



Netzwerk Lebenszyklusdaten

Arbeitskreis METHODIK

Methodik-Handbuch

**automatisch generierte Dokumentation
aus dem Methodik-Wiki des Netzwerks
Lebenszyklusdaten – Stand 19.08.2008**

im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag
des Bundesministeriums für Bildung und Forschung

Karlsruhe – August 2008



Vorwort

Der vorliegende Projektbericht wird herausgegeben vom Netzwerk Lebenszyklusdaten (www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de).

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten ist die gemeinsame Informations- und Koordinationsplattform aller in die Bereitstellung und Nutzung von Lebenszyklusdaten in Deutschland involvierten Gruppen – von Wissenschaft und Wirtschaft über Politik und Behörden hin zu Verbraucherberatung und allgemeiner interessierter Öffentlichkeit. Ziel des Netzwerks Lebenszyklusdaten ist es, das umfangreiche Knowhow auf dem Gebiet der Lebenszyklusdaten innerhalb Deutschlands zusammenzuführen und als Basis zukünftiger wissenschaftlicher Weiterentwicklung und praktischer Arbeiten für Nutzer in allen Anwendungsgebieten von Lebenszyklusanalysen bereitzustellen.

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird getragen vom Forschungszentrum Karlsruhe. Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Projektförderung (2004 – 2008) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Förderung der Wissenskooperation zum Aufbau und Umsetzung des deutschen Netzwerks Lebenszyklusdaten“ erstellt. Weitere im Rahmen dieser Projektförderung erstellte Studien sind erhältlich unter <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/content/Projektberichte>.

Kontakt Netzwerk Lebenszyklusdaten:

E-Mail: info@netzwerk-lebenszyklusdaten.de

Anschrift: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse,
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (ITAS-ZTS)
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de



Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird gefördert durch das
Bundesministerium für Bildung und Forschung



Methodik-Handbuch

automatisch generierte Dokumentation aus dem Methodik-Wiki des Netzwerks Lebeszyklusdaten – Stand 19.08.2008

Mitglieder des AK Methodik:

Robert Ackermann (TU Berlin); Christian Bauer (European Aluminium Foil Association); Jens Buchgeister (Forschungszentrum Karlsruhe); Rainer Buchholz (Wirtschaftsvereinigung Metalle); Andreas Citroth (GreenDeltaTC); Clemens Döpmeier (Forschungszentrum Karlsruhe); Matthias Fischer (Universität Stuttgart); Rolf Frischknecht (ESU Services); Uwe Fritsche (Öko-Institut); Werner Geiger (Forschungszentrum Karlsruhe); Jutta Hildenbrand (Bergische Universität Wuppertal); Ulrich Höpfner (ifeu Heidelberg); Udo Jeske (Forschungszentrum Karlsruhe); Johannes Kreissig (PE international); Stephan Krinke (Volkswagen AG); Thomas Lützkendorf (Universität Karlsruhe); Lothar Rausch (Öko-Institut); Isa Renner (SakostaCAU); Michael Ritthoff (Wuppertal Institut); Liselotte Schebek (Forschungszentrum Karlsruhe); Stefan Schmitz (Umweltbundesamt); Marianne Schönnenbeck (Rheinzink GmbH); Peter Viebahn (Wuppertal Institut); Jens Warsen (Volkswagen AG); Petra Zapp (Forschungszentrum Jülich)

Handbuch Methodik

Inhaltsverzeichnis

- 1 Handbuch Methodik
 - ◆ 1.1 Ziel
 - ◆ 1.2 Grundsatz
 - ◆ 1.3 Vorgehensweise
- 2 Methodik auf Flussebene
 - ◆ 2.1 Nomenklatur, Benennungsschema und Identifikation der Elementarflüsse
 - ◇ 2.1.1 Nomenklatur, Benennungsschema und Identifikation der Elementarflüsse
 - ◇ 2.1.2 CAS-Nummer
 - ◇ 2.1.3 IUPAC-Name
 - ◇ 2.1.4 Chemische Formel
 - ◇ 2.1.5 Synonyme
 - ◇ 2.1.6 Weitere konkrete Aspekte der Benennung
 - ◆ 2.2 Verwendete Einheiten: Bezugs- oder Referenzgrößen und Umrechnungsgrößen
 - ◆ 2.3 Berücksichtigte Elementarflüsse
 - ◆ 2.4 Abschneidekriterien für Elementarflüsse, Summenparametern
 - ◇ 2.4.1 Abschneidekriterien für Elementarflüsse, Summenparameter
 - ◆ 2.5 Eigenschaften von Elementarflüssen
- 3 Methodik auf Prozessebene
 - ◆ 3.1 Datenqualität
 - ◆ 3.2 Herkunft von Input- und Outputflüssen auf Prozessebene
 - ◆ 3.3 Bezugseinheit, -zeitraum und geografischer Bezugsraum
 - ◆ 3.4 Prozessbezeichnung, Technische Repräsentativität und technische Qualität der Basisprozesse
 - ◆ 3.5 Stoff- und Energiebilanzen auf Basisprozessebene und Plausibilität von Emissionsprofilen
 - ◆ 3.6 Abschneidekriterien für Input und Output von Prozessen
- 4 Methodik auf Systemebene
 - ◆ 4.1 Systemgrenzen
 - ◆ 4.2 Modellierung von Biomasse
 - ◆ 4.3 Modellierung von regenerativen Energien
 - ◆ 4.4 Einsatz von Sekundärrohstoffe und Sekundärbrennstoffen
 - ◆ 4.5 Verrechnung End-of-Life
 - ◆ 4.6 Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit
 - ◆ 4.7 Einführung
 - ◆ 4.8 Wozu Unsicherheitmodellierung?
 - ◆ 4.9 Sachstand
 - ◇ 4.9.1 Unsicherheit in Ökobilanzen – Beschreibung
 - ◇ 4.9.2 Datenqualität und Unsicherheit
 - ◇ 4.9.3 Umgang mit Unsicherheit in Ökobilanzen
 - 4.9.3.1 Unsicherheit im Dateninput
 - 4.9.3.2 Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell
 - 4.9.3.2.1 Monte Carlo Simulation
 - 4.9.3.2.2 Andere Ansätze
 - 4.9.3.2.3 Kombinationen
 - 4.9.3.2.4 Diskussion der verschiedenen Verfahren zur Unsicherheitsberechnung

· 4.9.3.3 Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit

- ◆ 4.10 Handlungsoptionen bzw. notwendige Entscheidungen
 - ◇ 4.10.1 Auswirkung in der Realität als Entscheidungskriterium
 - ◇ 4.10.2 Die notwendigen Entscheidungen im Detail
- ◆ 4.11 Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle
 - ◇ 4.11.1 Produkttypen
 - ◇ 4.11.2 Art des Stoffflusses
 - ◇ 4.11.3 Umweltwirkungen
 - ◇ 4.11.4 Stellung Datensatz im Produktsystem
 - ◇ 4.11.5 Stellung eines Stoffflusses im Datensatz
 - ◇ 4.11.6 Arten der Datenbereitstellung
- ◆ 4.12 Umgang mit fehlenden Werten
- ◆ 4.13 Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks
- ◆ 4.14 Empfehlungen
- ◆ 4.15 Quellen

Ziel

Sinn und Zweck eines Handbuchs zu den methodischen Grundlagen der Datenbank des Netzwerks Lebenszyklusdaten ist es, eine einheitliche Qualität der enthaltenen Sachbilanzdaten zu ermöglichen. Nur eine möglichst konsistente Datenbank ermöglicht eine breite Anwendung im LCA-Bereich, sei es für die Forschung, die Produktentwicklung o.ä.

Zur Einbindung solcher Daten ist es sinnvoll, die Anforderungen an sie klar zu definieren. Daher befasst sich der vorliegende Leitfaden mit Vorgaben zur Erfassung von umweltrelevanten Stoff- und Energieströmen, zur Einbindung und Beschreibung von Prozessen sowie zu den Besonderheiten bei der Verknüpfung von Prozessdaten zu ganzen Produktsystemen.

Weitergehende Inhalte, die die ökologische Bewertung der Sachbilanzdaten zu Ziel hätten, werden in diesem Handbuch nicht behandelt, da im Netzwerk Lebenszyklusdaten zunächst um den Aufbau und die Pflege einer Datenbank für LCA-Anwendungen geht.

Grundsatz

Neben der Sammlung von numerischen Daten, die letztendlich in LCA-Berechnungen einfließen, wird auf die Erhebung prozessbeschreibender Daten, die also eher von qualitativer Natur sind, Wert gelegt. Numerische Daten sind im Wesentlichen Mengenangaben von Input- und Outputflüssen, ergänzend dazu können auch Angaben, die eventuelle Allokation ermöglichen (z.B. monetäre Werte, Heizwerte), dazu gezählt werden. Qualitative Informationen sind Angaben zur Technologie eines Prozesses, geographischen Bezügen, Zeitpunkt und Art der Datenerhebung u.ä. Für jede Datenart sind bei der Eingabe eigene Felder auszufüllen.

Prinzipiell sollte die technische Realität so genau wie nötig abgebildet werden. Auf der einen Seite müssen die betrachteten Prozesse durch die erfassten Daten im Hinblick auf Ressourcenverbrauch und umweltrelevante Stoffströme möglichst realitätsnah abgebildet werden. Das heißt, dass sämtliche umweltrelevante und für LCA-Anwendungen wesentliche Daten aufgenommen werden sollen. Auf der anderen Seite sollte die Erhebung der Daten in einem für alle Seiten befriedigenden Zeitrahmen durchführbar sein. Dies wiederum legt nahe, Kriterien zu definieren, die festlegen, unter welchen Voraussetzung von diesem Grundsatz der vollständigen Erfassung aller umweltrelevanten Daten eines Prozesses gegebenenfalls abgewichen werden

kann und wann dies auf keinen Fall möglich ist.

Weiterhin sollten die Daten in verschiedenen Kontexten, also unabhängig vom jeweiligen Ziel einer LCA verwendbar sein. So sollte ein Datensatz sowohl Produktvergleiche als auch als Instrument zur Produkt- oder Verfahrensentwicklung verwendbar sein. Dies kann nur erreicht werden, wenn die in diesem Handbuch vorgelegten Richtlinien so weit wie möglich eingehalten werden und die in der Netzwerk-Datenbank gesammelten Sach- und Bilanzdaten somit harmonisiert werden.

Vorgehensweise

Vor dem Erheben neuer Daten sollte zunächst geprüft werden, welche Informationen zu relevanten Prozessen bereits vorhanden sind und genutzt werden können. Für das Erstellen eines Datensatzes für einen Prozess gilt stets, dass die Vorgehensweise für alle Schritte konsistent sein muss. Lücken sind in nachvollziehbarer Weise durch Rechnung, Abschätzung oder Messung bzw., wenn dies nicht möglich ist, gar nicht zu schließen.

Generelle Informationen sowie getroffene Annahmen bzgl. eines Datensatzes sind zu dokumentieren. Schlussfolgerungen und Ergebnisse, die aus den Daten resultieren, sind stets in Hinblick auf ihre Konsistenz und enthaltene Annahmen zu interpretieren. Die genauen Vorgaben zur richtigen Vorgehensweise sind im Folgenden aufgeführt.

Die Richtlinien zum Umgang mit Stoff- und Energieflüssen sind dem [Kapitel 2](#) zu entnehmen. In [Kapitel 3](#) folgt eine Beschreibung der methodischen Vorgehensweise bei Erstellung eines Datensatzes bzw. den Anforderungen, die an die Datenerfassungen für einen Prozess gestellt werden. [Kapitel 4](#) beschreibt den Umgang mit diesen Datensätzen bei Betrachtung ganzer [Produktsysteme](#). Abschließend werden in [Kapitel 5](#) weitergehende Aspekte bezüglich möglicher Bewertungsmethoden der LCA behandelt.

Methodik auf Flussebene

Die Methodik auf Flussebene beschreibt Aspekte zur eindeutigen Identifikation und hinreichenden Beschreibung der verwendeten Elementarflüsse (Ressourcen und Emissionen) um die relevanten Aspekte von Lebenszyklusanalysen abzudecken.

Die Methodik auf Flussebene stellt sicher, dass

- Nomenklatur und Benennungsschema klar darstellen, um welchen [Elementarfluss](#) es sich handelt.
- die verwendeten Einheiten, Bezugs- oder Referenzgrößen und Umrechnungsgrößen sicherstellen, dass den verwendeten Elementarflüssen die korrekten Werte zugewiesen sind (z.B. metallischer Ressourcenverbrauch bei verschiedenen Metallgehalten oder Bezugsgrößen bei verschiedenen Messmethoden wie der NO₂ / NO_x Bestimmung).
- die relevanten Elementarflüsse auch berücksichtigt werden.
- die Abschneidekriterien für Elementarflüsse und die Verwendung von Summenparametern so gewählt sind, dass konsistente Möglichkeiten bestehen wenig relevante oder nicht anders vorliegende Elementarflüsse sachgerecht zusammenzufassen und irrelevante Elementarflüsse zu vernachlässigen.
- alle wichtigen (physikalischen oder chemischen) Eigenschaften der Elementarflüsse so gewählt sind, dass alle relevanten Umweltwirkungen korrekt beschrieben werden können.

Oft gibt es mehrere korrekte Nomenklaturen von Elementarflüssen (z.B. Kohlenmonoxid, Kohlenstoffmonoxid). Für geeignete Fachleute stellt dies in diesem einfachen Fall keine Problematik dar, doch dass z.B. Ethen veraltet auch Ethylen heißt oder Formaldehyd auch als Methanal oder Methylaldehyd bezeichnet werden kann, wird voraussichtlich schon weniger bekannt sein.

Es ist häufig zu beobachten, dass sich in verschiedenen Bereichen und Branchen unterschiedliche Nomenklaturen für das Gleiche durchgesetzt haben. Da die LCA berichts- und branchenübergreifend analysiert, ist hier eine gewisse Akzeptanz aller Anwender dringend nötig.

Zudem geschieht Datenaustausch heute oft mehr und mehr elektronisch. Daher muss eine eindeutige Zuordnung gewährleistet sein.

Somit ist grundlegendes Ziel bei der Wahl einer Nomenklatur weniger eine gewisse Benennung durchzusetzen, sondern Eineindeutigkeit zu erlangen.

Im Folgenden werden die oben andiskutierten Aspekte im Detail erläutert.

Nomenklatur, Benennungsschema und Identifikation der Elementarflüsse

Nomenklatur, Benennungsschema und Identifikation der Elementarflüsse

Im Rahmen der Nomenklatur, des Benennungsschemas und Identifikation der Elementarflüsse wurden in der Vergangenheit bereits erhebliche Vorarbeiten geleistet. Zum einen wurden Vorarbeiten auf akademischer Seite durchgeführt (siehe unten), zum anderen sind Nomenklaturen, die heute in Anwendung sind, aus den Erfordernissen der Praxis gewachsen.

Folgende Vorarbeiten gelten als besonders grundlegend und wichtig in diesem Zusammenhang.

- ISO14040 series
- ISO/TS 14048
- SETAC LCA Working Group on Data availability and Data Quality, Subgroup Recommended List of Exchanges , Final Report March 2001
- SETAC WG; subgroup 3 on data exchange among existing (LCA) tools, 2001
- IUPAC Nomenclature on Chemical Substances (Status by June 2005)
- COST Action 530
- UNEP&SETAC Life Cycle Initiative; LCI programme, TF 2
- European Platform on Life Cycle Assessment (European Commission, DG JRC & DG Environment)

Im Folgenden werden die wichtigen Aspekte im Zusammenhang der Benennung erläutert und konsistente Vorgehensweisen dargelegt.

Generelle Benennung

Generell kann zur Benennung gesagt werden, dass immer allgemeiner Oberbegriff Flussname und Spezifizierung genannt werden soll. Dies soll konkret für einen Edelstahl z.B. Edelstahl (CrNi 17-7) sein. Zum einen erleichtert dies das Finden und zum anderen bietet es die nötige Möglichkeit einer relevanten Trennung oder Unterteilung von ansonsten zu groben Namen. In diesem Beispiel wäre Edelstahl schlicht und ergreifend zu grob, da es sehr viele verschiedene Edelstähle gibt und deren Unterscheidung signifikante ökologische Unterschiede zeigt.

CAS-Nummer

Der **Chemical Abstracts Service** (Abkürzung: CAS), ist eine 1907 gegründete Unterabteilung der American Chemical Society. Die CAS ist am bekanntesten für ihre enormen Datenbanken von chemischen Verbindungen (> 26,7 Millionen organische und anorganische Substanzen (Stand: Oktober 2005)) und deren eindeutigem Schlüssel, der "CAS Registry Number", auf deutsch meist CAS-Nummer genannt. Die Benutzung von CAS Nummern (Chemical Abstracts Service) zur Identifizierung von Chemikalien hat sich weltweit durchgesetzt. Viel Elementarflüssen in der LCA sind chemische Elemente oder Verbindungen. Ein großer Anteil der Elementarflüsse kann somit über CAS-Nummern identifiziert und eindeutig zugeordnet werden. Sollte also einem verwendeten Stoff bereits eine CAS Nummer zugeordnet sein, ist diese auch anzugeben und zu verwenden.

Beispiele:

Beispiel Standardemission: Kohlendioxid	CAS-Nummer 124-38-9
Beispiel Element: Nickel	CAS-Nummer 7440-02-0
Beispiel organische Verbindung: Vinylchloride	CAS-Nummer 75-01-4

Doch gibt es Verbindungen, Analysewerte oder Summenparameter, die für die LCA wichtig sind daher auch in der Nomenklatur nicht fehlen sollten denen aber keine CAS Nummer zugeordnet ist.

Zu diesen gehören beispielsweise wichtige Werte wie der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB), flüchtige organische Verbindungen (VOC) oder Schwermetall-Summenwerte, sowie z.B. Erzzusammensetzungen.

Das heißt die CAS-Werte sind sehr wichtig aber nicht hinreichend.

-> Falls eine Substanz eine CAS-Nummer besitzt, muss diese auch ausgewiesen werden.

IUPAC-Name

Die **International Union of Pure and Applied Chemistry** (IUPAC; deutsch: Internationale Union für reine und angewandte Chemie) wurde im Jahr 1919 von Chemikern aus der Industrie und von den Universitäten gegründet. Ziel war es die weltweite Kommunikation der Chemiker untereinander zu ermöglichen und zu fördern. Die IUPAC ist seit langem als die bestimmende Institution anerkannt, wenn es sich um verbindliche Empfehlungen zu Nomenklatur, Symbolen, Terminologie, standardisierten Messmethoden, Werte für molare Massen der chemischen Elemente in natürlicher Isotopengemisch-Zusammensetzung und viele andere Themen in Bereichen der Chemie handelt.

In diesem Rahmen wird vorgeschlagen die Benennung in der LCA den Regeln der IUPAC anzugleichen.

Chemische Formel

Die chemische Formel ist ein weiteres Erkennungsmerkmal oder aber auch Informationsträger. Elementbilanzen (C-Bilanz, S-Bilanz) können so schnell nachvollzogen werden. Die Angabe der Summenformel einer chemischen Substanz ist für die Dokumentation auf Datenbankseite praktikabler, da Strukturformeln doch erheblich aufwendiger und schwerer zu lesen sind, obwohl sie natürlich primär mehr Information tragen. In der Regel werden für LCA-Zwecke Strukturformeln nicht benötigt.

Synonyme

Synonyme sind ein wichtiger Aspekt zur zielgerichteten Suche von Substanzen in Datenbanken. Gerade wenn die Datenbanken grundlegend für viele unterschiedliche Bereiche sein sollen, sind wichtige Synonyme sehr zielführend. Dabei stellen die Synonyme keine eigenständige Identifikationsgröße dar, sondern sind zusätzliche Information. Bezeichnungen können je nach Branche oder Bereich stark schwanken (siehe oben). Daher kann die zielgerichtete Angabe von Synonymen verhindern, dass Doppeleinträge in die Datenbanken geschehen, da bereits existierende Substanzen auch gefunden werden.

Die Synonyme sollen nicht im Flussnamen gespeichert werden sondern in einem separaten Feld, dass durch eine Suchfunktion angesprochen wird.

Weitere konkrete Aspekte der Benennung

Metall-/Wertstoff-Gehalten in Erzen und Ressourcen

Die Benennung von metallischen Erzen als elementarer Ressourcenfluss stellt spezielle Anforderungen. Metallische Erze kommen meist in unterschiedlichen Metallgehalten vor. Die untere Auflistung gibt einen kleinen Überblick über technische wichtige Metallkonzentrationen in den Erzen. D.h. die Metallkonzentrationen können schon deutliche Hinweise geben um welche Lagerstätten und welche Aufwendungen bei der Gewinnung der Erze anfallen. Zudem charakterisieren die höher konzentrierten Erze auch höhere Werte. Das heißt die schlichte Angabe Kupfererz greift zu kurz.

- Chromerz (Cr_2O_3 30%), Chromerz (Cr_2O_3 44%)
- Eisenerz (65%)
- Kupfererz (0,14%), Kupfererz (0,2%), Kupfererz (0,3%), Kupfererz (1,2%), Kupfererz (1,28%), Kupfererz (2%), Kupfererz (4%)
- Molybdänit (Mo 0,21%), Molybdänit (Mo 0,24%)
- Nickelerz (1,2%), Nickelerz (1,6%), Nickelerz (2,0%), Nickelerz (2,7%)
- Vanadiumerz (V_2O_5 0,94%)

Ferner ist noch zu beachten, dass viele Erze auch vergesellschaftet auftreten. So treten in vielen Lagerstätten gleich mehrerer Metalle in unterschiedlichen Konzentrationen im gleichen Erz auf. Typische Beispiele geben die folgenden Punkte.

- Zink - Blei - Kupfererz (12%-3%-2%)
- Zink - Bleierz (4,21%-4,96%)
- Blei - Zinkerz (4,6%-0,6%)
- Zink - Kupfererz (4,07%-2,59%)

Prinzipiell könnte natürlich auch einfach die Herkunft der Erze im Namen verankert werden. Die Anzahl der Lagerstätten ist jedoch meist höher als die Anzahl relevanter unterschiedlicher Metallkonzentrationen im Erz. Daher wird in diesem Falle die technische Charakterisierung als allgemeiner und empfehlenswerter eingeschätzt.

Es kann selbstverständlich auch der Metallelement-Gehalt als ausschlaggebender Faktor angesehen und modelliert werden, und sich so scheinbar der Diskussion um Erzgehalte entzogen werden. Doch ist dann sicherzustellen, dass äquivalente Mengen an taubem Gestein oder Metallbegleitsubstanz ebenso modelliert werden, da dies wichtige Informationen für die Abbauprozesse sind.

Hierarchien in Flussbenennungen

Die hierarchische Gliederung in Datenbanken ist eine sinnvolle Möglichkeit chemisch gleiche Substanzen unterschiedlich emittieren oder wirken zu lassen. Kupfer beispielsweise kann als metallische Ressource (im Erz), als Schwermetall Emission in Luft oder Wasser oder als Wertstoff in Kabeln eine entscheidende, aber völlig andere Rolle spielen. Nun könnte durch entsprechende Benennung eine Eineindeutigkeit hergestellt werden.

- Kupfer, Ressource als Metallgehalt im Erz
- Kupfer, Schwermetall Emission in Luft
- Kupfer, Schwermetall Emission in Wasser
- Kupfer, Wertstoff im Kabel

Doch kann man sich leicht vorstellen, dass die Kreativität der Benennung und die Länge der Flussnamen irgendwann eine Grenze haben.

Bei Verwendung von Hierarchien stellt dies kein Problem dar. Was chemisch-physikalisch gleich ist kann auch gleich heißen, da der Speicherort die restlichen Informationen (initiales Kompartiment, Wertstoff in der Technosphäre oder Ressource) bereitstellt.

- Stoffliche Ressource - Kupfer
- Schwermetalle Emission in Luft - Kupfer
- Schwermetalle Emission in Wasser - Kupfer
- Wertstoff - Kupfer

Auch bei der Handhabung von Summenparametern und Analysewerten gibt die Hierarchie wertvolle Hilfestellungen.

Bei der Verwendung von Summenparametern sind die übergeordneten Summenparameter immer eine Hierarchieebene über den Einzelparametern. Da ermöglicht Doppelzählungen zu vermeiden und Zusammenhänge zu erkennen.

Beispiel:

VOC (Summenwert == NMVOC + CH₄)

CH₄ (Einzelfluss)

NMVOC (Summenwert == Summe C_nH_m)

Ethan (Einzelfluss)

Propan (Einzelfluss)

Butan (Einzelfluss)

..... (Einzelfluss)

In der Technosphäre (also im Bereich der Wertstoffe) sollte ein Abgleich erfolgen, ob es gewisse Flüsse schon gibt. Dies hört sich zunächst trivial an, die Praxis zeigt aber, dass gerade dieser Fehler aufgrund der oben bereits diskutierten Synonymproblematik oft unterschätzt wird. Doppelungen von Wertstoffflüssen sind zwar prinzipiell nicht ganz so schwerwiegende Inkonsistenzen wie Doppelungen von Elementarflüssen, doch sind sie generell zu vermeiden.

Wenn Dopplungen dennoch notwendig sind, müssen diese begründet, dokumentiert und demnach mit einer Spezifizierung versehen werden. Völlige Namens und Identifikationsgleichheit, bei unterschiedlichen

Eigenschaften ist zu vermeiden.

Verwendete Einheiten: Bezugs- oder Referenzgrößen und Umrechnungsgrößen

Die verwendeten Einheiten wie Referenzgrößen, Bezugseinheiten und Umrechnungsgrößen spielen eine entscheidende Rolle. Neben Tippfehlern sind Einheitenfehler erfahrungsgemäß eine Hauptfehlerquelle (z.B. g statt kg oder kWh statt MJ). Daher ist es vorteilhaft so genannte Standardeinheiten für die verschiedenen Größen (wie z.B. Masse und Energie) zu haben, die zunächst für alle Größen unabhängig davon um welchen Fluss es sich handelt gleich sind.

Standardeinheiten und Referenzeinheiten

Diese Einheiten können als Standardeinheiten der entsprechenden Größe angesehen werden. Folgende Standardeinheiten (unabhängig von den zugeordneten Flüssen) werden definiert:

- Masse: kg
- Energie: MJ
- Fläche: m²
- Aktivität: Bq
- Zeit: h

Aufbauend darauf beschrieben Referenzeinheiten der Flüsse das Hauptcharakteristikum eines Flusses. Dies stellt keine Wertung dar, doch ist eine Standardeinheit als Referenzeinheit zu wählen um einen default festlegen zu können. Nicht alle Flüsse besitzen alle Standardeinheiten als charakterisierende Größe.

Beispiele:

Strom besitzt keine Masse, Wasser besitzt keinen Energieinhalt, Erdöl keine Fläche, CO₂ keine Aktivität und außer Flächeninanspruchnahme und gewissen Prozessen, die Tätigkeiten (z.B. in Betriebsstunden) repräsentieren, haben Flüsse keine Zeitkomponente.

In der Technosphäre also bei den Wertstoffflüssen, die bereits von Menschenhand umgewandelt oder veredelt wurden und somit keine Elementarflüsse wie Ressourcen oder Emissionen sind und somit auch ökologisch nicht wirksam werden ist die Wahl der Referenzeinheiten mehr oder minder frei. Man sollte sich an eine gewisse Konvention halten, um die Datenbankstruktur einheitlich und konsistent halten zu können. Bei den Elementarflüssen wie Ressourcen und Emissionen ist die Referenzeinheit nicht mehr einfach frei wählbar, da diese bei Überschreiten der Bilanzgrenzen ökologisch wirksam werden. Somit besteht hier ein Anknüpfungspunkt für die Wirkungsanalyse die nicht Teil dieses Methodenpapiers ist die aber an die Erfordernisse der LCI anzupassen ist. Generell gilt: Was eine Masse besitzt sollte auch Masse als Referenzeinheit besitzen. Um diese Anpassung so einfach wie möglich zu machen, werden folgende Referenzeinheit (abhängig von den zugeordneten Flüssen) definiert:

- Masse (kg) bei allen Flüssen, die ein Masse besitzen; bei Energieträgern auch der zugehörige Heizwert
- Energie (MJ) bei allen Energieflüssen, die keine Masse besitzen (z.B. Strom, Thermische Energie, Abwärme, Nutzwärme,)
- Fläche (m²) bei allen Flächenflüssen, die keine Masse besitzen (z.B. Flächenbelegung, Flächenverbrauch, Naturrauminanspruchnahme,..)
- Zeit (h) bei allen Flüssen, die die keine Masse besitzen und eine Zeitkomponente besitzen (z.B. Maschineneinsatz in Betriebsstunden)

- Aktivität (Bq) bei allen Flüssigkeiten, die keine Masse besitzen und radioaktive Substanzen sind.

Weitere charakteristische Größen

Aufbauen auf der Referenzgröße kann nun eine Definition von weiteren Größen geschehen, da die Umrechnung auf die Referenzgröße geschehen kann. Die Definition von weiteren Größen ist frei, solange eine Umrechnung auf die Referenzgröße angegeben werden kann.

Beispiele:

Größen: Referenzgröße (fett)	Masse	Energie (Hu)	Volumen	Norm- Volumen	Anzahl
Benzin	1 kg	43 MJ	0,0013 m ³	-	-
Holz (allgemein)	1 kg	14,7 MJ	0,002 m ³	-	-
Erdgas (Spanien)	1 kg	43,03 MJ	-	1,197 Nm ³	-
Bauteil	1 kg	-	-	-	2 Stk.
Strom	-	1 MJ	-	-	-
....

Umrechnungsfaktoren

Daten werden heute nicht standardisiert veröffentlicht, sondern je nachdem welche Einheitenformate in der jeweiligen Branche/Bereich gerade vorliegen oder typisch sind. Da die LCA auch auf nationaler Ebene internationale Informationen benötigt (z.B. Import von vielen Ressourcen aus Übersee), kommt häufig auch eine zusätzliche Hürde hinzu: Die Konversion von empirischen Einheiten in metrische ist eine potentielle Fehlerquelle. Um Eingabefehler zu minimieren sollten Umrechnungsfaktoren elektronisch hinterlegt sein und das jeweilige Datum in original Größen eingegeben werden können, was dann automatisch in die metrische Standardeinheiten umgerechnet wird.

Beispiele:

Einheit

Masse

kg	g	1000
kg	lb	2,2046
kg	long ton	0,00098421
kg	meterisches Karat	5000
kg	mg	1000000
kg	oz	35,274

Volumen

m ³	bushel	27,496
m ³	ft ³	35,315
m ³	gal (UK)	219,97
m ³	gal (US)	264,2
m ³	in ³	6102,4
m ³	l	1000
m ³	yd ³	1,308

Energie

MJ	Btu	947,78
MJ	cal	238850
MJ	erg	1E+13
MJ	eV	6,24E+24
MJ	GJ	0,001
MJ	GWh	2,78E-07
MJ	J	1000000
MJ	kJ	1000
MJ	kpm	101970
MJ	kWh	0,27778
MJ	MWh	0,00027778
MJ	Nm	1000000
MJ	PJ	1,00E-0,9
MJ	PSH	377670
MJ	TJ	1,00E-06
MJ	TOE	2,39E-0,5
MJ	TWh	2,78E-10

Bezugsgrößen

Ein weiterer wichtiger Punkt, der definiert und klar sein muss, sind die Bezugsgrößen der Messung, für die die Daten aufgenommen wurden. Je nach Meßmethode können unterschiedlich Bezugsgrößen auftreten.

Beispiele:

- NOX (NO und NO₂) wird oft in NO₂ Äquivalenten gemessen
- SOX (SO₂ und SO₃) wird oft in SO₂ Äquivalenten gemessen
- Dioxine wird oft in TCDD - Äquivalenten (TetraChlor-Di-benzo-p-Dioxin) gemessen
- Stickstoffverbindungen werden oft in N-Äquivalenten gemessen

Es ist daher nötig die errechneten oder ermittelten Daten auf deren Bezugswert hin zu überprüfen und gegebenenfalls auf die Bezugsgröße der hinterlegten Datenbank umzurechnen.

Land use

Für die funktionsbasierte Charakterisierung der Flächeninanspruchnahme in industriellen Prozessketten sind vier Schritte notwendig (Tabelle unten). Dabei wird von der Überlegung ausgegangen, den Vorgang der Flächeninanspruchnahme in die Phase der Flächenumwandlung (Transformation) und die Phase der Flächenbeanspruchung (Occupation) zu unterteilen. Die potentiellen Auswirkungen der anthropogenen Flächeninanspruchnahme werden beschrieben über die Entwicklung der Landschaftsqualität Q über die Zeit der Umwandlung und Beanspruchung der Fläche. Die Landschaftsqualität Q ihrerseits wird über Parameter der Landschaftsqualität, zumeist von Landschaftsfunktionen und -potentialen (z.B. Erosionswiderstandsfunktion, Ökotoptbildungsfunktion, Grundwasserneubildungsfunktion, etc.) quantifiziert.

Methodisches Vorgehen in 4 Schritten.

1. Berechnung der Parameter: Flächentransformation vor und nach der Nutzung, Flächenbelegung und Referenzwert
2. Berechnung des Sachbilanzparameters mit der Flächengröße

3. Bildung des Differenzwertes Transformation und Belegung
4. Anpassung der Werte der einzelnen Parameter und Berechnung des Wirkungs-Flusses

Für Land use sind demnach im Prinzip drei Größen relevant: Die Größe der belegten Fläche, die Zeit der Belegung und Veränderung der Fläche durch die Inanspruchnahme. Diese Größen müssen zur produzierten Menge in Relation gesetzt werden.

Land use ist voraussichtlich nur bei Gewinnungsprozessen und Anbauprozessen relevant, so dass nur bei diesen Prozessen Informationen zu Größe der belegten Fläche (z.B. Mine), dem Zeitraum des Betriebs und dem Durchsatz inventarisiert werden sollten. Daraus errechnet sich ein Kennwert der Dimension $[m^2 \cdot a / kg]$, der inventarisiert wird. Falls Informationen zum Zustand der Fläche nach der Nutzung bekannt sind, sollte man diese mit dokumentieren.

Beispiel: Kalksteinabbau, Steinbruch belegt eine Fläche von 165.000m² und produziert 350.000 t jährlich bei einer Abbauzeit von 20 Jahren und einer Regenerationszeit von 5 Jahren. Dies ergibt einen Indikator von $(165.000 \text{ m}^2 \cdot 25 \text{ a}) / (350.000 \text{ t/a} \cdot 20 \text{ a}) = 0,59 \text{ m}^2\text{/t}$ Dieser Indikator ist ein Maß für die Flächenbelegung je Menge Produkt.

Berücksichtigte Elementarflüsse

Zum Thema zu berücksichtigende Elementarflüsse haben sich in den letzten fünf Jahren sowohl in der SETAC WG; subgroup 3 on data exchange among existing (LCA) tools, 2001 als auch im UNEP&SETAC Life Cycle Initiative; LCI programme, TF 2 and TF 3 folgende Erkenntnisse durchgesetzt:

- Eine verpflichtende Minimumliste ist keine Garantie für eine vollständige Betrachtung, da je nach Prozess individuelle Emissionen und Flüsse fehlen können.
- Eine verpflichtende Maximumliste ist auf Seite der Anwendbarkeit nicht zu empfehlen, da dann oft Irrelevantes abgefragt werden muss und das Werkzeug LCA Schaden nimmt (teuer und ineffektiv).

-> Somit hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass eine konsistente Maximalliste angeboten wird, damit die neu anzulegenden Flüsse (Fehlerquellen) minimiert werden. Man sollte also davon ausgehen, dass der gesuchte Fluß bereits existiert und eventuell als ein Synonym gespeichert ist. Es soll eine Maximalliste angeboten werden, die in 95% der Fälle bereits alle nötigen Flüsse enthält.

-> Sollte trotzdem ein neuer Fluss angelegt werden, ist dies auf Wertstoffseite kein Problem, da Wertstoffe im allgemeinen nicht bilanzwirksam werden.

-> Sollte ein Elementarfluss angelegt werden, ist sicherzustellen, dass dieser nicht schon existiert. Dann nach obigem Schema vorgehen und den neu angelegten Fluss dokumentieren.

Abschneidekriterien für Elementarflüsse, Summenparametern

Abschneidekriterien für Elementarflüsse, Summenparameter

Die Verwendung von Summenparametern hat zwei Hauptaspekte. Zum einem liegen die Informationen nicht anders vor, da gesetzlich so festgelegt. D.h. die Verfügbarkeit von Daten in der Praxis ist ein Grund Summenparameter zu nutzen.

Zum anderen können viele wenig relevante Einzelemissionen so zusammengefasst werden.

Wichtige hierzu gehörende Werte sind:

- Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)
- Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)
- Flüchtige organische Verbindungen (VOC)
- Flüchtige organische nicht-Methan Verbindungen (NMVOC)
- Dioxine
- Furane
- Schwermetalle Summenwerte

Sollte sich herausstellen, dass eine Komponente eines Summenparameters die dominante Rolle spielt (z.B. Ethen innerhalb VOC) ist zu prüfen, ob Ethen nicht separat ausgewiesen werden kann und der Summenparameter um den Ethen Wert reduziert wird. Dies gilt primär für die Summenparameter VOC, NMVOC, CSB, BSB, TOC, N-total.

Ein wichtiges Anliegen ist hierbei die Vermeidung von Doppelzählungen. Wirkung wird über den Summenparameter eingerechnet und ein zweites Mal über die Wirkung des Einzelwertes.

Generell kann gelten, wenn Einzelemissionen bekannt sind, sind diese auch zu nutzen. Summenparameter sollten nur dann als Daten in Datensätzen verwendet werden, wenn sie auch als Summenparameter gemessen wurden. Wurden einzelne individuelle Parameter gemessen, sollte nicht zu selbstständig zu einem Summenparameter verdichtet werden.

Werden Analysewerte zusätzlich zu Einzelemissionen gemessen oder aufgeführt, sollten nur die Einzelwerte benutzt werden. Ausnahme hierbei ist, wenn für die Einzelwerte keine Wirkungsparameter vorliegen.

Als besonders umweltrelevant erkannte Emissionen (Dioxine), halogenierte VOCs sollten nicht in generell aus weniger umweltrelevanten Substanzen bestehenden Summenparametern versteckt werden.

Generell gilt als Abschneidekriterium für die Aufnahme weiterer Elementarflüsse, dass die umweltliche Wirkung hinreichend beschrieben ist, also keine wichtigen Vorprodukte oder Energien und Emissionen oder Abfälle vernachlässigt wurden.

Ferner sollte die Massen- und Energiebilanz geschlossen sein oder zumindest die fehlenden In- oder Output eindeutig bekannt sein.

Unspezifische Emissionen sind eine Gruppe von Flüssen die zusammengefasst wurde:

Beispiele hierfür sind:

- Schwermetalle (unspezifisch), als Summe aller Schwermetalle
- Chrom (unspezifisch), als Summe Chrom III und Chrom VI
- Partikel (unspezifisch), als Summe PM 2,5 PM 10
- Dioxine (unspez.), als Summe aller Dioxine
- Polychlorierte Biphenyle (PCB unspezifisch), als Summe aller polychlorinierten Biphenyle
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH unspez.), als Summe aller Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Generell kann man sagen, dass die Verwendung von unspezifischen Angaben mit vertretbarem Aufwand vermieden werden sollte doch diese unspezifischen Angaben liegen in der Praxis oft vor und sind besser als ein spezifisches Spektrum mit keine Angabe als Wert. Auch hier muss mit den beschriebenen Mitteln eine

Doppelzählung vermieden werden.

Partikel sollten in den 3 Klassen PM 1, PM 2,5 und PM 10 für relevante Bereiche unterschieden werden, da die Wirkung der Partikel sehr unterschiedlich ist. Eventuell kann auch mit Technologie spezifischen typischen Partikel-Emissionsprofilen gearbeitet werden, wenn für einige Bereiche keine Unterscheidungen möglich sind.

Der Analysewert (AOX) Adsorbierbare organisch gebundene Halogene sollte vermieden werden und stattdessen die Hauptsatzanz angegeben werden. Der Analysewert AOX kann wirkungsseitig heute kaum in der LCA aufgelöst werden.

Eigenschaften von Elementarflüssen

Eigenschaften von Elementarflüssen bestimmen die ökologisch-technische Relevanz des untersuchten Systems.

Deshalb müssen sie datenbank- und systemweit vergleichbar angegeben werden.

- Energieinhalte werden in MJ angegeben, bezogen auf den unteren Heizwert (Hu)
- Energiegehalte werden unterteilt in nicht regenerative/fossile und regenerative
- Erzgehalte und Wertstoffgehalte werden ausgewiesen
- Stoffgehalte werden ausgewiesen
- Auf Basis Ressourcen werden Energieträger in MJ und kg spezifiziert
- Erze werden entweder als Metall und Begleitgestein
- oder als Erz mit Wertstoffgehalt spezifiziert
- Mineralien werden entsprechend wie Erze behandelt

Beim Thema Wasser wurde vor dem Hintergrund der Knappheit zunächst angeregt alle Aspekte zu sammeln und noch mal zu diskutieren.

- Wasser ist in vielen Gegenden kein Thema, doch wo es knapp ist, ist es Thema Nummer 1.
- Viel Wasser in den Industrieländern ist Kühlwasser, das nur thermisch verunreinigt (ausgeheizt) wird.
- Der Wert von sauberem Wasser wird in der Zukunft steigen.
- ...

Ein weiterer Aspekt ist die geografische Information, wo die Flüsse erstmalig auftreten bzw. wirken. Hier gibt es grundsätzlich 2 unterschiedliche Herangehensweisen.

A) kann mit einer Kennzeichnung auf Flussnamenseite gearbeitet werden. Zum Beispiel könnte jedem Fluss ein Länderkürzel vorangestellt werden. Das hat den Nachteil, dass die Datenbank sehr stark mit irrelevanten Informationen aufgebläht würde, da beispielsweise sehr viele gleiche Kohlendioxidflüsse auftraten, die sich nur durch das Länderkürzel ihrer initialen Emittierung unterscheiden.

B) Die Information wo der Fluss erstmalig auftritt, kann auch auf Systemebene abgefragt und ermittelt werden, was den Vorteil hat, dass nur ein Kohlendioxidfluss nötig wäre.

Zusammenfassend können grundlegende Aspekte und sich daraus ableitende Vorgehensweisen zur Methodik auf Flussebene zusammengefasst werden.

- Im Umfang fix vorgeschriebene Flusslisten sind nicht praktikabel und teilweise kontraproduktiv, da je nach Ziel und Untersuchungsrahmen individuelle Flüsse zu betrachten sind.
- Ein Methodenpapier kann eine kritische (und fachlich begründete) Selbstreflexion, nicht ersetzen.
- Standardisierte Flusslisten (SETAC und darauf aufbauen ELCD) bieten einen geeigneten Hintergrund.
- Quasi standardisierte Benennungen erleichtern die Verwertbarkeit und Überprüfbarkeit von Daten.
- Standardisierte Nomenklaturen sind insofern nicht zwingend nötig sofern Identifikationsmerkmale vorliegen, die eine Verwechslung unmöglich machen (z.B. GUID).
- Die Verwendung von Summenparameter und Analysewerte darf nicht zu Doppelzählungen führen. Klare Statements bei der Datenaufnahme wie mit Summenparametern und Analysewerten umgegangen wurde, sind hilfreich.
- Summenparameter sollten nur dann als Daten in Datensätzen verwendet werden, wenn sie auch als Summenparameter gemessen wurden. Wurden einzelne individuelle Parameter gemessen, sollte nicht zu selbstständig zu einem Summenparameter verdichtet werden.
- Werden Analysewerte zusätzlich zu Einzelemissionen gemessen oder aufgeführt, sollten nur die Einzelwerte benutzt werden. Zwar liegen möglicherweise keine Wirkungsparameter für diese Einzelwerte vor, doch sollte sichergestellt werden, dass die Sachbilanzdaten auch für neue Wirkungsabschätzungen verwendbar sind.
- Als besonders umweltrelevant erkannte Emissionen (Dioxine), halogenierte VOCs sollten nicht in generell aus weniger umweltrelevanten Substanzen bestehenden Summenparametern versteckt werden.
- Es sollte geprüft werden ob Summenparameter nicht (annähernd) aufgelöst werden können, falls deren emittierende Technologie und typische Emissionsspektren bekannt sind.
- Es sollten immer Massen- und Energiebilanzen auf Flussebene (Input == Output) vorgenommen werden. Unterschiede müssen erklärbar sein (z.B. Verbrennungsluft im Input oder Wasserdampf im Output). Siehe auch Kapitel 3.

Es werden in LCA-Systemen immer Datenlücken bleiben. Wichtig ist lediglich die relevanten zu schließen. Sollten relevante Datenlücken auftreten, sind diese über die Hilfe analoger Prozesse, Experten-Schätzung, Massen- und Energiebilanzrechnungen oder Worst-Case Assumptions zu schließen.

Methodik auf Prozessebene

Ziel der Methodenbeschreibung für die Sachbilanzdatenbank auf Prozessebene ist es, eine ein-eindeutige Identifikation und eine hinreichende Beschreibung der betrachteten Prozesse zu erreichen. Dies betrifft sowohl formale Aspekte eines Datensatzes, also Herkunft, geographische und zeitliche Gültigkeit u.ä., als auch auf inhaltlicher Seite die Anforderungen an die erfassten Input- und Outputtröme eines Prozesses. Eine einheitliche Methodik auf dieser Ebene ermöglicht es, Datensätze hinsichtlich ihrer Qualität für verschiedene LCA-Anwendungen beurteilen zu können.

Die wichtigsten methodischen Aspekte auf Prozessebene sind:

- Datenqualität (Kapitel 3.1)
Für die Qualität einer Ökobilanzierung ist die Qualität der in die Modellierung eines Produktlebenszyklus eingehenden Daten von entscheidender Bedeutung. Prinzipiell muss beurteilt werden können, zu welchem Grad ein Datensatz die an ihn gestellten Erwartungen bezüglich der technischen, geographischen und zeitlichen Repräsentativität erfüllt.
- Herkunft von Input- Outputflüssen (Kapitel 3.2)
Ein Datensatz, der einen Prozess mit all seinen (umwelt-)relevanten Input- und Outputtrömen beschreibt, muss gewisse Referenzangaben aufweisen. In der Regel ist dies der Namen der veröffentlichenden Organisation, Angaben zur Art und Weise der Datenerhebung, also ob die Daten bestimmter Stoff- und Energieflüsse durch Messung, Berechnung oder Schätzung

zustande gekommen sind.

- **Bezugseinheit, -zeitraum und geografischer Bezugsraum (Kapitel 3.3)**
Angaben zum Jahr der Datenaufnahme, des Zeitraums der Erhebung und ggf. zur Mittelung der Daten sowie deren geographische Herkunft und ihre Bezugseinheit sind als Basisinformationen für die Anwendung in LCA-Studien unbedingt notwendig. In jedem Prozess gibt es außerdem eine Bezugseinheit, auf die sich alle anderen Stoff- und Energieströme beziehen, die an diesem Prozess beteiligt sind.
- **Prozessbezeichnung, technische Repräsentativität und technische Qualität der Basisprozesse (Kapitel 3.4)**
Die Vollständigkeit von Angaben über die Herkunft von Input- und Outputflüssen von Prozessen sowie über den Stand der Technik, den sie repräsentieren, sind bedeutsam für die Qualität eines Datensatzes. Grundsätzlich gilt, dass die einen Prozess beschreibenden Daten und die entsprechende Prozessbezeichnung in der Datenbank die betreffenden Prozess-, Verfahrens- oder Produktionstechniken in repräsentativer Weise widerspiegeln sollen.
- **Stoff- und Energiebilanzen auf Basisprozessebene und Plausibilität von Emissionsprofilen (Kapitel 3.5)**
Bei der Erhebung von Daten kommt es vor, dass die Energie- oder Massenbilanz eines Prozesses nicht geschlossen ist. Dies ist auch nicht notwendig, solange eine nachvollziehbare Erklärung gegeben werden kann, warum die Bilanz nicht geschlossen ist. Besonders bei nicht umweltrelevanten Stoff- und Energieströmen ist die Schließung der Massenbilanz von geringer Priorität.
- **Abschneidekriterien für Input und Output von Prozessen (Kapitel 3.6)**
Ein Datensatz ist hinsichtlich seiner Systemgrenzen so zu dokumentieren, das klar ersichtlich wird, wo ein Prozess beginnt (Einbringen von Rohmaterialien, Stoffumwandlungen und Vorgänge, die Teil des Einheitsprozesses sind) und wo ein Prozess endet (Ziel der Produkte).

Datenqualität

Für die Qualität einer Ökobilanzierung ist die Qualität der in die Modellierung eines Produktlebenszyklus eingehenden Daten von entscheidender Bedeutung. Zur Beurteilung der Datenqualität sind ihre Verlässlichkeit und ihre Gültigkeit die entscheidenden Parameter (GUINÉE et al. 2002). Prinzipiell geht es darum zu beurteilen, zu welchem Grad ein Datensatz die an ihn gestellten Erwartungen bezüglich der technischen, geographischen und zeitlichen Repräsentativität erfüllt. Ebenso sollte ein Datensatz so weit wie möglich den methodischen Vorgaben des Netzwerks Lebenszyklusdaten entsprechen.

Um eine konsistente Datenbank zu gewährleisten müssen alle enthaltenen Daten einen gewissen Qualitätsanspruch erfüllen. Das heißt qualitativ hochwertiger Datensatz muss bestimmte Kriterien erfüllen. Zum einen sind dies in Kapitel 3.1 bis 3.3 beschriebene Formalien bezüglich der Dokumentation zur Art der Daten sowie zu geographischen und zeitlichen Gültigkeit, die eingehalten werden müssen. Zum anderen kann Qualität der Daten anhand von gewissen Referenzwerten eingestuft werden. Das heißt, dass Daten bestimmte umweltrelevante Informationen bereitstellen müssen, um sie später sinnvoll für diverse LCA-Anwendungen nutzen zu können. Ein qualitativ hochwertiger Prozessdatensatz erfüllt folgende Kriterien:

- Die Stoff- und Energieströme des Prozesses unter Berücksichtigung der in den Kapiteln 3.5 und 3.6 beschriebenen Grundsätze (Plausibilität der Input-Output-Ströme und Abschneidekriterien) sind vollständig in dem Datensatz enthalten.
- Sämtliche für den Prozess umweltrelevanten Stoff- und Energieströme sind erfasst.

- Die für verschiedene Umweltfelder bzw. Wirkungskategorien erforderlichen Daten sind vollständig erfasst. Im einzelnen sind dies Angaben zu relevanten Input und Output für das Treibhauspotenzial (GWP), das Versauerungspotenzial (AP), das Überdüngungspotenzial (NP), das photochemische ozonbildende Potenzial (POCP), den Primärenergiebedarf, ggf. das Ozonabbaupotenzial und Angaben zur Toxizität

Darüber hinaus geben folgende Indikatoren einen Anhaltspunkt für die Qualität eines Datensatzes (GUINÉE et al. 2002):

- das Alter der Daten
- die Häufigkeit der Datenaktualisierung
- Vollständigkeit von räumlichen und zeitlichen Angaben

Können ein oder mehrere geforderte Datenangaben nicht gemacht werden, so sind diese nicht berücksichtigten Flüsse zu dokumentieren und die Datenqualität entsprechend als niedrig einzustufen. Bei den vorhandenen Flüssen sind gemessene Daten im allgemeinen als hochwertiger einzustufen als errechnete. Geschätzte Stoff- und Energieflüsse sind am unsichersten und vermindern daher die Qualität eines Datensatzes (gemessen > errechnet > geschätzt).

Weiterhin sollte in einem Datensatz ersichtlich sein, zu welchem Prozentsatz Stoffe, die im Hinblick auf die oben genannten Umweltfelder relevant sind, erfasst sind. Im Falle der Kategorien Ozonabbaupotenzial und Toxizität ist zu beachten, dass diese im Gegensatz zu den anderen Umweltfeldern nicht immer von einem Datensatz abgedeckt werden müssen, sondern nur, wenn dies für einen Prozess auch tatsächlich relevant ist. Dies ist z.B. der Fall, wenn bei einem chemischen Verfahren besondere toxische Stoffe emittiert werden.

Herkunft von Input- und Outputflüssen auf Prozessebene

Für einen Datensatz, der einen Prozess mit all seinen (umwelt-)relevanten Input- und Outputtrömen beschreibt, ist eine aussagekräftige Dokumentation essenziell. Die Angaben zu Input- und Outputflüssen eines Prozesses müssen bestimmte Referenzangaben aufweisen. In der Regel ist dies der Namen der veröffentlichenden Organisation, Angaben zur Art und Weise der Datenerhebung, also ob die Daten bestimmter Stoff- und Energieflüsse durch Messung, Berechnung oder Schätzung zustande gekommen sind. In diesem Zusammenhang ist auch die Art der Dokumentation für die verwendeten Prozessdaten anzugeben.

Um die Herkunft eines Datensatzes eindeutig verfolgen zu können, ist es wesentlich, dass der Urheber der Daten benannt werden kann. Da es sich bei Prozessdaten nicht immer um Daten eines einzelnen Urhebers handelt, also industrielle Daten zu einem Prozess nicht nur von einem Unternehmen / Institutionen, sondern von mehreren stammen können und nicht nur für einen bestimmten Standort, sondern auf einer allgemeineren Ebene gültig sein können, sollte die Quellenangabe für die Input- und Outputtröme eines Prozesses so genau wie möglich erfolgen. Aus den gleichen Gründen muss klar sein, ob die Daten sich auf bestimmte Standorte beziehen oder allgemein gültig bzw. aggregiert sind.

Können z.B. aus Gründen der Vertraulichkeit, keine Angaben zur unmittelbaren Herkunft von Daten gemacht werden, so muss dem Rechnung getragen werden, indem als Datenquelle der zuständige Arbeitskreis des Netzwerk Lebenszyklusdaten angegeben wird oder sie als anonym bezeichnet wird.

Des Weiteren sind Angaben über Art und Weise der Datenerhebung relevant, da dies (qualitative) Rückschlüsse auf die Datenqualität zulässt. Grundsätzlich lassen sich hierbei Primär- und Sekundärdaten unterscheiden. Zu ersteren zählen gemessene oder aus Messungen abgeleitete Stoff- und Energieflüsse, in letztere Kategorie fallen berechnete oder geschätzte Daten sowie solche, die aus der Literatur entnommen worden sind. In letzterem Falle sind sämtliche Quellen nach Möglichkeit einzeln anzugeben.

Es spielt unter anderem für die Aussagefähigkeit (und die Qualität) von Prozessdatensätzen eine Rolle, ob die bereitgestellten Daten z.B. aus der Mittelung verschiedener Messwerte zustande kommt oder ob es sich grundsätzlich um geschätzte oder aus theoretischen Überlegungen errechnete Werte handelt. Denn bei der Modellierung eines Produktlebenszyklus ist es z.B. in Vorketten oder bei sektorbezogenen Betrachtungen, unter Umständen weniger gravierend, wenn gemittelte Daten verwendet werden. Soll dagegen ein bestimmtes Produkt oder Verfahren untersucht und weiterentwickelt werden, ist es für die Aussagekraft eines Lebenszyklusmodells von Bedeutung, ob die Daten sich auf einen einzelnen, nachgemessenen Prozess beziehen oder das Ergebnis einer Mittelwertbildung sind.

***Beispiel** Die Aufnahme von Angaben zur Herkunft von Sachbilanzdaten in die Daten-bank erfolgt in getrennten Datenfeldern. Das heißt es ist ein je ein Feld zu jeder benötigten Information auszufüllen (s. Beispiel Kapitel 3.3).*

Bezugseinheit, -zeitraum und geografischer Bezugsraum

Angaben zum Jahr der Datenaufnahme, des Zeitraums der Erhebung und ggf. zur Mittelung der Daten sowie deren geographische Herkunft und ihre Bezugseinheit sind als Basisinformationen für die Anwendung in LCA-Studien unbedingt notwendig. In jedem Prozess gibt es außerdem eine Bezugseinheit, auf die sich alles anderen Stoff- und Energieströme beziehen, die an diesem Prozess beteiligt sind.

Für die Modellierung von Produktlebenszyklen ist es notwendig, den geographischen und zeitlichen Bezugsrahmen sowie die Bezugseinheit der beteiligten Prozesse zu kennen. Dies ist zum einen für die Modellierung von Bedeutung, da so z.B. je nach Anwendung nach verschiedenen Regionen differenziert werden kann (sofern entsprechende Daten vorliegen). Zum anderen ist es für die Aussagefähigkeit eines Produktsystems wichtig, dass der zeitliche und räumliche Bezugsrahmen der Prozesse, aus denen sich das System zusammensetzt, berücksichtigt wird.

Generell ist der Betrachtungsraum für die Datenbank des Netzwerks Lebenszyklusdaten zwar auf Deutschland beschränkt. Dies gilt jedoch nicht für Prozesse, die notwendigerweise im Ausland durchgeführt werden. Dieser Aspekt ist besonders auf dem Energiesektor bedeutsam, z.B. bei der Förderung von fossilen Ressourcen wie Erdöl oder Erdgas. Hier wäre der geographische Bezug dementsprechend das Herkunftsland der Daten. Darüber hinaus ist es ebenso möglich, den nationalen Bezugsrahmen zu vergrößern und Datenangaben z.B. auf Europa zu beziehen oder umgekehrt auch zu verkleinern und re-gional gültige Datensätze einzufügen.

Hinsichtlich des zeitlichen Bezugsrahmens sind in erster Linie Angaben zu Zeitpunkt der Datenerhebung (mindestens als Jahresangabe) sowie zur Aktualität des Technologiestands des beschriebenen Prozesses zu diesem Zeitpunkt von Bedeutung (beste verfügbare Technik (BVT), veraltet etc.). Neben diesen Basisinformationen sollte angegeben werden, wie schnell sich die von ihm beschriebenen Prozesse voraussichtlich verändern werden und wann gegebenenfalls eine Aktualisierung der Daten möglich wäre.

Bei einigen Prozessen ist es üblich, umweltrelevante Daten zu Produktions- oder Verbrauchsmixen zu verwenden. Dies betrifft vor allem die Energieerzeugung, bei der z.B. ein Datensatz Strommix Deutschland existiert. In solchen Fällen muss ebenso angeführt werden, worauf sich der Gesamtmix zeitlich und geographisch gesehen bezieht.

Hinsichtlich der Bezugseinheiten ist es in der LCA üblich, die in einem Prozess vorkommenden Stoff- und Energieströme als physikalische Größen anzugeben (s. Kapitel 2.2). Als Zeiteinheit wird in den meisten Fällen ein Jahr gewählt, d.h. die Mengenangaben zu den berücksichtigten Stoffen und Energien sind als Angabe pro Jahr zu verstehen. Zudem sollten alle Flüsse auf einen (Haupt-) Prozessfluss skaliert werden.

Beispiel

Angaben zur Gültigkeit der Daten erfolgen in getrennten Datenfeldern. Für einen beliebigen technischen Prozess würden die Angaben wie folgt eingetragen:

Feldname	Eintrag
Autor	Hochschule Pforzheim
Art der Erhebung	gemittelte Messwerte aus 10 Standorten
Art der Dokumentation	Interner Bericht
Jahr der Eintragung	2002
Zeitraum der Datenerhebung	2000 - 2002
Geographischer Bezugsraum	Deutschland
Bezugseinheit	kg
Bezugszeitraum	1 Jahr
Zeitliche Repräsentativität	Stand der Technik um 2000
Gültigkeit bis	2010

Prozessbezeichnung, Technische Repräsentativität und technische Qualität der Basisprozesse

Die Vollständigkeit von Angaben über die Herkunft von Input- und Outputflüssen von Prozessen sowie über den Stand der Technik den sie repräsentieren sind bedeutsam für die Qualität eines Datensatzes (s. Kapitel 3.3). Grundsätzlich gilt, dass die einen Prozess beschreibenden Daten und die entsprechende Prozessbezeichnung in der Datenbank die betreffenden Prozess-, Verfahrens- oder Produktionstechniken in repräsentativer Weise widerspiegeln sollen.

Der Prozessname sollte eine möglichst genaue Vorstellung davon vermitteln, für welche Technik(en) er steht. Das heißt, ein bestimmter Prozess muss typisch für die Erzeugung der zugeordneten Produkte sein. Der Indikator Produktqualität ist dabei nicht als Kriterium ausreichend. Entscheidend ist vielmehr, wie eine solche Qualität zustande kommt. Wenn für die Herstellung eines bestimmten Produktes verschiedene Verfahren existieren, so sind diese nicht in einem Datensatz gleich zu setzen, sondern es muss explizit angegeben werden, für welches Verfahren ein bestimmter Datensatz gültig ist. Das bedeutet, dass durch die Benennung eines Prozesses in erster Linie seine technologische Gültigkeit ausgedrückt werden soll. Qualitätsaspekte können ggf. in den zugehörigen Flussnamen konkretisiert werden. Ein weiterer Aspekt ist in diesem Zusammenhang die Datengenauigkeit bzw. die Darstellung möglicher Fehlerquellen in einem Datensatz. Angaben dazu geben Aufschluss darüber, inwiefern ein Datensatz reproduzierbar ist, was ein wichtiges Qualitätskriterium darstellt. Weiterhin sollten nach Möglichkeit weitere Benennungen nach internationalen Nomenklaturen (z.B. NACE, SNAP) angegeben werden.

Beispiel

Die Prozessbezeichnung für einen Datensatz soll eindeutig sein und eine gegebene technische Realität widerspiegeln. Zum Beispiel kann Stahl auf verschiedene Arten gewonnen werden. Daher muss in der Prozessbezeichnung und Beschreibung deutlich werden, um welche Technik es sich handelt, d.h. die Bezeichnung *Stahlerzeugung* wäre zu ungenau. Vielmehr muss entsprechend der verschiedenen Techniken eine Benennung wie z.B. *Stahl, LD-Verfahren, niedriglegiert* oder *Elektrostahl, hochlegiert*,

Chrom-Nickel-Legierung (hierbei ist zu beachten, für einige Techniken synonym verwendete Bezeichnungen existieren).

Stoff- und Energiebilanzen auf Basisprozessebene und Plausibilität von Emissionsprofilen

Bei der Erhebung von Daten kommt es vor, dass die Energie- oder Massenbilanz eines Prozesses nicht geschlossen ist. Dies ist auch nicht notwendig, solange eine nachvollziehbare Erklärung gegeben werden kann, warum die Bilanz nicht geschlossen ist. Besonders bei nicht umweltrelevanten Stoff- und Energieströmen ist die Schließung der Massenbilanz von geringer Priorität.

Neben der Bestimmung von Massen- und Energiebilanzen eines Prozesses kann die Gültigkeit von Daten bzw. ihre Plausibilität auch durch den Vergleich mit Daten aus anderen Quellen überprüft werden. Besonders für die Überprüfung von Emissionsprofilen kann diese Vorgehensweise hilfreich sein.

Insbesondere bei chemischen Prozessen können thermodynamische bzw. chemische Vergleichsrechnungen zur Kontrolle der Plausibilität von Input- und Outputflüssen eines Prozesses dienen. Gegebenenfalls können hierbei Lücken im Datensatz geschlossen werden. Bei vielen spielt auch die Streuung der Daten für einzelne Stoffflüsse eine Rolle, d.h. bei gemessenen Daten sollte die Präzision der Messung berücksichtigt werden (z.B. in Form von statistischen Größen).

Ein wesentlicher Aspekt solcher Plausibilitätsprüfungen ist weiterhin, dass der Verbleib bestimmter umweltrelevanter Elemente oder Verbindungen verfolgt werden kann. Treten zum Beispiel Schwermetalle wie Quecksilber oder Cadmium in einen Prozess ein, so müssen sie in irgendeiner Form in einem Outputstrom wieder auftauchen. Dabei ist zu beachten, dass in Falle von umweltrelevanten Stoffflüssen die Massenbilanz nach Möglichkeit geschlossen werden sollte und somit ein plausibles Emissionsprofil erstellt werden kann.

Können Lücken in der Massen- oder Energiebilanz nicht geschlossen werden, so muss dies klar dokumentiert werden (vgl. Kapitel 3.6). Das heißt, dass, wenn für einen geforder-ten Fluss keine Daten vorliegen, diese Größe nach Möglichkeit ergänzt werden sollte, sofern dieser Stoff relevant für den Prozess ist. Der Wert kann prinzipiell errechnet, abgeschätzt oder durch Angabe von k_A oder einem Maximalwert ($< x$) gekennzeichnet werden. In jedem Falle muss die Aussage plausibel sein und eventuelle Ersatz- oder Maximalangaben sollten erläutert werden. Unbedingt zu vermeiden sind Nulleinträge bei un-bekanntem Werten. Zwar werden nicht bekannte Daten in Prinzip wie ein Nullwert behandelt, jedoch können solche Einträge nicht von solchen Stoff- und Energieflüssen unterschieden werden, deren Wert tatsächlich null ist.

Beispiel

Die Massenbilanz wird zum Beispiel bei Verbrennungsprozessen in der Regel nicht vollständig geschlossen, da Inputströme wie Luftstickstoff oder Luftsauerstoff nicht gemessen werden und auch für eine ökologische Bilanzierung als Inputflüsse nicht relevant sind. Dies ändert sich mit der Umwandlung dieser Input während der Verbrennung. Der Stickstoff wird zu Stickoxiden oxidiert, Kohlenstoffverbindungen werden durch den Luftsauerstoff zu Kohlendioxid umgewandelt. Diese Emissionen (Stickoxide und Kohlendioxid) sind als umweltrelevante Outputströme unbedingt in einen Prozessdatensatz aufzunehmen.

Treten in einem Prozess, wie z.B. bei der Beschichtung von Metallwerkstücken, Schwermetalle in einen Prozess ein, so können diese auch in geringen Mengen eine hohe Umweltrelevanz aufweisen. Daher kann nicht darauf verzichtet werden, diese unter Umständen geringen Massenströme als Input- und Outputströme zu bilanzieren.

Abschneidekriterien für Input und Output von Prozessen

Ein Datensatz ist hinsichtlich seiner Systemgrenzen so zu dokumentieren, das klar ersichtlich wird, wo ein Prozess beginnt (Einbringen von Rohmaterialien, Stoffumwandlungen und Vorgänge, die Teil des Einheitsprozesses sind) und wo ein Prozess endet (Ziel der Produkte).

Die Kriterien für Input- und Outputflüsse, die nicht angegeben werden müssen, sind abhängig von der ökologischen Relevanz der fehlenden Ströme. Das heißt, der Fehler bzw. die vernachlässigte ökologische Wirkung, die durch nicht berücksichtigte Stoff- und Energieströme zustande kommt, muss quantifiziert werden. Dies betrifft z.B. Infrastrukturaufwendungen, die bei einigen Prozessen relevant sein können, bei anderen nicht.

Generell müssen die Umweltwirkungen eines Prozesses für die Wirkungskategorien GWP, AP, NP, POCP und Primärenergiebedarf mit 95 % der Masse bzw. des Energiegehaltes aller einen Prozess beschreibenden der Stoff- und Energieflüsse erfasst werden. Für einzelne Stoffe können Schwellenwerte angegeben werden, deren Unterschreiten die ökologische Wirkung eines Stoffes als nicht wesentlich für den jeweiligen Prozess markiert. Flüsse die unter einen für den jeweiligen Stoff festgelegten Schwellenwert fallen, müssen zwar nicht anzugeben, jedoch dokumentiert werden.

Methodik auf Systemebene

Die wesentlichen Gesichtspunkte, die die Methodik auf Systemebene betreffen, sind zum einen der Umgang mit verschiedenen Energieformen bzw. -erzeugungen (Kapitel 4.1 bis 4.4), insbesondere mit regenerativen Energien. Zum anderen ist ein einheitliches Vorgehen bei der Modellierung von Systemen, die Allokation erfordern, sinnvoll (Kapitel 4.5 und 4.6).

Systemgrenzen

Prinzipiell lassen sich verschiedene Arten von Systemgrenzen unterscheiden (u.a. GUINÉE et al. 2002), die die verschiedenen Dimensionen eines Lebenszyklusmodells reflektieren:

- zwischen dem Produktsystem und der Umwelt (natürliche Grenzen): im allgemeinen werden bei der Lebenszyklusmodellierung nur Aktivitäten behandelt, die sich in Sphären abspielen, die durch den Menschen kontrolliert werden und somit Teil eines ökonomischen Systems sind (Technosphäre)
- zwischen für das Produktsystem relevanten und irrelevanten Prozessen (s. Kapitel 3.6)
- zwischen dem untersuchten Produktsystem und anderen Systemen (Grenzen technischer Natur): dies können entweder Abgrenzungen zu Produktionsfaktoren (Kapital, Personal etc.; s. Kapitel 3.6) sein oder zu den Lebenszyklen anderer Produkte (Allokationen)
- zeitliche und geographische Grenzen

Die Systemgrenzziehung in einer konkreten Untersuchung ist maßgeblich vom festgelegten Untersuchungsziel abhängig. In der Regel bezieht sie ein System auf regionale oder nationale Prozesse. In besonderen Fällen, wenn z.B. wie in Deutschland häufig der Fall, bestimmte, mengenmäßig bedeutende Rohstoffe importiert werden müssen, werden die Systemgrenzen entsprechend ausgeweitet.

Hinsichtlich des Allokationsproblems kann je nach System eine Systemraumerweiterung hinsichtlich der Produkte eines Prozesse erforderlich sein. Grundsätzlich sollte dies je nach Ziel einer Studie entsprechend gehandhabt werden. Für die Erstellung von Datensätzen ist es zunächst entscheidend, dass auf die Einbeziehung von Gutschriften zunächst verzichtet werden soll. Im Vergleich zu anderen Ansätzen der Datenaufbereitung zeichnen sie sich durch mangelnde Transparenz aus und sollten nicht von vornherein in

einem Datensatz enthalten sein.

Eine bessere Alternative ist die Bereitstellung von Mehrprodukt Datensätzen. Wenn möglich, sollte hierbei in Haupt- und Nebenprodukte unterschieden werden, um spätere Allokation zu vereinfachen. Prinzipiell sind keine Allokation notwendig, wenn ein Hauptprodukt mehr als 90 % des Prozessoutputs ausmacht. Dies betrifft allerdings nicht einen eventuellen Mehraufwand, der durch die Bereitstellung von Kuppelprodukten entsteht.

Bestenfalls liegen für einen Prozess Mehrprodukt Daten und allozierte Daten vor. Bei der Allokation von Stoff- und Energieströmen in einem Prozess sollten gemäß den Vorgaben der ISO 14041 zunächst physikalische Aspekte in den Vordergrund gestellt werden, wenn sich Allokation nicht vermeiden lassen. Als zweite Option sollten andere Produkteigenschaften, wie z.B. der ökonomische Wert, als Maßzahlen herangezogen werden.

Weitere Ausführungen und Festlegungen zum Thema Allokation werden im Arbeitspaket Allokationen formuliert.

Modellierung von Biomasse

Die Modellierung von Biomasseflüssen weist insofern eine Besonderheit auf, als dass biogen entstandenes Kohlendioxid (CO₂) in einer LCA gesondert bewertet wird. Daher muss in einem Datensatz, der Prozesse abbildet, bei denen Biomasse als Input oder Output auftritt, der biogene Anteil an der CO₂-Bilanz separat erfasst werden. Dabei können prinzipiell zwei Möglichkeiten verfolgt werden:

- für den Output an CO₂ aus einem Prozess wird CO₂biogen, CO₂fossil und CO₂gesamt unterschieden, wobei sich die Brutto- und Nettoströme an CO₂ aus den jeweils anderen errechnen lassen
- der biogene Anteil an CO₂ wird als Inputfluss einem Prozess / System zugeführt

Aufgrund der beiden unterschiedlichen Vorgehensweisen bei der Klassifizierung von biogenem CO₂ können bei der Modellierung von Produktlebenszyklen Prozesse, in denen Biomasse als Input oder Output auftritt, nicht ohne weiteres aneinandergereiht werden. Um eine einheitliche Bilanzierung der biogenen Kohlendioxidflüsse zu erreichen, wird angestrebt, dass dieser biogene Anteil als Prozessinput definiert wird (Variante 2).

Für Prozesse, die sich mit dem Rohstoff Holz befassen, ist zu beachten, dass Gewichtsangaben im Zustand absolut trocken als Standard anzusehen sind.

Beispiel

Ein Beispiel, bei dem die Modellierung von Biomasse eine entscheidende Rolle spielt, kann ein System sein, das Holzpellets zur Energiegewinnung repräsentiert. Die Pflanzen, aus denen das Holz gewonnen werden soll, nehmen Kohlendioxid während ihres Wachstums auf. Der Kohlenstoff wird in der Pflanzenmasse gespeichert und während des Verbrennungsprozesses am Ende des Holzlebensweges als CO₂ wieder emittiert. Dabei ist es unwesentlich, eine Unterscheidung in biogenes oder fossiles CO₂ zu treffen, da nur der Nettobetrag an CO₂-Emissionen bilanziert wird.

Modellierung von regenerativen Energien

Der Umgang mit Primärenergien aus Sonnenenergie, Wasserkraft und Windkraft ist noch nicht geklärt. Diese

Fragestellung wird daher an den AK Energie weitergeleitet.

Einsatz von Sekundärrohstoffen und Sekundärbrennstoffen

Treten in einer Prozesskette Sekundärrohstoffe oder / und Sekundärbrennstoffe auf, so werden von diesen lediglich die Energiegehalte betrachtet. Die Herkunft solcher Stoffe wird nicht berücksichtigt, da es sich hierbei um verwertete Abfälle handelt. Das heißt, sie werden ohne Vorketten in ein System eingebracht.

Das genaue Vorgehen bei diesem Thema sollte mit dem AK Energie abgesprochen werden.

Verrechnung End-of-Life

Am Ende eines Produktlebenszyklus eröffnen sich für den Umgang mit entstehenden Abfall- und Reststoffströmen verschiedene Möglichkeiten. Neben diversen Entsorgungsarten spielen vor allem die Wiederverwendung und Weiterverwertung von Produkten oder Stoffen eine Rolle (Recycling). Daraus ergeben sich verschiedenartige Fragen, wie z.B. mit Abwasserfrachten und Abfällen im Einzelfall oder mit Reststoffen mit negativem Markwert umgegangen werden soll.

Bei der Betrachtung von verschiedenen Optionen der Entsorgung von Produkten am Ende ihres Lebensweges sollte das Recyclingpotenzial eines Produktes positiv berücksichtigt werden und wenn möglich in die Bewertung mit einfließen. Dabei kann eine Substitution von Wertstoffen zu Vergleichszwecken erfolgen, also Systemerweiterung vorgenommen werden. Möglich ist auch eine Allokation der Umweltwirkungen auf verschiedene Teile der Gesamtlebenszyklen, was insbesondere bei Fällen von Materialrecycling relevant wird.

Die einzelnen Aspekte der End-of-Life-Verrechnung werden durch das AP Allokation konkretisiert.

Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit

Arbeitspaket Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit

für das Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik

--Ciroth 03:09, 27. Sep 2006 (CEST)

Einführung

Unsicherheit sind schon lange ein Thema in Ökobilanzen. Das International Journal of LCA widmet ihnen seit 2004 eine spezielle Rubrik; es gibt zahlreiche, sehr unterschiedliche wissenschaftliche Veröffentlichungen und einige Dissertationen speziell zu Unsicherheit in Ökobilanzen. Ökobilanzkongresse haben ziemlich regelmäßig Uncertainties in LCA, also Unsicherheit in Ökobilanzen, als eigene Session^[1]. Auf der praktischen, nutzerorientierten Seite ist inzwischen in verschiedenen Ökobilanz-Softwarepaketen eine Unsicherheitsanalyse implementiert, und erste Datenlieferanten bieten Ökobilanz-Datensätze mit Unsicherheitinformationen an. Trotzdem scheint man weit von einer allgemein anerkannten best practice zu Unsicherheit und Ökobilanzen entfernt. Praktisch jede Veröffentlichung zu Unsicherheit und Ökobilanzen beklagt eine Unübersichtlichkeit des Themas, überlappende und inkonsistente Konzepte sowie eine fehlende breite Anwendung. Tatsächlich werden trotz intensiver Beschäftigung mit dem Thema Unsicherheit bisher selten in Ökobilanzen berücksichtigt, und es existieren immer noch verschiedene Ansätze zu ihrer Erfassung, Weiterverarbeitung und Interpretation. Dabei ist natürlich auch zu fragen, warum und wann denn eine

Unsicherheitmodellierung sinnvoll ist. Unklarheit besteht zudem darin, wie das Thema effizient weiterentwickelt werden sollte. Ziel dieses Arbeitspaketes ist es, den Stand der Erfassung von Unsicherheit und des Umgangs mit Unsicherheit für Ökobilanzen, auf nationaler und internationaler Ebene, darzustellen, zu analysieren sowie Handlungsbedarf und Optionen zur Weiterentwicklung für das Netzwerk Lebenszyklusdaten aufzuzeigen. In einem ersten Schritt ist zu prüfen, welche Gründe für eine Analyse der Unsicherheit sprechen, und in welchen Fällen auf eine Unsicherheitsanalyse verzichtet werden kann.

Wozu Unsicherheitmodellierung?

Es gibt verschiedene Gründe die für eine Abbildung von Unsicherheit in Modellen sprechen; es gibt auch gute Gründe dagegen. Vor dem Hintergrund, dass in Ökobilanzen Unsicherheit bisher selten spezifiziert wird, zumindest quantitativ, ist nach der Relevanz einer Unsicherheitmodellierung und -analyse für Ökobilanzen zu fragen, sowie außerdem zu überlegen, wie denn Unsicherheit in Daten entsteht. Zunächst ist der Begriff der Unsicherheit in diesem Zusammenhang zu klären (eine ausführliche Definition bringt Unsicherheiten in Ökobilanzen – Beschreibung). Pragmatisch wird hier unter Unsicherheit die Schwankung eines Wertes verstanden, der in einem Modell verwendet wird. Diese Schwankung ist zufällig und kann nicht aus dem Modell heraus erklärt werden; in einer konkreten Anwendung ist die Schwankung (also der aktuelle Ausschlag zu einer oder der anderen Seite) nicht bekannt). Unsicherheit entstehen dann, wenn Wertänderungen nicht vom Modell kontrolliert werden können oder sollen. Typische Beispiele sind die Aggregation von Daten aus verschiedenen Quellen (deren einzelne methodischen und sonstigen Hintergründe evtl. prinzipiell zugänglich wären, und daher auch im Modell abgebildet werden könnten, worauf jedoch aus Aufwandsgründen verzichtet wird), sowie andererseits die Ausdehnung von Daten über den eigentlichen Geltungsbereich hinaus, etwa bei Prognosen. Letztlich birgt jeder einzelne Messvorgang zufällige Fehler, die oft durch ein komplizierteres Messmodell reduziert, oder durch ein einfacheres Modell erhöht werden könnten. Wertänderungen werden dann im komplizierteren Modell durch Parameteränderungen erklärt, während sie im einfacheren Modell von den zufälligen Fehlern sozusagen aufgefangen werden ^[2].

Ein Beispiel für Aggregation:

Für das RAINS Modell, ein Modell zur Modellierung der regionalen Wirkungen von Versauerung in Europa^[3], geben Riku Suutari und Kollegen als Gründe für Unsicherheit in den Emissionsdaten u.a. an:

how emission sources are aggregated into certain economic sectors [causes uncertainties]

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang..

Die Unsicherheit entsteht hier, weil den Gründen für die Unterschiede der Emissionsquellen nicht nachgegangen wird, und diese Unterschiede nicht durch Parameter erklärt werden. Vielmehr werden die Daten einfach so aggregiert, unter Vernachlässigung all der Dinge die zu unterschiedlichen Werten führen. Ergebnis ist eine nicht erklärte Streuung oder Unsicherheit in den Angaben pro Wirtschaftssektor.

Ein Beispiel für das Wechselspiel von Messmodell und Unsicherheit:

Die Menge Mineraldünger, die ein Landwirt für einen Hektar Roggengetreide im Jahr ausbringt, hängt ab von den Bodenverhältnissen, von den Wetterverhältnissen über das Jahr, vom konkret verwendeten Dünger, von der Fruchtfolge in den Vorjahren, von der konkret verwendeten Roggensorte, von den für das Düngen eingesetzten Maschinen (Traktor, Streuer), von anderen eingesetzten, z.B. organischen Düngemitteln, von Bewirtschaftungsprinzipien des Landwirts ökologischer Landbau, ertragsorientiert, einsatzminimierend, von persönlichen Gewohnheiten, und anderen Parametern .

Wenn zahlreiche der Parameter (Roggensorte, Fruchtfolge usw.) in einem Modell abgebildet werden, lässt sich der Düngerverbrauch für den Einzelfall genauer abbilden. Bei einem weniger aufwendigen Modell werden die real von Landwirten eingesetzten Mengen vom Modellwert abweichen. Aus Modellsicht schwanken diese Werte um den vom Modell angegebenen Wert. Es sind zufällige Fehler, und die

Unsicherheit entspricht den zufälligen Fehlern. Wenn allerdings das Modell nicht den Düngereinsatz für den einzelnen Hektar, sondern den mittleren Eintrag z.B. für Deutschland in einem Jahr x darstellen soll, und die Gesamtmenge an Dünger und die gesamte Anbaufläche bekannt sind, dann sind die einzelnen Bewirtschaftungsprinzipien der Landwirte und viele andere Parameter nicht interessant. Sie tragen dann auch nicht zur Unsicherheit bei. Die dem Modell inhärente Unsicherheit hängt also auch von der Fragestellung ab. ? Letztlich ist Unsicherheit in allen (quantitativen) Daten vorhanden. Sie lässt sich beeinflussen durch die Detailliertheit eines Messmodells, das die Daten liefert; sie hängt außerdem stark vom Ziel des Messmodells ab. Unsicherheit ist allen quantitativen Daten inhärent, sie ist jedoch nicht für alle Daten gleich. Unsicherheitsangaben sind also eine zusätzliche, positive Qualität von Daten und Empfehlungen

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.. Dies wird in Datenqualität und Unsicherheit weiter ausgeführt.

Darüber hinaus ist die Modellierung der Unsicherheit ein zusätzlicher Modellierungsschritt, der mit zusätzlichen Fehlern (und auch Aufwand) verbunden ist. Der Versuch alle Facetten der Realität in ein Modell einzubringen ist daher nicht sinnvoll. Die Kunst der Modellierung ist auch eine Kunst der Beschränkung. Das ist in allgemeiner Systemtheorie nichts neues, wird jedoch für Ökobilanzen bisher wenig beachtet



Zuviel Komplexität in der Modellierung erhöht den Fehler im Modellergebnis (^[4], nach SRU: Umweltgutachten 1974, Stuttgart 1974, S. 208).

Das bedeutet für alle Werte die aus Messungen stammen, auch für in Ökobilanzen verwendete Werte (und auch für von Ökobilanzen ausgegebene Werte)

1. Wir wissen den Wert nicht ganz korrekt.
2. Wir können aber (mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit) angeben, in welchem Bereich der Wert liegt. Der Zusatz mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit gilt bei der Verwendung von Konfidenzintervallen und der Modellierung der Unsicherheit über Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen.
3. Die Angabe dieses Bereichs ist mit einem Fehler verbunden.
4. 1 bis 3 sind abhängig von der konkreten Anwendung.

Als Konsequenz aus den Punkten 1 bis 4 folgt:

- Entsteht aus der Modellierung der Unsicherheit ein größerer Fehler als bei Vernachlässigung der Unsicherheit, sollte man die Unsicherheit nicht modellieren.
- Ist die Unsicherheit so groß, dass keine Aussage mehr aus dem Modell ableitbar ist, so ist
 - ◆ das an sich bereits eine Aussage (-> keine Unterschiede mehr erkennbar), oder
 - ◆ Anreiz, einzelne Daten genauer zu erfassen und so die Unsicherheit zu reduzieren.

Damit sind Gründe für und gegen eine Unsicherheitsanalyse deutlich. Speziell für Ökobilanzen listet sie folgende Tabelle auf

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.:

Gründe dafür

Bessere Entscheidungsunterstützung: LCA commonly is understood as a decision support tool.

Gründe dagegen

Aufwand: Es ist schlicht mit Aufwand verbunden, Unsicherheitinformation zu erhalten, im Modell

Backing the reported figures and results with uncertainty information allows assessing the stability of the result, and in some cases, a ranking order may be changed by considering the underlying uncertainty []. Evidently, in a decision, information that changes a ranking of alternatives is of high importance, but also information on the stability of the result provided is immensely helpful.

Transparenz: Uncertainty certainly is an unwanted property, the less uncertain data are, the better. The need to provide uncertainty information on data, and on LCA studies, bears the chance to clearly see the quality of data with that respect, and to identify, in a case study, hot spots in data quality.

Quality competition: Transparency of data quality information entails a competition towards higher quality, less uncertain data. The transparently displayed uncertainty is, especially if it is estimated to be too high, or if high uncertainty in the result does not allow giving a clear recommendation in the valuation, an incentive for reducing it and thus to improve the data quality. This competition aspect holds both within a case study and for independent data sources.

darzustellen und im Modellergebnis zu interpretieren.
Menschliche Natur: What you don't know won't hurt you: People seldom behave rationally, facing uncertainty. A common behavior is to give more credit to a single value than to one that explicitly states its underlying uncertainty, especially if the uncertainty is high.

Mangel an Methoden: Many authors state, in recent publications, the infancy, or complete lack, of methods for assessing and calculating uncertainties for LCAs, including also an inability to cope with the uncertainty in the result []. How should the uncertainty be calculated, and what is needed to be able to state a significant difference between two, uncertain, options? Obviously this question has strong relations to statistical test theory. But are the answers equal for all types of applications, and decision makers?

Zusätzliche Fehler: Adding the uncertainty aspect to an LCA model is some sort of sophistication. In doing so, the original model becomes more complex and error-prone, and especially the representation of uncertainty might be erroneous. Better none than a bad consideration of uncertainty.

Sachstand

Dieses Kapitel ist nicht der erste Versuch, einen Sachstand zu Unsicherheit in Ökobilanzen zu liefern. Eine gute Zusammenstellung mit Stand Frühjahr 2004 bringen Heijungs und Hujbregts **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang..**

Unsicherheit in Ökobilanzen Beschreibung

Zu Unsicherheit in Ökobilanzen gibt es eine Fülle unterschiedlicher Definitionen und Konzepte, die teilweise aus einer Ignoranz gegenüber gängigen statistischen Methoden außerhalb der Ökobilanz-Welt zu erklären sind.

A practical problem when dealing with uncertainty is that the information is scattered and that terminology is confusingly non-standardized. This already applies to the definition of uncertainty.

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang..

Es ist eine Aufgabe dieses Arbeitspaketes, hier für das Netzwerk eine sinnvolle Arbeitsgrundlage bereitzustellen. Unsicherheit meint, ganz allgemein gesprochen, das Gegenteil von Sicherheit. Für Ökobilanzen betrifft Unsicherheit sowohl das Ökobilanzmodell (Bilden verschiedener Szenarien, Ansetzen unterschiedlicher Allokationsverfahren usw.) als auch quantitative Einzelwerte, z.B. bei Prozessbilanzen und Wirkungsmodellen.

Unsicherheit lässt sich wie folgt definieren: Es gibt einen wahren Wert für ein Datum, z.B. den CO₂-Ausstoß eines Prozesses; Messwerte dieser Größe stimmen nicht vollkommen mit dem wahren Wert überein, sondern weichen zufällig davon ab. Im engeren Sinn ist Unsicherheit für einen Wert dann der zufällige Fehler der Größe, also hier der zufällige Fehler der CO₂-Emission **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** Diese Definition folgt der klassischen Messtheorie und Statistik;^[5] Im englischen Sprachgebrauch wird diese Art von Unsicherheit (engl.: uncertainty) oft als *parameter uncertainty* bezeichnet **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, im Unterschied zur *model uncertainty* (Unsicherheit im Modell aufgrund von Annahmen in der Modellierung). Einige Autoren ergänzen als dritte Art von Unsicherheit die *uncertainty due to choices*, die Unsicherheit aufgrund von subjektiven Werthaltungen, die in die Bilanz eingebracht werden, beschreibt. Die oben gebrachte Definition geht jedoch über die parameter uncertainty hinaus, da sie auch die Unsicherheit in berechneten Größen erfasst, die aufgrund von in der Modellierung getroffenen Annahmen, also aufgrund von model uncertainty, von einem wahren Wert abweichen. Unsicherheit lässt sich allgemein für Modelle und auch speziell für Ökobilanzen in drei Bereiche unterteilen ^[6] **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

1. Unsicherheit im Dateninput (1 in Abb. rechts); Dateninput ist weit gefasst und schließt Modellierungsentscheidungen mit ein;
2. Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell (2);
3. Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit (3)

Die Abbildung rechts stellt die drei Bereiche anschaulich dar.



Ökobilanz als Input-Output Systembild

Datenqualität und Unsicherheit

Datenqualität wird in der Entwurfsfassung prEN ISO vom Stand März 2005 als characteristics of data that bear on their ability to satisfy stated requirements definiert. Datenqualität ist damit ein sehr breiter Begriff. Es ist jedoch schwer vorstellbar, dass Verlässlichkeit, Genauigkeit und Zuverlässigkeit in einem Anwendungsfall nicht von einer Ökobilanz verlangt werden. Folgerichtig listet prEN ISO 14040 auf (Abschnitt 5.1.2.3, Data quality requirements):

Data quality requirements specify in general terms the characteristics of the data needed for the study. [] The data quality requirements should address:

- ♦ []
- ♦ precision, completeness and representativeness of the data;
- ♦ [] uncertainty of the information.

Where a study is used to support a comparative assertion that is disclosed to the public, the above mentioned data quality requirements shall be addressed.

Unsicherheit und Datenqualität hängen also eng zusammen. Unsicherheit ist, als precision, also als Genauigkeit, und vor allem als uncertainty of the information **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, ein wichtiger Teilaspekt der Datenqualität. Eine allgemeine Beschreibung der Genauigkeit und der Unsicherheit der Information wird vom ISO Entwurf für vergleichende, zur Veröffentlichung bestimmte Ökobilanzen stark empfohlen (shall be addressed).

Umgang mit Unsicherheit in Ökobilanzen

Unsicherheit im Dateninput

Unsicherheit in Inputdaten umfasst drei Aspekte:

1. Wie sollte Unsicherheit erhoben werden (Uncertainty Sampling)?
2. Wie sollte Unsicherheit spezifiziert werden, um sie im Modell weiterverarbeiten zu können (Spezifikation)?
3. Für was (welche Elemente des Modells) sollte Unsicherheit spezifiziert werden (Relevanzfrage)?

Sampling: Hier ist zunächst zu unterscheiden zwischen quantitativen Daten und anderen Inputdaten, wie Annahmen der Modellierung.

Quantitative Daten: Statistische Erhebungsmethoden der Stichprobentheorie haben das Ziel, aus einer kleinen Probe von Werten Informationen über eine Grundgesamtheit zu schätzen, einschließlich Informationen über die Genauigkeit der Schätzung. Sie sind seit den 1970er Jahren als sehr ausgereift anzusehen [7]. Dennoch wurden sie bisher kaum für Ökobilanzen diskutiert und selten angewendet. Beispiele aus der Erhebung von Abfalldaten zeigen, dass sich die Verfahren gut auf die Erhebung von Umweltdaten übertragen lassen [8]. Im Cascade Projekt [9] wurden grundsätzlich für Ökobilanzen einige statistische Erhebungsverfahren zusammengetragen und diskutiert. In der ecoinvent Datenbank werden Unsicherheit für Stoffflüsse ausgewiesen (als Varianz und Mittelwert der Lognormalverteilung z.B.). Diese Unsicherheit sind zum überwiegenden Teil nicht erhoben, sondern geschätzt bzw. aus Schätzungen und qualitativen Angaben berechnet **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, s.a. Art des Stoffflusses. Von Interesse sind vor allem Erhebungsmethoden, die die Unsicherheit in den Daten möglichst klein halten.

Für die Eingangsdaten der Sachbilanz schlagen Weidema und Kollegen eine Strategie vor, die im Prinzip darin besteht, die Unsicherheit jeweils zu erfassen und dann gezielt dort in den Eingabedaten zu senken, wo sie den höchsten Einfluss auf die Unsicherheit im Ergebnis hat, und falls das nicht möglich ist, auf andere Bereiche auszuweichen **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** Sie stellen hierzu eine Hierarchie der uncertainty impacts auf, also der Einflüsse auf die Unsicherheit im Ergebnis: An vorderster Stelle steht das Produkt, gefolgt von den Prozessen, der in Prozessen verwendeten Technik, sowie, anschließend, den angesetzten Märkte usw.. Falls sich die Unsicherheit durch Datensammlung jeweils reduzieren lässt, sollte dies getan werden. Siehe nebenstehende Abbildungen.



Vorschlag einer Unsicherheitsreduzierenden Strategie der Datensammlung, Teil 1 **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, S. 26 ff. (Bild aus der Originalquelle)



Vorschlag einer Unsicherheitsreduzierenden Strategie der Datensammlung, Teil 2 **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, S. 26 ff. (Bild aus der Originalquelle)
Diese Hierarchie ist primär aufgestellt für consequential LCAs, die statt durchschnittlicher Technologien die Konsequenzen einer Entscheidung modellieren. Sie deckt sich teilweise mit anderen Untersuchungen, s.a. Stellung eines Stoffflusses im Datensatz).

Andere Daten: Hier bieten sich vor allem Szenarien und Sensitivitätsanalysen für eine Modellierung an.

Scenarios received some attention for LCAs. Until 2000, there has been a Setac Working Group dedicated to Scenario Development in LCA **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** The Working Group defines scenarios, for LCA applications, as follows:

A scenario in LCA studies is a description of a possible future situation relevant for specific LCA applications, based on specific assumptions about the future, and (when relevant) also including the presentation of the development from the present to the future **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, S. 23.

This definition is consistent to standard scenario literature; it is not modified to better fit into the LCA context. This is interesting because time receives not much attention in LCAs so far [], and also, because the term scenario is quite often, in LCA studies, used to refer to a specific set of LCA model parameter settings, without, necessarily, any time aspect included. E.g., it is quite popular to term basic settings of the LCA model in a study as the base scenario, even if the LCA model is a static one. ^[10] Szenarien führen (natürlich) zu unterschiedlichen Ergebnissen der Ökobilanz, die für sich Ausdruck der Unsicherheit sind. Eine weitergehende Spezifikation und Fortpflanzungsrechnung ist nicht erforderlich. Dafür sind die Ergebnisse unverbunden und können allenfalls Eckpunkte von möglichen verschiedenen Ergebnissen abdecken. Sensitivitätsanalysen ähneln Szenarien, haben aber nicht unbedingt einen Zeitbezug; sie variieren eine oder mehrere Inputgrößen, die quantitativ oder qualitativ sein können, und analysieren das Modellverhalten, vor allem das Modellergebnis. Es ist möglich, aber für Ökobilanzen nicht üblich, systematisch Wertebereiche abzudecken durch eine Folge von Sensitivitätsanalysen ^[11]. Spezifikation. Die Spezifikation der Unsicherheit richtet sich danach, wie die Unsicherheit im Modell weiter behandelt werden soll. Monte Carlo Simulationen verlangen die Angabe von Wahrscheinlichkeitsverteilungen für Einzelwerte, sowie zusätzlich die Angabe von Parametern für die Einzelwerte. Beispiel: Für den Wert CO₂-Emission aus Prozess Traktor 90 kW, pro tkm : Wahrscheinlichkeitsverteilung Lognormalverteilung; Parameter: Mittelwert 0,172 kg, Standardverteilung 1,2.

Die Ermittlung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen ist aufwendig. Huijbregts und Kollegen schlagen eine iterative Vorgehensweise vor, die versucht, die wirklich relevanten Größen für die Unsicherheit im Ergebnis zu identifizieren, um nur für diese detailliert Verteilungen angeben zu müssen. Hierzu werden zunächst, sowohl für Einzelwerte als auch für Summenparameter, grob geschätzte Verteilungen implementiert. Eine Sensitivitätsanalyse versucht dann, die jeweils wichtigen Parameter zu identifizieren, für die dann genauere Verteilungen anzugeben sind (s. Abbildung) **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**, S. 130.



Vorschlag einer Strategie zur Ermittlung der relevanten Größen für eine Monte Carlo Simulation

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang., S. 130 (Bild aus der Originalquelle)

Für die Simulation sind neben der Wahrscheinlichkeitsverteilung einzelner Größen auch Korrelationen zwischen den Eingangsdaten zu spezifizieren. Hierzu sind in der Regel noch weniger Angaben verfügbar, zudem kann kaum auf Defaultwerte zurückgegriffen werden (von der Annahme: Keine Korrelation abgesehen). Es ist bemerkenswert, dass Huijbregts et al. die Korrelation in ihrem Schema vernachlässigen. Wird eine vorhandene Korrelation nicht angegeben, so ist die Unsicherheit im Ergebnis der Simulation fast immer deutlich zu hoch. Üblich ist die nicht weiter als mit Expertenwissen begründete Auswahl relevanter Größen, für die Wahrscheinlichkeitsverteilungen spezifiziert werden, während für andere Größen keine Angaben erfolgen und diese Größen daher als sicher in der Analyse gesetzt werden. Intervallrechnungen sind weniger anspruchsvoll als die Monte Carlo Simulation, sie verlangen die Angabe von Intervallen für unsichere Größen. Analytische Approximationsverfahren begnügen sich ebenfalls mit der Angabe eines Wertes für den zufälligen Fehler.

Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell

Einmal in das Ökobilanzmodell eingebracht wird Unsicherheit über die verschiedenen Rechenschritte der Ergebnisberechnung im Modell weitergetragen, sie pflanzt sich fort. Je nachdem wie Unsicherheit in den Eingangsdaten spezifiziert worden ist, sind verschiedene Verfahren anwendbar, um diese Fortpflanzung der Unsicherheit (oder auch Fehlerfortpflanzung, nach Gauss) darzustellen. Die Monte Carlo Simulation nimmt dabei eine Sonderrolle ein.

Monte Carlo Simulation

Das Prinzip einer Monte Carlo Simulation ist einfach: Die Simulation variiert Eingangsdaten der Modellberechnung zufällig, entsprechend den für die Eingangsdaten spezifizierten Wahrscheinlichkeitsverteilungen, berechnet mit diesen zufällig veränderten Daten das Modell, und speichert das berechnete Ergebnis. Wird diese Übung häufig genug wiederholt, so erhält man eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für das Rechenergebnis. Durch eine Untergliederung der Wertebereiche der Eingangsverteilungen in einzelne Intervalle, und dem abwechselnden Ziehen aus unterschiedlichen Intervallen, dem so genannten Latin Hypercube Sampling, wird eine gleichmäßigere Verteilung der Ergebnisse erreicht, wodurch sich die Zahl der erforderlichen Iterationen reduziert. Dennoch sind in der Regel mehrere Tausend Iterationsläufe erforderlich ^[12]. Die Simulation stellt recht hohe Anforderungen an Rechenleistung und an die Eingangsdaten. Je nach Algorithmus und Ökobilanzmodell kann eine Simulation

immer noch merklich Zeit erfordern. Die in Unsicherheit im Dateninput vorgestellten Verfahren zur Auswahl relevanter Größen für eine Simulation sind daher auch unter dem Gesichtspunkt des Zeitbedarfs entwickelt. Für Ökobilanzen hat eine Monte Carlo Simulation neben Zeit und Datenbedarf häufiger das Problem, dass im Modell spezifizierte Schleifen nicht konvergieren. Grund dafür ist in der Regel, dass zufällig variierte Daten physikalisch unsinnige Sachverhalte erzeugen. Das Problem lässt sich oft durch die Simulationssoftware abfangen.

Andere Ansätze

Zu den anderen Ansätzen, die bisher für Ökobilanzen vorgeschlagen wurden, zählen Intervallrechnungen ^[13], Fuzzy Logic Ansätze (z.B. **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** ^[14]), Gaussche Fehlerfortpflanzungsformeln ^[15], sowie Fehlerfortpflanzungsformeln höherer Ordnung **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben. Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang..**

Kombinationen

In manchen Fällen ist es sinnvoll, unterschiedliche Ansätze der Unsicherheitsberechnung zu kombinieren. Insbesondere lassen sich Näherungsformeln und Monte Carlo Simulation derart kombinieren, dass Näherungsformeln Schätzwerte für Simulationsparameter ermitteln, und die statistischen Momente (wie Mittelwert und Standardabweichung) aus der Simulation in nachfolgenden Näherungsformeln eingesetzt werden. Auf diese Weise kann die Simulation auf die Rechenschritte beschränkt werden, die von Näherungsformeln schlecht abgebildet werden. Dies lässt sich während der Rechnung laufend anhand von Kontrollparametern überprüfen **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben., Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang..** Die Überprüfung kann andererseits auch Fälle abdecken, die der Simulation Schwierigkeiten bereiten (aufgrund nicht konvergierender Iterationsschleifen, s. Monte Carlo Simulation), und in diesen Fällen auf die Näherungsformeln ausweichen.

Diskussion der verschiedenen Verfahren zur Unsicherheitsberechnung

Verschiedene Verfahren zur Unsicherheitsberechnung haben unterschiedliche Vor- und Nachteile, die sich fast komplementär ergänzen ^[16]. Monte Carlo Simulation |+ |gibt in vielen Fällen eine gute Schätzung der Unsicherheit im Ergebnis||+ |einfach anzuwenden (keine komplizierte Mathematik oder Fachbegriffe)|| |hohe Anforderungen an Zeit und Computerressourcen|| |Probleme mit Schleifen im Modell|| |Detaillierte Unsicherheitinformationen im Output / erfordert die Eingabe detaillierter Unsicherheitinformationen im Input|| Näherungsformeln

||+ |berechnen das Ergebnis schnell, in einem Rechenschritt|| |+ |können besser mit Rückkopplungen im Modell umgehen|| |die berechnete Unsicherheit stimmt in vielen Fällen gut mit der Unsicherheit aus einer Monte Carlo Simulation überein || |berechnen nur einen Schätzer für die Standardabweichung und sind nicht in der Lage, detailliert die Verteilung der Ergebnisse anzugeben|| |berechnen nur eine Näherung der Unsicherheit|| |zum Aufstellen der Formeln muss der Berechnungsalgorithmus bekannt sein; was bei Standardsoftware, die Matrixinversionsalgorithmen verwendet und dabei auf numerische Rechenpakete zurückgreift, oft zunächst nicht der Fall ist|| |teilweise komplizierte Formeln, die vor einer Anwendung erst in Software zu implementieren sind|| Andere Ansätze |-(verwenden oft ungewohnte Spezialbegriffe)|| |Ziel ist oft eher, eine Art Annäherung an die Unsicherheit der Ergebnisse zu bestimmen als die Unsicherheit tatsächlich zu berechnen (Beispiel: In der Fuzzy Logic kann man Unsicherheit darstellen als hoch , mittel , und tief , z.B. **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**)|| |Formeln sind vor einer Anwendung erst zu spezifizieren und in Software zu implementieren ||

Unsicherheit im Ergebnis und Interpretation der Unsicherheit

In diesen Abschnitt fällt zum einen die Darstellung der ermittelten Unsicherheit im Ergebnis, und zum anderen der Umgang mit dem unsicheren Ergebnis im Prozess der Entscheidungsunterstützung. Die graphische Darstellung von unsicheren Ergebnissen in Ökobilanzen wurde bisher wenig beachtet:

In combination with parameter variation, one often sees the consecutive presentation of tables and/or graphs for the different sets of parameters or scenarios **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

An dieser Einschätzung hat sich auch in der Zwischenzeit wenig geändert. Monte Carlo Simulationsergebnisse werden häufig als Histogramme dargestellt, oder auch als Box-Whisker Plots wie sie aus der Statistik bekannt sind. Die Box-Whisker Plots enthalten in der Regel eine Angabe des Konfidenzintervalls.

Notten und Petrie **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** schlagen vor, Principal Component Analysis (PCA) einzusetzen, um Informationen im Output, einschließlich der Unsicherheitinformation, zu aggregieren. Sie verwenden parallel eine von ihnen so genannte distinguishability analysis vor um zu prüfen, ob sich verschiedene Szenarien nennenswert unterscheiden.



Kumulative Wahrscheinlichkeiten verschiedener Designoptionen; overall value: Normalisiertes, aggregiertes Ergebnis **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** Grundsätzlich anwendbar scheinen auch zahlreiche Verfahren aus der multivariaten Statistik, die speziell das Ziel haben, Unterschiede in unsicheren Entscheidungsoptionen zu prüfen und auf Signifikanz zu testen, wie etwa t-Tests, Varianzanalysen und andere Testverfahren. Dies wurde bisher für Ökobilanzen kaum untersucht, obwohl es schon Heijungs und Klein 2001 erwähnen (allerdings eher abschätzig):

One may even produce test statistics for [] difference with another product alternative (the t test) [] A problem is, of course, that more statistics means more pages of Output, and that interpretation should provide a help rather than a bunch of pages filled with statistical information.

Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.

Handlungsoptionen bzw. notwendige Entscheidungen

Letztlich lässt sich das weite Feld der Unsicherheit und fehlenden Daten in Ökobilanzen in Antworten auf vier einfach formulierten Fragen vollständig erfassen:

1. Wie soll Unsicherheit definiert werden?
2. Für was soll Unsicherheit berücksichtigt werden in der Ökobilanz?
3. Wie soll Unsicherheit dafür jeweils modelliert, also erfasst, weitergegeben und dargestellt werden?
4. Wie ist mit der dargestellten Unsicherheit umzugehen?

Anders ausgedrückt müssen für Ökobilanzen diese Fragen direkt oder indirekt beantwortet und entschieden werden.

Auswirkung in der Realität als Entscheidungskriterium

Zur Beurteilung von möglichen Antworten auf die Fragen werden die folgenden beiden, zusammenhängenden Kriterien vorgeschlagen:

- Gibt die Ökobilanz die Realität besser wieder?

(für den Wechsel von z.B. einer Methode auf eine andere).

- Gibt die Ökobilanz die Realität angemessen wieder?

(wenn die Antwort, also z.B. die anzuwendende Methode, feststeht. Was jeweils unter angemessen zu verstehen ist ergibt sich aus Ziel und Rahmen einer konkreten Studie).

Diese Kriterien decken sich mit Standardanforderungen an gute Modellierungspraxis:

From our point of view, the basic intention of any model is to reflect properties of the real world
Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang., S. 3.
what is called a system's model [] is actually a reflection of the modeller's understanding of reality, its components, and their interrelations [17], S. 5.
Constructing models for a slice of reality and studying their properties is really what science is about [18], S. 11

Die notwendigen Entscheidungen im Detail

Mit Ausnahme der ersten Frage, die allgemein zu beantworten ist (verschiedene Definitionen von Unsicherheit scheinen wenig sinnvoll) müssen die Antworten unterschiedliche Teilaspekte der Ökobilanz berücksichtigen.

1. Frage, Definition: Grundsätzliche, allgemeine Ebene (verschiedene Definitionen für Unsicherheit scheinen wenig sinnvoll).

2. Frage, für was: Hier sind eine Vielzahl unterschiedlicher Daten und Vorgehensweisen zu prüfen.

Unterschiedliche Modellierungsoptionen Systemgrenzenziehung, Allokationsverfahren, die konkrete Wahl von Prozessen (Stichwort marginal vs. attributional modelling) sind Entscheidungen im Verlauf der Modellierung, die model uncertainty in das Ökobilanzsystem einbringen können, s.a. Unsicherheiten in Ökobilanzen Beschreibung.

Unterschiedliche Arten von quantitativen Daten in der Ökobilanz:

1. Stofffluss
2. Prozess Metadaten (Randbedingungen etc.)
3. Charakterisierungsfaktor sofern anwendbar
4. Normalisierungswert sofern anwendbar
5. Gewichtungsfaktor soweit anwendbar

Die Punkte 3 bis 5 entfallen wenn Sachbilanzdatensätze bereitgestellt werden sollen.

Systemspezifisch

1. Stellung des Stoffflusses im Produktsystem
2. Stellung, Platzierung des Prozesses im Produktsystem

Diese systemspezifischen Punkte entfallen in der Regel wenn Sachbilanzdatensätze bereitgestellt werden sollen. Die Platzierung des Prozesses im System ist nicht eindeutig, wenn nur der Prozessdatensatz bereitgestellt wird. Eine Ausnahme stellen allerdings aggregierte Sachbilanzdatensätze dar, für die natürlich die Stellung einzelner Prozesse zugänglich ist.

Anwendungsspezifisch:

1. Welche Wirkungskategorie
2. Welche Art von Produkt
3. Bezugsort und Bezugszeit der Daten
4. Datenbereitstellung
5. Angestrebte Anwendung der Ökobilanz (Produktvergleich, interne Studie)

3. Frage, wie soll Unsicherheit modelliert werden:

Optionen für eine Modellierung sind:

1. Einsetzen eines diskreten Wertes (evtl. vorhandene Unsicherheit ignorieren);
2. Qualitative Verfahren (Punktwerte oder Beschreibungen)
3. Intervallrechnung;
4. Aufstellen von Mittelwert und Spanne für analytische Formeln;
5. Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion als Wahrscheinlichkeitsverteilung und Parameter der Wahrscheinlichkeitsverteilung;
6. verschiedene reale (Mess-)Werte.

Reale Werte sind dabei nicht in allen Fällen zugänglich, etwa nicht bei der Modellierung zukünftiger Produktsystem. Diese Entscheidungen sind für alle in 2. aufgeführten Ebenen zu treffen. Dabei ist auf eine insgesamt konsistente Modellierung zu achten. Zwar ist prinzipiell eine abschnittsweise Modellierung möglich (s. Kombinationen), es ist jedoch zu beachten, dass die einfacheren Unsicherheitmodellierungen weniger Informationen auswerten und weitergeben und daher zum einen für nachfolgende aufwendigere Modellierungen nicht genügend Informationen bereitstellen und andererseits, wenn aufwendigere Modellierungen vorangehen, die zur Verfügung stehende Information nur teilweise auswerten und damit die Modellierung insgesamt uneffizient werden kann (Beispiel: Intervallrechnung, gefolgt von Wahrscheinlichkeitsdichterechnung über Monte Carlo Simulation, gefolgt von Intervallrechnung). Derartige aufeinander aufbauende Modellierungen treten bei der Berechnung einer vollständigen Ökobilanz auf, aber auch bei der Berechnung aggregierter Prozesse. Überall eine möglichst feine und genaue Modellierungsmethode anzusetzen ist jedoch nicht unbedingt ratsam. Beispiel: Wahrscheinlichkeitsdichteverteilungen und Simulation bei Schleifen im Produktsystem sind Simulationen problematisch weil Schleifen nicht immer konvergieren (s. Arten der Datenbereitstellung), außerdem ist die aufwendige Modellierung und Datenbeschaffung oft unangemessen, da mit einer einfachen Methode identische Werte errechnet werden können. Überall aus Aufwandsgründen eine sehr einfache Modellierungsmethode anzusetzen ist jedoch genauso wenig sinnvoll. Zur Frage einer effizienten Kombination verschiedener Methoden gibt es bisher sehr wenige Untersuchungen. Letztlich kommt es auf eine *insgesamt* gute, den Zielen der Anwendung entsprechende Wiedergabe der Realität durch die Ökobilanz an, s.a. SRU.jpg.

4. Frage, Umgang mit der modellierten Unsicherheit: Die Modellierung der Unsicherheit ist natürlich kein Selbstzweck. Sie geschieht, um die Entscheidungsunterstützung durch die Ökobilanz zu verbessern. Die Verarbeitung, der Umgang mit der ermittelten Unsicherheit ist daher zentral für eine sinnvolle Anwendung der gesamten Unsicherheitmodellierung. Es erstaunt daher etwas, dass die Interpretation von Ergebnissen und auch von Zwischenergebnissen in Ökobilanzen mit ausgewiesener Unsicherheit bisher eher fallstudienweise untersucht worden ist. Allgemeine Handlungsanweisungen und auch allgemeine Untersuchungen zum sinnvollen Umgang mit Unsicherheit fehlen. Eine derartige Untersuchung sollte die reichhaltigen Erfahrungen in Statistik und vor allem Testtheorie berücksichtigen, sie wird jedoch zusätzlich Besonderheiten, wie den

Umgang mit unterschiedlich modellierter Unsicherheit, und auch mit nur abschnittsweise modellierter Unsicherheit, zu berücksichtigen haben. Darüber hinaus ist die Kommunikation der als unsicher ausgewiesenen Ergebnisse für andere Adressaten als Statistiker und Ökobilanzexperten von Relevanz, da es bisher vorkommen kann, dass für Nicht-Fachleute als unsicher ausgewiesene Ergebnisse, die aus einer sorgfältig durchgeführten Unsicherheitsanalyse stammen, qualitativ weniger hochwertig scheinen als einzelne, über Expertenschätzung ermittelte Werte. Konkret kann eine Unsicherheitsanalyse fundiert Antwort auf die regelmäßig gestellte Frage geben: Was ist signifikant? Und wann unterscheiden sich zwei Ergebnisse wirklich deutlich? Für Prozessdatensätze stellt sich außerdem die Frage nach dem passenden Format, in der Unsicherheitinformationen weitergegeben werden können.

Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle

Unsicherheit sind für unterschiedliche Anwendungsfälle unterschiedlich relevant. Folgende Parameter einer Anwendung werden unterschieden:

- *Produktarten* (Großserie Labormaßstab; Grundstoffe neu entwickeltes, firmenspezifisches Produkt),
- *Regionen* (örtlicher Bezug der Daten),
- *Zeitbezug* der Daten, wichtig v.a. bei Studien für Produkte mit langer Lebensdauer oder für prognostische Studien,
- *Umweltwirkungen* (Klimawechsel Toxizitätskategorien),
- *Stellung eines Datensatzes im Produktsystem* (Zentralprozess Hauptprozesskette -- Nebenprozesskette),
- *Stellung eines Stoffflusses im Datensatz* (Bezugsgröße/funktionelle Einheit Stofffluss zu anderen Prozessen Elementarfluss), und
- *Art und Weise der Datenbereitstellung* (Statische Bereitstellung einzelner Datensätze oder einer vollständigen Studie Berechnung aggregierter Datensätze oder parameterabhängiger Datensätze oder auch einer vollständigen Studie).

Diese Anwendungsparameter lassen sich wie folgt in die eingangs beschriebene Struktur aus Datenerhebung, Berechnung und Interpretation einordnen.

Tabelle: Zuordnung der Anwendungsparameter zu den Bereichen Datenerhebung, Berechnung, Interpretation einer Ökobilanz

	Datenerhebung und Datenlage (Dateninput)	Berechnung	Interpretation und Darstellung
Produkttypen	x		(x)
Art des Stoffflusses	x		
Regionen	x		
Zeitbezug	x		
Umweltwirkungen	x	(x)	
Stellung Datensatz im <u>Produktsystem</u>		x	x
Stellung Stofffluss im Datensatz		x	
Arten der Datenbereitstellung		x	x

Anhand von Veröffentlichungen und eigenen Einschätzungen wird jeweils versucht, eine Relevanzreihenfolge aufzustellen. Sofern möglich wird der Vorschlag begründet und auf besondere Sachverhalte hingewiesen. Der Vorschlag ist hier als ein generischer, ohne Bezug auf ein konkretes Produkt, zu sehen. Diese Reihenfolge ist ein erster Vorschlag; sie wird in nachfolgenden Arbeiten zu überprüfen sein. Sie stützt sich teilweise auf

Literaturangaben.

Bei der Verwendung von Literaturangaben ist folgender Punkt anzumerken: Literaturangaben sind in der überwiegenden Zahl Expertenschätzungen; eine Primärquelle (als Referenz einer Untersuchung die Unsicherheit in Daten geprüft hat) wird kaum angegeben und/oder die Unsicherheit wurden aus der Auswertung von Angaben oder den Ergebnissen verschiedener Ökobilanzstudien ermittelt die natürlich ebenfalls interpretierte und weiterverarbeitete Daten enthalten und kaum die Verteilungen der Inputdaten wiedergeben.

Produkttypen

Unsicherheitsrelevanz (5==hoch, 1 == niedrig)	Produkttypen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Landwirtschaftliche Produkte			
4	Handwerklich hergestellte Produkte			
2	Traditionelle Großserienprodukte			Beispiel: Stahl, Kohlekraftwerk
1-4	High-Tech			Beispiel: Chipproduktion

Art des Stoffflusses

Einige Autoren geben Daumenwerte für Spannen für verschiedene Stoffflüsse an (z.B. ^[19]). Es ist zu diskutieren, inwieweit für unterschiedliche Flüsse unterschiedliche Unsicherheitsrelevanz anzusetzen sind. Die berichteten Spannen zeigen einerseits, dass Energieinputs gut erfasst werden und auf der anderen Seite Schwermetalle und Organik deutlich

Unsicherheitsrelevanz (5==hoch, 1 == niedrig)	Art des Stoffflusses	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
1	Energie als <u>Input</u>	[a], [b], [c]	Auswertung von Fallstudien, Expertenschätzung	
2	Energiebedingte Emissionen	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
2	Abfall gesamt	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
4	spezifischer Abfallstrom	[a], [b]		Auswertung von Fallstudien
5	Sonstige	[a], [b], [c]		Auswertung von Fallstudien, Expertenschätzung

[a]: Finnveden 1998:



Spannen von Sachbilanzparametern **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben.**



Rules of thumb **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben.**

[b]: **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang., siehe Umweltwirkungen**

[c]: **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

*Basic uncertainty factors are used for the kind of Input and Output considered. For instance, it is assumed that **CO2 emissions** generally show a much lower uncertainty as compared to **CO emissions**. While the former is usually calculated from fuel Input, the latter depends on numerous parameters such as boiler characteristics, engine maintenance, load factors, etc. These basic uncertainty factors shown in **Table 2** are based on expert judgements.* [[Bild: BasicUncFact.jpg|thumb|Basic uncertainty factors **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**



Änderungen von Energieverbrauchsprognosen über die Zeit **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben.**

Umweltwirkungen

Unsicherheitsrelevanz (5==hoch, 1 == niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Humantoxizität, Ökotoxizität	[a], [b], [d]	Nein	In [b] Analyse der möglichen <u>Unsicherheit</u>
4	Ressourcenverbrauch	[a]	Nein	Modellierung und Datenlage
4	Land use	Nein		

			Modellierung eher als Datenlage	
3	Sommer Smog	[a], [b]	Nein	
2	Versauerung; Eutrophierung	[a], [b]	Nein	
1	Klimawechsel	[a], [b]	Nein	
1	Energie	[a], [b]	Nein	(keine direkte Umweltwirkung aber nützlicher Indikator)

[a]: ^[20]

Klimawechsel	<i>Climate change is usually covered fairly well because CO₂ is usually fairly well covered. However, data for other pollutants, which in special cases can be of significance, is sometimes missing</i>
Terrestrische Versauerung und Eutrophierung	<i>Acidification and eutrophication of terrestrial systems are often fairly well covered.</i>
Sommersmog	<i>Photo-oxidant formation is normally covered to some extent but often has data gaps for organic compounds which nearly always is expressed as a general parameter.</i>
Flächenverbrauch	<i>Impact categories related to land use will continue to pose a problem for some time, partly because there is currently no agreement on how to describe land use in an inventory analysis.</i>
Ressourcenverbrauch	<i>Energy as an <u>Input</u> is included in most cases and without severe data gaps. Other raw materials are often covered but with severe data gaps.</i>
Humantoxizität, Ökotoxizität	<i>The human and ecotoxicological impact categories will probably never be described without significant data gaps. This is because a comprehensive evaluation is prohibited by the sheer number of chemicals used in society, combined with a lack of knowledge of the behaviour of all these chemicals in technical processes. It will for example, not be possible to analyse more than a fraction of the organic pollutants present in landfills.</i>

[b]: **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**



Unsicherheit in Wirkungskategorien **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

With increasing variety of fate, exposure and effect pathways in an impact category, the number of elementary flows assessed also increases. Likewise, the range of characterisation factors increase with rising numbers of elementary flows assessed. For example, only 14 elementary flows assessed in the plant growth regulator case study contribute to the global warming potential with characterisation factors ranging over four orders of magnitude. In the toxicity impact categories up to 165 different elementary flows are assessed and characterisation factors range over 18 to 31 orders of magnitude. The more elementary flows are assessed in an impact category, the stronger is the tendency to use sum parameters in the LCI. For instance, unspecific sum parameters like VOC emissions and metals are assessed in the toxicity impact categories,

whereas these sum parameters have no relevance for the global warming potential. A last inherent characteristic of an impact category is the magnitude of the generic dispersion factors. If the variety of fate, exposure and effect mechanisms comprised in an impact category is high, also the dispersion of the characterisation factors in this impact category is high. This characteristic is also illustrated by contrasting the generic dispersion factors for the global warming potential (1.4, cf. Table 6-10) with those for the toxicity impact categories (50 - 1000). Der dispersion factor ist das 97,5% Perzentil geteilt durch den geometrischen Mittelwert ^[21]. Geisler berechnet ihn direkt aus den Stoffflüssen einer Fallstudie:



Unsicherheit in Wirkungskategorien **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

[c]: **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.** (s. Art des Stoffflusses)

[d]: ^[22]

*In our view, until approaches have been worked out that deal with paradigmatic, modelling and data uncertainty, all current methods for **toxicity impact assessment** should be very carefully applied. Practitioners that simply state that LCIA is unable to draw conclusions about toxic effects for the moment probably do a better job than those performing an impact assessment and presenting results unconscious of their weaknesses.*

Stellung Datensatz im Produktsystem

Unsicherheitsrelevanz (5==hoch, 1 == niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
3	Zentraler Prozess			
2	Hauptprozesskette			
1	Nebenprozesskette			

Stellung eines Stoffflusses im Datensatz

Unsicherheitsrelevanz (5==hoch, 1 == niedrig)	Umweltwirkungen	Quellen, Begründungen	Direkte Erhebung?	Bemerkung
5	Funktionelle Einheit	[a]	X	Analyse an Testsystem
4	Bezugsgröße	[a]	X	Analyse an Testsystem
3	Stofffluss zu anderen Prozessen	[a]	X	Analyse an Testsystem
2	Elementarfluss	[a]	X	Analyse an Testsystem

[a]: ^[23]

Beispiel: Reduktion der Fehler in den prozessverbindenden Stoffflüssen auf 0 (dunkelrot process factors) im Vergleich mit der Reduktion aller anderen Fehler im Testsystem auf 0 (lila, other steps), Vergleich der Änderung der berechneten Fehler in zehn Wirkungskategorieergebnissen.



Auswirkungen der Reduktion der Fehler in den prozessverbindenden Stoffflüssen und allen anderen quantitativen Flüssen in einer Ökobilanz auf Null auf den berechneten Gesamtfehler; error reduction quotient: $((\text{Gesamtfehler nachher} - \text{Gesamtfehler vorher}) / \text{Gesamtfehler vorher}) * 100 \%$ **Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben.**

Arten der Datenbereitstellung

Die Art der Datenbereitstellung beeinflusst weniger, wie relevant eine Unsicherheitdarstellung für die Daten ist, sie beeinflusst vielmehr die sinnvoll einsetzbaren Modellierungsmethoden für Unsicherheit. Bei einer Berechnung aggregierter Datensätze, parameterabhängiger Datensätze oder auch einer vollständigen Studie sind Simulationen aus zwei Gründen kritisch. Sie brauchen zum einen Zeit. Zum anderen bergen bei Simulationen Schleifen (Loops) bei der Berechnung von Produktsystem die Gefahr, nicht zu konvergieren (wenn Eingabewerte für die Simulation zufällig verändert werden). Aus dem entsprechenden System müssen für eine Simulation dann die kritischen Schleifen entfernt werden; notfalls kann die Inputwahrscheinlichkeit geändert werden, so dass kritische, nicht konvergierende Werte vermieden werden. Andererseits kann aber auch für die Schleifen, abschnittsweise, eine analytische Berechnung der Unsicherheit durchgeführt werden ^[24]. Durch eine abschnittsweise analytische und simulierende Berechnung lässt sich die erforderliche Zeit verkürzen, wobei allerdings keine durchgängige Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung mehr erzeugt wird

Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben.

Referenz-Fehler 2: Ungültige <ref>-Verwendung: ref ohne Inhalt muss einen Namen haben..

Darüber hinaus existieren Vorschläge zur analytischen Abschätzung von Simulationsergebnissen im Verlauf einer Simulation, die versprechen, gleichwertige Simulationsergebnisse wesentlich schneller erreichen zu können. Diese Vorschläge sind bisher kaum eingehend untersucht. *Bei einer statischen Bereitstellung* einzelner Datensätze oder einer vollständigen Studie können diese Arbeiten sozusagen offline durchgeführt werden; Simulationen sind daher in diesem Fall einsetzbar; ggf. nach einer Bereinigung des Produktsystem um Schleifen. Wird die Berechnung von Datensätzen durch Nutzereingaben gesteuert, werden die Daten also *interaktiv bereitgestellt*, so ist eine Simulation zeitkritisch wenn die Daten über eine Website angeboten werden. Außerdem ist die Aufbereitung eines Produktsystem für eine Simulation ein anspruchsvolles Unterfangen; sie wird bei einer Bereitstellung über eine Website für Nutzer kaum möglich sein; Simulation mit nicht konvergierenden Schleifen verbraucht erhebliche Rechenressourcen und verbietet sich daher für Webserver. Sofern also Datensätze über eine Website interaktiv über eine Website zusammengestellt, berechnet und ausgegeben werden sollen, ist eine Simulation der Unsicherheit nicht angebracht. Stattdessen ist auf analytische Verfahren auszuweichen.

Umgang mit fehlenden Werten

Bisher wird in Ökobilanzen oft ein fehlender Wert mit einem Nullwert gleichgesetzt ^[25]. Das belohnt fehlende Angaben und bietet damit für Datenlieferanten den Anreiz, kritische Daten eher unter Verschluss zu halten. Fehlende Werte und Unsicherheit hängen eng zusammen **Referenz-Fehler 3: Ungültige**

<ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.: Im Prinzip ist eine fehlende Angabe wie ein Nullwert, der anstelle eines anderen Wertes angegeben wird. Es gibt dennoch einen Unterschied: Ein fehlender Wert, vor allem wenn er nicht in einem vorgegebenen Raster als fehlend / nicht vorhanden ausgewiesen ist sondern z.B. als Stofffluss nicht aufgeführt ist, fällt deutlich weniger auf, und es ist erhebliches Fachwissen erforderlich um erkennen zu können, dass eine Angabe fehlt [26]. Betroffenen sind davon sowohl diskrete Einzelwerte als auch Angaben zu Unsicherheit von Datengaben. Möglich ist natürlich das Festsetzen eines Defaultwertes, der fehlende Angaben bestraft. Je nachdem wie viele Angaben mit diesem Strafwert belegt werden besteht dabei allerdings die Gefahr, dass vollkommen unrealistische Werte in die Bilanz eingebracht werden. Letztlich ist hier also abzuwägen zwischen dem Fehler durch Nichtangabe und dem Fehler durch Defaultwerte. Weniger drastisch ist das Einsetzen eines plausiblen Ersatzwertes, aus anderen Quellen oder aus Prozessrechnungen. Die prEN ISO 14044 fordert für fehlende Daten (4.2.3.6, Anforderungen an die Datenqualität, Stand Juni 2005):

Die Handhabung fehlender Daten muss dokumentiert werden. Bei allen Daten und für jede Datenquelle, an denen fehlende Daten nachgewiesen werden, sollte die Bearbeitung der fehlenden Daten und von Datenlücken Folgendes ergeben:

- einen Nichtnullwert , der erläutert ist;
- einen Nullwert , falls begründet oder;
- einen errechneten Wert, der auf aufgezeichneten Werten aus mit ähnlicher Technologie arbeitenden Modul beruht

Vom ÖkoInstitut kommt der Vorschlag, für bestimmte Prozesse Defaultangaben zu verlangen. Dies scheint verfolgenswert, da so der von ISO erwähnte Nachweis fehlender Daten deutlich vereinfacht wird. Es ist denkbar, dieses Konzept z.B. für das Review von Datensätzen zu verwenden, als eine Art Checkliste gegen die Datensätze geprüft werden. ->Die Handhabung fehlender Daten muss dokumentiert werden. Fehlende Werte sollten möglichst ergänzt werden. Verbleibende fehlende Werte sollten mindestens als solche gekennzeichnet werden (nicht bekannt / keine Angabe, o.ä.) und nicht mit Null bezeichnet werden, da sich sonst echte Nullwerte nicht von fehlenden Angaben unterscheiden lassen **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks

Dieser Text führt als These ein, dass eine Ökobilanz dann gut ist wenn sie, als Modell der Umweltauswirkungen eines Produkts über dessen Lebenszyklus, einerseits realitätsnah und andererseits mit vertretbarem Aufwand zu erstellen ist. Diese These kann sich auf eine lange Tradition in Systemanalyse und Modellierung berufen. Sie ist für Ökobilanzen dennoch neu und daher im Netzwerk kritisch zu diskutieren. Diese Realitätsnähe wird damit zum Kriterium, um über das methodische und praktische Vorgehen in Ökobilanzen zu entscheiden. Unsicherheit betrifft für Modelle den Input, die Verarbeitung des Input, sowie das Modellergebnis bzw. die Modellergebnisse. Unsicherheit lässt sich definieren als nicht kontrolliertes, als zufällig empfundenenes, Abweichen von Elementen im Modell von einem tatsächlichen, wahren Wert. Element kann dabei ein quantitativer Wert, ein angenommener Zusammenhang, sowie sonstige getroffene Annahmen sein. In dieser allgemeinen Form deckt die Definition verschiedene bisher verwendete Konzepte ab, sowohl das Konzept der parameter und model uncertainty (aus Politikwissenschaften und einigen Ökobilanzquellen) als auch das Verständnis von Unsicherheit als zufälliger Fehler (aus Messtheorie und Statistik und anderen Ökobilanzquellen). Für Unsicherheit in Ökobilanzen gilt: Alle quantitativen Werte von Ökobilanzen sind in der Realität unsicher, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Ein konkreter Wert für die Unsicherheit ist abhängig von der konkreten Anwendung. Das Ausmaß der Unsicherheit für Daten in Ökobilanzen ist bisher kaum direkt bestimmt worden, es liegen vor allem Abschätzungen aus Metaanalysen von Ökobilanz(Teil-)ergebnissen sowie Expertenmeinungen vor. Expertenschätzungen tendieren für konkrete Studien dazu, einen überschaubaren, relativ kleinen Bereich für die Unsicherheit anzugeben [27]. Metaanalysen, andererseits, ergeben oft viel höhere Unsicherheit. Das ist jedoch oft darauf zurückzuführen, dass aus der Meta-Perspektive Dinge als unsicher erscheinen die für eine einzelne Studie keine Unsicherheit

sind, indem etwa unterschiedliche Ziele und Randbedingungen von Studien nicht berücksichtigt werden. Der Einfluss auf das Ergebnis ist ebenfalls verschieden. Für bestimmte Elemente der Ökobilanz und für bestimmte Elemente von Datensätzen scheinen sich die Unsicherheit so stark auf das Ergebnis auszuwirken, dass fehlende Unsicherheitsangaben fehlenden Werten gleichkommen. Das trifft vor allem dann zu, wenn Produkte mit unterschiedlicher Unsicherheitscharakteristik verglichen werden, also Produkte für die die Unsicherheit unterschiedlich relevant und unterschiedlich ausgeprägt ist. Ein prägnantes Beispiel ist der Vergleich von biogenen Produkten (erneuerbare Energieträger etc.) mit durchgängig großtechnisch hergestellten Produkten. Für weitere Beispiele siehe die Vorschläge zur Einschätzung der Unsicherheitsrelevanz in Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle. Die beiden Abbildungen rechts zeigen ein allgemeines, eingängiges Beispiel für Unterschiede in der Unsicherheit für zwei Entscheidungsoptionen.



Vergleich von zwei Entscheidungsoptionen (rot und blau), mit unterschiedlichen Unsicherheit; Fall a: Schiefe vs. symmetrische Verteilung **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**



Vergleich von zwei Entscheidungsoptionen (rot und blau), mit unterschiedlichen Unsicherheit; Fall b: Breite vs. schmale Verteilung **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**

Der Median ist in beiden Fällen fast gleich

Für das Netzwerk ist es eine strategische Entscheidung, ob die Unsicherheit in den Daten berücksichtigt werden soll oder nicht. Pauschale, nicht weiter als mit Expertenwissen begründete Abschätzungen der Genauigkeit bzw. Unsicherheit von einzelnen Angaben oder vom Gesamtergebnis einer Ökobilanz sind derzeit durchaus noch Stand der Technik. Diese Angaben werden von den Adressaten der Ökobilanz auch kaum hinterfragt. Verschiedene Entwicklungen deuten jedoch auf eine wissenschaftlichere Anwendung der Ökobilanzen hin; eine stärker wissenschaftlich fundierte Anwendung von Ökobilanzen bietet für das Netzwerk eine Möglichkeit, sich gegenüber anderen Anwender- und Entwicklerkreisen deutlich erkennbar hervorzuheben und auszuzeichnen. Letztlich scheint es nur eine Frage der Zeit, dass angemessene, fundierte Fakten an die Stelle pauschaler Schätzungen treten, im Sinne einer Evolution der Ökobilanzmethode, s.a. Tabelle Eigenschaften von Wissenschaft, Politikanalyse und Ökobilanzen im Vergleich.

Tabelle: Eigenschaften von Wissenschaft, Politikanalyse und Ökobilanzen im Vergleich (s.a. **Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.**)

Feature of science [Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.	Features of policy analysis Referenz-Fehler 3: Ungültige <ref>-Verwendung: name ist ungültig oder zu lang.	Eigenschaften von Ökobilanzen
Empirical testing	Testing often impractical	Empirische Tests allenfalls für Teilbestandteile (Wirkungsmodelle z.B.), für gesamte Ökobilanzen

		keine empirischen Tests
Full documentation	Documentation typically inadequate	Vollständige Dokumentation (angestrebt)
Reporting of uncertainty	Uncertainty usually incomplete or missing	Unsicherheit kaum aufgeführt, teilweise pauschale Abschätzung
Peer review	Review not standard and in some cases arduous	Für vergleichende Ökobilanzen Standard, für Datensätze in Entwicklung
Open debate	Debate hindered by the above problems	Offene Debatte (manchmal erschwert durch Datenlage)
Folgende Elemente zusammen sind in einem konsistenten Uncertainty Framework		erforderlich:

- Erhebung
- Ablage (-> Datenformat!)
- Weiterverarbeitung im Ökobilanzmodell
- Interpretation
- Capacity building zum Umgang mit Unsicherheit, für Ökobilanzanwender und -Adressaten
- empirische Tests zur Unsicherheit, genutzt für ein Feedback
- Einbinden in das Review (Beurteilen von Unsicherheit und von Erhebungsmethoden für Unsicherheit, Erkennen von relevanten Unsicherheitsangaben)

Ein derartiges konsistentes Konzept ist neu. Es sollte iterativ verfeinert werden. Ausgehend von einem zunächst formulierten Rahmenkonzept sollten einzelne Elemente entwickelt und theoretisch und praktisch geprüft werden, und anschließend im Zusammenspiel getestet und verbessert werden.

Empfehlungen

1. Definition von Unsicherheit im Zusammenhang mit Ökobilanzen, für das Netzwerk
 - Siehe Glossar und Unsicherheiten in Ökobilanzen Beschreibung.
2. Kritische Diskussion des Kriteriums der Realitätsnähe für Ökobilanzen
 - Siehe Abschnitt Auswirkung in der Realität als Entscheidungskriterium.
3. Durchführen einer Untersuchung zu Unsicherheit in Ökobilanz-Datensätzen und zur Erhebung der Unsicherheit
 - Siehe Abschnitt Unsicherheit im Dateninput.
4. Erstellen einer Defaultliste für Angaben in Sachbilanz-Datensätzen zum Erkennen von fehlenden Angaben
 - Siehe Abschnitt Umgang mit fehlenden Werten.
5. Kritische Diskussion, Überprüfung und Verfeinerung der Relevanzrankings für Unsicherheit in Sachbilanz-Datensätzen
 - Siehe Abschnitt Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle
6. Anwenden der Relevanzrankings
 - Siehe Kapitel Relevanz für unterschiedliche Anwendungsfälle und die Diskussion in Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks.
7. Schaffen von Strukturen für das Erheben von Unsicherheit und für angemessene Interpretation der Unsicherheit (Datenformat; Fallstudien – auch Tests verschiedener Vorgehensweisen möglich und sinnvoll; Review von Studien und von Datensätzen)
 - Siehe Bewertung im Hinblick auf die Aufgaben des Netzwerks.

8. Optional: Entwicklung einer Methode zur optimalen Berechnung der Unsicherheit, auch durch Kombinationen verschiedener vorhandener Berechnungsmethoden, in Abhängigkeit von netzwerkspezifischen Anwendungen
 - Siehe Abschnitt Diskussion der verschiedenen Verfahren zur Unsicherheitsberechnung.

Quellen

1. ? Etwa die Setac Europe Annual Meetings 2002 und 2006 sowie der Kongress der IEMS (International Environmental Modelling Society) 2004 und 2006.
2. ? Piotrowski, J.: Theory of Physical and Technical Measurement, PWN, Warszawa, Elsevier, Amsterdam, 1992.
3. ? <http://www.iiasa.ac.at/rains/>
4. ? Ciroth, A.: Uncertainties in Life Cycle Assessments, Editorial, Int J LCA 9 (3) 141 – 142 (2004).
5. ? Bevington R., Robinson D.K.: Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences, WCB/McGrawHill, Boston 1992.
6. ? Ciroth, A.: Fehlerrechnung in Ökobilanzen, Dissertation TU Berlin 2001.
7. ? Cochran, W.G.: Sampling Techniques, Wiley Series in Probability and Statistics, 1977.
8. ? Argus (Arbeitsgruppe Umweltstatistik GmbH): Untersuchung des Berliner Restabfalls aus der Systemabfuhr; Durchführung von Sieb- und Sortieranaysen; Repräsentative Beprobung von Siebfractionen für die anschließenden Bestimmung chemisch-physikalischer Parameter, im Auftrag der BSR, Berlin 2003.
9. ? Weidema, B., Masoni, M. Cappellaro, F., Carlson, R., Notten, P., Pålsson, A., Patyk, A., Regalini, E., Sacchetto, F., Scalbi, S.: Procedural guideline for collection, treatment, and quality documentation of LCA data; Task 2.3 of the Cascade project on Standards or Modelling LCA data, EU Contract No. G7RT-CT-2001-05045.
10. ? Ciroth, A.: Prospective and descriptive analysis. Modelling changes in LCA, Paper, for the Setac UNEP Task Force 3, Mai 2006.
11. ? Tomovic, R., Vukobratovic, M.: General Sensitivity Theory, American Elsevier, New York 1972.
12. ? Vose D.: Quantitative Risk Analysis: A Guide to Monte Carlo Simulation Modelling. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore 1996.
13. ? Le Téno JF: Visual Data Analysis and Decision Support Models for Non-Deterministic LCA. Int J LCA 4 (1) 41 – 47 (1999).
14. ? Ro , M. Unsicherheit und Fuzziness in ökologischen Bewertungen. Orientierung zu einer robusten Praxis der Ökobilanzierung. PhD thesis, ETH Zürich, Zürich 1998.
15. ? Heijungs R: Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. J Cleaner Prod 4 (3 – 4) 159-166 (1996).
16. ? Ciroth, A.: Uncertainty calculation for LCI data: Reasons for, against, and an efficient and flexible approach for doing it, proceedings, International Workshop on Quality of LCI Data, 20 – 21 October 2003, Forschungszentrum Karlsruhe.
17. ? Kheir, N.A. (Hrsg.): Systems Modeling and Computer Simulation, 2nd ed., Dekker, New York 1996.
18. ? Ljung, L., Glad, T.: Modeling of dynamic systems, Prentice Hall, Englewood Cliffs 1994.
19. ? Finnveden, G.: Data Quality of Life Cycle Inventory Data – Rules of Thumb, Letter to the Editor, Int. J. LCA 3 (2) 1998.
20. ? Finnveden, G.: On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General, Dissertation, Beschreibung in Int. J. LCA 5 (4) 229 – 238 (2000).
21. ? Geisler, G.: Life Cycle Assessment in the Development of Plant Protection Products: Methodological Improvements and Case Study, Dissertation ETH Zürich, 2003, S. 233.
22. ? Tukker, A.: Uncertainty in Life Cycle Impact Assessment of Toxic Releases, Int. J. LCA 3 (5) 246 – 258 (1998).
23. ? Ciroth, A.: A new model for the propagation of errors in LCAs, shown in a case study, Präsentation Case Study Symposium, Brüssel 2000.

24. ? Ciroth, A.: Uncertainty calculation for LCI data: Reasons for, against, and an efficient and flexible approach for doing it, proceedings, International Workshop on Quality of LCI Data, 20 – 21 October 2003, Forschungszentrum Karlsruhe.
25. ? So in der ProBas Datenbank des Umweltbundesamtes bis 1/2006, www.probas.umweltbundesamt.de
26. ? Es gibt allerdings auch den umgekehrten Fall, Angaben die eigentlich nicht bei einem Prozess vorkommen sollten und trotzdem aufgeführt sind, z.B. Aluminiumverbrauch bei Frischmilchverpackungen.
27. ? Insgesamt dürfte laut Betz die Genauigkeit von Ökobilanzen bei plus/minus 10% liegen , Öko-Initiative für den Dieselbus, VDI nachrichten, 2. Juni 2006, ein Bericht über das CUTE EU Projekt zum praktischen Test und zur Beurteilung der Umweltrelevanz über den Lebenszyklus von kompletten Brennstoffzellenbussen. Zur Beurteilung der Umweltrelevanz wurden Ökobilanzen eingesetzt. Es ist natürlich zu beachten dass dies in der Quelle zwar als Zitat gekennzeichnet ist, dort jedoch durch einen Stille-Post-Effekt möglicherweise nicht vollkommen korrekt wiedergegeben wurde.