

## Eco-indicator 99 - eine schadensorientierte Bewertungsmethode

Nachbereitung zum 12. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 30. Juni 2000 an  
der ETH Zürich

Die Diskussionsforen 'Ökobilanz' 1 bis 12 wurden durch das Schwerpunktprogramm Umwelt des  
Schweizerischen Nationalfonds, Bern, finanziell unterstützt

### Organisation:

*Th. Baumgartner  
A. Braunschweig*

### Autoren:

*M. Goedkoop  
R. Müller-Wenk  
Th. Mettier  
K. Hungerbühler  
A. Braunschweig  
Th. Klaus*

Eidgenössische Technische Hochschule

Gruppe für Sicherheit und Umweltschutz  
Laboratorium für Technische Chemie  
ETH Zentrum UNK  
**CH - 8092 Zürich**

**ISBN 3-906734-0...-**

Zürich, August 2000

**Bezugsadresse:**

Eidgenössische Technische Hochschule  
Professur Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS)  
Sekretariat DF Ökobilanzen  
ETH Zentrum HAD  
CH - 8092 **Zürich**

---

## Inhaltsverzeichnis

MARK GOEDKOOP The Eco-indicator 99 LCIA methodology - an introduction _____	2
RUEDI MÜLLER-WENK Vor- und Nachteile eines damage-orientierten Ansatzes für Life-Cycle Impact Assesment _____	11
THOMAS METTIER Der Gewichtungsschritt in Eco-indicator 99 - Stand und Weiterentwicklung _____	17
KONRAD HUNGERBÜHLER UND ARTHUR BRAUNSCHWEIG Überlegungen zur verbesserten Integration von Ökobilanzen in der Praxis _____	25
THOMAS KLAUS Integration des Eco-indicators 99 in die Ökobilanzsoftware EMIS _____	31
Anhang: Tagungsprogramm _____	37

## The Eco-indicator 99 LCIA methodology - an introduction

Most LCIA methods described so far do not really solve the problem for weighting, as they are typically developed in a bottom up approach. This means the inventory result is taken as a starting point. From this a number of impact category indicators are defined. These indicators are usually defined without considering the weighting problem.

It is very difficult for a panel to weight many rather abstract environmental problems. For this reason the Eco-indicator 99 methodology has been developed. In this method the weighting problem is considered to be the most important and controversial issue. So in this case a top down approach is used. The starting point is the definition of the term “environment” or the “eco” we want to indicate and the way the weighting problem is solved. From there, models are built to link the inventory result with the weighting procedure.

The method aims to present the LCA results on all levels, ranging from Characterisation, to Normalisation and weighting. On the highest level the results can be presented as a single score, the so called Eco-indicator, but this is certainly not the only application. In the following text however we assume the single indicator is used. The full reports can be downloaded from [www.pre.nl](http://www.pre.nl).

### 1. Three steps

In order to calculate the Eco-indicator score, three steps are needed:

1. Inventory of all relevant emissions, resource extractions and land-use in all processes that form the life cycle of a product. This is a standard procedure in Life Cycle Assessment (LCA)
2. Calculation of the damages these flows cause to Human Health, Ecosystem Quality and Resources
3. Weighting of these three damage categories.

In the figure 6 these steps are illustrated. Below we discuss these steps in inverse order, thus starting with step 3. This inverse order was also our line of thinking during the development.

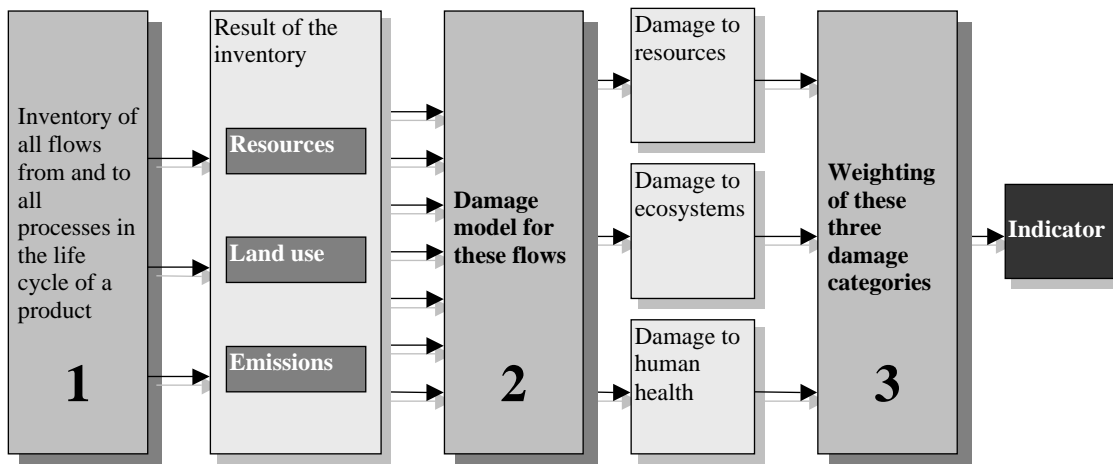


Figure 5: General procedure for the calculation of Eco-indicators. The light coloured boxes refer to procedures, the dark coloured boxes refer to intermediate results.

### 2. Weighting (step 3)

The most critical and controversial step in a methodology as this is the weighting step.

Traditionally in LCA the emissions and resource extractions are expressed as 10 or more different impact categories, like acidification, ozone layer depletion, ecotoxicity and resource extraction. For a panel of experts or non-experts it is very difficult to give meaningful weighting factors for such a large

number and rather abstract impact categories. The problem is that panel members cannot really grasp the seriousness of these impact categories, without knowing what effects are associated with them. An additional problem is that 10 is a relative high number of items to be weighted.

In the Eco-indicator 99 methodology development we started with the design of the weighting procedure and asked ourselves what type of information a panel can handle in a weighting procedure. Our conclusion was that we should not ask the panel to weight the impact categories but the different types of damage that are caused by these impact categories. The other improvement is to limit the number of items that are to be assessed to three. As a result, the panel is asked to assess the seriousness of just three damage categories:

1. Damage to Human Health, expressed as the number of year life lost and the number of years lived disabled. These are combined as Disability Adjusted Life Years (DALYs), an index that is also used by the World bank and the WHO.
2. Damage to Ecosystem Quality, express as the loss of species over an certain area, during a certain time
3. Damage to Resources, expressed as the surplus energy needed for future extractions of minerals and fossil fuels.

The panel used in this project consisted of 365 persons from a Swiss LCA interest group [Mettier 1999]. This group can unfortunately not be regarded as representative for the European population. The reason for choosing this group was the assumption that such a group would better understand the questions posed to them. In spite of this limitation, we still use the results.

The results from this group indicate that the panellist find damage to Human Health and damage to Ecosystem Quality about equally important while damage to Resources is considered to be about half as important.

### 3. The damage model (Step 2)

In order to be able to use the weights for the three damage categories a series of complex damage models had to be developed. In figure 7 these models are represented in a schematic way.

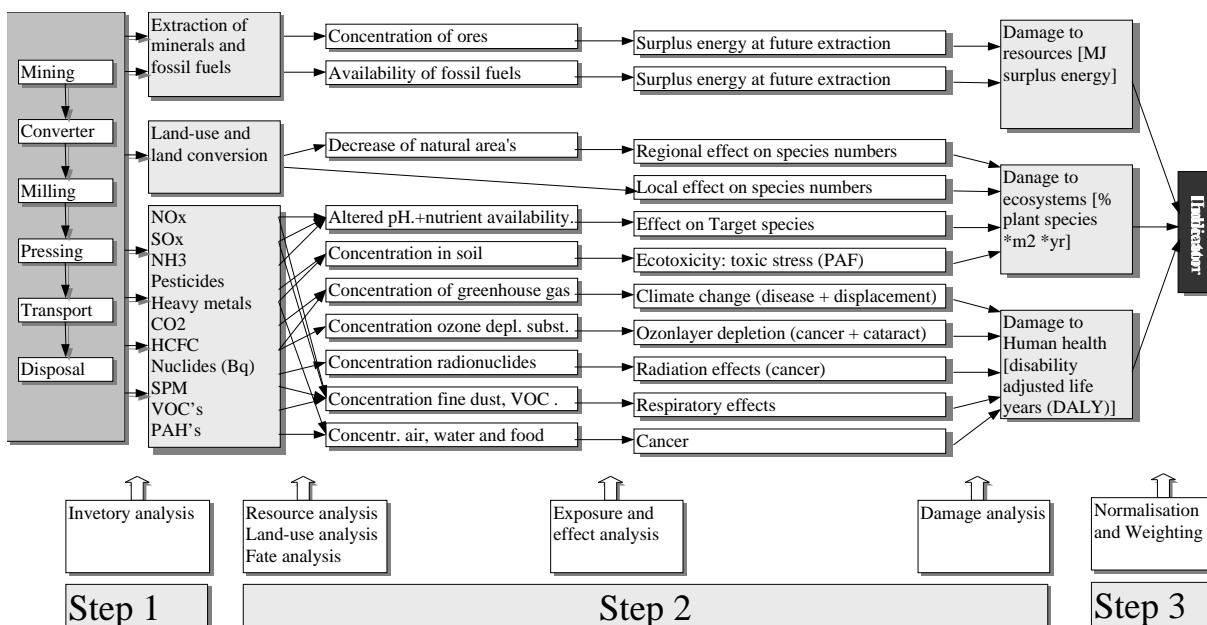


Figure 7: Detailed representation of the damage model (step 2)

#### 3. 1. The damage model for emissions

For the calculation of the damages caused by emissions four steps are needed [Hofstetter 1998].

## Fate analysis

When a chemical substance is released it finds its way through the environmental compartments air, water and soil. Where the substance will go, and how long it will stay depends on the properties of the substance and the compartments. A well soluble substance will be collected in the water compartment, while a substance that easily binds to organic particles may end up in specific types of soil. Another aspect is the degradability, as most organic substances have a limited lifetime. In so called "fate analysis" models the transfer between compartments and the degradation of substances is modelled. As a result the concentrations in air, water, soil and food can be calculated.

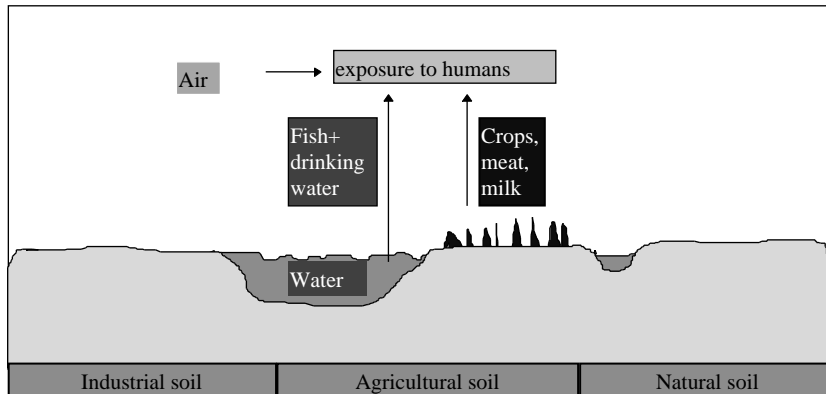


Figure 8: Schematic representation of a fate model used for toxicity. For other substance types other fate models are used.

## Exposure

Based on the calculated concentrations we can determine how much of a substance is really taken in by people and by plants or other life forms.

## Effect analysis

Once the exposure of a substance is known it is possible to predict the types and frequencies of diseases and other effects.

## Damage analysis

The predicted diseases can now be expressed into our damage unit. For instance if we know that a certain level of exposure causes ten extra cases of a certain type of cancer, we can find data on the average age people get this type of cancer and the average chance that people will die. Based on this data, we can calculate how many years of life are lost, and how many years are lived disabled, as people are ill and have to be treated in hospital. For the toxic effects on ecosystems we calculate what percentage of plants and lower species are exposed to toxic stress, while for acidification and eutrophication we model what percentage of plants are likely to disappear (Potentially Disappeared Fraction). Damages to higher species like birds and mammals could not be calculated, but there are good reasons to assume that the damage to plants and lower organisms is also representative for the damage to populations of higher animals.

For most substances the damages are calculated on a European scale. For some substances, like greenhouse gasses, ozone-depleting gasses, radioactive substances with a long lifetime, the damage is calculated on a world-wide level, as these substances are dispersed world-wide.

### 3. 2. Damage model for land-use

Mankind is occupying large areas for urban and agricultural purposes. This is an important reason why many species are threatened with extinction, and therefore it is important to include the effects of land-use by man-made systems into the Eco-indicator. Also here the disappearance of species is taken as

the damage unit.

Different types of land-use will have different effects. For instance a paved parking lot will have less plant species than an organic meadow. On the basis of field observation studies [Köllner 1999] we have developed a scale expressing the species diversity per type of land use. A complication is the fact that the species diversity depends on the size of an area. This means that the construction and use of a parking lot does not only have an effect on the actual area of the lot, but also on the surrounding region, as due to the parking lot the natural areas will become slightly smaller. We call this the regional effect. In the Eco-indicator 99 both the regional and the local effect are taken into account.

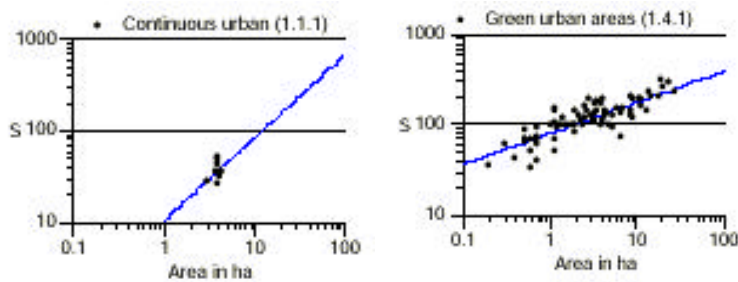


Figure 9 Some examples of the species area relationship. Every dot is based on an actual observation. The line is the calculated correlation between the area size (horizontal) and the species number (vertical). [Taken from Köllner 1999]

### 3. 3. Damage model for resources

By extracting minerals we reduce the quality of the remaining resources. This is because mankind always extracts the best resources first, leaving the lower quality resource to future generations. For instance in the Bronze Age, our ancestors found ores with a few percent of copper, while nowadays the average grade is around 0.7%.

The damage to resources will be experienced by future generations as they will have to use more effort to extract the remaining resources. We express this extra effort as “surplus energy” [Müller-Wenk 1998]

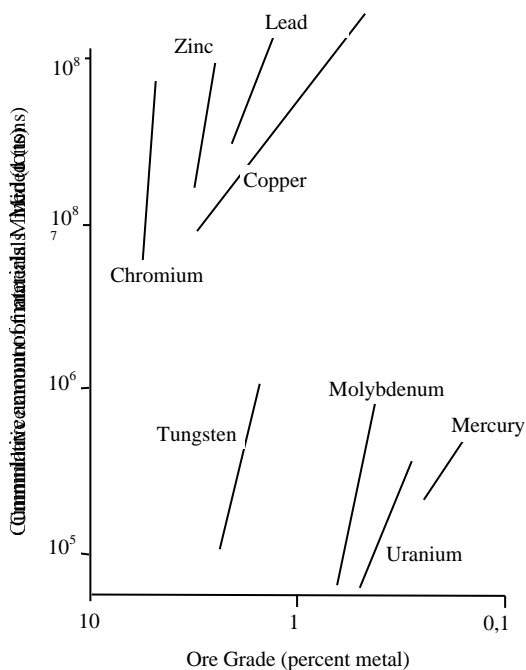


Figure 10: The relation between the availability of resources and the ore grade on a logarithmic scale for a number of minerals. A steep line indicates that the availability increases sharply if mankind is able and willing to accept a slightly lower ore concentration. A flat line means that even at lower concentrations, the availability will not increase very much. The latter case is more problematic than the first. [Taken from Chapman 83]

For fossil fuels a similar reasoning applies, although we cannot use the term concentration here. However, a wealth of statistical data indicates that gradually the supply of easily extractable fossil fuels, like liquid oil will decline. This does not mean we are faced with the end of fossil resource, but that other lower quality resources like oil shale will have to be used. Also here lower quality can be translated into surplus energy, as the exploration of for instance shale will require significant more energy than the extraction of liquid oil.

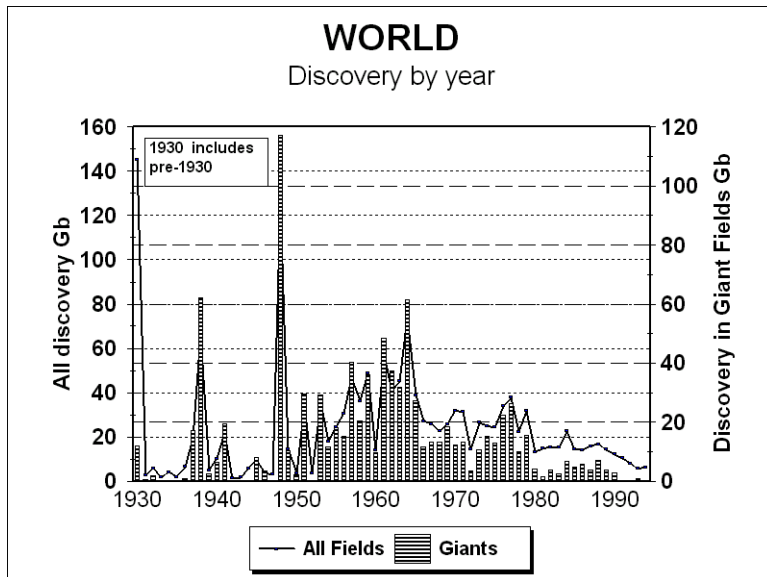


Figure 11: The discovery rate of liquid oil has dropped on average of about 6 Gigabarrel per year, while the extraction is almost tenfold. The so-called giant fields have all been discovered during the fifties, sixties and seventies. The present knowledge of geology is so well developed that it is unlikely that many new giant fields can be found.

#### 4. Inventory of the processes (Step 1)

For the standard Eco-indicators we have mainly used the energy database developed by ESU-ETH in Zürich [ESU 1996]. This data is well known and well documented. Next to this some data from the SimaPro LCA software tool has been used.

In the inventory of such data it is very important to use a consistent methodology concerning items like:

- System boundaries (what is included and what not).
- Allocation (how do we deal with industrial processes that produce more than one output).
- Regional aspects (do we use Dutch, Swiss or average European data).
- General data quality issues (age, representativeness, average or modern technology etc.).

In annexe 1 a brief description of these issues is given.

We would like to warn users of this methodology not to mix databases with indicators that have been developed with different methodologies, as has been done by some software developers with the Eco-indicator 95 methodology.

#### 5. Uncertainties

Of course it is very important to pay attention to the uncertainties in the methodology that is used to calculate the indicators. We distinguish two types:

1. Uncertainties about the correctness of the models used.
2. Data uncertainties.

The first type of uncertainties include value choices like the choice of the time horizon in the damage model, or the question whether we should include an effect even if the scientific proof that the effect exists is incomplete.

The data uncertainties refer to difficulties in measuring or predicting effects. This type of uncertainties



is relatively easy to handle and can be expressed as a range or a standard deviation. Uncertainties about the correctness of the model are very difficult to express as a range.

### 5. 1. Uncertainties about the correctness of the model

In debates about the seriousness of environmental effects opinions are usually very diverse. This may have to do with differences in knowledge levels, but also fundamental differences in attitude and perspective play an important role. Some people would argue long time effects are more important than short term, while others could argue that on the long term environmental problems can be solved by technological developments and if the appropriate measures are taken. An other difference would be that some people would only be concerned about an issue if sufficient scientific proof is available, while others would argue that every possible effect should be taken seriously.

Such fundamentally different perspectives cannot be reconciled, and there is no way to determine if a perspective is right or wrong. This is a problem because as developers of the Eco-indicator 99 methodology we are frequently confronted with model choices that are dependent on such different perspectives. As we cannot develop a different version for every individual perspective we have used three "Archetypes" of perspectives.

A very simplified characterisation, using just three criteria of these versions is:

	Time perspective	Manageability	Required level of evidence
H (Hierarchist):	Balance between short and long term	Proper policy can avoid many problems	Inclusion based on consensus
I (Individualist):	Short time	Technology can avoid many problems	Only proven effects
E (Egalitarian):	Very long term	Problems can lead to catastrophe	All possible effects

*These "Archetypes" are taken from the Cultural Theory framework [Thompson 1990 and Hofstetter 1998], and is frequently used in social science. Of course the theory does not want to imply there are just three types of people. The archetypes are conceptual models; most people use all three perspectives in their daily life.*

As a consequence there are three different versions of the Eco-indicator 99 methodology. The figures published in this report are based on the H (Hierarchist) version, which is chosen as default. The other versions are available in LCA software, and can be used to investigate the influence of the different modelling choices on the result.

Also in the panel procedure (step 3) it was possible to distinguish the archetypes. For the inventory (step 1) this has not been tried as we used standard available data.

### 5. 2. Data uncertainties

Data uncertainties deal with completely different issues. For instance we are confronted with the uncertainty in the expected number of cancer cases when a group of people are exposed to a certain substance, or the uncertainty in the concentration of a certain mineral. In the methodology report the data uncertainties for almost all human health effects and for most ecosystem effects, as well as for the panel procedure are determined and described. Unfortunately uncertainties in the acidification, eutrophication and resources, as well as the uncertainties in the normalisation values are not available.

In considering uncertainties it is important to distinguish between the absolute and relative uncertainties. With the latter we mean the uncertainties in the differences BETWEEN the indicators. This relative uncertainty is the most important for the practical application of the user who wants to compare materials or design options.

The relative uncertainty can be much smaller than the absolute uncertainty. This is because these uncertainties are correlated and have the tendency to compensate each other.

Examples:

1. Suppose product A is made of 5 kg polyethylene and product B is made of 6 kg of the identical polyethylene. In this case it is safe to assume that product B will always have a higher environmental load no matter how big the uncertainties in the indicators are, because any flaw in the methodology would be completely compensated.
2. Suppose now that product B is made out of polypropylene. In this case the uncertainties play a limited role, as the production processes and the most important emissions and raw materials will not be very different. For instance if there is a large flaw in the data for extraction of oil in the damage model for resources, this flaw would have the same effect in both cases. Similarly a flaw in the CO<sub>2</sub> damage model would also work almost exactly the same. As a result we can conclude that the uncertainties in the Eco-indicators when more or less similar processes are compared will be small.
3. Suppose now that product B is made out of wood. Now the uncertainties can be very significant, as the processes and the most important emissions and resources are almost completely different. A flaw in the damage model for extraction of oils is not compensated by a similar flaw in the production process of wood, as relatively little oil is used in the harvesting and transport of wood. Similarly, a flaw in the model for land-use (production forest) is not compensated by the flaw in the model for a refinery, as the amount of land used per kg of oil is low. This means that when the Eco-indicator values are used to compare two completely different materials or processes one must allow for a large error margin before a conclusion can be drawn.

From this we can conclude that it is very difficult to generalise the uncertainties in the indicator, as much depends on the way model flaws compensate each other. As a very provisional and general guideline we recommend the following guidelines when different life cycles are compared:

1. Determine the most important processes (the processes with the highest contributions)
2. Determine if these processes are expected to have similar or dissimilar raw materials, operating principles and emissions.
3. If these dominant processes are considered to be quite similar, the difference between the Eco-indicator scores should be 10 to 50% if a conclusion is to be drawn on which one is the best option
4. If these dominant processes are considered to be dissimilar or completely different the Eco-indicator scores should at least differ more than 100% before a reliable conclusion can be drawn.

When important strategic decisions are to be based on the analysis, we recommend using the Eco-indicator methodology in fully transparent LCA software, as this will allow for a much better understanding of the uncertainties.

## 6. Acknowledgements

For the purposes of the project a consultative and collaborative structure was established, containing environmental experts from the RIVM (National Institute of Public Health and the Environment) and LCA experts from different organisations in the Netherlands and Switzerland. Especially the contribution of the Swiss scientists Ruedi Müller-Wenk and Patrick Hofstetter have proven to be extremely valuable. The work of the Swiss team for the development of the Eco-indicator methodology was sponsored by the Swiss National Science Foundation and by the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape; BUWAL. The work of the Dutch team, including the RIVM, was financed by the Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment.

Name	Employer	Main contribution to this project
Ruedi Müller-Wenk	IWÖ-HSG St. Gallen	General methodology, Resources, Land use
Patrick Hofstetter	UNS-ETH, Zurich	General methodology, DALY, Cultural Theory, Carcinogenic and Respiratory effects, Climate change; Ozone layer depletion, Ionising radiation
Thomas Köllner	IWÖ-HSG St. Gallen	Land use
Thomas Mettier	UNS-ETH, Zurich	Panel procedure.
Arthur Braunschweig	IWÖ-HSG St. Gallen	General methodology, Ionising radiation
Rolf Frischknecht	ESU-services	Ionising radiation
Dik van de Meent	RIVM ECO	PAF
Mathieu Rikken	RIVM CSR	EUSES
Ton Breure	RIVM ECO	PAF
Reinout Heijungs	CML Leiden	General methodology
Erwin Lindeijer	IVAM Amsterdam	General methodology
Hein Sas	CE Delft	General methodology
Mark Goedkoop	PRé Consultants	Project leader, General methodology, Resources, Land use, Acidification/Eutrophication, Panel procedure
Renilde Spriensma	PRé Consultants	General Methodology, Fate analysis, DALY, PAF, Normalisation
Suzanne Effting	PRé Consultants	Ozone layer depletion

## 7. Literature list

- [Campbell 1998] Campbell, C.J.; A Guide to Determining the World's Endowment and Depletion of Oil, March 31, 1998, Petroland Consultants. see also [www.hubbertpeak.com/campbell/guide.htm](http://www.hubbertpeak.com/campbell/guide.htm)
- [Chapman 1983] Chapman, P.F.; Roberts, F. (1983): Metal Resources and Energy. Butterworths Monographs in Materials
- [ESU 1996] Frischknecht R. (final editor), U. Bollens, S. Bosshart, M. Ciot, L. Ciseri, G. Doka, R. Hischer, A. Martin (ETH Zürich), R. Dones, U. Gantner (PSI Villigen), 1996. *Ökoinventare von Energiesystemen, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*, 3<sup>rd</sup> Edition, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt, ETH Zürich, Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, PSI Villigen
- [Goedkoop 1995-1] Goedkoop M.J.; De Eco-indicator 95, eindrapport; NOH rapport 9514, juli 1995, ISBN 90-72130-77-4.
- [Goedkoop 1995-2] Goedkoop M.J.; Demmers, M.; Collignon, M.; De Eco-indicator 95 Handleiding voor ontwerpers, eindrapport; NOH rapport 9510, juli 1995, ISBN 90-72130-78-2.
- [Goedkoop 1999] Goedkoop, M.J.; Spriensma, R.S.; The Eco-indicator 99, Methodology report, A damage oriented LCIA Method; VROM Report -----, Den Haag, 1999
- [Heijungs 1992] Heijungs R. (final editor) et al; Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten, handleiding en achtergronden, NOH rapport 9253 en 9254; Leiden; 1992; In opdracht van het Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van afvalstoffen (NOH), in samenwerking met CML, TNO en B&G.
- [Hofstetter 1998] Hofstetter, P. (1998): Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. , Kluwers Academic Publishers, 1998, Info: [www.wkap.nl/book.htm/07923-8377-X](http://www.wkap.nl/book.htm/07923-8377-X).
- [Köllner 1999] Köllner, T.; Life-Cycle Impact Assessment for Land Use. Effect Assessment Taking the Attribute Biodiversity into Account., submitted for the Journal of Cleaner Production. April 1999
- [Mettier 1999] Mettier T. : Der Vergleich von Schutzguetern - Ausgewaehlte Resultate einer Panel-Befragung, in: Hofstetter P., Mettier T., Tietje O. (eds.), Ansaetze zum Vergleich von Umweltschaeden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Oekobilanzen vom 4. Dezember 1998, ETH Zuerich).

- [Müller-Wenk 1998] Müller-Wenk, R. (1998-1): Depletion of Abiotic Resources Weighted on the Base of "Virtual" Impacts of Lower Grade Deposits in Future. IWÖ Diskussionsbeitrag Nr. 57, Universität St. Gallen, March 1998, ISBN 3-906502-57-0
- [Thompson 1990] Thompson M., Ellis R., Wildavsky A.; Cultural Theory, Westview Print Boulder 1990

### **Stay updated via the Eco-indicator 99 e-mail user group**

In order to receive feedback from you and to be able to send updates we have established a free e-mail user group. The discussion will be monitored and controlled by the development team. This team will encourage factual and concise discussions focussed especially on the Eco-indicator 99 applications and the methodology.

To join the Eco-indicator Internet User Group simply send an empty e-mail to: [join-eco-indicator@lists.lyris.net](mailto:join-eco-indicator@lists.lyris.net)

After confirmation you receive a welcome message with simple instructions and some "house" rules. From that moment, until you unsubscribe you will receive all e-mail send to the user group and of course, you can send e-mail yourself.

RUEDI MÜLLER-WENK

## Vor- und Nachteile eines damage-orientierten Ansatzes für Life-Cycle Impact Assessment

### 1. Was heisst damage-oriented life-cycle impact assessment?

Bei der Ökobilanzierung werden in der Sachbilanz die Emissions- und Verbrauchs-Mengen von Produkten oder Prozessen tabelliert, in der Absicht, sich in der Folge ein Bild zu machen über die Veränderungen der natürlichen Umwelt, welche diese Emissionen und Verbräuche bewirken können.

Man kann verschieden weit gehen mit einer methodischen Unterstützung dieser Beurteilung von bewirkten Umwelt-Veränderungen:

- *Minimum*: Man erstellt nur die Sachbilanz und überlässt es dem Leser dieser Sachbilanz, die Relevanz der einzelnen Zahlen bezüglich der Umweltveränderung aufgrund seiner Prioritäten und Kenntnisse selbst zu beurteilen. Allenfalls wird diese Beurteilung durch einen verbalen Kommentar des Erstellers der Sachbilanz unterstützt.
- *Mittellösung*: Weil gewisse Positionen der Sachbilanz gleichartige Umweltwirkungen ausüben können, errechnet man pro Art der Wirkung (Wirkungskategorie) eine Masszahl für die Grösse der zu erwartenden Veränderung, unter Benützung der Mengen der Sachbilanz sowie des Wissens über Wirkungszusammenhänge. Dieses „impact assessment“ verdichtet dann die möglicherweise Hunderte von Zahlen der Sachbilanz zu etwa einem Dutzend Wirkungs-Indikatoren, wie etwa klimawirksame CO<sub>2</sub>-Äquivalente oder versauerungswirksame SO<sub>2</sub>-Äquivalente. Da Veränderungen von Temperatur oder pH-Wert eigentlich nur Zwischengrössen („mid-points“) und als solche keine Umweltschäden sind, überlässt man es dem Leser der Wirkungsbilanz, die Relevanz der darin aufgeführten Indikatoren aufgrund seiner Prioritäten und Kenntnisse selbst zu beurteilen. Allenfalls wird diese Beurteilung durch einen verbalen Kommentar des Erstellers der Wirkungsbilanz unterstützt.
- *Maximum*: Die natürliche Umwelt wird vereinfachend durch Repräsentanten („areas of protection“ oder „safeguard subjects“) dargestellt, deren Gütezustand mittels Zustandsgrössen („damage indicators“) ausgedrückt werden kann. Als Repräsentanten gelten in der Regel die 3 Elemente Humangesundheit, Ökosysteme und natürliche Ressourcen; man bezeichnet sie als „end-points“, da bei ihnen ein Schaden als Folge von Emissionen und Verbräuchen wahrgenommen werden kann. Benutzt man verfügbares Wissen über die ganzen Wirkungsketten von der Stufe Sachbilanz bis zu den Schäden bei Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen, so kann die Schadenswirkung einer Sachbilanz auf die 3 damage indicators verdichtet werden. Damit ist für den Leser der Studie die Interpretation in hohem Mass erleichtert: Er muss jetzt nicht mehr Äquivalente für Ozonschichtzerstörung oder Versauerung beurteilen, sondern wird über das Ausmass von Krankheit und verlorenen Lebensjahren informiert, die durch die Emissionen und Verbräuche der Sachbilanz ausgelöst werden.

Die drittgenannte Lösung bezeichnen wir als „endpoint-modelling“ oder spezieller als „damage-oriented life-cycle impact assessment“. Dieses Konzept ist in der Methode Eco-Indicator'99 konsequent durchgeführt worden. Hier soll die Rede davon sein, welche Vorzüge und Mängel das „endpoint modelling“ im Vergleich zum bisher bekannteren „midpoint-modelling“ aufweist.

Der Begriff „damage-oriented“ bringt im besonderen noch zum Ausdruck, dass das Modellierungskonzept von den „safeguard subjects“ und den an ihnen zu beobachtenden oder zu erwartenden Schäden ausgeht, und nicht etwa die einzelnen Emissionsarten als Startbasis nimmt. Diese Betrachtungsweise wird auch „top down modelling“ genannt. Man kann also sagen, dass „damage-oriented life-cycle impact assessment“ einem „endpoint modelling in a top-down perspective“ entspricht. Diese Konzeption der Ökobilanzierung soll nachstehend bezüglich ihrer Vorteile und Nachteile verglichen werden mit der bisher im Vordergrund stehenden Methode der Bildung von

Wirkungskategorien und Angabe von Kategorie-Indikatoren als Schlussergebnis der quantitativen LCA-Modellierung.

## 2. Vorzüge des damage-oriented life-cycle impact assessment

Dieses Konzept weist 3 wesentliche Vorteile auf.

### 2.1 Modellierung bis zu den eigentlichen Schäden in der Natur

Das Konzept der Wirkungskategorien ging ursprünglich sehr stark von der Vorstellung aus, "environmental themes" wie global warming, ozone depletion, acidification, etc würden als solche die Umweltschädigungen repräsentieren. Das ist aber ein recht extremer Standpunkt: Wenn man nicht jede *Veränderung* prinzipiell als Schaden ansehen will, so muss man auch bei global warming und ozone depletion fragen, *warum* Erwärmung oder Ozonschichtabbau unerwünscht sein sollen. In der Regel gelangt man dann zur Antwort, dass als Folge von Erwärmung und Ozonschichtabbau die Humangesundheit sowie auch tierisch-pflanzliches Leben geschädigt werden.

Es ist nun ein sinnvolles Ziel für die Weiterentwicklung der Ökobilanz-Methodik, die vorhandene Information über den Zusammenhang zwischen der CO<sub>2</sub>-Konzentration respektive der O<sub>3</sub>-Konzentration, und der Humangesundheit respektive den Ökosystemen in die Methoden einzubauen. Wenn wir schon wissen, dass eine CO<sub>2</sub>-bedingte mittlere Erwärmung um 1-2 Grad die vorzeitigen Todesfälle wegen Herzkrankheit reduziert und gleichzeitig die vorzeitigen Todesfälle wegen Infektionskrankheiten und Parasiten erhöht, ist es schwer begründbar, wieso man diese Information nicht in eine Ökobilanz-Methode einbauen sollte.

Noch viel deutlicher wird die Situation, wenn man eine der "schwierigen" Wirkungskategorien wie etwa die humantoxischen Emissionen betrachtet. Dort gibt es ja keine andere sinnvolle Möglichkeit für das "characterisation modelling" innerhalb der Wirkungskategorie, als dass man für jeden humantoxischen Stoff die Wirkung auf die Humangesundheit ermittelt. Das geschieht üblicherweise in dem Sinn, dass man die erwartete Umweltkonzentration eines Stoffs in Relation zur No-Effect-Konzentration NOEC bringt. Im Vergleich dazu ist es indessen eine offensichtliche Verbesserung, epidemiologische Daten über Art, Dauer und Verlauf von Krankheiten als Folge von Tox-Konzentrationen in die Ökobilanzmethoden einzubauen, wenn sie verfügbar sind.

### 2.2 Bessere Hilfestellung für die Interpretation als schwierigste Teilaufgabe

Damage-oriented impact assessment tritt vor allem dann als Vorteil in Erscheinung, wenn man auch das Funktionieren der letzten Phase einer LCA-Studie, nämlich der *Interpretations*-Phase in die Beurteilung einbezieht, was bisher leider selten geschieht. Gegenwärtig besteht vielmehr in der Ökobilanz-Methodikentwicklung die Tendenz, die schwierigsten Probleme einfach weiterzuschieben an die bis jetzt methodisch noch kaum bearbeitete Interpretationsphase. Beispiel: Wenn man nicht recht weiss, wie man category indicators bilden soll für die Nutzung biotischer Ressourcen wie Meerfische und Edelhölzer, so heisst es in Ökobilanzkreisen dann sehr rasch: Das Zusammenzählen von Meerfischen und Edelhölzer ist eine Sache der Interpretations-Phase, darum müssen wir uns nicht kümmern. Als Folge dieser Problem-Zuschiebung an andere Leute wächst dann die Anzahl der Wirkungskategorien massiv an, und damit wachsen die Probleme für diejenigen, welche die Interpretationsphase bewältigen müssen.

Tatsächlich ist die Interpretationsphase, das heisst die zusammenfassende Beurteilung der Indikator-Zahlen über alle Wirkungskategorien hinaus, zwecks Bildung eines ökologischen Gesamturteils, die schwierigste Teilaufgabe innerhalb einer konkreten LCA-Fallstudie: Da müssen Leute, die weder Physiker noch Mediziner noch Biologen sind, sich eine Meinung bilden, ob 1000 to CO<sub>2</sub>-Äquivalente aus ökologischer Gesamtsicht viel oder wenig sind im Vergleich zu 50 to SO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Aus dieser Lage ergibt sich das wichtige Postulat, dass man das Gesamtkonzept von LCA so konzipieren soll, dass methodische Hilfe nach Möglichkeit vor allem dort geboten wird, wo die Aufgabe am schwierigsten ist. Das ist bei LCA die Phase der *Interpretation*. Es gilt hier, möglichst viel erhärtete

Daten naturwissenschaftlicher, medizinischer und sozialwissenschaftlicher Art in ein „endpoint-modelling“ einzubauen, um die Indikatoren der Wirkungskategorien mit Schadensgrößen auf Ebene Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen zu verknüpfen. Die Angabe, wieviel Menschenjahre durch vorzeitigen Tod verloren gehen, sagt für Nichtspezialisten auf Stufe der Interpretation bedeutend mehr aus als die abstrakten Wirkungsindikatoren wie CO<sub>2</sub>-Äquivalente oder CFC-11-Äquivalente.

### **2.3 Klarere Übersicht über die Vollständigkeit der Ökobilanz**

Als bedeutsamer Vorteil des schadens-orientierten Ansatzes in der Ökobilanzierung darf auch angeführt werden, dass die Aufmerksamkeit besonders stark auf die Erfüllung des *Vollständigkeits*-Kriteriums der LCA gelenkt wird. Nimmt man nämlich die beobachtbaren oder sich abzeichnenden Schäden an Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen zum Ausgangspunkt der Methodenkonzeption, so stellt sich fast zwangsläufig die Frage, ob der Einbezug der „landläufigen“ Wirkungskategorien das *gesamte* Ausmass dieser Schäden im wesentlichen zu erklären vermag. Dieser Nutzen kann am Beispiel der Entwicklung von Eco-Indicator'99 verdeutlicht werden: Nachdem einmal festgelegt war, dass neben Humangesundheits-Schäden auch Ökosystem-Schäden im Gefüge der Wirkungsketten zu berücksichtigen seien, war sofort zu erkennen, dass dies nicht ohne Einbezug der Landnutzungs-Aktivitäten gemacht werden durfte. Denn nach den bestehenden Kenntnissen sind die Ökosystem-Schäden im terrestrischen Bereich in erster Linie durch Landnutzung bewirkt, und nicht etwa durch ökotoxische oder andere Emissionen, oder durch die Extraktion biotischer Ressourcen. Wenn also eine Ökobilanzmethode ausser der Humangesundheit auch den Aspekt des nichtmenschlichen Lebens in der Natur einzubeziehen vorgibt, aber die Wirkungen der Landnutzung nicht modelliert, so ist dies eine massive Verletzung des Vollständigkeitskriteriums.

## **3. Nachteile des damage-oriented life-cycle impact assessment**

Die Fachdiskussion über „mid-point modelling“ versus „end-point modelling“ wäre nicht so lebhaft, wenn man nicht auch Nachteile vorbringen könnte.

### **3.1 Fühlbarere Wissenslücken**

Zwar ist die häufig gehörte Behauptung falsch, es gäbe wissenschaftliche Information nur für Verknüpfung von Emissionen/Verbräuchen bis zu den Indikatoren der Wirkungskategorien, also nur für das „mid-point modelling“, und diese Behauptung wird von Jahr zu Jahr falscher.

Es gibt nämlich eine riesige und täglich wachsende Zahl von Fachpublikationen, welche Aussagen machen über den Zusammenhang zwischen Effekten auf Stufe Wirkungskategorie und den „safeguard subjects“ Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen. Wer keine Zeit hat, diese Publikationen zur Kenntnis zu nehmen, darf nicht sagen, *man* wisse nichts.

Allerdings ist nicht zu verkennen, dass auch die Wissenslücken fühlbarer werden, je mehr man weiss: Wenn wir Informationen haben über die erwartete Reduktion der herz-bedingten Todesfälle bei 1 Grad mittlerer Temperaturerhöhung, dann stört uns die Wissenslücke über die zu erwartende Zunahme der Todesfälle wegen Stürmen und Überflutungen umso mehr.

Bei solchen Wissenslücken besteht dann das echte Problem, dass bei der Modellierung nur das Bekannte, aber vielleicht weniger Wichtige eingeschlossen wird, während das Unbekannte, aber möglicherweise Wichtigere einfach vergessen wird.

Die Frage, ob man das Wichtigste ausser Acht gelassen habe, ist zwar auf allen Stufen von LCA von Bedeutung, also schon bei der Erstellung einer Sachbilanz und bei der Phase der Charakterisierung. Aber wenn man Schäden bei Humangesundheit und Ökosystemen modellieren will, so muss man beim jetzigen Stand des Wissens besonders stark darauf achten, die Wissenslücken mindestens zu identifizieren.

### **3.2 Erhöhte Unsicherheit**

Nebst den Wissenslücken, die ich hier als völliges Fehlen quantitativer Daten über ein Glied einer Wirkungskette verstehen möchte, gibt es auch *unsicheres* Wissen, worunter ich hier quantitative Daten über einen Ursache-Wirkungs-Zusammenhang verstehe, deren Werte mit erheblicher Unsicherheit behaftet sind.

Schon die Erstellung von Sachbilanzen sowie die Ermittlung von Charakterisierungsfaktoren für die Verdichtung der Sachbilanzdaten zu einem Satz von Indikatoren für die Wirkungskategorien sind mit bedeutender Unsicherheit behaftet. Modelliert man nun die Wirkungsketten noch weiter hinauf bis auf die Stufe der Schäden bei Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen, so wächst die Unsicherheit der Berechnungsergebnisse zusätzlich. Dies aus zwei Gründen: Einerseits wächst die Varianz bei der Verlängerung einer Ursache-Wirkungskette wegen der multiplikativen Verknüpfung der Verteilungsfunktionen pro Kettenglied sozusagen immer an. Andererseits wird diese Varianzerhöhung dadurch noch verstärkt, als die Unsicherheiten bei den letzten Kettengliedern vor der Stufe der Gesundheits-, Ökosystem- und Ressourcen-Schäden besonders hoch sind. Am Beispiel gezeigt: Zwar ist schon die Ermittlung der mittleren Temperaturerhöhung bei einer Jahresemission von 6 GtC mit erheblicher Unsicherheit behaftet. Aber die Unsicherheit wird noch viel grösser, wenn man ermitteln will, wieviel Verlust an menschlichen Lebensjahren eine Temperaturerhöhung von 1 Grad dereinst zur Folge haben könnte.

Allerdings ist zu dieser Unsicherheits-Vergrösserung bei Modellierung der Wirkungsketten bis zu den Schäden an den "safeguard subjects" hinauf zu bemerken, dass die Unsicherheit nicht kleiner wird, wenn man das Problem der Schadensbeurteilung auf die LCA-Phase der Interpretation hinausschiebt. Es erscheint mir darum sinnvoller, verfügbare Daten zur Modellierung zu verwenden, begleitet von Angaben zur Unsicherheit, wie dies im Falle von Eco-indicator 99 gemacht wurde.

### 3.3 Mehr wertbehaftete Annahmen

Seit sich die ISO in ihrer nicht gerade glücklichen Art in die LCA-Entwicklung eingeschaltet hat, wird immer wieder postuliert, wertbehaftete Annahmen dürften erst auf Stufe der Interpretation stattfinden, während die vorausgehenden LCA-Stufen im Prinzip frei von gesellschaftlicher Wertsetzung sein müssten.

Nun sind selbstverständlich auch die Erstellung von Sachbilanzen und die Ermittlung von Indikatoren für die Wirkungskategorien keineswegs wertfrei. Wer bei der Erstellung einer Sachbilanz für einen Strassentransport den Energieverbrauch einbezieht, die Lärmemission aber nicht, der hat bewusst oder unbewusst eine gewichtige gesellschaftliche Wertung vorgenommen. Und wer für bestimmte Wirkungskategorien die Indikatoren berechnet und andere Wirkungskategorien stillschweigend weglässt, wie z.B. ionisierende Strahlung oder Ressourcenverbrauch, der hat ebenfalls massive Wertsetzungen vorgenommen.

Aber es trifft zu, dass für die Schadens-Modellierung auf Stufe Humangesundheit, Ökosystemen und Ressourcen zusätzliche und gewichtige wertsetzende Annahmen erforderlich sind. Wenn man bei der Quantifizierung von Gesundheitsschäden 1 mit Blindheit belastetes Menschenjahr als doppelt so hohen Schaden wie 1 mit Taubheit belastetes Menschenjahr festlegt, so ist das eine gesellschaftliche Wertsetzung. Und das gleiche gilt, wenn man bei der Ermittlung von Ökosystemschäden *keinen* Unterschied macht zwischen dem Aussterben der sympathischen Pandabären und dem Aussterben der weniger geliebten Laubfrösche.

Einbezug von gesellschaftlichen Werturteilen darf aber kein Killerargument gegen eine Ökobilanzmethode sein. Denn erstens gibt es nicht nur naturwissenschaftliche Wahrheiten, sondern es gibt auch gesellschaftliche Wertsetzungen von erheblichem Repräsentativitätsgrad, die man mit ebensoviel Berechtigung in eine Methode einbauen darf wie naturwissenschaftliche Resultate. Wenn eine solche Wertsetzung z.B. durch die Biodiversitätskonvention der UN völkerrechtlich festgelegt ist, so darf dies in der Modellbildung als gleichwertig gelten zu einer naturwissenschaftlichen Untersuchung über den Zusammenhang zwischen CO<sub>2</sub>-Emission und CO<sub>2</sub>-Konzentration. Die jetzt eingeleitete Zusammenarbeit auf dem Gebiet der LCA-Entwicklung zwischen der Landesorganisation



SETAC und der UNEP ist eine sehr deutliche Weichenstellung in Richtung eines gleichberechtigten Einbezugs von naturwissenschaftlichem Wissen und von repräsentativen gesellschaftlichen Werturteilen in die künftige Ökobilanz-Methodik.

#### 4. Ein Beispiel

Ein Beispiel kann illustrieren, wie das schadens-orientierte impact assessment eine verbesserte Klarheit und Verstehbarkeit der LCA-Resultate erbringt im Vergleich zu bisherigen Methoden des mid-point modelling.

Im Rahmen der Vorarbeiten für Eco-Indicator'99 wurden von drei Untergruppen unseres Forschungsteams die Schäden an Humangesundheit modelliert, die von *Substanzemissionen*, von *Stahlungsemissionen* und von *Lärmemissionen* verursacht werden (Hofstetter 1998, Frischknecht 2000, Müller-Wenk 1999). Die 3 Studien weisen einen vergleichbaren Aufbau auf, indem die Emissionsmenge mit dem Schadensmass DALY auf Humangesundheitsebene via die Submodelle fate analysis, exposure analysis, effect analysis und damage analysis verknüpft wurde.

In einer demnächst erscheinenden gemeinsamen Publikation haben wir unter Verwendung der bereitgestellten Methoden ermittelt, wie gross der Schaden an Humangesundheit in DALY aus einem tagzeitlichen Strassentransport über 1000 km mit einem 28-Tonnen-Lastenzug ist, verursacht durch die Substanz-Emissionen beim Transport und der Treibstoffbereitstellung, durch die ionisierenden Emissionen im Zusammenhang mit der Treibstoffbereitstellung, und durch die Lärmverursachung beim Transport.

Würde man nach Art des mid-point modelling nur die Indikatormengen für die Wirkungskategorien ermitteln, so erhielte man als Ergebnis rund ein Dutzend Zahlen, und niemand vermöchte zu sagen, ob beim Lastwagentransport die menschliche Gesundheit vor allem durch die toxischen Luftemissionen, die klimawirksamen Gase, die freigelassene Radioaktivität oder den Lärm geschädigt werde.

Die Berechnungen auf Basis der Methode Eco-indicator'99, ergänzt durch den Sektor Lärmemissionen, wurden mit der Software Simapro durchgeführt. Sie ergaben folgendes Resultat für die 1000 LKW-Kilometer mit einer durchschnittlichen Nutzlast von 7 Tonnen:

Schaden an Humangesundheit aus einer tagzeitlichen 1000 km Reise eines 28-to-Lastenzugs mit mittlerer Nutzlast 7 Tonnen, ausgedrückt in $10^{-6}$ DALY	
Emissionsart	Schaden an Humangesundheit in $10^{-6}$ DALY
Substanzemissionen	2100
Ionisierende Emissionen (Radioaktivität)	0.5
Strassenlärm-Emission	16000
Total	18100

Es zeigte sich, dass der zu Schlafstörungen und Kommunikationsstörungen führende Strassenlärm überraschenderweise im Vergleich zu den übrigen Emissionen einen bedeutenden Gesundheitsschaden verursacht. Pro Fall sind zwar diese Gesundheitsstörungen klein im Verhältnis zu den Krebsfällen, die von den Dieselruss-Partikeln und den ionisierenden Strahlungen ausgelöst werden. Aber die Zahl der Fälle von Lärmstörung ist soviel grösser als die Zahl der Krebsfälle, dass im Effekt ein Gesamtschaden in gleicher Grössenordnung herauskommt.

Man darf wohl bezweifeln, dass diese Klarheit über die ökologischen Schwachstellen eines Lastwagentransports auch herausgekommen wäre, wenn man mit einer mid-point Methode gearbeitet hätte.

## 5. Konklusion

Die fachliche Diskussion über die Themen "mid-point / end-point-modelling" und "top-down / bottom-up approach" sind weiter im Gang. Am SETAC-Kongress vom Mai 2000 war sie ein zentrales Thema für die LCA-Spezialisten (SETAC 2000).

Es ist aber nicht zu bezweifeln, dass der Wind in Richtung des schadens-orientierten Ansatzes, also in Richtung "end-point-modelling" und "top-down approach" weht. Einerseits stehen für die Verwirklichung dieses Ansatzes in laufend erhöhtem Mass naturwissenschaftliche und medizinische Forschungsergebnisse sowie Wertsetzungen mit erhöhter gesellschaftlicher Repräsentativität zur Verfügung, die man nicht einfach ignorieren darf. Andererseits werden sich die LCA-Anwender auf die Länge nicht damit zufrieden geben, dass formelle Methoden des impact assessment die Sachbilanz-Daten nur bis zu den Indikatoren der Wirkungskategorien verdichten und dann das besonders schwierige Problem der ökologischen Gesamtbeurteilung getrost der Phase der Interpretation zuzuschieben, die von den LCA-Anwendern dann ohne wesentliche methodische Unterstützung im Alleingang durchzuführen ist.

Es ist aber nicht zu bestreiten, dass wir bei der Realisierung des schadens-orientierten Ansatzes in der Ökobilanzmethodik erst am Anfang stehen und mit Unzulänglichkeiten kämpfen. Fundamentale Fragen stehen noch ohne angemessene Antworten im Raum.

Zum Beispiel die Frage, worin genau der umweltliche Schaden bestehen soll, wenn die reichen Erdölvorkommen der Golf-Region schrittweise aufgezehrt werden, oder wenn die Ökosysteme zusehends ärmer an den bisherigen Arten und reicher an eingeschleppten und gentechnisch neukonstruierten Arten und Unterarten werden.

Für die Weiterentwicklung des schadens-orientierten Ansatzes, wie er in der Methode Eco-indicator'99 verwirklicht ist, müssen solche Fragestellungen von Wissenschaft und Gesellschaft besser beantwortet werden. Ich hoffe, dass das Erscheinen von Eco-indicator'99 in der Öffentlichkeit stark dazu beitragen wird, dass die allgemeine Aufmerksamkeit auf diese Fragestellungen gelenkt wird und damit die Grundlage für entsprechende Antworten der Gesellschaft geschaffen wird.

## 6. Literatur

- Frischknecht 2000 Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P., Suter P.: Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment, in Environmental. Impact Assessment Review 2, 2000
- Hofstetter 1998 Hofstetter P.: Perspectives in Life Cycle Impact Assessment – A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere, Boston 1998
- Müller-Wenk 1999 Müller-Wenk R.: Life-Cycle Impact Assessment of Road Transport Noise, IWOE discussion papers no 77, St.Gallen 1999
- SETAC 2000 Bare J.C., Pennington D.W., Hofstetter P. Udo de Haes H.A.: Life-cycle Impact Assessment Workshop, Midpoints versus Endpoints: The sacrifices and benefits, in: SETAC Globe, Vol 1 No 3, p.36-38

THOMAS METTIER

## Der Gewichtungsschritt in Eco-indicator 99 - Stand und Weiterentwicklung

Die Bewertungsmethode Eco-indicator 99 berechnet für die untersuchten Produkte drei Indikatoren: je einen Indikator für Schäden an der Humangesundheit (HH, in DALYs)<sup>1</sup>, der Ökosystemqualität (EQ, in PDF\*m<sup>2</sup>\*a) und dem Ressourcenvorrat (R, in TJ surplus-energy). Für gewisse Fragestellungen (z.B. eine Hot-spot-Analyse über einen Produktlebenszyklus) oder gewisse Kommunikationsbedürfnisse (s. Vortrag Goedkoop) kann eine Aggregation dieser drei Indikatoren zu einem Single-indicator hilfreich sein (Folie 2).

Traditionellerweise wird in der LCA ein lineares additives Modell verwendet, um verschiedene Indikatoren zu einem Index zu aggregieren. D.h., die für ein Produkt berechneten Indikatoren werden mit einer Referenz normalisiert, mit einem Gewichtungsfaktor multipliziert und addiert. Der Gewichtungsfaktor drückt dabei die relative Wichtigkeit der Referenz aus. D.h. es wird angenommen, dass sich die Wichtigkeit eines Indikators für ein Produkt immer linear aus der Wichtigkeit der Referenz ableiten lässt (generische Gewichtungsfaktoren unabhängig vom Produkt). Der Gewichtungsschritt besteht also aus der Bestimmung der Gewichtungsfaktoren und der Wahl einer hierfür geeigneten Referenz. In EI 99 werden die Gewichtungsfaktoren mit Hilfe einer Panelbefragung ermittelt (Folien 3&4).

Die Wahl der Referenzschäden, die in einer Befragung bewertet werden sollen, stellt ein Problem dar. Einerseits können mit den selben Modellen, mit denen die Indikatoren für die Produkte berechnet werden, auch die in Europa verursachten Pro-Kopf-Schäden an den Schutzgütern HH, EQ und R modelliert werden. Diese Referenz ist für die Befragten in einem Panel aber nicht sehr gut verständlich. Als Referenz besser verständlich wären die heute beobachtbaren Schäden, wie sie in nationalen und internationalen Umweltberichten dokumentiert sind. Diese sind aber nicht konsistent mit den berechneten Schadenindikatoren für ein Produkt, v.a. weil die Schäden ja nicht nur in Europa auftreten und für EQ keine Angaben in denselben Einheiten verfügbar sind. Als Normalisierungswerte werden daher die modellierten Schäden in Europa pro-Kopf (Personenäquivalente) verwendet. Für die Panelstudie aber, dienen die beobachtbaren Schäden als Referenz. Dadurch entsteht ein Problem, weil die Normalisierungswerte und die in der Panelbefragung verwendeten Referenzschäden nicht identisch sind (Folie 5-7). Der Unterschied zwischen modellierten und beobachteten Schäden ist für R nicht gegeben, da es bei den Ressourcen eigentlich keinen heute beobachtbaren Schaden gibt, sondern der Schaden erst für zukünftige Generationen eintritt.

Eine erste Panelstudie wurde Okt. 1998 - Feb. 1999 durchgeführt. Dabei wurden die Teilnehmer der Diskussionsforen Ökobilanzen befragt. Die Folien 8-10 zeigen die wichtigsten Ergebnisse der Befragung. Aus der Befragung resultierte ein Default-Wert (HH : EQ : R = 40% : 40% : 20%) und Werte für verschiedene kulturelle Perspektiven (E, H und I), die in EI 99 verwendet werden.

Als wichtigste Schlussfolgerung muss in einem nächsten Schritt erforscht werden, inwieweit die gefundenen Bewertungen auch für die Normalisierungswerte anwendbar sind. D.h., es muss abgeklärt werden, ob Verwendung der Normalisierungswerte als Referenzschäden in einer Panelbefragung zu unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren führen. Zudem sollte der Kreis der Befragten erweitert werden um zu untersuchen, inwieweit sich eine Bewertung zwischen Laien und Experten unterscheidet (Folie 11).

Schlussbemerkung 1: Die Ergebnisse der Panelbefragung sind nicht nur interessant für die Ermittlung der Gewichtungsfaktoren. Sie können auch im Zusammenhang einer Auswertung mit dem Mischungsdreieck hilfreich sein. So kann z.B. abgeschätzt werden, welche Bereiche im Dreieck eher allgemein akzeptiert sind und welche Bereiche eher Einzelmeinungen entsprechen (Folie 10 und 12).

Schlussbemerkung 2: Der für die Panelstudie verwendete Fragebogen wurde ins japanische übersetzt (mit der Anpassung an japanische Referenzschäden). Erste Auswertungen zeigen, dass praktisch dieselben Gewichtungsfaktoren gefunden wurden (Harada et al., in Vorb.).

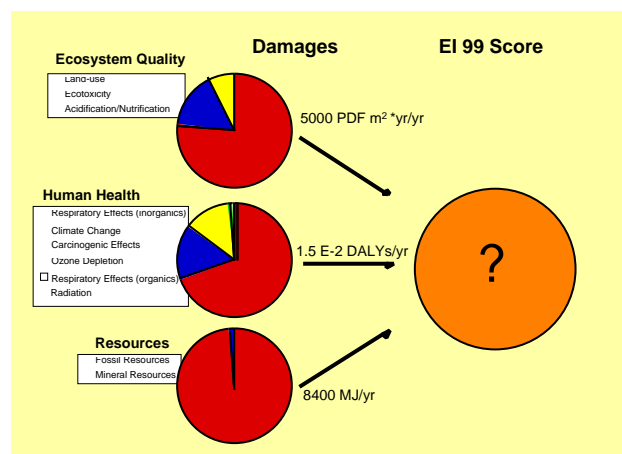
<sup>1</sup> Eine Erklärung der Einheiten findet sich im Eco-indicator 99 Methodenbericht (Goedkoop and Spriensma 1999)

## Literatur

Goedkoop, M. and R. Spriensma: The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Assessment. PRé Consultants B.V., Amersfoort, 1999

Harada, T., Y. Fujii, K. Nagata, A. Inaba and T. Mettier: Panel Test for Japanese LCA Experts Aiming to Weight Safeguard Subjects, proceeding to the 4th International Conference on Ecobalance, Tsukuba, 2000 (in Vorb.).

## Der Gewichtungsschritt in Eco-indicator 99 Stand und Weiterentwicklung



Thomas Mettier, ETH-UNS

## Der traditionelle Gewichtungsansatz in Ökobilanzen

$$EI = \frac{D_{HH}}{N_{HH}} w_{HH} + \frac{D_{EQ}}{N_{EQ}} w_{EQ} + \frac{D_R}{N_R} w_R$$

$D_i$ : Berechneter Schaden am Schutzgut i durch eine (funktionelle) Einheit des bilanzierten Produktes

$N_i$ : Referenzschaden am Schutzgut i (Normalisierungswert)

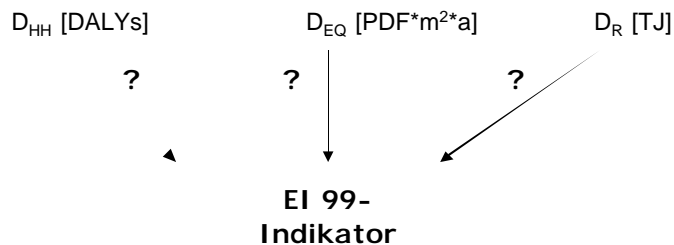
$w_i$ : Gewichtungsfaktor: Relative Wichtigkeit des Referenzschadens  $N_i$   
(  $w_i = 1$  )

Folie 3  
Thomas Mettler, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Das Gewichtungsproblem in EI 99

Eco-indicator 99 liefert für die bilanzierten Produkte 3 Schaden-indikatoren, die für gewisse Fragestellungen zu einem EI 99-Indikator aggregiert werden müssen.



$D_i$ : Berechneter Schaden am Schutzgut i durch eine (funktionelle) Einheit des bilanzierten Produktes

Folie 2  
Thomas Mettler, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren

---

Gewichtungsproblem:  $w_i(N_i) = ?$

Ansatz im EI 99:      Panelbefragung  
=> Befragung der Teilnehmer der DF-Ökobilanzen  
Okt. 98 - Feb. 99

Folie 4  
Thomas Mettier, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Welche Referenz?

---

Die wichtigsten Anforderungen für die Wahl einer Referenz:

- | Konsistent mit den berechneten Schäden  $D_i$
- | Für die Befragten gut verständlich und bewertbar

Die wichtigsten zwei Möglichkeiten zur Wahl einer Referenz:

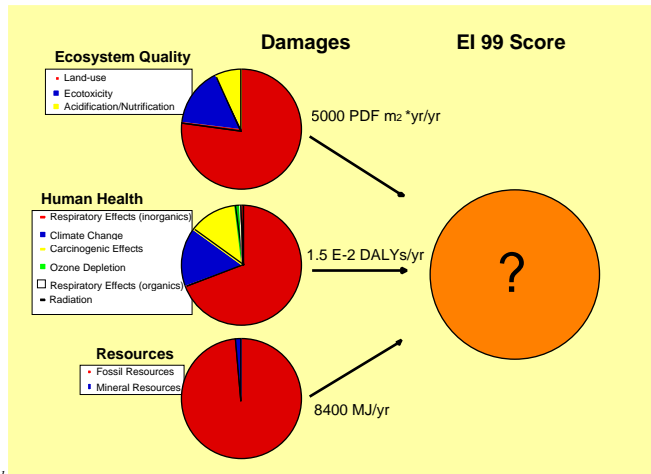
- | Mit den selben Modellen berechnete Schäden aufgrund der Europäischen Emissionen, Landnutzung und Ressourcenverbräuchen
- | Heute beobachtbare Schäden in Europa (state of the environment)

Folie 5  
Thomas Mettier, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Die Wahl der Referenz in EI 99

- $N_i$  entspricht dem modellierten Schaden, den ein durchschnittlicher Europäer pro Jahr am Schutzgut  $i$  verursacht (= Personenäquivalent)



Thomas Mettier, 1

UNS

## Die Wahl der Referenz für die Panelbefragung

	Referenz Panel	Referenz EI 99 (Normalisierungswerte)
Referenzschaden	heute beobachtete Schäden	modellierte Schäden
Indikator HH	DALYs	DALYs
Indikator EQ	% Arten in roter Liste	PDF* $m^2$ /yr
Indikator R	Produktivitätsgewichtete Energievorräte	surplus energy
Europäischer Schaden HH	7 Mio DALYs/yr	5 Mio DALYs/yr
Europäischer Schaden EQ	25 % Gefässpflanzen	2 Mio PDF* $km^2$
Europäischer Schaden R	21 Mio TJ/yr	3.2 Mio TJ/yr

Folie 7  
Thomas Mettier, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

UNS

## Die Stichprobe

- I Ausgefüllte Fragebogen: 82
- I Geschlecht: 80 % m, 19 % w 1% k.a.
- I Arbeitgeber: 40% Universität, 25% Beratungsbüro,  
9% Industrie, 9% Finanzdienstl.unternehmen  
9 % Öffentl. Verwaltung, 5 % andere, 3% k.a.
- I Alter: 25% unter 30,  
40% zwischen 30 - 40,  
18% zwischen 40 - 50,  
11% zwischen 50 - 60  
3% über 60,  
3% k.a.

Folie 8  
Thomas Mettler, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Rangierung der Schäden (n=75)

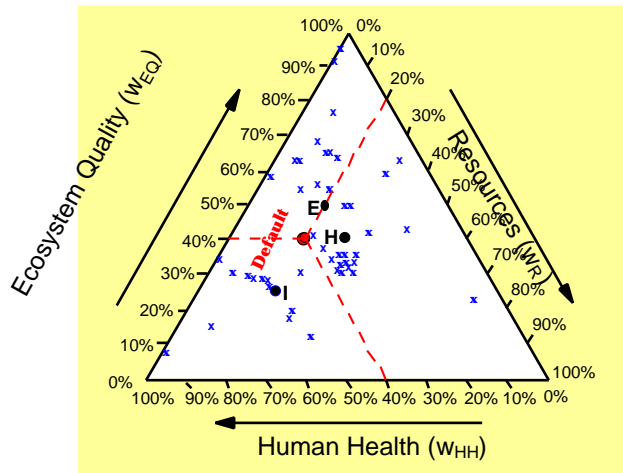
% der Befragten	Rang1 Am wichtigsten	Rang 2	Rang 3 Am wenigsten wichtig
36	EQ	HH	R
29	HH	EQ	R
12		HH, EQ und R	
7	HH	R	EQ
5	EQ	R	HH
4	R	EQ	HH
3	EQ und HH		R
2	EQ und R		HH
2	HH		EQ und R

Folie 9  
Thomas Mettler, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**



## Gewichtung der Schäden (n=46)



Folie 10  
Thomas Mettier, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

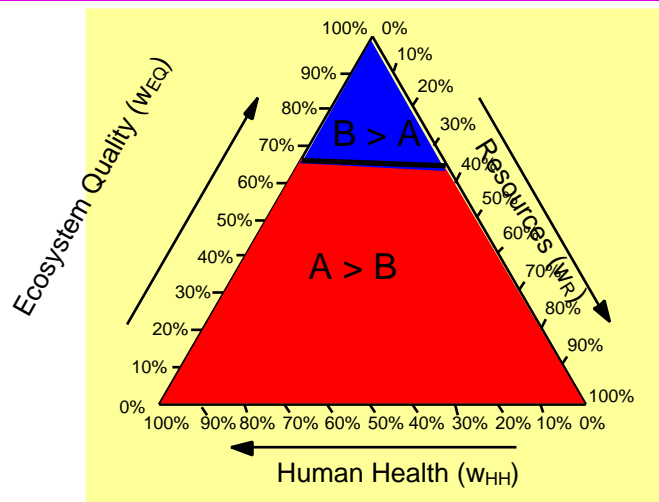
## Wichtigste Schlussfolgerungen für eine weitere Befragung

- I Einfluss der Referenz auf die Antworten der Befragten muss abgeklärt werden => Test of scope (analog den Zahlungsbereitschafts-Studien)
- I Viele Beragte (ca. 40 %) können oder wollen keine quantitative Gewichtung der Schutzgüter angeben => helfen einfachere Gewichtungsfragen?
- I Der Kreis der Befragten sollte ausgeweitet werden

Folie 11  
Thomas Mettier, 12. DF Ökobilanzen 30.6. 2000 ETHZ

**UNS**

## Das Mischungs-dreieck



Folie 12  
Thomas Mettler, 12. DF Ökobilanzen 30.6.2000 ETHZ

**UNS**

12. Diskussionsforum Ökobilanzen, 30. 6. 2000, ETH Zürich

Prof. K. Hungerbühler & Dr. A. Braunschweig

## Überlegungen zur verbesserten Integration von Ökobilanzen in die Praxis

Folien

### Verbreitung von Ökobilanzen in der Unternehmens-Praxis

Verbesserte Integration  
von Ökobilanzen in die Praxis

Umfrage-Ergebnisse	CH	BRD	Italien	Schweden	Total
Angefragte Firmen	403	410	400	412	1625
Antworten	82	101	30	169	382
<b>davon LCA-Anwender</b>	<b>44</b>	<b>62</b>	<b>18</b>	<b>66</b>	<b>190</b>

Quelle: Frank/Rubik 2000

## Motive für die Erstellung von LCA

Verbesserte Integration  
von Ökobilanzen in die Praxis

- Umweltaspekte von Produkten erkennen (CH, D, S)
- Kostensenkung (CH, D, I, S)
- Kundeninformation
- Produkt-Vergleiche mit Konkurrenzprodukten
- „Grüne Produkte“ (CH, D)
- „Management-Entscheid“ (D, I)
- Initiative der F&E-Abteilung (S, I)

*und weitere*

nach Frankl/Rubik 2000

Braunschweig/Hungerbühler, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Seite 3

## Wer erstellt die LCA in den Firmen

Verbesserte  
von Ökobilanzen in die

an der Erstellung von LCA sind beteiligt:	in ... % der LCA:
Internes Personal (beteiligt sind v.a. das Top-Management, F&E, Umwelta bteilund, Marketing)	ca. 70%
Externe Berater und Institute	ca. 45 %
Gemeinsam mit anderen Firmen und Verbänden	ca. 25 %
Diverse	ca. 25 %

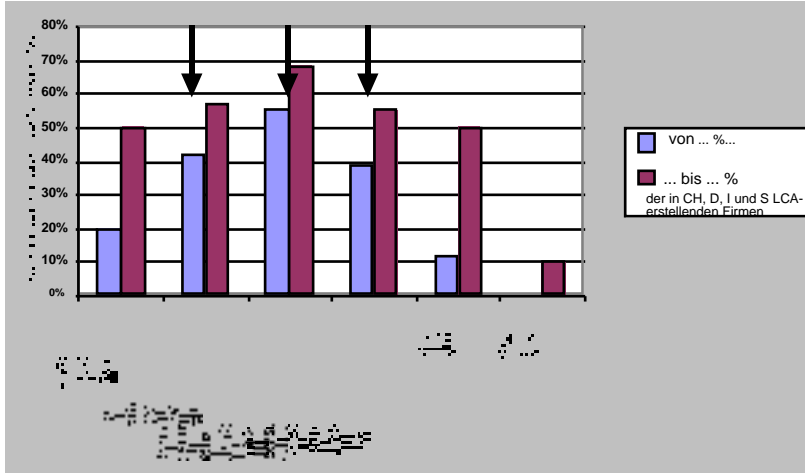
nach Frankl/Rubik 2000

Braunschweig/Hungerbühler, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000

Seite 4

### Methodische Schwierigkeiten bei LCA-Erstellung

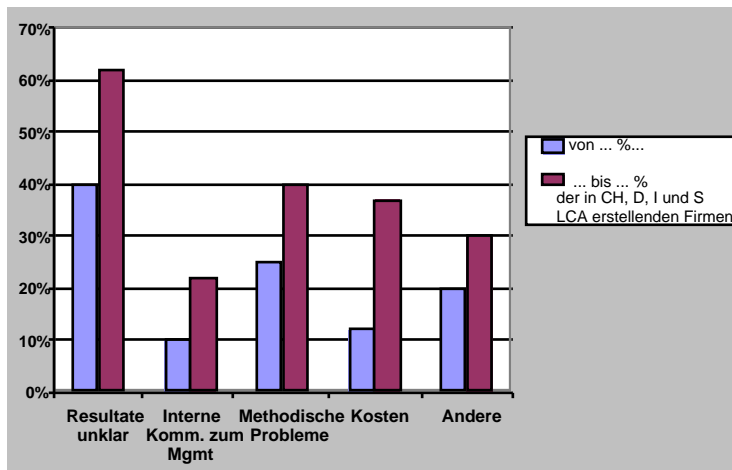
Verbesserte Integration von Ökobilanzen in die Praxis



nach Frankl/Rubik 2000

### Hemmungen für die weitere Verbreitung von LCA

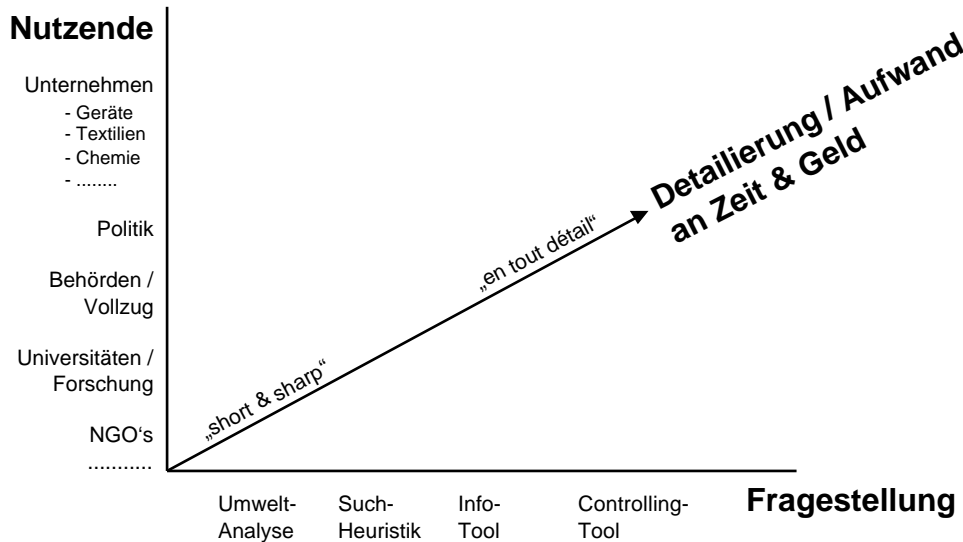
Verbesserte Integration von Ökobilanzen in die Praxis



nach Frankl/Rubik 2000

## Die Ökobilanz als eierlegende Wollmilchsau?

Verbesserte Integration  
von Ökobilanzen in die Praxis



Braunschweig/Hungerbühler, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Seite 7

## Anzustrebende Ansätze für Ökobilanzen

Verbesserte Integration  
von Ökobilanzen in die Praxis

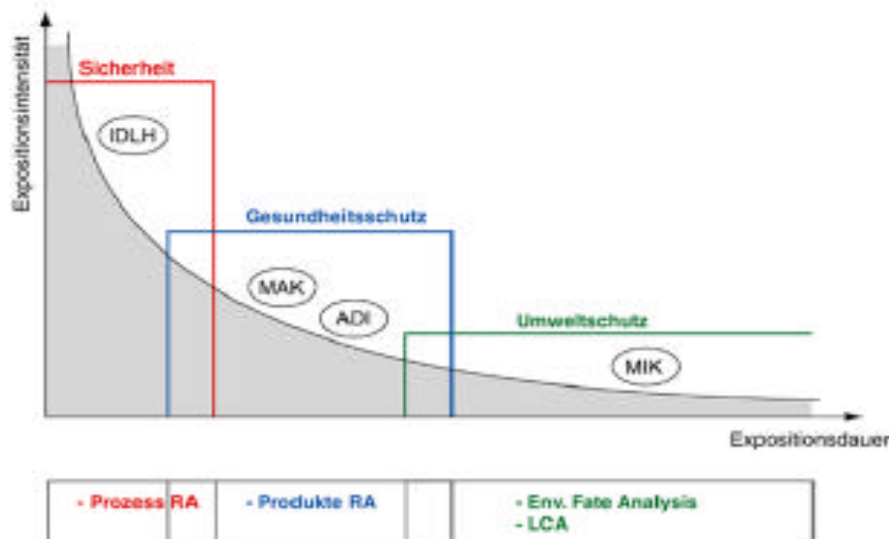
Umfang Personen-h	Realisation z.B. denkbar als:
<b>Minuten-Ökobilanz</b>	automatische Verknüpfung eines vordefinierten Systems, z.B. in SAP-Datenbanken (v.a. für Firmen- und Prozess-Ökobilanzen)
<b>Stunden-Ökobilanz</b>	Modulare Überschlagsrechnungen "auf der Rückseite der Serviette"
<b>4-Tage-Ökobilanz</b>	kleine Ökobilanzen von bereits oft untersuchten Produkten/Materialien, mit Kurzbericht
<b>3-Monate-Ökobilanz</b>	LCA in einer KMU / Diplomarbeiten
<b>2-Jahres-Ökobilanz</b>	LCA in neuen Gebieten / Branchenbasierte LCA / Dissertation

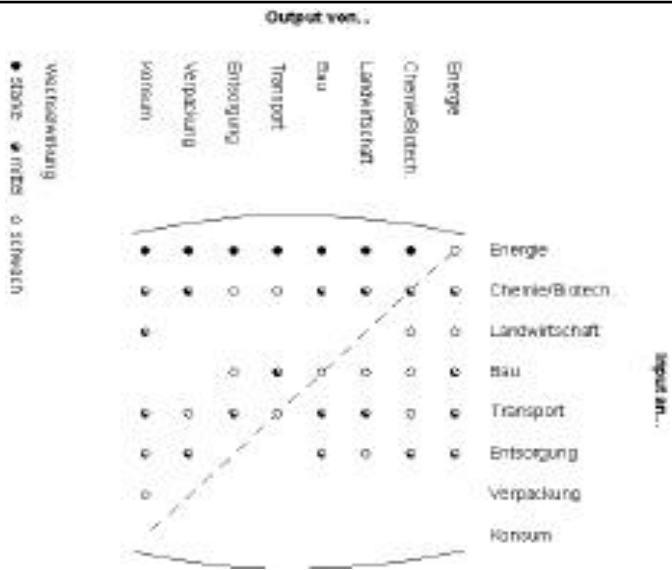
Braunschweig/Hungerbühler, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Seite 8

	Sicherheit	Gesundheitsschutz	Umweltschutz
<b>Betrachtungsrahmen</b>	Produktionherstellung (Störfall)	Produktapplikation, Produktkonsum	Produkt-Lebenszyklus
<b>Exposition</b>	Kurzzeit, direkt (dynamisch)	Langzeit, direkt (steady-state)	Langzeit, indirekt (steady-state)
<b>Zeit</b>	Kurzzeit, direkt (dynamisch)	Langzeit, direkt (steady-state)	Langzeit, indirekt (steady-state)
<b>Ort</b>	lokal (Ausbreitungsmodell)	lokal (Boxmodell)	lokal/regional/global (Env. Fate - Modell)
<b>Wirkung</b>	akute Toxizität	chronische Toxizität	Langzeitbelastung
<b>Art</b>	akute Toxizität	chronische Toxizität	Langzeitbelastung
<b>Kritikalitätsmass</b>	IDLH/...	MAK/ADI/...	MIK/...
<b>Risiko</b>	$f(W,T)$ (Prozess-RA)	PEC/PNEC (Produkt-RA)	$\sum \Delta \text{Wirkung } i$ Klassen $i$ (LCA)

### Sicherheit, Gesundheit und Umweltrisiko in der Chemie







## Integration des Eco-indicators 99 in die Ökobilanzsoftware EMIS

Zur Umsetzung des Eco-indicators 99 stellen die Begründer der Methode die Wirkungsfaktoren zur Verfügung. Mit den Wirkungsfaktoren werden den verursachenden Stoffflüssen der Sachbilanz entsprechende Schäden in der Umwelt quantitativ zugeordnet. In EMIS sind die Wirkungsfaktoren in sogenannten Wirkungen zusammengefasst. Die Integration des Eco-indicators 99 in EMIS besteht daher primär im Aufbau der neuen Wirkungen. Neu definierte Wirkungen sind die 11 Impact Kategorien, die drei Damage Kategorien und der aggregierte Indikator, und dies für alle drei Kulturellen Perspektiven, also ergeben sich 45 neue Wirkungen. Alle Wirkungen verwenden die normalisierten und gewichteten Wirkungsfaktoren, haben also als Einheit Eco-indicator Punkte [EIP]. Dadurch sind alle Wirkungen miteinander vergleichbar und addierbar. Eine Auswahl dieser Wirkungen kann mit beliebig anderen Wirkungen zu Gewichtungsmodellen vereint werden, welche in der Analyse von erzeugten Prozessketten benötigt werden. Der Vergleich zwischen Strom aus Gras (Biogas) und Solarstrom illustriert einige der vielfältigen Möglichkeiten zur Auswertung von LCA mit dem Eco-indicator 99.

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

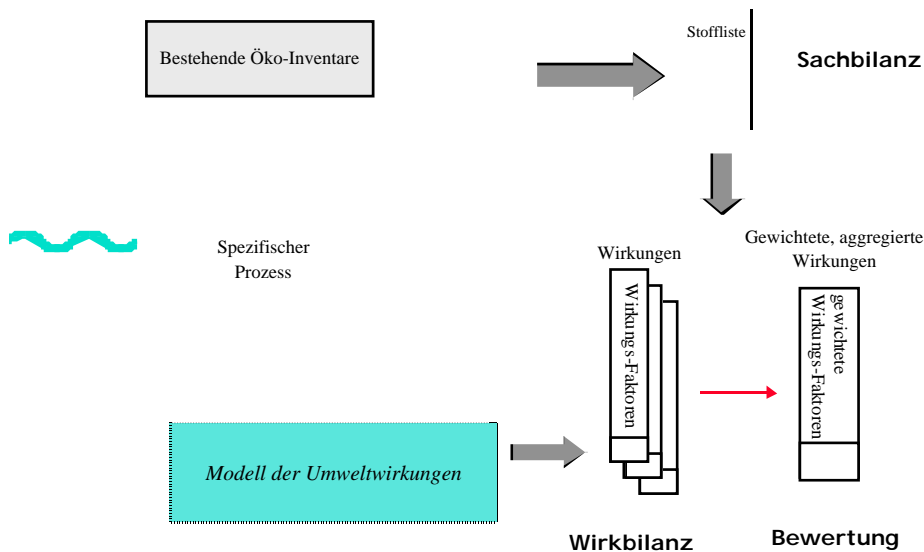
## Integration des Eco-Indicators 99 in Standard-Software (EMIS)

- Aufgabe einer Ökobilanz-Software und die Struktur von EMIS
  - Integration des Eco-Indicator 99
  - Schnittstelle zu bestehenden Ökoinventaren
  - Anwendungsbeispiele
- Möglichkeiten zur Darstellung und Auswertung

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

## Aufgabe einer Ökobilanz-Software und die Struktur von EMIS



Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

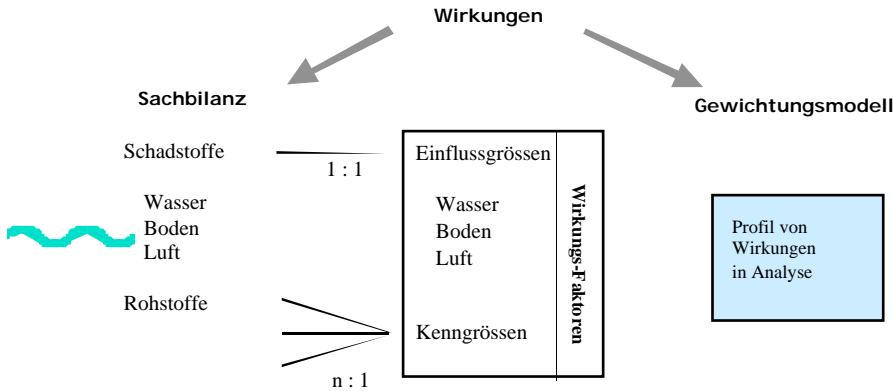
## Funktionen der Ökobilanz-Software (EMIS)

- Datenbank bestehender Ökoinventare
- Oberfläche zur Definition neuer Prozesse
- Algorithmen zur Berechnung der Sachbilanz
- Oberfläche zur Auswahl und Adaption von Wirkungs- und Bewertungsmodellen
- Algorithmen zur Verknüpfung von Sachbilanz und Wirkungen
- Analyse-Tools zur Auswertung, Darstellung und Dokumentation

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

### Integration von Eco-Indicator 99 in EMIS

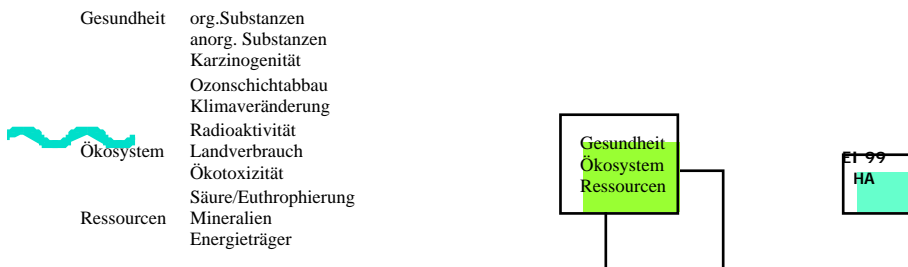


- Sachbilanz: erlaubt nur Einträge für Schadstoffe und Ressourcen die mit Einflussgrößen oder Kenngrößen verknüpft sind
- Rohstoffe: können nur mit Kenngrößen verknüpft werden
- Gewichtungsmodell: Profil von Wirkungen, die in einer Analyse berechnet werden beliebige Wirkungen können zusammengestellt werden

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

### Aufbau Eco-Indicator 99 ---> Wirkungen in EMIS



Hirarchist, Average

Individualists, Individualist

Egalitarians, Egalitarian

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

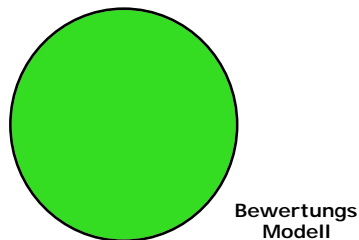
### Vorgehen bei der Integration des Eco-Indicator's 99 in EMIS

- Ergänzen der Liste für Einfluss- und Kenngrößen
- Verknüpfen der Kenngröße mit den Rohstoffen
- Definieren der neuen Wirkungen
- Eingabe der Wirkungsfaktoren (normiert und gewichtet) für die Wirkungs-Kategorien
- Berechnen der verbleibenden Wirkungen (Endpunkte, Indikatoren) durch Addition aus bestehenden Wirkungen  
--> einzige neue Programmfunktion
- Erstellen der Gewichtungsmodelle  
(Wirkungen, die in einer Analyse untersucht werden)

Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

### Schnittstelle zwischen Ökoinventaren und Bewertungs-Modellen



Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

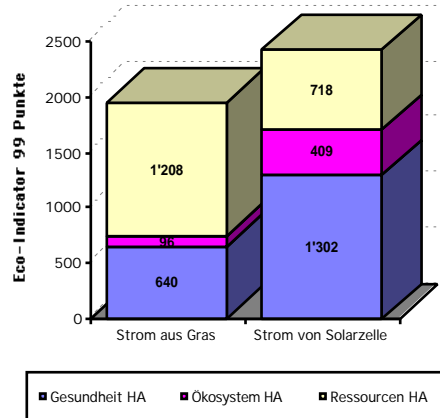
Beispiel: Strom aus Gras oder Solarzelle (1)

1 TJ Strom aus :

- Gras(extensive Wiese, Zellaufschluss, Biogas, Blockheizkraftwerk; 2B AG)
- Solaranlage (Schrägdach, 3kWp, m-Si; esu)

Vorgehen:

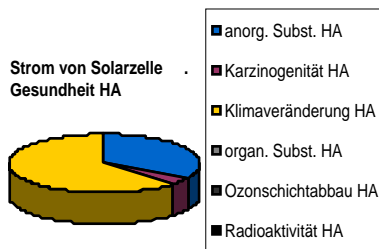
- Sachbilanz (Summenprozess)
- Gewichtungsmodell: EI 99 HA mit den drei Endpunkten: Gesundheit, Ökosystem, Res-sourcen
- Analyse der zwei Prozesse
- Darstellung der EI 99-Punkte (Absolutwerte)
- Strom aus Gras 80% der EI 99-Punkte von Strom aus Solarzelle



Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

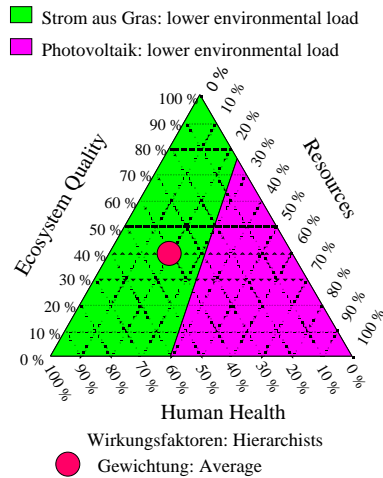
Carbotech AG, CH-Basel

Beispiel: Strom aus Gras oder Solarzelle (2)



Weiteres Vorgehen:

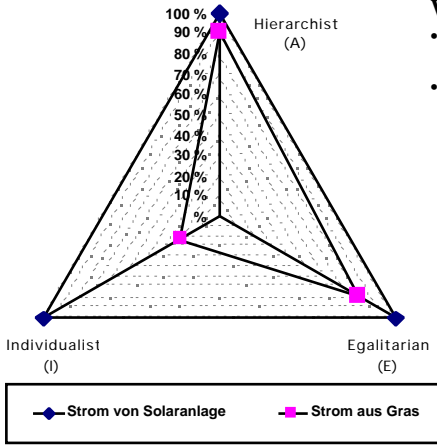
- Aufschlüsselung der Gesundheit HA
- Auswertung mit Triangle Tool (von P. Hofstetter, A. Braunschweig, T. Mettler, O. Tietje) --> bei welcher Gewichtung der Endpunkte schneidet welcher Prozess besser ab
- Gewichtete Werte der Endpunkte aus EMIS durch Gewichtung dividieren



Thomas Klaus, 12. DF Ökobilanzen 30. 6. 2000 ETHZ

Carbotech AG, CH-Basel

Beispiel: Strom aus Gras oder Solarzelle (3)



Weiteres Vorgehen:

- Gewichtungsmo­dell: Kulturelle Perspektive HA, EE, II
- Darstellung als 3-achsiges Netz mit relativen Umweltauswirkungen

Wirkung	Photovoltaik	Gras
Gesundheit Karzinogenität II	164	24
Gesundheit organ. Subst. II	1	2
<b>Gesundheit anorg. Subst. II</b>	<b>1799</b>	<b>315</b>
Gesundheit Klimaveränderung II	722	718
Gesundheit Radioaktivität II	4	0
Gesundheit Ozonschichtabbau II	1	2
Ökosystem Ökotox. II	7	2
Ökosystem Säure, Eutr. II	33	27
Ökosystem Landverbrauch II	224	29
<b>Ressourcen Mineralien II</b>	<b>5592</b>	<b>231</b>
Ressourcen energetische II	0	0
Eco Indicator 99 II	7855	1753

## Anhang A. Tagungsprogramm

### 12. Diskussionsforum Ökobilanzen

**Eco-indicator 99 – eine schadensorientierte Bewertungsmethode  
(Eco-indicator 99 – a damage-oriented impact assessment)  
und  
Die Zukunft des Diskussionsforums**

---

**Organisation:** Arthur Braunschweig (E2 Management Consulting AG)  
Thomas Baumgartner (UNS ETH Zürich)

**Datum:** 30. Juni 2000

**Ort:** ETH Zentrum, Maschinenlaboratorium (ML), Raum H44

**Programm:**

09.45 *A. Braunschweig:*  
Begrüssung

09.50 *M. Goedkoop (PRé Environmental Consulting):*  
Introduction to Eco-indicator 99

- Basic approach: Damage assessment
- The damage types
- The Weighting-Panel
- Uncertainty assessment – a first step
- First application
- Comments

11.15 *R. Müller-Wenk:*  
Vor- und Nachteile eines damage-orientierten Ansatzes (IWÖ HSG)

11.50 *T. Mettier (UNS ETH):*  
Stand und Weiterentwicklung des Gewichtungspanels

12.30 *MITTAGSPAUSE*

13.45 *K. Hungerbühler (Techn. Chemie ETH)/A. Braunschweig (IWÖ HSG & E2):*  
Überlegungen zur verbesserten Integration von Ökobilanzierung in die Praxis

14.25 *Thomas Klaus (Carbotech):*  
Die Integration des Eco-indicator 99 in Standard-Software – am Beispiel EMIS

15.00 *Thomas Baumgartner (UNS ETH)*  
Wie soll es weitergehen mit dem Ökobilanz-Forum?  
Soll es weitergehen mit dem Ökobilanz-Forum?

15.45 *ABSCHLUS*