

Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen im Rahmen der Ökobilanz – Unterschiede zum Risk Assessment

Walter Klöpffer

Eingegangen: 22. Januar 2010/Akzeptiert: 25. Januar 2010/Online veröffentlicht: 19. Februar 2010
© Springer-Verlag 2010

Zusammenfassung Der Beitrag erläutert, im Rahmen der Ökobilanz, die Komponente der Wirkungsabschätzung im Unterschied zum Risk Assessment. Er beginnt bei den frühen Ökobilanzen, geht über zu den Ökobilanzen im modernen Sinn (Wirkungsabschätzung als eigene Komponente der Ökobilanz), beleuchtet die heute übliche Praxis der Wirkungsabschätzung, beschreibt deren Philosophie und endet mit den sog. neuen Wirkungskategorien, die es bisher nicht in die allgemeine Praxis der Ökobilanzierung geschafft haben.

Schlüsselwörter Beyond Compliance vs. Compliance · Hazard Assessment vs. Risk Assessment · Less is better vs. Below Threshold · Ökobilanz · Potenzielle vs. reale Wirkungen · Standard-Ökobilanz (SETAC/ISO) · Vorsorgeprinzip vs. Verursacherprinzip · Wirkungsabschätzung · Wirkungskategorien

Impact assessment as component of life cycle assessment vs. risk assessment

Abstract This review defines the differences between impact assessment as component of life cycle assessment (LCA) and risk assessment. From the early LCAs, the article describes the development to the LCAs in the current meaning, deals with today's practice of impact assessment,

Dieser Übersichtsbeitrag fußt auf einem Vortrag bei der „Ökobilanz-Werkstatt 2009“, 5. bis 7. Oktober in Freising, sowie der nachfolgenden Veröffentlichung in den Proceedings der Ökobilanz-Werkstatt 250 [V] (Klöpffer 2009; siehe auch Feifel et al. 2010)

W. Klöpffer (✉)
Editor-in-chief, Int J Life Cycle Assess, LCA Consult & Review,
Am Dachsberg 56E, 60435 Frankfurt/M, Deutschland
E-Mail: walter.kloepffer@t-online.de

reviews the philosophy of impact assessment and ends with the “new” impact categories which have not yet found their way into the practice of LCA.

Keywords Beyond compliance vs. compliance · Hazard assessment vs. risk assessment · Impact assessment · Impact categories · Less is better vs. below threshold · Life cycle assessment · Potential vs. real impacts · Precautionary principle vs. polluter principle · Standard LCA (SETAC/ISO)

1 Einführung

Die Wirkungsabschätzung ist eine Dauerbaustelle und wird es bleiben, solange es Ökobilanzen nach SETAC und ISO (Klöpffer und Grahl 2009) gibt. Der Grund dafür liegt in der nötigen Offenheit für den Fortschritt in der Umweltforschung und in der öffentlichen Einschätzung der Risiken (Udo de Haes et al. 1999). Im Folgenden soll der Versuch unternommen werden, einen kurzen Überblick über die Entwicklung dieser Komponente der Ökobilanz zu geben, die wichtigsten Probleme aufzuzeigen sowie die Besonderheiten, die sie von anderen Umweltbewertungsverfahren unterscheiden.

2 Kurze Geschichte der Wirkungsabschätzung

2.1 Die Zeit der „Proto-LCAs“

Die frühen Ökobilanzen oder „Proto-LCAs“ (Klöpffer 2006) bestanden aus Sachbilanzen („Inventaren“) und einigen Summenparametern:

- Kumulierter Energieaufwand-KEA („Energie-Äquivalenzwert“),

- Summe fester Abfälle bzw. MIPS (Material-Intensität pro Serviceeinheit, Schmidt-Bleek 1993),
- Ressourcenverknappung,
- Rudimentäre ökologische Wirkungsabschätzung („Kritische Volumina“ Luft und Wasser).

Der Vorteil dieser Vorform der Wirkungsabschätzung lag in ihrer Einfachheit und in der relativ großen Genauigkeit, vor allem was den KEA betrifft (Finnveden und Lindfors 1998). Der KEA wird immer noch häufig ergänzend zur Wirkungsabschätzung berechnet.

2.2 Wirkungsabschätzung als eigene Komponente der Ökobilanz

Eine Wirkungsabschätzung im modernen Sinn gab es unter verschiedenen Bezeichnungen erst ab dem Erscheinen der SETAC und des CML Leiden auf der Ökobilanzbühne:

- Impact analysis (SETAC 1990),
- Methode der Umweltthemen oder Wirkungskategorien (CML 1991, 1992),
- Wirkungsbilanz (UBA 1992),
- Impact assessment (LCA Guideline, a Code of Practice, SETAC 1993),
- Wirkungsabschätzung (ISO 14040/1997, 14042/2000, 14040+14044/2006).

Der wesentliche Fortschritt war die Etablierung der Wirkungsabschätzung als eigene verbindliche Komponente der Ökobilanz. Der Streit über die Ausgestaltung der neuen Komponente erfolgte im Wesentlichen zwischen Europa und den USA.

3 Standardmethode nach ISO 14040ff

3.1 Struktur der Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 (2000) bzw. 14044 (2006)

Die erste internationale Norm erschien nach sechs Jahren Vorbereitung im Jahre 2000 (ISO 14042). Da zu Beginn der Arbeit noch keine Methodik fertig ausgearbeitet war, handelte es sich um eine forschungsbegleitende Entwicklung. Die CML-Methode konnte sich in Hinblick auf ihre Struktur, nicht aber in den Details durchsetzen. Auch das war schon ein Erfolg, weil die US-Amerikaner völlig andere Vorstellungen hatten (Barnhouse et al. 1998). Das „Schisma“ zwischen Europa und den USA konnte mit ISO 14042 erst um die Jahrtausendwende herum beigelegt werden. Diese Norm

- gibt einen bindenden Rahmen vor, wie die Wirkungsabschätzung durchzuführen ist (verbindliche und optionale Bestandteile),
- legt fest, wie man eine Wirkungskategorie, einen Wirkungsindikator, Charakterisierungsfaktor usw. definiert,

- schreibt jedoch keinen speziellen Satz von Kategorien vor (nicht einmal einen „proxy“), noch die Indikatoren, die verwendet werden sollen; all dies muss in der äußerst wichtigen ersten Komponente der Ökobilanz „Goal & Scope“ festgelegt werden. (Diese oft unterschätzte Komponente legt für jede einzelne Ökobilanz fest, welche Regeln – im Rahmen der Norm – im speziellen Fall zu gelten haben!)

Die *verbindlichen* Bestandteile der Wirkungsabschätzung sind:

- Auswahl der Kategorien, Indikatoren und Charakterisierungsmodelle,
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Kategorien (Klassifizierung),
- Berechnung der Wirkungsindikatorwerte für die ausgewählten Kategorien bezogen auf die funktionelle Einheit, z. B. kg CO₂-Äquivalente pro funktionelle Einheit (Charakterisierung).

Als *optionale* Bestandteile nennt die Norm (jetzt in ISO 14044/2006):

- Berechnung des Betrags von Wirkungsindikatorwerten im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung),
- Ordnung (selten verwendet, siehe jedoch UBA, Bewertung '99 (Schmitz und Paulini 1999),
- Gewichtung: nicht erlaubt bei vergleichenden Aussagen („comparative assertions“), die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen.

3.2 Typische (midpoint/CML-) Kategorienliste

Eine typische Liste von Wirkungskategorien, wie sie seit der SETAC Europe Tagung in Leiden 1991 mit geringen Änderungen durch die Literatur geht, beinhaltet Input- und Output-bezogene Kategorien, also solche, die sich auf die Ressourcen beziehen, und solche, die mit den Emissionen über den Lebensweg hin verbunden sind. Es handelt sich durchweg um negative Kriterien, also Verknappung von Ressourcen, negative Auswirkungen auf Natur und Mensch (Umweltproblemfelder). Dass mit jedem Produktsystem auch positive Aspekte verbunden sind, wird heute vorausgesetzt, geht aber nur über die funktionelle Einheit (etwa gleicher Nutzen der verglichenen Systeme) in die Ökobilanz ein. Eine weitergehende Bewertung muss der in Entwicklung begriffenen „produktbezogenen Sozialbilanz“ im Rahmen der „Lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten“ (Klöpffer und Renner 2007) überlassen bleiben.

Input-bezogene Kategorien:

- Abiotische Ressourcen
- Biotische Ressourcen
- Naturraumbeanspruchung bzw. „land use“

Output-bezogenen Kategorien:

- Klimaänderung
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Bildung von Photooxidantien
- Versauerung
- Eutrophierung

Toxizitätsbezogene Kategorien:

- Humantoxizität
- Ökotoxizität
- Radioaktivität

Belästigungen:

- Geruch
- Lärm

Der Autor hat in dieser Liste den immer wiederkehrenden Merkposten „Unfälle“ weggelassen, obwohl er sich in speziellen Ökobilanzen unter Verlust der Einfachheit der Methodik prinzipiell einbauen ließe (Kurth et al. 2004). Dennoch gehören die Unfälle vorwiegend zur Risikobewertung (vgl. Abschn. 4) und sollten im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung der Sozialbilanz zugeordnet werden (ebenso wie die Toxizität am Arbeitsplatz, die man insbesondere von skandinavischer Seite in die Ökobilanz „hineinquetschen“ will). Die Sicherheit am Arbeitsplatz hat viel damit zu tun, wie die Firmen mit ihren Mitarbeitern umgehen.

3.3 Praxis der Wirkungsabschätzung

Die heute übliche Praxis der Wirkungsabschätzung kann wie folgt charakterisiert werden:

- Eine kleinere Kategorienliste als in Abschn. 3.2 dargestellt wird zugrunde gelegt (oft aus Datenmangel, aber auch wegen des ungleichen Entwicklungsstandes der Kategorien).
- Basis ist die CML-Liste („CML baseline“, Guinée et al. 2002).
- Bevorzugt werden einfache Charakterisierungsfaktoren.
- Immer gehören zur Wirkungsabschätzung die Kategorien: GWP (Global Warming Potential), Versauerung, Photooxidantien.
- Fast immer gehören zur Wirkungsabschätzung die Kategorien: Eutrophierung, fossile Ressourcen, stratosphärischer Ozonabbau.
- Nicht immer gehören zur Wirkungsabschätzung die Kategorien: „land use“, Humantoxizität, Ökotoxizität.
- Sehr selten gehören zur Wirkungsabschätzung alle übrigen Kategorien: biotische Ressourcen, Radioaktivität, Geruch, Lärm

Dem Umgang mit der Wirkungsabschätzung in der Praxis der Ökobilanzierung kann eine gewisse Fantasielosigkeit nicht abgesprochen werden. Dabei sollen reale Gründe, wie

z. B. Datenasymmetrie bei Produktvergleichen, nicht vergessen werden.

4 Potenzielle vs. tatsächliche Wirkungen

4.1 „Philosophie“ der Wirkungsabschätzung

Der Streit um den im Titel ausgedrückten Gegensatz geht auf die frühe Zeit der Harmonisierung der Ökobilanz zurück und ist bis heute nicht völlig abgeschlossen. Er lässt sich anhand folgender, teilweise überlappender, Dichotomien veranschaulichen:

- Potenzielle vs. reale Wirkungen (Abschn. 4.2),
- Vorsorgeprinzip vs. Verursacherprinzip (Abschn. 4.3),
- Hazard Assessment vs. Risk Assessment (Abschn. 4.4),
- „Less is better“ vs. Below Threshold (Abschn. 4.5),
- Beyond compliance vs. Compliance (with regulations, laws) (Abschn. 4.6).

Die Standard-Ökobilanz (SETAC/ISO) basiert auf jeweils der ersten Alternative.

4.2 Was sagt ISO 14040?

Die internationale Norm 14040 sagt bereits in der Einleitung eindeutig:

- „Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen* ... im Verlauf des Lebensweges eines Produktes ... (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre“)
- In der Fußnote liest man:
* Die „Potentielle Umweltwirkung“ ist eine relative Aussage, da sie sich auf die funktionelle Einheit des Produktsystems bezieht.

Da die funktionelle Einheit bzw. die Referenzflüsse frei wählbar sind, können aus den berechneten Werten keine absoluten Werte – und daher auch keine realen Wirkungen – abgeleitet werden. Wohl aber sind Vergleiche, da sie auf einer funktionellen Einheit beruhen, sinnvoll.

4.3 Vorsorge- vs. Verursacherprinzip

Die zweite Dichotomie lässt sich, etwas schwächer als die erste, mit folgenden Argumenten begründen:

- Vorsorge entspricht eher dem Geist der Ökobilanz, wie z. B. die Optimierung von Produktsystemen, Konsumentenverhalten, usw.
- Verursacher aufgrund „potentieller Wirkungen“ sind nicht leicht zu belangen.

Bei der Anwendung von Ökobilanzen in der Gesetzgebung (z. B. Verpackungs-VO) verschwimmen die Grenzen etwas: werden die Produzenten nicht „ökologisch vorteilhafter“ Verpackungen nicht doch als Verursacher „bestraft“?

Wenn sie aber ihre Produktsysteme optimieren, so hat das Vorsorgeprinzip gesiegt. In diesem Zusammenhang kann angemerkt werden, dass die Hersteller von Materialien und Produkten, die von „grüner“ Seite massiv angegriffen wurden (z. B. PVC, Aluminium, Waschmittel, Einwegverpackungen) durch konsequente Anwendung der Ökobilanz profitiert haben, und zwar durch Produktverbesserungen und Imagegewinn (Klöpffer 2009b).

4.4 Hazard vs. Risk Assessment

Dieses Begriffspaar ist wahrscheinlich das am häufigsten missverständene, und so soll die Bedeutung der beiden Begriffe genauer betrachtet werden:

Hazard = Schadwirkungspotenzial, keine generelle Definition OECD-Definition (Chemikalienbewertung): Hazard = Funktion (Exposition, Wirkung)

„The hazard of a chemical is a function of two broad considerations: the potential of a chemical to harm biological systems (or damage other systems) and its potential for exposure such that the harm or damage can occur“ (OECD 1982). – Man beachte den zweifachen Gebrauch von „potential“: die reale Schädigung ist zweitrangig, das Potenzial reicht aus.

Risiko = Schadenshöhe × Eintrittswahrscheinlichkeit; exakte Definition („Versicherungsformel“)
EU-Definition (Chemikalienbewertung): Risk = PEC (Exposition)/PNEC (Wirkung)

4.5 „Less is better“ vs. Below Threshold

Auch dieser Gegensatz geht auf Diskussionen in den frühen 1990er Jahren zurück. „Less is better“ benötigt in Bezug auf die Emission von Schadstoffen oder den Verbrauch von Ressourcen keine Erklärung, es ist das erklärte Ziel von Ökobilanzen.

„Thresholds“ sind gesetzliche Obergrenzen, die nicht überschritten werden dürfen.

Es gibt jedoch eine Denkrichtung, die meint, dass man relativ reine Gebiete mit Schadstoffen bis zur Grenze auffüllen darf, d. h. eine Emission unter dieser Grenze sollte nicht in die Wirkungsabschätzung aufgenommen werden. Abgesehen von der sonderbaren Moral, wäre in der Wirkungsabschätzung eine strikte Regionalisierung nötig!

4.6 „Beyond Compliance“ vs. Compliance

Dieser Gegensatz ist im Grunde der gleiche wie der eben besprochene. Es genügt eben nicht, die Gesetze und Vorschriften einzuhalten (das sollte eigentlich selbstverständlich sein); zudem ist die Ökobilanz ein Instrument, um

Verbesserungsmöglichkeiten aufzuzeigen. Daher ist diese Diskussion zumindest aus europäischer Sicht absurd.

5 Neuere Entwicklungen

5.1 Regionalisierung

Die in Abschn. 4.5 angesprochene Regionalisierung und die damit möglich erscheinende genauere Wirkungsabschätzung nimmt einen wichtigen Platz in der neueren Entwicklung ein (Klöpffer und Grahl 2009):

- Sie ist absolut nötig für bisher vernachlässigte Kategorien wie „land use“ (Naturraumbeanspruchung), Wasser, Geruch, Lärm.
- Sie ist absolut nötig für die in Entwicklung befindliche „Societal LCA“.
- Sie ist nicht unbedingt nötig, wird aber eifrig bearbeitet, bei Versauerung, Bildung von Photooxidantien („Sommersmog“) und Eutrophierung.
- Sie ist absolut unnötig bei den globalen Kategorien (vielleicht mit Ausnahme der Kategorie „stratosphärischer Ozonabbau“ in den vom jährlichen „Ozonloch“ betroffenen Gebieten im Süden der Südhalbkugel).

Das Problem der Regionalisierung liegt darin, dass wir infolge der geografischen Unbestimmtheit der Sachbilanzen oft nicht wissen, wo die Emissionen erfolgen. Dies gilt vor allem für viele generische Daten und Hintergrundprozesse. Viele Rohstoffe werden auf sog. „spot markets“ gekauft. Auch Produkte werden durch die Globalisierung oft weltweit gehandelt. Selbst wenn wir für einen bestimmten Stichtag den genauen Produktbaum mit vollständiger geografischer Auflösung kennen würden, könnte diese Information schon kurz danach wieder falsch sein. Man wird also mit plausiblen Szenarien zur geografischen (und zeitlichen) Verteilung arbeiten müssen.

5.2 „Neue“ Wirkungskategorien

Neue Wirkungskategorien sind meist alte, die bisher nicht oder nicht genügend bearbeitet wurden, z. B.:

- Wasser (war immer schon ein Teil der „Ressourcen“, hat aber auch ökologische und soziale Komponenten),
- Naturraumbeanspruchung bzw. „land use“ (siehe Wasser),
- Lärm (v. a. Straßenverkehrslärm): Fortschritt (Althaus et al. 2009a,b),
- „Carbon Footprint“ = GWP (Global Warming Potential), also keine neue Kategorie. Aber strengere Regeln für Datenerhebung und Allokation werden nötig sein; daher ist eine eigene, auf ISO 14040 basierende Normung (ISO 14067) in Entwicklung (s. a. British Standard PAS 2050/2008 (Sinden 2009),

- Social categories (besser als eigene SLCA mit gleichen Systemgrenzen wie die dazugehörige LCA; Klöpffer und Renner 2007).

Die Bedeutung der Wirkungskategorie „Wasser“ kann gar nicht unterschätzt werden (Koehler 2008; Milà i Canals et al. 2008). Dass sie so lange nicht bearbeitet wurde, könnte damit zusammenhängen, dass die Ökobilanz vorwiegend in Ländern ohne Wassermangel entwickelt wurde.

5.3 Human- und Ökotoxizität

Für die Toxizitätskategorien gibt es seit langer Zeit einfache Indikatoren; diese gelten aber als zu wenig wissenschaftlich.

- Die UNEP/SETAC Working Group entwickelte ein „abgespecktes“ Konsens-Multimedia-Modell „USEtox“ zur Expositionsabschätzung und Charakterisierungs-Faktoren für eine große Anzahl von Chemikalien (Rosenbaum et al. 2008).

Probleme: Datenlage (Sachbilanz) und Symmetrieprobleme bei vergleichenden Ökobilanzen. Toxische Emissionen werden oft nicht in ausreichender Qualität für die Sachbilanzen berichtet. Dadurch wird der ehrliche Berichtersteller „bestraft“. Angesichts der großen Anzahl von Chemikalien können viele übersehen werden. Das Problem liegt also auf der Seite der Sachbilanz.

5.4 Überführung in die Praxis

Die vorgeschlagenen neuen oder verbesserten Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle mit Regionalisierung usw. haben es bisher nicht in die allgemeine Praxis der Ökobilanzierung geschafft. Diese Aussage bezieht sich auf die meisten „real life“-Ökobilanzen, die dem Autor bei der kritischen Prüfung nach ISO 14040+44 zur Kenntnis gelangt sind.

Literatur

- Althaus H-J, de Haan P, Scholz RW (2009a) Traffic noise in LCA, Part 1: state-of-science and requirement profile for consistent context-sensitive integration of traffic noise in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 14(6):560–570
- Althaus H-J, de Haan P, Scholz RW (2009b) Traffic noise in LCA, Part 2: analysis of existing methods and proposition of a new framework for consistent, context-sensitive LCI modeling of road transport noise emission. *Int J Life Cycle Assess* 14(7):676–686
- Barnthouse L, Fava J, Humphreys K, Hunt R, Laibson L, Noesen S, Norris G, Owens J, Todd J, Vigon B, Weitz K, Young J (1998) (eds): Life-cycle impact assessment: the state-of-the-art. Report of the SETAC Life-Cycle Assessment (LCA) Impact Assessment Workgroup. 2nd edn. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Pensacola, Florida, USA
- Feifel S, Walk W, Wursthorn S (2010) Die Ökobilanz im Spannungsfeld zwischen Exaktheit, Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit. *Umweltwiss Schadst Forsch* 22(1):63–72
- Finnveden G, Lindfors L-G (1998) Data quality of life cycle inventory data—rules of thumb. *Int J Life Cycle Assess* 3(2):65–66
- Guinée JB (final editor); Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, Koning A de, Oers L van, Wegener Sleswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, Bruijn H de, Duin R van, Huijbregts MAJ (2002) Handbook on life cycle assessment—operational guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic, Dordrecht
- Klöpffer W (2006) The role of SETAC in the development of LCA. *Int J Life Cycle Assess* 11 (Special Issue 1):116–122
- Klöpffer W, Renner I (2007) Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten. *Technikfolgenabschätzung—Theorie und Praxis (TATuP)* 16(3):32–38
- Klöpffer W (2009a) Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen. Unterschiede zum Risk Assessment. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe, S 1–9
- Klöpffer W (2009b) Experiences with the critical review process of aluminium LCI data. *Int J Life Cycle Assess* 14 (Special Issue 1) 45–51
- Klöpffer W, Grahl B (2009) Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley VCH Verlag, Weinheim, ISBN 978-3-527-32043-1
- Koehler A (2008) Water use in LCA: managing the planet’s freshwater resources. *Int J Life Cycle Assess* 13(6):451–455
- Kurth S, Schüler D, Renner I, Klöpffer W (2004) Entwicklung eines Modells zur Berücksichtigung der Risiken durch nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände von Industrieanlagen im Rahmen von Ökobilanzen. *Forschungsbericht 201 48 309*, UBA-FB 000632. UBA Texte 34/04, Berlin
- Milà i Canals L, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Antón A, Clift R (2008) Assessing freshwater use impacts in LCA, Part 1: inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int J Life Cycle Assess* 14(1):28–42
- OECD (1982) Hazard Assessment Project, Step Systems Group, Final Report, Stockholm, February
- Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MA, Jolliet O, Juraske R, Köhler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van der Ment D, Hauschild MZ (2008) USEtox—The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13(7):532–546
- Schmidt-Bleek F (1993) Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser Verlag Berlin
- Schmitz S, Paulini I (1999) Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. UBA Texte 92/99, Berlin
- Sinden G (2009) The contribution of PAS 2050 to the evolution of international greenhouse gas emission standards. *Int J Life Cycle Assess* 14(3):195–203
- Udo de Haes HA, Jolliet O, Finnveden G, Hauschild M, Krewitt W, Müller-Wenk R (1999) Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment, Part 1. *Int J Life Cycle Assess* 4(2):66–74