zum Ziel, Gemeinkosten leistungsorientiert auf die verursachenden Prozesse zuzurechnen. Ein Prozess ist dabei die Zusammenfassung logisch zusammenhängender Arbeitsschritte (Tätigkeiten), die einen bestimmten Input (z.B. seitens Lieferanten, Kunden, Mitarbeitende) in einen bestimmten Output (v.a. für Kunden, aber auch intern für andere Mitarbeitende oder Abteilungen) transferieren. Eine Tätigkeit umfasst den produktionsfaktorverzehrenden Arbeitsvorgang eines Mitarbeitenden in einem Prozess (vgl. PINNEKAMP 1993, S. 330 ff.).

Die Maßgröße zur Quantifizierung der Anzahl der Prozessdurchführungen für einen bestimmten Output wird als Kostentreiber (cost driver) bezeichnet.

Er stellt das Mengengerüst für die prozessorientierte Gemeinkostenverrechnung dar. Die Ermittlung eines Kostentreibers ist allerdings nur für solche Prozesse möglich, die sich auch tatsächlich zu der zu erbringenden Arbeitsmenge variabel verhalten, wie dies bei repetitiven Tätigkeiten der Fall ist. Man spricht dann von leistungsmengeninduzierten Prozessen (Imi) (z.B. „Ware prüfen“ ist abhängig von der Anzahl der Warensendungen). Leistungsmengenneutrale Prozesse (Imn) hingegen fallen unabhängig von der Arbeitsmenge an, sind aber mittelbar abhängig vom Prozess und dienen der Unterstützung von Imi Prozessen (z.B. „Abteilung leiten“). Ihre Kosten stellen eine Art „Grundlast“ dar und werden in sog. Kosten-Pools gesammelt und en bloc verrechnet. Prozessunabhängige Verrichtungen (pua) bestehen weder aus repetitiven noch aus prozessbezogenen Tätigkeiten (z.B. Kantine). Die entstehenden Kosten werden ebenfalls über Kosten-Pools verrechnet (vgl. REMER 1997, S. 43).

Als Prozessmenge wird die zu einem Kostentreiber gehörende messbare Leistung bezeichnet. Zur kostenmäßigen Bewertung der einzelnen Teilprozesse wird ein Prozesskostensatz ermittelt, der sich aus dem Quotient der angefallenen Prozesskosten in einer Periode und der dabei erstellten Prozessmenge des Kostentreibers ergibt. Bspw. wird der Teilprozess „Bestellungen durchführen“ durch den Kostentreiber „Anzahl der Bestellungen“ abgebildet. Wurden nun 220.000 DM als jährliche Kosten für diesen Prozess ermittelt, die bei der Durchführung von 12.000 Bestellvorgängen entstanden sind, so errechnet sich der Prozesskostensatz aus dem Quotienten der Prozesskosten und der Anzahl der bearbeiteten Bestellungen zu $220.000 \text{ DM} / 12.000 \text{ Bestellungen} = 18,33 \text{ DM je Bestellung}$ (vgl. REMER 1997, S. 52 ff.).

Die Prozesskostenrechnung ist kein grundsätzlich neues Verfahren der Kostenrechnung. Es ist vielmehr eine an die Veränderung der Fertigungstechnologien und -abläufe angepasste, systematische Weiterentwicklung der Grenzplankostenrechnung (siehe [Kap. 5.4.5](#)) in dem Sinne, als dass der Anstieg des Gemeinkostenblocks des indirekten Leistungsbereichs eine Verfeinerung der Zurechnung dieser Kosten erfordert (vgl. MÜLLER 1992, S. 70 f.). Die Prozesskostenrechnung bedient sich der traditionellen Kostenarten-, Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung, die Verrechnung der Gemeinkosten erfolgt aber auf Basis der ermittelten Kostentreiber.

5.4.5 Plankostenrechnung

Von einer Plankostenrechnung wird dann gesprochen, wenn Kosten für eine bestimmte Planungsperiode im voraus festgelegt werden. Im Gegensatz zur Istkostenrechnung, die ausschließlich tatsächlich angefallene Kosten berücksichtigt, und zur Normalkostenrechnung, die mit Durchschnittswerten vergangener Perioden rechnet, werden die Kosten in der Plankostenrech-

nung aus der betrieblichen Planung abgeleitet (vgl. DÄUMLER/GRABE 1995, S. 23).

Die Plankostenrechnung kann auf Vollkosten-, Teilkosten- oder Prozesskostenbasis durchgeführt werden kann. Dabei wird der Güterverbrauch für zukünftige Zeiträume festgelegt und später dem realisierten Güterverbrauch gegenübergestellt. Die Plankostenrechnung kann somit eine Istkostenrechnung keinesfalls ersetzen, da die geplanten Werte mit den tatsächlich angefallenen Kosten im Rahmen einer Abweichungsanalyse abgeglichen werden müssen (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 19).

Ziel der Plankostenrechnung ist die Ermittlung der Wirtschaftlichkeit der Leistungserstellung. Dies kann grundsätzlich auch im Rahmen einer Istkostenrechnung geschehen, indem Kosten vergangener Perioden einander gegenübergestellt werden (Zeitvergleich) oder ähnlich strukturierte Betriebe auf Basis der Istkosten verglichen werden (Betriebsvergleich). Allerdings fehlt beim Rechnen mit Istkosten ein objektiver Maßstab für den erreichten Wirtschaftlichkeitsgrad, da im Ernstfall „Unproduktivität mit Unproduktivität“ verglichen wird (vgl. DÄUMLER/GRABE 1993, S. 65 ff.). Besser eignet sich daher ein Soll/Ist-Vergleich, in dem geplante Kosten den tatsächlich realisierten Kosten gegenübergestellt werden (vgl. MOEWS 1996, S. 259).

Bei der Plankostenrechnung wird zwischen starrer und flexibler Plankostenrechnung unterschieden. Bei der starren Plankostenrechnung werden für eine Planbeschäftigung die entsprechenden Planeinzel- und Plangemeinkosten festgelegt. Durch Division der Plankosten mit der Planbeschäftigung erhält man den Plankostenverrechnungssatz. Dieser Kostensatz wird mit den verschiedenen Istbeschäftigungen multipliziert, um die Plankosten zu den jeweiligen Istbeschäftigungen zu erhalten. Diese Plankosten werden abschließend mit den tatsächlich angefallenen Kosten verglichen (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 20.).

In der flexiblen Plankostenrechnung werden verschiedene Kosteneinflussgrößen berücksichtigt. Dafür werden die Plankosten in ihre fixen und variablen Anteile zerlegt. Dies ermöglicht eine Kostenkontrolle der Kostenstellen, da dadurch die reale Kostenentwicklung bei unterschiedlichen Beschäftigungsgraden abgebildet wird: Bei einer geringeren Beschäftigung als der Planbeschäftigung verringern sich nur die variablen Kosten, die Fixkosten können aber nicht abgebaut werden. Umgekehrt bleiben bei einer höheren Beschäftigung die Fixkosten konstant, es erhöhen sich nur die variablen Kosten (vgl. DÄUMLER/GRABE 1995, S. 88).

Große Bedeutung hat die Grenzplankostenrechnung als Kombination von Plankosten- und Teilkostenrechnung, in der die Kostenträger lediglich mit den variablen Plankosten belastet werden. Die fixen Plankosten werden hin-

gegen direkt in die Planergebnisrechnung übernommen. Dadurch ist die Ermittlung von Plankosten bei schwankender Beschäftigung möglich, die im Soll/Ist-Vergleich den Istkosten gegenübergestellt werden (vgl. MOEWS 1996, S. 266).

5.4.6 Eignung für Stoffstromanalysen

Die grundsätzliche Kritik an den einzelnen Kostenrechnungssystemen gilt auch in bezug auf die Eignung als Basis einer Umweltkostenrechnung. Die Vollkostenrechnung ist dadurch gekennzeichnet, dass alle anfallenden Kosten auf die Kostenträger verteilt werden (Überwälzprinzip). Indem der Stückerfolg pro ausgebrachter Leistung ermittelt wird, erfolgt eine fiktive Proportionalisierung der Fixkosten (vgl. PLINKE 1989, S. 34 f.), wodurch Vollkosten immer Durchschnittswerte für die Leistungseinheiten in einer bestimmten Situation liefern (vgl. MOEWS, S. 201). Als Basis für betriebliche Entscheidungen, die vorherrschende Rahmenbedingungen bezüglich Produktionsprogramm und ausgebrachter Leistungsmenge ändern, ist die Vollkostenrechnung ungeeignet, da der auf Durchschnittswerten basierende Stückgewinn für die veränderten Rahmenbedingungen keine Aussagekraft mehr besitzt.¹⁴

Auch dadurch, dass es „keinen Gemeinkostenschlüssel (gibt), für den man sachlich einwandfrei begründen könnte, dass er der allein richtige ist“ (HUMMEL, MÄNNEL (1983), S. 24), ist die Vollkostenrechnung für die Vorbereitung und Kontrolle unternehmerischer Entscheidungen kaum geeignet (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 15 f.). Durch eine nicht verursachungsgerechte Zurechnung der Gemeinkosten kann es zu einer Quersubventionierung von Produkten kommen, indem vermeintlich ertragreichen Produkten nicht alle Kosten zugerechnet werden, die dann von den anderen Produkten getragen werden müssen, so dass diese weniger ertragreich erscheinen, als sie es in Wirklichkeit sind.

Um in einem ökologisch-ökonomischen Informationssystem eingesetzt zu werden, das den betrieblichen Stoffströmen Kostengrößen zuweist, ist die Vollkostenrechnung aufgrund der fiktiven Proportionalisierung der Fixkosten und der pauschalen Gemeinkostenverrechnung nur bedingt geeignet, da Stoffströme und deren Behandlung ihrer Natur nach überwiegend variable Kosten repräsentieren. Die durch die Fixkosten repräsentierten Stoffströme sind in der Regel in Form der betrieblichen Infrastruktur langfristig gebunden und daher für die Mehrzahl der betrieblichen Entscheidungen irrelevant.

¹⁴ Fixe Kosten fallen auch bei einer Beschäftigung von Null an. Durch die fiktive Proportionalisierung liefert die Vollkostenrechnung dieses Ergebnis jedoch nicht.

Das Direct Costing mit summarischer oder stufenweiser Fixkostendeckung ist aufgrund der hohen Beschäftigungsabhängigkeit der Stoffströme eher geeignet, eine erhöhte Kostentransparenz zu schaffen. Dasselbe gilt für die gestufte Einzelkostenrechnung, da hier eine Verteilung jeglicher Gemeinkosten verzichtet wird.

Auch wenn die Prozesskostenrechnung sich stark auf die Gemeinkosten konzentriert, die aus Stoffstromsicht eine untergeordnete Rolle spielen, so ist die Prozesskostenrechnung von ihrer Anlage her dennoch geeignet, in Verbindung mit Stoffstrombetrachtungen eingesetzt zu werden. Der Grund hierfür liegt in dem Prozessgedanken, der in hohem Maße kompatibel mit Stoffstrombetrachtungen ist. So stellen FICHTER ET AL. fest, dass sich eine moderne Umweltkostenrechnung an den neueren Entwicklungen, insbesondere der Prozesskostenrechnung, orientieren sollte (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 32). Die Forderung ist auch insoweit zu unterstützen, als dass bei der Anwendung der Prozesskostenrechnung die gesamte Prozesskette des Unternehmens mit ihren wechselseitigen Abhängigkeiten bekannt sein muss. Diese Kenntnisse sind auch im Rahmen der Umweltkostenrechnung von Bedeutung, um Kostensenkungspotenziale aufzuspüren. Allerdings kritisiert SEICHT, dass die Prozesskostenrechnung eine Genauigkeit suggeriert, die sie jedoch nicht hat, da auch hier leistungsmengenneutrale und prozessunabhängige Kosten auf herkömmlichen Wege über Kostenpools verrechnet werden (vgl. SEICHT 1995, S. 560).

6 Bestehende Konzepte der Umweltkostenrechnung

Die Umweltkostenrechnung stellt den Versuch dar, ökologische Aspekte in das betriebliche Rechnungswesen zu integrieren, um deren Berücksichtigung bei Entscheidungen zu ermöglichen. In der Vergangenheit wurden dafür eine Reihe verschiedener Konzepte entwickelt, die sich in fünf verschiedene Ansätze unterteilen lassen:

1. Konzepte des rein ökonomischen Ansatzes
2. Konzepte des erweiterten ökonomischen Ansatzes
3. Konzepte des rein ökologischen Ansatzes
4. Konzepte des integrierten ökonomisch-ökologischen Ansatzes
5. Konzepte des systemweiten ökonomisch-ökologischen Ansatzes

Die verschiedenen Ansätze unterscheiden sich hinsichtlich der zugrunde gelegten Systemgrenzen, d.h., dass innerhalb des gewählten Ansatzes bestimmte Fragestellungen in der Betrachtung mit berücksichtigt oder ausgeblendet werden (siehe nachfolgende Tabelle). Diese Gliederung unterscheidet sich daher von der gängigen Einteilung der Umweltkostenrechnungskonzepte auf Basis des zugrunde liegenden Kostenrechnungssystems (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 35). Der Grund für die abweichende Einteilung ist darin zu sehen, dass hierdurch die unterschiedliche Aussagekraft der Konzepte besser zu erfassen ist.

Ansatz	Systemgrenze ökonomisch	Systemgrenze ökologisch/stofflich	Umweltkostenrechnungs-Konzept (Beispiele)
Rein ökonomischer Ansatz	auf das Unternehmen begrenzt	keine Berücksichtigung ökologischer Aspekte	<ul style="list-style-type: none"> • Kostenermittlung der Emissionsminderung nach VDI 3800 • Integration von Umwelt(schutz)-kosten in herkömmliche Kostenrechnungssysteme
Erweiterter ökonomischer Ansatz	Unternehmen, im Einzelfall die gesamte Volkswirtschaft	keine, da nur monetäre Bewertung bekannter Umweltwirkungen	<ul style="list-style-type: none"> • Ökologische Kostenrechnung • Full Cost Accounting • Life Cycle Costing
Rein ökologischer Ansatz	keine Berücksichtigung ökonomischer Aspekte	Unternehmen, im Einzelfall die gesamte Produktlinie	<ul style="list-style-type: none"> • Ökologische Buchhaltung • Instrumente des betrieblichen Umweltschutzes
Integrierter ökonomischer und ökologischer Ansatz	auf das Unternehmen begrenzt	auf das Unternehmen begrenzt	<ul style="list-style-type: none"> • Reststoffkostenrechnung • Stoff- und energieflossorientierte Kostenrechnung
Systemweiter ökonomischer und ökologischer Ansatz	entscheidungsrelevante Kosten im Unternehmen	lebenszyklusweit	<ul style="list-style-type: none"> • Ressourceneffizienz-Rechnung

Tabelle 6.1: Übersicht über die vorgestellten Konzepte und ihre Zuordnung zu verschiedenen Ansätzen.

6.1 Rein ökonomischer Ansatz

Der rein ökonomische Ansatz zielt darauf ab, umweltschutzinduzierte Kosten zu erfassen und getrennt auszuweisen. Die Konzepte dieses Ansatzes wurden vor dem Hintergrund entwickelt, dass Kosten von Anlagen, die dem Umweltschutz dienen, in der Vergangenheit ständig an Bedeutung zugenommen haben. Diese Kosten sollen im Rahmen einer getrennten Erfassung und Ausweisung sichtbar gemacht werden. Da dieser Ansatz ausschließlich auf der Erfassung von Kosten und deren Zurechnung beruht, werden ökologische Konsequenzen von betrieblichen Entscheidungen nicht mit in das unternehmerische Entscheidungskalkül einbezogen.

6.1.1 Kostenermittlung der Emissionsminderung nach der VDI-Richtlinie 3800

Die „Kostenermittlung der Emissionsminderung“ nach der VDI-Richtlinie 3800 erfasst alle Kosten, die aus „Maßnahmen zur Verminderung, Vermeidung und Überwachung von Emissionen und Immissionen einschließlich produktbezogener Maßnahmen“ resultieren (vgl. VDI 1979, S. 3). Dadurch

soll eine Hilfestellung für die Kostenermittlung von Maßnahmen zur Einhaltung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) gegeben werden, um verschiedene Umweltschutzmaßnahmen auf der Basis ihrer Kosten vergleichbar zu machen. Die Richtlinie kann auch dazu verwendet werden, die wirtschaftliche Vertretbarkeit von Maßnahmen zur Emissionsminderung nach § 17, Absatz 1 und 2, BImSchG zu beurteilen (vgl. VDI 1979, S. 2).

Als Kosten werden in diesem Konzept „Vollkosten je Abrechnungszeitraum, d.h. einschließlich Abschreibungen, kalkulatorischen Zinsen usw. (gleich Gesamtkosten pro Periode) verstanden.“ (VDI 1979, S. 9). Die Richtlinie unterscheidet zwischen Kostenermittlung in der Projektierungsphase und bei installierten Anlagen sowie zwischen nachgeschalteten und integrierten Techniken. Allerdings werden dabei keine genaueren Vorgaben gemacht, wie der Umweltschutzanteil bei integrierten Anlagen ermittelt werden soll. Es wird lediglich eine Aufteilung der Kosten „in vertretbarer Weise“ erwähnt (vgl. VDI 1979, S. 7).

Anhand dieses Konzepts können auf Unternehmensebene die durch Umweltschutzauflagen induzierten Kosten innerhalb einer Sonderrechnung transparenter gemacht werden (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 38 ff.). Durch die einheitliche Erhebung der Kosten für die Emissionsminderung können Unternehmensvergleiche, Branchenvergleiche oder Zeitvergleiche angestellt werden. Informationen zur daraus resultierenden Umweltentlastung (z.B. Art und Umfang der Emissionsminderung) werden aber nicht gegeben.

6.1.2 Integration von Umwelt(schutz)kosten in herkömmliche Kostenrechnungssysteme

Die steigenden Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen haben verschiedene Autoren dazu veranlasst, betriebliche Kostenrechnungssysteme dahingehend zu erweitern, dass „Umwelt(schutz)kosten“¹⁵ besser erfasst, zugeordnet und kontrolliert werden können.

Im Konzept der „*Ermittlung der Umweltschutzkosten auf Vollkostenbasis*“ sind Umweltkosten „der durch Maßnahmen im Zusammenhang mit dem Umweltschutz verursachte, bewertete Güter- und Leistungsverzehr“ (Definition des Bundesverbandes der deutschen Industrie BDI (vgl. STÖLZLE 1990, S. 380). Andere Autoren lehnen sich an die Definition der VDI-Richtlinie 3800 an, die inhaltlich der BDI-Definition entspricht. Beide Definitionen stellen damit in erster Linie auf Kosten für den nachsorgenden Umweltschutz

¹⁵ Die Begriffe „Umweltkosten“ und „Umweltschutzkosten“ werden in den verschiedenen Konzepten nicht exakt voneinander abgegrenzt bzw. synonym verwendet, so dass sie hier als „Umwelt(schutz)kosten“ zusammengefasst werden.

ab. Diese Kosten werden hier im Rahmen einer konventionellen Vollkostenrechnung reinen und gemischten Umweltschutzkostenstellen zugewiesen und anschließend auf die Kostenträger umgelegt. Eine große Schwierigkeit besteht darin, den „Umweltschutzanteil“ bei Anlagen zu ermitteln, die auch anderen Aufgaben als dem Umweltschutz dienen (integrierter Umweltschutz). Aufgrund der hier vorliegenden Definition von „Umweltkosten“ erfasst dieses Konzept vorrangig die Kosten des nachsorgenden Umweltschutzes. Da diese Kosten im Rahmen der Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung den jeweiligen Produkten zugerechnet werden, ist es also möglich, den Anteil der Umweltschutzkosten an den Selbstkosten eines Produkts zu ermitteln (vgl. HAASIS 1992, S. 122).

Daneben wurden weitere Konzepte entwickelt, die Umwelt(schutz)kosten im Rahmen der Teilkostenrechnung erfassen. In der „*Umweltschutzorientierten Kostenrechnung*“ werden, mit dem Verweis auf die bessere Tauglichkeit der Teilkostenrechnung für kurzfristige Planungen, die beschäftigungsvariablen Umweltschutzkosten getrennt erfasst und im Rahmen der Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung den Produkten zugerechnet (vgl. ROTH 1992, S. 107 ff.). Fixe Umweltschutzkosten werden hingegen direkt in das Betriebsergebnis übernommen. Aufgrund des großen Fixkostenanteils von Umweltschutzkosten ist es sinnvoll, die beschäftigungsunabhängigen Kosten zumindest in einer mehrstufigen Deckungsbeitragsrechnung schrittweise den Kostenträgern zuzurechnen, um eine gewisse Kostentransparenz zu gewährleisten („*Umweltkostenrechnung als mehrstufige Deckungsbeitragsrechnung*“) (vgl. SCHREINER 1996, zit. nach FICHTER ET AL. 1997, S. 54 ff.). Eine verbesserte Zurechnung des hohen Gemeinkostenanteils von Umwelt(schutz)kosten soll im Rahmen der „*Umweltkostenrechnung als Activity-Based Costing* (Prozesskostenrechnung) erreicht werden. Hier werden für jeden Prozess fixe und variable Umwelt(schutz)kosten ermittelt. Variable Umwelt(schutz)kosten können direkt auf die ausgebrachte Leistungsmenge bezogen werden, die fixen Anteile werden über Prozesskostensätze verrechnet (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 60 ff.).

6.1.3 Kritische Würdigung des rein ökonomischen Ansatzes

Die Konzepte des rein ökonomischen Ansatzes beschäftigen sich mit der Erfassung von Umwelt(schutz)kosten und der Einrichtung von Umwelt(schutz)kostenstellen. Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass dadurch eine verursachungsgerechtere Zuordnung von Umwelt(schutz)kosten möglich wird und diese Kosten nicht mehr pauschal in Gemeinkostenblöcken „versinken“ und sich der Kontrolle und Optimierungsüberlegungen entziehen. Zudem lässt sich damit ein Kostenvergleich für verschiedene Anlagen, die dem Umweltschutz dienen, anstellen.

Aufgrund der zugrunde liegenden Definition von Umwelt(schutz)kosten beruhen diese Konzepte aber auf einer nachträglichen Erfassung von Kosten für „End-of-pipe-Lösungen“ und haben somit eher statistischen Charakter. Auf die Problematik, wie Kosten des integrierten Umweltschutzes erfasst werden können, wird nur am Rande eingegangen, so dass diese Fragestellung nicht befriedigend beantwortet werden kann. Von manchen Autoren wird gar bezweifelt, dass eine sachliche Abgrenzung von Umwelt(schutz)kosten und nicht umweltschutzinduzierten Kosten überhaupt objektiv durchgeführt werden kann (vgl. SPENGLER 1998, S. 84 f.). Dadurch werden integrierte Umweltschutzmaßnahmen aus der Betrachtung ausgeblendet, obwohl sie oft die günstigere und effektivere Alternative darstellen.

Da Umwelt(schutz)kosten im Sinne des rein ökonomischen Ansatzes zu einem großen Teil beschäftigungsunabhängig sind (vgl. MÜLLER 1993, S. 119), ist eine Verrechnung auf Vollkostenbasis mit den allgemeinen Nachteilen der Vollkostenrechnung (vor allem der künstlichen Proportionalisierung der Fixkosten) behaftet,¹⁶ so dass im Rahmen der kurzfristigen Entscheidungsfindung eine stufenweise Fixkostendeckung im Regelfalle vorzuziehen ist.

Als entscheidungsorientiertes Informationsinstrument des offensiven Umweltmanagements sind die Konzepte dieses Ansatzes weitgehend ungeeignet, da die Daten vergangenheitsorientiert sind und keine Information über ökologische Konsequenzen von Entscheidungen liefern. Vielmehr ist das Herausrechnen umweltschutzbedingter Kosten aus vorhandenem Datenmaterial der Kostenrechnung Kennzeichen einer defensiven Umweltstrategie (vgl. MÜLLER 1993, S. 111), da Umweltschutzmaßnahmen ausschließlich als Kostentreiber dargestellt werden und die Nicht- bzw. Minimalerfüllung von Umweltschutzauflagen als kostenmäßig beste Alternative erscheint. Die Gleichung Umweltschutz = höhere Kosten = Wettbewerbsnachteile verstellt den Blick auf das hohe Kostensenkungspotenzial durch umweltorientiertes Wirtschaften, so dass diese Konzepte sogar schlimmstenfalls im Sinne einer das Umweltmanagement unterstützenden Funktion kontraproduktiv wirken.

6.2 Erweiterter ökonomischer Ansatz

Die Konzepte des erweiterten ökonomischen Ansatzes fokussieren ebenfalls auf ökonomische Aspekte des Umweltschutzes. Allerdings wird hier der Bezugsrahmen der Kostenrechnung über das Werkstor hinaus erweitert, indem versucht wird, externe Kosten in die Preisgestaltung einzurechnen bzw. bei unternehmerischen Entscheidungen zu berücksichtigen. Externe Kosten

¹⁶ Dasselbe gilt für eine Teilkostenrechnung mit summarischer Fixkostendeckung.

werden dabei innerhalb der einzelnen Konzepte unterschiedlich definiert. Sie drücken jedoch Kosten aus, die Dritten durch die Unternehmensaktivitäten entstehen, von den Unternehmen jedoch selbst nicht getragen werden.

6.2.1 Ökologieorientierte Kostenrechnung

Die „*Ökologieorientierte Kostenrechnung*“ stellt nach ROTH eine Erweiterung der umweltschutzorientierten Kostenrechnung dar (vgl. ROTH 1992, S. 73). In der ökologieorientierten Kostenrechnung werden externe betriebliche Umweltbelastungskosten definiert als „externe Kosten der Unternehmenstätigkeit im Sinne der durch die Unternehmung verursachten Umweltbelastungen, die noch nicht internalisiert, also noch nicht zu Lasten des Verursachers vermieden, reduziert, beseitigt oder verwertet worden sind und demzufolge auch noch nicht in der betrieblichen Kostenrechnung Berücksichtigung gefunden haben (...).“ (ROTH 1992, S. 162). Als relevante Umweltbelastungen werden hier Belastungen angesehen, die gesetzlichen Grenzwerten unterliegen. Die ermittelten externen Umweltkosten werden dann im Rahmen der Teilkostenrechnung verrechnet. Aufgrund der Definition umfassen externe Kosten hier nur Kosten, die noch nicht internalisiert wurden („potenzielle Vermeidungskosten“), und somit nicht alle Kosten, die der Gesellschaft durch die Unternehmensaktivität entstehen (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 96).

Ein ähnliches Konzept ist die „*Umweltkostenrechnung auf Basis einer flexiblen Plankostenrechnung*“ nach PIRO (vgl. PIRO 1994). Dort werden Umweltkosten allerdings genau definiert und von Umweltschutzkosten und ökologischen Kosten abgegrenzt: „Umweltkosten sind gesamtwirtschaftliche Kosten, die alle Kostenarten umfassend der Gesamtgesellschaft durch Umweltinanspruchnahme bzw. Umweltbelastung entstehen.“ (PIRO 1994, S. 35). Derjenige Teil dieser Kosten, der durch öffentliche Abgaben, Erfüllung gesetzlicher Umweltauflagen oder Haftungsansprüche Dritter internalisiert wird, d.h. vom Unternehmen zu tragen ist, wird Umweltschutzkosten genannt. Durch freiwillige Umweltschutzmaßnahmen verursachungsgerecht internalisierte Umweltkosten werden als ökologische Kosten bezeichnet (vgl. PIRO 1994, S. 35). PIRO schlägt vor, Umweltschutzkosten und ökologische Kosten im Rahmen einer flexiblen Plankostenrechnung zu verrechnen (vgl. PIRO 1994, S. 72), Umweltschutzmaßnahmen jedoch in einer ökologieorientierten Kosten-Nutzen-Analyse unter Berücksichtigung von Umweltkosten zu bewerten (vgl. PIRO 1994, S. 60).

6.2.2 Life-Cycle Costing

„Life-Cycle Costing“ (LCC) ist ein amerikanisches Konzept der Umweltkostenrechnung¹⁷. Es wurde ursprünglich vom US Department of Defence für die Beschaffung von Wehrmaterial entwickelt, nachdem sich herausstellte, dass sich höhere Beschaffungskosten von Equipment oft im Laufe der Nutzungsphase amortisieren können, bzw. andersherum billiger beschafftes Material lebenszyklusweit höhere Kosten verursacht (vgl. ECES 1997, S. 27). Inzwischen wurde dieses Konzept von einigen amerikanischen Unternehmen übernommen, so dass es heutzutage eine Vielzahl von verschiedenen Ausprägungen dieses Konzepts gibt (vgl. KUHNDT 1998, S. 96).

Life-Cycle Costing berücksichtigt alle Kosten eines Produkts oder eines Systems über den gesamten Lebenszyklus, d.h. von Entwicklungs- und Herstellkosten über Kosten der Nutzungsphase bis zu Recycling- und Entsorgungskosten. Die US Environmental Protection Agency (EPA) unterscheidet verschiedene Arten von Kosten und Erträgen mit Umweltrelevanz (siehe nachfolgende Tabelle), gibt jedoch weder Hinweis darauf, welche Arten von Kosten bzw. Erträgen im Rahmen des LLC einzurechnen sind, noch eine einheitliche Methodik bzgl. der Art der Verrechnung vor (vgl. EPA 1995, S. 7 ff.).

Kosten/Ertragsart	Definition
Direkte Kosten	Kosten, die den jeweiligen Prozessen zugerechnet werden können (Fertigungsmaterial, Löhne, Abfallentsorgung, etc.)
Indirekte Kosten	Kosten im Zusammenhang mit Erfüllung zukünftiger Auflagen und Ansprüche (Personenschaden, Altlastenbeseitigung, etc.), Arbeitsschutz, Produktionsausfall durch Begrenzung von Emissionen.
Indirekte Erträge	Steigerung des Marktanteils durch verbessertes Image
Externe Kosten und Erträge	Beinhalten Kosten (bzw. Erträge) durch Veränderungen der regionalen und globalen Umweltsituation (Abbau der Ozonschicht, Treibhauseffekt, etc.) die nicht direkt von der Industrie getragen werden (bzw. zugute kommen).

Tabelle 6.2: Definitionen der im Life-Cycle Costing relevanten Kosten und Erträge (vgl. EPA 1995, S. 7 ff.)

Grundsätzlich werden im Life-Cycle Costing alle kostenverursachenden Prozesse im Laufe des Lebenszyklus und die entsprechenden Kosten ermittelt.

¹⁷ Im deutschen wird dieses Konzept als „Lebenszyklusorientierte Kostenrechnung“ bezeichnet.

Die Lebenszykluskosten erhält man dann durch Kumulation dieser Kosten. Problematisch ist dabei die Abschätzung zukünftig zu erwartender Kosten bei langlebigen Gütern sowie die Bestimmung externer Kosten bzw. Erträge, die in manchen LCC-Konzepten eingerechnet werden (vgl. ECES 1997, S. 27).

6.2.3 Full Cost Accounting

Das Konzept des „*Full Cost Accounting*“¹⁸, das bei dem Kanadischen Energieunternehmen Ontario Hydro zum Einsatz kommt, geht in der Definition der externen Kosten wesentlich weiter. Externe Effekte werden hier nicht nur als potenzielle Vermeidungskosten verstanden, sondern als volkswirtschaftliche Schäden, deren Beseitigung bisher von Dritten getragen wird. Eine Internalisierung externer Kosten hat das langfristige Ziel, externe Effekte bei Planungen und Entscheidungen zu berücksichtigen (vgl. HOWES ET AL. 1998, S. 232). Dabei werden bestimmten Wirkungskategorien (Sterblichkeit, Krankheitsfolgen, Krebsfälle, Ernteauffälle und Gebäudeschäden) entsprechende Belastungsindikatoren zugewiesen und monetär bewertet (siehe folgende Tabelle) (vgl. EPA 1996 und FICHTER ET AL. 1997, S. 104 ff.).

¹⁸ Nicht zu verwechseln mit dem deutschen Begriff „Vollkostenrechnung“.

Effekte	Verursachende Schadstoffe	Wert pro Einheit in kanadischen Dollar (\$)	Monetarisierte Effekte	
			Millionen Kanadische Dollar (\$) 1992	Cents pro Kilowatt
Statistische Sterblichkeit	SO ₂ , SO ₄ , O ₃ , NO ₃	4 725 600	21,40	0,088
Krankheitsfolgen	SO ₂ , SO ₄ , O ₃ , NO ₃ , TSP	44 700	50,83	0,210
Krebsfälle	Spurenmetalle	408 397	9,53	0,039
Ernteaufälle	O ₃	nicht verfügbar	8,32	0,034
Gebäudeschäden	SO ₂	nicht verfügbar	5,70	0,024
Gesamt			95,79	0,395

Tabelle 6.3: Monetarisierung externer Effekte der Stromerzeugung auf Basis fossiler Brennstoffe (Ontario Hydro) (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 108)

Bei der Stromerzeugung auf Basis fossiler Brennstoffe werden als Belastungsindikatoren für die statistische Sterblichkeit bspw. die Schadstoffe SO₂, SO₄, O₃, und NO₃ angenommen. Pro Einheit (also Todesfall) wird hier ein volkswirtschaftlicher Schaden von 4.725.600 kanadischen Dollar angesetzt (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 108). Diese Summe wird mit der Zahl der auf diese Luftschadstoffe zurückgeführten Todesfälle multipliziert, so dass man den gesamten volkswirtschaftlichen Schaden dieser Belastungsindikatoren erhält. Aus dem Anteil der von Ontario Hydro verursachten Emissionen dieser Schadstoffe am Gesamtausstoß der kanadischen Wirtschaft ergeben sich für das Unternehmen externe Kosten von 21,4 Millionen kanadischen Dollar pro Jahr, was 0,088 Cents pro Kilowattstunden entspricht. Die externen Effekte der anderen Wirkungskategorien (Krankheitsfolgen, Krebsfälle, Ernteaufälle und Gebäudeschäden) werden analog berechnet. Als Summe aller monetarisierten Effekte ergibt sich aus dieser Rechnung ein von Ontario Hydro verursachter volkswirtschaftlicher Schaden von 95,79 Millionen kanadischen Dollar oder 0,395 Cents pro Kilowattstunde, der bisher von Dritten und nicht vom Unternehmen selbst getragen wird (vgl. EPA 1996, S. 33).

Ontario Hydro weist allerdings darauf hin, dass das Konzept des Full Cost Accounting kein isoliertes Entscheidungsinstrument darstellt, sondern vielmehr eines von mehreren betrieblichen Informations- und Bewertungsinstrumenten ist. Full Cost Accounting wird bisher nicht für die externe Berichterstattung oder die Preiskalkulation eingesetzt.

6.2.4 Kritische Würdigung des erweiterten ökonomischen Ansatzes

Ausgangsbasis für die Entwicklung der Konzepte des erweiterten ökonomischen Ansatzes ist die Einschätzung, dass heutige Preise nicht die „ökologische Wahrheit“ sagen (vgl. WEIZSÄCKER ET AL. 1996, S. 214 f.), d.h. dass die Kosten von Umweltschäden, die ein Produkt verursacht, nicht in seinem Preis enthalten sind. Diese Kosten werden in der Regel von der Allgemeinheit getragen oder sind bisher noch nicht bewertet wurden, da die Schäden noch nicht beseitigt wurden. Die diesbezüglich mangelhafte Aussagekraft von Produktpreisen ist in der Tatsache begründet, dass Preise kurzfristig gebildet werden, Umweltgüter sich jedoch langfristig verknappen (vgl. MÜLLER 1993, S. 19), wodurch letztendlich Preise erst dann steigen, „wenn es schon zu spät ist“. Deshalb schlagen die o.g. Konzepte vor, externe Kosten antizipativ in die Unternehmensrechnung mit einzubeziehen.

Die Internalisierung externer Effekte ist als umfassender Versuch zu werten, die vom Unternehmen ausgehenden Kosten nach dem Verursacherprinzip in die Unternehmensrechnung zu internalisieren. Da davon auszugehen ist, dass ein Teil der externen Kosten in der Zukunft durch die Veränderung ökonomischer Rahmenbedingungen den Unternehmen angelastet wird, werden potenzielle Zusatzkosten frühzeitig berücksichtigt.

So bestechend der Gedanke der Internalisierung auch ist, er stößt dennoch auf unüberwindliche methodische Probleme. Erstens müssten hierfür die gesamten, über den Lebensweg eines Produktes entstehenden Umwelteinflüsse (Inputs, Emissionen, Immissionen, etc.) erhoben und ökologisch bewertet werden, was jedoch aus heutiger Sicht kaum zu leisten sein wird. Somit ist der Einschätzung zu widersprechen, dass „noch nicht internalisierte Umweltbelastungsmengen mit der gegenwärtig bekannten und angewendeten Messtechnik vollständig und systematisch erfasst werden (können).“ (ROTH 1992, S. 168). Zudem müssten im Sinne des Vorsorgeprinzips heute noch unbekannte Umweltschäden erfasst und bewertet werden, was angesichts der Komplexität von Ökosystemen mit derart gravierenden Unsicherheiten behaftet wäre, dass hieraus gewonnene Aussagen nicht als Entscheidungsgrundlage dienen können. (vgl. HINTERBERGER/WELFENS 1996, S. 27).

Zweitens müssten bei der Preisgestaltung von Produkten oder Dienstleistungen alle bekannten und erfassten Umwelteinflüsse in Geld bewertet werden. Dafür müsste man jedoch künftige in- und outputseitig auftretende Knappheiten bereits heute erkennen, in ihrem Umfang und ihren Auswirkungen bestimmen und noch dazu monetär bewerten. Die Zahl der hierbei einzubeziehenden Einflussgrößen, die noch dazu bezüglich ihrer zukünftigen Entwicklung abgeschätzt werden müssten, ist jedoch zu groß und somit nicht mehr handhabbar (vgl. SPANGENBERG 1995, S. 41). Und selbst wenn das gelänge, würde durch die Monetarisierung jedem Umweltgut ein Preis

zugeordnet, der dann dem Unternehmen „in Rechnung gestellt“ würde, das dieses Gut durch seine Wirtschaftsweise zerstört. Dadurch würde die Gesamtheit der Umweltprobleme aber auf einen einzigen Indikator (eine monetäre Größe) zurückgeführt, was den Wirkungszusammenhängen komplexer Ökosysteme in keiner Weise gerecht würde (vgl. HINTERBERGER ET AL. 1996 S. 161 ff.).

Nicht zuletzt ist bei der Internalisierung externer Kosten zu berücksichtigen, dass Unternehmen auch gesamtwirtschaftlichen Nutzen stiften, der monetär bewertet den externen Kosten gegenübergestellt werden muss (Internalisierung „external economics“) (vgl. JAHN 1992, S. 302, FN 34). Diese Aufgabe ist von einem betrieblichen Entscheidungsträger allerdings aufgrund der Komplexität dieser Fragestellung nicht zu leisten, so dass hier Grenzen in der praktischen Umsetzung bestehen. Zudem ist die Frage zu stellen, ob es nicht primär Aufgabe des Staates bzw. der Politik ist, volkswirtschaftliche Belange zu berücksichtigen, indem externe Kosten im Rahmen der Machbarkeit ermittelt und über das Steuer- und Abgabensystem gedeckt werden.

Positiv zu werten ist das Ziel des Life-Cycle Costing, lebenszyklusweite Kosten in der Unternehmensrechnung zu berücksichtigen. Diese Kosten sind unabhängig von der Unterscheidung in umweltrelevante und nicht-umweltrelevante Kosten für Unternehmen von Interesse. Wenn dem Kunden vermittelt werden kann, dass sich ein höherer Anschaffungspreis im Laufe der Nutzungs- und Entsorgungsphase amortisiert, so ist das ein Verkaufsargument für langlebige und hochwertige Güter.¹⁹

6.3 Rein ökologischer Ansatz

Konzepte des rein ökologischen Ansatzes beschäftigen sich vornehmlich mit stofflichen und damit ökologischen Folgen unternehmerischen Handelns. Ökonomische Aspekte betrieblicher Entscheidungen werden ganz ausgeblendet oder nur am Rande berücksichtigt. Streng genommen können die Konzepte des rein ökologischen Ansatzes also nicht oder nur bedingt zur Umweltkostenrechnung im eigentlichen Sinne gezählt werden. Sie sind in erster Linie Instrumente des Umweltcontrolling. Daher finden diese Konzepte in Darstellungen zur Umweltkostenrechnung oft keine Berücksichtigung (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 34). Sie orientieren sich allerdings an ökonomischen Instrumenten und können mit ökonomischen Größen kombiniert werden, so dass es sinnvoll erscheint, an dieser Stelle kurz auf den rein ökologischen Ansatz einzugehen.

¹⁹ Als Beispiel sei hier die sog. „Energiesparlampe“ angeführt, die in der Anschaffung ca. vier mal so teuer ist wie eine konventionelle Glühbirne, jedoch eine acht mal so lange Nutzungsdauer bei geringerem Energieverbrauch aufweist.

6.3.1 Ökologischen Buchhaltung

Das Konzept der „*Ökologischen Buchhaltung*“, mit dem die Umweltwirkungen eines Unternehmens bestimmt werden können, kommen vor allem in der Schweiz zur Anwendung. Hier werden ökologische Knappheiten mit Hilfe von Ökofaktoren ausgedrückt, die sich aus der verursachten Umweltwirkung in einem bestimmten räumlichen Gebiet errechnen und auf dort maximal tolerierbaren Belastungen – z.B. durch Immissionen – bezogen werden (vgl. BMU/UBA 1995, S. 122).

6.3.2 Instrumente des betrieblichen Umweltschutzes

Unter dem rein ökologischen Ansatz können auch andere Instrumente des betrieblichen Umweltschutzes, wie z.B. *Ökobilanzen*, *Materialintensitäts-Analysen* oder *betriebliche Input-Output-Analysen* gefasst werden. Eine sehr interessante Alternative zur Produktbewertung ist der Öko-Kompass, der erstmals von CLAUDE FUSSLER, Vize-Präsident von Dow Europe, vorgestellt wurde (vgl. FUSSLER 1996). Hier werden ein oder mehrere Alternativprodukte mit einem Referenzprodukt in 6 verschiedenen Kategorien verglichen: Energieintensität, Materialintensität, ökotoxisches Risiko, Ressourcenschonung, Dienstleistungsorientierung und Recyclingfähigkeit. Dem Referenzprodukt wird dabei in jeder Kategorie eine 2 zugewiesen, die Alternativprodukte werden in den entsprechenden Kategorien zwischen 0 und 5 bewertet, wie in der nachfolgenden Tabelle angegeben.

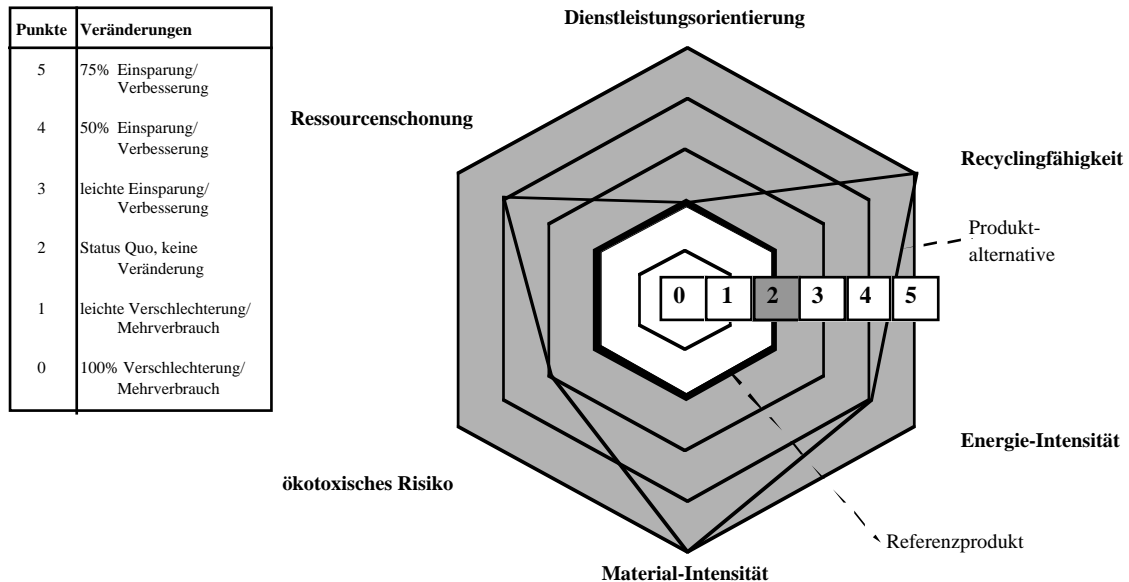


Abbildung 6.1: Der Ökokompass (vgl. FUSSLER 1996)

Das Alternativprodukt erfüllt bspw. die gleiche Dienstleistung wie das Referenzprodukt, allerdings nur noch mit einem Viertel des ursprünglichen Materialeinsatzes (entspricht einer um 75% geringeren Materialintensität), der Hälfte des Energieeinsatzes und einem um 75% vermindertem Abfallaufkommen durch verbesserte Recyclingfähigkeit. Dow Europe setzt den Ökokompass ein, um neue Produkte zu bewerten. Ziel ist es, langfristig in allen Dimensionen 75%ige Einsparungen zu erzielen, um so den von ERNST ULRICH VON WEIZSÄCKER beschriebenen Faktor 4 zu realisieren (vgl. grundlegend WEIZSÄCKER 1996)

6.3.3 Kritische Würdigung des rein ökologischen Ansatzes

Rein ökologische Konzepte bieten keine Verbindung zum ökonomischen Umfeld eines Unternehmens und sind in dieser Form als Entscheidungsgrundlage für das Management unzureichend, da ausschließlich aus diesen Konzepten abgeleitete Handlungsempfehlungen und Optimierungen unter Umständen den ökonomischen Unternehmenserfolg und somit den Unternehmensbestand gefährden können. Um aus den Ergebnissen dieser Konzepte Handlungsstrategien ableiten zu können, müssen in jedem Fall ökonomische Aspekte zusätzlich berücksichtigt werden.

6.4 Integrierter ökonomischer und ökologischer Ansatz

Integrierte Konzepte der Umweltkostenrechnung zeichnen sich durch eine gleichzeitige Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Größen aus,

indem sie betriebliche Stoff- und Energieströme analysieren und ihnen entsprechende Kosten zuweisen. Dadurch wird der Blick auf Stellgrößen gelenkt, die erstens Ursache von Umweltproblemen sind und die zweitens vom Unternehmen beeinflusst werden können.

6.4.1 Reststoffkostenrechnung

Die „*Reststoffkostenrechnung*“ definiert Umweltkosten als jene Ausgaben, „die wegfallen würden, wenn das Unternehmen keine Reststoffe mehr hätte.“ (FISCHER/BLASIUS 1995, S. 442). Unter Umweltkosten werden hier also die mit dem Anfall von Reststoffen variablen Kosten verstanden (im folgenden Reststoffkosten genannt). Unter Reststoffen werden dabei Ausschuss, Abfall, Abwasser und Abluft zusammengefasst. Damit werden Größen in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt, die vom Unternehmen direkt beeinflusst werden können. Dieses Konzept trägt außerdem der Tatsache Rechnung, dass die „Produktion von Reststoffen“ mehrfach bezahlt werden muss (vgl. FISCHER 1997, S. 8): Ein erstes Mal fallen im Einkauf Beschaffungskosten für die zukünftigen Reststoffe an, ein zweites Mal entstehen Kosten für die Lagerung und die Produktion, da natürlich auch die späteren Reststoffe den Produktionsprozess anteilig in Anspruch nehmen. Ein drittes Mal schließlich müssen Reststoffe kostenpflichtig behandelt bzw. entsorgt werden (vgl. FISCHER 1997, S. 8 f.).

Die Berechnung der Reststoffkosten vollzieht sich bei diesem Konzept in drei Schritten (vgl. FISCHER/BLASIUS 1995, S. 446 ff.):

Erfassung von Reststoffkosten

Ein Teil der relevanten Reststoffkosten kann direkt aus dem Betriebsabrechnungsbogen (BAB) abgelesen werden (z.B. Entsorgungs- und Energiekosten). Diese Kosten sind zu 100% mit den anfallenden Reststoffen variabel. Weitere Reststoffkosten müssen bspw. der Anlagenbuchhaltung oder der Lohnbuchhaltung entnommen werden, wie z.B. Abschreibungen für Anlagen, die allein der Entsorgung von Reststoffen dienen, Kosten für Mitarbeitende, deren Stelle wegfallen würde, wenn keine Reststoffe mehr anfallen würden etc. In einem letzten Schritt muss der verbleibende Teil der Kosten in Reststoffkosten und andere Kosten aufgeteilt werden. Dies kann analytisch (durch Messen, Zählen, Wiegen) oder argumentativ (durch Schätzen oder Hochrechnen) erfolgen. Zusätzlich dazu ist es sinnvoll, Plankosten für die nächsten zwei bis fünf Jahre hinzuzufügen.

Kostenstellenrechnung

Ziel der Kostenstellenrechnung ist eine verursachungsgerechte Zuordnung von Reststoffkosten auf Kostenstellen. Dafür müssen gängige Verteilungsschlüssel kritisch überprüft und gegebenenfalls verändert werden, da diese normalerweise Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge der Reststoffentstehung nicht abbilden. Auf Basis einer betrieblichen Stoffstromanalyse sollten die ermittelten Reststoffkosten auf die Kostenstellen verteilt werden, die für deren Entstehung verantwortlich sind.

Kostenträgerrechnung

Analog wird bei der Kostenträgerrechnung vorgegangen. Basis ist hier eine Produktbilanz oder eine Stoffstromanalyse, aus der abgeleitet wird, welchem Produkt welche Reststoffkosten zugerechnet werden können. Dadurch soll verhindert werden, dass aufgrund nicht verursachungsgerechter Zuordnung von Reststoffkosten mit Gemeinkostencharakter reststoffintensive Produkte fälschlicherweise favorisiert und somit von reststoffextensiveren Produkten „subventioniert“ werden, wodurch die Kostensituation einer Umweltentlastung entgegenwirken würde.

Die Reststoffkostenrechnung zeigt somit, wo und wie Reststoffkosten entstehen und wie sie zusammengesetzt sind. Daraus lassen sich gezielte Maßnahmen ableiten. Praxisbeispiele haben gezeigt, dass hierbei nicht die Entsorgungskosten die maßgeblichen Kostentreiber sind, sondern die Einkaufskosten der Materialien, die in der Folge zu Reststoffen geworden sind. Dieses Kostensenkungspotenzial kann mit einem konventionellen Kostenrechnungssystem nicht erschlossen werden, weil hier keine Verbindung zu den Stoffflüssen besteht und damit die Einkaufs- und Verarbeitungskosten der späteren Reststoffe nicht bekannt sind.

6.4.2 Stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung

Die „*Stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung*“ (im folgenden „*Flussrechnung*“ genannt) hebt sich von den bisherigen Konzepten dadurch ab, dass keine Unterscheidung in „umweltschutzbedingte“ und „nicht umweltschutzbedingte“ Kosten vorgenommen wird. Das Konzept geht davon aus, dass Umweltbelastungen letztlich immer auf Stoff- und Energieflüsse zurückzuführen sind und damit *alle* Kosten betrieblicher Stoff- und Energieströme Umweltrelevanz haben. Dadurch werden bisherige Kostenbetrachtungen und -zuordnungen erweitert auf alle Stoff- und Energieströme eines Unternehmens und Kostenträgern wie Strom, Gefahrstoffen oder Reststoffen zugerechnet. (vgl. FICHTER ET AL. 1997, S. 76).

Fluss- bzw. Fließkosten verstehen sich bei diesem Konzept als „jener bewertete sachzielbezogene Verzehr von Gütern und Diensten (...), der mit

betrieblichen Stoff- und Energieflüssen bzw. einzelnen Stoffen und Energien verbunden ist.“ (FICHTER ET AL. 1997, S. 77). Diese Definition trifft also auf Inputkosten (Beschaffung von Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen), Transformationskosten (innerbetrieblicher Transport, Lagerung, Bearbeitung) und Outputkosten (Entsorgung von Reststoffen) gleichermaßen zu. „Flusskosten ergeben sich also aus der horizontalen Summation aller Kosten, die auf dem innerbetrieblichen Weg (von Input bis zum Output) anfallen.“ (FICHTER ET AL., 1997), S. 78).

Dadurch verknüpft dieses Konzept das betriebliche Stoffstrommanagement mit der Kostenrechnung und ermöglicht so eine integrierte Sichtweise ökonomischer und ökologischer Sachverhalte. Ziel der stoff- und energieflussorientierten Kostenrechnung ist es daher, die mit den betrieblichen Stoff- und Energieflüssen verbundenen Kosten zu erfassen und die kostenverursachenden Faktoren zu bestimmen. Damit können die im Einflussbereich des Unternehmens liegenden Möglichkeiten zur Verringerung des Stoff- und Energiedurchsatzes bei einer gleichzeitigen Kostensenkung genutzt werden.

Dadurch, dass alle Kosten unabhängig davon, ob es sich um fixe oder variable Kosten handelt, auf die Kostenträger zugerechnet werden, ist die Flussrechnung eine Vollkostenrechnung. In der Praxis ist eine Ausgestaltung als Prozesskostenrechnung denkbar, da hier die Identifizierung von Kostentreibern mit der Zielsetzung der Flussrechnung übereinstimmt.

Praxisbeispiele haben gezeigt, dass Flusskosten aus der konventionellen Kostenrechnung ermittelt werden können, jedoch auf andere Bezugsgrößen (z.B. einzelne Stoffe oder Aktivitäten) bezogen werden müssen. Damit lässt sich eine Kostenentstehungsanalyse durchführen und gemeinsam mit einer Analyse der ökologischen Relevanz der betrachteten Stoffströme eine Rangfolge erforderlicher Maßnahmen entwickeln.

6.4.3 Kritische Würdigung des integrierten ökonomisch-ökologischen Ansatzes

Die bisher vorgestellten Ansätze fokussieren entweder auf eine ökonomische Bewertung von Umweltschäden bzw. deren Bekämpfung (reiner und erweiterter ökonomischer Ansatz) oder auf eine ausschließliche ökologische Bewertung der Konsequenzen unternehmerischen Handelns. Die Konzepte des integrierten Ansatzes hingegen stoßen zu Stoffströmen als Ursachen von Umweltwirkungen vor, indem sie betriebliche Stoffströme analysieren und ihnen entsprechende Kosten zuweisen. Damit ergibt sich als ein grundlegender Unterschied, dass nicht auf bisher vorgestellte Definitionen von Umwelt(schutz)kosten zurückgegriffen wird, die vier entscheidende Nachteile haben (vgl. FISCHER/BLASIUS 1995, S. 441):

1. Sie stellen Umweltauflagen ausschließlich als Kostentreiber dar. Umweltauflagen sind vom Unternehmen jedoch nicht zu beeinflussen, wodurch diese Definition kaum konkrete Möglichkeiten für die Entwicklung kostensenkender Maßnahmen bietet.
2. Am offensichtlichsten lassen sich als Möglichkeit der Kostensenkung eine Nichterfüllung bzw. Minimalerfüllung der Umweltauflagen ablesen (Kennzeichen eines defensiven Umweltmanagements)
3. Mit den Kostendefinitionen wird der integrierte Umweltschutz unterbewertet, da nur der Entsorgungs- bzw. Reinigungsaufwand systematisch erfasst wird.
4. Die Definition beinhaltet die Gleichung mehr Umweltschutz = mehr Kosten, wodurch der Blick auf das Kostensenkungspotenzial eines offensiven Umweltmanagement verstellt wird.

Die Konzepte des integrierten ökonomisch-ökologischen Ansatzes umgehen diese Nachteile, indem sie bei Stoffströmen als tatsächlichen Verursachern von Umweltproblemen ansetzen. Sie berücksichtigen, dass Umweltauswirkungen und Kosten grundsätzlich an Stoff- und Energieströmen festzumachen sind. Während jedoch die Reststoffkostenrechnung noch auf unerwünschte Outputs fokussiert, rechnet die stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung alle Kosten den verursachenden Flussgrößen zu. Durch dieses Vorgehen können Kostensenkungspotenziale durch die Reduktion von Stoffströmen realisiert werden.

Gemessen an den vier zentralen konzeptionellen Anforderungen ist die stoff- und energieflussorientierte Kostenrechnung das am weitesten entwickelte Konzept der Umweltkostenrechnung. Allerdings wird hier die "Vorgeschichte" der stofflichen Betrachtung ausgeblendet, da dieser Ansatz auf betrieblichen Umweltbilanzen basiert, die im Gegensatz zu Produktökobilanzen und Produktlinienanalysen nicht den gesamten Produktlebenszyklus berücksichtigen, sondern nur den Input und Output von Stoffen und Energien innerhalb eines Unternehmens beschreiben (vgl. BMU/UBA, 1996, S. 27). Dadurch ist die lebenszyklusweite ökologische Belastung der durch das Unternehmen induzierten Stoff- und Energieströme nicht bekannt.

Des Weiteren wird die Nutzung und Entsorgung der Produkte nicht berücksichtigt, da die integrierten Konzepte vornehmlich prozessorientiert sind. In der Realität kommt es nicht selten vor, dass eine material- und energieextensive Nutzungs- und Entsorgungsphase eine aufwendigere Produktion rechtfertigen. Aus integrierten Konzepten abgeleitete Handlungsempfehlungen können daher unter Umständen nur suboptimale Lösungen darstellen.

6.5 Fazit

Das Umweltverständnis der 70er und 80er Jahre war geprägt von der Überzeugung, Umweltprobleme durch nachsorgenden Umweltschutz in den Griff zu bekommen. Um die Kosten hierfür zu beurteilen, wurden entsprechende Instrumente, wie die VDI-Richtlinie 3800, entwickelt. Informationen über die mit den beurteilten Umweltschutzmaßnahmen verbundenen Umweltentlastungen liefern diese Konzepte nicht, wodurch ökologische Aspekte keine Berücksichtigung finden (vgl. MÜLLER 1993, S. 125). Damit ist aber eine der zentralen Anforderungen an ein Umweltkostenrechnungs-System nicht erfüllt.

Die ausgedehnte Betrachtung über das Werkstor hinaus sollte der Entwicklung entgegenwirken, dass die durch Umweltverschmutzung verursachten volkswirtschaftlichen Schäden bei weitem die von Unternehmen getragenen Kosten des betrieblichen Umweltschutzes überstiegen. Erweiterte ökonomische Konzepte versuchten daher, diese Kosten zumindest teilweise in das betriebliche Rechnungswesen zu internalisieren. Aber auch dadurch werden ökologische Aspekte nicht ausreichend berücksichtigt, da die Komplexität von Ökosystemen und die Irreversibilität von Umweltschäden durch eine Monetarisierung von Umweltaspekten nicht abgebildet werden kann. Außerdem beziehen sich auch die erweiterten ökonomischen Konzepte auf vergangenheitsorientierte Daten und inventarisieren somit nur bereits entstandene Umweltschäden, wodurch ein präventives Umweltmanagement nach dem Vorsorgeprinzip auf dieser Basis nicht realisiert werden kann.

Die unter dem rein ökologischen Ansatz zusammengefassten Konzepte genügen den zentralen Anforderungen an ein Umweltkostenrechnungs-System ebenfalls nicht, da sie ökonomische Belange nicht ausreichend berücksichtigen.

Bei den integrierten Konzepten der Umweltkostenrechnung stehen Stoffströme und die damit verbundenen Kosten im Mittelpunkt der Betrachtung. Durch dieses Vorgehen werden Maßnahmen zur Kostensenkung erstmalig verbunden mit einer systematischen Reduktion von Stoffströmen in Unternehmen. Diese Konzepte sind insofern als Instrumente eines offensiven Umweltmanagements geeignet (vgl. MÜLLER 1993, S. 239 ff.), als dass sie den Blick auf Stellgrößen lenken, die vom Unternehmen beeinflusst werden können. Im Sinne der formulierten Anforderungen ist allerdings zu kritisieren, dass mit diesen Konzepten keine lebenszyklusweite Betrachtung möglich ist.

7 Die Ressourceneffizienz-Rechnung

In Kapitel 6 wurden bestehende Ansätze der Umweltkostenrechnung vorgestellt und kritisch gewürdigt. Im Hinblick auf die vorgebrachten Kritikpunkte wurde von der Abteilung Stoffströme und Strukturwandel (Arbeitsgruppe Zukunftsfähiges Unternehmen) des Wuppertal Instituts die „*Ressourceneffizienz-Rechnung*“ entwickelt (vgl. ORBACH/LIEDTKE/DUPPEL 1998). In diesem Konzept werden sowohl Rohstoffe und Energie, als auch die eingesetzten Finanzmittel als Ressourcen angesehen. Im Rahmen der Konzeption wurde die Kernthese der Ressourceneffizienz-Rechnung formuliert:

Kernthese der Ressourceneffizienz-Rechnung:

Nur wenn ökonomische und ökologische Aspekte gleichzeitig und lebenszyklusweit betrachtet werden, lassen sich umfassend Kostensenkungspotenziale eines Unternehmens erschließen. Die so ermittelten Kostensenkungen sind ökologisch sinnvoll.

7.1 Einführung in die Ressourceneffizienz-Rechnung

Die Ressourceneffizienz-Rechnung basiert auf einer ökonomischen und einer ökologischen Dimension, die einander in einem Ressourceneffizienz-Portfolio gegenübergestellt werden. Dies bedeutet, dass die Ressourceneffizienz-Rechnung auf eine Bewertung von Umweltwirkungen durch monetäre Größen verzichtet. Als zweidimensionales System unterscheidet sie sich grundsätzlich von vorhandenen Ansätzen der Umweltkostenrechnung, die versuchen, Umweltwirkungen in einer einzigen (monetären) Größe anzugeben. Die Ressourceneffizienz-Rechnung erweitert also das Spektrum der unterschiedlichen Ansätze innerhalb der Umweltkostenrechnung.

7.1.1 Die ökonomische Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung

Die ökonomische Dimension berücksichtigt Daten, die zur Wirtschaftlichkeitsbeurteilung von Entscheidungen relevant sind. Dies sind vor allem Daten aus der Kosten- und Leistungsrechnung bzw. aus dem betrieblichen Rechnungswesen.

Die ökonomische Dimension kann dabei grundsätzlich auf dem bestehenden Kostenrechnungssystem im Unternehmen aufbauen. Es bietet sich aber an, bei der Einführung der Ressourceneffizienz-Rechnung bestehende Verteilungsschlüssel der Kostenrechnung kritisch zu überprüfen. Vor allem Kosten im Zusammenhang mit Umweltschutzmaßnahmen werden oft durch gängige Schlüssel unzureichend genau auf Kostenstellen und Kostenträger verteilt, so dass der Blick auf Kostensenkungspotenziale im Rahmen des betriebli-

chen Umweltschutzes verzerrt wird (vgl. FISCHER/BLASIUS 1995, S. 439). Die für eine Einführung der Ressourceneffizienz-Rechnung notwendige Transparenz der Stoffströme kann dann zu einer Erhöhung der Kostentransparenz führen, wenn bestehende Verteilungsschlüssel durch eine Kombination mit Stoffstromgrößen modifiziert werden und dadurch eine tatsächliche Verursachung von stoffstromabhängigen Gemeinkosten²⁰ genauer widerspiegeln können.

Allerdings ließ die technologische und wirtschaftliche Entwicklung der letzten Jahre konventionelle Kostenrechnungssysteme an ihre Grenzen stoßen (vgl. REMER 1997, S. 25 ff.). Vor allem die herkömmliche Vollkostenrechnung und die Teilkostenrechnung mit summarischer Fixkostendeckung konnten eine transparente und verursachungsgerechte Zurechnung der stark gestiegenen Gemeinkosten trotz verfeinerter Schlüsselung nicht mehr gewährleisten. Zudem haben diese konventionellen Kostenrechnungssysteme Schwächen bei der Unterstützung kurzfristiger Entscheidungen und bei der Kostenkontrolle. Somit wurden diese Systeme bspw. durch die Grenzplankostenrechnung oder durch die Prozesskostenrechnung erweitert und verfeinert.

Insbesondere die Prozesskostenrechnung basiert darauf, dass die Aktivitäten des Unternehmens in Prozesse gegliedert und Betriebsabläufe transparent gemacht werden. Daher eignet sich die Prozesskostenrechnung besonders gut als Basis der ökonomischen Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung. Jedoch kann die Ressourceneffizienz-Rechnung auch im Rahmen aller anderer Kostenrechnungssysteme effizient eingesetzt werden. Dem steht allerdings entgegen, dass die Prozesskostenrechnung vor allem dort angewendet wird, wo die Gemeinkostenblöcke besonders hoch sind. Diese wiederum korrespondieren nur sehr beschränkt mit betrieblichen Stoffströmen.

7.1.2 Die ökologische Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung

Neben ökonomischen Informationen muss die Ressourceneffizienz-Rechnung einem betrieblichen Entscheidungsträger auch schnell und richtungssicher Daten über ökologische Konsequenzen verschiedener Handlungsalternativen liefern. Das MIPS-Konzept erscheint dabei aus drei Gründen besonders geeignet, um als Basis der ökologischen Dimension der Ressourceneffizienz-Rechnung zur Anwendung zu kommen.

Erstens sind Inputdaten im Unternehmen meist schon vorhanden (z.B. im Einkauf) oder können mit geringem Aufwand aus bestehenden Informations-

²⁰ Hierunter fallen vor allem sog. Umwelt(schutz)kosten.

systemen abgeleitet werden (vgl. Ergebnisbericht KP 2.2). Zweitens sind die Ergebnisse des MIPS-Konzepts entscheidungsorientiert, reproduzierbar und richtungssicher. Drittens ist die Inputbetrachtung mit dem Vorsorgeprinzip vereinbar, da das erklärte Ziel des MIPS-Konzepts – die Dematerialisierung – auf Stoffströme als gemeinsamen Nenner aller Umweltbelastungen fokussiert und somit auch heute noch unbekannte Umweltschäden bereits vor ihrer Entstehung vermeiden kann (vgl. BRINGEZU ET AL. 1996, S. 2). Hingegen zielen outputorientierte Konzepte auf spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung bekannter Umweltschäden ab.

Ein weiterer, methodischer Vorteil, der sich aus der Verwendung des MIPS-Konzepts ergibt, ist die weitgehende Analogie von Kosten- und Stoffströmen im Unternehmen (LIEDTKE ET AL. 1997, S. 11). Ähnlich der ökonomischen Wertschöpfung, die sich in Kosten und Preisen ausdrückt, wird in jeder Phase des Lebenszyklus Material verbraucht, das sich zum gesamten Materialinput aufsummiert.

Es besteht jedoch ein grundlegender Unterschied zwischen der Wahrnehmung von Kosten- und Stoffströmen. Hohe Wertschöpfung und Wirtschaftlichkeit sind erklärte Ziele von Unternehmen, so dass entstandene Kosten als Voraussetzung der Wirtschaftlichkeitskontrolle entsprechend erfasst und ausgewiesen werden. Die Wertschöpfung einer jeden Stufe des Lebenszyklus wird über den Verkaufspreis an den Abnehmer weitergegeben, so dass der Verkaufspreis immer die gesamte „ökonomische Vorgeschichte“ ausdrückt.²¹ Anders verhält es sich beim Materialverbrauch. Es besteht keine direkte Notwendigkeit, den gesamten Massenverbrauch zu Kontrollfunktionen zu kumulieren. Vielmehr erscheint jede Phase des Lebenszyklus als kontinuierliche Reduktion der eingesetzten Massen, da z.B. Abraum, Abfälle und Emissionen das Produktsystem verlassen und nicht mehr wahrgenommen werden (siehe nachfolgende Abbildung). Dieser Tatsache wirkt das MIPS-Konzept dergestalt entgegen, dass es alle Materialinputs in den Produktlebenszyklus im ökologischen Rucksack erfasst und so die tatsächlichen Gegebenheiten widerspiegelt.

²¹ In der Nutzungs- und Entsorgungsphase gilt diese Aussage für den Verkaufspreis nicht mehr, allerdings kumulieren sich die lebenszyklusweiten Kosten weiterhin analog zum Materialverbrauch.

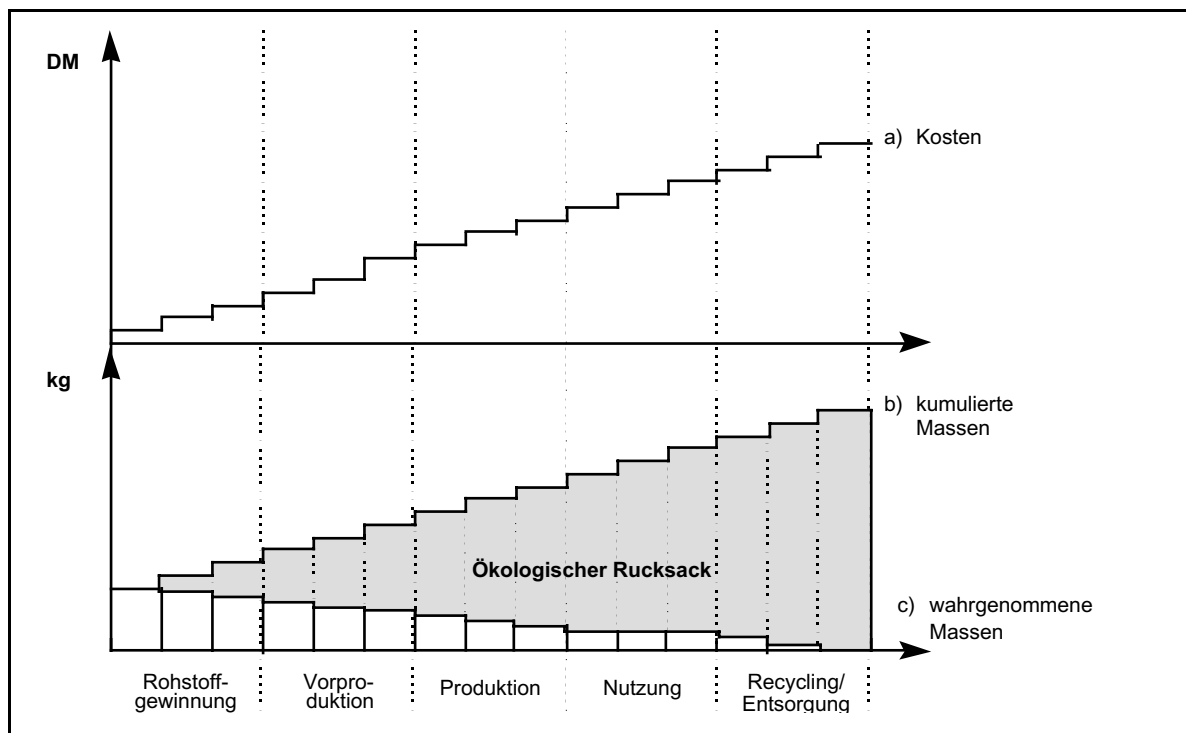


Abbildung 7.1: Analogie und unterschiedliche Wahrnehmung von Kosten und Massen

7.1.3 Kombination der Dimensionen

Im Rahmen der Ressourceneffizienz-Rechnung werden ökonomische und ökologische Größen in verschiedenen Ressourceneffizienz-Portfolios zweidimensional abgebildet. Auf eine Bewertung von Umweltwirkungen mit monetären Größen und der Angabe einer „ökonomisch-ökologischen single-index-figure“ wird verzichtet, so dass dem Entscheidungsträger im Unternehmen mehrere Entscheidungsparameter zur Verfügung gestellt werden.

Dieses Vorgehen hat zwei Ursachen: Erstens ist einer monetären Bewertung von Umweltwirkungen kritisch zu begegnen, wie bereits ausführlich diskutiert wurde. Zweitens erscheint es sinnvoll, dem Entscheidungsträger im Unternehmen grundsätzlich mehrere Entscheidungsparameter zur Verfügung zu stellen. Dies entspricht insofern der betrieblichen Realität, als dass eine Entscheidung immer einen Kompromiss aus mehreren teilweise sich widersprechenden Parametern darstellt. Dem Entscheidungsträger wird durch die zweidimensionale Ausrichtung der Ressourceneffizienz-Rechnung die Entscheidungsfreiheit erhalten, ökonomische oder ökologische Aspekte stärker zu gewichten, wenn sich beide Größen widersprechen.

Wägt ein betrieblicher Entscheidungsträger bspw. ab zwischen Alternative A, die geringere Kosten verursacht, aber relativ umweltschädlich ist, und einer umweltverträglicheren aber teureren Alternative B, so kann er sich unter be-

stimmten Voraussetzungen trotz höherer Kosten für die zweite Variante entscheiden. Dies wäre z.B. dann denkbar, wenn das Unternehmen seine momentan wirtschaftlich gute Lage dazu benutzt, sein Image in der Öffentlichkeit durch eine umweltverträgliche Anlage zu verbessern. Betrachtet der Entscheidungsträger ausschließlich Kostenaspekte, so kann er seine Entscheidung für die teurere Variante B nicht mit einer anhand konkreter Zahlen belegten Umweltentlastung rechtfertigen.

7.1.4 Die Ressourceneffizienz-Rechnung als Instrument für Zukunftsfähigkeit von Unternehmen

Die Ressourceneffizienz-Rechnung ist konzeptionell eingebunden in das Konzept COMPASS (vgl. LIEDTKE/KUHNDT 1998). COMPASS hat das Ziel, das auf Makroebene entwickelte normative Konzept des Sustainable Development an die Anforderungen der Meso- und Mikroebene anzupassen und operationalisierbar zu machen (vgl. SPANGENBERG/BONNIOT 1998, S. 5 ff.). COMPASS bietet hierfür einen methodischen Rahmen, Tools und Maßnahmenkataloge, um eine schrittweise Umsetzung von Nachhaltigkeit für Unternehmen und Wirtschaftssektoren zu ermöglichen.

COMPASS ist dabei nicht als Umweltmanagement-Instrument zu verstehen, sondern als eine Strategie, die verschiedene Tools des Umweltmanagements in ein zukunftsfähiges Gesamtkonzept integriert. COMPASS stellt eine beschränkte Anzahl von Indikatoren zur Verfügung, die Fortschritte von Unternehmen in Richtung Zukunftsfähigkeit messbar machen. Wichtig ist dabei, dass COMPASS auf allen Ebenen wirtschaftlicher Aktivität eingesetzt werden kann, um ein abgestimmtes Vorgehen von Volkswirtschaften, Branchen und Unternehmen zu unterstützen (vgl. LIEDTKE/KUHNDT 1998, S. 6 f.).

Die Ressourceneffizienz-Rechnung ist in das Gesamtkonzept COMPASS eingebettet. Sie bietet die Möglichkeit, zwei Indikatoren für Zukunftsfähigkeit (eine entscheidungsrelevante ökonomische Größe und die Materialintensität als ökologische Größe) einander gegenüberzustellen. Dadurch fokussiert die Ressourceneffizienz-Rechnung auf für Unternehmen und Branchen relevante Größen und leistet so einen Beitrag zur Nachhaltigkeit auf Unternehmensebene.

7.2 Ablauf der Ressourceneffizienz-Rechnung

Bei der Einführung der Ressourceneffizienz-Rechnung in die betriebliche Praxis wird wie unten dargestellt vorgegangen. Die in der betrieblichen Input-Output-Analyse auf Unternehmensebene ermittelten Stoff- und Energieströme werden in der betrieblichen Prozessanalyse transparent gemacht, indem sie den verursachenden Prozessen zugewiesen werden. Die betriebl-

che Massenrechnung ermöglicht eine Zurechnung aller Massenverbräuche auf die Produkte des Unternehmens, um daraus Handlungsempfehlungen zur lebenszyklusweiten Produktoptimierung zu entwickeln.

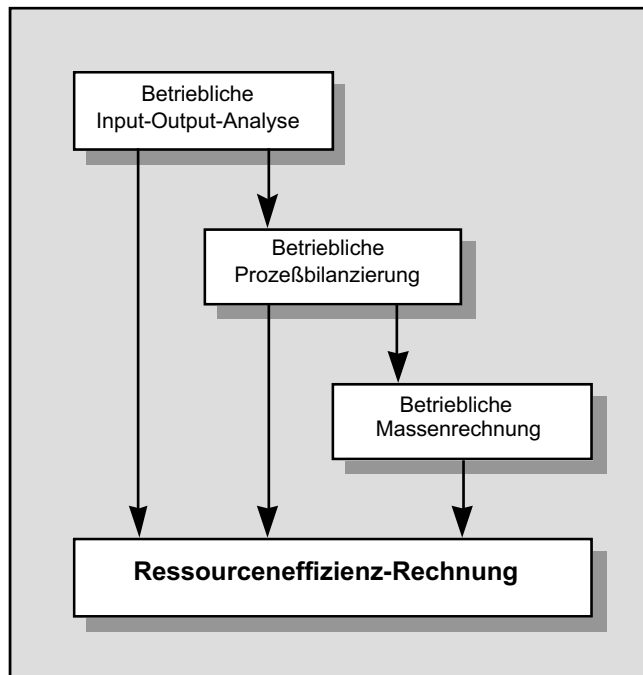


Abbildung 7.2: Ablauf der Ressourceneffizienz-Rechnung

7.2.1 Unternehmensebene: Betriebliche Input-Output-Analyse

Bei der Einführung der Ressourceneffizienz-Rechnung ist es im Regelfall sinnvoll, nach dem Top-Down-Ansatz vorzugehen, in dem man in einem ersten Schritt das Unternehmen als Black-Box auffasst und alle in das Unternehmen ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme registriert (vgl. BMU/UBA 1996, S. 27). Eine Bewertung dieser Stoff- und Energieströme findet an dieser Stelle nicht statt, da dieser Schritt vorrangig dazu dient, sich einen ersten Überblick über die betrieblichen Inputs und Outputs zu verschaffen.

Als praxiserprobte Methode hat sich dabei die Durchführung einer Input-Output-Analyse erwiesen (vgl. HALLAY/PFRIEM 1992, S. 58). Sie ist ein Erfassungs- und Informationsinstrument, in dem alle relevanten Stoff- und Energieströme bezogen auf einen Referenzzeitraum strukturiert und nach einer festgelegten, vergleichbaren Methodik erfasst werden.

Um als Basis für eine MIPS-Analyse fungieren zu können, erfasst die betriebliche Input-Output-Analyse alle durch die betrieblichen Aktivitäten induzierten Stoff- und Energieströme, also bspw. auch Stoffströme, die mit im Betrieb verrichteten Dienstleistungen (Reparaturen, Instandhaltung etc.) verbunden sind (vgl. ORBACH 1996, S. 45). Die Daten müssen so erfasst werden, dass den Stoff- und Energieströmen im weiteren Verlauf die entsprechenden ökologischen Rucksackfaktoren zugewiesen werden können. Außerdem müssen Betriebsbilanzen so konzipiert werden, dass sie kontinuierlich geführt und fortgeschrieben werden können. Eine kontinuierliche Fortführung der Betriebsbilanz ist insofern von großer Bedeutung, als dass in der betrieblichen Prozessanalyse Daten detaillierter erhoben werden und zur Verfeinerung der Betriebsbilanz dienen können.

Zur möglichst genauen Erfassung der Stoff- und Energieströme werden die Konten in weitere Unterkonten untergliedert, denen jeweils eine eindeutige alphanumerische Kennzeichnung vorangestellt wird. Um eine Weiterverrechnung der Stoff- und Energiedaten zu gewährleisten, werden alle Größen so weit wie möglich in Gewichtseinheiten erfasst. Außerdem werden die erfassten Stoffe in Einzel- und Gemeinmassen eingeteilt. Analog zur Terminologie in der Kostenrechnung können Einzelmassen dem Massenträger (i. d. R. das verkaufsfähige Produkt) direkt zugerechnet werden (z.B. Fertigungsmaterial). Im Gegensatz dazu müssen Gemeinmassen auf verschiedene Massenträger anteilig verrechnet werden (z.B. Materialverbrauch der Verwaltung). Die Verrechnung der Gemeinmassen auf die Massenträger findet im Rahmen der betrieblichen Massenrechnung statt.

I.	Input
I.1	Rohstoffe
I.2	Energie
I.3	Wasser
I.4	Luft
I.5	Produkte
I.6	Handelswaren
I.7	Kommunikation
I.8	Dienstleistungen
I.9	Transporte

O.	Output
O.1	Produkte
O.2	Energie
O.3	Abwasser
O.4	Abluft
O.5	Abfall
O.6	Handelswaren
O.7	Kommunikation
O.8	Dienstleistungen
O.9	Lärm

L.	Lager
L.1	Rohstoffe
L.2	Energie
L.3	Wasser
L.4	Produkte
L.5	Handelswaren
L.6	Kommunikation

B.	Bestand
B.1	Grundflächen
B.2	Bauwerk
B.3	Betriebsausstattung
B.4	Fuhrpark

Abbildung 7.3: Beispielhafte Struktur einer erweiterten betrieblichen Input-Output-Bilanz (Massen-Kontenrahmen) (vgl. LIEDTKE ET AL. 1995, S. 84 f.)

Die für den Massen-Kontenrahmen benötigten Daten sind im Unternehmen meist schon innerhalb anderer Informationssysteme vorhanden (vgl. HALLAY/PFRIEM 1992, S. 57). So sind z.B. in der Kostenrechnung oder im Einkauf alle ökonomisch relevanten Inputs und Outputs erfasst. Sie stellen dort jedoch Kostenfaktoren dar und werden in monetären Größen angegeben, so dass aus diesen Daten oft nicht direkt der stoffliche Verbrauch abgelesen werden kann. Ähnlich verhält es sich bei der Auswertung weiterer innerbetrieblicher Informationsquellen wie der Materialwirtschaft oder der Produktion sowie der Forschung und Entwicklung.

In der Regel sind jedoch nicht alle notwendigen Daten aus bestehenden Informationssystemen abzuleiten. Dies gilt insbesondere für Massen, die im Rahmen der Kontenklasse Bestand erfasst werden (z.B. Gebäude, Einrichtungen, Produktionsmittel), für langfristige Bestände sowie für Inputs und Outputs, denen keine Kosten gegenüber stehen (z.B. Emissionen). Hier lassen sich zusätzliche Datenerhebungen nicht vermeiden (vgl. LIEDTKE ET AL. 1995, S. 88 ff.).

Am Ende der betrieblichen Input-Output-Analyse liegen Stoffstromdaten auf Unternehmensebene vor, die dazu verwendet werden können, langfristige Unternehmensziele zu formulieren und an eindeutigen Indikatoren nachvollziehbar festzumachen. So kann beispielsweise eine Senkung der betrieblichen Stoffströme um einen bestimmten Faktor festgelegt und anhand einer jährlichen Input-Output-Bilanz kontrolliert werden. Weiterhin ist es möglich,

diese stofflichen Daten mit ökonomischen Kennzahlen zu verrechnen, um so die Ressourcenproduktivität des Unternehmens anzugeben. Diese Daten können im Rahmen der internen und externen Kommunikation Anspruchsgruppen wie Mitarbeitende, Kunden oder Anwohnern verfügbar gemacht werden.

Daneben können diese Daten auch bei der Umsetzung von Umweltmanagementsystemen im Rahmen der EG-Öko-Audit-Verordnung dazu verwendet werden, die Fortschritte des betrieblichen Umweltschutzes zu belegen.

Massen-Kontenrahmen bei KAMBIUM

In den Jahren 1995 und 1996 führte das Wuppertal Institut im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen bei dem Unternehmen KAMBIUM MÖBELWERKSTÄTTE GMBH das Projekt „Öko-Audit und Ressourcenmanagement“ durch.

Ziel des Projekts war es, das MIPS-Konzept in der Praxis zu erproben und die Kompatibilität mit der EG-Öko-Audit-Verordnung zu zeigen. Im Rahmen dieses Projekts wurde als erster Schritt eine betriebliche Input-Output-Analyse erstellt, die auf den oben beschriebenen Massen-Kontenrahmen aufbaut (vgl. LIEDTKE ET AL. 1995, S. 84). Der Massenkontenrahmen ist inzwischen in die betriebliche Praxis integriert und wird kontinuierlich fortgeschrieben, um die Fortschritte hinsichtlich eines umweltgerechten Wirtschaftens zu belegen.

Bei einer erstmaligen Durchführung der betrieblichen Input-Output-Analyse werden zur Bewertung von Outputs allerdings noch nicht die entsprechenden Daten mit dem notwendigen Detaillierungsgrad vorliegen. Deshalb muss der Massen-Kontenrahmen als Erfassungsinstrument der betrieblichen Input-Output-Analyse kontinuierlich fortgeschrieben und mit Daten aus der betrieblichen Prozessanalyse und der betrieblichen Massenrechnung regelmäßig aktualisiert werden.

7.2.2 Prozessebene: Betriebliche Prozessanalyse

Bei der betrieblichen Prozessanalyse geht es darum, die in der betrieblichen Input-Output-Analyse auf Unternehmensebene erhobenen Stoffströme verursachungsgerecht den einzelnen Fertigungsprozessen zuzuordnen. Damit soll aufgezeigt werden, welche Prozesse im Unternehmen für welche Materialverbräuche verantwortlich sind, um erste Ansatzpunkte für Prozessoptimierungen zu erhalten. Die betriebliche Prozessanalyse erweist sich als vergleichsweise aufwendiger Schritt, weil hier Vorarbeiten für die nachfolgende betriebliche Massenrechnung geleistet werden.

Die Black-Box-Betrachtung des Unternehmens wird aufgelöst, indem das Betriebsgeschehen in einem ersten Schritt durch einzelne Prozesse in einem Prozessschaubild dargestellt wird. Für die ermittelten Prozesse werden Input-Output-Bilanzen aufgestellt, so dass der Anteil eines jeden Prozesses an den gesamten Stoff- und Energieströmen des Unternehmens ersichtlich wird. Um eine lebenszyklusweite Erfassung der Stoff- und Energieströme zu gewährleisten, wird die Materialintensität eines jeden Prozesses mit Hilfe der ökologischen Rucksäcke errechnet. Die Materialinputs der einzelnen Prozesse wird dann ökonomischen Größen, wie Prozesskosten oder Wertschöpfung, in einem Ressourceneffizienz-Portfolio gegenübergestellt, um daraus Ansatzpunkte für Prozessoptimierungen abzuleiten. Der Ablauf der betrieblichen Prozessanalyse ist nachfolgend dargestellt.

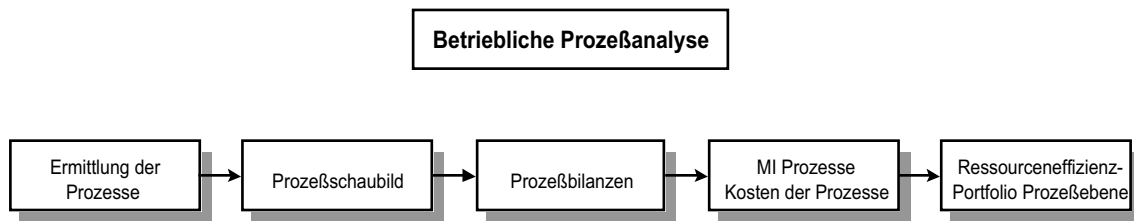


Abbildung 7.4: Ablauf der betrieblichen Prozessanalyse

Prozessermittlung

Unter einem Prozess wird eine Abfolge von funktionalen, räumlich und zeitlich zusammenhängenden Arbeitsschritten verstanden, durch die mittels Einsatz von Stoffen und Energien ein bestimmtes Leistungsergebnis erzielt wird (vgl. HALLAY/PFRIEM 1992, S. 80). Diese Definition gilt sowohl für Tätigkeiten in der Produktion als auch für Tätigkeiten im indirekten Bereich, wie z.B. der Arbeitsvorbereitung. Da im Rahmen der betrieblichen Prozessanalyse zunächst Optimierungsansätze für eine materialextensivere Produktion („Greener Production“) ermittelt werden sollen, werden nur Prozesse bilanziert, die der sachzielorientierten Leistungserstellung dienen (Fertigungsprozesse im Unternehmen). Die Prozesse des indirekten Leistungsbereichs (Hilfsprozesse) werden im Rahmen der betrieblichen Massenrechnung (siehe [Kap.7.2.3](#)) berücksichtigt, bei der alle Materialverbräuche des Unternehmens verursachungsgerecht auf die Produkte zugerechnet werden.

Prozess	Beschreibung
Vorbearbeitung 1&2 Bearbeitungszentrum	Sägen, Ablängen, Vorbehandlung, etc. 4-Achs-CNC-BAZ mit Bohrwerk und Formprüfung
Drehzentrum Feinbearbeitung	CNC-Drehmaschine umfasst alle nachbearbeitenden Tätigkei- ten wie Entgraten, Feinschleifen etc.
Lackiererei	halbautomatische Lackieranlage
Montage	manuelle und maschinelle Montage
Endbearbeitung	Endkontrolle und Nachbearbeitung

Tabelle 7.1:

Beispielhafte Prozessermittlung eines metallverarbeitenden Unternehmens

Ein mittelständisches Unternehmen der metallverarbeitenden Branche hat die angegebenen Prozesse ermittelt. Je nach Betriebsgröße ist diese Einteilung zu grob, so dass eine weitere Unterteilung der Prozesse vorgenommen werden kann. Die Prozesse werden in einer Liste aufgeführt und zur eindeutigen Abgrenzung verbal beschrieben.

Prozessschaubild

Die im vorigen Schritt ermittelten Prozesse werden nun in einem Prozessschaubild verknüpft. Das Prozessschaubild kann sich dabei an vorhandenen Materialflussplänen orientieren und hat den Charakter eines Flussdiagramms. Es stellt die Prozesse mit ihren wechselseitigen Abhängigkeiten dar.

Das Bindeglied zwischen den Prozessen sind innerbetriebliche Stoff- und Energieströme bzw. Informationsflüsse. Mit der Umwelt interagieren die Prozesse durch Stoffströme, die von außen in das Unternehmen gelangen bzw. dieses verlassen. Die Prozesse werden im Prozessschaubild nur funktional verknüpft, d.h. die Flussgrößen werden noch nicht quantifiziert.

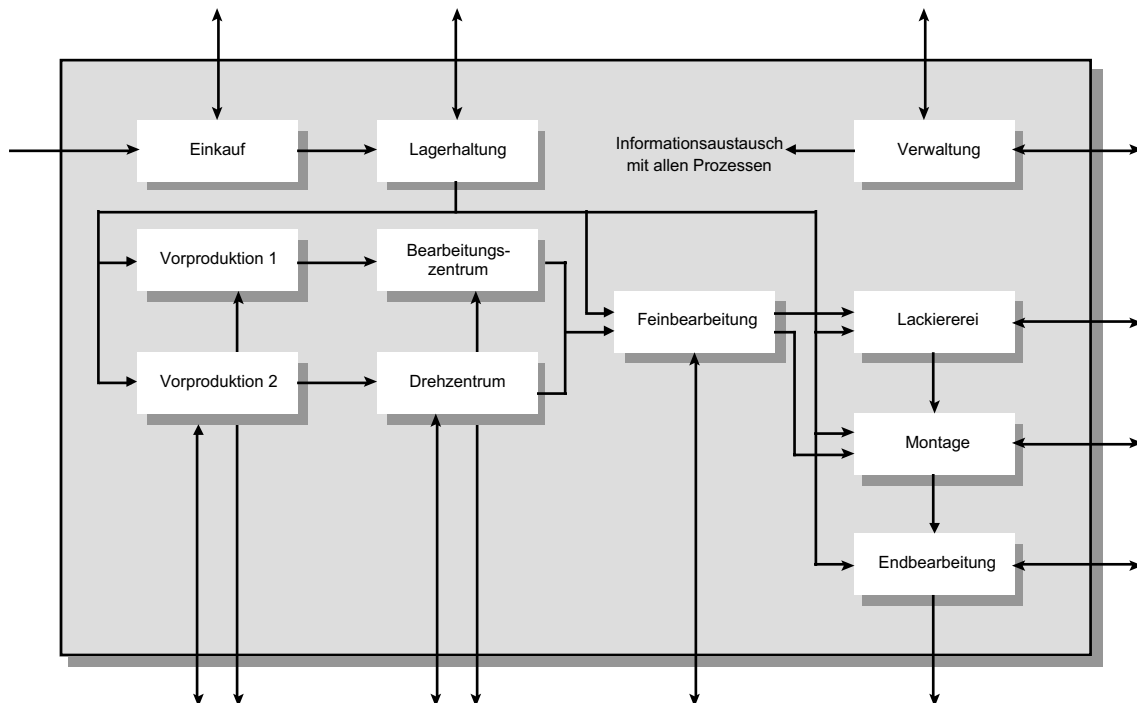


Abbildung 7.5: Beispielhaftes Prozessschaubild eines metallverarbeitenden Unternehmens

Prozessbilanz

Die Quantifizierung der Stoffströme findet im Rahmen der Prozessbilanzierung statt. Ziel der Prozessbilanzierung ist es, die Inputs und Outputs der einzelnen Prozesse so zu strukturieren und zu bilanzieren, dass in einem nächsten Schritt die Materialintensität der Prozesse ermittelt werden kann.

Dazu werden Inputs aufgrund ihrer Herkunft unterteilt in innerbetriebliche Inputs und außerbetriebliche Inputs. Kennzeichnend ist, dass innerbetriebliche Inputs einem innerbetrieblichen Prozess entstammen, wohingegen außerbetriebliche Inputs von außen in das Unternehmen gelangen.

Zur weiteren Strukturierung werden Inputs hinsichtlich ihrer Verwendung folgendermaßen gegliedert:

- Rohstoffe (im betriebswirtschaftlichen Sinn)²²
Sie gehen als Hauptbestandteil in das zu fertigende Produkt ein (Ferti-

²² Rohstoffe im Sinne des MIPS-Konzepts sind Stoffe in natürlichen Lagerstätten und Medien, die für Menschen von wirtschaftlichem Interesse sind und der Umwelt zum Zweck der Nutzung aktiv entnommen werden können.

gungsmaterial). Sie umfassen in Produktionsunternehmen meist Halbfertig- und Fertigteile (z.B. Schweißbleche, Reifen).

- **Hilfsstoffe**
Sie gehen auch in das Produkt ein, sind aber mengen- und wertmäßig von untergeordneter Bedeutung (wie z.B. Normteile, Leim, etc.).
- **Betriebsstoffe**
Sie dienen ausschließlich zur Aufrechterhaltung des Prozesses und gehen bei der Produktion substanziell unter. Sie sind nicht Bestandteil des Hauptprodukts²³ (wie z.B. Schmierstoffe, Reinigungsmittel, etc.).
- **Energie und Energieträger**
Im betriebswirtschaftlichen Sinn zählen Energie und Energieträger zum Betreiben des Prozesses zu den Betriebsstoffen. Sie werden hier jedoch wegen ihrer großen Umweltrelevanz gesondert aufgeführt.
- **Betriebsmittel**
Die Produktion ist mit einer Abnutzung des Betriebsmittels verbunden, weshalb sie anteilig als Materialinput berücksichtigt werden müssen. In einer ersten Näherung können Betriebsmittel linear über die Nutzungsdauer „massenmäßig abgeschrieben“ werden. Unter diese Kategorie fällt auch der Werkzeugverschleiß.
- **sonstige Inputs**
Hierzu zählen bspw. Materialverbräuche, die aus den vom Prozess beanspruchten Dienstleistungen resultieren.

Die nach Art ihrer Verwendung untergliederten Inputs können dabei sowohl innerbetrieblich hergestellt (innerbetriebliche Inputs) als auch von außen bezogen (außerbetrieblicher Input) worden sein (siehe Abb. 7.6).

Eine ähnliche Unterscheidung wird auf der Outputseite vorgenommen. Innerbetriebliche Outputs werden an nachgelagerte Prozesse im Unternehmen abgegeben. Sie bestehen in der Regel aus dem Hauptprodukt des betrachteten Prozesses²⁴ und aus innerbetrieblich weiterverarbeiteten Nebenprodukten. Außerbetriebliche Outputs umfassen alle Nebenprodukte (sofern sie nicht innerbetrieblich weiterverarbeitet werden), Emissionen, Reststoffe, Abwasser, etc. des Prozesses.

²³ Ein Hauptprodukt ist die erwünschte Leistung, für die der Prozess eingerichtet wurde bzw. betrieben wird. In seltenen Fällen kann es vorkommen, dass ein Prozess zwei oder mehrere Hauptprodukte hat (z.B. liefert ein BHKW erwünschtermaßen Strom und Wärme).

²⁴ Der letzte Prozess im Unternehmen erstellt naturgemäß keinen innerbetrieblich genutzten Output, da sein Hauptprodukt das verkaufsfähige Endprodukt des Unternehmens ist und an den Markt abgegeben wird.

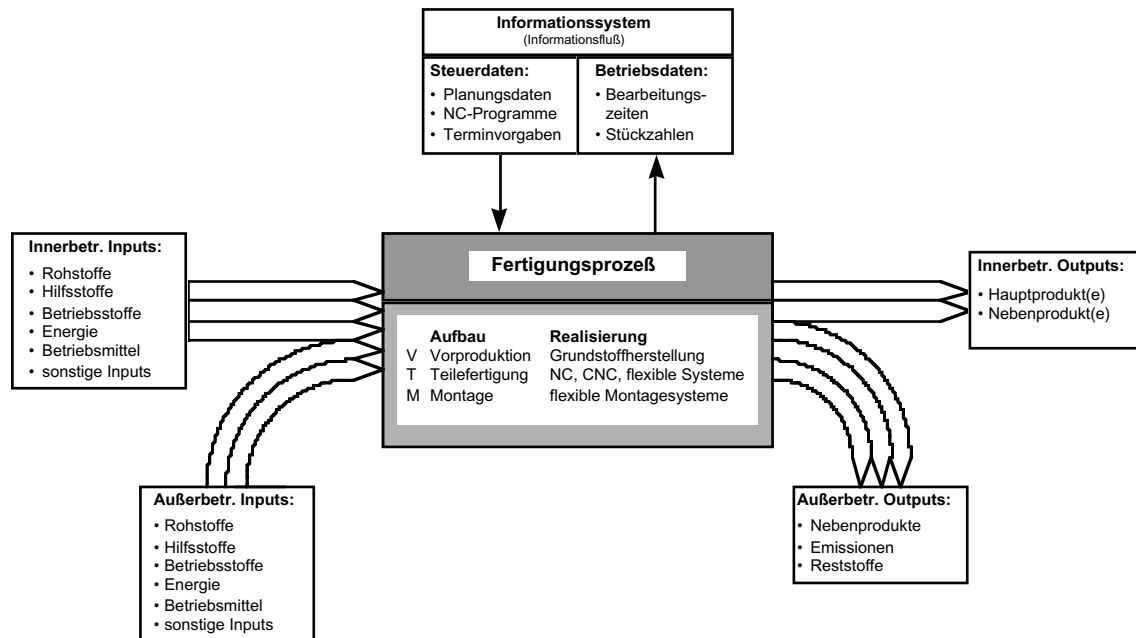


Abbildung 7.6: Darstellung der unterschiedlichen Inputs und Outputs eines Fertigungsprozesses. Diese Systematik kann sinngemäß auch auf Prozesse der indirekten Leistungserstellung übertragen werden.

In nachfolgender Tabelle sind alle möglichen Arten von Inputs und Outputs eines Prozesses als Übersicht zusammengestellt.

Innerbetriebliche Inputs			Innerbetriebliche Outputs		
Art des Inputs	Merkmale	Bemerkung	Art des Outputs	Merkmale	Bemerkung
<ul style="list-style-type: none"> • Rohstoffe • Hilfsstoffe 	gehen in das Hauptprodukt ein, aus eigener Fertigung	werden zu innerbetr. Output	<ul style="list-style-type: none"> • Hauptprodukt(e) • Nebenprodukt(e) 	an nachgeschalteten innerbetrieblichen Prozess abgegeben	Nebenprodukte nur, wenn innerbetr. verarbeitet
<ul style="list-style-type: none"> • Betriebsstoffe • Energie • Betriebsmittel • sonstige Inputs 	dienen zum Betreiben des Prozesses, aus eigener Fertigung	werden zu außerbetr. Output			
Außerbetriebliche Inputs			Außerbetriebliche Outputs		
Art des Inputs	Merkmale	Bemerkung	Art des Outputs	Merkmale	Bemerkung
<ul style="list-style-type: none"> • Rohstoffe • Hilfsstoffe 	gehen in das Hauptprodukt ein, fremdbezogen	werden zu innerbetr. Output	<ul style="list-style-type: none"> • Nebenprodukte • Reststoffe • Emissionen, etc. 	verlassen das Bezugssystem	
<ul style="list-style-type: none"> • Betriebsstoffe • Energie • Betriebsmittel • sonstige Inputs 	dienen zum Betreiben des Prozesses, fremdbezogen	werden zu außerbetr. Outputs			

Tabelle 7.2: Übersicht über die verschiedenen Arten von Inputs und Outputs eines Fertigungsprozesses

Für jeden festgelegten Prozess wird nun eine Input-Output-Bilanz erstellt, die alle Inputs und Outputs in strukturierter Form enthält. Die Stoffstromgrößen werden in einer normierten Gewichtseinheit wie etwa dem Kilogramm (kg) angegeben, um ihnen im nächsten Schritt die entsprechenden ökologischen Rucksäcke zuzuweisen.²⁵ Dabei ist für die Stoffstromgrößen eine geeignete zeitliche oder mengenmäßige Bezugsgröße anzugeben.

Für die Ermittlung der Materialintensität eines Prozesses können jedoch aus folgendem Grund nicht die gesamten Inputs in den Prozess zugrunde gelegt werden: Das zu fertigende Produkt wird schrittweise aus Roh- und Hilfsstoffen gefertigt. Alle eingehenden Roh- und Hilfsstoffe verbleiben so lange im Unternehmen, bis sie es als Bestandteil des gefertigten Produkts verlassen. Eigengefertigte Roh- und Hilfsstoffe entstammen einem vorgelagerten innerbetrieblichen Prozess, so dass dort schon die zu ihrer Erstellung induzierten Massenverbräuche erfasst wurden. Sie können also dem nachgelagerten Prozess nicht noch einmal angelastet werden. Andernfalls ergäben sich Mehrfachzählungen mit der Folge, dass dem letzten Prozess im Unternehmen (bspw. der Endkontrolle) alle Inputs des Unternehmens kumuliert zugeschrieben würden. Somit gehen *innerbetriebliche Inputs in Form von Roh-*

²⁵ Eine Ausnahme bilden Elektrizität und Wärme, die in kWh bzw. MJ angegeben werden.

stoffen und Hilfsstoffen nicht in die Berechnung der Materialintensität des Prozesses ein.

Anders verhält es sich mit Inputs, die zum Betreiben des Fertigungsprozesses dienen. Sie werden durch den Prozess „verbraucht“, d.h. sie werden nicht an nachgelagerte Prozesse abgegeben, sondern verlassen das Bezugssystem²⁶, so dass eine Doppelzählung ausgeschlossen ist. Sie können vielmehr nur über den Prozess erfasst werden, in dem sie eingesetzt werden.

Die Materialintensität des Prozesses ergibt sich somit aus der gesamten Inputmenge abzüglich innerbetrieblich hergestellter Roh- und Hilfsstoffe gewichtet mit den zugehörigen ökologischen Rucksäcken. Die zu verrechnenden Inputs bestehen also aus den *fremdbezogenen* Roh- und Hilfsstoffen sowie *aller* eingesetzten Betriebsstoffe, Energien und Energieträger, Betriebsmittel und sonstigen Inputs, unabhängig davon, ob sie selbst hergestellt oder von außen bezogen wurden.

Die so ermittelte Materialintensität des Prozesses drückt aus, wie viel Material durch den Prozess selbst zusätzlich verbraucht wird. Hingegen drückt die Materialintensität, die auf Basis des gesamten Materialinputs in den Prozess berechnet wird, aus, wie viel Material insgesamt bis zum jetzigen Stadium – also „von der Wiege bis zum betrachteten Prozess“ – verbraucht wurde.

Zur Verdeutlichung sind in nachfolgender Abbildung die Materialinputs und Kosten einiger Hauptprozesse gegenübergestellt.

²⁶ Eine Ausnahme bilden Reststoffe, die innerbetrieblich behandelt werden. Darauf wird jedoch nicht weiter eingegangen.

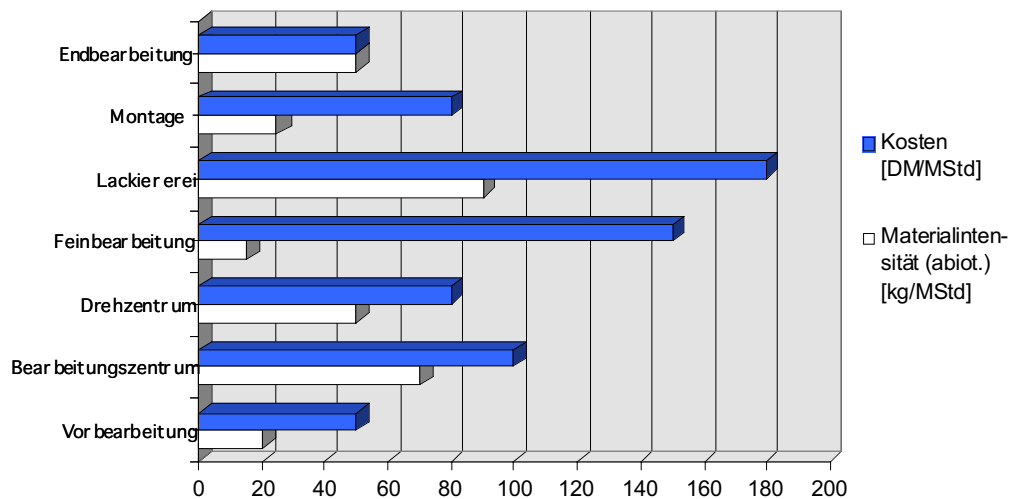


Abbildung 7.7: Beispielhafte Ermittlung von Kosten und Materialintensität von Prozessen

Ressourceneffizienz-Portfolio auf Prozessebene

Der letzte Schritt der Prozessanalyse ist die Erstellung des *Ressourceneffizienz-Portfolios* auf Prozessebene. Dieses dient als Basis für ein „Screeningverfahren“ zur Identifikation von „ökonomischen und ökologischen Kostentreibern“ im Unternehmen. Das Ressourceneffizienz-Portfolio teilt die Prozesse in bezug auf die Kategorien Kosten (DM) und Materialintensität (MI) in vier Quadranten ein. Die Grenze zwischen hoch und niedrig wird dabei unternehmensspezifisch festgelegt. Beispielsweise könnte dafür der Durchschnitt aller Prozesse im Unternehmen als Grenze angesetzt werden.

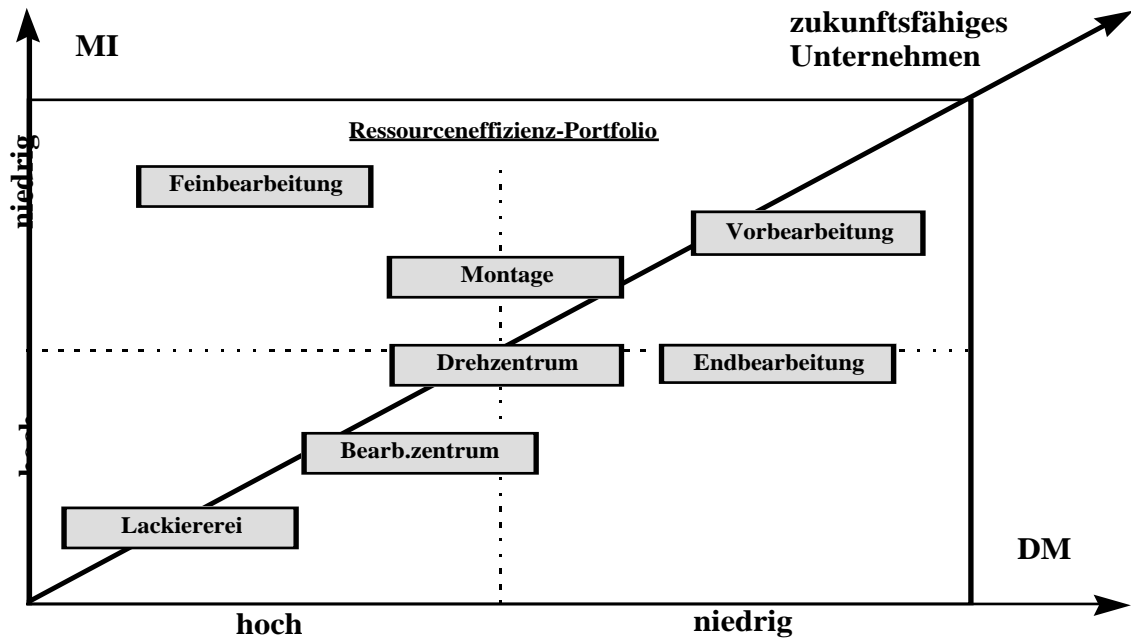


Abbildung 7.8: Das Ressourceneffizienz-Portfolio auf Prozessebene

Entsprechend der Zuordnung der einzelnen Prozesse zu den jeweiligen Quadranten ergeben sich nun unterschiedliche Handlungsempfehlungen.

	Kosten hoch	Kosten niedrig
MI niedrig	Selektives Vorgehen, evtl. Betrachtung einzelner Kostenelemente	Niedrige ökologische und ökonomische Relevanz, kein akuter Handlungsbedarf
MI hoch	Hohe ökologische und ökonomische Relevanz: Erste Priorität, akuter Handlungsbedarf, Aufnahme in das Umweltprogramm, systematische Suche nach Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten	Selektives Vorgehen, evtl. Betrachtung einzelner Inputs

Tabelle 7.3: Aus dem Ressourceneffizienz-Portfolio auf Prozessebene abgeleitete Handlungsstrategien zur Prozessoptimierung

Entscheidend für den ökonomisch-ökologischen Erfolg des Unternehmens sind die Prozesse, die der Kategorie „hoch/hoch“ zuzurechnen sind. Sie sollten oberste Priorität genießen, d.h. bspw. im Rahmen eines Umweltprogramms zuerst detailliert geprüft und dann optimiert werden, da hier die

größten Einsparpotenziale zu vermuten sind. Ebenso lassen sich für die anderen Quadranten Handlungsstrategien entwickeln, gemäß denen dann die jeweiligen Prozesse zu behandeln sind.

Je nach Zielsetzung der betrieblichen Prozessanalyse kann es von Interesse sein, bei der Berechnung der Materialintensität eines Prozesses weitere Größen auszublenden. So kann bspw. argumentiert werden, dass alle Materialien, die in das Produkt eingehen (also alle Roh- und Hilfsstoffe) durch die Konstruktion festgelegt werden und im Rahmen einer Prozessanalyse nicht Gegenstand von Optimierungsüberlegungen sind. In diesem Falle wird der Prozess nur mit den Materialintensitäten der eingesetzten Betriebsstoffe, den Energien und Energieträgern sowie den Betriebsmittel bewertet. Mit aus diesen Größen abgeleiteten Handlungsstrategien wird die Produktion unter den durch andere Unternehmensbereiche vorgegebenen Rahmenbedingungen optimiert.

Ebenso kann je nach Fragestellung der Einbezug von Materialintensitäten oder Rucksäcken auf Prozessebene ganz unterbleiben. Entscheidend ist es, ob die Erweiterung durch den Einbezug dieser Informationen auch tatsächlich eine Verbesserung der Entscheidungsgrundlage darstellt.

7.2.3 Produktebene: Betriebliche Massenrechnung

Während die betriebliche Prozessanalyse vornehmlich auf Prozessoptimierungen abstellt, liefert die betriebliche Massenrechnung die Datenbasis für Produktoptimierungen. Wirtschaftliche Informationen auf Produktebene liegen meist in Form von Selbstkosten, Verkaufspreisen, Stückgewinnen oder Deckungsbeiträgen vor und können direkt der Kostenrechnung entnommen werden. Um auch für Produkte den Umweltverbrauch angeben zu können, wird in einer betrieblichen Massenrechnung der Materialverbrauch, der auf Unternehmens- und Prozessebene erhoben wurde, auf die Produkte zugerechnet. Die betriebliche Massenrechnung orientiert sich dabei an bestehenden betrieblichen Rechnungssystemen, insbesondere an der Systematik der Kostenrechnung, um die weitgehende Analogie zwischen Kosten und Materialverbrauch auszunutzen (vgl. LIEDTKE ET AL. 1997, S. 11)

Im folgenden wird exemplarisch eine betriebliche Massenrechnung in Analogie zur Vollkostenrechnung dargestellt. Diese Methodik ist jedoch problemlos auf andere Kostenrechnungsarten wie die Teilkostenrechnung oder die Prozesskostenrechnung übertragbar und kann somit an die betrieblichen Gegebenheiten angepasst werden.

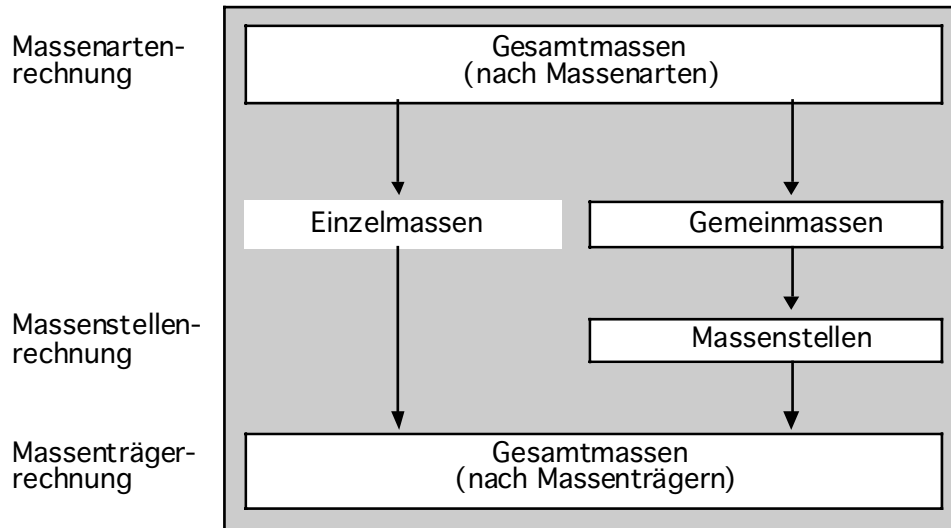


Abbildung 7.9: Ablauf der betrieblichen Massenrechnung (vgl. Preimesberger 1994, S. 53)

Die betriebliche Massenrechnung unterteilt sich in drei Stufen: Massenarten-, Massenstellen- und Massenträgerrechnung (vgl. PREIMESBERGER 1994, S. 51 ff.). Die betriebliche Massenrechnung baut dabei auf den Ergebnissen der betrieblichen Input-Output-Analyse und der betrieblichen Prozessanalyse auf, so dass der Aufwand für die betriebliche Massenrechnung um so geringer ist, je detaillierter die vorangegangenen Schritte durchgeführt wurden.

Massenartenrechnung

In der Massenartenrechnung kommt es zu einer systematischen Gliederung und Ordnung der betrieblichen Stoff- und Energieströme einschließlich ihrer ökologischen Rucksäcke.²⁷ Dabei wird eine Unterteilung in Einzelmassen und Gemeinmassen vorgenommen. Einzelmassen können dem Massenträger, d.h. den Produkten, direkt zugerechnet werden. Typische Einzelmassen sind Fertigungsmaterialien, die direkt in das Produkt eingehen (z.B. Reifen bei der Automobilproduktion). Gemeinmassen können dem Produkt nicht direkt zugeordnet werden, da sie für mehrere Produkte gleichzeitig anfallen (z.B. alle Materialinputs der Verwaltung). Dabei wird unterschieden zwischen echten Gemeinmassen, bei denen kein unmittelbarer Leistungszusammenhang zwischen Massenträger und Materialverbrauch besteht (z.B. Beleuchtung), und unechten Gemeinmassen, die zur Minimierung des Erfassungsaufwands pauschal auf die Massenträger zugerechnet werden (z.B. Hilfsstoffe).

²⁷ In der betrieblichen Input-Output-Analyse wurden die ökologischen Rucksäcke in einem ersten Schritt nicht berücksichtigt.

Massenstellenrechnung

Gemeinmassen müssen in der Massenstellenrechnung mittels verursachungsgerechter Verteilungsschlüssel auf Massenstellen verteilt werden. Massenstellen sind prinzipiell alle betrieblichen Einrichtungen, die für Herstellung und Vertrieb mehrerer Produkte zum Einsatz kommen. Im Idealfall sind Massenstellen und Kostenstellen weitgehend identisch, um den Arbeitsaufwand zu senken und das Verständnis zu erleichtern. Ziel ist es, eine hinreichend genaue Abbildung der tatsächlichen Verteilung der Massenströme mit möglichst wenigen Massenstellen zu erreichen (vgl. LIEDTKE ET AL 1995, S. 75).

Massenstellen werden untergliedert in Hauptmassen- und Hilfsmassenstellen. Hauptmassenstellen dienen direkt der sachzielorientierten Leistungserstellung, so dass deren Materialverbräuche auch direkt dem Massenträger zugerechnet werden können. Hilfsmassenstellen hingegen erbringen nur innerbetriebliche (von Hauptmassenstellen abgenommene) Leistungen, wodurch ein direkter Bezug zum Massenträger nicht gegeben ist. Die Materialverbräuche der Hilfsmassenstellen müssen deshalb erst über Verteilungsschlüssel auf Hauptmassenstellen umgelegt werden („Massenstellenumlage“). Am Ende der Massenstellenrechnung sind also alle Gemeinmassen einschließlich ihrer ökologischen Rucksäcke verursachungsgerecht auf Hauptmassenstellen verteilt.

Massenträgerrechnung

In der letzten Stufe der betrieblichen Massenrechnung liefert die Massenträgerrechnung die Stoffströme inklusive aller der ökologischen Rucksäcke, die pro Produkt insgesamt angefallen sind, bis das Produkt das Werkstor verlässt. Die Einzelmassen werden hierbei dem Produkt direkt zugerechnet. Die Gemeinmassen aus den Hauptmassenstellen werden wiederum auf Basis eines geeigneten Verteilungsschlüssels auf die Produkte zugerechnet.

Produktlinienanalyse²⁸

Naturgemäß ist jedoch mit der Produktion die Umweltwirkung eines Produktes noch nicht zu Ende. Es schließen sich noch die Nutzungs- und die Entsorgungs- bzw. Recyclingphase an. Zunehmend wird deutlich, dass Produzenten auch diese Lebensphasen des Produkts sowohl hinsichtlich der

²⁸ Der Begriff Produktlinienanalyse bezeichnet sowohl eine Methode zur Bewertung von Umweltwirkungen unter Berücksichtigung von sozialen und Nutzungsaspekten (vgl. ÖKOINSTITUT 1987), als auch die Analyse einer Produktlinie mit dem MIPS-Konzept. Hier und in den folgenden Ausführungen ist letztere Bedeutung gemeint.

Kosten als auch hinsichtlich des Umweltverbrauchs berücksichtigen sollten, da bspw. eine verbrauchsarme Nutzungsphase ein immer wichtigeres Verkaufsargument gegenüber dem Kunden wird.²⁹

Daten über die Nutzungsphase können bei der Produktlinienanalyse oft nur abgeschätzt und auf Durchschnittswerte bezogen werden, da das Unternehmen nur sehr eingeschränkt Einfluss auf das Verhalten der Kunden hat. Die Entsorgungs- bzw. Recyclingphase des Produkts kann jedoch im Unternehmen selbst stattfinden (Rücknahmegarantien). In diesem Falle können wieder konkrete Zahlen ermittelt werden (vgl. LIEDTKE/ROHN 1997, S. 19).

Im Rahmen der Produktlinienanalyse werden auch lebenszyklusweite Kosten abgeschätzt,³⁰ da dem Materialverbrauch die entsprechenden Kosten gegenübergestellt werden müssen. Die Kosten der Nutzungsphase können auch hier nur für Durchschnittswerte ermittelt werden. Problematisch ist, dass sich im Laufe einer langen Nutzungsdauer sowohl die Kosten für die Nutzung als auch für die anschließenden Entsorgungskosten z.T. drastisch ändern können. Deshalb müssen hier zukünftig zu erwartende Entwicklungen antizipiert werden.

Gegenüberstellung des Materialinputs mit ökonomischen Größen

Da die betriebliche Massenrechnung und die Produktlinienanalyse schon unter Berücksichtigung der ökologischen Rucksäcke durchgeführt wird, liegt nach der Massenträgerrechnung die gesamte Materialintensität „von der Wiege bis zum Produkt“ vor. Werden entsprechend die Materialintensitäten der Nutzungs- und Entsorgungs- bzw. Recyclingphase hinzugezählt, so erhält man die Materialintensität des gesamten Lebenszyklus des Produkts. Die entsprechenden ökonomischen Daten sind direkt der Kostenrechnung zu entnehmen und durch Kosten der Nutzungs- und Entsorgungs- bzw. Recyclingphase zu ergänzen. Nachfolgende Abbildung zeigt die Ermittlung der Kosten und der Materialintensität verschiedener Produkte eines Unternehmens an einem Beispiel.

²⁹ Diese Aussage kann bspw. an den EU-weiten Energieklassen für Haushaltsgeräte und der Diskussion um das „Drei-Liter-Auto“ belegt werden. Die Wichtigkeit der Entsorgungsphase zeigt das Beispiel „Brent Spar“ und die Altauto- und Elektronikschrott-Verordnung.

³⁰ Dieser Vorgang ist nicht zu verwechseln mit dem Life Cycle Costing.

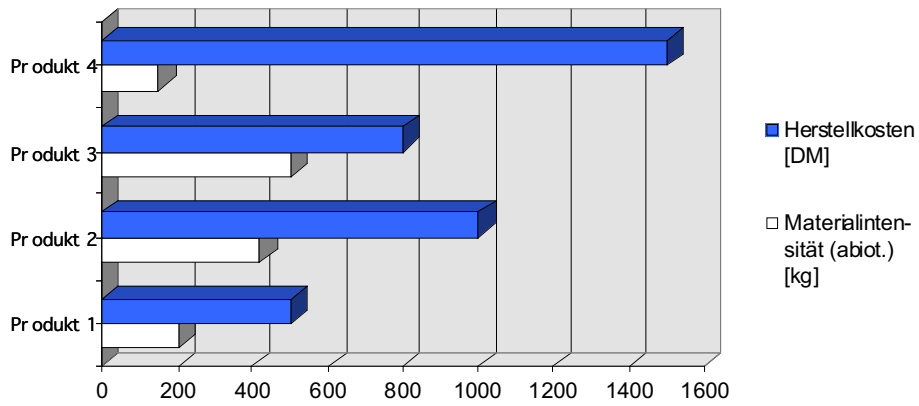


Abbildung 7.10: Beispielhafte Ermittlung der Herstellkosten und der Materialintensität verschiedener Produkte

Das Ressourceneffizienz-Portfolio auf Produktebene

Analog zur Betrachtung auf Prozessebene werden auch hier die Produkte in ein Ressourceneffizienz-Portfolio eingeordnet. In nachfolgender Abbildung sind die Produkte bezüglich ihrer lebenszyklusweiten Kosten (DM) und Materialverbräuche (MI) dargestellt. Auch hier wird die Grenze zwischen „hoch“ und „niedrig“ unternehmensspezifisch festgelegt.

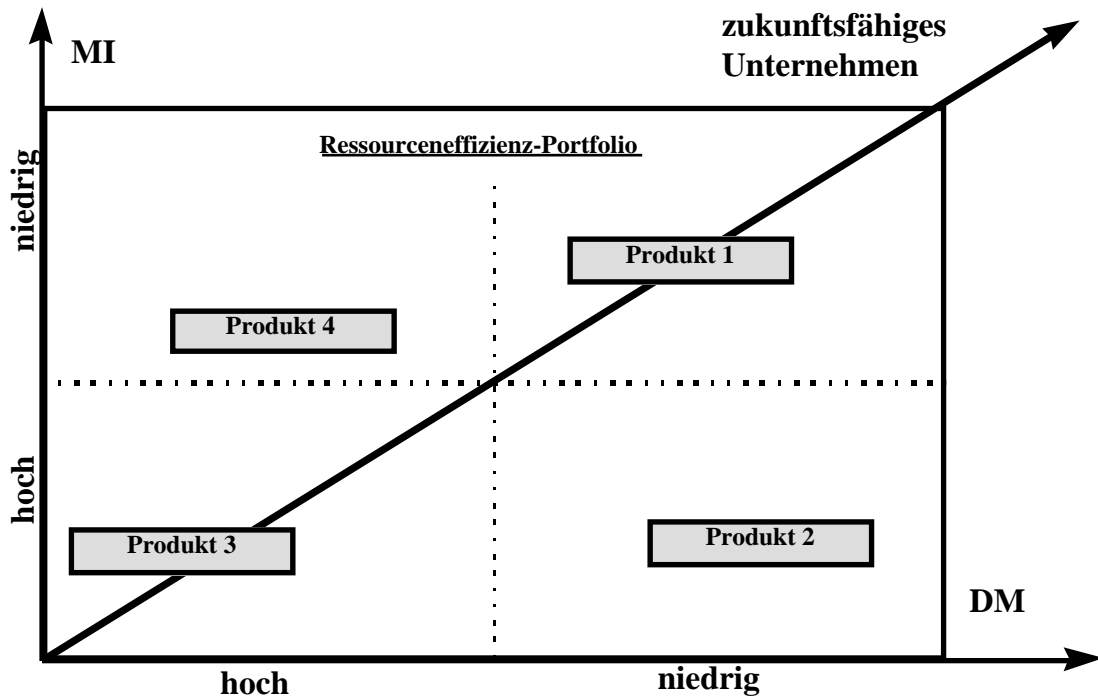


Abbildung 7.11: Das Ressourceneffizienz-Portfolio auf Produktebene

Aus dem Ressourceneffizienz-Portfolio auf Produktebene lassen sich Handlungsstrategien für Produktoptimierungen ableiten. Eine Kostenbetrachtung allein greift hier allerdings unter Umständen zu kurz (vgl. HAAKE 1996, S. 21), so dass in der Praxis eine Reihe unterschiedlicher Ressourceneffizienz-Portfolios zur Anwendung kommen können. Denn im Gegensatz zur Prozessebene, auf der vor allem Kosten und die damit verbundene Wertschöpfung für die ökonomische Betrachtung relevant waren (vgl. GOTSCHKE 1995, S. 10 f.), können auf Produktebene neben den Herstellkosten z.B. auch der Deckungsbeitrag oder der Stückgewinn von Interesse sein. In nachfolgender Tabelle sind Handlungsstrategien aufgeführt, die aus verschiedenen Ressourceneffizienz-Portfolios abgeleitet werden können.

	Kosten hoch	Kosten niedrig
MI niedrig	Selektives Vorgehen, Analyse ökonomischer Kostentreiber	Niedrige ökologische und ökonomische Relevanz, kein akuter Handlungsbedarf
MI hoch	Hohe ökologische und ökonomische Relevanz, systematische Suche nach Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten	Selektives Vorgehen, Analyse „ökologischer Kostentreiber“
	Deckungsbeitrag niedrig	Deckungsbeitrag hoch
MI niedrig	Möglichkeit zur Erhöhung des DB ermitteln, z.B. Kostensenkungspotenzial ausschöpfen (Betrachtung der Prozessebene), verstärkte Verkaufsanstrengungen durch Marketing als Low-MIPS-Produkt	Ökonomisch und ökologisch erfolgreiches Produkt. Absatzförderung durch Marketing als zukunftsfähiges Produkt
MI hoch	Ökonomisch und ökologisch bedenkliches Produkt, durch den niedrigen DB werden fast ausschließlich variable Kosten gedeckt, eine Überarbeitung/ Substitution des Produkts ist anzustreben	Analyse der ökologischen Schwachstellen, Suche nach Substitutionsmöglichkeiten materialintensiver Stoffe und Optimierung materialintensiver Lebenszyklusphasen
	Stückgewinn niedrig	Stückgewinn hoch
MI niedrig	Möglichkeit zur Erhöhung des Ertrags ermitteln, z.B. Kostensenkungspotenzial ausschöpfen (Betrachtung der Prozessebene), verstärkte Verkaufsanstrengungen durch Marketing als Low-MIPS-Produkt	Ökonomisch und ökologisch erfolgreiches Produkt, Absatzförderung durch Marketing als zukunftsfähiges Produkt.
MI hoch	Ökonomisch und ökologisch bedenkliches Produkt, Überarbeitung/ Substitution des Produkts ist anzustreben.	Analyse der ökologischen Schwachstellen, Suche nach Substitutionsmöglichkeiten materialintensiver Stoffe und Optimierung materialintensiver Lebenszyklusphasen

Tabelle 7.4: Aus dem Ressourceneffizienz-Portfolio auf Produktebene abgeleitete Handlungsstrategien zur Produktoptimierung

Bei der Suche nach dem Optimierungspotenzial von Produkten kann es hilfreich sein, zwischen produktions- und nutzungsintensiven Produkten zu unterscheiden:

- **Produktionsintensive Produkte**
Hier hat die Produktionsphase den größten Anteil am lebenszyklusweiten Materialverbrauch (z.B. Möbel). Diese Produkte sollten also vor allem hinsichtlich ihrer Produktion und Produktlebensdauer optimiert werden.

- **Nutzungsintensive Produkte**
Hier ist die Nutzungsphase des Produkts mit dem größten Materialverbrauch verbunden (z.B. Waschmaschine). Somit ist hier die Optimierung der Nutzungsphase von zentraler Bedeutung.

In jedem Falle sollte es Ziel eines zukunftsfähigen Unternehmens sein, den gesamten Lebensweg eines Produktes zu optimieren. Dabei werden bereits in der Produktkonzeption und in der Konstruktion der Materialverbrauch der Produktion, der Nutzungsphase und der Recycling- und Entsorgungsphase entscheidend beeinflusst. Eine lebenszyklusweite Optimierung des Produktdesigns umfasst somit eine Optimierung der Werkstoffzusammensetzung, eine materialextensive Produktion und Nutzungsphase, Reparatur- und Recyclingfähigkeit und nicht zuletzt eine unproblematische Entsorgung (vgl. SCHMIDT-BLEEK; TISCHNER 1995, S. 21).

Ein weiterer – weitreichender – Ansatzpunkt für eine ökologische Produktoptimierung liefert die Definition einer geeigneten Serviceeinheit, die ausdrückt, welchen Nutzen das hergestellte Produkt dem Kunden spendet. Diese „dematerialisierte“ Sichtweise lenkt den Blick weg vom dinglichen Produkt und eröffnet bisher nicht erkannte Einsparpotenziale. Großes ökologisches Verbesserungspotenzial verspricht eine langfristige Dienstleistungsorientierung von produzierenden Unternehmen. Durch neue Formen der Produktnutzung, wie z.B. Sharing, Vermietung, Leasing etc. verkauft das Unternehmen nicht mehr das dingliche Produkt, sondern die mit dem Produkt verbundene Dienstleistung. Verbleibt das Produkt im Besitz des Unternehmens, so hat es größtes Interesse an Langlebigkeit und materialextensiver Nutzung (vgl. BUND/MISEREOR 1996, S. 218).

7.3 Organisatorische Verankerung der Ressourceneffizienz-Rechnung

Um als umfassendes Informationsinstrument fungieren zu können, muss die Ressourceneffizienz-Rechnung in das (Umwelt-)Management eingebunden werden. Diese Einbindung dient dem Ziel, den betrieblichen Umweltschutz von der bloßen Handlungsrestriktion (Kontrollfunktion) zu einem Feld der aktiven Suche und Kommunikation nach strategischen Erfolgspotenzialen des Unternehmens zu entwickeln (vgl. HALLAY/PFRIEM 1992, S. 184).

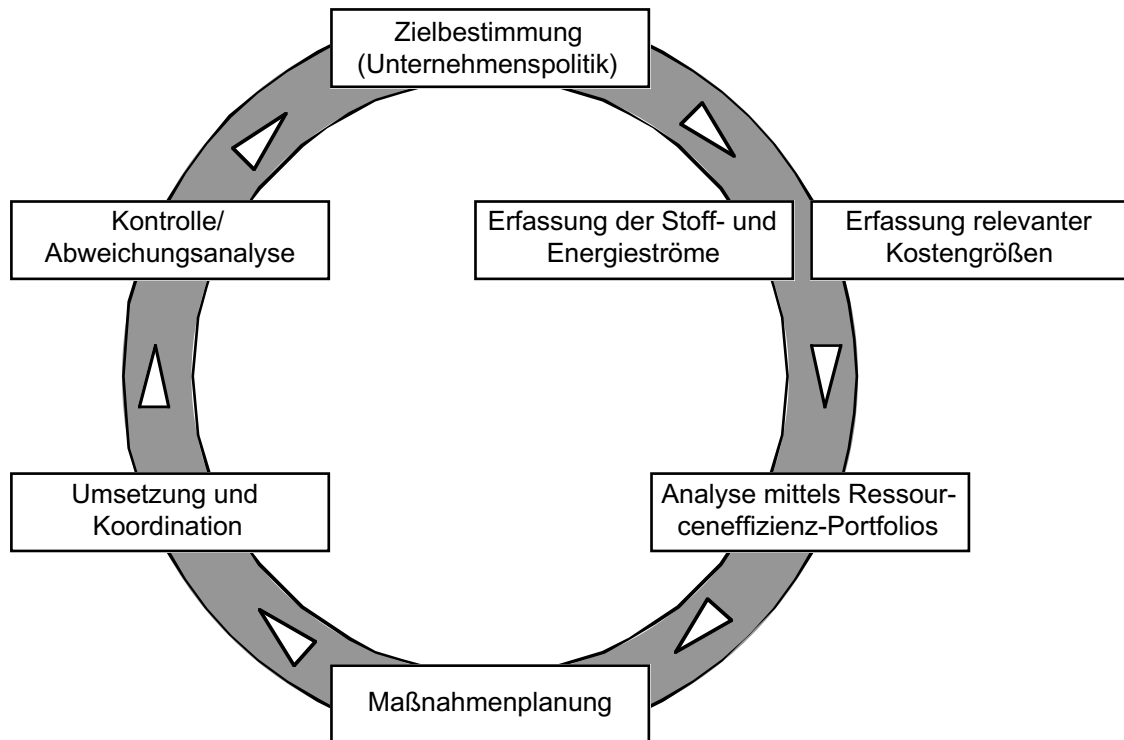


Abbildung 7.12: Die Ressourceneffizienz-Rechnung als Kreislaufmodell im Rahmen eines offensiven Umweltmanagements (in Anlehnung an BMU/UBA 1995, S. 33)

Ausgehend von einer Zielbestimmung allgemeiner Art liefert die Ressourceneffizienz-Rechnung als Analyseinstrument die Grundlage für eine Maßnahmenplanung im Rahmen des Umweltmanagements. Innerhalb der Planungsfunktion wird aus der Analyse des Ist-Zustands der notwendige Handlungsbedarf abgeleitet, der zum Erreichen des strategisch geplanten Soll-Zustands erforderlich ist. Um die geplanten Maßnahmen erfolgreich umzusetzen, müssen klare Verantwortlichkeiten festgelegt werden. Die Umsetzung dieser Maßnahmen muss von der Geschäftsleitung unterstützt werden. Erfolgsmaßstab ist eine abschließende Abweichungsanalyse, in der Zielsetzung und Ergebnis einander gegenübergestellt werden. Aus dem Ergebnis der Erfolgskontrolle leitet sich eine Neubestimmung bzw. Anpassung der Unternehmenspolitik ab.

Als führungsunterstützendes und abteilungsübergreifendes Informationsinstrument ist die Ressourceneffizienz-Rechnung Teil eines Umweltmanagementsystems, das sowohl auf operativer und strategischer Ebene, als auch auf normativer Ebene angesiedelt ist.

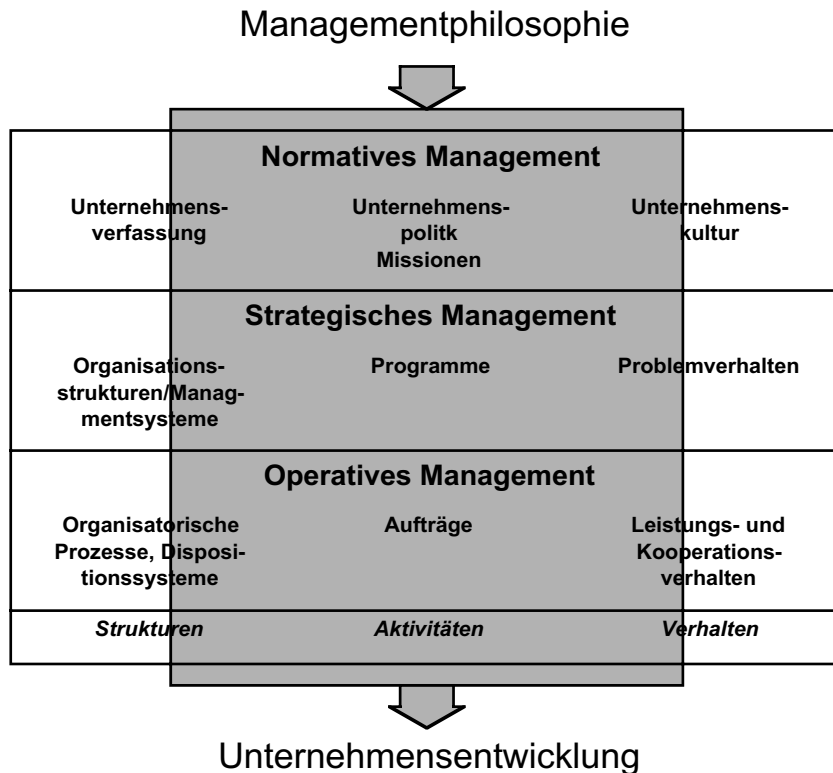


Abbildung 7.13: Stellung des integrierten Umweltmanagements (In Anlehnung an BLEICHER 1995, S. 72)

Die betriebliche Prozessanalyse zielt auf Einsparpotenziale ab, die unter gegebenen Rahmenbedingungen kurzfristig realisiert werden. In diesem Fall unterstützt die betriebliche Prozessanalyse das operative Management. Die betriebliche Massenrechnung hingegen ist auf Produktebene angesiedelt, auf der Optimierungsüberlegungen mittel- bis langfristigen Charakter haben. Mittelfristig kann die Ressourceneffizienz-Rechnung bspw. umweltgerechte Verbesserungen an bestehenden Produkten etwa durch konstruktive Veränderungen induzieren. Langfristig können mit Hilfe der Ressourceneffizienz-Rechnung Strategien zur Neugestaltung der Angebotspalette festgelegt werden, bei der bspw. Ergebnisse einer Schwachstellenanalyse zu einer umweltgerechten Produktgestaltung verwendet werden. Einen Schritt weiter geht eine Neuorientierung in der Produktstruktur, in der die Betrachtung weg vom dinglichen Produkt hin zu einem Angebot an ressourceneffizienten Dienstleistungen gelenkt wird.

Die Ergebnisse der Ressourceneffizienz-Rechnung können schließlich dazu verwendet werden, langfristige Unternehmensstrategien hinsichtlich ökonomischer und ökologischer Effizienz festzulegen und kontrollierbar umzusetzen. Die Ressourceneffizienz-Rechnung fungiert dann ausgehend vom nor-

mativen Management als Tool zur Umsetzung einer umfassenden Nachhaltigkeitsstrategie.

Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen zwar die Aktivitäten des Unternehmens, die mit Hilfe der Ressourceneffizienz-Rechnung ökonomisch und ökologisch beurteilt werden sollen. Als Teil eines umfassenden Umweltmanagementsystems werden dabei aber auch bestehende Strukturen und Verhaltensweisen innerhalb des Unternehmens beeinflusst, da ein Umweltmanagementsystem nur dann erfolgreich in das Unternehmen integriert werden kann, wenn alle Beschäftigten involviert werden. Damit verbunden sind bspw. verbesserte Kommunikationsstrukturen, Qualifikationsmaßnahmen und Mitarbeitendenbeteiligung (vgl. ROHN ET AL. 1998, S. 9).

7.4 Kritische Würdigung der Ressourceneffizienz-Rechnung

Die in diesem Kapitel vorgestellte Ressourceneffizienz-Rechnung soll betriebliche Entscheidungsträger bei der Suche nach Potenzialen der ökonomischen und ökologischen Optimierung im Unternehmen unterstützen. Als Informationssystem soll sie richtungssichere und lebenszyklusweite Daten erfassen, verarbeiten und entscheidungsorientiert darstellen.

Die Ressourceneffizienz-Rechnung verzichtet auf eine Trennung von umweltbedingten und nicht-umweltbedingten Kosten, da alle unternehmerischen Tätigkeiten und somit auch die durch sie verursachten Kosten als umweltrelevant betrachtet werden. Die für die Ressourceneffizienz-Rechnung notwendige hohe Stoffstromtransparenz erlaubt vielmehr eine Fokussierung auf Einsparungen von Material und Energie, wodurch gleichzeitig Kosten gesenkt werden und die Umwelt entlastet wird. Eine verbesserte Kostentransparenz kann erreicht werden, indem bestehende Gemeinkostenverteilungsschlüssel unter Stoffstromaspekten verfeinert werden.

Ökologische Aspekte werden adäquat berücksichtigt, da die Ressourceneffizienz-Rechnung auf dem MIPS-Konzept als ökologischem Bewertungsverfahren beruht. Dadurch wird eine lebenszyklusweite Betrachtung ermöglicht, so dass suboptimale Lösungen ausgeschlossen werden können, bei denen die im Unternehmen ermittelten Einsparpotenziale mit Mehrverbräuchen an anderer Stelle verbunden sind.

Die Ressourceneffizienz-Rechnung weist ökologische und ökonomische Informationen getrennt aus und stellt sie einander in einem Ressourceneffizienz-Portfolio gegenüber. Dadurch ist eine gleichzeitige Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte möglich. Durch die getrennte Ausweisung behält der betriebliche Entscheidungsträger jedoch die Freiheit, fallweise gemäß seiner Prioritäten zu entscheiden.

Durch die einfache Methodik des MIPS-Konzept lässt sich die Ressourceneffizienz-Rechnung mit vertretbarem Aufwand in die betriebliche Praxis implementieren. Da die notwendigen Inputdaten meist schon im Unternehmen vorhanden sind, lassen sich umfangreiche Datenerhebungen zum Zweck der Ressourceneffizienz-Rechnung vermeiden.

Nachteilig wirkt sich aus, dass durch die Inputorientierung des MIPS-Konzepts nicht alle Aspekte der Umweltbelastung gänzlich abdecken werden können. Eine detaillierte Outputbetrachtung wird dann notwendig, wenn das Unternehmen die Einhaltung outputseitiger Grenzwerte nachweisen muss, bzw. human- oder ökotoxische Stoffe freigesetzt werden. In diesen Fällen greift eine Materialintensitäts-Analyse allein zu kurz. Außerdem sind Unternehmen daran interessiert, Fortschritte durch umweltgerechtes Wirtschaften auch durch outputseitige Reduktionsangaben zu belegen. Die konzeptionelle Arbeit für ein entsprechendes Input/Output-Modul, mit dem von inputseitigen Materialdaten auf die Größe der Emissionen geschlossen werden kann, muss aber erst noch geleistet werden.

8 Stoffstromanalyse: Informationslieferant für die RER

Materialflüsse, d.h. die Bewegung und Umwandlung von Material und Energie stellen die Grundlage von Produktionsprozessen und somit einen wesentlichen Bestandteil unternehmerischer Tätigkeit dar. In den letzten Jahren hat die Optimierung der Materialflüsse insbesondere durch die Betrachtung von Material- und Energieverbräuchen im Rahmen des betrieblichen Umweltmanagements wieder an Bedeutung zugenommen. (Friege 1998)

Motivationen für die Erfassung, Analyse und Bewertung von Stoffströmen existieren aus umweltpolitischer Sicht viele. Zum einen sind es die Stoffeigenschaften (z.B. Toxizität, Persistenz, etc.) zum anderen sind es die absoluten umgesetzten Mengen in einer Volkswirtschaft, die eine Erfassung und Bewertung von Stoffströmen notwendig machen.

Die Analyse und Auswertung von Stoffströmen im Unternehmen im Rahmen der (Ressourcen-)Effizienz findet in der Betriebswirtschaft ihre Entsprechung in entsprechenden Ansätzen der Kostenrechnung bzw. dem betrieblichen Rechnungswesen. Für die kostenrechnerische Betrachtung von Stoffströmen im Unternehmen ist dabei entscheidend mit welcher Genauigkeit die Struktur der Kostenstellen die realen Material- und Energieflüsse im Unternehmen widerspiegeln.

In modernen prozessorientierten Kostenrechnungsverfahren (z.B. dem Activity Based Costing) geht es hauptsächlich um die Aufschlüsselung und verursachungsgerechte Zuordnung von Fixkosten. Diese repräsentieren aber keine regelmäßigen oder dauerhaften Stoffströme, sondern hauptsächlich einmalige Zu- oder Abgänge, weshalb sie i.d.R. für Stoffstromanalysen nicht sehr relevant sind. Anders verhält es sich da beim „Materials Only Costing“. Hier werden die im Unternehmen entstehenden Fixkosten (insb. Gemeinkosten) nicht weiter geschlüsselt, sondern nur die Materialkosten (bzw. die Kosten sämtlicher Vorleistungen) näher betrachtet. Dies vereinfacht die Kostenrechnung gravierend und ist aus dem Trend zum Outsourcing entstanden, der dazu führt, dass der Anteil der Vorleistungen an den Gesamtkosten dramatisch gestiegen ist.

Aus betriebswirtschaftlicher Sicht gibt es seit jeher Bestrebungen im Rahmen des Controllings genauere Informationen für die Planung, die Steuerung und die Kontrolle von Produktionsabläufen zu erfassen. Allerdings gibt es über den Detaillierungsgrad in dem Kosten- und Masseninformationen erhoben werden sollen unterschiedliche Vorstellungen. Gemeinsam ist den genannten Ansätzen der Kostenrechnung, dass sie die im Rahmen der Produktion bzw. Leistungserstellung anfallenden Kosten verursachergerecht zuordnen wollen. Diese Anforderung wird jedoch durch Wirtschaftlichkeits-

überlegungen wieder eingeschränkt. D.h. in der Praxis wird häufig vergleichsweise grob geschlüsselt, um den Aufwand für die Kostenrechnung in engen Grenzen zu halten.

Sowohl stoffstromorientierte Prozessoptimierungsansätze als auch die Kostenrechnung haben gemeinsam, dass sie die Transparenz erhöhen und dem betrieblichen Management entscheidungsrelevante und entsprechend aufbereitete Informationen zur Verfügung stellen, die ein gezieltes Steuern, Kontrollieren und Optimieren nach Material- und Kostengesichtspunkten ermöglichen.

Die Analyse von Stoffströmen, d.h. das detaillierte Wissen über die zeitliche und örtliche Verteilung der im Rahmen einer Produktion umgesetzten Materialien und Energien, ist eine wichtige Voraussetzung um steuernd eingreifen zu können. Sie ist Voraussetzung für die Steigerung der ökologischen und ökonomischen Effizienz eines Unternehmens sowie seiner Produktion und Produkte und stellt somit eine entscheidende Grundlage für Bewertungen im Rahmen der RER dar.

8.1.1 Stoffstrommanagement und Stoffstromanalyse

Die schwerpunktmäßige Orientierung an Materialflüssen im Rahmen des betrieblichen Umweltmanagement hat zur Bildung von neuen Begriffen beigetragen, die im Folgenden vorgestellt werden. Unter dem Stichwort Stoffstrommanagement sind eine Reihe neuer Ansätze zur Produktions- und Prozessoptimierung entstanden, wobei hier unter dem Begriff Stoff alle in der Produktion verwendeten Stoffe und Güter sowie alle Formen nutzbarer Energie zusammengefasst werden.

Der Begriff Stoffstrommanagement wurde wesentlich durch die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 12. Deutschen Bundestages geprägt. Dort wird Stoffstrommanagement wie folgt definiert: „Unter dem Management von Stoffströmen der beteiligten Akteure wird das zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von Stoffsystemen verstanden, wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und dem ökonomischen Bereich kommen, unter Berücksichtigung von sozialen Aspekten. Die Ziele werden auf betrieblicher Ebene, in der Kette der an einem Stoffstrom beteiligten Akteure oder auf der staatlichen Ebene entwickelt.“ (Enquete 1994, S.549)

Diese Definition versteht das Management von Stoffströmen als ein in seiner Gesamtheit zu optimierendes System an dem unterschiedlichste gesellschaftliche Gruppen beteiligt sind. Dieses Verständnis von Stoffstrommanagement als Kooperation von Unternehmen oder anderen Akteuren entlang

eines Produkt-Lebensweges wird im weiteren als „überbetriebliches Stoffstrommanagement“ bezeichnet. Darunter werden hier auch die Ansätze von regionalem (Brunner 1998) oder nationalem (Reiche 1998) Stoffstrommanagement gefasst. Es soll abgegrenzt werden vom Begriff des „betrieblichen Stoffstrommanagement“, welcher dem Forschungsprojekt CARE zugrunde liegt.

Unter betrieblichem Stoffstrommanagement wird im Folgenden „ein funktionales Teilsystem des Managements (...), das auf die Modellierung, Analyse, Bewertung und Steuerung von Stoffströmen mit dem Ziel einer Dokumentation und Verbesserung der zugrundeliegenden Produktionsprozesse ausgerichtet ist“ verstanden. (Rautenstrauch 1999) Der Begriff Betrieb wird in dieser Definition weit gefasst. Er kann sich auf ein gesamtes Unternehmen, eine technische Einheit davon („Betrieb“ im wirtschaftswissenschaftlichen Sinn), oder einen ausgewählten Teil der Produktion beziehen.

Das Stoffstrommanagement unterscheidet sich von einem klassischen Produktionsmanagement durch die beiden folgenden Aspekte:

- **Erweiterung um umweltrelevante Stoffflüsse:** Im Stoffstrommanagement werden die traditionellen Regelgrößen des Produktionsmanagement um sämtliche umweltrelevante Stoffflüsse wie den Einsatz primärer und sekundärer Ressourcen, Emissionen, usw. erweitert (vgl. Spengler 1998)
- **Systembezogene Optimierung:** Die Betrachtungstiefe von Stoffströmen orientiert sich an dem Ziel, die Gesamtheit der Stoffströme innerhalb eines Bilanzraumes im Zusammenhang zu optimieren (vgl. Steinaecker et al. 2000)

In engem Zusammenhang mit dem Begriff Stoffstrommanagement steht der Begriff der Stoffstromanalyse. Auf Basis der oben angeführten Definition des betrieblichen Stoffstrommanagements wird darunter „die Modellierung, Erfassung und Auswertung von Stoffströmen im Rahmen des Stoffstrommanagements“ verstanden. (Kessler et al. 2001) Stoffstrommanagement und Stoffstromanalyse lassen sich in einer pragmatischen Form auch wie folgt unterscheiden: „Die Stoffstromanalyse dient dazu, umweltbezogene Innovationspotenziale offen zu legen, das Stoffstrommanagement dazu, diese zu realisieren.“ (Troge 1998)

Uneinigkeit besteht derzeit noch über die Einordnung des Ansatzes Stoffstromanalyse bzw. Stoffstrommanagement in das betriebliche Umweltcontrolling/Ökocontrolling. Der Begriff des Ökocontrollings bzw. Umweltcontrollings bezieht sich auf das klassische Controlling (Analyse, Planung, Steue-

rung, Kontrolle) und kann beschrieben werden als ein „Informations-, Analyse- und Steuerungsinstrumentarium“, das in Hinblick auf die betrieblichen Umweltbelange vorwiegend auf den betrieblichen Stoffströmen aufbaut (Hallay, Pfriem 1992). Neben der stofflichen Betrachtung werden zum Teil auch andere umweltrelevante Informationen wie Umweltrecht oder Öko-Marketing-Aspekte erfasst. Je nach der Definition von Ökocontrolling ist das Stoffstrommanagement also eine wesentliche Teilmenge des Ökocontrollings (Schulz 1993), oder ein deckungsgleicher Begriff (Möller et al. 1997).

8.1.2 Vergleichbare konzeptionelle Ansätze

Neben dem Stoffstrommanagement und der Stoffstromanalyse gibt es eine Reihe vergleichbarer konzeptioneller Ansätze. Einige dieser Ansätze und ihre Einordnung in den Kontext des betrieblichen Umweltmanagements sollen hier kurz vorgestellt werden.

Das Institut für Management und Umwelt, Augsburg stellt im gleichnamigen LfU-Leitfaden den Begriff „Betriebliches Material- und Energieflussmanagement“ vor und beschreibt damit einen Ansatz, der die Tätigkeiten eines Unternehmens unter besonderer „Betrachtung und Gestaltung der Material- und Energieflüsse“ erfasst, bewertet und daraus folgend verändert. Dabei wird der systematische „Abstimmungsprozess“ zwischen den Material- und Energieflüssen, dem Informationssystem und der Organisation des Unternehmens hervorgehoben (LfU 1999). Von der Idee und der grundlegenden Methodik ist das Material- und Energieflussmanagement dem oben vorgestellten Ansatzes des betrieblichen Stoffstrommanagements vergleichbar.

Der am Fachgebiet Abfallvermeidung der Technischen Universität Berlin entwickelte Consultingansatz der Ökologischen und Ökonomischen Betriebsoptimierung (ÖBO) zielt darauf ab, „im Voraus Verfahrensalternativen hinsichtlich ihrer ökologischen und ökonomischen Konsequenzen“ zu beurteilen. Das Ziel ist, „innerbetriebliche Stoffflüsse dahingehend zu optimieren, dass Umweltentlastungen minimiert“ und die Wirtschaftlichkeit erhöht wird. Für die ökologische Analyse und Bewertung wird dabei das Verfahren der Ökobilanzierung angewandt, für die ökonomische Analyse wird eine Kostenstellenrechnung mit den Prozessen als Kostenstellen durchgeführt (Fleischer et al. 1999). Die Zielsetzung der ÖBO ist demnach mit der eines betrieblichen Stoffstrommanagements vergleichbar, an Methodik, verwendete Daten und zu gewinnende Informationen wird jedoch der hohe Maßstab der Ökobilanz angelegt.

Die Ökobilanz hat, ebenso wie ihr ökonomisches Äquivalent, das Life Cycle Costing, immer die Betrachtung des gesamten Lebenswegs „von der Wiege bis zur Bahre“ zum Ziel. Ein wesentliches Prinzip der Ökobilanz ist die Defi-

dition und die Wahl der Systemgrenzen sowie die Struktur der Bilanz. Nach Abschnitt 4.2 der DIN EN ISO 14040 hat eine Ökobilanz stets die vier Bestandteile Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Ein Stoffstrommanagement umfasst zunächst nur die ersten beiden Schritte. Eine Wirkungsabschätzung und deren Auswertung ist nur für bestimmte Zielsetzungen angebracht. An die Systemgrenzen stellt Abschnitt 5.1.2.2 der DIN EN ISO 14040 den Anspruch, dass „Inputs und Outputs an ihren Systemgrenzen Elementarflüsse sind“. Auch diese Anforderung wird im Rahmen eines Stoffstrommanagements nur dann gestellt, wenn die Ziele mit denen einer Ökobilanz übereinstimmen, die „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs“. (DIN EN ISO 14040 ff.)

8.1.3 Stoffstromanalyse als Grundlage für die RER

Die Ressourceneffizienz-Rechnung (siehe Kap. 7) basiert auf einer ökonomischen und einer ökologischen Dimension, die die Entscheidungsgrundlage in Unternehmen im Sinne des Nachhaltigen Wirtschaftens verbessern sollen. Als zweidimensionales System unterscheidet sie sich grundsätzlich von vorhandenen Ansätzen der Umweltkostenrechnung, die versuchen, Umweltwirkungen in einer einzigen (monetären) Größe anzugeben.

Neben ökonomischen Informationen, die in der Regel aus dem betrieblichen Rechnungswesen bzw. der Kostenrechnung stammen, will die Ressourceneffizienz-Rechnung einem betrieblichen Entscheidungsträger auch schnell und richtungssicher Daten über ökologische Konsequenzen verschiedener Handlungsalternativen liefern. Die ökologische Dimension wird durch die betrieblichen Stoffströme repräsentiert, die – je nach Entscheidungssituation – mit Daten über die Ressourcenverbräuche in den vor- und nachgelagerten Abschnitten des Lebenszyklus erweitert werden. Grundlage ist aber in jedem Fall die Transparenz der innerbetrieblichen Stoffströme, da nur so auch tatsächlich entscheidungsrelevante Größen zur Unterstützung der Entscheidungsträger bereit gestellt werden können.

Die Transparenz der Stoffströme durch die Stoffstromanalyse ist Voraussetzung für alle drei Ebenen der Ressourceneffizienzrechnung: Bei der Einführung der Ressourceneffizienz-Rechnung in die betriebliche Praxis wird wie in Abbildung 8.1 dargestellt vorgegangen. Die in der betrieblichen Input-Output-Analyse auf Unternehmensebene ermittelten Stoff- und Energieströme werden in der betrieblichen Prozessanalyse transparent gemacht, indem sie den verursachenden Prozessen zugewiesen werden. Die betriebliche Massenrechnung ermöglicht eine Zurechnung aller Massenverbräuche auf

die Produkte des Unternehmens, um daraus Handlungsempfehlungen zur lebenszyklusweiten Produktoptimierung zu entwickeln.

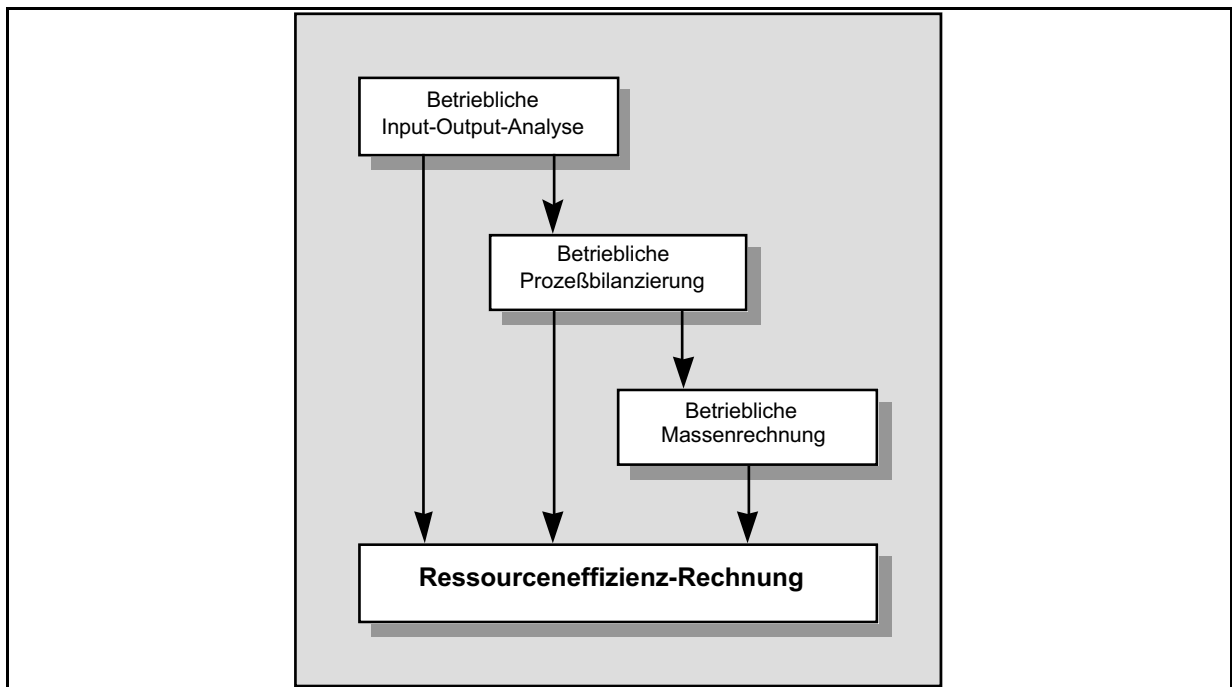


Abbildung 8.1: Ablauf der Ressourceneffizienz-Rechnung

Der Detaillierungsgrad der Stoffstromanalyse und damit der RER ist dabei von den betrieblichen Gegebenheiten abhängig. Die Erschließung des möglichen Potenzials hängt von dem damit verbundenen Aufwand ab. Einflussfaktoren auf das Aufwand/Nutzen-Verhältnis sind beispielsweise der absolute Ressourcenverbrauch, der Anteil der Materialkosten an den Gesamtkosten des Unternehmens, die Datenverfügbarkeit, etc.

9 Umsetzung der RER im Unternehmen

Die RER versteht sich als entscheidungsunterstützendes System in Unternehmen. Ziel ist es, die Informationsbasis des betrieblichen Entscheiders im Sinne des nachhaltigen Wirtschaftens zu verbessern. Dies wird im Unternehmen nur gelingen, wenn das Thema Ressourceneffizienz in die Geschäftsprozesse eines Unternehmens integriert wird, statt es isoliert in Fachabteilungen oder Stabsstellen zu behandeln.

Das Ziel der Integration auf Geschäftsprozessebene kann nur erreicht werden, wenn der Entscheidungsträger im Unternehmen zusätzliche Informationen erhält, die er bei seiner Entscheidung als eine beeinflussende Größe berücksichtigen kann. Um dies zu erreichen, ist die detaillierte und aktuelle Auswertung von Produktionsdaten unter ökologischen und ökonomischen notwendig.

Integration der RER in betriebliche Informationssysteme

Für die Auswertung von ökologisch und ökonomisch relevanten Informationen spielt der Einsatz von Informationstechnik und Software eine wichtige Rolle, da der Auswertungsprozess so erheblich effizienter gestaltet werden kann und eine Vielzahl von Informationen bereits in Form von Daten in verteilten Informationssystemen eines Unternehmens vorhanden sein kann.

Daher sollte die RER auch weitestgehend in die betrieblichen Informationssysteme integriert werden, da nur dann gewährleistet ist, dass auf das Entscheidungssystem über verschiedene Funktionsbereiche hinweg zugegriffen werden kann. Die RER sollte darüber hinaus in bestehende Informations-, Controlling- und Auswertungsroutinen integriert werden und so bestehende Standardauswertungen um Aspekte der Ressourceneffizienz erweitern.

Detaillierungsgrad der RER im Unternehmen

Die Frage des Detaillierungsgrads der Anwendung der RER (siehe auch Kap. 7) ist insbesondere von den betrieblichen Gegebenheiten und damit vom Aufwand/Nutzen-Verhältnis abhängig. Grundsätzlich gilt für den Einsatz der RER im Unternehmen ein ähnlicher Bewertungsmaßstab wie für den Einsatz von Kostenrechnungssystemen. Für den Einsatz der Kostenrechnung gilt, dass diese nur in der Genauigkeit und Intensität betrieben wird, wie es betriebswirtschaftlich sinnvoll erscheint. Vergleichbar gilt für die RER, dass das Verhältnis zwischen Aufwand für die Erzeugung neuer Informationen kleiner sein muss als der damit verbundene ökologische bzw. ökonomische Nutzen.

Grundsätzlich kann zwischen zwei unterschiedlichen Formen der Anwendung der RER im Unternehmen unterschieden werden. Es sind regelmäßige

Auswertungen zum Zwecke des Controllings (beispielsweise analog zur monatlichen betriebswirtschaftlichen Auswertung) von fallweisen Auswertungen zu bestimmten Anlässen (z.B. Entscheidung über das Produktionsprogramm, Neu-Entwicklung von Produkten) zu unterscheiden. Die RER sollte beide Fälle unterstützen, um ein größtmögliches Spektrum von Geschäftsprozessen abzudecken.

Die informationstechnische Unterstützung der RER wurde oben bereits als ein wichtiges unterstützenden Element für deren Integration in Geschäftsprozesse genannt. Im folgenden Kapitel 9.1 wird der aus den verschiedenen Ebenen der RER folgende Bedarf an Daten und Informationen erläutert, um eine Aufwandsabschätzung für ihre Umsetzung im Unternehmen zu ermöglichen. Die unterschiedlichen informationstechnischen Umsetzungsmöglichkeiten der RER werden in Kapitel 9.2. behandelt.

9.1 Anwendungsebenen der (RER) und ihr Informationsbedarf

Auf Definition und Abgrenzung der Ressourceneffizienz-Rechnung (RER) wurde bereits ausführlich in Kapitel 2 eingegangen. Dort wurden auch die drei folgenden Anwendungsebenen der RER vorgestellt:

- 1) die Unternehmensebene mit der betrieblichen Input-Output-Analyse einschließlich dem Materialkontenrahmen,
- 2) die Prozessebene mit dem Materialflussdiagramm, der Prozessbilanzierung sowie der Bewertung der Prozesse mit dem Ressourceneffizienz-Portfolio,
- 3) die Produktebene mit der betrieblichen Massenrechnung, der Produktlebenszyklusbetrachtung und der Bewertung von Produkten mit dem Ressourceneffizienz-Portfolio.

Die einzelnen Stufen der Ressourceneffizienz-Rechnung sowie ihr Daten- und Informationsbedarf werden im Folgenden beschrieben.

9.1.1 Informationsbedarf auf Unternehmensebene

Auf Unternehmensebene wird eine betriebliche Input-Output-Analyse durchgeführt und ein Materialkontenrahmen aufgestellt. Dies dient als Startpunkt für die Bestimmung des Materialinputs des Unternehmens.

Eine Input-Output-Bilanz stellt die in ein Unternehmen ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme sowie vorhandene Bestände über einen be-

stimmten Zeitraum zusammenfassend dar. In Tabellenform werden diese in den Rubriken Input und Output dargestellt (siehe Abbildung 9.1).

INPUT	Jahr	Output	Jahr
1. Umlaufgüter (kg)		1. Produkte (kg)	
1.1. Rohstoffe			
1.2. Halbfertigteile			
1.3. Hilfs und Betriebs.		2. Recycling (kg)	
1.4. Verbrauchsmaterial			
2. Energie (kWh)		3. Abfall (kg)	
2.1. Gas		3.1. Sonderabfall	
2.2. Strom		3.2. Wertstoffe	
2.3. Treibstoff		3.3. Restmüll	
3. Wasser (kg)		4. Energieabgabe (kWh)	
3.1. Stadtwasser			
3.2. Rohwasser		5. Abwasser (kg)	
		6. Abluft/ Emiss. (kg)	

Abbildung 9.1: Darstellung der Ergebnisse einer Input-Output-Analyse (nach BMU/ UBA 1997)

Zur Erstellung einer Input-/Output-Bilanz für einen Betrieb, müssen die eingehenden Stoffe und Energien sowie die ausgehenden Stoffe und Energien über einen definierten Bezugszeitraum erfasst werden.

Daraus ergibt sich der folgende Informationsbedarf:

- Die Mengen der im Bezugszeitraum angelieferten Materialien, Stoffe und Vorprodukte ausgedrückt in Masseneinheiten.
- Die Mengen der angelieferten Energien in Energieeinheiten.
- MI-Werte von angelieferten Materialien und Energien
- Die Mengen der im Bezugszeitraum abgelieferten Materialien, Stoffe und Produkte ausgedrückt in Masseneinheiten einschließlich nicht-warenförmiger Ressourcen wie Reststoffen und Emissionen. Emissionen (in Wasser, Luft oder andere Medien) können als Schadstofffrachten ausgedrückt werden – diese können aus Konzentration und Menge berechnet werden.
- Die Mengen der abgegebenen Energien in Energieeinheiten.

- Die Informationen zu Stoffen, Materialien, Artikeln und Energien müssen detailliert klassifiziert sein. Sie werden dann im Materialkontenrahmen dargestellt.

9.1.2 Informationsbedarf auf Prozessebene

Die Input-Output-Analyse kann als Grundlage für eine Analyse auf Prozessebene dienen. Dazu wird der Betriebsablauf in einem Materialflussdiagramm dargestellt. Dieses beinhaltet alle betrieblichen Prozesse und die sie verbindenden Stoffströme. Den Stoffströmen müssen Materialmengen und ihre entsprechenden Kosten zugewiesen werden. Für jeden Prozess wird dann in der Prozessbilanzierung eine eigene Input-Output-Analyse durchgeführt. Die Input-Output-Analyse für einen Prozess ist vergleichbar der Input-Output-Analyse auf Unternehmensebene, dabei dient statt dem ganzen Unternehmen ein einzelner Prozess als Bezugsrahmen.

Materialflussdiagramm und Prozessbilanzen dienen zur Analyse der betrieblichen Abläufe. Die gewonnenen Erkenntnisse dienen als Grundlage für ein erstes Screening, in dem Kostentreiber und möglicherweise ressourcenineffiziente Abläufe identifiziert werden können. Schlussendlich kann durch die Darstellung im Ressourceneffizienz-Portfolio eine entscheidungsorientierte Aufbereitung der Ergebnisse erreicht werden. Im Ressourceneffizienz-Portfolio (siehe Abb. 9.2) mit den Achsen Kosten und Materialintensität werden die relevanten betrieblichen Prozesse eingeordnet und untereinander bezüglich ihrer Kostenintensität und Materialinputs verglichen. Die Lage im Ressourceneffizienzportfolio gibt somit Hinweise, welche Prozesse sowohl unter Kosten- als auch unter Ressourcengesichtspunkten Effizienzpotenziale aufweisen. (siehe auch Kap. 7).

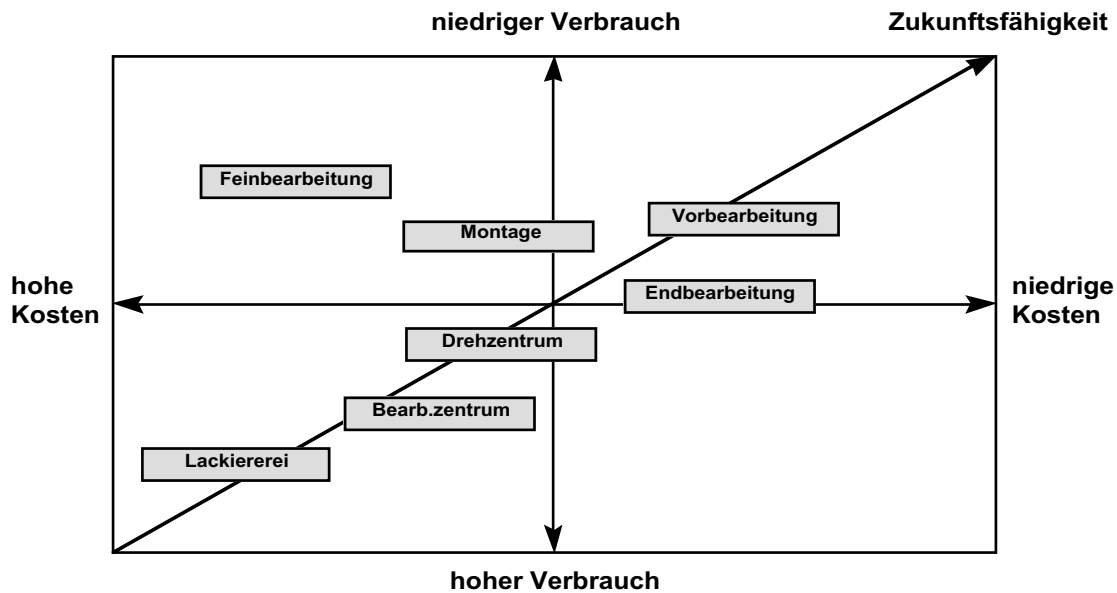


Abbildung 9.2: Das Ressourceneffizienz-Portfolio

Ein Produktionsablauf besteht aus verschiedenen Prozessen. Für jeden dieser Prozesse können mit Hilfe einer Prozessbilanz der Ressourcenverbrauch und die Kosten festgestellt werden. Dazu wird für jeden der Prozesse eine Input-Output-Bilanz erstellt. Für die Erstellung der Bilanzen auf Prozessebene sollten folgende Voraussetzungen für die Mengen- und Kostendaten erfüllt sein.

Mengeninformationen:

- Die eingesetzten Materialien bzw. Stoffe und Energien zur Produktion des betrachteten Produkts müssen nach Art und Menge bekannt sein. Dazu sollten Ist-Daten und nicht nur Plan- oder Solldaten verfügbar sein.
- MI-Werte von angelieferten Materialien und Energien
- Der Output (Mengen und Energien) eines Teilprozesses sollte ebenfalls in Form von Ist-Daten verfügbar sein.
- Mengenallokation: Wenn der Output eines Prozesses Teilprodukte für verschiedene Endprodukte enthält, so muss definiert sein, welcher Mengenanteil des Teilproduktes in welches Endprodukt eingeht.

Kosteninformationen:

- Die benötigten Arbeitsschritte müssen bekannt sein. Dazu gehört der Aufwand an Personal und an Maschinenzeiten inklusive der dabei anfallenden Kosten. Der Einbezug von Personalkosten und nicht-materialabhängigen Kosten ist dabei von der konkreten betrieblichen (Entscheidungs-)Situation abhängig zu machen. Geht es beispielsweise

um eine reine Optimierung der Inputstoffe, die die Abläufe unberührt lässt, ist der Einbezug von Personalkosten nicht zielführend, da die Personalkosten von dieser Optimierung nicht berührt werden. Sollen hingegen auch die Abläufe optimiert werden (z.B. das Handling von Stoffen), so ist der Einbezug sinnvoll, da dann die Personalkosten eine Variable darstellen.

- Jeder Teilprozess muss als Kostenstelle definiert sein, um eine eindeutige Kostenzuordnung im System zu ermöglichen. Dies ermöglicht, dass die errechneten Kennzahlen als Steuerungsinstrument eingesetzt werden können.
- Energieverbräuche müssen für jeden Teilprozess verfügbar sein.
- Kostenallokationen: Wenn der Output eines Prozesses Teilprodukte für verschiedene Endprodukte enthält, so muss genau definiert sein, welcher Kostenanteil des Teilproduktes in welches Endprodukt eingeht. Dies wird im Regelfall durch die Schlüssel in der Kostenrechnung definiert.

9.1.3 Informationsbedarf auf Produktebene

Das dritte Anwendungsfeld der Ressourceneffizienz-Rechnung ist die Produktoptimierung. Während die kostenrechnerische Seite der Produktbetrachtung in Form von Selbstkosten oder Verkaufspreisen oftmals gut erfasst ist, stehen für die Bilanzierung des Umweltverbrauchs auf Produktebene nur unzureichende Informationen zur Verfügung. Die RER wird deshalb auch auf die Produktebene übertragen. Dies geschieht auf Basis der betrieblichen Massenrechnung. Bei der betrieblichen Massenrechnung wird analog zur bestehenden betrieblichen Kostenrechnung der Materialinput, der auf Prozessebene erhoben wurde, den Produkten zugerechnet.

Im Folgenden wird eine betriebliche Massenrechnung in Analogie zur Vollkostenrechnung vorgestellt. Dort werden Stoff- und Materialmengen über ihre Massen betrachtet. Gemäß der folgenden Abbildung unterteilt man in Massenarten-, Massenstellen- und Massenträgerrechnung.

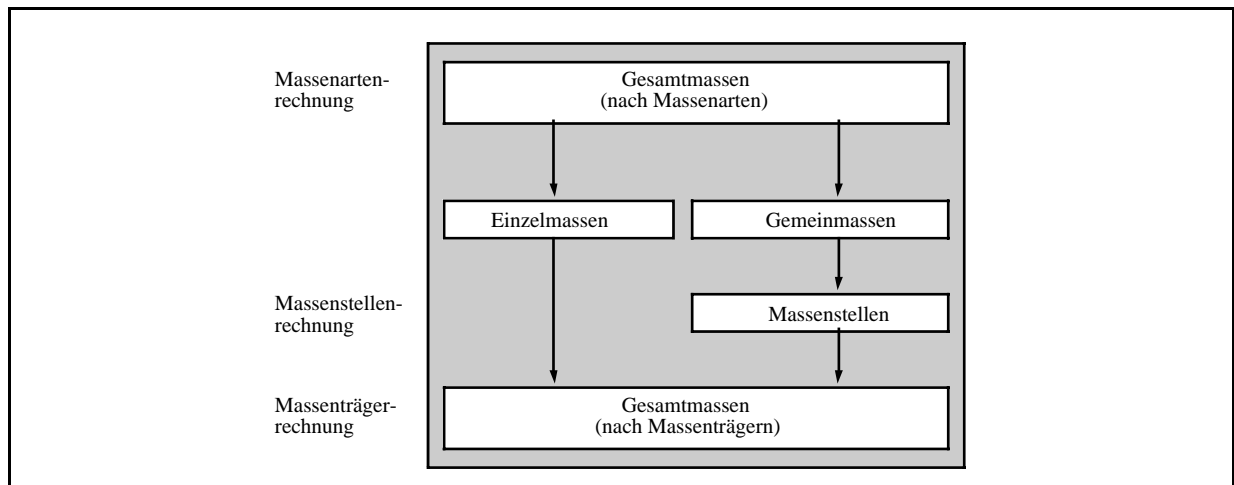


Abbildung 9.3: Ablauf der betrieblichen Massenrechnung (nach Preimesberger, zitiert in Orbach et al. 1998)

In Analogie zur Vollkostenrechnung werden in der Massenrechnung Einzelmassen direkt den jeweiligen Massenträgern zugeordnet. Dies sind im Normalfall Massen von Stoffen oder Materialien, die direkt in das Produkt eingehen. Gemeinmassen können nicht direkt dem Produkt bzw. einem Massenträger zugerechnet werden und werden daher auf Massenstellen verteilt und dann über Verteilungsschlüssel wieder den Massenträgern zugerechnet. Durch die betriebliche Massenartenrechnung erfolgt somit eine systematische Zuordnung der betrieblichen Stoff- und Energieströme zu den Massenträgern (Produkten).

Wird die betriebliche Massenrechnung mit der ökologischen Bewertung in Form von MI-Daten gekoppelt, so lässt sich hieraus der ökologische Rucksack eines Produktes bestimmen, der aus den Materialinputs aus der Produktion sowie den vorgelagerten Produktionsstufen bis zu den Bilanzgrenzen des Werkstors, korrigiert um das Eigengewicht des Produktes resultiert. (Orbach et al. 1998) Das Vorgehen entspricht somit einer vereinfachten Produktökobilanz. Die Nutzungs- und Entsorgungsphase wird dabei zunächst i.d.R. nicht berücksichtigt, kann jedoch bei Vorlage entsprechender Daten problemlos integriert werden.

Aus der oben beschriebenen Anwendung der betrieblichen Massenrechnung ergibt sich neben den oben genannten Anforderungen an den Informationsbedarf auf Prozessebene folgender Bedarf an Mengen- und Kosteninformationen auf Produktebene:

- Die im Betrieb berücksichtigten Massen müssen nach Massenarten gegliedert sein, am besten in Form eines Massenkontenrahmens.

- Die benötigten Arbeitsschritte bzw. Teilprozesse des Produktionsprozesses müssen bekannt sein und als Einzelmassenstellen definiert sein. Für nicht zuordenbare Massen müssen Gemeinmassenstellen definiert sein. Damit wird eine Zuordnung von Massenverbräuchen im Sinne der Massenstellenrechnung möglich.
- Die Struktur des Massenstellensystems und damit auch die Verbindungen der Massenstellen untereinander müssen bekannt sein. Massenträger müssen definiert sein. Dadurch können Massenverbräuche eindeutig einem Massenträger zugeordnet werden.
- Massenverbräuche müssen für jede Massenstelle verfügbar sein. Energieverbräuche werden über ihre MI-Werte als Massen verrechnet.
- Massenallokationen: Wenn der Output eines Prozesses Teilprodukte für verschiedene Endprodukte enthält, so muss genau definiert sein, welcher Massenanteil des Teilproduktes in welches Endprodukt eingeht.
- Die MI-Werte von angelieferten Materialien und Energien müssen bekannt sein.

9.2 Möglichkeiten der Umsetzung der RER in betrieblichen Informationssystemen

Die Umsetzung der RER in betrieblichen Informationssystemen bzw. eine Unterstützung der RER durch betriebliche Informationssysteme kann in unterschiedliche Formen geschehen. Im folgenden werden zwei grundsätzliche Möglichkeiten vorgestellt, die im Projekt CARE untersucht und beschrieben werden. Dazu zählt einerseits die Umsetzung der RER innerhalb von sogenannten Enterprise-Ressource-Planing (ERP)³¹ Systemen und andererseits die Umsetzung der RER mit bzw. in Betrieblichen Umweltinformationssystemen (BUIS, zum Begriff des BUIS siehe auch Dokument 2.2).

Eine ausführliche Darstellung der beiden genannten Umsetzungsmöglichkeiten erfolgt in den Dokumenten 2.2 „ERP-Systeme und ihr Datenangebot für die Ressourceneffizienz-Rechnung“ bzw. 2.3 „Betriebliche Umweltinformationssysteme und ihre Funktion für die Ressourceneffizienz-Rechnung“.

³¹ Unter einem Informationssystem wird ein organisatorisch–technisches System, exklusive dem Computersystem, zur Erzeugung/ Benutzung von Informationen verstanden. (Balzert 2000). Oftmals stellt auch ein Softwaresystem in Form eines Enterprise Resource Planing (ERP) System den Kern eines betrieblichen Informationssystems dar.

9.2.1 RER in ERP- Systemen

Enterprise Resource Planning (ERP) – Systeme stellen den Kern betrieblicher Informationssysteme dar. Zu ERP- Systemen werden auch Systeme für die Produktionsplanung und Steuerung (PPS) gezählt. Sie werden in Unternehmen in unterschiedlicher Ausprägung und Komplexität angewendet und bilden die betrieblichen Funktionen und Vorgänge mit ihren Informationsflüssen ab. Prominenter Anbieter eines vergleichsweise großen ERP-Systems ist die Firma SAP mit dem aktuellen Produkt SAP/R3. Daneben existieren eine Vielzahl weiterer Anbieter, die vor allem auch für klein- und mittelständische Unternehmen bzw. für spezifische Branchen angepasste Systeme anbieten.

ERP-Systeme stellen, da sie einen großen Anteil der betrieblichen Abläufe und Prozesse wiedergeben, eine wichtige Datenquelle für die ökologische und ökonomische Bewertung eines Unternehmens dar. Dies gilt insbesondere auch für die Bewertung der Ressourceneffizienz im Rahmen der RER, die sich im wesentlichen auf die Auswertung von Massen und Kosten stützt (siehe auch Kap. 7).

In Dokument 2.2 „ERP-Systeme und ihr Datenangebot für die Ressourceneffizienz-Rechnung“ wird zunächst geschildert wie typische ERP-Systeme aufgebaut sind und welche umweltorientierten Funktionalitäten in ihnen zur Verfügung stehen. Es wird dann auf das Datenangebot und die Datenstruktur eingegangen bevor schließlich zwei typische Vertreter von ERP-Systemen vorgestellt werden. Ziel des Dokumentes ist es zu klären ob aufgrund der in einem ERP-System enthaltenen Daten eine RER durchgeführt werden kann und wie dies realisiert werden kann.

Ein Unterstützung und Umsetzung der RER mit ERP-Systemen liegt nahe, da viele Unternehmen über ein mehr oder weniger gut geführtes und integriertes ERP-System verfügen und dieses vielen Anwendern und Unternehmensbereichen zur Verfügung steht. Dies unterstreicht die Zielsetzung der RER die Ressourceneffizienzbewertung zu einem Entscheidungskriterium für möglichst viele Unternehmensfunktionen zu machen (siehe auch Kap. 8).

9.2.2 RER mit Betrieblichen Umweltinformationssystemen

Eine weitere Möglichkeit der informationstechnischen Unterstützung der RER im Unternehmen besteht in deren Umsetzung mit und in BUIS. BUIS stellen eine eigene Gruppe spezifischer Softwaresysteme dar, die sowohl im Bereich der Stoffstrom- als auch der Kostenanalyse eine Vielzahl von Auswertungsmöglichkeiten bereitstellen. Besonders interessant für Auswertungen im Rahmen der RER ist, dass einige der Programme explizit für die Bilanzierung von Umweltwirkungen über den Produktlebenszyklus geeignet

sind. Zum Teil verfügen die Systeme über eine umfangreiche Datenbasis für die Bilanzierung verschiedener Wirkungskategorien und die Anwendung unterschiedlicher Methoden der Wirkungsabschätzung. Die bietet für die Verwendung von MI-Werten im Rahmen der RER interessante Anwendungsmöglichkeiten.

Ein BUIS kann eine Software von unterschiedlicher Komplexität sein. Für das Projekt CARE sind dabei sowohl Anwendungen aus dem Bereich der Tabellekalkulationen bis hin zu spezifischen Programmen für die Stoffstromanalyse und die Ökobilanzierung relevant.

In Dokument 2.3 „Betriebliche Umweltinformationssysteme und ihre Funktion für die Ressourceneffizienz-Rechnung“ wird zunächst auf den Begriff, die Funktion und die Typen von BUIS eingegangen. Im weiteren wird dann die Nutzung von BUIS in der Ressourceneffizienzrechnung beschrieben und unterschiedliche Umsetzungsmöglichkeiten diskutiert.

Eine informationstechnische Umsetzung der RER mit BUIS kann wiederum auf verschiedenen Wegen erfolgen, die stark von der gewählten Software sowie den verfügbaren Daten und Informationen im jeweiligen Unternehmen abhängen. Grundsätzlich ist es möglich BUIS über Schnittstellen mit ERP-Systemen zu verbinden und so eine Auswertung von Daten aus dem ERP-System nach Vorgaben der RER in einem BUIS durchzuführen. Die Auswertung der Daten kann dann wiederum in einem ERP-System, im BUIS selbst oder in anderen betrieblichen Informationssystemen erfolgen und spezifisch auf Anwendergruppen zugeschnitten werden. Mit dem Datenaustausch zwischen ERP-Systemen und BUIS beschäftigt sich schwerpunktmäßig ein Dokument aus Arbeitspaket 4 „Entwicklung von Konzepten zur Implementierung von IT-Systemen“ sowie die laufenden Arbeiten zur Erstellung einer Publicly Available Specification (PAS).

10 Literatur

- Baumast/Pape 2001: Baumast, A., Pape, J. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement. Stuttgart, 2001
- Beck 1996: Beck, M (Hrsg.): Umweltrecht für Nichtjuristen. 2. überarb. und erw. Aufl., Vogel, Würzburg, 1996.
- Beuermann et al. 1998: Beuermann et al.: Ökologieorientiertes Controlling I, in: Das Wirtschaftsstudium. Heft 4, 1998
- Bleicher 1994: Bleicher, K.: Leitbilder. Orientierungsrahmen für eine integrative Managementphilosophie. Stuttgart 1994
- Bleicher 1995: Bleicher, K.: Das Konzept Integriertes Management. 3. Aufl., Frankfurt, New York, 1995.
- BMU 1998: Bundesumweltministerium (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn, 1998.
- BMU/UBA 1997: Leitfaden Betriebliche Umweltkennzahlen. Bundesumweltministerium/ Umweltbundesamt, Bonn/ Berlin 1997
- BMU/UBA 1995: Bundesumweltministerium; Umweltbundesamt (Hrsg.): Handbuch Umweltcontrolling. Vahlen, München, 1995.
- BMU/UBA 1996: Bundesumweltministerium; Umweltbundesamt (Hrsg.): Handbuch Umweltkostenrechnung. Vahlen München, 1996.
- BMU/UBA 2001: Bundesumweltministerium; Umweltbundesamt (Hrsg.): Handbuch Umweltcontrolling. 2. Auflage. Vahlen, München, 2001.
- Bringezu et al. 1996: Bringezu, S.; Stiller, H.; Schmidt-Bleek, F.: Material Intensity Analysis – A Screening Step for LCA, in: Proceedings of the Second International Conference on EcoBalance, S. 147 - 153. Tsukuba, 18.-20. November 1996, Japan.
- Brunner, P. 1998: Stoffsromanalyse – Regionaler Ansatz. In: Friege, H; Engelhardt, C.; Henseling K. O. (Hrsg.): Das Management von Stoffströmen, Geteilte Verantwortung - Nutzen für alle. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1998
- Carduff 2000: Carduff, G.: BUIS im Einsatz für Umweltmanagementsysteme komplexer Organisationen, in: Hilty, L.M., Schulthess, D., Ruddy, T.F. (Hrsg.): Strategisches und betriebsübergreifende Anwendung betrieblicher Umweltinformationssysteme. Metropolis Verlag, Marburg 2000
- Däubler/Grabe 1993: Däubler, K.-D.; Grabe, J.: Kostenrechnung 1, Grundlagen. 6. Aufl., NWB, Herne, Berlin, 1993.
- Däubler/Grabe 1995: Däubler, K.-D.; Grabe, J.: Kostenrechnung 3, Plankostenrechnung. 5., vollst. neubearb. Aufl., NWB, Herne, Berlin, 1995.
- Dey 1997: Dey, H. J.: Kostensenkung durch neue Formen der Produktentwicklung bei der EMAG GmbH, in: Fischer, H.; Wucherer, C.; Wagner, B.; Burschel, C.: Umweltkostenmanagement, S. 129 - 152. Hanser, München, Wien, 1997.

- Dyllick 1995: Dyllick, T.: Die EU-Verordnung zum Umweltmanagement und zur Umweltbetriebsprüfung (EMAS Verordnung) im Vergleich mit der geplanten ISO-Norm 14001: Eine Beurteilung aus der Sicht der Managementlehre, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Nr. 3, 1995
- Dyllick 1999: Dyllick, T.: Wirkung und Weiterentwicklung von Umweltmanagementsystemen, in: Seidel, E. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement im 21. Jahrhundert. Springer, 1999
- Dyllick 2000: Dyllick, T.: Die vernachlässigte strategische Dimension, in: Ökologisches Wirtschaften Nr. 5, 2000
- Dyllik/Hamschmidt 2000: Dyllick, T., Hamschmidt, J.: Wirksamkeit und Leistung von Umweltmanagementsystemen. Eine Untersuchung von ISO 14001-zertifizierten Unternehmen in der Schweiz. Vdf Hochschulverlag, 2000
- Eberhardt 1998: Eberhardt, S.: Wertorientierte Unternehmensführung. Gabler 1998
- ECES 1997: Erasmus Centre for environmental Studies (Hrsg.): Environmental accounting in Germany. Survey among fourteen German companies. Rotterdam, 1997.
- Ecocycle Commission 1997: Ecocycle Commission (Hrsg.): Kretsloppsdelegationens Rapport 1997/14: Strategi för Kretsloppsanpassade Material och Varor. Stockholm, 1997.
- Ehrmann 1992: Ehrmann, H.: Kostenrechnung. Oldenbourg, München, Wien, 1992.
- Enquete 1994: Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn: Economica Verlag, 1994
- Enquete-Kommission 1993: Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (Hrsg.): Verantwortung für die Zukunft – Wege zum nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Zwischenbericht, Bonn, 1993.
- EPA 1995: United States Environmental Protection Agency (Hrsg.): An Introduction to Environmental Accounting as a Business Management Tool: Key Concepts and Terms. Washington D.C., USA, 1995.
- EPA 1996: United States Environmental Protection Agency (Hrsg.): Environmental Accounting Case Studies: Full Cost Accounting for Decision Making at Ontario Hydro. Washington D.C., USA, 1996.
- Faktor 10 Club 1994: Faktor 10 Club (Hrsg.): Carnoules Declaration. Wuppertal, 1994.
- Fassbender-Wynands/Seuring 2001: Fassbender-Wynands, E. Seuring, S.: Umweltcontrolling und Umweltkostenrechnung, in: Baumast, A., Pape, J. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement. Stuttgart, 2001
- Fichter et al. 1997: Fichter, K.; Loew, T.; Seidel, E.: Betriebliche Umweltkostenrechnung. Methoden und praxisgerechte Weiterentwicklung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1997.
- Fischer 1997: Fischer, H.: Environmental Cost Management, in: Fischer, H.; Wucherer, C.; Wagner, B.; Burschel, C: Umweltkostenmanagement, S. 1 - 27. München, Wien 1997.

- Fischer/Blasius 1995: Fischer, H.; Blasius, R.: Umweltkostenrechnung, in: Bundesumweltministerium; Umweltbundesamt (Hrsg.): Handbuch Umweltcontrolling, S. 442 - 460. München 1995.
- Fleischer, G.; Ackermann, R.; Hermann, S.; Ibal, N.; Roth, S. 1999: Bestens vorbereitet - Die Ökologische und Ökonomische Betriebsoptimierung unterstützt die Durchführung des Öko-Audits. In: Müll-Magazin 12. Berlin: Rhombos-Verlag, 1999
- Freeman 1984: Freeman, R.: Strategic management: a stakeholder approach. Pitman, Boston, 1984
- Friege, H. 1998: Stoffstrommanagement: Die Idee und ihre Entwicklung. In: Friege, H; Engelhardt, C.; Henseling K. O. (Hrsg.): Das Management von Stoffströmen, Geteilte Verantwortung - Nutzen für alle. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1998
- Fries 1995: Fries, H.-P.: Betriebswirtschaftslehre des Industriebetriebs. 4. überarb. Aufl., Oldenbourg, München, Wien, 1995.
- Fussler 1996: Fussler, C.: Driving Eco-Innovation – a breakthrough discipline for innovation and sustainability. Pitman, London, 1996.
- Gege 1997: Gege, M.: Kosten senken durch Umweltmanagement – 1000 Erfolgsbeispiele aus 100 Unternehmen. Vahlen, München, 1997.
- Gomez 1993: Gomez, P.: Wertmanagement. Vernetzte Strategien für Unternehmen im Wandel. Econ, Düsseldorf 1993
- Gotsche 1995: Gotsche, B.: Wertschöpfungsanalyse der deutschen Stahlindustrie. Wuppertal Papers Nr. 36, Wuppertal, 1995.
- Haake 1996: Haake, J.: Langlebige Produkte für eine zukunftsfähige Entwicklung – eine ökonomische Analyse. Wuppertal Papers Nr. 62, Wuppertal, 1996.
- Haasis 1992: Haasis, H. D.: Umweltschutzkosten in der betrieblichen Vollkostenrechnung, in: WiSt, Heft 3/1992.
- Hallay, H.; Pfriem, R. 1992: Öko-Controlling – Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen. Frankfurt, New York: Campus Verlag 1992
- Hallay/Pfriem 1992: Hallay, H.; Pfriem, R.: Öko-Controlling: Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen. Campus, Frankfurt, 1992.
- Hamschmidt 1998: Hamschmidt, J.: Auswirkungen von Umweltmanagementsystemen nach EMAS und ISO 14001 in Unternehmen. Eine Bestandaufnahmen empirischer Studien, in IWÖ Diskussionsbeitrag 65, 1998
- Hauff 1987: Hauff, V. (Hrsg.): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp, Greven, 1987.
- Hinterberger (1998a): Hinterberger, F.: Sustainability: Physische und monetäre Größen im Zusammenspiel von Gesellschaft, Wirtschaft und Natur. Zur Veröffentlichung, Wuppertal, 1998.
- Hinterberger (1998b): Hinterberger, F.: Leitplanken, Präferenzen und Wettbewerb – Grundlagen einer ökonomischer Theorie ökologischer Politik, in: Renner, A.; Hinterberger, F.: Zukunftsfähigkeit und Neoliberalismus, S. 73 - 92. Nomos, Baden-Baden, 1998.

- Hinterberger et al. 1996: Hinterberger, F.; Luks, F.; Stewen, M.: Ökologische Wirtschaftspolitik – Zwischen Ökodiktatur und Umweltkatastrophe. Berlin, Basel, Boston, 1996.
- Hinterberger/Welfens 1996: Hinterberger, F.; Welfens, M., J.: Warum inputorientierte Umweltpolitik?, in: Köhn, J.; Welfens, M. J.: Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Metropolis, Marburg, 1996.
- Horvath 1998: Horvath, P.: Controlling. Vahlen, München, 1998
- Howes et al. 1998: Howes, H.; Khan, A.; Boone, C.; Plagiannakos, T.; Reuber, B.: Full Cost Accounting: Erfassung externer Umweltkosten bei Ontario Hydro, in: Fichter, K.; Clausen, J.: Schritte zum nachhaltigen Unternehmen: zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements, S. 231-244. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1998.
- Hummel, Männel 1983: Hummel, S.; Männel, W.: Kostenrechnung Bd. 2. Moderne Verfahren und Systeme. Nachdr. d. 3. Aufl., Gabler, Wiesbaden, 1993.
- IMUG 2001: Imug: Der Markt für sozial-ökologische Geldanlage in Deutschland. Imug Arbeitspapier Nr. 13, Hannover, 2001
- Jahn 1992: Jahn, W.: Internalisierung volkswirtschaftlicher Kosten in das betriebliche Abrechnungssystem, in: Seicht, G. (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen in der Kostenrechnung. Moderne Betriebswirtschaft Bd. 6, S. 295 - 312. Linde, Wien, 1992.
- Kaiser/Laakmann 1995: Kaiser, H. P.; Laakmann, J.: Nutzung von PPS-Daten für ein ökologieorientiertes Controlling in Produktionsunternehmen mit Stückgutfertigung, in: Haasis et al. (Hrsg.): Umweltinformationssysteme in der Produktion, S. 81 - 95. Metropolis, Marburg, 1995.
- Kessler, P.; Jürgens, G.; Rebitzer, G. 2001: Modellierung betrieblicher Stoff- und Energieströme in einem Automobilzulieferbetrieb auf der Grundlage vorhandener Produktionsdaten, in: Treibert, R. H. (Hrsg.), Betriebliche Informationssysteme für Umwelt, Qualität und Sicherheit, Marburg: Metropolis, 2001.
- Kottmann/Loew/Clausen 1999: Kottmann, H., Loew, T., Clausen J.: Umweltmanagement mit Kennzahlen. Vahlen, München, 1999
- Kreeb 1999: Kreeb, M.: Umweltkostenmanagement für mittelständische Unternehmen, Witterner Diskussionspapier, Nr. 23, 1999
- Kuhndt 1998: Kuhndt, M.: Towards a Green Automobile: Life Cycle Management in Europe and the United States. Master Thesis, University of Lund (Schweden), 1998.
- Kunert et al. 1995: Kunert AG; Kienbaum Unternehmensberatung GmbH; Institut für Management und Umwelt GmbH (Hrsg.): Abschlußbericht des Modellprojektes Umweltkostenmanagement. Immenstadt, 1995.
- Liedtke 1997: Liedtke, C.: Effektivierung der Eingriffsregelung durch Umweltqualitätsziele und -standards – Das FIPS-Konzept. Vortragsmanuskript für die Tagung „Eingriffsregelung“ des Landesamtes für Umweltschutz, Rheinland-Pfalz. Unter Mitarbeit von Giesen, J.; Schilde, A. Wuppertal, 1997.
- Liedtke et al. 1994: Öko-Audit und Ressourcenmanagement. Wuppertal Papers Nr. 18, Wuppertal, Juni 1994.

- Liedtke et al. 1995: Liedtke, C.; Nickel, R.; Rohn, H.; Tischner, U.: Öko-Audit und Ressourcenmanagement bei dem Unternehmen Kambium Möbelwerkstätte GmbH. Endbericht 15.12.1995. Wuppertal, 1995.
- Liedtke et al. 1997: Liedtke, C.; Orbach, T.; Rohn, H.: Umweltkostenrechnung, in: Lutz, U.; Döttinger, K.; Roth, K. (Hrsg.): Springer Loseblattsystem Betriebliches Umweltmanagement: Grundlagen – Methoden – Praxisbeispiele. 8. Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1997.
- Liedtke/Kuhndt 1998: Liedtke, C.; Kuhndt, M.: COMPASS – Unternehmen und Branchen auf dem Weg zur Zukunftsfähigkeit. In Vorbereitung, Wuppertal, 1998.
- Liedtke/Rohn 1997: Liedtke, C.; Rohn, H.: Zukunftsfähiges Unternehmen (2): Öko-Audit und Ressourcenmanagement bei der Kambium Möbelwerkstätte GmbH. Wuppertal Papers Nr. 69, Wuppertal, 1997.
- Linde 1995: Linde, G.: Moderne Kosten- und Leistungsrechnung: Grundlagen und praktische Gestaltung. 8. erweiterte Auflage. Linde, Wien, 1995.
- Linz 2000: Linz, M.: Wie kann geschehen was geschehen muß? Ökologische Ethik am Beginn dieses Jahrhunderts. Wuppertal Papers Nr. 111, 2000
- Loew/Clausen/Kottmann 1998: Loew, Z., Clausen, J. Kottmann, H.: Motor für den kontinuierlichen Verbesserungsprozeß – Umweltkennzahlen, in Ökologisches Wirtschaften, Nr. 6, 1998
- Maschatschke 2002: Maschatschke, M.: Zauber der Marke. Wie Unternehmen ihr Image pflegen – oder ruinieren, in: manager magazin, Nr 2, 2002-03-25
- Maselli 2001: Maselli, J.: Integration von Umweltkosten in das Kostenmanagement. Cutec Schriftenreihe, Clausthal-Zellerfeld, 2001
- Meadows et al. 1992: Meadows, D.; Meadows, D.; Randers, J.: Neue Grenzen des Wachstums. rororo, Hamburg, 1993.
- Merten et al. 1995: Merten, T.; Liedtke, C.; Schmidt-Bleek, F.: Materialintensität von Grund-, Werk- und Baustoffen (1): Die Werkstoffe Beton und Stahl. Wuppertal Papers Nr. 27, Wuppertal, 1995.
- Moews 1996: Moews, D.: Kosten- und Leistungsrechnung. 6. erg. Aufl., Oldenbourg, München, Wien, 1996.
- Möller, A.; Häuslein A.; Rolf A. 1997: Öko-Controlling in: Handelsunternehmen – Ein Leitfaden für das Stoffstrommanagement. Berlin u.a.: Springer, 1997.
- Müller 1992: Müller, H.: Prozesskostenrechnung, in: Seicht, G. (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen in der Kostenrechnung. Moderne Betriebswirtschaft Bd. 6. Linde, Wien, 1992.
- Müller 1993: Müller, A.: Umweltorientiertes betriebliches Rechnungswesen. Oldenbourg, München, Wien, 1993.
- Müller 2001: Müller, M.: Zertifizierbare Umweltmanagementsysteme, in: Baumast, A., Pape, J. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement, Stuttgart, 2001
- NEPP 1993: Ministry of housing, Spatial Planning and the Environment (Hrsg.): National Environmental Policy Plan 2. Den Haag, 1993.

- Nickel/Liedtke 1998: Nickel, R.; Liedtke, C.: Forschungslandschaft biotische Rohstoffe nachhaltig produziert und genutzt. Unveröffentlichtes internes Arbeitspapier, Wuppertal, 1998.
- NUP 1993: Österreichische Bundesregierung (Hrsg.): Nationaler Umweltplan. Wien, 1993.
- Ökoinstitut 1987: Projektgruppe Ökologische Wirtschaft des Öko-Institut (Hrsg.): Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Kölner Volksblatt Verlag, Köln, 1987.
- Orbach 1996: Orbach, T.: MIPS-Konzept und EG-Audit-Verordnung: Anforderungen an betriebliche Umweltmanagementsysteme unter beispielhaftem Bezug auf die Kambium Möbelwerkstätte GmbH, Lindlar. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität-Gesamthochschule Siegen, Siegen 1996.
- Orbach, T., Liedtke, C., Duppel, H. 1998: Umweltkostenrechnung – Stand und Entwicklungsperspektiven. In: Lutz, U., Döttinger, K., Roth, K.: Springer Loseblattsystem Betriebliches Umweltmanagement: Grundlagen, Methoden, Praxisbeispiele, 8. Auflage, Berlin, Heidelberg, New York 1998.
- Palloks-Kaheln/Diederichs 2001: Palloks-Kahlen, M., Diederichs, M.: Kennzahlengestütztes Umweltmanagement, in Umwelt Wirtschafts Forum, März 2001
- Pape/Pick/Goebels 2001: Pape, J., Pick, E., Goebels, T.; Umweltkennzahlen und –systeme zur Umweltleistungsbewertung, in: Baumast, A., Pape, J. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement. Stuttgart, 2001
- Pearce/Turner 1990: Pearce, D.W.; Turner, R.K.: Economics of Natural Resources and the Environment. Baltimore, 1990.
- Pinnekamp 1993: Pinnekamp H.-J.: Kosten- und Leistungsrechnung: Einführung in die interne Erfolgsrechnung, Kostenkontrolle und Entscheidungsrechnung. Oldenbourg,
- Piro 1994: Piro, A.: Betriebswirtschaftliche Umweltkostenrechnung: Gestaltung einer flexiblen Plankostenrechnung als betriebliches Umwelt-Informationssystem. Physica, Heidelberg, 1994.
- Plinke 1989: Plinke, W.: Industrielle Kostenrechnung für Ingenieure. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1989.
- Preimesberger 1994: Preimesberger, C.: Die Materialintensität pro Dienstleistungseinheit als ökologische Schadschöpfungseinheit der betrieblichen Stoffflusswirtschaft. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität Linz, 1994.
- Probst 1987: Probst, G.: Selbstorganisation. Ordnungsprozesse in sozialen Systemen aus ganzheitlicher Sicht. Parey, Berlin, Hamburg, 1987
- Rautenstrauch, C. 1999: Betriebliche Umweltinformationssysteme - Grundlagen, Konzepte und Systeme. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1999
- Reiche, J. 1998: Nationale Material und Energieflussrechnungen. In: Friege, H; Engelhardt, C.; Henseling K. O. (Hrsg.): Das Management von Stoffströmen, Geteilte Verantwortung - Nutzen für alle. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1998
- Remer 1997: Remer, D.: Einführen der Prozesskostenrechnung: Grundlagen, Methodik, Einführung und Anwendung der verursachungsgerechten Gemeinkostenzurechnung. Schäfer-Poeschel, Stuttgart, 1997.

- Rohn et al. 1998: Rohn, H.; Klemisch, H.; Giesen, J.; Liedtke, C.: Zukunftsfähiges Unternehmen (3): Lokal handeln – Systemweit denken. Wuppertal Papers Nr. 83, Wuppertal, 1998.
- Roth 1992: Roth, U.: Umweltkostenrechnung. Wiesbaden, 1992.
- Rüdiger 1998: Rüdiger, C.: Controlling und Umweltschutz, in: Dyckhoff, H, Ahn, H.: Produktentstehung, Controlling und Umweltschutz. Berlin, Heidelberg, 1998
- Ruegg-Stürm 2000: Ruegg-Stürm, J.: Was ist eine Unternehmung? Ein Unternehmungsmodell zur Einführung in die Grundkategorien einer modernen Managementlehre. Diskussionsbeitrag des Institutes für Betriebswirtschaft St. Gallen, Nr. 36, [http://www.ifb.unisg.ch/org/lfb/ifbweb.nsf/SysWebRessources/beitrag36/\\$FILE//DB36 RUEGG.PDF](http://www.ifb.unisg.ch/org/lfb/ifbweb.nsf/SysWebRessources/beitrag36/$FILE//DB36 RUEGG.PDF)
- Schaltegger/Figge 1999: Schaltegger, S., Figge, F.: Finanzmärkte – Treiber oder Bremser des betrieblichen Umweltmanagements, in Seidel, E. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement im 21. Jahrhundert, Springer, 1999
- Schlegelmilch 1998: Schlegelmilch, K.: Auf zum letzten Gefecht, in: Die Zeit: Nr. 28/1998, S. 25.
- Schmidt, Häuslein 1997: Schmidt, M.; Häuslein, A.: Ökobilanzierung mit Computerunterstützung. Springer, Berlin, Heidelberg, 1997.
- Schmidt-Bleek 1994: Schmidt-Bleek, F.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin, Basel, Boston, 1994.
- Schmidt-Bleek 1998: Schmidt-Bleek, F.: Das MIPS-Konzept: Weniger Naturverbrauch – mehr Lebensqualität durch Faktor 10. München, 1998.
- Schmidt-Bleek et al. 1998: Schmidt-Bleek, F.: MAIA – Einführung in die Materialintensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept. Version 2.0. Unveröffentlichte Fassung vom 31.03.1998. Wuppertal, 1998.
- Schmidt-Bleek/Liedtke 1995: Schmidt-Bleek, F.; Liedtke, C.: Umweltpolitische Stichworte. Wuppertal Papers Nr. 30. Wuppertal, 1995.
- Schmidt-Bleek/Tischner 1995: Schmidt-Bleek, F.; Tischner, U.: Produktentwicklung: Nutzen gestalten – Natur schonen. WIFI, Wien, 1995.
- Schulz, E.; Schulz W. 1993: Umweltcontrolling in der Praxis – Ein Ratgeber für Betriebe. München: Verlag Vahlen, 1993
- Seicht 1995: Seicht, G.: Moderne Kosten- und Leistungsrechnung: Grundlagen und praktische Gestaltung. 8. erw. Aufl. Linde, Wien 1995. 33 QCJ 5671 (8)
- SETAC 1993: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (Hrsg.): Guidelines for life cycle assessment: A „Code of Practice“. Brussels, 1993. S 88 ZFA 3843
- Spangenberg 1995: Spangenberg, J.: Ein zukunftsfähiges Europa. Wuppertal Papers Nr. 42, Wuppertal, 1995.

- Spangenberg/Bonniot 1998: Spangenberg, J.; Bonniot, O.: Sustainability Indicators – A Compass on the Road Towards Sustainability. Wuppertal Papers Nr. 81, Wuppertal, 1998.
- Spangenberg/Schmidt-Bleek 1995: Spangenberg, J.; Schmidt-Bleek, F.: Welche Indikatoren braucht eine nachhaltige Entwicklung? Wuppertal Papers Nr. 48, Wuppertal, 1995.
- Spengler 1998: Spengler, T.: Industrielles Stoffstrommanagement: betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen. Erich Schmidt, Berlin, 1998.
- Spengler, T. 1998: Industrielles Stoffstrommanagement. Betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 1998
- Stahlmann 1994: Stahlmann, V.: Umweltverantwortliche Unternehmensführung. Beck, München, 1994.
- Statistisches Bundesamt 1996: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Fachserie 19, Reihe 3, Investitionen für Umweltschutz im Produzierenden Gewerbe 1993. Wiesbaden, 1996.
- Steinaecker, J. v.; Jürgens, G.; Knapfer, T. 2000: Einführung eines betrieblichen Stoffstrommanagement. In: Bullinger, H.-J., Eversheim, W.; Haasis, H.-D.; Klocke, F.: Auftragsabwicklung optimieren nach Umwelt- und Kostenzielen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 2000
- Stölzle 1990: Stölzle, W.: Ansätze zur Erfassung von Umweltschutzkosten in der betriebswirtschaftlichen Kostenrechnung, in: ZFU 1990 Nr. 4, S 380.
- The World Commission on Environment and Development 1987: Our Common Future
- Thielmann/Breuer 2000: Thielmann, U., Breuer, M.: Ethik zahlt sich langfristig aus – stimmt das? Forum Wirtschaftsethik 2/2000, http://www.akademiers.de/wirtschaftsethik/heft2_00/bericht3.htm
- Troge, A. 1998: Vorwort zu: Friege, H; Engelhardt, C.; Henseling K. O. (Hrsg.): Das Management von Stoffströmen, Geteilte Verantwortung - Nutzen für alle. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1998
- UBA 1992: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Produkte. UBA-Texte 38/92, Berlin, 1995.
- UBA 1995a: Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik produktbezogener Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA-Texte 23/95, Berlin, 1995.
- UBA 1995b: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. UBA-Texte 52/95, Berlin, 1995.
- Ulrich 1996: Ulrich, P.: „Brent Spar und der moral point of view.“ Reinterpretation eines unternehmensethischen Realfalls, in : Die Unternehmung Heft 50, 1996
- Ulrich 1998: Ulrich, P.: Wofür sind Unternehmen verantwortlich? Teil II: Stakeholder-Dialog und republikanische Mitverantwortung, in: Forum Wirtschaftsethik, hrsg. vom Deutschen Netzwerk Wirtschaftsethik, 6. Jg. Heft 1/1998
- Ulrich/Fluri 1992: Ulrich, P., Fluri, E.: Management – eine konzentrierte Einführung. Haupt, Bern, Stuttgart 1992

- Ulrich/Probst 1992: Ulrich, H., Probst, G.: Anleitung zum ganzheitlichen Denken und Handeln. Ein Brevier für Führungskräfte. Haupt, Bern, Stuttgart 1992
- VDI 1979: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): VDI-Richtlinie 3800 – Kostenermittlung für Anlagen und Maßnahmen zur Emissionsminderung. VDI-Verlag, Düsseldorf, 1979.
- VDI 1995: Verein deutscher Ingenieure (Hrsg.): Die VDI-Richtlinie 4600, Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. VDI-Verlag, Düsseldorf, 1995.
- Weizsäcker et al. 1996: Weizsäcker, E. U. von; Amory, B.; Lovins, L. H.: Faktor vier: Doppelter Wohlstand – halbiertes Naturverbrauch. Der neue Bericht an den Club of Rome. 7. Aufl. Droemer Knauer, München, 1996.
- WI 1998: Wuppertal Institut (Hrsg.): Homepage des Wuppertal Instituts. <http://www.wupperinst.org>
- Wucherer et al. 1997: Wucherer, C.; Kreeb, M.; Rauberger, R.: Kostensenkung und Umweltentlastung in der KUNERT AG, in: Fischer, H.; Wucherer, C.; Wagner, B.; Burschel, C.: Umweltkostenmanagement, S. 59 - 128. Hanser, München, Wien, 1997.
- Wuppertal Institut et al. 1998: Wuppertal Institut et al. 1998: Öko-effiziente Dienstleistungen als strategischer Wettbewerbsfaktor zur Entwicklung einer nachhaltigen Wirtschaft. Projektendbericht, zur Veröffentlichung, Wuppertal, 1998.