



Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA)

Arbeitspapier im Rahmen des UBA-F&E-Vorhabens Nr. 104 01 123:

**Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung
von energieintensiven Produkten und Dienstleistungen für Ökobilanzen und
Öko-Audits**

Christian Hochfeld/Wolfgang Jenseit

Öko-Institut (Institut für angewandte Ökologie e.V.)

Büro Darmstadt

Elisabethenstr. 55-57

D-64283 Darmstadt

Tel. 06151-8191-0

FAX 06151-8191-33

Geschäftsstelle Freiburg

Binzengrün 34 a

D-79114 Freiburg

Tel. 0761-45295-0

FAX 0761-475437

Büro Berlin

Novalisstr. 10

D-10115 Berlin

Tel. 030-280-486-80

FAX 030-280-486-88

Internet <http://www.oeko.de>

Darmstadt, April 1998

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkung	1
1 Allokation bei Multi-Output-Prozessen (MOP)	2
1.1 Erstellung von Ökobilanzen	2
1.2 Berechnung des KEA	4
1.3 Vergleich der Allokation bei der Erstellung von Ökobilanzen und bei der Berechnung des KEA	5
2 Einbettung von KEA in Ökobilanzen nach ISO-Norm	7
2.1 Handlungsanweisung	7
2.2 Anwendbarkeit von KEA als Kurzökobilanz.....	8
2.3 Schlußfolgerung	8
3 Allokationskriterien für MOP bei Ökobilanzen.....	10
3.1 Physikalische Größen.....	10
3.2 Sozioökonomische Parameter	11
3.3 Hilfsgrößen.....	12
4 Referenzen.....	13

Vorbemerkung

Der vorliegende Text dient zur Diskussion von Stellenwert und Methodik der Allokation für Ökobilanzen im Vergleich zur Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA).

Ziel ist es, erste Orientierung für vertiefende Arbeiten zu liefern anhand von zentralen Fragen.

Definition

Als Allokation wird die Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Ökobilanzmoduls auf das untersuchte Produktsystem verstanden (EN ISO 14040).

Grundsätzlich werden in der Debatte um Allokationen bei Ökobilanzen Allokationen bei Multi-Output-Prozessen und Allokationen bei Recycling unterschieden. In dieser Version des Textes werden vorläufig nur **Multi-Output-Prozesse** (MOP) untersucht.

Im ersten Teil wird die Verfahrensweise mit Allokationen erläutert, wie sie in den Richtlinien für Ökobilanzen (ISO/WD 14041) und den Kumulierten Energieaufwand (VDI 4600) festgehalten sind. Ausgehend von Allokationen bei MOP in Ökobilanzen wird diskutiert,

1. inwieweit sich Unterschiede zu den Allokationen bei der Berechnung und Nutzung des KEA ergeben könnten aus den Richtlinien ableiten bzw. begründen lassen.
2. inwieweit die Transparenz in der Praxis gegeben und damit die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse überprüfbar ist.
3. inwieweit der Einfluß der Allokationsmethoden auf das Ergebnis durch Änderung der Allokationsvorschriften mit Hilfe von Sensitivitätsbetrachtungen überprüfbar ist.

Im zweiten Teil wird die Nutzung von KEA als „Kurz-Ökobilanz“ im Lichte der aktuellen Diskussionen in der SETAC diskutiert.

Im dritten Teil wird auf generelle Optionen zur Allokation eingegangen.

Zentrale Diskussionspunkte für das KEA-Projekt finden sich im 2. Abschnitt.

1 Allokation bei Multi-Output-Prozessen (MOP)

1.1 Erstellung von Ökobilanzen

Ein bereits vielfach diskutiertes Problem bei Ökobilanzen ist es, Prozesse zu bilanzieren oder Gruppen von Prozessen mit mehr als einem Produkt als Output (mit einem ökonomischen Wert (Koppelproduktion)). Diese Prozesse werden im folgenden als **Multi-Output-Prozesse (MOP)** bezeichnet. Das Problem bei MOP ist es, die mit dem Prozeß oder der Prozeßgruppe assoziierten Ressourceninanspruchnahme und die Umweltbelastungen auf die einzelnen Produkte des Prozesses zu verteilen.

Der Problematik der Allokation haben sich eine Reihe von Ausschüssen auf internationaler und nationaler Ebene angenommen, um Handlungsempfehlungen und gegebenenfalls Handlungsvorschriften zu entwickeln. Am weitesten ausgearbeitet sind die Definitionen und Handlungsempfehlungen in der ISO 14041.

1. Im Rahmen der Studie sollten die Prozesse gekennzeichnet werden, die mit anderen Produktsystemen gemeinsam genutzt werden, und diese entsprechend dem nachfolgend dargestellten Verfahren behandelt werden.
2. Die Inputs und Outputs des nicht-allozierten Systems sollen gleich der Summe der In- und Outputs des allozierten Systems sein. Jede Abweichung von der ausgeglichenen Massen- und Energiebilanz sollte begründet und beschrieben werden.
3. Dort wo verschiedene Allokationsmethoden anwendbar erscheinen, muß eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um die Konsequenzen auf das Ergebnis der gewählten Methode zu illustrieren.

Somit werden auf Basis dieser Prinzipien hierarchisch geordnete Allokationsprozeduren empfohlen:

1. Wo auch immer es möglich ist, sollte eine Allokation vermieden oder minimiert werden durch:
 - Teilung der betroffenen Module in zwei oder mehrere Teilprozesse und Sammlung der der Input- und Outputdaten bezogen auf diese Teilprozesse;
 - Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf die Koppelprodukte beziehen, wobei die Definition der Funktion, der funktionellen Einheit und des Referenzflusses beachtet werden müssen.

2. Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten die Inputs und Outputs des Systems auf die unterschiedlichen Produkte oder Funktion in einer Weise verteilt werden, die die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen widerspiegelt; zum Beispiel müssen sie die Art und Weise reflektieren nach der In- und Outputs sich verändern, wenn die Produkte oder Funktionen des Systems quantitativ verändert werden.
Die kausalen Beziehungen zwischen den Strömen in das System und den Strömen aus dem System könnten in einem Prozeßmodell abgebildet werden, die auch die ökonomischen Beziehungen in dem System widerspiegeln kann. Die daraus resultierende Allokation wird nicht unbedingt proportional zu einer einfachen Methode, wie Massen- oder Molarströmen, sein.
3. Dort, wo physikalische Beziehungen nicht aufgestellt oder als Basis für eine Allokation genutzt werden können, sollten die Inputs und Outputs in einer Art und Weise zwischen den Produkten und Funktionen alloziert werden, die auf den ökonomischen Beziehungen zwischen ihnen basiert.
Zum Beispiel können die Umweltbelastungen zwischen Co-Produkten proportional zum ökonomischen Wert der Produkte alloziert werden (eine detailliertere Übersicht über Allokationskriterien bei Ökobilanzen befindet sich weiter unten).

Abweichungen von diesen Prozeduren sollten dokumentiert und begründet werden. Erläuternd finden sich in der ISO 14041 noch folgende Anmerkungen:

Einige Outputs können teilweise Co-Produkt und teilweise Abfall sein. In diesen Fällen ist es notwendig, die ratio zwischen Co-Produkt und Abfall zu identifizieren, da die Belastungen nur auf Co-Produkte angerechnet werden sollten.

Es sollte eine einheitliche Anwendung der Allokationsprozeduren für gleiche In- und Outputs der untersuchten Systeme verwendet werden. Zum Beispiel wenn Allokationen für nutzbare Produkte vorgenommen werden, die das System verlassen, dann sollte die Allokationsmethode die gleiche sein, die genutzt wird, wenn sie als Input in das System gelangen.

Die Allokationsmethode kann zu einer Varianz des Allokationsfaktors zwischen 0 und 100 % führen.

1.2 Berechnung des KEA

Im Unterschied zu den Vorschriften zur Allokation bei Ökobilanzen wird die methodische Vorgehensweise für die Berechnung des KEA bei MOP gesondert aufgeführt (getrennt von der Energetischen Zuordnung bei Stoffrückführung). Sie wird in dem Abschnitt 2.2.3 Zurechnungsverfahren bei Kuppelproduktion thematisiert:

Als Bedingungen für die Anwendung von Kuppelfaktoren werden formuliert:

- Die Summe der Einsatzmengen ist identisch mit der Summe der Ausgangsmengen eines Bilanzraums und
- die Summe der Energieeinträge entspricht der Summe der Energieausträge.

Folgende Verfahren der Aufteilung des Energieverbrauchs auf einzelne Produkte (Stoffe und Energien) bei der Energieanalyse werden praktiziert:

- Zuordnung des gesamten Energieverbrauchs zu einem oder mehreren Produkten, welche als Zielprodukte angesehen werden. Alle anderen anfallenden Produkte und Stoffe werden energiefrei bewertet. Der mit ihnen verbundene Energieaufwand für die Entsorgung der Abfälle, die bei den einzelnen Verfahrensschritten entstehen, wird berücksichtigt. Er wird dem Prozeß angelastet und somit dem Energieaufwand der Zielprodukte zugerechnet.
- Aufteilung des KEA auf alle Ziel- und Kuppelprodukte anhand geeigneter Bewertungsgrößen. Zu ihnen zählen physikalische, energetische und wirtschaftliche Größen:
 - Physikalische Größen: Masse, Volumen, Stoffmenge (Mol)
 - Energetische Größen: Heizwert, Brennwert, Enthalpie, gewichtete Energieinhalte der entstandenen Ziel- und Kuppelprodukte
 - Wirtschaftliche Größen: Marktpreis, Werkabgabepreis, d.h. eine Zuordnung auf Basis einer monetären Bewertung

Da der zugerechnete Energieverbrauch zur Herstellung eines Kuppelproduktes in Abhängigkeit vom Zuordnungsmodus sehr variieren kann, ist es unbedingt erforderlich, bei Analysen den gewählten Modus anzugeben.

Wie auch bei der Kostenaufteilung kann es eine „richtige“ oder eine „falsche“ Methode der Zuordnung des Aufwandes bei Kuppelprodukten **nicht** geben; allenfalls kann zwischen einer für den jeweiligen Fall zweckmäßigeren oder ungünstigeren Methode unterschieden werden.

Sinngemäß gilt gleiches auch für die Wahl eines Gutschriftverfahrens, bei dem ein Kuppelprodukt mit dem KEA eines Äquivalenzprozesses bewertet wird.

Der Einfluß der getroffenen Zuordnung auf das Gesamtergebnis ist zu untersuchen. Wenn der Einfluß des Zuordnungsverfahrens erheblich ist, sollte eine Systemerweiterung versucht werden, die den Einfluß des Zuordnungsverfahrens deutlich verringert.

1.3 Vergleich der Allokation bei der Erstellung von Ökobilanzen und bei der Berechnung des KEA

Bevor zu den drei oben aufgeführten Aspekten spezifische Fragen formuliert werden, soll an dieser Stelle diskutiert werden, was sich aus dem Gegenstand der Allokation schon für Unterschiede ergeben.

Während bei Ökobilanzen einzelne, nicht aggregierte Sachbilanzdaten alloziert werden, findet bei der Berechnung des KEA die Allokation auf einer höher aggregierten Ebene statt. Sie wird nicht auf der Basis der einzelnen Prozeßdaten durchgeführt sondern eher auf der Ebene eines aggregierten Parameters. Dies gilt es sicherlich bei den folgenden Ausführungen zu berücksichtigen.

Frage 1: Können die Unterschiede in den Richtlinien zur Anwendung von Allokationen Unterschiede für Ökobilanzen und zur Berechnung des KEA mit sich bringen?

Grundsätzlich gilt es festzuhalten, daß die Richtlinien EIN ISO 14041 und die VDI 4600 eine unterschiedliche Anwendung von Allokationen zulassen:

- Die Ausführungen zu Prinzipien der Allokation im Rahmen der EN ISO 14041 sind deutlicher herausgehoben als bei der VDI 4600 (Umgehung von Allokation, Bilanzerhaltung)
- Im Gegensatz zur VDI 4600 sieht die EN ISO eine hierarchische Vorgehensweise bei der Anwendung von Allokationsmethoden vor (Entscheidungsbaum). Dabei wird der Umgehung der Allokation durch Systemerweiterung oder -teilung die oberste Priorität eingeräumt. Erst wenn das nicht möglich ist, sollten physikalische Parameter zur Allokation Anwendung finden. Nur wenn eine Allokation nach physikalischen dann auch nicht möglich ist, sollten ökonomische Beziehungen zwischen den Co-Produkten zur Allokation herangezogen werden. Definitivische Allokationen, die auf einer Plausibilitätserklärung beruhen, sind in der Richtlinie nicht vorgesehen. In der VDI 4600 ist eine derartige Hierarchisierung nicht vorgesehen. Physikalische, energetische und wirtschaftliche Größen werden als gleichrangig angesehen. Neben diesen Allokationsmethoden wird auch die definitivische Allokation zugelassen, die alle Energieverbräuche einem definierten Zielprodukt zuweisen kann.
- Eine einheitliche Allokation für ähnliche In- und Outputs wie sie entlang einer Prozeßkette bei Ökobilanzen nach DIN 14041 vorgesehen ist, ist so für die Berechnung des KEA nicht vorgesehen.

Aus den genannten Gründen kann aus Sicht der Autoren die Allokation zur Berechnung des KEA und bei der Erstellung einer Ökobilanz für eine und die selbe Prozeßkette bei einem Vorgehen nach den Richtlinien sehr unterschiedlich ausfallen.

Für die Nutzung des KEA in Ökobilanzen müßte daher eine einheitliche Vorschrift bestehen.

Für die Identifizierung der Unterschiede zwischen der Berechnung des KEA und der Allokation bei Ökobilanzen spielt die Transparenz der Daten und der angewendeten Allokationsmethoden eine umso wichtigere Rolle.

Frage 2: Inwieweit die Transparenz der Allokation bei Ökobilanzen und bei der Berechnung des KEA in der Praxis gegeben und damit die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse überprüfbar?

In den letzten Jahren sind auf dem Gebiet der Ökobilanzen eine Reihe von öffentlich zugänglichen Datenbanken entstanden, die den Anspruch haben eine transparente Datenbank zu besitzen (z.B. GEMIS, ETH-Ökoinventare). In diesen Datenbanken, die für viele Energieketten und Produkte generische Daten enthalten, sind neben den Daten auch die angewendeten Allokationsmethoden dargestellt und erläutert. Bei vielen Prozessen hat man sich „in der Welt der Ökobilanzen“ auf spezifische Allokationsmethoden geeinigt. Diese können vom Datenmaterial her auch nachvollzogen werden (s.u.)

Das ist bei den Daten zur Berechnung des KEA, die in den derzeitigen Publikationen und Datenbanken vorliegen nur sehr bedingt der Fall. Das Gros der Daten ist nicht öffentlich zugänglich. Wenn, dann liegen die meisten Daten in einer derart aggregierten Form vor, daß weder ein Rückschluß auf die angewendete Allokationsmethode noch auf die zugrundeliegenden heruntergebrochenen Prozeßdaten möglich ist. Nur in Einzelfällen werden Allokationsmethoden benannt.

Eine Kopplung von ökobilanziellen Daten und Daten zur Berechnung des KEA scheint unter diesen Gesichtspunkten fast unmöglich. Eine vertiefende Betrachtung von Allokationsprinzipien und -methoden erfordert im allgemeinen - gerade unter der Voraussetzung, daß für spezifische Prozesse keinen festen Allokationsmethoden verpflichtend festgelegt werden können - eine weitestgehende Datentransparenz, die gerade bei der Berechnung in dieser Form nicht gewährleistet ist.

Gerade der Anspruch, den Einfluß der Anwendung von verschiedenen Allokationsmethoden durch Sensitivitätsbetrachtungen zu ermitteln und möglichst zu verringern, ist bei den öffentlich **nicht** zugänglichen Daten praktisch unmöglich.

Frage 3: Inwieweit ist der Einfluß der Allokationsmethoden auf das Ergebnis durch Änderung der Allokationsvorschriften mit Hilfe von Sensitivitätsbetrachtungen machbar und überprüfbar?

Wie bereits zum zweiten Fragenkomplex erläutert, erfordert die Durchführung von Sensitivitätsrechnungen einen weitgehenden Zugang zu den Basisdaten und den angewendeten Allokationsmethoden, was gerade bei der Berechnung des KEA nur in eingeschränktem Maße gegeben ist. Sensitivitätsberechnungen und die Unterschiede die sich daraus für das Ergebnis ergeben, sind kaum abzubilden.

Allerdings muß auch die Frage formuliert werden, ob das nach der Erstellung der Ökobilanz oder der Berechnung des KEA immer sinnvoll ist. Die Frage *Welche Alternativen bestehen zu den angewendeten Allokationen ?* erübrigt sich häufig gerade für Prozesse aus den Energieketten, da dort häufig nur eine Art der Allokation sinnvoll ist. Auch bei Produktökobilanzen ist das häufig der Fall. In welchen Fällen eine Variation der Allokationsmethode ein Zugewinn an Information bedeutet muß hier eher im Einzelfall geklärt werden. Als These könnte man formulieren, daß in vielen Fällen von Multi-Output-Prozessen eine Variation der Allokation überflüssig ist.

2 Einbettung von KEA in Ökobilanzen nach ISO-Norm

Ein neuerer Report der SETAC beschäftigt sich mit der Durchführung von Vereinfachungen in Ökobilanzen („Simplifying LCA“, vgl. SETAC 1997) und thematisiert auch die Frage, inwieweit KEA im Rahmen von Ökobilanzen genutzt werden kann.

Hauptgrund ist der große Arbeitsbedarf bei der Durchführung einer „vollständigen“ Ökobilanz (LCA). Es werden Vorschläge gemacht, nach welcher Vorgehensweise und Konzepten Simplified LCA durchgeführt werden sollten, welche Reporte bei der Erstellung einer Simplified LCA zu erstellen sind. Weiterhin werden Beispiele vorgestellt.

Definition:

Eine vereinfachte Ökobilanz (Simplified LCA) ist eine besondere Anwendungsform der LCA-Methodik mit einer Betrachtung der wichtigsten Schritte und dem Ziel einer Bewertung. Es wird der gesamte (relevante) Lebensweg betrachtet, dabei aber generische Daten genutzt und es erfolgt eine Schwerpunktsetzung auf die wichtigsten Umweltkategorien und Lebensschritte.

2.1 Handlungsanweisung

Eine Ökobilanz kann durch Anwendung der folgenden Schritte vereinfacht werden:

1. Screening: Identifikation der wichtigsten Prozessschritte (Hot-spot Analyse)
2. Simplifying: Anwendung der vereinfachten Schritte
3. Bewertung Zuverlässigkeit: Überprüfung, ob die Ergebnisse so zuverlässig bzw. glaubwürdig sind, um die Bewertung des Ergebnisses zu unterstützen.

Im ersten Schritt wird durch Screening quasi eine Kurzbilanz erstellt, die auch für sich alleine ausgewertet bzw. bewertet werden kann. Durch Simplifying (2. Schritt) wird die „vollständige“ Ökobilanz vereinfacht, der 3. Schritt soll die Vereinfachungsschritte absichern

Konsequenz:

Alle aufgelisteten Schritte können auch als Entwicklungsschritte hin zu einer LCA nach ISO-Norm verstanden werden. Die Hierarchie der Arbeitsschritte (Screening-, Simplifying-, ISO-Norm-LCA) entspricht dabei der üblichen iterativen Vorgehensweise zur Erstellung einer LCA nach ISO-Norm.

Interessant an diesem Report ist die methodische Aufarbeitung und Instrumentalisierung dieser *Arbeitsschritte* als *eigenständige Produkte* im Kontext der *ISO-Norm 14040 ff.*

So bietet dieser Ansatz die Möglichkeit KEA-Bilanzen sowohl als einen ersten Schritt in der Erstellung einer ISO-Norm-LCA als auch als eigenständiges, für die Bewertung geeignetes Produkt angesehen werden.

Im folgenden wird die Screening-LCA näher erläutert:

Das Screening wird als ein iterativer Prozeß verstanden, der ausgehend von einer einfachen Hot-spot-Analyse zu einer vollwertigen LCA weiterentwickelt werden kann. Dies kann sich sowohl auf die Prozessschritte als auch auf einzelne Umweltauswirkungen beziehen.

Als Screening Indikatoren werden explizit benannt:

- energy demand (KEA)
- MIPS
- key substances (Schwermetalle, Kohlenstoff, Treibhausgase, Abwasser)
- Semi-quantitative Screening-Indikator-Methode durch Abschätzung der Relevanz von Prozessschritten nach der ABC-Methode (hohe-mittlere-geringe Relevanz)

Als Durchführungsprozedur wird ein Expertenpanel wie Checklisten empfohlen. Die Bilanz kann durch eine Bewertung abgeschlossen werden.

2.2 Anwendbarkeit von KEA als Kurzökobilanz

Die Anwendbarkeit von Bilanzen mit einem geringeren Umfang hinsichtlich der betrachteten Indikatoren (Reduktion auf KEA, MIPS) oder des Betrachtungsraumes (weniger Prozesse, Materialien etc.) führt zu deutlichen Einschränkungen auf die Zuverlässigkeit (d.h. **Richtungssicherheit**) der Bewertung.

Mit der Zuverlässigkeit der Bewertung¹ steht oder fällt allerdings die Anwendbarkeit des Instrumentariums. Vorschläge zum Umgang mit Unsicherheiten im Bewertungsschritt werden im Report auf der Stufe der Screening LCA nicht gemacht.

Zur Anwendbarkeit können aber zwei Fälle unterschieden werden:

- Screening LCA als erster Schritt: Es wird empfohlen, in einer iterativen Vorgehensweise durch qualitative Abschätzungen (ABC-Methode) und quantitativer Ausweitung der Betrachtung (Anzahl der Indikatoren) die Zuverlässigkeit der Bewertung zu erhöhen.
- Screening LCA als Ziel: Aus bestehenden, umfassenden LCA zu einer ähnlichen Fragestellung kann die Schwerpunktsetzung für den Betrachtungsraum oder die Konzentration auf bestimmte Indikatoren hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Bewertung direkt abgeleitet werden.

2.3 Schlußfolgerung

Betrachtet man die (Maximal-) Forderung der ISO-Norm an die Erstellung von Ökobilanzen (LCA), so kann man sehr schnell zu dem Schluß kommen, daß die Erstellung einer vollständigen LCA nach ISO-Norm aus Zeitgründen bzw. aus Gründen des Arbeitsaufwandes nicht mehr möglich bzw. in realen Anwendungen auch nicht notwendig ist.

Der Report zielt daher auf die Vereinfachung (und „Automatisierung“²) der Ökobilanz und zeigt dabei Wege auf, neben Simplified LCA auch Screening LCA (wie KEA Bilanzen) innerhalb der ISO-Norm zu erstellen.

¹ Zuverlässigkeit der Bewertung geht über die Eindeutigkeit des Ergebnisses bei Betrachtung eines reduzierten Indikatorsets (KEA, MIPS) hinaus. Hier wird insbesondere das „Nichtwissen“ etc. über ausgeblendete Umweltproblemfelder bzw. Prozesse angesprochen.

² Als Automatisierung soll der Rückgriff auf bestehende Datenquellen und (Bewertungs-) Methoden, die allgemein bekannt und anerkannt sind, und somit Teilschritte der LCA vereinfachen.

Somit können KEA-Bilanzen³ als iterativer Teilschritt oder Kurzform einer Ökobilanz⁴ verstanden werden. Der Schwachpunkt der KEA-Bilanzen wird in der eingeschränkten Zuverlässigkeit (d.h. Richtungssicherheit) der Bewertung gesehen.

Für KEA-Bilanzen als eigenständiges Werkzeug zur Beurteilung von ökobilanziellen Fragestellungen wird nur die Anwendung in Teilbereichen empfohlen, indem die Zuverlässigkeit der Bewertung anhand von KEA bzw. dessen Richtungssicherheit erkannt und bestätigt wurde.

KEA-Bilanzen wären somit immer aus vollständigen Ökobilanzen abgeleitete Teilbilanzen, die bekannte Sachverhalte innerhalb bestimmter Grenzen variieren.

Keinesfalls sind KEA-Bilanzen **alleine** aus sich heraus geeignete Werkzeuge zur (ökobilanziellen) Beschreibung neuer Sachverhalte.

Der Report zeigt Wege auf, KEA-Bilanzen als ein ökobilanzielles Werkzeug zu nutzen. Die Einschränkungen reduzieren die KEA Bilanzen allerdings in ihrer Anwendbarkeit. Die Aussagen des Reports stehen damit in einem deutlichen Widerspruch zur Auffassung der VDI-4600.

Es erscheint sinnvoll, die VDI-RL 4600 an die ISO-Norm anzugleichen, um die Anwendbarkeit von KEA in - vorher auf Richtungssicherheit überprüften - Fragebereichen sicherzustellen.

³ Als implizite Bedingung gilt dabei allerdings die Durchführung der KEA-Bilanz entsprechend der ISO-Norm (Allokation, Daten, Vereinfachungen etc.)

⁴ Den Anspruch an vergleichende Ökobilanzen zur Information der Öffentlichkeit können KEA Bilanzen nicht erfüllen.

3 Allokationskriterien für MOP bei Ökobilanzen

3.1 Physikalische Größen

Beispiele hierfür sind:

Masse:

Eine Aufteilung nach Gewicht impliziert einen direkten Zusammenhang zwischen der Umweltbelastung des Prozesses und der Masse der Produkte. Dadurch werden Haupt- und Nebenprodukte einander gleichgestellt (Frischknecht 1995).

Volumen: eher ungebräuchlich

Fläche: eher ungebräuchlich

Energieinhalt:

Eine Aufteilung der Schadstoffbelastung nach Energieinhalt der Produkte kann bei der Analyse der Energieketten angewendet werden. Bei der Raffination von Erdölprodukten kann so dem unterschiedlichen Destillieraufwand für die einzelnen Derivate Rechnung getragen werden. Ein direkter Zusammenhang zwischen Energieinhalt und Umweltbelastung ist jedoch nicht gegeben. Im weiteren wird auch hier die Bedarfssituation nicht berücksichtigt (Frischknecht 1995).

Exergieinhalt:

Bei Energiesystemen, die Energie in solche verschiedener Wertigkeit umwandeln (Kraft-Wärme-Kopplung), kann der Exergieinhalt der Endenergieträger als Verteilschlüssel dienen. Dadurch wird der höherwertigen Energieform (Strom) eine stärkere Umweltbelastung als der genutzten Abwärme. Die Bedarfssituation bleibt auch hier unberücksichtigt (Frischknecht 1995).

Molmengen und -massen:

Bei chemischen Reaktionen kann infolge stark unterschiedlichen Gewichts eine auf der Stöchiometrie basierende Aufteilung angezeigt werden (Frischknecht 1995).

Konzentrationen:

Bei Prozessen der Ressourcengewinnung (Erzabbau) können die Aufwendungen aufgrund stark unterschiedlicher Konzentrationen im Muttergestein schwanken. Deshalb drängt sich hier eine Allokation nach Erzgehalt auf. Es wurde bei Frischknecht beim Abbau von Kupfer, Nickel, Palladium und Platin angewandt (Frischknecht 1995).

Szenarienbedingte Gutschriften:

In Deutschland besteht die Tendenz, einzelne Energiesysteme als Substitutionstechnologie anderer Systeme zu betrachten. So werden KWK-Anlagen stromseitig als Substituenten von Kohlekraftwerken aufgefaßt und die daraus resultierende Emissionsdifferenz der durch die KWK-Anlage erzeugten Wärme zugeteilt - oder auch umgekehrt. Nachteil dieser Methode ist die Abhängigkeit vom jeweilig angesetzten Substitutionsprozeß. Sie ist für ein szenarienunabhängiges Arbeiten nicht geeignet (Frischknecht 1995).

Die Allokation nach der Masse ist das am häufigsten verwendete Verfahren für MOP. Häufig wird es - unzutreffend - als die einzige Möglichkeit beschrieben.

Das in GEMIS bisher genutzte Verfahren der Allokation über szenarienbedingte Gutschriften wird nur von Frischknecht aufgeführt. In der allgemeinen Diskussion vor allen Dingen um Produkt-Ökobilanzen taucht es als Allokationskriterium nicht mehr auf. Es entspricht auch eher den Verfahren zur Umgehung einer Allokation durch Umdefinieren der Funktionseinheit (functional unit) der Bilanz.

Tendenziell kann über geeignete Szenarien (Erweiterung des scope) jedoch auch eine Gutschrift vermieden werden („Brutto“-Bilanzierung nach GEMIS).

3.2 Sozioökonomische Parameter

Übergeordnet wird der Wert der Produkte zur Allokation herangezogen. Dabei wird unterschieden, ob der Wert der einzelnen Produkte monetarisierbar ist. Ist dies der Fall, so kann nach ökonomischen Kriterien (z.B. Marktpreis) allokiert werden. Dabei wurde häufig diskutiert, daß der Marktpreis meist zu instabil ist, um ein sinnvolles Maß für eine Allokation zu sein. Generell erscheint dies nicht als Problem, kann aber in bestimmten Fällen durchaus zu Problemen führen (NORDIC 1995).

Produktpreise:

Produkte, welche aufgrund ihrer Nachfrage einen Fabrikationsprozeß erfordern, sollen stärker belastet werden als kaum nachgefragte Koppelprodukte. Die Produktpreise können dabei Gradmesser der Nachfrage sein. Kann für ein Koppelprodukt kein Preis mehr erzielt werden (Gratisabgabe) oder muß zu dessen Beseitigung bezahlt werden (Entsorgungsgebühr), so wird das Koppelprodukt einem Neben- bzw. Abprodukt gleichgestellt (folglich werden 100 % dem Hauptprodukt zugeschlagen).

Als Schwierigkeiten erweisen sich die starken Schwankungen der Preise, mögliche Monopol-situationen (z.B.: EVU), das Fehlen der externen Kosten bei heutigen Produktpreisen (positive Rückkopplung !) sowie das Festlegen der jeweiligen Referenzpreise (Frischknecht 1995).

Zitat aus NORDIC 1995: „Der erwartete ökonomische Gewinn ist der Grund für die Realisierung der meisten Prozesse. Es ist möglich zu sagen, daß die Erwartungen auf Gewinn bei MOP für den Prozeß verantwortlich sind und daher auch für die Umweltbelastungen assoziiert mit dem Prozeß, wenn keine natürliche Wirkungsbeziehung besteht. In diesen Fällen ist der erwartete Gewinn eine relevantere Basis für die Allokation als eine definitorische Hilfsgröße einer physikalischen oder chemischen Variable oder auch dem Marktpreis. (...) Der erwartete Gewinn ist auch stabiler als der Marktpreis. Es muß berücksichtigt werden, daß - berechnet man den ökonomischen Gewinn - Allokationen der gemeinen Kosten vorgenommen werden müssen. Deshalb basiert diese Allokation dann auf einer anderen. - Daten zum erwarteten Gewinn sind schwer zu bekommen. Marktpreise können dann als Maß dafür herangezogen werden. Wenn separat anfallende Kosten gering sind, der Beitrag eines Produkts zum erwarteten Gewinn ist ungefähr proportional zu den langfristigen Marktwert des Produkts. Marktwert kann somit als unstabiles Maß für den stabileren erwarteten Gewinn angesehen werden.“

Auch wenn der ökonomische Wert der Produkte nicht genau quantifizierbar ist, kann dieses Kriterium durchaus als Richtwert für die Allokation fungieren. In diesem Fall sollte man versuchen die ökonomischen Verhältnisse durch einen der physikalischen Parameter angenähert werden (NORDIC 1995).

3.3 Hilfsgrößen

Unabhängig von den physikalischen, chemischen, biologischen oder technischen Gegebenheiten des bilanzierten Prozesses, kann die Umweltinanspruchnahme nach Hilfsgrößen zugeordnet werden. So können definitorisch einem Produkt alle Umweltauswirkungen zugeordnet werden oder es kann eine prozentuale Verteilung der einzelnen Produkte vorgenommen werden.

Keine Aufteilung

Die Umweltbelastung wird ganz dem Hauptprodukt zugeteilt. Dieser Weg kann beschritten werden, wenn die Koppelprodukte auch als Abfall oder Abstoffe deklariert werden können. Ansonsten wird nur bei schlechter Datenlage auf diese Methode zurückgegriffen werden (Frischknecht 1995).

Konvention:

Die Aufteilung kann aufgrund offizieller Konventionen vorgenommen werden. Dieses Vorgehen kann anstelle der Allokation nach Produktpreisen verwendet werden beim Fehlen marktwirtschaftlicher Verhältnisse. Anwendbar beispielsweise bei abfallthermischen Wärmekraftwerken (Aufteilung auf behandelte Abfälle sowie die erzeugte Energie in Form von Wärme und Elektrizität (Frischknecht 1995).

4 Referenzen

EN ISO 14041: Umweltmanagement Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz, Deutsche Fassung prEN ISO 14041:1997.

Frischknecht, R. et al 1995: Ökoinventare für Energiesysteme - 1. Auflage, Zürich

Huppes, G., Schneider F. (Hrsg.) 1994: Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA - Leiden, 24-25 February 1994, Leiden

NORDIC 1995: Nordic Handbook on Screening Product Life Cycle Assessment (SPLCA), Technical Report No. 7 - Allocation

SETAC 1993: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A „Code of Practice, Büssel/Pensacola

SETAC 1997: Simplifying LCA: Society of Environmental Tox. and Chemistry SETAC EUROPE; K. Christiansen (ed.) final report of working group

VDI 4600: Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden, Düsseldorf 1997