

Texte

92

99

ISSN  
1862-4804

## Bewertung in Ökobilanzen

Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 (Version '99)

Umwelt  
Bundes  
Amt 

Für Mensch und Umwelt



# Bewertung in Ökobilanzen

Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung  
von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung)  
von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach  
ISO 14042 und 14043

Version '99

von

**Stefan Schmitz**

**Inge Paulini**

unter Mitwirkung von

**Siegfried Abelmann**

**Thomas Bunge**

**Hans-Hermann Eggers**

**Karin Fritz**

**Birgit Georgi**

**Dieter Gottlob**

**Karl-Otto Henseling**

**Siegfried Kalmbach**

**Marina Köhn**

**Jürgen Landgrebe**

**Wolfgang Lohrer**

**Claudia Mäder**

**Petra Mahrenholz**

**Kati Mattern**

**Harald Neitzel**

**Caren Rauert**

**Jochen Reiche**

**Till Spranger**

**Klaus Steinhäuser**

**Stefan Summerer**

**Albrecht Tiedemann**

Umweltbundesamt

Diese Publikation ist als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

**Herausgeber:** Umweltbundesamt  
Postfach 33 00 22  
14191 Berlin  
Tel.: 030/8903-0  
Telefax: 030/8903 5613  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

**Redaktion:** Fachgebiet III 2.5  
Stefan Schmitz

Berlin, Dezember 1999

# Inhalt

## Vorwort des Präsidenten des Umweltbundesamtes

Vorbemerkung: Zum Status des Handbuchs „Bewertung in Ökobilanzen“

1. Hintergrund und Diskussionsstand.....	3
1.1 Kernpunkte der ISO 14040 .....	4
1.2 Beiträge aus den Arbeiten der SETAC .....	5
1.3 Arbeitsergebnisse zur Methode und Durchführung von Ökobilanzen .....	7
1.3.1 Projekt „Bewertung in Ökobilanzen“ .....	7
1.3.2 Verfahrensregeln des Umweltbundesamtes zur Durchführung von Ökobilanzen .....	8
1.3.3 ISO 14042 und ISO 14043 .....	8
2. Methode des Umweltbundesamtes zur <i>Bewertung</i> in Ökobilanzen ...	11
2.1 Grundlagen und Prinzipien der Methode.....	11
2.2 Methode zur Normierung/Ordnung von Wirkungskategorien .....	13
2.2.1 Problemstellung .....	13
2.2.2. Vorgehensweise .....	14
2.2.3 <i>Ökologische Gefährdung</i> .....	15
2.2.4 <i>Distance-to-Target</i> (Abstand zum angestrebten Umweltzustand) .....	17
2.2.5 <i>Spezifischer Beitrag (Normierung)</i> .....	18
2.3 Methode zur Auswertung in Ökobilanzen.....	19
2.3.1 Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse.....	20
2.3.1.1 Graphische Darstellung der Wirkungsindikatorergebnisse.....	20
2.3.1.2 Zusammenführung der Ergebnisse aus <i>Normierung</i> und <i>Ordnung</i> zur <i>ökologischen Priorität</i> .....	21
2.3.1.3 Vergleich der hierarchisierten Indikatorergebnisse .....	23
2.3.2 Sensitivitätsanalyse .....	24
2.3.2.1 Auswahl sensibler Parameter.....	25
2.3.2.2 Screening-Analyse .....	25
2.3.2.3 Szenario-Analyse .....	25
2.3.3 Signifikanzanalyse .....	26
2.3.4 Gesamteinschätzung .....	26
Glossar .....	28
Literatur .....	30

## Graphische Übersicht über die Arbeitsschritte

1. Anhang: Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung und des „*Distance-to-Target*“
2. Anhang: Vorschlag des Umweltbundesamtes zur Hierarchisierung von Wirkungskategorien für die Bewertung in Ökobilanzen

## **Vorwort des Präsidenten des Umweltbundesamtes**

Das Handbuch des Umweltbundesamtes „Bewertung in Ökobilanzen“ greift ein „hei- ßes Eisen“ der Umweltdiskussion auf: die vergleichende Einstufung oder Rangbil- dung unterschiedlicher Umweltwirkungen im Sinne einer Priorisierung.

Dies weckt nicht nur Befindlichkeiten, verursacht nicht nur Rivalitäten (zwischen Fachkreisen) oder mobilisiert nicht nur Interessen, dies führt auch zur Frage nach der fachlichen Basis und der (politischen) Legitimation.

Unstreitig ist eine solche Rangbildung nur auf der Basis von fachlichen Grundlagen und subjektiv geprägten Werturteilen im Rahmen eines demokratisch legitimierten Entscheidungsprozesses möglich. Auch muß sie aufgrund der Fortentwicklung der wissenschaftlichen Erkenntnisse dynamisch angelegt sein. Sie wird, ja sie muß im Sinne eines Konsensangebotes offen gegenüber rationalen Vorschlägen zur Verbes- serung bleiben.

Versuche, eine solche Diskussion im politischen Raum zu führen, hat es zuletzt zum Beispiel im Rahmen der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Um- welt“ und der Initiative des Bundesumweltministeriums „Schritte zu einer nachhalti- gen, umweltgerechten Entwicklung“ gegeben. Bisher haben diese Beratungen jedoch noch zu keinen Ergebnissen geführt, die bei den hier anstehenden Fragen einer ver- gleichenden Bewertung unterschiedlicher Umweltwirkungen weitergeführt hätten. Die Gründe hierfür sind vielfältig, zum Beispiel

- befürchtete man, engagierte Teile der Öffentlichkeit zu verärgern, die sich gerade in solchen Umweltaktionen engagieren, die als weniger bedeutsam eingestuft werden;
- glaubte man, die der Einstufung zugrundeliegende Methoden in der Fachöffent- lichkeit nicht überzeugend kommunizieren zu können;
- spürte man keinen Anlaß, die grundsätzlich als wünschenswert angesehene Rangbildung in Anbetracht der zu erwartenden Reibungsverluste, sich einigen zu müssen, auch tatsächlich vorzunehmen.

Auf der anderen Seite wurden jedoch von verschiedenen Seiten ausdrücklich die me- thodische Fortentwicklung und die Anwendung von solchen Bilanzierungsmethoden, die zu zusammenfassenden Aussagen, zum Beispiel zur ökologischen Überlegenheit oder Gleichwertigkeit konkurrierender Produkte und Systeme, kommen, begrüßt. Da sich die verschiedenen Umwelteffekte in der Regel jedoch nicht einheitlich für oder gegen eine betrachtete Variante auswirken, ist letztlich jede Bilanzierung auf eine Priorisierung der Umweltwirkungen angewiesen, wenn tatsächlich zusammenfassen- de, belastbare Aussagen gewünscht werden. Hier wird die subjektive Wertung, die durch den Leser der Ökobilanzen in jedem Falle erfolgt, durch eine sowohl von den

wissenschaftlichen Grundlagen als auch vom prozeduralen Vorgehen her begründete Methode transparent.

Das Umweltbundesamt hat sich trotz der schwierigen Ausgangslage nicht der Pflicht entzogen, Einstufungen vorzuschlagen. Maßgebend waren auch die aktuellen internationalen Normenentwürfe ISO 14042 und ISO 14043, die Auftraggeber von Ökobilanzen und damit auch das Umweltbundesamt ausdrücklich ermächtigen, eine solche Rangbildung vorzunehmen, obwohl die Norm keine speziellen Verfahren oder Werthaltungen hierfür festlegt. In der Norm wird lediglich erwähnt, daß es hierfür eine Vielzahl von spezifischen Ansätzen, Methoden und Werkzeugen gibt.

Angesichts dieses gewollten Methodenpluralismus ist das Umweltbundesamt die Institution, die durch ihr breites Spektrum an umweltbezogenen Fachkompetenzen in der Lage ist, alle wesentlichen Umweltwirkungen fachlich angemessen berücksichtigen zu können. Als zuständige Fachbehörde sieht sich das Umweltbundesamt daher in der Pflicht, hier mit einem Vorschlag voranzugehen, zumal die Erwartungen der Fachöffentlichkeit nicht enttäuscht werden sollen. Wissend, daß andere Personen und Institutionen zu anderen Rangbildungen kommen können, veröffentlichen wir die hier vorgeschlagene Rangbildung daher mit dem Namen „Methode des Umweltbundesamtes“. Im vorliegenden Handbuch erläutern wir ausführlich die Grundlagen, die zur vorgeschlagenen Rangbildung geführt haben.

Um Mißverständnisse zu vermeiden, stellen wir ausdrücklich klar, daß diese Rangbildung nur für die Bewertung von Ökobilanzen erarbeitet wurde. Die in einer Ökobilanz verfolgten Fragestellungen sind in der Regel unabhängig von der speziellen lokalen und regionalen Umweltsituation. Für alle Fälle, in denen es um eine räumlich und zeitlich eingrenzbare Fragestellung geht (z.B. Beurteilung der Umweltverträglichkeit von kleinen Wasserkraftwerken), müssen entweder andere Bewertungsmaßstäbe oder gänzlich andere Bewertungsverfahren (z.B. Umweltverträglichkeitsprüfung) herangezogen werden.

Aber auch der Umgang mit der hier vorgestellten Bewertungsmethode selbst macht Einschränkungen notwendig. So ist diese Rangbildung nicht dafür vorgesehen, aus ihrem Anwendungsbereich - der Bilanzierung in Ökobilanzen - in die Diskussion um umweltpolitische Schwerpunktsetzungen übertragen zu werden. Genauso darf eine Herabsetzung der Bedeutung bestimmter Umweltthemen, die außerhalb der Ökobilanzen in anderen Systemzusammenhängen gleichwohl einen hohen Stellenwert behalten, nicht aus dieser Rangbildung abgeleitet werden.

Mit dem vorliegenden „Bewertungshandbuch“ verfolgen wir daher folgende auf das Thema „Ökobilanzen“ abgestimmte Ziele:

- die Entwicklung der Ökobilanzmethoden, insbesondere zur Bewertung, fortzuentwickeln;
- die Beantwortung konkreter Fragestellungen mit dem Instrument der Ökobilanz zu verbessern;
- transparent zu machen, auf welche Grundlagen und Verfahrensweisen sich Bewertungen des Umweltbundesamtes in Ökobilanzen beziehen;
- die nationale und internationale Fachdiskussion um eine „UBA-Bewertungsmethode“, die sich der Kritik ausdrücklich stellt, zu bereichern;
- zu kritischen Hinweisen zur Fortentwicklung der Methode anzuregen.

Diese Methode ist darauf ausgelegt, unabhängig vom Untersuchungsgegenstand ein gleichartiges Bewertungsraster für alle Ökobilanzen anwenden zu können. Dementsprechend soll sie zur Bewertung in den jetzt anstehenden Ökobilanzen für „Graphische Papiere“, „Getränkeverpackungen für Mineralwasser, Softdrinks, Saft und Wein“ und „Altölverwertungswege“ angewendet werden. Selbstverständlich muß die Methode im Lichte neuer Erkenntnisse regelmäßig kritisch geprüft und bei Bedarf überarbeitet werden. So konnte z.B. bis jetzt noch keine zufriedenstellende Berücksichtigung der Bereiche „Humantoxizität“ und „Ökotoxizität“ gefunden werden. Zur Dokumentation dieses fortschreitenden Überarbeitungsprozesses erhält dieses Bewertungshandbuch deshalb den Untertitel „Version ´99“.

Andreas Troge

Präsident des Umweltbundesamtes





# Bewertung in Ökobilanzen

Methode des Umweltbundesamtes zur *Normierung* von Wirkungsindikatoren, *Ordnung* (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur *Auswertung*<sup>1</sup> nach ISO 14042 und 14043

Version '99

## Vorbemerkung: Zum Status des Handbuchs „Bewertung in Ökobilanzen“

In den Fragen zur Methode und Durchführung von Ökobilanzen gab es im Zuge der internationalen Normungsarbeit im Rahmen des ISO/TC 207 „Environmental Management“ in den letzten Jahren erhebliche Fortschritte in Richtung auf national und international geltende Konventionen. Die ISO-Normen 14040 (Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen) und 14041 (Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz) sind bereits verabschiedet, die beiden restlichen Normen 14042 (Ökobilanz - Wirkungsabschätzung) und 14043 (Ökobilanz - *Auswertung*) stehen kurz vor dem formellen Abschluß, nachdem auch dort alle strittigen inhaltlichen Fragen gelöst werden konnten.

Mit der Verabschiedung dieses Normengerüsts steht das Instrument Ökobilanz auf einer sicheren und international anerkannten Grundlage. In Zukunft kann sehr schnell und eindeutig beurteilt werden, ob eine Ökobilanz den Anforderungen des ISO-Normen entspricht oder nicht. Die im Auftrag des UBA oder von ihm selbst erstellten Ökobilanzen werden in Zukunft diesen ISO-Normen entsprechen. Dies hat das Umweltbundesamt in einer Selbstverpflichtung zu „UBA-Verfahrensregeln zur Durchführung von Ökobilanzen“ deutlich gemacht (vgl. Kap. 1.3.2).

Eine der schwierigsten und sensiblen Aufgaben einer an ISO-Normen orientierten Ökobilanz besteht darin, die in der Phase der *Wirkungsabschätzung* nach Wirkungskategorien klassifizierten und charakterisierten Daten der *Sachbilanz* in eine *Ordnung* und *Auswertung* - im Sprachgebrauch des UBA: **Bewertung** - zu überführen. Das vorliegende Handbuch zur *Bewertung* in Ökobilanzen soll darlegen, wie bei dieser Aufgabe vom UBA in Übereinstimmung mit den genannten ISO-Normen in Zukunft zu verfahren ist. In ihm wird die bisher vom Umweltbundesamt praktizierte Methode ISO-kompatibel weiterentwickelt.

Das wird bereits im Untertitel zum Ausdruck gebracht: „Methode des Umweltbundesamtes zu **Normierung**, **Ordnung** und **Auswertung**“. Diese auch in der Fachöffentlichkeit bisher nicht eingeführte Begrifflichkeit verweist auf eine Schwierigkeit, der sich das Handbuch stellen und die es zu lösen versuchen muß: die ausdifferenzierte Kunstsprache der ISO-Normung 14040-14043 lesbar und verstehbar zu machen für die interessierte Fachöffentlichkeit und die Anwender dieses Bewertungshandbuchs. Ziel kann dabei nicht sein, die Kunstsprache der ISO-Normen in eine populärwissen-

---

<sup>1</sup> Alle *kursiv* gesetzten Fachtermini sind im **Glossar** auf Seite 28 definiert oder erläutert.

schaftliche, allgemein verständliche Sprache zu übersetzen, so daß sie auch für den ungeübten, mit der Materie nicht vertrauten Leser nachvollziehbar wird.

Dieses Handbuch wendet sich vielmehr an die interessierte und mit dem Instrument der Ökobilanz bereits vertraute Fachöffentlichkeit. Ihr soll gezeigt werden, wie das Umweltbundesamt in Zukunft die ISO-Normen zur *Wirkungsabschätzung* und zur *Auswertung* in einer für alle UBA-Ökobilanzen einheitlich geltenden Methode umsetzen und anwenden wird. Ein wichtiger Stellenwert in dieser Methode ist auch den Arbeiten des Umweltbundesamtes zu Umweltqualitätszielen beizumessen.

Mit der vorliegenden Methode sollen die einzelnen Schritte, die im Ergebnis zu einer „*Bewertung*“, d.h. einer Gesamtbeurteilung der Umweltrelevanz des jeweiligen Untersuchungsgegenstandes (Produkte, Dienstleistungen, Verfahren) führen, transparent und vor allem im Hinblick auf ihre Systematik für die Fachöffentlichkeit nachvollziehbar gemacht werden.

## 1. Hintergrund und Diskussionsstand

Die Ökobilanz ist ein systemanalytisches Verfahren zur integrierenden, medienübergreifenden Erfassung und *Auswertung* umweltrelevanter Sachverhalte. Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Vorgehensweise bei der Erstellung einer Ökobilanz.

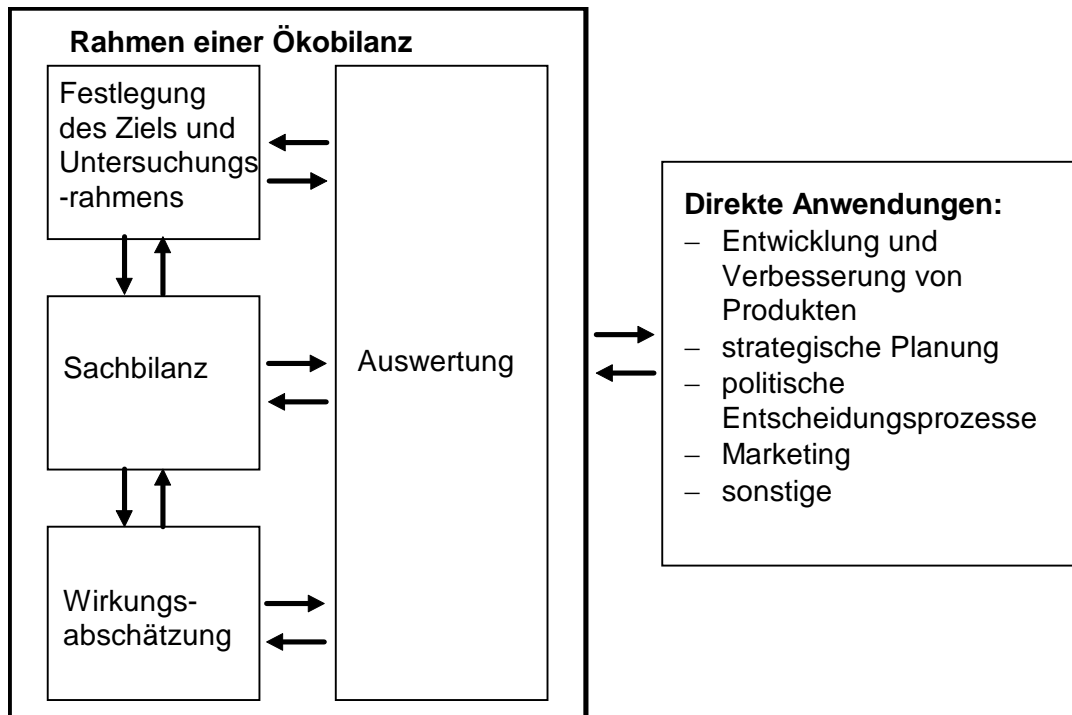


Abb. 1: Bestandteile einer Ökobilanz nach ISO 14040

Mithilfe von Ökobilanzen ist es möglich, die durch die untersuchten Produkte, Verfahren und Dienstleistungen verursachten Umweltbeeinflussungen (Rohstoffentnahmen sowie Stoff- und Energieeinträge in die Umweltmedien Wasser, Luft und Boden) abzubilden und auf diese Weise eine umfassende Aussage über die Umweltrelevanz des Untersuchungsgegenstandes zu erhalten.

In der methodischen Diskussion um Ökobilanzen wurden in der internationalen Normungsarbeit im Rahmen des ISO/TC 207 „Environmental Management“ in den letzten Jahren erhebliche Fortschritte erzielt. Von Bedeutung sind hierbei vor allem auch die Arbeiten der internationalen Wissenschaftsvereinigung SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, siehe hierzu Kap. 1.2) und des deutschen NAGUS (Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes) im DIN.

In den bisherigen Diskussionen um die „Bewertung in Ökobilanzen“ in Deutschland brachten viele Vertreter aus der Industrie die Sorge zum Ausdruck, der Staat könne sich mittels einer konsensfähigen Bewertungsmethode für vergleichende Ökobilanzen ein Instrument schaffen, mit dem einseitig und systematisch in die Produktplanung der Industrie eingegriffen würde. Tatsächlich können Ökobilanzen die staatliche Umweltpolitik jedoch nur dort unterstützen, wo aus übergeordneten Gründen im Interesse des Umweltschutzes ein Bedarf für staatliche Initiativen und Maßnahmen ge-

sehen wird. Ökobilanzen tragen in diesem Rahmen dazu bei, fachliche Grundlagen für Entscheidungen transparent zu machen, die den Ansprüchen des modernen Umweltschutzes gerecht werden.

Eine Erfahrung aus der internationalen Normung zu Ökobilanzen ist, daß die Diskussion um die Bewertung in Ökobilanzen nicht von den Zielsetzungen und Anwendungen der Ökobilanzen getrennt werden. Der hierbei zu beachtende Kontext, soweit er für die Entwicklung der in dem vorliegenden Handbuch erläuterten Methode von Bedeutung ist, soll daher im folgenden zusammenfassend beschrieben werden.

## 1.1 Kernpunkte der ISO 14040

Dem Grundsatzdokument DIN/EN/ISO 14040:1997 [ISO 14040] kommt durch folgende grundsätzliche Aussagen zu Ökobilanzen im Hinblick auf die „Bewertung“ eine besondere Bedeutung zu:

- Als wichtigste Anwendung wird die Funktion von Ökobilanzen als eine Entscheidungsgrundlage für die **ökologische Verbesserung der Produkte** („improvement“) angeführt - sicherlich eine Reaktion auf die weltweit dominierende Rolle von Industrieunternehmen bei der Initiierung, Finanzierung und Nutzung von Ökobilanzen.
- Auch die Berücksichtigung von Ökobilanzen in **umweltpolitischen Entscheidungsprozessen** („public policy making“) ist in dieser Norm ausdrücklich anerkannt worden.
- Die in Deutschland in vielen öffentlich bedeutsamen Ökobilanzen bereits seit langem anerkannte und praktizierte Beteiligung von unabhängigen Experten sowie betroffenen und interessierten Kreisen aus Industrie, Handel, Verbraucher- und Umweltverbänden sowie Gewerkschaften wird in der ISO-Norm unter dem Stichwort **„kritische Prüfung“** (critical review) behandelt. Im Vordergrund steht hier die Beteiligung von unabhängigen Experten, deren Arbeit durch Vertreter der interessierten Kreise beratend unterstützt werden kann. Gemäß ISO 14040 muß bei vergleichenden Ökobilanzen, die veröffentlicht werden und so die Meinungsbildung der Öffentlichkeit beeinflussen sollen, eine kritische Prüfung durchgeführt werden. In der deutschen Diskussion hat einerseits der Wille, die betroffenen Kreise an Ökobilanz-Projekten zu beteiligen, andererseits die nach ISO 14040 vorgeschriebene kritische Prüfung in vielen Ökobilanzen bereits zu einer dualen Projektbegleitung in Form eines critical-review-Panels und eines aus Vertretern der betroffenen Kreise zusammengesetzten Fach- bzw. Projektbeirats geführt (siehe hierzu auch 1.3.2).
- Die Möglichkeit zu **vergleichenden Aussagen** („comparative assertions“) wurde als wichtiges Ziel der Ökobilanzen bestätigt. Im Falle einer Veröffentlichung gelten allerdings besondere Regeln, z.B. hinsichtlich des „critical review“ oder zur Erstellung von Sensitivitätsanalysen (siehe hierzu auch Kap. 2.3.2). In der ISO-Norm 14040 wurde ausdrücklich bestätigt, daß mit Ökobilanzen auch eine Umweltschutzpräferenz eines Systems gegenüber einem anderen oder eine ökologische Gleichrangigkeit zweier Systeme attestiert werden kann („environmental superiority“ und „environmental equivalence“).

- Es wurde klargestellt, daß zu einer Ökobilanz, die den ISO-Normen entsprechen will, die Durchführung einer **Wirkungsabschätzung** („impact assessment“) gehört.
- Zugleich wurde klargestellt, daß diese Norm auch für **Sachbilanzen** („Life Cycle Inventory Studies“) als eigenständige Bilanzierungsform gilt, die zwar eine „Auswertung“ („Interpretation“) enthalten, jedoch keine Wirkungsabschätzung. Diese Ergänzung folgt der praktischen Situation in Deutschland, in der viele Ökobilanz-Projekte ausdrücklich als Sachbilanzen bezeichnet worden sind.

## 1.2 Beiträge aus den Arbeiten der SETAC<sup>2</sup>

Während in den Arbeitsgruppen der ISO die Verständigung auf einen einheitlichen Rahmen für Ökobilanzen, die Festlegung methodischer und prozeduraler Mindestanforderungen sowie die Beschreibung von Optionen methodischen und prozeduralen Vorgehens im Vordergrund stand, hat man im Rahmen der von der SETAC (Society für Environmental Toxicology and Chemistry) eingerichteten Arbeitsgruppen seit jeher das Ziel, technische Handreichungen zur Konkretisierung der Methoden zu erarbeiten.

Der Aufbau einer Ökobilanz nach SETAC, wie er im von der SETAC herausgegebenen „Code of Practice“ [CONSOLI ET AL. 1993] beschrieben ist, unterscheidet sich insofern geringfügig vom vierstufigen Aufbau nach ISO, als die *Auswertung* nicht als eigenständiger Bestandteil der Ökobilanz, sondern als Unterpunkt der *Wirkungsabschätzung* gesehen wird.

Die Methodik zur *Wirkungsabschätzung* wird bei SETAC-Europe in der „Workgroup on Life Cycle Impact Assessment“ erarbeitet. In dem 1996 erschienenen Bericht der Arbeitsgruppe [UDO DE HAES (ED.) 1996] wird *Wirkungsabschätzung* wie folgt definiert:

*„a quantitative and/or qualitative process to identify, characterise and assess the potential impacts of the environmental interventions identified in the Inventory Analysis“*

Die *Wirkungsabschätzung* setzt sich bei SETAC nach [LINDEIJER 1996] zusammen aus

1. Klassifizierung
2. *Charakterisierung*
3. (*Normierung*)<sup>3</sup>
4. Bewertung

Der Bewertungsschritt wird aufgeteilt in:

- Gewichtung
- Sensitivitätsanalysen zu Datenunsicherheiten und methodischen Festlegungen
- Gesamteinschätzung

<sup>2</sup> Society of Environmental Toxicology and Chemistry

<sup>3</sup> Normierung ist nach SETAC ein möglicher, aber nicht notwendiger Arbeitsschritt

Im folgenden werden weitere für die Methodendiskussion relevante Positionen der Arbeitsgruppe *Wirkungsabschätzung* der europäischen SETAC-Sektion dargestellt [UDO DE HAES (ED.) 1996].

- Das Ergebnis der Arbeitsschritte *Klassifizierung* und *Charakterisierung* ist ein Satz von *Indikatorergebnissen* aus verschiedenen *Wirkungskategorien*. Als vorläufige Liste werden von der SETAC-Arbeitsgruppe die in Abbildung 2 dargestellten *Wirkungskategorien* vorgeschlagen:

<u>Input-bezogene Kategorien:</u> <u>(Einsatz von Rohstoffen)</u>	<u>Output-bezogene Kategorien</u> <u>(emissionsbedingte Wirkungen)</u>
1. Abiotische Ressourcen	4. Treibhauseffekt
2. Biotische Ressourcen	5. Abbau stratosphärischen Ozons
3. Flächenverbrauch	6. Humantoxizität
	7. Ökotoxizität
	8. Bildung von Photooxidantien
	9. Versauerung
	10. Eutrophierung (incl. Sauerstoffzehrung und Wärmeeinleitung)
	11. Geruch
	12. Lärm
	13. Strahlung
	14. Unfälle

Abb.2: Wirkungskategorien (nach SETAC)

- Als *ökologische Schutzgüter* (engl. „areas of protection“ oder „safeguard subjects“) werden analog zum Code of Practice [CONSOLI ET AL. 1993] „Menschliche Gesundheit“, „Ökologische Gesundheit“ und „Ressourcen“ genannt. Wichtig ist, daß die SETAC auch „Ressourcen“ als eigenständiges Schutzgut betrachtet<sup>4</sup>.
- Bewertung ist ein qualitativer und/oder quantitativer Prozeß, in dem die relative Bedeutung der verschiedenen *Wirkungskategorien* gewichtet wird. Daneben enthält er Sensitivitäts- und Fehleranalysen sowie eine Gesamtbeurteilung. In der Bewertung erhalten gesellschaftliche Wertmaßstäbe eine entscheidende Bedeutung.
- Die Hierarchisierung der Wirkungskategorien sollte sich am Ausmaß der zu befürchtenden Schädigungen der Schutzgüter orientieren. Folgende Kriterien sollten hierbei berücksichtigt werden
  - Naturwissenschaftliche Informationen über die Beziehung zwischen aktuellen Stoffflüssen und der aktuellen Schädigung der Schutzgüter.
  - Voraussichtbare zukünftige Trends bei den Stoffflüssen
  - Reversibilität der Schädigung
  - Bedeutung des geschädigten Schutzguts
  - Unsicherheit bezüglich des Ausmaßes der Schädigung

<sup>4</sup> Diese auch vom UBA getragene Festlegung der drei Schutzgüter entspricht der in ISO 14042 vorgeschlagenen. In ihrem neuesten Positionspapier postuliert SETAC-EUROPE [1999] darüber hinaus auch *man made environment*, also z.B. Kultur- und Wirtschaftsgüter als Schutzgüter.

- Es wird empfohlen, die Gewichtung der Wirkungskategorien **nicht fallweise**, sondern unabhängig von dem Untersuchungsgegenstand der einzelnen Ökobilanz durchzuführen. Diese allgemeinen Gewichtungsfaktoren sollten regelmäßig überprüft werden.

### 1.3 Arbeitsergebnisse zur Methode und Durchführung von Ökobilanzen

Als Ergebnis einer bereits seit Jahren sowohl international als auch national ungewöhnlich engagiert und zum Teil auch sehr kontrovers geführten Diskussion um die Bewertung in Ökobilanzen sind 1998 in drei herausragenden Foren „Durchbrüche“ erzielt worden.

#### 1.3.1 Projekt „Bewertung in Ökobilanzen“

1998 konnte das 1996 seitens des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes initiierte, lange Zeit umstrittene Projekt zur „Bewertung in Ökobilanzen“ zu einem einvernehmlichen Ende geführt werden [UBA 1999/1]. Eine interdisziplinäre Projektgruppe aus Vertretern der Industrie, der Wissenschaft, der Umwelt- und Verbraucherverbände, der Gewerkschaften und staatlicher Umweltschutzstellen verfolgte das Ziel

- aus praktizierten Bewertungsmethoden konsensfähige und nicht konsensfähige Elemente zu identifizieren,
- den Bewertungsprozeß darzustellen und
- die Beiträge Deutschlands im Rahmen der laufenden Arbeiten an der ISO-Normung zu unterstützen.

Die Herausforderung bestand darin, zwischen den beiden Polen einer subjektiven Beliebigkeit und einer statischen Bewertung nach einem festgelegten Schema konsensfähige Grundsätze zu finden. Die gefundenen Formulierungen geben wertvolle Hinweise, wie in dem schwierigen Feld der Bewertung von Ökobilanzen und der Schlußfolgerungen für die produktbezogene Umweltpolitik eine Verständigung erzielt werden kann. Beispielhaft sollen folgende wesentliche Punkte angeführt werden:

- Die Bewertung einer Ökobilanz kann keinen Automatismus bezüglich der umweltpolitischen Entscheidungen auslösen.
- Die Bewertung von Ökobilanzen erfolgt vor dem Hintergrund aktorenspezifischer und individueller Interessen und Werte und ist daher grundsätzlich subjektiv und nicht objektivierbar. Schon von daher muß es eine Pluralität der Bewertungsmethoden geben.
- Die Gestaltung des Bewertungsprozesses, also des Verfahrens, ist genauso wichtig wie die Auswahl einer Bewertungsmethode. Wichtige Anforderungen an den Prozeß enthalten zum Beispiel die „Verfahrensregeln zur Durchführung von Ökobilanzen“ (Kap. 1.3.2)



- Die Zielfestlegung, die Ausgestaltung des Bewertungsprozesses sowie die Auswahl der anzuwendenden Methode(n) liegt im Verantwortungsbereich des Auftraggebers einer Ökobilanz.

### **1.3.2 Verfahrensregeln des Umweltbundesamtes zur Durchführung von Ökobilanzen**

Ein weiterer wichtiger Schritt, offenkundige „Kommunikationsprobleme“ über Ökobilanzen zwischen Industrie und Staat zu lösen, erfolgte im Mai 1998. Nach intensiven Diskussionen haben sich der Bundesverband der Deutschen Industrie e.V. (BDI), das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und das UBA auf „Verfahrensregeln des Umweltbundesamtes zur Durchführung von Ökobilanzen“ verständigt. In ausführenden Erläuterungen zur ISO 14040 wurde vom UBA in einer Selbstverpflichtung klargestellt, daß das Amt bestimmte Verfahrensregeln einhalten wird:

- Transparente Darstellung der Fragestellung und Festlegung des Untersuchungsumfangs durch den Auftraggeber,
- Einrichtung eines Projektbeirats aus Vertretern betroffener Kreise aus Industrie, Handel, Verbraucher- und Umweltverbänden und Gewerkschaften,
- Beteiligung des Projektbeirats bei der Festlegung folgender Punkte: Einzubeziehende Umweltaspekte, zugrundezulegende Szenarien, Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung, Auswahl der Wirkungskategorien,
- Einrichtung eines „critical review“<sup>5</sup>, in der Regel von Beginn der Studie an,
- Verständigung über die Bereitstellung aktueller, auf die Untersuchung abgestimmter Ökobilanzdaten durch die beteiligten Kreise der Wirtschaft,
- Frühzeitige Information des Projektbeirats über die Form der Veröffentlichung. Die Verfahrensregeln enthalten auch einen Passus, wonach das Umweltbundesamt erwartet, daß die Wirtschaftsbeteiligten in ihren Ökobilanz-Studien ähnlich verfahren.

### **1.3.3 ISO 14042 und ISO 14043**

Die unten vorgestellte Methode des Umweltbundesamtes greift das Konzept der aktuellen Normentwürfe ISO/FDIS<sup>6</sup> 14042 und ISO/FDIS 14043 auf. Insbesondere gilt dies für die Priorisierung und Hierarchisierung von Wirkungskategorien. Im einzelnen soll auf folgende Punkte verwiesen werden:

- ISO/FDIS 14042 unterscheidet mit den in der folgenden Abbildung erläuterten Arbeitsschritten zwischen verbindlichen und wahlweisen Bestandteilen einer Wirkungsabschätzung.

---

<sup>5</sup> Kritische Prüfung nach ISO 14040, siehe hierzu S. 4

<sup>6</sup> FDIS: final draft international standard: letzte Entwurfsfassung im ISO-Standardisierungsverfahren

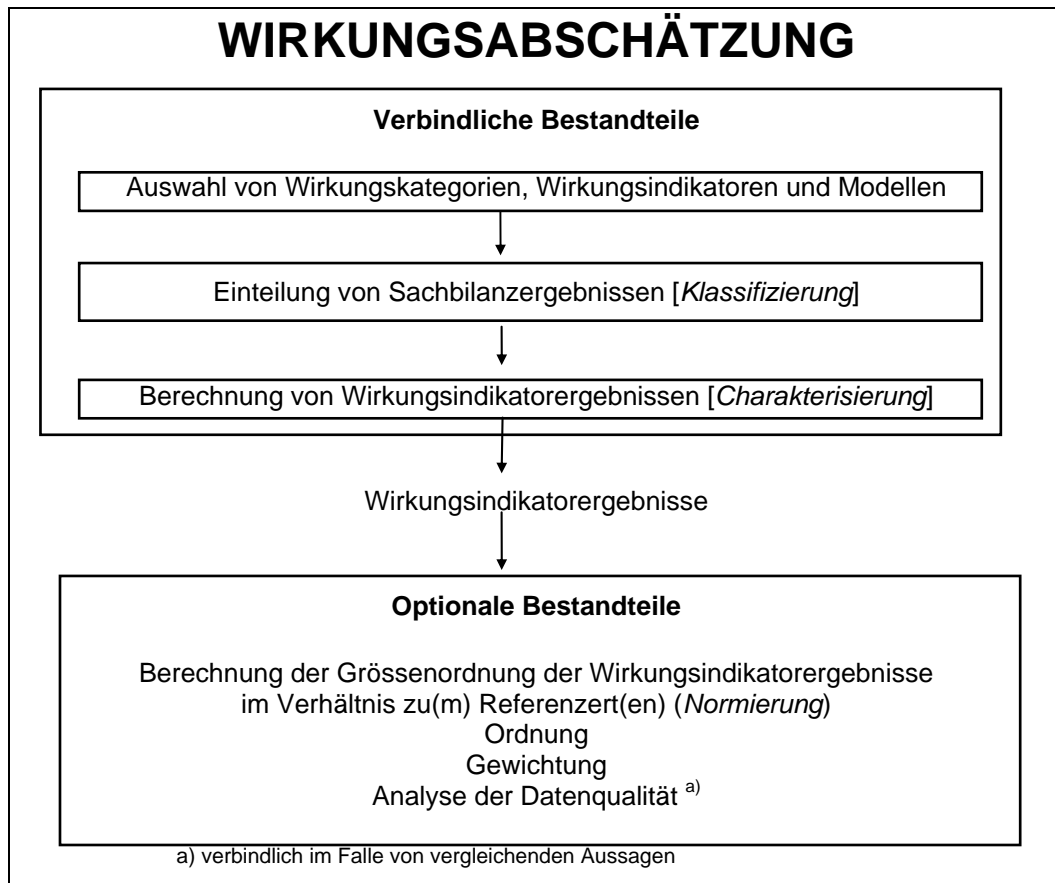


Abb. 3: Bestandteile der *Wirkungsabschätzung* (aus ISO/FDIS 14042)

- Der wahlweise Bestandteil „**Normierung**“ ist in ISO/FDIS 14042 mit „Berechnung der Höhe der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwert(en)“ definiert. Die *Normierung* dient u.a. als Grundlage einer Einschätzung der „relativen Signifikanz der Indikatorergebnisse“ und als „Vorbereitung für zusätzliche Verfahren wie Ordnung, Gewichtung und *Auswertung*“. Dieser Arbeitsschritt ist in der unten vorgestellten Methode weiter erläutert.
- **Bestandteil „Ordnung“**: ISO/FDIS 14042 läßt die „**Rangbildung**“ der Wirkungskategorien „auf einer ordinalen Skala, z.B. einer (...) Hierarchie wie hohe, mittlere und niedrige Priorität“ zu, wobei diese *Rangbildung* auf „Werthaltungen“ beruht. Das Umweltbundesamt verwendet, wie in ISO/FDIS 14042 empfohlen, den Begriff „**Priorität**“ („priority“), um die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Wirkungskategorien festzulegen. Das Umweltbundesamt legt dabei, wie in der ISO 14042 gleichfalls empfohlen, als „eine Partei“ diese *Priorität* auf der Grundlage seiner eigenen „Werthaltungen“ fest.
- ISO/FDIS 14042 verlangt im übrigen eine „Begründung der für die *Normierung* und *Ordnung* verwendeten Kriterien“. Das vorliegende Handbuch informiert daher auch darüber, wie diese Festlegungen im einzelnen zustande gekommen sind und welche Kriterien dabei maßgebend waren. Weder ISO/FDIS 14042 noch 14043 schlagen dabei über die *Normierung* hinaus selbst Kriterien vor, wie die *Priorität* bestimmt werden soll. Zitate aus Abschnitt 10.2 der ISO/FDIS 14042: „ISO/FDIS 14042 legt weder spezifische Verfahren fest noch unterstützt sie die

zugrundeliegenden, für die *Ordnung* der Wirkungskategorien verwendeten Werthaltungen“. „Die Werthaltungen und Beurteilungen innerhalb des Ordnungsverfahrens liegen in alleiniger Verantwortung des Auftraggebers der Studie (...)“.

- Im Gegenteil wird in ISO/FDIS 14043 Abschnitt 5.3 ausdrücklich klargestellt, daß „diese Norm keine Anleitung für die Klärung der Frage (bietet), warum ein Parameter in einer Studie relevant sein kann oder nicht (...)“. Es heißt aber auch „Für die Identifizierung von umweltrelevanten Parametern und die Bestimmung ihrer Signifikanz steht eine Vielzahl von spezifischen Ansätzen, Methoden und Werkzeugen zur Verfügung.“
- Der Bestandteil der „**Gewichtung**“ im Sinne einer „Umwandlung von Indikatorergebnissen unter Verwendung numerischer Faktoren“ wie zum Beispiel „Öko-Punkte“ oder „kritische Luft- und Wasservolumina“ wird dabei in Ökobilanzen, die zu vergleichenden Aussagen kommen sollen, als nicht ISO-konform angesehen. Dieser Arbeitsschritt wird daher in der Methode des Umweltbundesamtes nicht verwendet.

Als Überleitung von der „Ordnung“ zu „Empfehlungen“ nennt ISO/FDIS 14043 die „**Identifizierung und Bestimmung der signifikanten Parameter**“. Signifikante Parameter können dabei sein:

- Sachbilanzgrößen
- Wirkungsindikatoren
- „wesentliche Beiträge von Lebenswegabschnitten zu den Ergebnissen der Sachbilanz oder Wirkungsabschätzung, z.B. einzelne Module oder Modulgruppen wie Transport und Energieerzeugung“.

Von besonderem Interesse für die hier vorgelegte Methode des Umweltbundesamtes sind schließlich die in ISO/FDIS 14043 angeführten Arbeitsschritte der **Schlußfolgerungen** und **Empfehlungen** (Abschnitt 7). Während im Rahmen der **Schlußfolgerungen** die Ergebnisse einer Ökobilanz kommuniziert werden wie zum Beispiel die „Identifizierung der signifikanten Parameter“ oder die Ergebnisse der Abwägungsdiskussion bei der „Ordnung“, sollen im Rahmen der **Empfehlungen** den „Entscheidungsträgern“ „spezifische Empfehlungen begründet werden“. „Empfehlungen müssen auf den abschließenden **Schlußfolgerungen** der Studie beruhen und angemessene Konsequenz der **Schlußfolgerungen** sein. Empfehlungen sollten sich, wie in ISO 14040 angegeben, auf die vorgesehene Anwendung beziehen“.

## 2. Methode des Umweltbundesamtes zur *Bewertung* in Ökobilanzen

### 2.1 Grundlagen und Prinzipien der Methode

Im folgenden wird die Methode des Umweltbundesamtes zur *Bewertung* in Ökobilanzen dargestellt. In Anlehnung an die Gliederung in ISO 14040 wird hierbei zwischen den Arbeitsschritten *Normierung/Ordnung*<sup>7</sup> (Kapitel 2.2), und *Auswertung* (Kapitel 2.3) unterschieden.

Diese Methode ist für alle vom UBA oder im Auftrag des UBA durchgeführten Ökobilanzen bindend.

Die Methode ist durch folgende Charakteristika gekennzeichnet:

- a) Bewertung auf Grundlage des Vergleichs zweier Systeme
- b) Orientierung an übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik
- c) Orientierung am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand

#### a) Bewertung auf Grundlage des Vergleichs zweier Systeme

Eine Notwendigkeit zur Hierarchisierung von Indikatorergebnissen aus unterschiedlichen Wirkungskategorien besteht insbesondere in Ökobilanzen, die mit dem Ziel **intersystemarer Vergleiche** (zwischen mehreren Produkten, Verfahren oder Handlungsoptionen) erstellt werden. In solchen vergleichenden Untersuchungen treten in der Regel unterschiedliche Verteilungen der Indikatorergebnisse verschiedener Wirkungskategorien auf, die für die *Auswertung* vergleichbar gemacht werden müssen. Dagegen kann in solchen Ökobilanzen, die ausschließlich eine Analyse von Schwachstellen und Verbesserungsmöglichkeiten im Hinblick auf eine einzelne *Wirkungskategorie* zum Ziel haben, auf diesen Schritt verzichtet werden, da es hier um Optimierung bei denselben Wirkungskategorien geht<sup>8</sup>.

Für intersystemaren Vergleiche bieten die absoluten Beträge der Wirkungsäquivalenzwerte dagegen nur einen geringen Aussagegehalt. Einen günstigen Ausgangspunkt für die *Auswertung* bietet die nach verschiedenen Kategorien getrennte Gegenüberstellung der Ergebnisse jeweils zweier Untersuchungssysteme. Die in der bisher praktizierten Methode des Umweltbundesamtes [Schmitz u. a. 1995] vorgeschlagene vergleichende Darstellung der Ergebnisse im T-Diagramm erscheint hierfür geeignet und wird grundsätzlich beibehalten.

<sup>7</sup> Terminologie gemäß der deutschen Übersetzung zur ISO/DIS 14042:1998 (Nov. 1998) und zur ISO/DIS 14043:1998 (Dez. 1998)

<sup>8</sup> Die Durchführung einer Schwachstellenanalyse ist im Rahmen eines Umweltmanagements nur dann als sinnvoll anzusehen, wenn im Anschluß daran die Prüfung einer Veränderung des betrachteten Systems zur ökologischen Optimierung erfolgt. Die zum Zwecke dieser Optimierungsanalyse durchzuführende Ökobilanz hat dann zwangsläufig einen Systemvergleich (des bestehenden gegenüber dem modifizierten System) zum Ziel, der ggfs. eine Bewertung erforderlich macht.

## b) Orientierung an übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik

Ziel der Ökobilanz ist es, die Umwelt- Relevanz von Systemen zu beurteilen. Für die *Bewertung* bedeutet dies, daß nur solche Wirkungskategorien zu untersuchen und zu bewerten sind, bei denen von einem Schadpotential für die übergeordneten Schutzgüter der Umweltpolitik ausgegangen werden kann und daß eine *Wirkungskategorie* ein um so größeres Gewicht erhält, je höher die mit ihr verbundenen potentiellen Schädwirkungen einzuschätzen ist.

Um die Schädwirkung einer bestimmten Umweltveränderung zu beurteilen, ist daher eine explizite Festlegung dieser Schutzgüter erforderlich. Erst wenn eine solche Festlegung erfolgt ist, läßt sich eine Aussage darüber treffen, ob und in welchem Maße eine Veränderung der Umwelt auch eine Schädwirkung zur Folge hat. Die Veränderung eines Umweltzustandes ist demnach nur dann als relevant anzusehen, wenn sie ein Schutzgut negativ beeinträchtigen kann. Sie ist um so bedeutender, je höher beziehungsweise negativer diese Beeinträchtigung eingestuft wird.

Die Festlegung der Schutzgüter hängt wesentlich vom moralisch-ethischen Kanon einer Gesellschaft und den ethischen Überzeugungen der bewertenden Personen ab<sup>9</sup>. In Deutschland sind die Schutzgüter in den Umweltfachgesetzen rechtlich verankert und werden in der Regel mit dem Gesetzeszweck genannt. Als übergeordnete Schutzgüter werden vom Umweltbundesamt „menschliche Gesundheit“, „Ökosysteme“ und „natürliche Ressourcen“ angesehen. Diese Festlegung ist auch in der internationalen Ökobilanz-Diskussion Konsens und hat ihren Niederschlag in der ISO/FDIS 14042 gefunden. Daß es zu Schutzgut-Konkurrenzen kommt oder kommen kann, ist eine Erfahrung, die die Umweltpolitik seit jeher prägt.

Einzelne Bestandteile der Natur, wie z. B. die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft können zwar grundsätzlich auch als schützenswert gelten, das Motiv zu ihrem Schutz ist bei ihnen aber vom Schutz der übergeordneten Schutzgüter abgeleitet<sup>10</sup>.

Unter Ökobilanz-Fachleuten herrscht Uneinigkeit darüber, ob die Ressourcenschonung ein eigenständiges Schutzziel darstellt. Das Umweltbundesamt bezieht - wie oben beschrieben - die Ressourcen in Übereinstimmung mit SETAC [CONSOLI ET AL. 1993] und ISO 14040 als übergeordnetes Schutzgut in die Ökobilanz ein. Dies wird damit begründet, daß die Ressourcenschonung vor dem Hintergrund der intergenerativen Gerechtigkeit einen Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung darstellt und daher für die Bewertung in Ökobilanzen eine unverzichtbare Grundlage darstellt.

---

<sup>9</sup> HOFSTETTER [1996] beschreibt die Abhängigkeit eines Wertsystems von drei Parametern: dem gesellschaftlichen Referenzsystem (Kultur, Religion), individuellen Wertsystemen („*lifestyles*“) innerhalb dieser Referenzsysteme und dem Zeithorizont (Wertewandel).

<sup>10</sup> Die Umweltmedien Wasser, Boden, Luft zählen nicht zu den übergreifenden Schutzgütern. Diese Festlegung stellt jedoch in keiner Weise die Notwendigkeit des Schutzes von Umweltmedien in Frage, sie stellt nur fest, daß die Umweltmedien nicht um ihrer Selbst willen geschützt werden, sondern daß das Motiv zu ihrem Schutz vom Schutz der übergreifenden Schutzgüter abgeleitet ist. Die anthropogene (vom Menschen verursachte) Veränderung eines Mediums (z.B. das Absinken des pH-Wertes in einem Gewässer) ist nicht per se ein ökologischer Schaden, sondern nur aufgrund der Folgewirkung auf ein übergeordnetes Schutzgut (in diesem Fall die Biozönose in diesem Gewässer).

Ökologische Schutzgüter, an denen sich die Hierarchisierung der Umweltwirkungen orientiert, sind:

1. **Menschliche Gesundheit**
2. **Struktur und Funktion von Ökosystemen**
3. **natürliche Ressourcen**

c) Orientierung am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand

Die Wirkungskategorien sind anhand des Vergleichs zwischen der aktuellen Belastung einer *Wirkungskategorie* und der jeweils vertretbaren Belastung in eine Rangfolge zu bringen. Dieses Prinzip ist als „ökologische Knappheit“ [Ahbe u.a. 1990] bzw. als „*Distance-to-Target*“ (z.B. bei [Lindeijer 1996]) in der Ökobilanz-Diskussion allgemein bekannt und als mögliches *Bewertungsverfahren* akzeptiert. Es folgt der Idee, daß das Schutzbedürfnis für einen Umweltbereich um so höher einzuschätzen ist, je weiter der gegenwärtige Umweltzustand in dieser *Wirkungskategorie* von einem anzustrebenden Zustand der Nachhaltigkeit entfernt ist.

## 2.2 Methode zur Normierung/Ordnung von Wirkungskategorien

### 2.2.1 Problemstellung

Im Rahmen einer Ökobilanz werden die Ergebnisse der *Sachbilanz* verschiedenen *Wirkungskategorien* zugeordnet (*Klassifizierung*). Die in Ökobilanzen des UBA in der Regel zu berücksichtigenden Wirkungskategorien sind in Abbildung 4 aufgeführt.

Direkte Gesundheitsschädigung
Direkte Schädigung von Ökosystemen
Aquatische Eutrophierung
Terrestrische Eutrophierung
Naturraumbeanspruchung
Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog
Ressourcenbeanspruchung
Stratosphärischer Ozonabbau
Treibhauseffekt
Versauerung

Abb. 4: Liste der Wirkungskategorien<sup>11</sup>

Innerhalb der einzelnen *Wirkungskategorien* werden die Sachbilanzergebnisse mit Hilfe von *Charakterisierungsfaktoren* zu *Indikatorergebnissen* aggregiert (*Charakterisierung*). Beispiele für solche *Indikatorergebnisse* sind z.B. „123 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente“

<sup>11</sup> Nicht in dieser Auflistung enthalten sind die grundsätzlich ebenfalls zu berücksichtigenden Wirkungskategorien „Belästigungen für Mensch, Pflanze, Tier“, „Strahlung“ und „Allgemeine Risiken“, da hierzu noch kein Konzept zur Klassifizierung und Charakterisierung vorliegt.

für die Kategorie Treibhauseffekt oder „321 m<sup>2</sup> versiegelte Fläche“ für die Kategorie Naturraumbeanspruchung.

Die *Indikatorergebnisse* der unterschiedlichen *Wirkungskategorien* sind weder qualitativ noch quantitativ unmittelbar miteinander vergleichbar. Es läßt sich aus naturwissenschaftlichen Erkenntnissen weder ableiten, ob der Treibhauseffekt oder die Flächenbelegung das schwerwiegendere Umweltproblem darstellt, noch ob 123 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente eine größere oder eine geringere Gefahr für die ökologischen Schutzgüter darstellen als 321 m<sup>2</sup> Flächenversiegelung. Das hier mit der Durchführung von *Normierung* und *Ordnung* verfolgte Ziel ist es, diese *Indikatorergebnisse* in Vorbereitung auf die kategorienübergreifende *Auswertung* zu **hierarchisieren**.

### 2.2.2. Vorgehensweise

In den Schritten *Ordnung* und *Normierung* wird die Vergleichbarkeit der *Wirkungsindikatorergebnisse* unterschiedlicher *Wirkungskategorien* hergestellt, damit diese einer kategorienübergreifenden *Auswertung* zugeführt werden können. Dabei wird das Ausmaß der jeweiligen potentiellen Umweltschädigung aufgrund von aussagekräftigen Kriterien beurteilt. Die *Wirkungsindikatorergebnisse* werden auf der Grundlage dieser Beurteilung untereinander hierarchisiert, indem ihnen eine unterschiedlich hohe *ökologische Priorität* beigemessen wird.

Nachfolgend wird beschrieben, wie die Kriterien zur Beurteilung der potentiellen Umweltschädigung begründet sind und wie sie zur Hierarchisierung der *Wirkungsindikatorergebnisse* angewendet werden.

#### **Festlegung:**

**Eine *Wirkungskategorie* oder ein bestimmtes *Wirkungsindikatorergebnis* ist als um so umweltschädigender zu beurteilen, ihm wird also eine um so höhere *Priorität* beigemessen,**

- 1. je schwerwiegender die potentielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter in der betreffenden *Wirkungskategorie* anzusehen ist (unabhängig vom aktuellen Umweltzustand<sup>12</sup>),**
- 2. je weiter der derzeitige Umweltzustand in dieser *Wirkungskategorie* von einem Zustand der ökologischen Nachhaltigkeit oder einem anderen angestrebten Umweltzustand entfernt ist,**
- 3. je größer dieses *Wirkungsindikatorergebnis* in Bezug auf einheitliche Referenzwerte ist, z.B. der Anteil an der jeweiligen Gesamtjahremission in Deutschland.**

<sup>12</sup> Um Mißverständnisse auszuschalten: Der aktuelle Umweltzustand ist natürlich wichtig; in der vorliegenden Systematik wird er jedoch ausschließlich in dem unter 2. beschriebenen Kriterium berücksichtigt

Diesen Aspekten wird durch die folgenden Kriterien Rechnung getragen:

1. **Ökologische Gefährdung**
2. **Distance-to-Target (Abstand zum angestrebten Umweltzustand)**
3. **Spezifischer Beitrag**

Bei den Arbeitsschritten *Normierung* und *Ordnung* sind die *Indikatorergebnisse* jeder *Wirkungskategorie* im Hinblick auf jedes der drei Kriterien zu beurteilen. Die Beurteilung führt zu einer *Rangbildung* gemäß einer fünfstufigen ordinalen Skala von

**A (höchste Priorität)**  
bis  
**E (niedrigste Priorität):**

Es ist zu betonen, daß diese *Rangbildung* als eine Relation zwischen den Wirkungskategorien oder Indikatorergebnissen, nicht dagegen als absolutes Urteil anzusehen ist. Wenn also beispielsweise eine *Wirkungskategorie* bezüglich ihrer *Ökologischen Gefährdung* in den Rang „E“ eingeordnet und ihr damit die niedrigste Priorität beigemessen wird, so bedeutet dies nicht, daß das betreffende Umweltproblem absolut gesehen als gering eingeschätzt, sondern daß es gegenüber den anderen betrachteten Wirkungskategorien als nachrangig eingestuft wird.

Während für die Kriterien *Ökologische Gefährdung* und *Distance-to-Target* die *Rangbildung* der Wirkungskategorien unabhängig von einer konkreten Ökobilanz erfolgt, bezieht sich der *Spezifische Beitrag* auf die Indikatorergebnisse einer konkreten Ökobilanz und ist deshalb für jede Ökobilanz neu zu ermitteln.

In den folgenden Abschnitten werden die drei Kriterien *ökologische Gefährdung*, *Distance-to-Target* und *Spezifischer Beitrag* näher erläutert.

### 2.2.3 **Ökologische Gefährdung**

Mit Hilfe des Kriteriums *ökologische Gefährdung* kann eine *Wirkungskategorie* danach beurteilt werden, als wie schwerwiegend die mit ihr verbundenen potentiellen Schäden für die ökologischen Schutzgüter „menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „natürliche Ressourcen“ zu beurteilen sind. Diese Beurteilung erfolgt unabhängig vom aktuellen Umweltzustand und unabhängig von dem in einer konkreten Ökobilanz ermittelten *Indikatorergebnis* dieser Wirkungskategorie.

Folgende Aspekte sind bei der Beurteilung einer *Wirkungskategorie* nach ihrer *ökologischen Gefährdung* zu berücksichtigen:

- Die möglichen Auswirkungen eines Schadens auf die Schutzgüter (Schadenshöhe und -ausmaß der potentiellen Wirkungen, das Betroffensein unterschiedlicher Hierarchieebenen<sup>13</sup>).

**Tiefgreifendere Wirkungen sowie das Betroffensein höherer Hierarchieebenen sind als schwerwiegender anzusehen.**

---

<sup>13</sup> Ein Beispiel zum Begriff „Hierarchieebene“: Ein Wald wird einer höheren Hierarchieebene zugeordnet als ein Baum; dieser wiederum wird einer höheren Hierarchieebene zugeordnet als ein Blatt.



- Das Ausmaß der Reversibilität der Schadwirkung.

**Irreversible Wirkungen sind als schwerwiegender anzusehen.**

- Die räumliche Ausdehnung des Schadens.

**Ubiquitär auftretende Wirkungen sind als schwerwiegender anzusehen als räumlich begrenzte<sup>14</sup>.**

- Unsicherheiten bei der Prognose der Auswirkungen. Unsicherheiten beruhen auf qualitativ wie quantitativ unzureichendem Wissen im Hinblick auf Ursache-Wirkungs-Beziehungen sowie auf den Verzögerung eines potentiellen Schadenseintritts (time lag).

**Größere Unsicherheit ist als schwerwiegender anzusehen.**

Die (vergleichende) Beurteilung der ökologischen Gefährdung der Wirkungskategorien erfolgt durch ein Beurteilungsgremium in einem diskursiv-subjektiven Abwägungsprozeß (Panel-Verfahren). Um sicherzustellen, daß die Beurteilung auf Grundlage eines ausreichenden und möglichst zwischen den Umweltbereichen ausgewogenen Informationsstandes erfolgt, erhält das Beurteilungsgremium die hierzu relevanten Sachinformationen zu den Schadwirkungen der verschiedenen Wirkungskategorien. Der Einfluß dieser Sachinformationen sowie der oben genannten vier Aspekte auf die Beurteilung ist subjektiv unterschiedlich; ein Aufrechnen der Aspekte untereinander ist somit nicht möglich. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, es ist vielmehr wahrscheinlicher, daß unterschiedliche *Bewertungsgremien* bei gleicher Informationslage zu unterschiedlichen *Bewertungen* kommen.

Die Informationen zur ökologischen Gefährdung sind in Anhang I zusammengestellt. Sie enthalten Beschreibungen möglicher Schadwirkungen einer Wirkungskategorie, unterteilt nach den Schutzgütern „menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „natürliche Ressourcen“, wobei insbesondere auf die o.g. vier Aspekte der Schadwirkungen eingegangen wird. Die Informationen orientieren sich am aktuellen Stand des Wissens. Sie sind regelmäßig zu überprüfen und gegebenenfalls zu aktualisieren.

Aufgabe des Beurteilungsgremiums ist es, mit Hilfe dieser Informationen die Wirkungskategorien hinsichtlich ihrer *ökologischen Gefährdung* nach der o.g. fünfstufigen Skala einzuordnen.

Das Umweltbundesamt hat sich für alle Ökobilanzen, die von ihm oder in seinem Auftrag erstellt werden, bis auf weiteres zu einer *Rangbildung* der Wirkungskategorien mit Bezug auf ihre *ökologische Gefährdung* entschieden. Diese *Rangbildung* ist in Anhang II dokumentiert. Die *Rangbildung* bedarf einer regelmäßigen Überprüfung (etwa alle fünf Jahre) und gegebenenfalls einer Anpassung, weil sich die Voraussetzungen für diese Rangbildung, nämlich das Wissen über Wirkungszusammenhänge und die Werthaltung einer Gesellschaft, mit der Zeit verändern können.

---

<sup>14</sup> Eine Modifizierung dieser Ordnung kann notwendig werden, wenn aus der Definition des Ziels und des Rahmens der zu betrachtenden Ökobilanz andere Einschätzungen zwingend werden, z.B. wenn der regionale Kontext der Umweltwirkungen vorrangig zu betrachten ist.

## 2.2.4 *Distance-to-Target* (Abstand zum angestrebten Umweltzustand)

Mit dem Kriterium *Distance-to-Target* werden die Wirkungskategorien aufgrund des Vergleichs zwischen dem aktuellen Umweltzustand und dem jeweils angestrebten Umweltzustand beurteilt. Mit *Distance-to-Target* wird eine *Wirkungskategorie* um so höher hierarchisiert, je stärker die negative Abweichung des aktuellen Umweltzustands in dieser *Wirkungskategorie* vom angestrebten Zustand eingeschätzt wird, je wahrscheinlicher also das Eintreffen der unter *Ökologische Gefährdung* beschriebenen potentiellen Schadwirkung wird.

Folgende Aspekte sind bei der Beurteilung einer *Wirkungskategorie* nach ihrem *Distance-to-Target* zu berücksichtigen:

- Der Abstand des Umweltzustandes von einem quantifizierten Umweltqualitätsziel<sup>15</sup> (z.B. Immissionskonzentration). Bei Vorhandensein eines solchen Umweltqualitätsziels läßt sich *Distance-to-Target* aufgrund der Differenz zwischen dem aktuellen und dem jeweils angestrebten Umweltzustand einschätzen. Zur Vergleichbarkeit dieser Differenz bei verschiedenen Wirkungskategorien sollte sie allerdings durch den Quotienten aus aktuellem und angestrebtem Umweltzustand als dimensionsloser Größe ersetzt werden. Diese gibt an, um das Wievielfache die Ist-Situation die Situation der Nachhaltigkeit oder des angestrebten Umweltzustands in einer *Wirkungskategorie* übersteigt.

**Ein größerer Abstand oder ein größerer Quotient zwischen Ist-Zustand und Qualitätsziel ist als schwerwiegender anzusehen.**

- In vielen Fällen existiert kein quantifiziertes Umweltqualitätsziel. Hier kann bei der Beurteilung einer *Wirkungskategorie* nach ihrem *Distance-to-Target* ersatzweise auch ein Umwelthandlungsziel<sup>16</sup> herangezogen werden.

**Ein größerer Minderungsbedarf ist als schwerwiegender anzusehen.**

- Der derzeitige oder zu erwartender Trend der betreffenden Umweltbeanspruchung (z.B. aufgrund von durchgeführten Maßnahmen).

**Steigende Belastungen (z.B. Emissionen) sind als schwerwiegender anzusehen als stagnierende oder abnehmende.**

---

<sup>15</sup> Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftliche und ethische Elemente. Sie verbinden einen naturwissenschaftlichen Kenntnisstand mit gesellschaftlichen Wertungen über Schutzgüter und Schutzniveaus. Umweltqualitätsziele werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt und sind an der Regenerationsrate wichtiger Ressourcen oder an der ökologischen Tragfähigkeit, am Schutz der menschlichen Gesundheit und an den Bedürfnissen heutiger und zukünftiger Generationen orientiert. (UBA 1999)

<sup>16</sup> Schutzgut- bzw. medienbezogen sind Umwelthandlungsziele eng mit UQZ verbunden. UQZ beschreiben den gewünschten Zustand der Umwelt in einer für die Umweltbeobachtung geeigneten Größenordnung, z. B. als Konzentrationsangabe. Ein Umwelthandlungsziel beschreibt die insgesamt erforderliche Belastungsminderung als Differenz zwischen einer gegenwärtigen Belastung und einer höchstzulässigen Belastung (z. B. Emissionsmenge). Das Umwelthandlungsziel gibt dann an, welche Verringerung der Einwirkungen auf die Umwelt (z. B. Emission) insgesamt erforderlich ist, um ein Umweltqualitätsziel zu erreichen. (UBA 1999)

- Die Durchsetzbarkeit und Wirksamkeit der für eine Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen. Die technische Erreichbarkeit (Wirksamkeit) kann z.B. von der Vielfältigkeit und Verteilung der Quellen einer Emission abhängen, die Durchsetzbarkeit von notwendigen gesellschaftlichen und ökonomischen Veränderungen.

**Geringere Durchsetzbarkeit und Wirksamkeit sind als schwerwiegender anzusehen.**

Relevante Informationen zu *Distance-to-Target* sind, nach Wirkungskategorien getrennt, im Anhang I, zusammengestellt. Diese Sachinformationen und Ziele orientieren sich am aktuellen Stand des Wissens. Sie sind regelmäßig zu überprüfen und gegebenenfalls zu aktualisieren.

Die *Rangbildung* der Wirkungskategorien nach ihrem *Distance-to-Target* erfolgt, analog zu der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Vorgehensweise, in einem Panel-Verfahren nach der o.g. fünfstufigen Skala.

Das Umweltbundesamt hat sich für alle Ökobilanzen, die von ihm oder in seinem Auftrag erstellt werden, bis auf weiteres zu einer *Rangbildung* der Wirkungskategorien bezüglich ihres *Distance-to-Target* entschieden. Diese *Rangbildung* ist im Anhang II dokumentiert. Die *Rangbildung* bedarf einer regelmäßigen Überprüfung (etwa alle fünf Jahre) und gegebenenfalls einer Anpassung, weil sich die Voraussetzungen für diese Rangbildung, nämlich der Umweltzustand, das Wissen über Wirkungszusammenhänge und die Werthaltung einer Gesellschaft, mit der Zeit verändern können.

### **2.2.5 Spezifischer Beitrag (Normierung)**

Das Kriterium *spezifischer Beitrag* bezieht die *Indikatorergebnisse* (Ergebnisse der *Charakterisierung*) einer konkreten Ökobilanz auf die aktuelle Umweltsituation der betreffenden Wirkungskategorie.

**Ein *Indikatorergebnis* ist hierbei als um so bedeutender einzustufen, je größer es im Vergleich zu der pro Jahr in Deutschland gemessenen Gesamtbelastung dieser *Wirkungskategorie* ist.**

Der spezifische Beitrag wird berechnet, wie in Gleichung 1 beschrieben. Hierbei werden, für jede *Wirkungskategorie* getrennt, die pro funktioneller Einheit ermittelten *Indikatorergebnisse* (Ergebnisse der *Charakterisierung*) durch die - ebenfalls mit *Charakterisierungsfaktoren* aggregierten - Jahreswerte der entsprechenden Stoffe in Deutschland dividiert<sup>17</sup>.

---

<sup>17</sup> Wenn für einige der in einer Sachbilanz erhobenen Parameter keine Jahreswerte für Deutschland vorliegen, ist der spezifische Beitrag näherungsweise mit den Daten zu den verfügbaren Parametern zu berechnen. Natürlich dürfen dann auch nur die zu diesen Parametern gebildeten Indikatorergebnisse in die Berechnung des spezifischen Beitrags einfließen.

$$\text{spez. Beitrag}_i = \frac{\text{IE}_{i,\text{funktionelle Einheit}}}{\text{IE}_{i,\text{jährlich Deutschland}}} = \frac{\sum_j m_{j,\text{funktionelle Einheit}} \cdot \text{CF}_{ij}}{\sum_j m_{j,\text{jährlich Deutschland}} \cdot \text{CF}_{ij}} \quad (\text{Gl. 1})$$

IE: *Indikatorergebnisse* in der *Wirkungskategorie* i

$m_j$ : Sachbilanzergebnis des Stoffes j

$\text{CF}_{ij}$ : *Charakterisierungsfaktor* des Stoffes j bezüglich der *Wirkungskategorie* i

Bei der *Rangbildung* der Ergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien innerhalb einer konkreten Ökobilanz sind jedoch nicht die absoluten *spezifischen Beiträge* der einzelnen Wirkungskategorien von Bedeutung, sondern ihre relative Größe beim Vergleich der Wirkungskategorien untereinander. Hierfür werden die berechneten spezifischen Beiträge linear, gemessen am jeweils größten berechneten Wert, in fünf Klassen wie folgt unterteilt<sup>18</sup>:

- A:                    80-100 %            des Maximalwerts
- B:                    60-80 %             des Maximalwerts
- C:                    40-60 %             des Maximalwerts
- D:                    20-40 %             des Maximalwerts
- E:                    0-20 %              des Maximalwerts

Beim Vergleich zweier Systeme, wie er im folgenden Kapitel beschrieben wird, wird zur Herleitung der Rangfolge des *Spezifischen Beitrags* für jede Wirkungskategorie das jeweils kleinere der beiden zum Vergleich stehenden Indikatorergebnisse herangezogen.

### 2.3 Methode zur Auswertung in Ökobilanzen

Jede Ökobilanz, die der ISO-Normung entsprechen will, muß zu Beginn bei der Definition von Ziel und Rahmen die für diese Ökobilanz geltende Fragestellung präzise beschreiben. Aufgabe der *Auswertung* in einer Ökobilanz ist es, diese Fragestellung mit den aus den vorangegangenen Arbeitsschritten gewonnenen Informationen möglichst klar zu beantworten. Um dies zu leisten, müssen alle im Verlauf der Untersuchung erhobenen Sachverhalte zusammenfassend interpretiert werden.

Der Arbeitsschritt *Auswertung* beinhaltet insbesondere:

- Die Zusammenführung der *Wirkungsindikatorergebnisse* mit den nicht aggregierten (weil nicht aggregierbaren) Sachbilanzdaten und weiteren qualitativ beschriebenen Sachverhalten. Hier sind insbesondere, soweit vorhanden, auch regional zuordenbare Daten zu berücksichtigen. Eine Ökobilanzuntersuchung muß per Definition zwar einen Bilanzraum haben, besitzt in der Regel jedoch keinen Raumbezug zwischen Emissionen sowie Rohstoffentnahmen und den damit verbundenen Wirkungen.: Sollte ein derartiger Raumbezug aufgrund der Datenlage dennoch herstellbar sein, muß dies unbedingt in die *Auswertung* einbezogen werden. Das

<sup>18</sup> In begründeten Einzelfällen kann von dieser linearen Unterteilung abgewichen werden. Dies erscheint z.B. angemessen, wenn der spezifische Beitrag einer Wirkungskategorie die Werte der anderen Kategorien erheblich übersteigt, so daß bei einer linearen Unterteilung alle übrigen Kategorien in die Klasse „sehr gering“ fallen würden. Auf der anderen Seite könnte eine Wirkungskategorie, deren spezifischer Beitrag erheblich unter denen der übrigen liegt, als unerheblich eingeschätzt und aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden.

kann z.B. der Fall sein, falls raumbezogene Informationen zu Emissionen, Immissionen oder Hintergrundbelastungen vorliegen.

- Die Zusammenführung der Ergebnisse aus den Untersuchungen unterschiedlicher Szenarien.
- Einschätzungen über die Aussagekraft der Ergebnisse

### 2.3.1 Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Die Zusammenführung der *Wirkungsindikatorergebnisse* einer konkreten Ökobilanz erfolgt nach der hier vorgestellten Methode auf der Grundlage eines direkten Vergleichs zwischen zwei in der Ökobilanz untersuchten Systemen (z.B. zweier Produkt- oder Verfahrensalternativen). Im folgenden wird dargelegt, auf welche Weise aus dem Vergleich der *Wirkungsindikatorergebnisse* zweier Systeme eine zusammenfassende Aussage abzuleiten ist.

#### 2.3.1.1 Graphische Darstellung der Wirkungsindikatorergebnisse

Zunächst werden die Indikatorergebnisse aller untersuchten Wirkungskategorien der zwei zum Vergleich stehenden Untersuchungssysteme gegenübergestellt. Dabei wird für jede *Wirkungskategorie* die Mehrbelastung desjenigen Systems berechnet, das das jeweils höhere Indikatorergebnis aufweist:

$$\text{Mehrbelastung}_i = \frac{\text{IE}_{i, \max} - \text{IE}_{i, \min}}{\text{IE}_{i, \min}} \quad (\text{Angabe in } \%) \quad (\text{Gl. 2})$$

IE<sub>i</sub>: Indikatorergebnisse in der *Wirkungskategorie* i  
min, max: kleinerer, größerer der beiden verglichenen Werte

Der Vergleich der so berechneten Mehrbelastungen zweier Systeme lässt sich graphisch in einem T-Diagramm veranschaulichen (s. Abbildung 5).

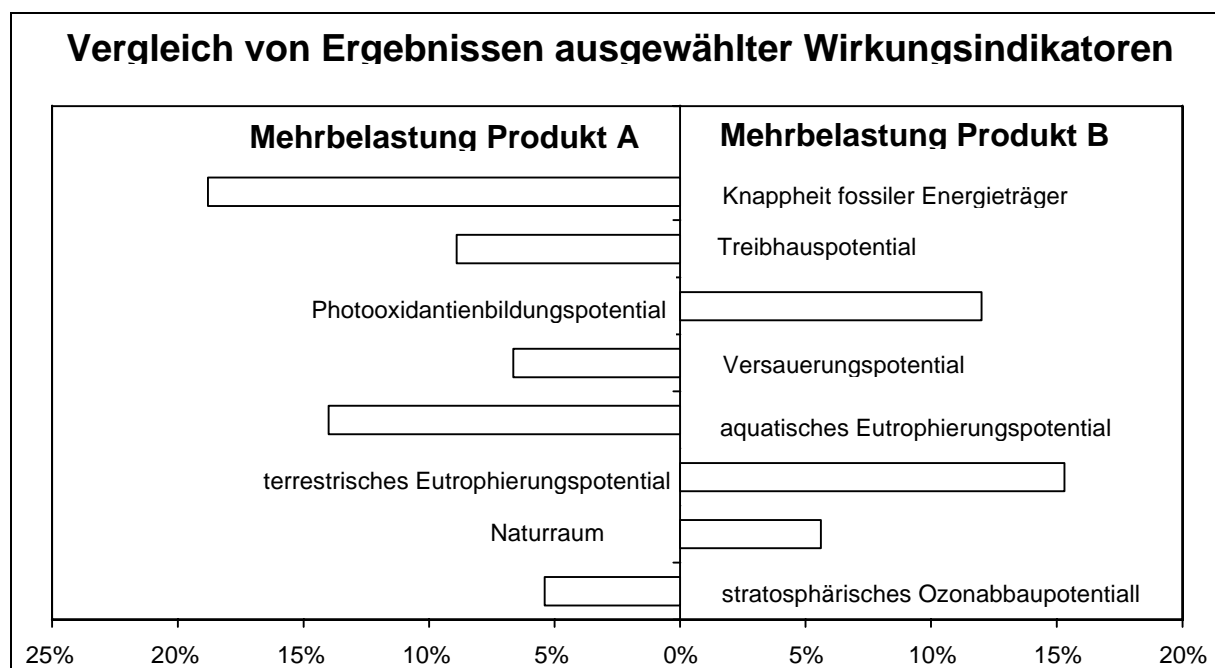


Abb. 5: T-Diagramm - vergleichende Darstellung von Indikatorergebnissen

Dabei zeigt die Ausrichtung der einzelnen Balken an, welches der verglichenen Untersuchungssysteme in welcher *Wirkungskategorie* ein jeweils höheres *Indikatorergebnis* aufweist, das heißt, von welchem der beiden Systeme eine höhere potentielle Umweltbelastung in dieser *Wirkungskategorie* ausgeht. Die Länge der Balken gibt die Höhe der Mehrbelastung des jeweiligen Systems in Prozent an. Die Darstellung läßt dagegen nicht erkennen,

- wie hoch die absoluten Beträge der Indikatorergebnisse sind<sup>19</sup>
- wie die Wirkungskategorien bezüglich ihrer *ökologischen Gefährdung* und ihres *Distance-to-Target* beurteilt werden.

Die Richtung und Länge der Balken allein bietet also keine hinreichende Information zu den Vor- und Nachteilen eines der beiden Systeme für die Umwelt. Ein direkter Vergleich der Balken untereinander - nur über deren Ausrichtung und Länge - wäre nicht sachgerecht.

### **2.3.1.2 Zusammenführung der Ergebnisse aus *Normierung* und *Ordnung* zur *ökologischen Priorität***

Bei der im Rahmen der *Wirkungsabschätzung* vorgenommenen *Normierung* und *Rangbildung* (als Element der *Ordnung*) werden die untersuchten Wirkungskategorien hinsichtlich ihrer *ökologischen Gefährdung*, ihres *Distance-to-Target* sowie ihres *spezifischen Beitrags* beurteilt. Diese Informationen und die sich hieraus ergebende unterschiedliche *ökologische Priorität* werden im Rahmen der *Auswertung* dazu genutzt, die Indikatorergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien miteinander vergleichbar zu machen. Bildlich gesprochen bedeutet dies, daß jeder der Balken des T-Diagramms in Abb. 5 neben seiner Größe und Richtung auch bezüglich seiner *ökologischen Priorität* qualitativ darzustellen ist. Erst hierdurch wird es im Rahmen der *Auswertung* möglich, die Balken untereinander zu vergleichen und gegeneinander abzuwägen.

Die Rangbildungen aufgrund der Kriterien *ökologische Gefährdung* und *Distance-to-Target* erfolgen unabhängig von dem untersuchten System anhand der Einstufungen in Anhang II (Vorschlag des UBA zur Beurteilung der Wirkungskategorien), die *Rangbildung* aufgrund des *spezifischen Beitrags* erfolgt nach dem in Kap. 2.2.5 beschriebenen Schema.

Die verbalen Einzelbeurteilungen zu den Kriterien *Ökologische Gefährdung*, *Distance-to-Target*, und *Spezifischer Beitrag* (von **A** bis **E**) werden für jede einzelne *Wirkungskategorie* gleichgewichtig zusammengefaßt. Das so erhaltene kombinierte Beurteilungskriterium wird im folgenden als *Ökologische Priorität* bezeichnet.

Die *Ökologische Priorität* einer Wirkungskategorie wird gemäß folgender fünfstufiger Skala verbal ausgedrückt.

---

<sup>19</sup> Anmerkung: Die Absolutwerte der Indikatorergebnisse sind damit für die Auswertung nicht endgültig verlorengegangen; sie stehen lediglich für diesen Teil der Auswertung aufgrund der Quotientenbildung (s. Gleichung 2) nur als relative Werte zur Verfügung

- sehr groß
- groß
- mittel
- gering
- sehr gering

Das Schema zur gleichgewichtigen Zusammenführung der Kriterien *Ökologische Gefährdung*, *Distance-to-Target* und *Spezifischer Beitrag zur Ökologischen Priorität* ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Zusammenfassung der Einzelbeurteilungen der Kriterien *spezifischer Beitrag*, *Distance-to-Target* und *Ökologische Gefährdung* zum Beurteilungskriterium *Ökologische Priorität*

Verbale Einzelbeurteilungen der Kriterien <i>spezifischer Beitrag</i> , <i>Distance-to-Target</i> und <i>Ökologische Gefährdung</i>			Ökologische Priorität
A	A	A	sehr groß
A	A	B	sehr groß
A	A	C	groß
A	A	D	groß
A	A	E	groß
A	B	B	groß
A	B	C	groß
A	B	D	groß
A	B	E	mittel
A	C	C	groß
A	C	D	mittel
A	C	E	mittel
A	D	D	mittel
A	D	E	mittel
A	E	E	gering
B	B	B	groß
B	B	C	groß
B	B	D	mittel
B	B	E	mittel
B	C	C	mittel
B	C	D	mittel
B	C	E	mittel
B	D	D	mittel
B	D	E	gering
B	E	E	gering
C	C	C	mittel
C	C	D	mittel
C	C	E	gering
C	D	D	gering
C	D	E	gering
C	E	E	gering
D	D	D	gering
D	D	E	gering
D	E	E	sehr gering
E	E	E	sehr gering

Jedes Indikatorergebnis eines Untersuchungssystems und jeder Balken eines vergleichenden T-Diagramms erhält auf diese Weise eine verbale Beurteilung seiner *Ökologischen Priorität*. Diese wird graphisch durch unterschiedlich dunkle Grautönung der Balken dargestellt (siehe Abbildung 6).

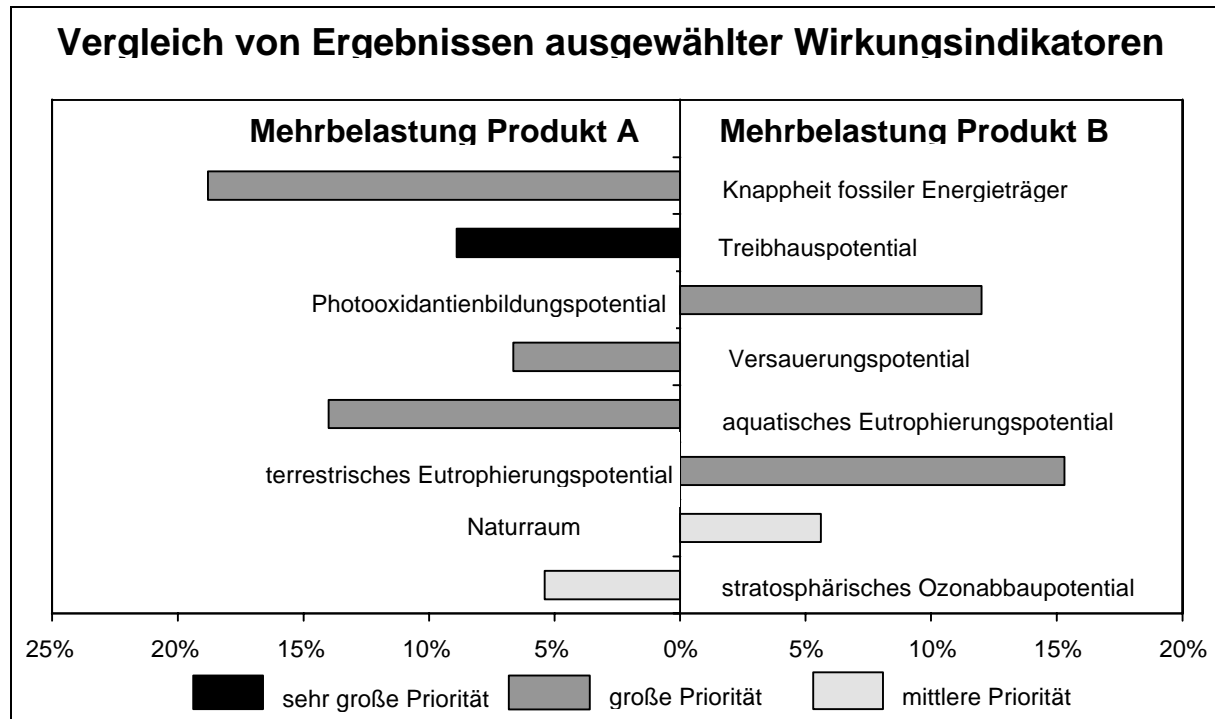


Abb. 6: graphische Darstellung des Vergleichs von hierarchisierten Indikatorergebnissen

### 2.3.1.3 Vergleich der hierarchisierten Indikatorergebnisse

Die abschließende Zusammenfassung aller im Vergleich zweier Systeme ermittelten Indikatorergebnisse erfolgt durch gegenseitige Abwägung der jeweiligen Mehrbelastungen beider Systeme. Hierbei werden die im T-Diagramm gegenüberstehenden Balken mit ähnlichem Betrag und gleicher *ökologischer Priorität* (gleiche Grautönung der Balken) als gleichwertig betrachtet und gegeneinander aufgewogen.

Balken von unterschiedlicher *ökologischer Priorität* lassen sich grundsätzlich nicht gegeneinander aufwiegen, da die Klassen der *Priorität* (von „sehr groß“ bis „sehr gering“) ordinal skaliert sind und somit Aussagen über das Verhältnis zwischen zwei Klassen nicht zulassen<sup>20</sup>. Lediglich in Fällen, in denen bei einem Vergleich zweier Balken sowohl die Balkenlänge als auch die *ökologische Priorität* (Grautönung) für das gleiche System sprechen, ist es möglich, auch zwischen Balken unterschiedlicher *ökologischer Priorität* abzuwägen. Lassen sich auf diese Weise nicht alle Balken einer Seite mit Balken der Gegenseite aufwiegen, so ist das Ergebnis des Vergleichs als „nicht signifikant“ zu bezeichnen.

<sup>20</sup> Ein Beispiel hierzu: Es gibt keinerlei Anhaltspunkt, ob ein Balken der Gesamtbeurteilung „mittel“ und dem Wert 500% größer oder kleiner zu werten ist als ein Balken der Gesamtbeurteilung „groß“ und dem Wert 30%.



Der Vergleich der hierarchisierten Indikatorergebnisse mit Hilfe dieses Verfahrens führt somit entweder zu eindeutigen umweltbezogenen Vorteilen eines der beiden verglichenen Systeme oder zu der Aussage „die Unterschiede sind nicht signifikant“.

### 2.3.2 Sensitivitätsanalyse

Bei der Durchführung einer Ökobilanz ist es an mehreren Stellen erforderlich, Festlegungen und Annahmen zu treffen, die nicht in ausreichender Weise empirisch belegt oder objektiv begründbar sind. Zudem lassen sich, vor allem bei Studien, die nicht ein Einzelprodukt, sondern den betreffenden gesamten Markt betrachten, verschiedene Eingabegrößen nicht als Einzelwerte, sondern nur als statistische Verteilungen darstellen. Das Ergebnis einer Ökobilanz ist dementsprechend mit einigen Unsicherheiten behaftet.

Quellen für diese Unsicherheiten treten an verschiedenen Punkten einer Ökobilanz auf:

- Die zur Beschreibung der einzelnen Module verwendeten Prozeßdaten sind in der Regel Mittel- oder Medianwerte. Je nach Fragestellung der Ökobilanz können jedoch auch die Abweichungen von diesen Werten (z.B. Extremwerte oder Varianzen) von Interesse sein. Hierfür liegen häufig keine Daten vor.
- Bereits bei der Modellierung der Module werden Festlegungen getroffen, die nicht alleine durch objektive Sachverhalte zu begründen sind (z.B. Allokationen bei Kuppelprozessen oder spezifische Energiemixe). Solche Festlegungen sind naturgemäß mit Unsicherheiten behaftet.
- Auch bei der Modellierung der Szenarien werden Festlegungen bei der Beschreibung von Systemparametern (z.B. Recyclingquote, Transportentfernungen) und bei methodischen Entscheidungen (z.B. Systemallokation bei Recycling) getroffen.
- Methodische Unsicherheiten finden sich im Arbeitsschritt der *Charakterisierung* in der Wirkungsabschätzung. Die hier unterstellten *Charakterisierungsfaktoren* beruhen auf naturwissenschaftlichen Modellen. Deren Unsicherheiten und Fehlerabschätzungen übertragen sich auf die *Charakterisierungsfaktoren*.

Aufgrund dieser Unsicherheiten ist bei einer Ökobilanz die Durchführung einer Fehlerbetrachtung von besonderer Bedeutung. Diese Fehlerbetrachtung wird in ISO/FDIS 14043 unter Sensitivitätsprüfung abgehandelt. Sie soll Auskunft darüber geben, welchen Einfluß bestimmte, mit Unsicherheiten behaftete Eingabegrößen oder methodische Festlegungen auf das Endergebnis haben.

Bei einer Sensitivitätsanalyse werden als potentiell ergebnisrelevant eingeschätzten Parameter variiert und die dadurch induzierte Änderung des Ergebnisses betrachtet. Die Sensitivitätsanalyse folgt den bei jeder Ökobilanz anzuwendenden Verfahrensschritten.

Die Berechnung von Szenarien mit variierten Parametern kann parallel zum Hauptszenario vorgenommen werden, wenn die zu variiierenden Parameter bereits zu Beginn der Studie identifiziert werden konnten. Eine Sensitivitätsanalyse kann aber

auch in einem Iterationsschritt nach Abschluß der Berechnungen im Hauptszenario erfolgen.

Die Sensitivitätsanalyse beeinflusst den Aussagegehalt einer Ökobilanz in erheblichem Maße: Sie Anhaltspunkte zur Belastbarkeit eines Ökobilanz-Ergebnisses und mit ihrer Hilfe lassen sich Aussagen gewinnen, die auf ihre Abhängigkeit von einzelnen Parametern hinweisen.

Bei der Vorbereitung und Erstellung einer Sensitivitätsanalyse im Rahmen der *Auswertung* ist wie folgt vorzugehen:

1. Auswahl sensitiver Parameter
2. Screening-Analyse
3. Szenario-Analyse

### **2.3.2.1 Auswahl sensitiver Parameter**

Es ist zu entscheiden, welche Parameter grundsätzlich auf ihre Sensitivität zu prüfen sind. Die Aufzählung in Kap. 2.3.2 kann hierfür als „Checkliste“ dienen.

Bei dieser Auswahl ist auch zu entscheiden, in welchem Bereich die als sensitiv eingeschätzten Größen in der Sensitivitätsanalyse variiert werden sollen. Bei der Wahl des Variationsbereichs sind alle verfügbaren Informationen zur realen Situation zu berücksichtigen. Die Auswahl der als sensitiv eingeschätzten Parameter und der Variationsbereiche ist zu begründen und im Abschlußbericht entsprechend zu dokumentieren.

### **2.3.2.2 Screening-Analyse**

Um den Aufwand zahlreicher Sensitivitätsanalysen, die jede für sich eine vollständige Ökobilanz darstellen, zu verringern, ist es zweckmäßig, die ausgewählten Parameter im Vorfeld bereits grob auf ihre Sensitivität zu prüfen. Für ein solches Screening ist als Meßgröße ein geeigneter Indikator zu wählen, der in erster Näherung grob mit dem zu erwartenden Ökobilanz-Ergebnis korreliert<sup>21</sup>.

### **2.3.2.3 Szenario-Analyse**

Für Szenarien, bei denen die Screening-Analyse signifikante Einflüsse auf das Ergebnis zu erkennen gibt, sind ausführliche Szenario-Analysen, d.h. vollständige Ökobilanzen auf der Grundlage von Variationen der sensitiven Randbedingungen zu erstellen.

Die Variation der Randbedingungen in der Szenario-Analyse kann je nach Zielsetzung der Ökobilanz sehr unterschiedlich ausfallen. So wird bei Status-Quo-Analysen vor allem die Abbildung realistischer, den Markt repräsentierender Bandbreiten im

---

<sup>21</sup> Möglicherweise ist der Kumulierte Energie Aufwand (KEA), der die Summe der auf dem gesamten Lebensweg des untersuchten Systems umgewandelten Energie beschreibt, ein solcher Indikator; die Eignung des KEA als Screening-Indikator sollte bei der Auswertung zukünftiger Ökobilanzen geprüft werden.

Vordergrund stehen, während bei Prognoseuntersuchungen die absehbare zukünftige Entwicklung der Randbedingungen zu berücksichtigen ist.

Weitere Szenarien können sich aus der Variation der in der Definition des Rahmens der Ökobilanz erfolgten methodischen Festlegungen (z.B. Allokationsregeln oder *Charakterisierungsfaktoren*) ergeben.

### 2.3.3 Signifikanzanalyse

Die Signifikanzanalyse dient dem Ziel, die dem untersuchten System anzurechnenden Umweltbelastungen (oder die Differenzen zwischen den untersuchten Systemen) in Relation zur gesamten Umweltsituation oder zu anderen Umweltproblemfeldern zu schätzen.

Mit der Signifikanzanalyse soll der mit der Ökobilanz angesprochene (z.B. politische) Entscheidungsträger in die Lage versetzt werden, den Nutzen seiner Entscheidung für den Umweltschutz einzuschätzen, etwa, um diesen Nutzen im Anschluß an die Ökobilanz den mit der Entscheidung verbundenen (z.B. ökonomischen oder sozialen) Kosten gegenüberzustellen. Für die Durchführung der Signifikanzanalyse sind geeignete Referenzdaten zu verwenden (z.B. Jahresemissionen für Deutschland).

Die Signifikanzanalyse ist nicht mit der Ermittlung des *Spezifischen Beitrags* zu verwechseln, auch wenn hierfür die gleichen oder ähnliche Daten verwendet werden: während es beim *Spezifischen Beitrag* ausschließlich um den quantitativen Vergleich der in einer Ökobilanz ermittelten Wirkungsindikatorergebnisse untereinander geht (s. Kap. 2.2.5), steht bei der Signifikanzanalyse der Vergleich des Systems mit der Gesamtsituation oder mit anderen Systemen im Vordergrund.

### 2.3.4 Gesamteinschätzung

Die Gesamteinschätzung ist derjenige Arbeitsschritt, in dem alle ergebnisrelevanten Informationen aus *Sachbilanz* und *Wirkungsabschätzung* zu einer Aussage im Hinblick auf die in der Zieldefinition beschriebene Fragestellung zusammengefaßt werden.

Hierfür ist ein zweistufiges Verfahren erforderlich:

1. Zusammenführung der Ergebnisse aus *Sachbilanz* und *Wirkungsabschätzung* für jedes untersuchte Szenario
  - a) Hierarchisierte Indikatorergebnisse
  - b) Wesentliche Ergebnisse der Sachbilanz, die nicht in der *Wirkungsabschätzung* berücksichtigt wurden:
    - Stoffströme, die in der *Sachbilanz* nicht auf *Elementarflüsse* reduziert wurden (z.B. Sekundärrohstoffe oder aus Datenmangel nicht weiterverfolgte Stoffströme),
    - Stoffe, die im Rahmen der angewandten Methode der *Wirkungsabschätzung* nicht aggregierbar sind,
    - weitere, z.B. qualitative Informationen aus der Sachbilanz,

- räumlich und zeitlich differenzierende Aussagen (je nach Zieldefinition und Informationslage).
2. Zusammenführung der Ergebnisse aller Szenarien
- Durch die Zusammenführung aller Szenarien wird die Formulierung differenzierter Ergebnisaussagen ermöglicht wie z.B.:
- a) Parameterabhängige Aussagen (bei statistischen Bandbreiten der Randparameter), z.B. darüber, bei welcher Konfiguration der Randparameter die im Hauptszenario erhaltene Aussage ihre Gültigkeit verliert.
  - b) Aussagen über die statistische Wahrscheinlichkeit der erhaltenen Aussage (bei Kenntnis der statistischen Verteilung der Randparameter).
  - c) Abhängigkeit von Annahmen: In welchem Maße ändert sich das Ergebnis, wenn die in der Rahmendefinition unterstellten Annahmen variieren?

Das Ergebnis der Gesamteinschätzung setzt sich somit zusammen aus

- einer differenzierten verbal-argumentativen Aussage über die relativen Vor- und Nachteile der untersuchten Systeme für die Umwelt in Abhängigkeit von den untersuchten Randbedingungen,
- einer Einschätzung zur Sicherheit dieser Aussage sowie
- einer Einschätzung der Signifikanz der ermittelten Vor- und Nachteile im Vergleich zu anderen Systemgruppen.

## Glossar

**Aggregation (*aggregation*):** Zusammenfassung von Einzelinformationen in aussagefähigen Summenparametern (z.B. zu Wirkungsindikatoren)

**Auswertung (*interpretation*):** Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der *Sachbilanz* oder der *Wirkungsabschätzung* oder beide mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen zusammengeführt werden, um Schlußfolgerungen und Empfehlungen zu geben. (DIN EN ISO 14040)

**Bewertung (*valuation*):** Schritt innerhalb der Ökobilanz, in der die Beiträge aus den verschiedenen Wirkungskategorien abgewogen werden, so daß sie untereinander verglichen werden können. Ziel ist es, zu einer weiteren Interpretation und Zusammenfassung der Ergebnisse aus der *Wirkungsabschätzung* zu kommen. (CONSOLI ET AL. 1993)

**Charakterisierung (*characterisation*):** Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten (z.B. CO<sub>2</sub>-Äquivalente für Treibhausgase) und die Zusammenfassung der umgewandelten Ergebnisse innerhalb der Wirkungskategorie. (nach ISO/FDIS 14042: 1999; umfassende Definition siehe dort)

**Charakterisierungsfaktor (*characterisation factor*):** Ein Faktor, der aus einem Modell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird. (ISO/FDIS 14042: 1999)

**Distance-to-Target:** Kriterium zur Beurteilung von Wirkungskategorien; eingeschätzter Abstand des gegenwärtigen vom anzustrebenden Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie. (siehe Abschnitt 2.2.4 in diesem Text).

**Einordnung (*sorting*):** Einteilung von Wirkungskategorien auf einer nominalen Skala, z.B. an Hand von Charakteristika wie Emissionen und Ressourcen oder globale, regionale und lokale räumliche Maßstäbe. (nach ISO/FDIS 14042 : 1999)

**Elementarfluß (*elementary flow*):**

1) Stoff- oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde.

2) Stoff- oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verläßt wird und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird. (DIN EN ISO 14040)

**Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (*goal and scope definition*):** Erster Schritt und obligater Bestandteil der Ökobilanz. (siehe hierzu DIN EN ISO 14040, Kap. 4.2 und 5.1)

**Gesamteinschätzung (*appraisal*):** Letzte Stufe der *Bewertung*, in der die Informationen aus den vorangegangenen Stufen, einschließlich qualitativer Informationen und Schätzungen zu Unsicherheiten zusammengefügt werden. (nach UDO DE HAES (ED.) 1996)

**Gewichtung (*weighting*):** Verfahren zur Umwandlung der Indikatorergebnisse unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen. Die Ge-

wichtung darf nicht für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen angewendet werden. (nach ISO/FDIS 14042: 1999)

**Indikatorergebnis:** siehe Wirkungsindikatorergebnis

**Klassifizierung (*classification*):** Zuordnung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungskategorien. (nach ISO/FDIS 14042: 1999)

**Normierung (*normalisation*):** Berechnung der Höhe der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwert(en). (ISO/FDIS 14042: 1999)

**Ökologische Gefährdung:** Kriterium, mit dem Wirkungskategorien danach beurteilt werden, für wie schwerwiegend die mit ihnen verbundenen Schäden auf die ökologischen Schutzgüter einzuschätzen sind. (siehe Abschnitt 1.1 in diesem Text).

**Ordnung (*grouping*):** Einteilung von Wirkungskategorien in eine oder mehrere Klassen. Sie kann *Einordnung* oder *Rangbildung* einschließen. (nach ISO/FDIS 14042: 1999)

**Priorität (*priority*):** Kriterium zur *Rangbildung* von Wirkungsindikatorergebnissen; setzt sich aus den Kriterien *Ökologische Gefährdung*, *Distance-to-Target* und *Spezifischer Beitrag* zusammen. (zum besseren Verständnis zum Teil auch „ökologische Priorität“ genannt, siehe Abschnitt 2.1.2 in diesem Text)

**Rangbildung (*ranking*):** Einteilung von Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala, z.B. an einer gegebenen Reihenfolge oder Hierarchie, wie hohe, mittlere oder niedrige Priorität. (nach ISO/FDIS 14042: 1999)

**Sachbilanz (*life cycle inventory analysis*):** Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs umfaßt. (DIN EN ISO 14040)

**Spezifischer Beitrag:** Aus der Normierung hergeleitetes Kriterium zur Beschreibung der relativen Größe eines *Wirkungsindikatorergebnisses* in Bezug auf einen einheitlichen Referenzwert. (siehe Abschnitt 2.2.5 in diesem Text).

**Umweltaspekt (*environmental aspect*):** Bestandteile von Aktivitäten einer Organisation, von Produkten oder Dienstleistungen, die mit der Umwelt in Wechselwirkung treten können. (DIN EN ISO 14040)

**Umweltqualitätsziel:** Beschreibung eines angestrebten Umweltzustandes

**Wirkungsabschätzung (*life cycle impact assessment*):** Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems dient. (DIN EN ISO 14040)

**Wirkungs(kategorie-)indikator (*life cycle impact*) *category indicator*):** Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie. (ISO/FDIS 14042: 1999)

**(Wirkungs)indikatorergebnis (*category indicator result*):** Ergebnis der *Charakterisierung*; wird durch Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsindikatoren und Zusammenfassung innerhalb einer *Wirkungskategorie* erhalten. (nach ISO/FDIS 14042: 1999)

**Wirkungskategorie (*impact category*):** Klasse wichtiger Umweltthemen, in die die Sachbilanzergebnisse eingeteilt werden können. (ISO/FDIS 14042: 1999)

## Literatur

- AHBE U. A. 1990 Ahbe, S., Braunschweig, Müller-Wenk, R.: *Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung*, BUWAL SRU 133, Bern, Oktober 1990
- BELTRANI 1997 Beltrani, G.: *Safeguard Subjects - The Conflict Between Operationalization and Ethical Justification*, Int.J.LCA 2 (1), S. 45-51, 1997
- BRAUNSCHWEIG U. A. 1994 Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R.: *Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse*, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 19, St. Gallen, August 1994
- BRAUNSCHWEIG U. A. 1996 Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R.: *Developments in LCA Valuation*, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 32, St. Gallen, March 1996
- CONSOLI ET AL. 1993 Consoli, F. u. a., *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A „Code of Practice“*, SETAC, Brussels, Pensacola, 1993
- DIN EN ISO 14040:1997 DIN EN ISO 14040:1997, *Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen*, Beuth Verlag, Berlin, August 1997
- GIEGRICH U. A. 1995 Giegrich, J., Mampel, U., Duscha, M.: *Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen - Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven*, in: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen*, Umweltbundesamt Texte 23/95, Juli 1995
- GOEDKOOP 1995 Goedkoop, M.: *The Eco-Indicator 95*, Amersfoort 1995
- HABERSATTER 1991 Habersatter, K.: *Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, BUWAL, Bern, 1991
- HOFSTETTER 1996 Hofstetter, P.: *Towards a structured aggregation procedure* in: Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R.: *Developments in LCA Valuation*, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 32, St. Gallen, March 1996, S. 123-211
- HOFSTETTER U. SCHERINGER 1997 Hofstetter, P. und Scheringer, M.: *Schutzgüter und ihre Abwägung aus der Sicht verschiedener Disziplinen*, vorbereitende Unterlagen des 5. Diskussionsforums Ökobilanzen, ETH Zürich, Oktober 1997

- ISO 14040 *ISO 14040:1997, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Paris, Juni 1997*
- ISO/FDIS 14042:1999 *ISO/FDIS 14042:1999, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment, Paris, 1999*
- ISO/FDIS 14043:1999 *Committee Draft ISO/CD 14043.2, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle Interpretation, Paris, 1999*
- KLÖPFFER U. VOLKWEIN 1995 Klöpffer, W., Volkwein, S.: *Bilanzbewertung im Rahmen der Ökobilanz*, 8. Internationaler Recycling Congress, Fachkongreß Ökobilanzen, Berlin, 6.12.1995
- LINDEIJER 1996 Lindeijer, E.: *Normalisation and Valuation* in: Udo de Haes, H.A. (ed.): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, SETAC-Europe, Brussels, September 1996
- MÜLLER-WENK 1997 Müller-Wenk, R.: *Safeguards Subjects and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Impact Assessment*, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 42, St. Gallen, March 1997.
- MÜLLER-WENK U. BRAUNSCHWEIG 1996 Müller-Wenk, R., Braunschweig, A.: *Comments and proposals to the Eco-indicator 95 impact assessment method in Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R.:* *Developments in LCA Valuation*, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 32, St. Gallen, March 1996, S. 212-240
- PAULINI 1996 Paulini, I.: *Arbeiten des Umweltbundesamtes zur Methodik der Wirkungsabschätzung*, Seminar „Produktbezogene Ökobilanzen IV“ im Rahmen der UTECH '96, Berlin, Februar 1996
- SCHMITZ U. A. 1995 Schmitz, S., Oels, H.-J., Tiedemann, A.: *Ökobilanz für Getränkeverpackungen*, Umweltbundesamt Texte 52/95, Berlin, August 1995  
(english version: *Life-cycle assessment for drinks packagings systems*, Umweltbundesamt Texte 19/96, Berlin, March 1996)
- SETAC EUROPE 1999 SETAC-Europe (WIA-2): *Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Assessment*, Int.J.LCA 4 (2), S.66-74, 1999
- UDO DE HAES (ED.) 1996 Udo de Haes, H.A. (ed.): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, SETAC-Europe, Brussels, September 1996



- UDO DE HAES 1996 Udo de Haes, H.A.: *Discussion of General Principles and Guidelines for Practical Use* in: Udo de Haes, H.A. (ed.): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, SETAC-Europe, Brussels, September 1996
- UBA 1999/1 Umweltbundesamt (Hrsg.), Institut für Wirtschaft und Ökologie der Universität St. Gallen (IWP-HSG): *Bewertung in Ökobilanzen, Projektbericht und Projektdokumentation*, in: UBA-TEXTE .../99 (Veröffentlichung wird z.Zt. vorbereitet).
- UBA 1999/2 Umweltbundesamt: Ziele für die Umweltqualität, eine Bestandsaufnahme, Entwurf, Juli 1999 (unveröffentlicht)
- VOLKWEIN ET AL. 1996 Volkwein, S., Gühr, R., Klöpffer, W.: *The Valuation Step Within LCA, Part II: A Formalized Method of Priorization by Expert Panels*, Int.J.LCA 1 (4), S.182-192, 1996

# Anhang 1

## Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung und des „distance to target“

### Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkungen.....	A1-4
<b>1. <u>Wirkungskategorie „Direkte Gesundheitsschädigung“</u> .....</b>	<b>A1-6</b>
1.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-6
1.1.1. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ (Chemikalien) .....	A1-7
1.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-7
1.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-7
1.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-8
1.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ (Lärm).....	A1-8
1.1.2.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-8
1.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-9
1.1.2.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-9
1.2. Grundlagen zur Einstufung des Distance to Target .....	A1-10
1.2.1. Chemikalien .....	A1-10
1.2.2. Lärm .....	A1-11
<b>2. <u>Wirkungskategorie „Direkte Schädigung von Ökosystemen“</u> .....</b>	<b>A1-13</b>
2.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-13
2.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ .....	A1-15
2.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-15
2.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-17
2.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-17
2.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ .....	A1-17
<b>3. <u>Wirkungskategorie</u></b>	
<b><u>„Eutrophierung, aquatisch“</u> .....</b>	<b>A1-18</b>
3.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-18
3.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ .....	A1-18
3.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-18
3.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-19
3.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-19
3.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ .....	A1-20
3.1.2.1. Wirkungsmechanismus .....	A1-20
3.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-20
3.1.2.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-20
3.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance-to-target“ .....	A1-20

#### 4. Wirkungskategorie

##### „Eutrophierung, terrestrisch“ ..... A1-22

- 4.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung..... A1-22
  - 4.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ ..... A1-22
    - 4.1.1.1. Wirkungsmechanismen..... A1-22
    - 4.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, zeitliche Dauer..... A1-23
    - 4.1.1.3. Räumliche Ausdehnung ..... A1-23
  - 4.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ..... A1-24
- 4.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ ..... A1-24

#### 5. Wirkungskategorie

##### „Naturraumbeanspruchung“ ..... A1-25

- 5.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung..... A1-25
  - 5.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ ..... A1-25
    - 5.1.1.1. Wirkungsmechanismen..... A1-25
    - 5.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer ..... A1-26
    - 5.1.1.3. Räumliche Ausdehnung ..... A1-28
  - 5.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ..... A1-28
    - 5.1.2.1. Wirkungsmechanismen..... A1-28
    - 5.1.2.2. Reversibilität / Irreversibilität, Dauer ..... A1-28
    - 5.1.2.3. Räumliche Ausdehnung ..... A1-29
  - 5.1.3. Schutzgut „Ressourcen“ ..... A1-29
- 5.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ ..... A1-30

#### 6. Wirkungskategorie „Photochemische

##### Oxidantienbildung/Sommersmog“ ..... A1-34

- 6.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung..... A1-34
  - 6.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ ..... A1-34
    - 6.1.1.1. Wirkungsmechanismen..... A1-34
    - 6.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer ..... A1-34
    - 6.1.1.3. Räumliche Ausdehnung ..... A1-35
  - 6.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ..... A1-36
    - 6.1.2.1. Wirkungsmechanismen..... A1-36
    - 6.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer ..... A1-37
    - 6.1.2.3. Räumliche Ausdehnung ..... A1-37
- 6.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ ..... A1-38

#### 7. Wirkungskategorie

##### „Ressourcenbeanspruchung“ ..... A1-40

- 7.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung..... A1-40
  - 7.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ ..... A1-41
    - 7.1.1.1. Wirkungsmechanismen..... A1-41
  - 7.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ..... A1-43
    - 7.1.2.1. Wirkungsmechanismen..... A1-43
  - 7.1.3. Schutzgut Ressourcen..... A1-43
    - 7.1.3.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer ..... A1-44

7.1.2.3 Räumliche Ausdehnung .....	A1-45
7.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ .....	A1-45
<b>8. <u>Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“</u> .....</b>	<b>A1-49</b>
8.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-49
8.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ .....	A1-49
8.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-49
8.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-50
8.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-51
8.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ .....	A1-51
8.1.2.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-51
8.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-52
8.1.2.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-52
8.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ .....	A1-52
<b>9. <u>Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“</u> .....</b>	<b>A1-54</b>
9.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-54
9.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ .....	A1-54
9.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-54
9.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-56
9.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-56
9.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ .....	A1-56
9.1.2.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-56
9.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-57
9.1.2.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-57
9.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ .....	A1-57
<b>10. <u>Wirkungskategorie „Versauerung“</u>.....</b>	<b>A1-60</b>
10.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung.....	A1-60
10.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ .....	A1-60
10.1.1.1. Wirkungsmechanismen.....	A1-60
10.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer .....	A1-60
10.1.1.3. Räumliche Ausdehnung .....	A1-61
10.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ .....	A1-61
10.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“ .....	A1-61

## **Vorbemerkungen**

In dem Teilschritt „Wirkungsabschätzung“ (impact assessment) einer Ökobilanz werden die in der Sachbilanz erhobenen Daten hinsichtlich ihrer Wirkungspotentiale beschrieben und abgeschätzt, d.h. die Sachbilanzdaten werden **in potentiell zu erwartende negative Umweltwirkungen** „übersetzt“. Es geht dabei nicht um die Ermittlung von real auftretenden negativen Umweltwirkungen und deren anschließende Bilanzierung; dies ist im Rahmen von Ökobilanzen grundsätzlich nicht möglich, da weder ein direkter räumlicher und zeitlicher Bezug noch ein absoluter Mengenbezug vorliegt.

Um angesichts der Fülle der möglichen Wirkungen und deren Wechselwirkungen untereinander eine praktikable Methode für die Wirkungsabschätzung zu entwickeln, müssen die Wirkungen zunächst Wirkungskategorien zugeordnet werden. Dabei werden die zu betrachtenden Wirkungen nach möglichst wissenschaftlichen, ökologisch begründbaren und nachvollziehbaren Kriterien in Wirkungskategorien zugeordnet. In einem zweiten Schritt wird geprüft, inwiefern es bereits einsetzbare Methoden oder Indikatoren gibt, die es erlauben, die jeweils einzusetzenden Daten aus der Sachbilanz im Hinblick auf das jeweilige Wirkungspotential zu aggregieren.

Dieser Aggregationsschritt bedeutet im Prinzip nur die Zusammenfassung vieler Sachbilanzdaten zu einer Maßzahl für das Wirkungspotential in einer Wirkungskategorie, wie es z.B. für den Treibhauseffekt in Treibhauspotentialen oder GWP (global warming potentials) gemacht wird. Die Erstellung der abschließenden Bewertung einer Ökobilanzstudie würde wesentlich erleichtert, wenn die Wirkungskategorien alle in sich selbst homogen wären, das heißt, daß sich jede einzelne Kategorie vom Ansatz her bereits auf eine Größe zusammenfassen läßt. Dies ist nicht für alle Kategorien durchgängig einzuhalten.

Besonders große Schwierigkeiten im Hinblick auf die methodische Erfassung ergeben sich bei den Kategorien, in denen eine Vielzahl stark unterschiedlicher betrachteter Effekte zusammengefaßt sind (besonders bei Gesundheitsschädigung und Schädigung von Ökosystemen).

Die im Umweltbundesamt erarbeitete **Liste der Wirkungskategorien** ist im Haupttext in Abbildung 4 aufgeführt. Im Folgenden werden die Hintergründe, die im Umweltbundesamt für die Rangbildung der Wirkungskategorien untereinander herange-

zogen wurden, aufgeführt. Eine **Rangbildung**/Hierarchisierung der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Umweltziel (distance to target) **ist bei den Wirkungskategorien „Direkte Gesundheitsschädigung“ und „Direkte Schädigung von Ökosystemen“** aufgrund der noch nicht einheitlich vorgenommenen Charakterisierung im Rahmen von Wirkungsabschätzungen bisher **nicht möglich**. Bei diesen beiden Wirkungskategorien werden deshalb die ermittelten Stoffe und ihre Mengen in Form einer Einzelstoffbewertung als Teil der abschließenden verbal-argumentativen Bewertung bewertet. Hierbei müssen die in der Sachbilanz für die unterschiedlichen betrachteten Szenarien erfaßten Stoffe unmittelbar bewertet werden.

Aus diesen Gründen empfiehlt das Umweltbundesamt für die Kategorien „Direkte Gesundheitsschädigung“ und „Direkte Schädigung von Ökosystemen“ derzeit keine Aggregationsmethode zur Wirkungsabschätzung. Daher können die Ausführungen in den folgenden beiden Kapiteln nur allgemein ausfallen.

## 1. Wirkungskategorie „Direkte Gesundheitsschädigung“

### 1.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung

In diesem Kapitel geht es um direkte Wirkungen auf die menschliche Gesundheit. Im Gegensatz zu der Vorgehensweise bei anderen Wirkungskategorien (außer direkter Ökotoxizität), bei denen Prozesse betrachtet werden, die erst sekundär zu negativen Effekten für das betrachtete Schutzgut führen, werden im folgenden die primären Wirkungen auf ein Schutzgut beschrieben. Daher wird hier das Verständnis des *zu schützenden Gutes* der menschlichen Gesundheit, das den folgenden Ausführungen zugrunde liegt, vorangestellt.

Nach einer weltweit gebräuchlichen Definition für „Gesundheit“ der Weltgesundheitsorganisation (WHO; seit 1948 wurde die Definition in mehreren Schritten erweitert, zuletzt 1992 um den Nachhaltigkeitsgedanken) handelt es sich um *einen Zustand völligen körperlichen, seelischen und sozialen Wohlbefindens und nicht nur um das Freisein von Krankheit oder Gebrechen*. Dieser WHO-Definition für „environmental health of humans“, also einer die Umwelt einbeziehenden Gesundheitsdefinition, liegt das Verständnis zugrunde, daß die menschliche Gesundheit neben den direkten Wirkungen von Chemikalien, Strahlung, Lärm und biologischen Agentien auch durch indirekte Wirkungen der weiteren physischen, psychischen, sozialen und ästhetischen Umgebung beeinflusst wird. Dieses Verständnis hat letztlich dazu geführt, daß im Rahmen von Ökobilanzen neben den direkten Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und die anderen Schutzgüter mithilfe der betrachteten Wirkungskategorien auch sekundäre Effekte betrachtet und bewertet werden sollen. Allerdings ist es weder praktisch noch methodisch machbar (die Datenerfassung innerhalb der Sachbilanz ist dafür bei weitem nicht ausreichend) und daher auch nicht beabsichtigt, im Rahmen von Ökobilanzen von der oben genannten, sehr umfassenden Gesundheitsdefinition auszugehen. In diesem Kontext können und sollen weder psychische und soziale noch ästhetische Einflußfaktoren abgedeckt werden; hier geht es in der Hauptsache um die Wirkung von Umweltfaktoren wie Chemikalien, Lärm und Strahlung.

Weiterhin muß im Rahmen der Bewertung von Ökobilanzen klargestellt werden, für welche Individuen eine eventuelle Gesundheitsbeeinträchtigung betrachtet und bewertet werden soll. Im Weiteren wird davon ausgegangen, daß sowohl alle gegenwärtig lebenden Personen wie auch zukünftige Generationen eingeschlossen sein sollen. Dabei soll der Schutzgedanke für alle Menschen auf der Erde, unabhängig von Wohnort, Nationalität, Rasse oder Klasse gelten. Im Gegensatz zu der Ökotoxizität liegt bei der Humantoxizität das Hauptinteresse eher auf der Gesundheit des Einzelindividuums, es sind aber auch Fälle denkbar, in denen sich Effekte im Populationsmaßstab auswirken können (z.B. Wirkungen von hormonähnlich wirkenden Chemikalien auf die Reproduktionsfähigkeit).

### **1.1.1. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ (Chemikalien)**

#### **1.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

In diesem Kapitel wird die Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch die direkte Einwirkung toxischer Substanzen beschrieben. Dabei wird deutlich, daß es viele verschiedene Arten von Gesundheitsbeeinträchtigungen (Endpunkte) gibt, die sich qualitativ sehr voneinander unterscheiden.

Die Wirkungen können grob nach kurz- und langfristigen Effekten (sowohl bezogen auf die Einwirkdauer der Stoffe als auch das Anhalten des Gesundheitsschadens) oder nach den Endpunkten gegliedert werden. Bei Letzterem würden zum Beispiel moderate oder schwere Belästigungen, Reizungen (z.B. Augen, Haut, Schleimhaut), Organerkrankungen (z.B. Leber-, Lungen-, Nierenerkrankungen) bis zu irreversiblen Organschädigungen, Sensibilisierung und allergene Effekte, Immuntoxizität, Neurotoxizität, Genotoxizität und Mutagenität (Veränderungen im genetischen Material), Reproduktionstoxizität (Schädigung der Fertilität und/oder der Frucht), Karzinogenität (Krebsverursachung) und der vorzeitige Tod betrachtet werden. Die unterschiedlichen Endpunkte reichen von (in der Regel leichteren) Befindlichkeitsstörungen über leichte, schwere und lebensbedrohliche Krankheiten und schweres Leiden bis hin zum vorzeitigen Tod; die verschiedenen Endpunkte können von verschiedenen Menschen unterschiedlich schwer gewichtet werden. Tatsächlich auftretende Wirkungen sind immer abhängig von der intrinsischen Toxizität („Gifftigkeit“, Dosis-Wirkungs-Beziehung) der einwirkenden Stoffe, von dem Einwirkungsweg (Kontaktort mit oder Aufnahmeweg in den Körper), von der Einwirkungshäufigkeit und der Einwirkungszeit. Zusätzlich spielt die Vorbelastung des Organismus und die Hintergrundbelastung der Umgebung eine Rolle. Diese Dinge können zum Teil außer Kraft gesetzt werden, wenn mehrere Stoffe gleichzeitig einwirken und ihre Wirkung addiert oder gar multipliziert oder potenziert wird. Für solche Wirkungsweisen gibt es nur sporadisches und wenig belastbares Wissen. Eine weitere Unsicherheit ist (dies gilt aber für alle betrachteten Wirkungskategorien), daß nur bekannte Endpunkte erforscht, berücksichtigt und damit auch bewertet werden können. In der Geschichte gab es immer wieder Wirkungen, die lange Zeit unbemerkt geblieben sind. Ein prominentes Beispiel aus der jüngeren Vergangenheit sind die Wirkungen von Chemikalien auf das hormonelle („endokrine“) System. Ein weiteres Feld, das sich abzeichnet, sind ausgeprägte Empfindlichkeiten Einzelner gegenüber vielen verschiedenen Chemikalien, allerdings in extrem niedrigen Konzentrationen (z.B. MCS = Multiple Chemical Sensitivity, multiple Chemikalienüberempfindlichkeit). Solche Phänomene widersprechen der konventionellen toxikologischen Denkweise („die Dosis macht das Gift, bei geringen Dosen gibt es keine nachweisbaren Effekte mehr“); dennoch ist es denkbar, daß noch nicht bekannte Wirkmechanismen zu „neuartigen“ Wirkungen führen.

#### **1.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Sehr verallgemeinert und vereinfacht gilt für viele Endpunkte, daß akut auftretende Wirkungen eher reversibel (heilbar, komplett wiederherstellbar) sind als chronische Wirkungen; deutliche Ausnahmen bilden allerdings Endpunkte wie z.B. Sensibilisierung. Gar nicht reversibel sind viele reproduktionstoxische, neurotoxische, organotoxische und karzinogene Wirkungen.



Das zeitliche Auftreten von Beschwerden ist abhängig vom betrachteten Endpunkt. In der Regel treten akute Wirkungen (z.B. Reizungen) sofort oder mit geringer Verzögerung auf. Die chronischen Wirkungen können nach monatelanger oder erst nach jahrelanger Exposition auftreten und anhalten. Besonders lange Latenzzeiten (Zeitdifferenz zwischen Exposition und Auftreten der Wirkung) treten bei dem Endpunkt Krebsentstehung auf.

Häufig gilt (auch dies muß als eine Verallgemeinerung angesehen werden, für die es naturgemäß viele Ausnahmen gibt), daß mit zunehmender Dauer einer stofflichen Einwirkung, wenn sie genügend hoch dosiert ist, die verursachten Wirkungen immer weniger reparabel oder reversibel sind.

### **1.1.1.3. Räumliche Ausdehnung**

Die räumliche Ausdehnung läßt sich nicht in geographischen Regionen fassen. Vielmehr (und hier stellt es sich wieder als schwierig heraus, daß ein Schutzgut direkt in einer Wirkungskategorie betrachtet wird) geht es hier um die weltweite Zahl Betroffener, d.h. exponierter und geschädigter Menschen. Diese ist wiederum abhängig von regionaler Ansiedlung, Art, Menge und Verteilung von Emissionen. Meist werden Emissionen in die Luft die in der Umgebung lebenden Menschen (über die Atemwege) am direktesten erreichen; Emissionen in den Boden oder in das Wasser oder dort aus der Luft deponierte Stoffe erreichen den Menschen über Nahrungsmittel oder (Trink)Wasser. Hier können große räumliche Unterschiede zwischen Emission und Exposition auftreten, insbesondere auch durch den weltweiten Nahrungsmitteltransport.

### **1.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“ (Lärm)**

#### **1.1.2.1. Wirkungsmechanismen**

Die von den Schallquellen abgestrahlte Schallenergie wandelt sich auf dem Ausbreitungsweg in sehr kurzer Zeit (Sekunden) in Wärmeenergie um. Daher ist die Wirkungskategorie „Lärm“ bei der Bewertung nur soweit zu berücksichtigen, wie der Schall auf Betroffene einwirkt bzw. einwirken kann. Eine allein auf Schallemissionen abgestützte Bewertung kann zu Fehleinschätzungen führen, wenn kein Bezug zu Lärmimmissionen hergestellt wird. In diesem Kapitel werden unterschiedliche Arten von gesundheitsbezogenen Lärmwirkungen (Endpunkte) beschrieben.

#### Gehörschädigung

Extrem laute einzelne Schallereignisse können akute Gehörschäden durch mechanische Überbeanspruchung der Sinneszellen hervorrufen.

Langanhaltende starke Lärmbelastungen können chronische Schädigungen der Sinneszellen durch Überlastung des Zellstoffwechsels hervorrufen.

#### Streßbedingte Herz-Kreislauf-Erkrankungen

Lärm führt zu unspezifischen Streßreaktionen im Herz-Kreislauf-System (Blutdruck-, Herzfrequenzveränderung, Kontraktion der äußeren Blutgefäße, Streßhormonausschüttung). Für die Dauer der Reaktionen spielen Sensibilisierung und Gewöhnung eine wichtige Rolle. Kurzfristiges Auftreten dieser Reaktionen ist in der Regel ohne gesundheitliche Relevanz. Langfristige Verschiebung des physio-

logischen Gleichgewichts können aber zu chronischen Schädigungen im Herz-Kreislauf-System führen.

Die heute bekannten Studien über den Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und Herzinfarkt zeigen eine konsistente Tendenz zu Risikoerhöhungen bei Belastungen über 65 - 70 dB(A) (Mittelungspegel tagsüber, außerhalb der Wohnungen) und typischerweise 5 bis 10 dB(A) niedrigeren Werten nachts. Es ist eine Zunahme des Herzinfarkttrisikos bei Straßenverkehrslärmbelastungen oberhalb von 65 dB(A) um ca. 20 % zu befürchten.

#### Lärmbedingte Störungen des Nachtschlafes

Geräuscheinwirkungen während des Schlafes können sich direkt auswirken als

- Schlaftiefenänderungen mit und ohne Aufwachen,
- Verkürzung der Gesamt-, Tief- oder Traumschlafzeit,
- vegetative Reaktionen (z. B. Herzfrequenz, Blutdruck),
- biochemische Reaktionen

oder indirekt als

- Minderung der subjektiven Schlafqualität,
- Beeinträchtigung der Arbeitseffektivität am nächsten Tag.

Die Vermeidung von Schlafstörungen ist eine wesentliche Voraussetzung für gesunde Wohnbedingungen.

#### Belästigung

Die Wahrnehmung von Umweltgeräuschen, die Störung von Aktivitäten wie Gespräche, Fernsehen oder konzentriertes Arbeiten, die Beeinträchtigung der Erholung und Entspannung, aber auch die Notwendigkeit, Maßnahmen gegen den Lärm ergreifen zu müssen (z. B. Fenster schließen, ein anderes Zimmer aufsuchen), können als Belästigung erlebt werden. Belästigungen führen zur Minderung des psychischen, körperlichen und sozialen Wohlbefindens.

### **1.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Kurzzeitige Geräuscheinwirkungen führen in der Regel zu reversiblen Effekte. Eine Ausnahme bilden z. B. die durch extrem laute Schallereignisse hervorgerufenen akuten Gehörschädigungen. Anhaltende lärmbedingte Schlafstörungen sowie streßbedingte Verschiebungen physiologischer Gleichgewichte können langfristig zu Erkrankungen des Herz-Kreislauf-Systems führen. In welchem zeitlichen Rahmen Erkrankungen zu erwarten sind, läßt sich nur schwer abschätzen, weil Lärm nur einer von vielen Risikofaktoren für Herz-Kreislauf-Erkrankungen ist.

### **1.1.2.3. Räumliche Ausdehnung**

Im Hinblick auf die räumliche Ausdehnung des Lärms sind die unterschiedlichen, in der Bewertung zu berücksichtigenden Schallquellen verschieden einzustufen.

Kleinräumige Lärmbelastungen, die nur die unmittelbare Nachbarschaft betreffen, sind bei der Produktherstellung, beim Produktgebrauch und bei der Produkterhaltung anzunehmen. Bei der Produkterstellung ist zu differenzieren zwischen der Lärmbelastung, die z. B. am Produktionsort entsteht und der Lärmbelastung, die auf die Anlieger der Produktionsstätte einwirkt. Für die unterschiedlichen Lärmbelastungssituationen sind unterschiedliche Qualitätsziele zur Bewertung heranzuziehen.

Großräumige Lärmbelastungen können dagegen beim Transport des Produkts auftreten. Die Reichweite wird vor allem durch Transportweglänge und -mittel bestimmt.

## 1.2. Grundlagen zur Einstufung des Distance to Target

### 1.2.1. Chemikalien

Ohne Aggregation von human- und ökotoxischen Stoffströmen ist eine zusammenfassende Aussage zum Distance to Target in diesen Wirkungskategorien nicht möglich (siehe Vorbemerkung). Eine Erhebung und Zuordnung der notwendigen Stoffeigenschaften zu den in der Sachbilanz ermittelten Stoffströmen muß jeweils in der Wirkungsabschätzung erfolgen.

Zur Orientierung für eine Bewertung werden im Folgenden generelle langfristige stoffpolitische Umwelthandlungsziele genannt, die hilfsweise anstelle quantifizierbarer „distance to target“-Werte als Grundlage für die Auswertung von Ökobilanzstudien herangezogen werden sollen. Diese berücksichtigen solche Stoffeigenschaften, die für die beiden Wirkungskategorien von besonders großer Wichtigkeit sind und die deshalb als Leitschnur für eine Bewertung heranzuziehen sind.

1. Der irreversible Eintrag<sup>22</sup> von persistenten und/oder bioakkumulierenden<sup>23</sup> Fremdstoffen (Xenobiotika) in die Umwelt ist unabhängig von ihrer Toxizität vollständig zu vermeiden. Dies gilt auch für Metaboliten mit solchen Eigenschaften.
2. Der Eintrag von Fremdstoffen mit kanzerogenen, mutagenen oder reproduktionstoxischen Wirkungen in die Umwelt ist vollständig zu vermeiden. Dies gilt auch für Metaboliten mit solchen Eigenschaften.
3. Die anthropogene (vom Menschen verursachte) Freisetzung von Naturstoffen mit persistenten und/oder bioakkumulierenden Eigenschaften oder kanzerogenen, mutagenen oder reproduktionstoxischen Wirkungen in die Umwelt darf nicht zu einer Erhöhung der geogenen (geologisch verursachte) oder biogenen (biologisch verursachte) Hintergrundbelastung führen.

---

<sup>22</sup> Unter irreversiblen Einträgen werden hier solche Einträge verstanden, die aufgrund ihres Verteilungsgrades nicht mehr mit angemessenen Mitteln (z.B. nur mit hohem Energieaufwand) und in angemessener Zeit rückholbar sind.

<sup>23</sup> Persistente Stoffe werden in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut, weil entweder der biologische oder abiotische Abbau sehr langsam verläuft oder der Stoff seine Senke nur sehr langsam erreicht. Persistenz läßt sich kompartimentbezogen durch Halbwertszeiten charakterisieren, wobei auch der Mineralisierungsgrad und Ausmaß gebundener Rückstände in die Betrachtung einzubeziehen sind. Bioakkumulierende Stoffe werden durch die Organismen erheblich gegenüber dem umgebenden Medium angereichert, das Bioakkumulationsverhalten läßt sich durch Anreicherungsfaktoren (z.B. den BCF) und zusätzliche Betrachtung des Aufnahme- und Ausscheidungsverhaltens charakterisieren.

4. Der anthropogene Eintrag von anderen toxischen<sup>24</sup> oder ökotoxischen Stoffen (auch Naturstoffen!), die nicht bereits in eine der o.g. Kategorien fallen, in die Umwelt ist auf das technisch unvermeidbare Maß<sup>25</sup> zu reduzieren. Dies gilt auch für Metaboliten mit solchen Eigenschaften.
5. Eine Erhöhung stofflicher Einträge in die Umweltmedien ist unabhängig von bisher erkannten Wirkungen und anderen intrinsischen<sup>26</sup> Eigenschaften zu vermeiden, falls eine Rückholbarkeit aufgrund der hohen Verteilung und/oder des geringen Austausches praktisch nicht möglich ist.

### 1.2.2. Lärm

Die Subjektivität der Schallbewertung macht es erforderlich, daß die Bewertung im Rahmen von Ökobilanzen nicht auf das individuelle Ausmaß von Beeinträchtigungen abzustellen ist, sondern auf die zu erwartenden Beeinträchtigungen von Betroffenenengruppen. Die Beeinträchtigungen können je nach Ort und Zeitpunkt der Einwirkungen sowie der ausgeübten oder beabsichtigten Tätigkeit unterschiedlich ausfallen. Je nach zu bewertender Situation sind ggf. besonders empfindliche Personengruppen, z. B. Kinder, heranzuziehen. Bei der quantitativen Bewertung ist zu beachten, auf welchen Immissionsort sich die unten angegebenen Kriterien beziehen.

In der Regel lassen sich für die Bewertung folgende Qualitätsziele heranziehen:

- Gehörschäden werden in der Regel vermieden, wenn die Maximalpegel der Geräusche einen Wert von 115 dB(A) und die Mittelungspegel (24 h) einen Wert von 70 dB(A) nicht überschreiten.
- Zum vorbeugenden Schutz vor verkehrslärmbedingten Herz-Kreislauf-Erkrankungen sollten die Belastungen (Mittelungspegel) an Wohngebäuden außen einen Wert von 65 dB(A) tagsüber nicht überschreiten.
- Die Vermeidung von Schlafstörungen läßt sich weitgehend sicherstellen, wenn die Mittelungspegel im Schlafraum 30 dB(A) und die Maximalpegel 45 dB(A) nicht überschreiten.
- Im allgemeinen sind bei Mittelungspegeln innerhalb von Wohnungen, die nachts unter 25 bis 30 dB(A) und tags unter 30 bis 35 dB(A) liegen, keine wesentlichen Belästigungen zu erwarten. Diese Bedingungen werden bei gekippten Fenstern noch erreicht, wenn die Außenpegel nachts unter 40 bis 45 dB(A) und tags unter 45 bis 50 dB(A) liegen. Tagsüber ist bei Mittelungspegeln über 50 bis 55 dB(A) außerhalb des Hauses zunehmend mit Beeinträchtigungen des psychischen und sozialen Wohlbefindens zu rechnen. Bei höheren Belastungen liegen

---

<sup>24</sup> Die Differenzierung toxikologischer Endpunkte, d.h. das Herausheben von Kanzerogenität, Mutagenität und Reproduktionstoxizität, wird derzeit in Wissenschaftskreisen strittig diskutiert

<sup>25</sup> Der hier gewählte Begriff ist keine festgeschriebene Größe, geht i.d.R. über den Stand der Technik hinaus und ist als Anreiz zur ständigen technisch-wissenschaftlichen Innovation zu verstehen.

<sup>26</sup> Auch als stoffinhärente Eigenschaften bezeichnet. Hierunter werden solche Eigenschaften eines Stoffes verstanden, die (im wesentlichen ) nur vom Stoff selbst abhängen und die nicht in Abhängigkeit vom jeweils betrachteten Ökosystem zur Ausprägung kommen.

die Belästigungsbefunde für Fluglärm höher und für Schienenverkehrslärm niedriger als für Straßenverkehrslärm. In verschiedenen Rechtsvorschriften<sup>27</sup> sind quellspezifische Kriterien genannt, bei denen erhebliche Belästigungen durch Geräuscheinwirkungen vermieden werden.

Beim Vergleich mit den o. g. Qualitätszielen muß je nach Schallquellenart, Einwirkungsort und -zeit differenziert vorgegangen werden. Weiterhin ist die Zahl der Betroffenen ein wichtiges Einstufungsmerkmal.

Zur Bewertung der Lärmbelastung bei der Produktherstellung können für die Betroffenen innerhalb der Produktionsstätten die Immissionsgrenzwerte der Arbeitsstättenverordnung<sup>28</sup>, z. B. 55 dB(A) bei überwiegend geistiger Tätigkeit, als Maßstab dienen.

Zur Bewertung der Lärmbelastung durch das Produkt selbst muß der Vergleich einzelfallabhängig anhand typischer durch das Produkt hervorgerufener Lärmimmissionen und der Zahl möglicher Betroffener durchgeführt werden.

Bei der Bewertung der Lärmbelastung, die durch den Transport entsteht, ist insbesondere zu beachten, daß Transportwege, die ausreichenden Abstand zu Gebieten mit schutzwürdigen Nutzungen haben, unberücksichtigt bleiben können.

---

<sup>27</sup> Verkehrslärm: Verkehrslärmschutzverordnung (16. BImSchV)

Sportanlagenlärm: Sportanlagenlärmschutzverordnung (18. BImSchV)

Industrie- und Gewerbelärm: Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm (TA Lärm)

<sup>28</sup> Lärm am Arbeitsplatz: Arbeitsstättenverordnung

## 2. Wirkungskategorie „Direkte Schädigung von Ökosystemen“

### 2.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung

In diesem Kapitel geht es um direkte Wirkungen auf Ökosysteme. Im Gegensatz zu der Vorgehensweise bei anderen Wirkungskategorien (außer direkter Gesundheitsschädigung), bei denen Prozesse betrachtet werden, die erst sekundär zu negativen Effekten für das betrachtete Schutzgut führen, werden im folgenden die primären Wirkungen auf ein Schutzgut beschrieben. Daher wird den folgenden Ausführungen kurz die in der Ökotoxikologie übliche Bewertungsweise und das ihr zugrunde liegende Verständnis vorangestellt.

Die Biosphäre ist einer Vielzahl von anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Dazu gehören energetische, thermische, mechanische, akustische, optische und chemische Belastungen. Direkt geschädigt wird die Biosphäre durch den Eintrag von Schadstoffen in Ökosysteme. Zur Beurteilung der Gefährdung von Ökosystemen durch Stoffeinträge müssen die Wirkungen der Stoffe auf Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen sowie die daraus resultierenden Veränderungen von Strukturen und Funktionen von Ökosystemen betrachtet werden.

Ökosysteme sind sehr komplex. Um ein vollständiges Bild ihrer Gefährdung zu erhalten, müssen sowohl die Wirkungen eines Stoffes auf alle dort vorkommenden Arten und auf die abiotischen Faktoren betrachtet werden als auch die möglichen Effekte, die durch das Zusammenwirken verschiedener Stoffe entstehen. Es reicht keineswegs aus, eine Bewertung auf die Wirkung eines (zu einem Zeitpunkt einwirkenden) Stoffes auf eine Spezies zu betrachten. Wegen der Komplexität der Ökosysteme ist die wünschenswerte vollständige Betrachtung prinzipiell nicht möglich. Für Wirkungsabschätzungen muß daher ein möglichst repräsentatives Artenspektrum ausgewählt werden, das in Hinsicht auf die ökologischen Funktionen (trophische Ebenen) und den Expositionspfad oder die Expositionspfade repräsentativ ist.

Die ausgewählten Arten werden auf verschiedene Endpunkte, möglichst nach standardisierten Biotestverfahren, untersucht. Es gibt akute, längerfristige und chronische Testverfahren. Die Einzelspezies tests haben ihre Grenzen hinsichtlich der Übertragbarkeit auf Ökosysteme und man versucht, diese mit ökosystemaren Testsystemen zu überwinden. Solche ökosystemaren Testsysteme sind aber aufwendig und haben ebenfalls Schwächen (Reproduzierbarkeit, Repräsentativität, Wahl geeigneter Endpunkte etc.). Aus den Expositionsversuchen werden in der Regel NOEC, LOEC, LC- und EC-Werte<sup>29</sup> abgeleitet, die, vereinfacht ausgedrückt,

---

<sup>29</sup> NOEC: **No Observed Effect Concentration**: Die höchste, im Versuch ermittelte Konzentration, bei der keine Auswirkungen festgestellt wurden.

LOEC: **Lowest Observed Effect Concentration**: Die niedrigste, im Versuch ermittelte Konzentration, bei der ein Effekt festgestellt wurde.

LC: **Lethal Concentration**: Tödliche Konzentration

EC: **Effect Concentration**: Konzentration, bei der ein Effekt (=Schaden) festgestellt wurde

den Zusammenhang zwischen der Konzentration eines Stoffes und den ausgelösten Wirkungen beschreiben. Solche, im Laborexperiment ermittelten Werte sind toxikologische Kenngrößen, die einen Hinweis auf eine mögliche Gefährdung aquatischer oder terrestrischer Organismen geben, jedoch nicht unmittelbar zur Voraussage eines Effektes in der Umwelt herangezogen werden können. Dem Nichtwissen oder der Unvollständigkeit der Datenlage versucht man in Bewertungsansätzen durch unterschiedliche Sicherheitsfaktoren Rechnung zu tragen. Bei der Fülle der natürlicherweise vorkommenden Pflanzen- und Tierarten und den ebenso unübersehbaren Faktorenkonstellationen abiotischer und biotischer Randbedingungen sowie anthropogener Einflüsse kann es ein prognosefähiges Ökosystem-Modell nicht geben, das alle in der Umwelt vorkommenden Funktionen und Strukturen abbilden würde. Auch die Suche nach dem jeweils empfindlichsten Zielorganismus ist aussichtslos, da jeweils andere Organismen am empfindlichsten auf verschiedene Stoffe reagieren. Die Situation bei ökotoxischen Effekten ist deshalb weitaus diffuser als bei Wirkungskategorien wie Versauerung, Treibhauseffekt (die Zahl der Treibhausgase ist begrenzt), Ozonabbau, Eutrophierung etc. Die Zahl der wirkenden Substanzen und der Rezeptoren ist nahezu unendlich. Für die Schätzung von ökotoxischen Belastungen wird letztlich nach den derzeitigen fachlichen Möglichkeiten entscheidend sein, welche Stoffe in welcher Konzentration in welche Kompartimente (lokal, regional, global) während des Lebenszyklus emittiert werden. Dies bedeutet, es sind PEC-Werte (predicted environmental concentration) zu kalkulieren, die mit den PNEC-Werten (predicted no-effect concentration) in Beziehung gesetzt werden. Die (Un)Vollständigkeit der Datenlage schlägt sich in (Un)Sicherheitsfaktoren nieder. Bei der Bewertung geht man vereinfachend davon aus, daß ein  $PEC/PNEC < 1$  relativ sicher ist, allerdings sind Risiken auch dann nicht auszuschließen. Hier sind nämlich die potentiellen langfristigen Wirkungen persistenter Stoffe nicht berücksichtigt, die entweder bioakkumulierbar oder nicht adsorbierbar sind. Diese Stoffe sind aufgrund dieser Eigenschaften per se als gefährlich anzusehen, auch wenn man schädliche Wirkungen im Bereich der Expositionskonzentration (noch) nicht kennt.

Ökotoxische Effekte können sehr gravierend sein (z.B. tributylzinnhaltige Antifouling, die als Unterwasserschutz bei Schiffen verwendet werden und die Reproduktion von Schnecken hemmen). Sie können lokal ein Problem darstellen (z.B. bei Applikation von Pestiziden/Bioziden) oder global (z.B. PCB als persistenter organischer Stoff, der sich im Fettgewebe von Tieren und Menschen anreichert). Meist läßt sich allerdings nicht zuordnen, welcher Stoff aus einer bestimmten Emission zu beschriebenen Wirkungen führt, auch wenn man sicher weiß, daß bestimmte Gewässerabschnitte, bestimmte Böden oder andere Medien stark mit Chemikalien belastet sind und Wirkungen im Ökosystem nachweisbar sind. Der Einfluß ist aber fast immer ein Effekt einer Vielzahl von Chemikalien. Bestenfalls lassen sich in einigen Fällen mit Mühe Stoffe identifizieren, die vermutlich einen erheblichen Beitrag zur Toxizität liefern.

Ein weiteres Problem, das sich einer sicheren Prognose entzieht, ist die Reversibilität eines eintretenden Effektes: Erholt sich das Ökosystem von der Belastung rasch, nur langsam oder etwa gar nicht?

## 2.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“

### 2.1.1.1. Wirkungsmechanismen

In diesem Kapitel wird die Gefährdung von Ökosystemen durch direkte Einwirkung toxischer Substanzen beschrieben. Dabei wird deutlich, daß es viele verschiedene Endpunkte gibt, die sich qualitativ sehr voneinander unterscheiden (können). Die Wirkungen können grob nach kurz- und langfristigen Effekten (sowohl bezogen auf die Einwirkdauer der Stoffe als auch das Anhalten des Gesundheitsschadens) oder nach den Endpunkten gegliedert werden. Bei Letzterem würden zum Beispiel Beeinflussung wichtiger Stoffwechselfunktionen, Organschädigungen, verminderte Reproduktionsfähigkeit (Fertilitäts- und Fruchtschädigung), Genotoxizität und Mutagenität (Veränderungen im Erbgut), immuntoxische Wirkungen, Wirkungen auf das Hormonsystem, verringerte Lebensdauer, beeinträchtigt Schwarmverhalten, neurotoxische Wirkungen oder direkt tödliche Wirkungen betrachtet werden. Die unterschiedlichen Endpunkte reichen von leichten, schweren und lebensbedrohlichen Schädigungen von Individuen (sowohl bei Pflanzen als auch bei Tieren) über Verschiebungen im Artenspektrum bis zu der verminderten Überlebensfähigkeit bestimmter Arten in bestimmten Regionen und zum weltweiten Aussterben von Arten und damit einer Verminderung der Biodiversität. Tatsächlich auftretende Wirkungen sind immer abhängig von der intrinsischen Toxizität („Giftigkeit“, Dosis-Wirkungs-Beziehungen) der einwirkenden Stoffe, von dem Einwirkungsweg (Kontaktort mit oder Aufnahmeweg in den Körper), von der Einwirkungshäufigkeit und der Einwirkungszeit. Zusätzlich spielt die Vorbelastung eines Organismus oder einer Population und die Hintergrundbelastung der Umgebung und die Vorbelastung von Ökosystemen eine Rolle; diese bestimmen, durch welchen Zusatzeintrag Schäden entstehen. Diese Randbedingungen können zum Teil außer Kraft gesetzt werden, wenn mehrere Stoffe gleichzeitig einwirken und ihre Wirkung addiert, multipliziert oder gar potenziert wird. Für solche Wirkungsweisen ist nur sporadisches und wenig belastbares Wissen vorhanden. Eine weitere Unsicherheit ist (dies gilt aber für alle betrachteten Wirkungskategorien), daß nur bekannte Endpunkte erforscht, berücksichtigt und damit auch bewertet werden können. In der Vergangenheit gab es immer wieder Wirkungen, die lange Zeit unbemerkt geblieben sind. Ein prominentes Beispiel aus der jüngeren Vergangenheit sind die Wirkungen von Chemikalien auf das hormonelle System.

#### a) Aquatische Ökosysteme:

Aquatische Ökosysteme können durch Stoffeinträge aus Punkteinträgen (z.B. Abwassereinleitungen, Ablauf von Verdachtsflächen, landwirtschaftlichen Betrieben etc.) belastet werden oder durch diffuse Einträge (z.B. Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, Abschwemmung von kontaminierten Flächen, Niederschläge, Auswaschungsvorgänge aus Produkten).

Zur Veranschaulichung sei hier der Störfall bei Sandoz genannt, auch wenn im Rahmen von Ökobilanzen nicht solche Unfälle, sondern die „regulär“ durch Produktion oder Nutzung auftretenden Emissionen betrachtet werden: Bei dem Brand einer Lagerhalle der Firma Sandoz in Schweizerhalle am Oberrhein gelangten große Mengen (10.000 - 15.000 m<sup>3</sup>) an Löschwasser vermischt mit verschiedenen Pflanzenschutzmitteln (Propethamphos, Disulfoton, Parathion, Fenitrothion und Oxadixyl) in den Rhein. Durch den Schadstoffeintrag wurde die gesamte Aal-Population des Oberrheins (200.000 t)



vernichtet, und Gräuling, Forelle und andere Fischarten sowie die wirbellosen Tiere schwer geschädigt. Auch 400 km unterhalb der Eintragsstelle starben die Fische noch, obwohl die Konzentrationen der einzelnen Pflanzenschutzmittel viel niedriger waren als die jeweiligen  $LC_{50}$ -Werte (eine im Biotest ermittelte Konzentration, bei der 50 % der Versuchstiere sterben), was wahrscheinlich auf das Gemisch der verschiedenen Chemikalien zurückzuführen war, das die Toxizität erhöhte.

Bei einer solchen Katastrophe ist es eindeutig und unumstritten, daß das Ökosystem geschädigt wurde. Ist die Situation weniger akut, werden z.B. „nur“ Veränderungen der Häufigkeit einer Tierart festgestellt, dann ist die Zuordnung zu bestimmten Emissionen kaum möglich und es stellt sich die Frage, woher diese kommen und ob sie schädlich für die Population oder das System sind: Erstens sind natürliche Ökosysteme nicht statisch, sondern ständigen Veränderungen unterworfen, zweitens treten viele Folgen von Schadstoffen erst längere Zeit nach dem Eintrag zutage, wenn z.B. die Konzentration eines Stoffes im Umweltmedium so gering ist, daß sie die dort lebenden Organismen zwar nicht tötet, aber chronische Schäden verursacht, krebserzeugend ist oder die Reproduktion vermindert und Populationen dadurch zurückgehen. Manche Stoffe sammeln sich auch in der Nahrungskette an und verursachen erst bei den Endgliedern der Nahrungskette Schäden.

*Beispiel DDT:* ein Insektizid, durch das bei insektenfressenden Vögeln und bei Raubvögeln die Eierschalen so brüchig wurden, daß keine Jungvögel ausgebrütet werden konnten;

*Beispiel halogenierte Kohlenwasserstoffe (wie PCB),* die Störungen in der Immunabwehr von Meeressäugern verursachen. So wurde die Sterblichkeitsrate von Robben im Laufe der sich 1988/89 im Kattegat-Skagerrak-Gebiet ereigneten Virusepidemie durch die Schadstoffbelastung der Tiere sicherlich erhöht. Auch die geringe Trächtigkeitsrate von Robben der Ostsee wurden mit der Belastung der Tiere mit halogenierten Kohlenwasserstoffen erklärt, da Robben mit Mißbildungen der Fortpflanzungsorgane besonders hohe Konzentrationen halogener Kohlenwasserstoffe aufwiesen.

#### *b) terrestrische Ökosysteme:*

Terrestrische Ökosysteme können durch Stoffeinträge aus der Luft, durch direkten Eintrag von Chemikalien in Boden oder Grundwasser (z.B. landwirtschaftliche Chemikalien wie Pestizide und Düngemittel, Sickerwasser und Ausgasungen aus Deponien) und durch die Aufbringung von Klärschlamm oder Kompost belastet werden. Wichtig sind weiterhin direkte Emissionen aus Produkten, insbesondere Bauchemikalien (Sportplatzbeläge, Bodenversiegelungen, Injektionssysteme zur Grundwasserabdichtung). Lokale Bodenverunreinigungen können auch bei vielen Produktionsprozessen entstehen, z.B. Ö Raffinerien, Galvanikbetrieben, Chemieindustrie.

Beim Eintrag von Schadstoffen aus der Luft wird der Schadstoff zum großen Teil auf den Blättern abgelagert, so daß Pflanzen und im oder vom Laub lebende Organismen, die sensibel auf den jeweiligen Schadstoff reagieren, direkt geschädigt werden. Durch Regenwasser kann der Schadstoff von der Pflanze auf den Boden gespült werden, wo Organismen, die die Bodenoberfläche bevölkern, sowie die Tiere, die sich von diesen ernähren, geschädigt werden können.

Im Laufe der Zeit wird der Schadstoff ins Innere des Bodenkörpers verlagert, wo er Bodenorganismen schädigen kann oder durch Pflanzenwurzeln aufgenommen

wird und wieder in die Blätter der Pflanze transportiert werden kann. Durch Sterben und Zersetzung der Blätter gelangt der Schadstoff wieder in den Boden, wo er unter Umständen ins Grundwasser ausgewaschen werden kann. Falls der Schadstoff nicht oder nur langsam abbaubar ist, kann er so eine geraume Zeit im Ökosystem verbleiben.

#### **2.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Sehr verallgemeinert und vereinfacht gilt für viele Endpunkte, daß akut auftretende Wirkungen eher reversibel (heilbar, komplett wiederherstellbar) sind als chronische Wirkungen. Gar nicht reversibel sind viele reproduktionstoxische (fertilitäts- und fruchtschädigende), neurotoxische, organotoxische oder krebserzeugende und natürlich direkt tödliche Wirkungen. Häufig gilt (auch dies muß als eine Verallgemeinerung angesehen werden, für die es naturgemäß viele Ausnahmen gibt), daß mit zunehmender Dauer einer stofflichen Einwirkung, wenn sie genügend hoch dosiert ist, die verursachten Wirkungen immer weniger reparabel oder reversibel sind. Ob und inwieweit die Schädigung eines Ökosystems reversibel ist, hängt von mehreren Faktoren ab. Es stellt sich die Frage, ob ein Schadstoff biologisch (d.h. von Teilen des Ökosystems selbst) abbaubar ist, ob er mobil ist (innerhalb des Ökosystems verlagert werden kann), ob er bioverfügbar ist (d.h. ob die Pflanzen ihn aus dem Boden oder die Tiere ihn aus der Nahrung aufnehmen; der Schadstoff kann dann selektiv nur das Tier/die Pflanze, nur die in der Nahrungskette folgenden Tiere oder beide schädigen). Weiterhin ist das zeitliche Ausmaß der (potentiellen) Wirkungen abhängig von der lokal auftretenden Schadstoffkonzentration und davon, ob ein Schadstoffeintrag kontinuierlich oder als Stoßbelastung erfolgt. Je nach auftretenden (potentiellen) Wirkungen sind diese mehr oder weniger reversibel (s.o.; Abhängigkeit von Dauer der Einwirkung, Konzentrationen und Stoffkombinationen) bis irreversibel (z.B. komplettes Verschwinden von Arten aus Ökosystemen, Zusammenbruch/völlige Veränderung von Ökosystemen). Das zeitliche Auftreten von Schadwirkungen ist abhängig vom betrachteten Endpunkt. In der Regel treten akute Wirkungen sofort oder mit geringer Verzögerung auf. Die chronischen Wirkungen können nach monatelanger oder erst nach jahrelanger Exposition auftreten.

#### **2.1.1.3. Räumliche Ausdehnung**

Die räumliche Ausdehnung läßt sich nicht in geographischen Regionen fassen. Vielmehr (und hier stellt es sich wieder als schwierig heraus, daß ein Schutzgut direkt in einer Wirkungskategorie betrachtet wird) geht es hier um die weltweite Anzahl betroffener pflanzlicher und tierischer Individuen und Arten. Diese ist wiederum abhängig von regionaler Ansiedlung, Art, Menge und Verteilung von Emissionen. Meist werden Emissionen in die Luft die in der Umgebung lebenden Organismen am direktesten erreichen; Emissionen in den Boden oder in das Wasser oder dort aus der Luft deponierte Stoffe erreichen die Organismen über Nahrung oder Wasser. Hier können große räumliche Unterschiede zwischen Emission und Exposition auftreten.

### **2.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“**

siehe Kapitel 1.2.

### 3. Wirkungskategorie „Eutrophierung, aquatisch“

#### 3.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung

##### 3.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“

###### 3.1.1.1. Wirkungsmechanismen

###### Primärwirkung

Hohe Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff (Eutrophierung) bewirken in Gewässern ein überhöhtes Pflanzenwachstum (Planktonalgen und/oder höhere Wasserpflanzen). Die übermäßige Pflanzenbiomasse kann von Primärkonsumenten nur zu einem geringen Anteil genutzt werden und wird nach dem Sterben mikrobiell unter Sauerstoffverbrauch zersetzt.

In den meisten Binnengewässern ist Phosphor der wachstumslimitierende Faktor, während in der zentralen Nordsee und in der Ostsee Stickstoff limitierend wirkt. Auch in Binnenseen kann im Hochsommer eine Stickstofflimitierung auftreten, die jedoch durch Luftstickstoff-fixierende Planktonalgen überwunden werden kann.

###### Sekundärwirkung

Die Überdüngung der Gewässer bewirkt eine Entkopplung der aquatischen Stoffkreisläufe: Während unter Nährstoffknappheit die Nährstoffe und die daraus produzierte Biomasse von der Organismengemeinschaft optimal ausgenutzt werden, sinken Biomasse und Nährstoffe in **Seen** jetzt zu Boden und werden am Grund unter Sauerstoffzehrung abgebaut.

Weite Bereiche des sauerstofffreien Seebodens **fallen** damit **als Lebensraum** für höhere Organismen **aus**. Ausgedehnte Sauerstoffarmut kann zu massiven Fischsterben führen. Hohe Ammoniumkonzentrationen aus dem Abbau der Biomasse können in Zusammenhang mit hohen pH-Werten, wie sie bei Überdüngung häufig auftreten, zur Bildung des fischtoxischen (für Fische giftigen) Ammoniaks führen. Die Organismengesellschaft wird **artenärmer**. Im Plankton treten Massenentwicklungen weniger oder einzelner dominanter Arten auf. Die von den Planktonalgen verursachte erhöhte Wassertrübung führt zum Verschwinden der Unterwasservegetation, bei weiterer Eutrophierung degradiert auch die Sumpfpflanzenzone. Damit entfallen weitere Lebensräume, die besonders für viele Jugendstadien (Jungfische, Insektenlarven u.v.a. mehr) von Bedeutung sind. Zusätzlich zu dieser Arten- und Strukturverarmung des Gewässers können aus den vegetationsfreien Flachwasserbereichen nährstoffhaltige Sedimente einfach aufgewirbelt und weitere Nährstoffe freigesetzt werden.

In **Fließgewässern** werden die übermäßig vorhandenen Nährstoffe nicht im Gewässer festgehalten, sondern mit der fließenden Welle Richtung Meer transportiert, wo sie in Küstenbereichen weitere Eutrophierungserscheinungen verursachen.

Die Eutrophierungserscheinungen in **Fließgewässern** sind, in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, ähnlich wie in Seen, jedoch z.T. mit weniger gravierenden Auswirkungen im Gewässer selbst, da durch die Fließbewegung eine ständige

Zufuhr von Sauerstoff zumindest die Auswirkungen des Sauerstoffmangels mindert und da Nährstoffe weniger in Sedimenten abgelagert werden.

### **3.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Aquatische Ökosysteme besitzen individuell unterschiedliche Nährstoffpuffervermögen und -mechanismen, die eine gewisse Nährstoffzufuhr erlauben, ohne daß eine deutliche Veränderung in der Ökosystemstruktur sichtbar wird. Ist dieses Puffervermögen jedoch überschritten, dann setzt, insbesondere bei Seen, eine Wirkungskette ein, die auch bei Einstellung weiterer Nährstoffzufuhr zu einer fortlaufenden Nährstofffreisetzung aus dem Ökosystem führt („rasante Eutrophierung“). Solche Mechanismen positiver Rückkopplung sind vor allem, besonders bei Seen und langsam fließenden Fließgewässern, die Freisetzung von Nährstoffen aus dem jetzt anoxischen (sauerstofffreien) Sediment, die in der frühen Eutrophierungsphase noch am oxischen Sediment gebunden wurden, und die Zerstörung und Veränderung von nährstoffbindenden biotischen Strukturen (z.B. Ufer- und Unterwasservegetation) durch Überdüngung.

Dieser Eutrophierungsprozeß ist daher bei vielen Seen bestenfalls langfristig rückführbar. Es wird zwar versucht, nach Einstellung der externen Nährstoffzufuhr diese „interne Düngung“ aus den Seesedimenten durch verschiedene Restaurierungsmaßnahmen zu unterbinden (Entschlammung, Sedimentbehandlung, Tiefenwasserbelüftung), eine dauerhafte Sanierung ohne ständigen Einsatz von Mitteln und Energie (wie bei der Tiefenwasserbelüftung und der Tiefenwasserentphosphatung) gelingt jedoch oft nur bei stark durchströmten oder tiefen Seen. Bei Fließgewässern und stark durchflossenen Seen ist ein je nach Gewässertyp mehr oder weniger rascher Rückgang der Eutrophierungserscheinung nach Einstellung der äußeren Nährstoffzufuhr möglich (in Abhängigkeit von der internen Nährstoffbelastung und der Wasseraustauschzeit mehrere Jahre bis Jahrzehnte). Da die Nährstoffe jedoch hierbei stromab Richtung Meer transportiert werden, handelt es sich lediglich um eine Verlagerung der Eutrophierung in die Küstengewässer.

### **3.1.1.3. Räumliche Ausdehnung**

Die Eutrophierung der Binnengewässer ist in nahezu allen dichtbesiedelten Industrienationen ein Problem. Obwohl in Deutschland in den letzten Jahrzehnten die Belastung der Fließgewässer mit fäulnisfähiger organischer Substanz und mit Phosphor durch Ausbau der Klärwerkstechnik deutlich verringert werden konnte, stellt die Gewässereutrophierung noch immer ein fast flächendeckendes Problem dar. Die Phosphoreinträge in die Binnengewässer betragen in Deutschland heute noch etwa das zehnfache der natürlichen Phosphoreinträge. Der Eintrag von überwiegend aus der Landwirtschaft stammendem Stickstoff, der vor allem im Küstenbereich eutrophierende Wirkung zeigt, konnte kaum verringert werden. Durch den fast flächendeckenden Ausbau der Fließgewässer Deutschlands ist die Nährstoffretentionskapazität (d.h. die Fähigkeit, Nährstoffe zu speichern) dieser Gewässer gravierend verringert und das Eutrophierungsproblem weiter verschärft.

### **3.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“**

#### **3.1.2.1. Wirkungsmechanismus**

Das massenhafte Auftreten bestimmter Phytoplanktonalgen kann zu Gesundheitsschäden bei Badenden und über das Trinkwasser führen. In eutrophen Seen bilden Blaualgen im Sommer oft Wasserblüten, die durch Ausscheidung bestimmter Toxine bei Badenden zu allergischen und sogar toxischen Reaktionen führen können. Blaualgentoxine wurden auch in Trinkwasser gefunden.

Darüber hinaus wird auch die bakterielle Belastung des Gewässers (z.B. die Vermehrung von koliformen Keimen) durch die Eutrophierung begünstigt.

Insgesamt wird die Aufbereitung von Wasser für die menschliche Nutzung, sei es als Trinkwasser, Brauchwasser oder Bewässerungswasser, durch den erhöhten Gehalt an organischer Substanz wesentlich aufwendiger.

Die zunehmende Nitratbelastung des Grundwassers stellt ebenfalls eine Gefahr für die menschliche Gesundheit dar.

#### **3.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Bezüglich der Reversibilität der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit gilt das in Kap. 1.1.1.2 Gesagte. Hinsichtlich der Bedeutung der Blaualgentoxine für die menschliche Gesundheit, sei es durch Hautkontakt oder durch Trinkwasser, steht die Forschung erst am Anfang. Neben akuten werden chronische und subakute Wirkungen vermutet.

#### **3.1.2.3. Räumliche Ausdehnung**

In unseren Breiten treten in fast allen stark eutrophierten Gewässern sommerliche Blaualgenblüten auf. Über 40 % der Badegewässer Deutschlands halten gegenwärtig den Sichttiefengrenzwert der EU-Richtlinie für Badegewässer (1 m) nicht ein. Diese hohen Trübungen sind im Sommer überwiegend durch Blaualgenblüten verursacht. Toxine werden aber nur von bestimmten Blaualgenarten unter gewissen Umständen ausgeschieden. Unter welchen Umständen und von welchen Algenarten welche Art von Toxinen ausgeschieden werden, ist bisher noch weitgehend ungeklärt. Vergiftungserscheinungen durch Blaualgen wurden aus aller Welt gemeldet.

### **3.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance-to-target“**

In einer im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeiteten Studie über „Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern“ wird für oberirdische Fließgewässer die Einhaltung folgender Zielvorgaben empfohlen:

	Qualitätsziel	Schutzgut
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	25 mg/l NO <sub>3</sub> (= 5,7 mg NO <sub>3</sub> -N/l)	Trinkwasser
Ammonium (NH <sub>4</sub> )	0,4 mg/ NH <sub>4</sub> für Karpfengewässer 0,2 mg/l NH <sub>4</sub> für Forellengewässer	aquatische Lebensgemeinschaft
Phosphor	0,15 - 0,20 mg/l Gesamtphosphor 0,05 - 0,10 mg/l Gesamtphosphor als weitergehendes Ziel	aquatische Lebensgemeinschaft (Schutz vor Eutrophierung)

Unter Berücksichtigung dieser Empfehlung wurden von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) Zielvorgaben für den Rhein für Gesamtphosphor von 0,15 mg/l Gesamtphosphor und für Ammonium von 0,20 mg/l NH<sub>4</sub>-N (= 0,26 mg/l NH<sub>4</sub>) verabschiedet.

In der 7-stufigen Bewertungsskala der Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wird die dritte Stufe (Güteklasse II) mit folgenden Nährstoffkonzentrationen als Qualitätsziel angestrebt:

	Qualitätsziel (Güteklasse II)
Stickstoff	≤ 3,0 mg Gesamt-Stickstoff/l
Ammonium	≤ 0,3 mg/l NH <sub>4</sub> -N
Phosphor	≤ 0,15 mg/l Gesamtphosphor

Diese Zielvorgaben wurden in den Flüssen Deutschlands 1996 an den LAWA-Meßstellen (= 151 Fließgewässermeßstellen in D) bei

- P-Gesamt-phosphor an 82 %
- Ammonium an 80 %
- Gesamt-Stickstoff an 86 %

der Meßstellen überschritten (Grundlage 90Perzentil, d.h. die Zielvorgabe gilt an einer Meßstelle als überschritten, wenn 10 % der Messungen über der Zielvorgabe liegen).

Für Seen müßten zur Vermeidung unerwünschter Eutrophierungsfolgen ebenfalls noch deutlich niedrigere Konzentrationen eingehalten werden:

- Flachseen: 0,04 - 0,06 mg P/l Gesamtphosphor,
- tiefe Seen: 0,01 - 0,02 mg P/l Gesamtphosphor.

## **4. Wirkungskategorie „Eutrophierung, terrestrisch“**

### **4.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung**

#### **4.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“**

##### **4.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

Gasförmig emittierte Stickstoffoxide ( $\text{NO}_x$ ) und Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und ihre Reaktionsprodukte (summarisch bezeichnet als  $\text{NO}_y$  und  $\text{NH}_x$ ) werden in der Atmosphäre weiträumig transportiert und in terrestrische und aquatische Ökosysteme eingetragen. Aus ökologischer Sicht sind die anthropogenen Stickstoffeinträge deshalb so gravierend, weil unter naturnahen Bedingungen für den Nährstoffkreislauf verfügbarer Stickstoff in der Regel knapp ist. Terrestrische Ökosysteme haben sich daher in der Evolution zumeist auf Bedingungen eingestellt, bei denen nutzbarer Stickstoff zu den begrenzenden Faktoren im Stoffkreislauf gehört. Man spricht von einer Eutrophierung (Übersättigung des Systems mit Stickstoff), wenn die Verfügbarkeit organisch gebundenen Stickstoffs den Gesamtbedarf aller konsumierenden Prozesse übersteigt. Kein anderer Nährstoff hat in terrestrischen Ökosystemen ein vergleichbar schädliches Potential wie Stickstoff.

Der Stickstoffeintrag in Wälder und andere naturnahe Ökosysteme erfolgt ausschließlich aus der Atmosphäre. Auf einen erhöhten Stickstoffeintrag reagieren die Pflanzen zunächst mit einem stärkeren Wachstum. Durch ein Überangebot an Stickstoff wächst jedoch zunehmend das Risiko von Nährstoffungleichgewichten, denn gesteigertes Primärwachstum ist gleichbedeutend mit einem erhöhten Bedarf an anderen lebensnotwendigen Nährelementen. Wenn dieser zusätzliche Nährstoffbedarf der Pflanzen nicht mehr gedeckt wird, kann die Balance der Nährstoffe insgesamt so weit gestört werden, daß schließlich ein permanenter oder periodisch auftretender Nährstoffmangel vorliegt.

Auch der Wasserhaushalt von Wäldern kann durch einen überhöhten Stickstoffeintrag ins Defizit geraten, denn infolge des angeregten Wachstums benötigen die Bäume neben mehr Mineralstoffen auch mehr Wasser, und gleichzeitig wird durch die Eutrophierung eine dichtere Waldbodenvegetation gefördert, die zusätzlich Wasser benötigt. Folge dieser Konkurrenz ist ein früheres Auftreten von Trockenstreß.

Das erhöhte Stickstoffangebot hat weiterhin zahlreiche pflanzenphysiologische Wirkungen. Eine Überversorgung mit Stickstoff setzt z.B. die Frosthärte von Waldbäumen herab. Zudem macht ein einseitiges Stickstoffangebot sie anfälliger für den Befall mit bestimmten Schädlingen.

Durch die Eutrophierung von Wäldern, Hochmooren, Heiden und Magerrasen wird die Artenzusammensetzung der Vegetation verändert. Stickstoffliebende Pflanzen breiten sich aus und verdrängen die an nährstoffärmere Verhältnisse angepaßten Arten. Die Folge ist ein Verlust an Artenvielfalt und eine Vereinheitlichung der Vegetationstypen. Die im Laufe der letzten Jahrzehnte in „Roten Listen“ dokumentierte Verschiebung des Pflanzen- und Tierartenspektrums in der Bundesrepublik

Deutschland wird außer durch Entwässerungsmaßnahmen insbesondere durch die Eutrophierung beeinflusst. Da etwa 80 % der gefährdeten Pflanzenarten fast ausschließlich auf stickstoffarmen Standorten vorkommen, haben Stickstoffeinträge einen wesentlichen Anteil am Rückgang seltener Arten.

Durch die Konkurrenz stickstoffliebender Pflanzen mit jungen Bäumen können Verjüngungsprobleme in Wäldern auftreten. Darüber hinaus gibt es zahlreiche Hinweise, daß die Ausbildung der Mykorrhiza (für Waldbäume lebenswichtige Pilze, die symbiontisch auf Baumwurzeln leben) durch ein Überangebot an Stickstoff gehemmt wird. Auch auf die Populationsdichte und das Artenspektrum der Bodenorganismen sind negative Auswirkungen zu erwarten. Insgesamt wird also die Lebensraumfunktion des Bodens erheblich beeinträchtigt.

Eine weitere schädigende Wirkung erhöhter Stickstoffeinträge ist in einer langfristigen Bodenversauerung zu sehen, die mittlerweile zum Großteil durch Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre bedingt ist (siehe Kap. 10). Die versauerungsbedingte beschleunigte Auswaschung anderer Nährstoffe kann die weiter oben beschriebenen Nährstoffungleichgewichte im Boden noch weiter verstärken.

#### 4.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, zeitliche Dauer

Die pflanzenphysiologischen Wirkungen und die erhöhte Empfindlichkeit gegen Schädlinge sind meist *reversibel* (wenige Jahre).

Die durch Stickstoffeinträge bewirkten Nährstoffungleichgewichte sind *mittelfristig reversibel*, sofern über Verwitterung und/oder Deposition andere Nährstoffe (z.B. Kalzium, Magnesium, Kalium) für die Pflanze verfügbar gemacht werden. Viele naturnahe Ökosysteme sind zwar in der Lage, eine erhebliche Stickstoffmenge in der organischen Substanz der Böden und in der Biomasse zu speichern. Diese Speicherfähigkeit ist jedoch begrenzt. Nach einer Akkumulationsphase geben stickstoffgesättigte Systeme den überschüssig eingetragenen Stickstoff meist in umweltbelastender Form (Nitrat ins Grundwasser, N<sub>2</sub>O in die Atmosphäre) wieder ab. Böden werden damit selbst zu einer nachhaltigen Stickstoffquelle.

Der veränderte Wasserhaushalt insbesondere von Waldökosystemen ist *mittel- bis langfristig reversibel*, wobei diese Aussage wegen der vielfältigen ökologischen Wechselwirkungen sehr unsicher ist.

Der durch Eutrophierung bedingte Verlust an Pflanzenarten, die an stickstoffarme Bedingungen angepaßt sind, ist *irreversibel*.

Critical Loads (ökosystemspezifische Schwellenwerte für Eintragsraten eines Stoffes) für eutrophierenden Stickstoff sind so definiert, daß die *langfristige*, nachhaltige Export- bzw. Immobilisierungsrate nicht überschritten wird (Gleichgewichtszustand).

Die Verzögerung der eutrophierenden Wirkungen von Stickstoffeinträgen ist je nach Eintragshöhe und Ökosystemeigenschaften sehr unterschiedlich. Sie kann wenige Jahre bis zu mehreren Jahrzehnten dauern.

#### 4.1.1.3. Räumliche Ausdehnung

Die anthropogene Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme ist ein Prozeß regionalen und kontinentalen Maßstabs (Europa). Deutschland kann nicht isoliert betrachtet werden, da in Deutschland emittierte Stickstoffverbindungen zum Teil ins Ausland transportiert werden und umgekehrt. Dies gilt vor allem für Stickoxide, nur in eingeschränktem Maße für Ammoniak, welches zu einem großen Teil emissio-



onsnah deponiert wird. Der Export aus Deutschland ist jeweils größer als der Import. Für die Eutrophierung wäre somit die Betrachtung auf europäischer Ebene angebracht.

Obgleich die räumliche Ausdehnung des Phänomens Eutrophierung regional/kontinental ist, ist die Ausprägung, d.h. das tatsächlich wirksame Verhältnis von aktueller Deposition zu Critical Load, räumlich außerordentlich variabel. Neben Gebieten mit massiver Überschreitung der Critical Loads (v.a. in Gebieten mit Intensivtierhaltung und hohen Ammoniakemissionen) existieren auch solche ohne Überschreitung, d.h. ohne Eutrophierung über das langfristig tolerierbare Maß hinaus.

#### **4.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“**

Das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ist nur indirekt berührt, da Eutrophierung langfristig zu erhöhten Nitratwerten im Grundwasser führt.

#### **4.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“**

Der international vereinbarte Parameter für das Schadpotential von eutrophierenden Stickstoffeinträgen in terrestrische Ökosysteme ist die Überschreitung von ökosystemspezifischen Schadschwellen-Eintragsraten (critical loads) durch aktuelle, jährliche Stickstoffeinträge.

Das Hauptproblem der Quantifizierung eines „distance to target“ liegt in der starken räumlichen Variabilität sowohl der Empfindlichkeit (Critical Load) als auch der Deposition (s.o.). Als Zielwert (target) wird hier in Anlehnung an internationale Übereinkommen (UN/ECE-Luftreinhaltekonvention; UN/ECE = Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) das 95-Perzentil der Critical Load-Überschreitung (= Schadpotential, s.o.) vorgeschlagen.

Für Europa wird für die Quantifizierung des Schadpotentials die Differenz (Deposition minus Critical Load) angenommen; die Einheit dieser Critical Load-Überschreitung ist kg Stickstoff/ha/Jahr. Dieses Maß ist hier ungeeignet, da "distance to target" zur Rangbildung der verschiedenen Wirkungskategorien gegeneinander benutzt wird und deshalb eine dimensionslose Größe erforderlich ist. Um eine solche dimensionslose Größe zu erhalten, wird vorgeschlagen (abweichend von der ECE-Methodik), anstelle der Differenzen die Quotienten aus Deposition und Critical Load zu bilden.

Gegenwärtig sind Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff fast auf der gesamten Fläche empfindlicher Ökosysteme (Wälder, Moore, Heiden, Trockenrasen etc.) in Deutschland überschritten. In Deutschland liegt der Quotient Deposition (1993)/Critical Load für empfindliche Ökosysteme fast nirgends unter 1, d.h. es gibt kaum Flächen, auf denen langfristig keine Eutrophierung stattfindet. Auf fast der gesamten Fläche überschreitet die Deposition die Critical Loads, auf 5 % der Fläche sogar um mehr als das 4,5-fache. In absehbarer Zukunft ist keine wesentliche Besserung zu erwarten, d.h. die Eutrophierung wird fast flächendeckend weiter voranschreiten.

## **5. Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“**

### **5.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung**

#### **5.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“**

##### **5.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

###### Primärwirkung:

Durch die Änderung der Flächennutzung kommt es zum Entzug von geeignetem Lebensraum und damit zu einem absoluten Verlust genetischer Vielfalt, sowie zum Verlust von Arten, Ökosystemen und naturräumlichen Funktionsbeziehungen zumindest auf der umgewidmeten Fläche. Sofern nicht genügend Ausweichflächen vorhanden sind, sterben die betroffenen Populationen aus. Bei einem entsprechenden Gefährdungsgrad (Rote Liste) oder natürlich bedingter Seltenheit der Arten und Ökosysteme kann es sogar zu deren vollständiger Vernichtung führen.

In Abhängigkeit von der Flächenbewirtschaftung kann es zum bewußten oder unbewußten Einbringen von Fremdarten oder gentechnisch veränderten Organismen kommen. Diese können durch Konkurrenz vorhandene Arten vertreiben, wodurch sich die Artenzusammensetzung ändert. Des weiteren können die neuen Arten in die Stoffkreisläufe (Wasser, Nährstoffe, Sauerstoffproduktion) eingreifen, womit sie diese verändern können. Ebenso sind physikalische Veränderungen (z.B. Bodenverdichtung) der abiotischen Umwelt möglich.

Daneben kann auch die direkte Entnahme einzelner Wildarten durch Bejagen, Befischen oder Abholzen zur Veränderung der Artenzusammensetzungen innerhalb von Ökosystem führen und damit - wie im vorhergehenden Absatz beschrieben - Auswirkungen auf die Funktionsweise des Ökosystems haben.

Zudem wird durch die Änderung der Flächennutzung die Qualität und Quantität der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft auf der betroffenen Fläche selbst und den Randbereichen beeinflusst. Je nach Art und Intensität der neuen Flächennutzung fällt die ökologische Qualitätsänderung verschieden aus. Sie kann hier nicht pauschal beschrieben werden. Neben der Lebensraumfunktion (siehe oben) sind beim Boden die Regelungsfunktionen (Filter-, Puffer-, Transformatorfunktion) und Produktionsfunktion, beim Wasser die Grundwasserneubildung, Verfügbarkeit von Wasser, Wasserrückhaltevermögen/Abflußverhalten und bei der Luft insbesondere das Klima (Mikro- bis globales Klima) durch die Art der Bodenbedeckung, die Bodenstruktur und -bearbeitung betroffen.

Durch - insbesondere linienhafte - Flächenumwidmung kommt es zu einer mehr oder weniger starken Zerschneidung von Funktionszusammenhängen des Naturhaushaltes. Die Stärke und die Wirkungsart hängt wiederum sowohl von der Art der neuen Flächennutzung als auch von ihrer räumlichen Anordnung ab.

In der Tendenz kann man sagen, daß mit steigender Intensität des Eingriffs in den Naturraum die Selbstregulierungsfähigkeit der Ökosystem immer weiter sinkt. Im Extremfall erliegt sie völlig.

#### Sekundärwirkung:

Infolge des Wegfalls bestimmter Arten und Ökosysteme und wegen der veränderten abiotischen Umweltqualität werden sich auf einer Fläche nach Nutzungsänderung eine andere Artenzusammensetzung und andere Ökosystemtypen einstellen, sofern die Fläche nicht vollständig versiegelt wird.

Diese Veränderung der biologischen Komponenten des Naturhaushaltes und der abiotischen Umweltqualität auf der in Anspruch genommenen Fläche kann zu einer Änderung der Funktionsweise des Naturhaushaltes sowohl auf der betroffenen Fläche selbst als auch auf anderen Flächen führen, wenn diese mit dieser Fläche im Funktionszusammenhang stehen. Damit kann es zu einer Änderung der natürlichen Steuerungsmechanismen zur Regulierung der Ökosphäre kommen, die die Grundlage für das Leben auf der Erde sind (Wasserkreislauf, Kohlenstoffkreislauf, Stickstoffkreislauf).

Wenn die Zerschneidung der Landschaft so stark ausgeprägt ist, daß Biotope verinseln, können betroffene Arten und Biotope unter Umständen auf Dauer nicht länger existieren. Die Verinselung beschränkt die genetische Variationsbreite innerhalb der Populationen (Unterschreitung der Mindestpopulationsgröße). Es kommt zu Inzucht und damit in der Regel zu verminderter Fitneß der Arten und Ökosysteme, in deren Folge die betroffenen Arten aussterben und gegebenenfalls der Ökosystemtyp sich ändert.

Die genetische Vielfalt ermöglicht es biologischen Systemen, sich an veränderte Umweltbedingungen durch Evolution anzupassen. Bei Verlust von genetischer Vielfalt wird diese Fähigkeit eingeschränkt, und es kann dadurch bei veränderten Umweltbedingungen (Klimaänderungen u.ä.) zum Aussterben von Populationen und Arten kommen. Ähnlich verhält es sich mit dem Verlust von Arten. Wenn eine Art eine Schlüsselfunktion im Ökosystem einnimmt, so wird ihr Verschwinden Veränderungen im Ökosystemtyp hervorrufen.

Die Änderung des Reliefs (Form der Oberfläche) bewirkt lokale Klimaveränderungen.

Die Änderungen des Bewuchses und der Bodenstruktur beeinflussen die Funktionsweise des Wasserhaushaltes und Verdichtungs- sowie Erosionsprozesse.

#### **5.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Solange die Fläche in Anspruch genommen wird, bleiben die Wirkungen bestehen. Die Wiederherstellbarkeit nach einer Nutzungsaufgabe ist vom Ökosystemtyp des Ausgangszustandes und von der Schwere des Eingriffs abhängig. Die Entwicklungsdauer bestimmter Biotoptypen ist in Tabelle 1 aufgelistet. Grundvoraussetzung für die Wiederherstellbarkeit ist jedoch, daß die geeigneten abiotischen Um-

weltbedingungen für die Entwicklung der Biotope vorhanden sind oder - sofern möglich - geschaffen werden.

Tab. 5-1: Entwicklungsdauern verschiedener Biotoptypen

Rangziffer Altersklasse	Entwick- lungsdauer	Beispiele
I	< 5 Jahre	kurzlebige Ruderalfluren, Ackerwildkrautgesellschaften, Pionierstadien der Sandrasen (Silbergrasfluren), Schlagfluren, Zwergbinsenfluren
II	5 - 25Jahre	artenarme Wiesen und Hochstaudenfluren, ausdauernde Ruderalfluren, Saumgesellschaften, Vegetation eutropher Gewässer, artenarme Sandmagerrasen, lückige Felsfluren, ruderale Gebüsche und Vorwälder
III	25 - 50 Jahre	ältere (aber noch wenig differenzierte) Hecken und Gebüsche, oligotrophe Verlandungsvegetation, relativ artenreiche Seggenrieder, Wiesen, Halbtrockenrasen und Heiden
IV	50 - 200 Jahre	relativ artenreiche Vegetationsbestände von Wäldern, Gebüschen, Hecken
V	200 - 1.000 Jahre	Nieder- und Übergangsmoore (Sekundärentwicklungen in Auen und an Teichen), alte reich differenzierte Trockenrasen und Heiden
VI	1.000 - 10.000 Jahre	Hochmoore, Niedermoore mit hoher Torfmächtigkeit, Wälder mit alten Bodenprofilen

Quelle: D. Bastian, K. Schreiber: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft, Jena/Stuttgart 1994

Die unkontrollierte Ausbreitung von Fremdarten und gentechnisch veränderten Organismen ist nur sehr schwierig, oft überhaupt nicht rückgängig zu machen (z.B. Einschleppung der Dreikantmuschel).

Die Wiedereinbürgerung von der betroffenen Fläche verschwundener Arten kann sich teilweise auch als sehr schwierig bis unmöglich gestalten, wenn die vor Ort ausgestorbene Art einen eigenen, an die konkreten Standortbedingungen angepaßten Genotyp entwickelt hatte, der nun nicht mehr vorhanden ist.

Der Verlust natürlicher genetischer Kombinationen ist irreversibel, jedoch entstehen andererseits neue genetische Kombinationen beim Anstieg der Individuenzahl von Populationen. Das weltweite Aussterben einer Art ist irreversibel.

Änderungen der Bodenqualität und des Wasserhaushaltes können sowohl reversibel sein, wobei die Dauer der Wiederherstellung des Ursprungszustandes abhängig ist von der Art und Intensität der Flächennutzung, oder irreversibel (z.B. beim Abbau von Rohstoffen in Tagebauen entsteht bei der Wiederverfüllung ein geändertes Korngefüge im Boden, die Grundwasserleiter müssen sich neu bilden, das Relief wird aufgrund fehlender Erdmassen ein anderes sein).

Trotz irreversibler Änderungen einiger Komponenten des Naturhaushaltes muß es nicht zwangsläufig zur Änderung der Steuerungsmechanismen zur Regulierung der Ökosphäre im überregionalen Maßstab kommen, wenn beispielsweise redundante Arten die Funktionen übernehmen können oder sich ein neues Gleichgewicht beim Wasserhaushalt einstellt. Andererseits aber ist die Wirkung bei bestimmten Eingriffen (z.B. Abholzung der Regenwälder und Umwandlung in Weideland) und nicht vorhandenen Ersatzmechanismen irreversibel.

In der Regel treten die beschriebenen Primärwirkungen - mit Ausnahme der Wirkungen durch Einbringung von Fremdarten und durch Entzug von Arten - unmittelbar ein. Der Zusammenbruch von Populationen durch verminderte und zu geringe genetische Vielfalt bei Unterschreiten der Mindestpopulationsgröße und Verinselung erfolgt verzögert und ist unter anderem abhängig vom Regenerationszeitraum der Art. Die Wandlung von Ökosystemen durch das Aussterben von Schlüsselarten erfolgt ebenfalls verzögert. Sind von derartigen Wirkungen die Steuerungsmechanismen der Ökosphäre betroffen (Stickstoffkreislauf, Kohlenstoffkreislauf), so erfolgt die Wirkung hier ebenfalls verzögert.

### **5.1.1.3. Räumliche Ausdehnung**

Je nach Art und Intensität der Flächenumwidmung sowie der räumlichen Lage im Funktionsgefüge des Naturhaushaltes treten die Wirkungen lokal, regional (z.B. Wassereinzugsgebiete, Biotopverbund) oder sogar global (Umwandlung der tropischen Regenwälder in Weideland und damit Klimaänderungen, weltweites Aussterben von Arten) auf.

## **5.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“**

### **5.1.2.1. Wirkungsmechanismen**

Durch die Flächenumwidmung besteht für den Menschen keine direkte gesundheitliche Gefährdung. Wenn man jedoch zur Gesundheit das menschliche Wohlergehen mit betrachtet, können Beeinträchtigungen im psychischen Bereich erwartet werden, falls kaum noch Freiraum zur Erholung bereitsteht.

Weiterhin können für den Menschen lebensnotwendige natürliche Ressourcen, wie z.B. die Verfügbarkeit von Trinkwasser oder das Vorhandensein geeigneter Flächen für die Produktion von Nahrungsmitteln, insbesondere im lokalen und regionalen Maßstab, nicht mehr in ausreichendem Maße und entsprechender Qualität zur Verfügung stehen.

### **5.1.2.2. Reversibilität / Irreversibilität, Dauer**

Die oben beschriebenen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit im weitesten Sinne sind in der Regel durch Revitalisierungsmaßnahmen reversibel. Die Dauer dieser Maßnahmen ist wiederum abhängig von den vorherrschenden abiotischen und biotischen Bedingungen. Im europäischen Maßstab dürfte es hiermit wohl kaum Probleme geben. Problematisch sind Landstriche mit hoher Bevölkerungsdichte und durch falsche Bewirtschaftung hervorgerufene starke Erosion oder Verdichtung des Bodens, so daß eine Wiederbegrünung und eine ausreichende Versorgung mit Wasser und Nahrungsmitteln sich äußerst schwierig gestaltet (z.B. Haiti, Teile von Afrika).

Die Wirkungen treten verzögert ein.

### 5.1.2.3. Räumliche Ausdehnung

Die Wirkungen sind lokal, maximal regional (Versorgungsbereiche, Wassereinzugsgebiete) begrenzt. Angesichts von 800.000 Millionen Hungernden weltweit (FAO, 1996) hat diese Situation jedoch auch Auswirkungen auf die Entwicklungspolitik der Industrieländer.

### 5.1.3. Schutzgut „Ressourcen“

Die Flächennutzung ist durch den Entzug von Lebensraum aktuell eine der wesentlichen Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt und insbesondere der genetischen Ressourcen. Die breite Nutzung der genetischen Ressourcen steht derzeit erst am Anfang. Bisher nutzte die Menschheit nur vergleichsweise wenige Arten. Mit der Entwicklung der Biotechnologie ist eine um ein Vielfaches gesteigerte Nutzung dieser Ressourcen zu erwarten. Relevante Bereiche sind insbesondere die pharmazeutische Industrie, die Nahrungsmittelproduktion und Umwelttechnologien. Der Schutz, die nachhaltige Nutzung der genetischen Ressourcen und die ausgewogene und gerechte Verteilung der sich aus der Nutzung ergebenden Vorteile ist ein Schwerpunkt des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.

Das Wissen über die biologische Vielfalt ist gegenwärtig jedoch völlig unzureichend, wenn man die Kenntnis der Artenzahl als Kriterium nimmt. Schätzungen der Artenzahl variieren zwischen 5 und 30 Millionen. Davon sind derzeit nur 1,4 Millionen beschrieben (WBGU, 1994, UNEP, 1995<sup>30</sup>).

Wenn sich die Wirtschaftsweise der Menschheit nicht wesentlich ändert, werden voraussichtlich in den nächsten 25 Jahren etwa 1,5 Millionen Arten und mit ihnen Gene und Ökosysteme unwiderruflich verloren sein (WBGU, 1994). Die genetischen Kombinationen, die für zukünftige Generationen möglicherweise von großer Bedeutung gewesen wären, wären damit für immer verloren.

Generell ist in Bezug auf die ökologische Gefährdung im Rahmen der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ anzumerken, daß die Spanne der potentiellen Wirkungen sehr groß und abhängig von der Intensität des Eingriffs ist. Sollten im Einzelfall Daten zur Intensität des Eingriffs vorliegen, kann für diesen Fall eine Abweichung von der generellen Einstufung der Gefährdung vorgenommen werden. Hierzu wird empfohlen, methodisch auf das Konzept der Natürlichkeitsklassen zurückzugreifen (vergl. hierzu Ausführungen beim „distance to target“). Beispielhaft wurde dieses Verfahren bei der UBA-Ökobilanz „Ökobilanzen für graphische Papiere“ angewendet.

---

<sup>30</sup>WBGU: Welt im Wandel - Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen, Bonn 1994; UNEP: Global Biodiversity Assessment, Cambridge 1995.

## 5.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“

### *Raumunabhängiger distance to target:*

Das Ziel ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt - so beschlossen im internationalen „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ 1992. Die biologische Vielfalt wird im Übereinkommen definiert als Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft und umfaßt die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme.

Dem Ziel des Erhalts steht aktuell auf der Ebene der Arten eine um den Faktor 10.000 erhöhte, anthropogen bedingte Aussterberate im Verhältnis zur natürlichen Aussterberate gegenüber.

### *Regionale distance to target Betrachtung Deutschland*

Für Deutschland wurden bisher folgende weitere Ziele benannt :

- die Umkehr des negativen Trends bei den Roten Listen der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Ökosysteme sowie
- ein Verbund ökologisch bedeutsamer Gebiete, der 15 % der nicht für Siedlungszwecke genutzten Flächen umfassen soll<sup>31</sup>, da Lebensraumzugang die größte Gefährdung für die biologische Vielfalt darstellt.

Ob diese Flächenangabe tatsächlich ausreichend ist, um die biologische Vielfalt Deutschlands zu schützen, ist wissenschaftlich jedoch nicht nachgewiesen. Entscheidend ist zudem die Qualität der Flächen, ihre Lage im Raum und die Umweltqualität des restlichen Raumes. Eine pure Angabe zur Flächengröße wird dem Ziel „Schutz der biologischen Vielfalt“ somit nicht gerecht und stellt damit eine erhebliche Schwierigkeit für die Bewertung im Rahmen einer ohne räumlichen Bezug erstellten Ökobilanz dar.

Bezogen auf diese bisher bestehenden Ziele ist festzustellen, daß - auf Deutschland bezogen - die Roten Listen der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Ökosysteme ständig umfangreicher werden. Als Naturschutzvorrangfläche (Naturschutzgebiete, Nationalparke, Biosphärenreservate, Naturwaldreservate) sind in Deutschland derzeit nur ca. 7% der Landesfläche ausgewiesen (Daten zur Umwelt 1997<sup>32</sup>).

Entscheidend für die Wirkung auf den Naturraum ist neben der Flächengröße die Qualität (Intensität) des Eingriffs. Zur ihrer Einschätzung wurde im Rahmen der UBA-Ökobilanz „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere“<sup>33</sup> ein auch auf ande-

---

<sup>31</sup>) Bundesregierung: „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ Bericht der Bundesregierung anlässlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York, Bonn 1997

<sup>32</sup> UBA: Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 1997, Berlin 1997

<sup>33</sup> Jürgen Giegrich, Knut Sturm: „Naturraumbeanspruchung waldbaulicher Aktivitäten als Wirkungskategorie für Ökobilanzen“, Teilbericht zum UBA-Forschungsvorhaben „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere (FKZ 10350120), Heidelberg, März 1999

re Ökobilanzen übertragbarer methodischer Ansatz entwickelt. Dieser soll kurz erläutert werden, weil Systematik und Begriffe der Methode im folgenden verwendet werden.

Grundlage der Methode ist, die Naturraumbeanspruchung mit der „Maßeinheit“ *Naturnähe von Flächen* zu quantifizieren. Unterschieden werden dazu sieben Naturnäheniveaus, sog. Natürlichkeitsklassen, in die alle Landflächen eingeordnet werden können. Die Natürlichkeitsklassen haben von Klasse I zu Klasse VII einen abnehmenden Natürlichkeitsgrad, d.h. daß der Abstand zu unbeeinflussten Ökosystemen, in denen keinerlei Nutzung erfolgt, mit zunehmender römischer Ordnungszahl größer wird.

Mit den Natürlichkeitsklassen wird dargestellt, wie intensiv in die natürlichen Abläufe der Ökosysteme eingegriffen wird und wie naturnah die Flächen nach oder in Folge der Nutzung noch sind.

Tab. 5-2: Vorschlag für die Charakterisierung der sieben Natürlichkeitsklassen zur Quantifizierung der Naturraumbeanspruchung

<b>Naturraumbeanspruchung, Natürlichkeitsklassen</b>	<b>Charakterisierung der Nutzungsformen der Natürlichkeitsklassen</b>
Natürlichkeitsklasse I	über lange Zeit keinerlei Nutzung, Unbeeinflusstes Ökosystem, z.B. Urwald,
Natürlichkeitsklasse II	naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung
Natürlichkeitsklasse III	bedingt naturnahe forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Natürlichkeitsklasse IV	halbnatürliche forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Natürlichkeitsklasse V	bedingt naturferne forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Natürlichkeitsklasse VI	naturferne landwirtschaftliche Nutzung, Intensivlandwirtschaft
Natürlichkeitsklasse VII	langfristig versiegelte oder degradierte Flächen

Quelle: Jürgen Giegrich, Knut Sturm: „Naturraumbeanspruchung waldbaulicher Aktivitäten als Wirkungskategorie für Ökobilanzen“, Teilbericht zum UBA-Forschungsvorhaben „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere (FKZ 10350120), Heidelberg, März 1999

Bei der speziellen Methodenentwicklung im Rahmen der UBA-Ökobilanz „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere“ stand die forstliche Nutzung in der mitteleuropäischen und in der borealen Zone im Vordergrund.

#### *Fallbetrachtung distance to target für waldbauliche Naturraumbeanspruchung*

Für den Bereich „Wald“ existieren bereits konkretere Ziele, die von der Bundesregierung oder von der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA) formuliert worden sind. Diese Ziele werden getrennt für bewirtschaftete Forstflächen und für nutzungsfreie Wälder betrachtet.

#### *A) bewirtschaftete Forstflächen*

##### Ist-Situation:

In Deutschland sind 30 % der Fläche mit Wald bedeckt. Die Wälder sind vielfältigen natürlichen und vom Menschen verursachten Belastungen ausgesetzt. Zur



Sicherung der biologischen Vielfalt und anderer Schutzfunktionen des Waldes trägt eine naturnahe Waldbewirtschaftung in besonderer Weise bei<sup>34</sup>.

Die mit der Bewirtschaftung von Wäldern verbundene Naturraumbeanspruchung kann in der Ökobilanz den Natürlichkeitsklassen II, III, IV und V zugeordnet werden. Der Ist-Zustand für die prozentuale Verteilung der Natürlichkeitsklassen II bis V in Deutschland ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 5-3: Situation der Naturraumbeanspruchung der in Deutschland bewirtschafteten Forstflächen (prozentuale Verteilung Natürlichkeitsklassen II bis V)

Naturraumbeanspruchung	Ist-Situation, Anteil an der gesamten Waldfläche (%)
Natürlichkeitsklasse II	5
Natürlichkeitsklasse III	50
Natürlichkeitsklasse IV	30
Natürlichkeitsklasse V	10

Anmerkung:

- Die Natürlichkeitsklasse I (Wildnisgebiete) wird auf 5 % der Waldfläche erreicht.
- Die Natürlichkeitsklassen VI und VII sind für Waldflächen nicht relevant.
- Quelle: Jürgen Giegrich, Knut Sturm: „Naturraumbeanspruchung waldbaulicher Aktivitäten als Wirkungskategorie für Ökobilanzen“, Teilbericht zum UBA-Forschungsvorhaben „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere (FKZ 10350120), Heidelberg, März 1999
- Gesamte Waldfläche in Deutschland in 1993: 10,42 Mio. ha

#### Zielzustand:

Für die gesamte forstwirtschaftlich genutzte Waldfläche wird eine naturnahe Waldbewirtschaftung angestrebt<sup>35</sup>. Aus der Übertragung dieses Ziels in die Ökobilanzmethode folgt, daß in Zukunft alle bewirtschafteten Forstflächen in Deutschland mit der Natürlichkeitsklasse II (also als naturnah) bewertbar werden müßten.

#### *B) Wildnisgebiete/ unbewirtschaftete Waldflächen*

Ist-Situation:

In Deutschland findet auf 5 % der Waldflächen aus unterschiedlichen Gründen keine forstwirtschaftliche Nutzung statt. Im Rahmen der Ökobilanzmethodik werden diese Wildnisgebiete mit der Natürlichkeitsklasse I charakterisiert<sup>36</sup>.

Zielzustand:

<sup>34</sup>) Bundesregierung: „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ Bericht der Bundesregierung anlässlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York, Bonn 1997

<sup>35</sup>) Bundesregierung: „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ Bericht der Bundesregierung anlässlich der VN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York, Bonn 1997

<sup>36</sup>) Jürgen Giegrich, Knut Sturm: „Naturraumbeanspruchung waldbaulicher Aktivitäten als Wirkungskategorie für Ökobilanzen“, Teilbericht zum UBA-Forschungsvorhaben „Ökologischer Vergleich graphischer Papiere (FKZ 10350120), Heidelberg, März 1999

Eine Zunahme der Wildnisgebiete ist sowohl hinsichtlich ihrer Anzahl als auch ihrer Flächengröße erforderlich. Die Forderung für ein Netz nutzungsfreier repräsentativer Naturwaldsysteme hat die Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz 1992 in ihren Lübecker Grundsätzen auf mindestens 5 - 10 % der Waldbodenfläche beziffert<sup>37</sup>.

Eine ähnliche Vorgehensweise ist auch für andere Nutzungstypen, wie z.B. landwirtschaftliche Nutzungen oder Versiegelung von Flächen denkbar, muß jedoch noch entwickelt werden.

---

<sup>37</sup>) Bundesamt für Naturschutz: "Erhalt der biologischen Vielfalt, Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge", Bonn, 1997, Seite 237

## **6. Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog“**

### **6.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung**

#### **6.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“**

##### **6.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

Beim Sommersmog handelt es sich um eine Luftverschmutzung, die durch das Auftreten erhöhter Konzentrationen von Photooxidantien wie Ozon, Peroxiacetylnitrat (PAN), Wasserstoffperoxid, Aldehyde, Ketone etc. charakterisiert ist. Da Ozon von der Konzentration und den Wirkungen her dominiert, beschränken sich die weiteren Ausführungen auf diese sekundäre Luftverunreinigung. Die wirkungsrelevanten, erhöhten Ozonkonzentrationen in Mitteleuropa sind zu einem erheblichen Teil auf menschliche Aktivitäten (Verkehr, Industrie, Kraftwerke, Haushalte) in den Industrieländern der Nordhalbkugel (Europa, Asien) zurückzuführen.

Die in Mitteleuropa auftretenden erhöhten Ozonwerte führen zu Schädigungen an Pflanzen. Die Primärwirkungen basieren auf der Ozonaufnahme über die Stomata, wobei die Oxidationsfähigkeit sowie die Bildung freier Radikale zu Schädigungen der Zellfunktionen führen. Dies äußert sich z.B. in vorzeitiger Alterung, reduzierter Vitalität und größerer Empfindlichkeit der Pflanzen gegenüber biotischen und abiotischen Streßfaktoren. Die Ozonaufnahme führt oft auch zu einem langsameren Wurzelwachstum gegenüber dem Wachstum des oberirdischen Teils der Pflanzen. Die beobachteten Sekundärwirkungen der direkten Ozoneinwirkung umfassen vor allem Änderungen der Artenvielfalt- und -zusammensetzung (z.B. Waldschäden vor allem bei Laubbäumen) sowie Ernteeinbußen von z.B. Roggen, Weizen, Hafer, Gerste, Klee, Kartoffeln, Wein, Melonen, Tabak (z.B. werden mehr als  $\frac{2}{3}$  der auf 5 % geschätzten Ernteverluste in den Niederlanden auf Ozon zurückgeführt). Die Sekundärwirkungen werden noch verstärkt durch die Folgen der globalen Erwärmung, zu der auch die Zunahme des troposphärischen Ozons als eines der wichtigsten Treibhausgase beiträgt.

### 6.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer

Mit dem AOT40-Wert<sup>38</sup> werden sowohl die akut schädigenden Spitzenbelastungen, als auch die chronischen Wirkungen länger anhaltender, leicht erhöhter Belastungen berücksichtigt, wobei die Werte weitgehend auf den Ergebnissen von Laboruntersuchungen basieren. Bisher sind allerdings im Freiland im Gegensatz zu den Ergebnissen von Kammerexperimenten keine „akuten“ Ozonschäden beobachtet worden. Vielmehr scheint es sich - vor allem in höheren Lagen der Mittelgebirge und des Hochgebirges, wo erhöhte Ozonkonzentrationen gemessen werden - für empfindliche Pflanzen um eine Gefährdung durch eine „chronische“ langfristige Ozonbelastung zu handeln. Dabei kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, daß sich Baumarten in den höheren Lagen der Mittelgebirge oder der Alpen an die höheren Hintergrundkonzentrationen der Photooxidantien angepaßt haben.

Ob die Schäden an Pflanzen durch Ozon reversibel oder irreversibel sind und in welcher Zeit der ungeschädigte Zustand wiederhergestellt wird, kann bisher nicht eindeutig beantwortet werden. Bei den Schäden durch langfristige Änderungen der Ozonbelastungen kommt erschwerend hinzu, daß die heute gegenüber dem 19. Jahrhundert erhöhten Ozonhintergrundwerte in den gemäßigten Breiten der Nordhalbkugel nur sehr langsam angestiegen sind. Eine Schädigung der Pflanzen ist wahrscheinlich langsam erfolgt und möglicherweise durch eine Anpassung der Pflanze an die gestiegene Ozonbelastung nicht ohne weiteres sichtbar.

Die während der Wachstumsperiode aufgetretenen Ozonschäden bei einjährigen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen dürften bis zur Ernte beibehalten werden; eine Wiederherstellung des ungeschädigten Zustandes erfolgt in diesem Zeitraum nicht. Insofern sind die Wirkungen bei Nutzpflanzen für den Zeitraum 1 Jahr irreversibel. Dagegen dürften im Folgejahr für die gleichen Nutzpflanzen keine Ozonschäden auftreten, wenn die Critical Levels (AOT40, s. Fußnote 38) nicht mehr überschritten werden, da die Bodenbeschaffenheit durch Ozonabsorption im Gegensatz z.B. zum Säureeintrag wahrscheinlich kaum verändert wird.

Die bei den einjährigen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen auftretenden Ozonschäden wirken sich für den Zeitraum der Vegetationsperiode bis zur Ernte im Herbst aus. Die folgende Generation im nächsten Jahr ist nicht betroffen, wenn die Critical Levels nicht wieder überschritten werden. Bei den bis zu hundert Jahre alten Waldbeständen treten die Wirkungen wahrscheinlich mit Verzögerungen auf. Die Schäden an der betroffenen Waldgeneration müssen zumindest zum Teil als irreversibel angesehen werden. Eine Schädigung der folgenden Generationen ist auch hier unwahrscheinlich, sofern die Critical Levels nicht weiter überschritten werden.

---

<sup>38</sup> AOT40 = accumulated exposure over a threshold of 40 ppb ozone. Dieser Wert ist der Schwellenwert für Ozonwirkungen auf Pflanzen (Critical Level). Er wird aus den Differenzen stündlicher Ozonkonzentrationen (nur Tageslichtstunden) über die Vegetationsperiode und 40 ppb summiert. Mit dem AOT40-Wert sollen sowohl die akut schädigenden Wirkungen einzelner Spitzenkonzentrationen als auch die chronischen Wirkungen lang anhaltender leicht erhöhter Belastungen berücksichtigt werden.

### 6.1.1.3. Räumliche Ausdehnung

Die räumliche Ausdehnung der Gebiete mit Überschreitungen der Critical Levels bezüglich der Pflanzenschäden während der Wachstumsperiode (April bis September) umfaßt die gesamte Nordhalbkugel zwischen etwa 30° und 60° nördlicher Breite. Durch die erhebliche Zunahme der Vorläuferemissionen Stickoxide (NO<sub>x</sub>), flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (VOC), Kohlenmonoxid (CO) und Methan (CH<sub>4</sub>) in den Industrieländern Europas, Nordamerikas und Asiens seit Mitte des 19. Jahrhunderts hat sich die Ozonhintergrundkonzentration bis heute etwa verdoppelt.

Die Ozon-Hintergrundwerte während der Wachstumsperiode liegen etwa zwischen 65 und 80 µg/m<sup>3</sup> (Mikrogramm pro Kubikmeter Luft), in den vergleichbaren Breiten der Südhalbkugel (30° bis 60° S) sind die Ozon-Hintergrundkonzentrationen etwa nur halb so hoch. Eine Senkung der Ozonwerte auf der Nordhalbkugel durch das Ozon auf der Südhalbkugel erfolgt nicht, da die troposphärische Verweilzeit des Ozons kurz ist gegenüber den typischen Mischungszeiten von einigen Jahren zwischen beiden Hemisphären über die ITC (Innere Tropische Konvergenzzone) hinweg.

Ogleich die räumliche Ausdehnung des Phänomens „Oxidantienbildung/Sommersmog“ global (nordhemisphärisch) bis regional (kontinental) ist, ist die Ausprägung, d.h. das tatsächlich wirksame Verhältnis zwischen aktueller Ozonkonzentration zu den Critical Level-Werten, räumlich sehr variabel. Besonders hohe Überschreitungen der Critical Levels werden in den dicht besiedelten Gebieten Europas, Nordamerikas und -wahrscheinlich- Asiens beobachtet.

### 6.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“

#### 6.1.2.1. Wirkungsmechanismen

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf Ozon, das von den Konzentrationen und Wirkungen her in Mitteleuropa gegenüber den anderen Photooxidantien dominiert.

Die biologische Wirkung des Ozons wird durch seine extreme Reaktionsbereitschaft geprägt. Ozon wirkt fast ausschließlich am „Auftrittort“ selbst, d.h. an den Oberflächen des Atemtraktes. Durch seine geringe Wasserlöslichkeit dringt es sehr tief in die Lunge ein und trifft hier auf Gewebe, das nicht durch eine Schleimschicht geschützt ist. Hier kann es zur Schädigung der Zellmembran mit den damit verbundenen entzündlichen Prozessen kommen.

Es ist davon auszugehen, daß etwa 10 - 15 % der Bevölkerung (quer durch alle Bevölkerungsgruppen) besonders empfindlich auf Ozon reagieren. Entscheidend für die Ausprägung der Wirkung ist die aufgenommene Ozondosis, d.h. das Produkt aus Konzentration, Expositionsdauer und Atemminutenvolumen. Letzteres wird durch körperliche Aktivität oder Anstrengungen gesteigert. Betroffen von Ozon sind deshalb alle diejenigen Personen, die während sommerlicher Ozonepisoden bei Spiel, Sport oder Arbeit häufig längere, anstrengende körperliche Tätigkeiten im Freien ausüben. Darüber hinaus müssen aus Vorsorgegründen grundsätzlich auch Säuglinge und Kleinkinder als Risikogruppe eingestuft werden, da sie ein relativ erhöhtes Atemminutenvolumen besitzen. Zudem ist ihr Immun-

system noch nicht vollständig ausgebildet, was die Anfälligkeit gegenüber Infektionen bei zusätzlicher Reizung durch Ozon erhöhen könnte.

Folgende durch akute Ozonexposition verursachten Symptome können nach mehrstündiger Exposition bei gleichzeitiger körperlicher Aktivität auftreten:

- Veränderungen von Lungenfunktionsparametern bei Schulkindern und Erwachsenen ab 160 bis 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Reduzierung der physischen Ausdauer-Leistungsfähigkeit ab 240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Entzündliche Reaktion des Lungengewebes ab 160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  bei etwa sechsstündiger Exposition
- Zunahme der Häufigkeit von Asthmaanfällen (240 bis 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Diese akuten Wirkungen klingen nach Beendigung der Ozonbelastung wieder ab. Subjektive Befindlichkeitsstörungen wie Tränenreiz (verursacht durch die Begleitstoffe des Ozons), Reizung der Atemwege, Husten, Kopfschmerzen und Atembeschwerden werden ab 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  genannt. Die akuten Reizerscheinungen an Augen und Schleimhäuten sind von der körperlichen Aktivität weitgehend unabhängig; ihr Ausmaß wird primär durch die Aufenthaltsdauer in der ozonbelasteten Atmosphäre bestimmt.

Bezüglich der chronischen Wirkungen können sich bei extrem hohen Ozonkonzentrationen, wie sie beispielsweise früher in Los Angeles gemessen wurden (z.B. wurden im Jahr 1985 an ca. 70 Tagen Ozon-Stundenmittel von über 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen), nach mehrjährigem Aufenthalt geringgradige, aber persistente und zum Teil vermutlich irreversible Verschlechterungen der Lungenfunktion entwickeln. Statistisch nachgewiesen ist eine Zunahme der Häufigkeit chronisch obstruktiver Lungenerkrankungen (chronische Bronchitis). Die hierfür notwendigen hohen Ozonbelastungen werden allerdings in Deutschland nicht erreicht. Hierbei spielt Ozon vermutlich als Teilfaktor neben der Wirkung der Feinstaubbelastung in den betroffenen Gebieten eine Rolle.

Neben diesen direkten, akuten und chronischen Wirkungen kann Ozon die menschliche Gesundheit noch durch andere Wirkungen beeinträchtigen, die aber nicht konkreten Konzentrationen zugeordnet werden können, wie z.B. allergiefördernde, gentoxische und eventuell auch kanzerogene Wirkungen. Für die in Deutschland vorkommenden Konzentrationen läßt sich zur Zeit nicht klären, ob das kanzerogene Potential von Ozon beim Menschen eine Rolle spielt.

Im Gegensatz zu den Schädigungen von Pflanzen, wo vor allem die mittleren Ozonkonzentrationen die AOT40-Werte bestimmen und damit in erheblichem Maße zu den Schäden beitragen, sind für die Schädigung der menschlichen Gesundheit vor allem die Ozon-Spitzenkonzentrationen verantwortlich.

#### **6.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Die akuten Wirkungen, die zu funktionellen Veränderungen und Beeinträchtigungen der Atmungsorgane führen, sind im allgemeinen reversibel. Sie normalisieren sich weitgehend im Laufe von ein bis drei Stunden. Bei besonders starken Belastungen lassen sich allerdings geringe Abweichungen vom Normalzustand noch nach 24 bis 48 Stunden feststellen. Bei besonders hoher chronischer Belastung kann es bei mehrjährigem Aufenthalt bei einem Teil der Bevölkerung zu einer per-

sistenten und zum Teil vermutlich irreversiblen Verschlechterung der Lungenfunktion kommen (s.o.).

Bezüglich der akuten Ozonwirkungen tritt die Primärwirkung unmittelbar oder mit nur geringer Verzögerung auf. Die chronischen Wirkungen treten nach mehrjährigen hohen Ozonbelastungen auf.

### 6.1.2.3. Räumliche Ausdehnung

Im Gegensatz zu den Wirkungen auf Pflanzen, zu denen die mittleren Ozonkonzentrationen in erheblichem Maße beitragen, sind für Gesundheitsschäden vor allem die Ozonspitzenkonzentrationen über  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verantwortlich. Diese hohen Ozonkonzentrationen treten in den dichtbesiedelten Regionen Europas, Nordamerikas und wahrscheinlich Asiens im lokalen bis regionalen Maßstab auf.

## 6.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“

Da Pflanzen auf Ozon in der Regel empfindlicher reagieren als der Mensch, wird als Maß für das Schädigungspotential von Ozon die Überschreitung von ökosystemspezifischen Schadschwellen-Konzentrationen („Critical Levels“) angegeben. Bezüglich der Schädigung von Pflanzen wurden Critical Levels als kumulierte Dosis, dem sogenannten AOT40-Wert (s.o.) definiert<sup>39</sup>. Der AOT40-Wert soll für landwirtschaftliche Nutzpflanzen den Wert von 3.000 ppb h und für Waldgebiete von 10.000 ppb h während der Hauptwachstumsphase nicht überschreiten. In Deutschland liegt dieser Zeitraum für landwirtschaftliche Nutzpflanzen in den Monaten Mai bis Juli und für Waldgebiete in den Monaten April bis September jeweils für die Stunden mit Tageslicht, d.h. 6:00 bis 18:00 Uhr MEZ.

In Mitteleuropa werden die AOT40-Werte für Ozon für Wald und landwirtschaftliche Nutzpflanzen während der Vegetationsperiode (April - September) großräumig z.T. deutlich überschritten. Auch in Deutschland werden fast auf der gesamten Fläche mehr oder weniger erhebliche Überschreitungen der „Critical Levels“ festgestellt (bis mehr als Faktor 3), insbesondere für Wald und Getreide. Im Gegensatz zu den mittleren Konzentrationen haben die Ozonspitzenkonzentrationen in Deutschland während des letzten Jahrzehnts abgenommen, was auf eine erhebliche Emissionsminderung der Ozonvorläufer  $\text{NO}_x$  und VOC seit 1985 zurückzuführen ist.

Die mittleren Ozonkonzentrationen in Deutschland werden zu einem erheblichen Teil durch den nordhemisphärischen Ozon-Hintergrund bestimmt, der in der Wachstumsphase von April bis September zwischen 35 und 40 ppb liegt. Der nordhemisphärische Ozon-Hintergrund setzt sich im wesentlichen aus zwei Anteilen zusammen: einem natürlichen Anteil aus der Stratosphäre sowie dem globalen photochemisch gebildeten Ozon in mittleren Breiten der Nordhalbkugel ( $30^\circ$  -  $60^\circ$  N) aus natürlichen VOC-Quellen und den Vorläuferemissionen ( $\text{NO}_x$ , VOC, CO,  $\text{CH}_4$ ) in den Industrieländern Nordamerikas, Europas und Asiens. Diese nordhemisphärischen Ozon-Hintergrundkonzentrationen sind etwa doppelt so hoch wie die entsprechenden Ozonwerte auf der Südhalbkugel. Die Ursache für die langjährige Zunahme der Ozonwerte in der bodennahen sowie in der freien Troposphäre in den mittleren Breiten der Nordhalbkugel liegt mit ziemlicher Sicherheit in der Zunahme der photochemischen Ozonbildung aus den anthropogen erzeugten O-

<sup>39</sup> Die Einheit des AOT 40 ist ppb h (parts per billion multipliziert mit Stunden)

zonvorläufern  $\text{NO}_x$ , VOC, CO und  $\text{CH}_4$ , deren Emissionen in den Industrieländern der Nordhalbkugel seit Beginn der Industrialisierung stark zugenommen haben. Der nordhemisphärische Ozon-Hintergrund ist durch ozonmindernde Maßnahmen in Deutschland kaum, durch Maßnahmen in den EU-Staaten nur in beschränktem Maße zu beeinflussen. Dieser Hintergrund kann nur durch dauerhaft wirksame Maßnahmen zur großräumigen Emissionsreduzierung der Vorläufer in den Industrieländern Nordamerikas, Asiens und Europas spürbar vermindert werden. Da die Ozon-Mittelwerte im wesentlichen den integralen AOT40-Wert bestimmen und deren Konzentrationen wegen des hohen Hintergrund-Anteils nicht entsprechend auf ozonmindernde Maßnahmen in Deutschland reagieren, ist diesem Problem besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Die AOT40-Werte werden generell durch die mittleren Ozonkonzentrationen (40 bis 80 ppb) bestimmt und nur in sehr geringem Maße durch die Ozon-Spitzenwerte (über 80 ppb). Daneben gibt es systematische regionale Unterschiede: An den Küsten tragen vor allem Ozonkonzentrationen zwischen 40 und 60 ppb zu den AOT40-Werten bei, während im Mittelgebirge vor allem die Ozonkonzentrationen zwischen 45 und 75 ppb die integralen AOT40-Werte bestimmen.

Die deutlichen Überschreitungen der AOT40-Werte in Deutschland werden sich auch in den kommenden Jahren, trotz der ozonmindernden Maßnahmen, nicht entsprechend reduzieren lassen, da die Emissionsminderungen der Ozonvorläufer  $\text{NO}_x$  und VOC in Deutschland zwar zu einem Rückgang der gesundheitsgefährdenden Ozon-Spitzenwerte, kaum aber zu einer Verminderung der mittleren Ozonkonzentrationen führen.

Das Umweltqualitätsziel zum Schutz der menschlichen Gesundheit vor den Auswirkungen bodennaher troposphärischer Ozonbelastungen beträgt nach den Empfehlungen der WHO (Air Quality Guidelines)  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als 8-Std.-Mittelwert. Um eine nachhaltige Reduzierung der Ozonbelastung zu erreichen, müssten die Emissionen der Vorläufersubstanzen weiträumig um 70 % bis 80 % gegenüber den Emissionen Mitte der achtziger Jahre vermindert werden. Diese Emissionsminderung der Vorläufersubstanzen reicht allerdings nicht aus, um das Umweltqualitätsziel für den Schutz der Vegetation zu erreichen. Die dazu notwendige Minderungsrate konnte konkret noch nicht ermittelt werden.



## **7. Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“**

### **7.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung**

Unter Ressourcennutzung wird die Entnahme bzw. Nutzung von Stoffen, Energie, Organismen und Fläche aus der natürlichen Umwelt verstanden<sup>40</sup>. In der Sachbilanz von Ökobilanzen wird zwischen biotischen und abiotischen Ressourcen unterschieden.

In der Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ werden nur die abiotischen Ressourcen (Rohstoffe) erfaßt. Das sind in menschlichen Zeiträumen nicht erneuerbare Stoffe, die als Ergebnis früherer biologischer Prozesse (z.B. Kohle, Erdöl, Erdgas) oder physikalisch-chemischer Prozesse (Erze, Steine, Erden) entstanden sind. Biotische Ressourcen sind Objekte, die aus (derzeit) lebenden Organismen gewonnen werden (z.B: Holz, Fische). Aus Gründen der Systematik werden in der Bewertung biotische Ressourcen nicht in dieser Wirkungskategorie, sondern in der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ behandelt. Dasselbe gilt für die Ressource Fläche.

Für die Beurteilung der mit der Ressourcennutzung verbundenen Wirkungen sind zwei Kriterien zu berücksichtigen:

1. die langfristige Verfügbarkeit für die menschliche Nutzung (Schutzgut „Ressourcen“)
2. die mit der Gewinnung und Nutzung von Ressourcen verbundene Umweltbelastung (Schutzgüter „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „Menschliche Gesundheit“).

Idealerweise sollte die Rohstoffgewinnung und -aufbereitung als eigener Prozeß in einer Ökobilanz betrachtet werden. Das ist jedoch nur selten realisierbar, weil die Rohstoffgewinnung oft außerhalb der Systemgrenzen liegt und Roh- sowie Werkstoffe nur als Inputs (also ohne Berücksichtigung der bei ihrer Förderung verursachten Umweltlasten) in die Sachbilanz eingehen. Da die Rohstoffentnahme jedoch stets mit den beiden oben dargestellten Kriterien verbunden ist - wenn auch in unterschiedlicher Art und Intensität -, ist es gerechtfertigt, die Ressourcenbeanspruchung als eigene Wirkungskategorie zu behandeln.

Die Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung unterscheidet sich in wesentlichen Aspekten von dem umweltpolitischen Themenschwerpunkt „Ressourcenschonung“. Bei der Ökobilanz kommt es darauf an, die Wirkungskategorien gegeneinander abzugrenzen und Doppelzählungen zu vermeiden. Aus diesem

---

<sup>40</sup> ENQUETE-KOMMISSION (1994): Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Economica-Verlag, Bonn

Grund wird beispielsweise hier die Beanspruchung biotischer Ressourcen der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ zugeordnet.

Im Gegensatz hierzu ist das umweltpolitische Ziel der Ressourcenschonung darauf ausgerichtet, die verschiedenen mit der Rohstoffentnahme und -nutzung verbundenen Umweltbelastungen im Sinne des Vorsorgeprinzips insgesamt gering zu halten. Der Rohstoffverbrauch ist in diesem Kontext ein Parameter mit Querschnittscharakter, mit dem ein umfassender Blick auf die mit der Rohstoffentnahme und -nutzung verbundene Umweltinanspruchnahme gelenkt werden soll.

### **7.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“**

#### **7.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

Rohstoffe werden aus der Umwelt entnommen, genutzt und nach einer bestimmten Zeit schließlich in Form von Abfällen oder anderen Emissionen in die Umwelt abgegeben. Dabei werden z.B. Flächen in Anspruch genommen, Schadstoffe freigesetzt und große Stoffströme, zum Teil unwiederbringlich, umgesetzt und verteilt. Damit sind tendenziell große Belastungen der Medien Wasser, Boden und Luft sowie der Ökosysteme verbunden, die zu nachteiligen Wirkungen (z.B. ökotoxikologische Wirkungen) bis hin zur Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen führen können.

Mit der Nutzung von Rohstoffen sind unter anderem die in Tabelle 1 aufgeführten Wirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen verbunden.

Tab. 7-1: Wirkung der Rohstoffnutzung auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen

Problemverursacher	Betroffene Schutzgüter	Wirkungen
Abbauvorbereitende und -begleitende Maßnahmen <ul style="list-style-type: none"> <li>• Beseitigung von Kultur- und Sachgütern</li> <li>• Beseitigung der Vegetation</li> <li>• Abräumen, Um- und Zwischenlagern von Boden und Deckschichten</li> <li>• Grundwasserabsenkung</li> <li>• Grundwasserfreilegung</li> <li>• Gewässerumgestaltung und sonstige Gewässerbenutzung</li> </ul> <i>Rohstoffgewinnung</i> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kies und Sand (Trocken- und Naßabbau)</li> <li>• Festgestein (Sprengungen)</li> <li>• Ton and andere</li> </ul> <i>Rohstoffaufbereitung -lagerung, -transport, Produktherstellung</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ökosysteme</li> <li>• Pflanzen und Tiere und ihre Lebensräume</li> <li>• Boden</li> <li>• Wasser (Grund- und Oberflächenwasser)</li> <li>• Klima/Luft</li> <li>• Landschaftsbild</li> <li>• Kultur- und Sachgüter</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verlust und Beeinträchtigung von Flora und Fauna</li> <li>• Bodenverlust/-beeinträchtigungen</li> <li>• Reliefveränderung, Massendefizit</li> <li>• Erosion</li> <li>• Veränderung des Geländeklimas</li> <li>• Veränderung/ Beeinträchtigung des Wasserhaushalts und der Gewässergüte</li> <li>• Veränderung der Landschaftsstruktur</li> <li>• Verlärmung</li> <li>• Erschütterungen</li> <li>• Verkehrsbelastungen</li> <li>• Luftverunreinigungen</li> </ul>

Quelle: GÜNEWIG, D. ET. AL. (1997): Entscheidungsgrundlagen für die weitere Nutzung in der Gipskarstlandschaft Südharz/Kyffhäuser unter besonderer Berücksichtigung des Bodenschutzes, Abschlußbericht zum F+E-Vorhaben 107 02 010/02, UBA-TEXTE 39/98, Berlin

Bei steigender Nutzung von Ressourcen ist davon auszugehen, daß das Ausmaß der Wirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen langfristig zunimmt. Es muß zum Beispiel bei Rohstoffen und fossilen Brennstoffen mit wachsenden „ökologischen Rucksäcken“, d.h. steigenden Abraum-/Abfallmengen, höherem Energie- und Hilfsstoffbedarf sowie damit steigenden Emissionen pro Nutzeinheit und absolut bei der Gewinnung und Nutzung von Ressourcen gerechnet werden. Es ist zu erwarten, daß zukünftig auf Ressourcen geringerer Qualität zurückgegriffen werden muß. So führt die Verwendung von Rohstoffen mit geringerer Konzentration von verwertbaren/abbauwürdigen Bestandteilen zu größeren Eingriffen in die Umwelt (z.B. steigender Anteil des umgelagerten Abraumes und der Menge des gesenkten Grundwassers bei der Gewinnung einer Tonne Braunkohle). In Anbetracht der begrenzten Belastbarkeit der Umwelt muß daher mit einer zunehmenden Umweltbelastung durch Ressourcenverbrauch gerechnet werden.

Diese Wirkungen der Ressourcennutzung auf das Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ sind im einzelnen in den anderen Wirkungskategorien erfaßt (z. B. die Veränderung der Landschaftsstruktur in der Kategorie „Naturraumbeanspruchung“).

## 7.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“

### 7.1.2.1. Wirkungsmechanismen

In Verbindung mit der Ressourcenbeanspruchung können für den Menschen direkte gesundheitliche Gefährdungen entstehen. Durch die Gewinnung von Rohstoffen kann es z.B. zur Belastung durch Lärm und humantoxische Stoffe (z.B. Quecksilber oder Zyanide bei der Goldgewinnung) kommen. Darüber hinaus werden für die Gewinnung von Rohstoffen zum Teil Siedlungen verlagert und Erholungsflächen vernichtet. Zählt man zur Gesundheit auch das menschliche Wohlergehen dazu, können Beeinträchtigungen im psychischen Bereich dazukommen (z.B. Verlust des Landschaftsbildes mit dessen Auswirkungen; siehe auch Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“).

Durch die Nutzung von nicht erneuerbaren Ressourcen können auch die Qualität und Quantität lebenswichtiger Güter wie z.B. das Vorhandensein geeigneter Böden für die Produktion von Nahrungsmitteln beeinträchtigt werden. Diese Ressourcen stehen dann im lokalen und regionalen Maßstab nicht mehr in ausreichender Menge und genügender Qualität zur Verfügung.

## 7.1.3. Schutzgut Ressourcen

Die Abnahme des Bestandes an Rohstoffen und fossilen Brennstoffen stellt ein Umweltproblem an sich dar<sup>41</sup>. Das Gebot der Schonung von Ressourcen (hier: Rohstoffen) als Schutzgüter wird mit Blick auf eine nachhaltige Entwicklung mit der Forderung nach Chancengleichheit für künftige Generationen begründet.

Die Art der Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen ist unter dem Aspekt der begrenzten Verfügbarkeit unterschiedlich zu beurteilen.

### a) *destruktive Nutzung von Ressourcen*

Die Ressourcen werden durch die Umwandlung der chemischen Verbindungen, z.B. Verbrennung von Öl zur Energieerzeugung, zerstört. Die nutzbare Eigenschaft des Rohstoffs, die Eignung zur Energieerzeugung durch die Verbrennung als fossiler Brennstoff, geht verloren.

### b) *nicht destruktive, dissipative Nutzung von Ressourcen*

Die Ressourcen werden nicht zerstört, aber umgewandelt und aufgelöst oder weit zerstreut. Ihr räumliches Verteilungsmuster wird verändert. Sie befinden sich in Form von Produkten oder Abfall weit gestreut in der Technosphäre und der Biosphäre, während sie ursprünglich räumlich konzentriert lokalisiert waren. Ihre Wiedernutzung ist nur mit großem Aufwand möglich (z.B. wenn Stoffe mit sehr geringen Konzentrationen in der Umwelt verteilt wurden, wie Kupfer im

---

<sup>41</sup> siehe auch MÜLLER-WENK, R., (1998): Depletion of abiotic resources weighted on base of „virtual“ impacts of lower grade deposits used in future, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 57, Universität St. Gallen

Hausmüll)<sup>42</sup>. Die Wiedergewinnbarkeit der zerstreuten Ressourcen hängt dabei sehr stark von der Leistungsfähigkeit der Abfall- und Recycling-Techniken ab.

In der Diskussion befinden sich Klassifizierungsvorschläge für verschiedene nicht erneuerbare Rohstoffe in Hinblick auf ihre Bedeutung für eine nachhaltige Entwicklung. Dort werden beispielsweise die Metalle als wertvoller im Sinne einer langfristigen Verfügbarkeit angesehen als Massensubstanzen wie z. B. die Baurohstoffe Sand und Kies, da die Metalle nur in diskreten Lagerstätten vorhanden sind, die durch Anreicherungsprozesse entstanden sind, aufwendig exploriert und energieintensiv gewonnen werden müssen. Massensubstanzen wie Sand und Kies sind dagegen häufige Umformungsprodukte der Grundgesteine.

### 7.1.3.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer

Durch die Entnahme und Nutzung von endlichen Ressourcen wird deren Bestand verringert und somit ihre Nutzungsmöglichkeit für die Zukunft eingeschränkt. Wenn endliche Ressourcen nicht wiedergewinnbar sind und ihre Funktion darüber hinaus nicht ersetzt werden kann, so ist die Wirkung irreversibel.

Die Dauer der Wirkung der Ressourcenbeanspruchung auf das Schutzgut Ressourcen ist - je nach Rohstoff und nach der Nutzungsart - differenziert zu beurteilen.

#### *zu a) destruktive Nutzung von Ressourcen*

Die Wirkung der Nutzung der destruktiv genutzten Ressourcen, sofern sie wie fossile Brennstoffe zerstört werden, ist irreversibel. Die abgebauten und in Energie umgewandelten Rohstoffe sind einer erneuten Nutzung nicht mehr zugänglich. Ihre Funktion muß durch andere Energieträger ersetzt werden.

#### *zu b) nicht destruktive/dissipative Nutzung von Ressourcen*

Die Dauer der Wirkung, die aus der Nutzung der nicht zerstörten, aber umgewandelten und aufgelösten/zerstreuten Ressourcen entsteht, die sich in der Technosphäre und in der Biosphäre befinden, hängt von dem Stand der Technik ihrer Wiedergewinnung ab. Beim heutigen Stand der Technik muß für viele Rohstoffe praktisch von Irreversibilität ausgegangen werden. Durch die Entnahme und Nutzung von endlichen Ressourcen wird deren Bestand verringert und zukünftige Nutzungsmöglichkeiten werden eingeschränkt.

Beispiel: Im Land Niedersachsen werden die Gipsvorkommen, die für den bundesweiten Bedarf gewonnen werden, in absehbarer Zeit (30 bis 40 Jahre) erschöpft sein<sup>43</sup>. Der Naturgips muß dann entweder in anderen Regionen Deutschlands gewonnen, nach Deutschland importiert werden oder substituiert (in seiner Funktion durch z.B. Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen oder aus Bauschuttrecycling ersetzt) werden.

---

<sup>42</sup> MÜLLER-WENK, R., (1997): Safeguard Subject and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Impact Assessment, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 42, Universität St. Gallen

<sup>43</sup> NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1997): Stoffstrommanagement Gips als Beitrag zum nachhaltigen Ressourcenschutz in Niedersachsen, Vorstudie, Hildesheim

### 7.1.2.3 Räumliche Ausdehnung

Je nach Art der Ressource, nach Art und Intensität der Nutzung von Roh- und Brennstoffen kann die räumliche Ausdehnung der Wirkung der Ressourcenbeanspruchung auf das Schutzgut Ressourcen lokal, regional bis global sein.

## 7.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“

Das Prinzip der Ressourcenschonung hat in der Umweltpolitik seit langem einen hohen Stellenwert. Es ist ein Grundpfeiler im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und nimmt in der Nachhaltigkeitsdiskussion einen wichtigen Platz ein.

Meßbare, räumlich konkrete Zielwerte, die sich auf einen zu erhaltenden Bestand an Ressourcen als Schutzgut beziehen (= Bestandesgrößen), und eine Einschätzung des „distance to target“ von nicht erneuerbaren Ressourcen erlauben, liegen derzeit flächendeckend und in abgestimmter Form nicht vor. Als allgemeine Rahmenvorgabe bezüglich der Ressourcen wird die Regel der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 12. Deutschen Bundestages für die Zielbestimmung einer nachhaltigen Ressourcennutzung<sup>44</sup> angesehen:

*Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.“*

Der Unterschied zwischen der destruktiven und der nicht destruktiven dissipativen Nutzung von Rohstoffen erfordert auch eine unterschiedliche Bewertung des Abstandes zum angestrebten Umweltzustand.

zu a) *destruktive Nutzung*

Die nachfolgende Tabelle enthält eine Aufstellung der weltweiten Reserven der nicht erneuerbaren destruktiv genutzten Ressourcen und die derzeitigen Extraktionsraten 1991 und 1992, d.h. die rechnerische Verfügbarkeit für nachfolgende Generationen (= nutzbare Jahre), wenn sie im derzeitigen Umfang weiter genutzt werden. Die Energiegewinnung auf der Erde beruht zu über 90 % auf der Nutzung fossiler Energieträger<sup>45</sup>. Die Erdbevölkerung verbraucht heute in einem Jahr eine

---

<sup>44</sup> ENQUETE-KOMMISSION (1994): Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Economica-Verlag, Bonn

<sup>45</sup> International Energy Agency World Energy Outlook, 1995, Edition Paris 1995, in: MÜLLER-WENK, (1997): Safeguard Subject and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Impact Assessment, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 42, Universität St. Gallen

Menge an Kohle, Erdöl und Erdgas, für deren Entstehung erdgeschichtlich 500.000 Jahre erforderlich waren<sup>46</sup>.

Der Anteil der regenerativen Energien wird sich auch in den nächsten Jahren nur leicht erhöhen. Insofern müssen die destruktiv genutzten Rohstoffe für die nachfolgenden Generationen aufgrund ihrer realen Knappheit durch sparsame Nutzung möglichst lange erhalten werden.

Tab. 7-2: Weltweit vorhandene Reserven/Extraktionen an nicht erneuerbaren Ressourcen sowie nutzbare Jahre

Art der Reserve	Reserven in (Megatonnen Öl-äquivalente)	Extraktion in (Megatonnen Öl-Äquivalente)	Verhältnis Reserve/Extraktion (nutzbare Jahre)
Braunkohle	202000	530 (1992)	381
Steinkohle	386000	2350 (1992)	164
Öl	135000	3130 (1991)	43
Gas	113000	1820 (1991)	62
Alle fossilen Brennstoffe	836000	7830	107

Quelle: FRISCHKNECHT, R. in Müller-Wenk, R. 1997: Safeguard Subject and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Impact Assessment, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 42, Universität St. Gallen

In Deutschland wurde der Einsatz von Energie je Einheit des Bruttoinlandsproduktes in den vergangenen Jahren deutlich reduziert und die Energieproduktivität entsprechend gesteigert. Während sich allerdings die Arbeitsproduktivität im früheren Bundesgebiet von 1960 bis 1990 mehr als verdreifachte, stieg die Energieproduktivität „nur“ um ca. 36 %<sup>47</sup>. Die erreichten Effizienzsteigerungen bei der Energieausnutzung werden in der Regel durch wachsende Produktions- und Verbrauchsmengen überkompensiert. Der Primärenergieverbrauch stieg absolut von 1960 auf 1993 um 94%.

Für die Einschätzung eines „distance to target“ können neben diesen Angaben über die derzeitigen Trends des Verbrauchs an energetischen Rohstoffen politische Zielvorstellungen, die hier in Form von Umwelthandlungszielen formuliert sind, verwendet werden. Das Bundesumweltministerium hat im Entwurf für ein umweltpolitisches Schwerpunktprogramm 1998 gefordert, die Energieproduktivität bis 2020 auf der Basis von 1990 zu verdoppeln<sup>48</sup>. Die Energieproduktivität gibt an,

<sup>46</sup> Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms, Bonn

<sup>47</sup> Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms, Bonn

<sup>48</sup> ebd.

wieviel Bruttoinlandsprodukt (in Preisen von 1991) mit dem Primärenergieverbrauch eines Jahres „produziert“ wurde. Die Erhöhung der Energieeffizienz wird auch auf internationaler Ebene von der EU, der OECD und den Vereinten Nationen gefordert. Insbesondere auf der Tagung der Commission for Sustainable Development der Vereinten Nationen im Jahr 2000 soll eine Strategie für eine nachhaltige Energiezukunft verabschiedet werden, für die die Staaten Programme mit Zeitplänen zur Umsetzung vorbereiten sollen.

*zu b) nicht destruktive dissipative Nutzung*

Ähnlich wie beim Entwicklungstrend für den Verbrauch von energetischen Rohstoffen ist auch bei den dissipativ genutzten Ressourcen zwar eine Erhöhung der Rohstoffproduktivität in Deutschland um ca. 90 % von 1960 bis 1990 zu verzeichnen; der Verbrauch an dissipativen Rohstoffen ist aber aufgrund des noch stärkeren Anstiegs des Bruttoinlandsprodukts im selben Zeitraum absolut gesehen gestiegen<sup>49</sup>.

Bei der dissipativen Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen verschwinden diese durch ihre Nutzung nicht. Sie können in der Zukunft wieder genutzt werden. Sie werden aber durch ihre Umwandlung so stark verändert, daß der Recycling-Aufwand zu ihrer Wiedergewinnung und die damit verbundenen Umweltwirkungen sehr hoch sein können.

Es wird vorgeschlagen, sich zukünftig bei der Bewertung von dissipativ genutzten Rohstoffen an die Methode von MÜLLER-WENK (1998)<sup>50</sup> anzulehnen. Diese bestimmt mit Hilfe von Modellen, welche umweltrelevanten Eingriffe für die jeweilige Rohstoffart infolge des höheren technischen Aufwandes entstehen, wenn diese Stoffe aus Lagerstätten niedrigerer Konzentration unter Zugrundelegung der derzeit nutzbaren Technologie erschlossen werden müssen. In diese Bestimmung fließen die Berechnung der zukünftigen Erzgehalte von Rohstoffen, die Berechnung des Zusatzbedarfes an Energie, die durch die Exploration und Gewinnung der Stoffe aus den niedriger konzentrierten Erzen entsteht, sowie die damit verbundenen zusätzlichen Umwelteingriffe auf der Basis der Bedarfes an Zusatzenergie ein. Diese „virtuellen umweltrelevanten Eingriffe“ (virtuell environmental interventions) werden genutzt, um die Größenordnung der mit der derzeitigen Ressourceninanspruchnahme zukünftig verbundenen Umweltwirkungen einzuschätzen.

Die nicht-energetischen Rohstoffe wie Metallerze etc. sind in absoluten Mengen in der Erdkruste so hinreichend vorhanden, daß derzeit für unsere Gesellschaft keine Besorgnis der Endlichkeit dieser Ressourcen besteht. Es ist jedoch davon auszugehen, daß die zugänglichen Depots dieser Rohstoffe mit hohen Anreicherungen/Konzentrationen an nutzbaren Stoffen tendenziell in einem Zeithorizont von 100 bis 1000 Jahren zurückgehen werden, so daß zukünftige Generationen bei der Nutzung von Lagerstätten mit niedrigeren Konzentrationen höhere Aufwendungen für die Gewinnung dieser Ressourcen haben werden. Dies wird trotz der ständigen Verbesserung des Standes der Technik bei der Gewinnung von dissipa-

---

<sup>49</sup> ebd.

<sup>50</sup> MÜLLER-WENK, R., Depletion of abiotic resources weighted on base of „virtual“ impacts of lower grade deposits used in future, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 57, Universität St. Gallen



tiv genutzten Rohstoffen, die die Nutzung auch von niedrigeren Konzentrationen wirtschaftlich macht, relevant werden. Mit den höheren Aufwendungen bei der Nutzung sind auch höhere Umweltauswirkungen verbunden (vgl. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“).

Die Berechnungen von MÜLLER-WENK lassen den Schluß zu, daß die „virtuellen umweltrelevanten Eingriffe“, die sich aus den in Ökobilanzen üblicherweise vorkommenden Mengen an dissipativ genutzten Ressourcen ergeben, keinen großen Anteil am Gesamtergebnis einer Ökobilanz haben. Vor diesem Hintergrund erscheint es gerechtfertigt, die dissipativ genutzten Ressourcen bis zum Vorliegen einer anwendbaren Methode bei der Bewertung zu vernachlässigen

## **8. Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“**

### **8.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung**

#### **8.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“**

##### **8.1.1.1. Wirkungsmechanismen**

Der rapide, jährlich wiederkehrende Schwund der stratosphärischen Ozonschicht über der Antarktis wurde Mitte der achtziger Jahre entdeckt. Nach Ende der Polarnacht im antarktischen Frühling (September/Okttober) nehmen die Gesamt-ozonwerte inzwischen bis zu etwa 70 % gegenüber dem Zustand (Mittelwert 1956 - 1978) vor Entdeckung des „Ozonlochs“ ab. Die Ozonabnahmen sind jedoch nicht mehr auf die Antarktis oder den Zeitraum des antarktischen Frühlings beschränkt. Sie werden in abgeschwächter Form bereits bis ca. 50° südlicher Breite (Südspitze Südamerikas) während des ganzen Jahres beobachtet. Auch über der Nordhalbkugel werden Ozonabnahmen beobachtet. So belegen Meßwerte, daß der Gesamtgehalt an Ozon über dem europäischen Kontinent seit Anfang der 70er Jahre zurückgeht. Der abnehmende Trend hat sich im Verlauf der 80er Jahre verstärkt und beträgt zur Zeit 5 % pro Jahrzehnt. Dabei ist der Ozonverlust im Winter zwei- bis dreimal so groß wie im Sommer.

Ursache dieses starken, global auftretenden Ozonabbaus in der Stratosphäre sind anthropogene Emissionen von chlorhaltigen Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) und chlor- und bromhaltigen Halonen. Auch H-FCKW<sup>51</sup> wirken ozonabbauend, obwohl in deutlich geringerem Umfang.

Ozon hat die Eigenschaft, die von der Sonne ausgehende UV-B-Strahlung (Wellenlängenbereich von 280 bis 320 Nanometer) weitgehend zu absorbieren. Ein Defizit an stratosphärischem Ozon läßt deshalb eine Zunahme der UV-B-Intensität an der Erdoberfläche erwarten.

Qualitativ hochwertige (spektral aufgelöste) Messungen der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche gibt es erst seit kurzer Zeit. Aus den vorhandenen Meßdaten können keine validen Aussagen über den bisherigen Langzeittrend der UV-B-Strahlung am Boden gemacht werden. Neuere Meßergebnisse bei wolkenlosem Himmel belegen jedoch, daß niedrige Ozonsäulendichten tatsächlich mit hoher UV-B-Strahlung am Boden verbunden sind, was den Erwartungen aus theoretischen Berechnungen entspricht. So wurden bei Ausprägung des Ozonlochs im antarktischen Frühling deutlich erhöhte bodennahe UV-B-Werte in der Antarktis und in südlichen Gebieten von Südamerika beobachtet. Eine erhöhte UV-B-Strahlung konnte auch auf der Nordhemisphäre im Zusammenhang mit den niedrigen Ozonwerten 1992 und 1993 festgestellt werden.

---

<sup>51</sup> H-FCKW sind Verbindungen, die neben Halogenen wie Chlor und Fluor auch Wasserstoff enthalten, während FCKW vollhalogeniert sind und keinen Wasserstoff enthalten

Erhöhte UV-B-Strahlung kann zu sehr unterschiedlichen Schäden bei Pflanzen, Tieren und Menschen führen, wobei die Empfindlichkeit von verschiedenen Spezies und deren unterschiedlichen Entwicklungsstadien sehr stark variiert. Bei zunehmender UV-B-Strahlung kann das in den oberen Schichten der Ozeane lebende Phytoplankton, das wichtigste Glied der maritimen Nahrungskette, geschädigt werden. Das wiederum hat nicht nur Auswirkungen auf den Fischfang und damit die Welternährung, sondern auch auf den Austausch von Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) zwischen der Atmosphäre und dem Tiefenwasser der Ozeane. Auch an höheren Pflanzen kann die verstärkte UV-B-Strahlung zu Wachstumsstörungen, Zellschäden und Mutationen (Veränderungen des genetischen Materials) führen, wodurch eine Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Produktion von Nahrungsmitteln zu befürchten ist.

#### **8.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Die stratosphärische Ozonabnahme läßt sich durch den weltweiten Ausstieg aus Produktion und Verwendung von FCKW stoppen. Durch Wiederherstellung eines natürlichen Spurenstoffgleichgewichtes in der Stratosphäre kann sich die Ozonschicht erholen und wieder Konzentrationen erlangen, die vor Auftreten des Ozonlochs vorlagen. Insofern handelt es sich um einen reversiblen, wenn auch langsamen, Prozeß. Mit einer Erholung der stratosphärischen Ozonschicht wird erst ab Mitte des 21. Jahrhunderts gerechnet.

Der stratosphärische Ozonabbau wird hauptsächlich durch den Chlorgehalt der Stratosphäre bestimmt. Der gegenwärtige mittlere Chlorgehalt der Stratosphäre liegt circa fünfmal höher als unter natürlichen Bedingungen. Der Bromgehalt der Stratosphäre hat sich aufgrund anthropogener Emissionen bromhaltiger Substanzen etwa verdoppelt. Trotz des im Rahmen des Montrealer Protokolls und dessen Verschärfungen festgelegten FCKW- und Halon-Ausstiegs ist zu erwarten, daß die stratosphärischen Chlorkonzentrationen mindestens bis zum Jahre 2000 noch weiter ansteigen werden (bis auf ca. 5 ppbv; 1 ppbv = 1 Volumenteil pro Milliarde (= 10<sup>9</sup>) Teile Luftvolumen). Das hängt mit dem langsamen Transport der FCKW und Halonen in die Stratosphäre und der weiteren Ausgasung aus FCKW-haltigen Produkten zusammen. Deshalb wird sich der Ozonabbau zunächst noch verstärken. In der 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts werden stratosphärische Chlorkonzentrationen von 2 ppbv und darunter erwartet, so daß ein durch reaktives Chlor verursachter Ozonabbau in dem jetzt beobachteten Ausmaß nicht mehr auftreten kann.

Da jedoch Ozon sowohl im ultravioletten als auch im infraroten Bereich, wenn auch langsam, strahlungswirksam ist, kann der Abbau in der Stratosphäre im Zusammenhang mit Temperaturdifferenzen zu Änderungen der atmosphärischen Zirkulation führen. Inwiefern diese Änderungen reversibel sind, kann nur schwierig beurteilt werden. Es kann zumindest nicht ausgeschlossen werden, daß es zur irreversiblen Umstellung stratosphärischer Zirkulationsmuster und damit zur Beeinflussung des Klimas kommt.

Trotz eingeleiteter Gegenmaßnahmen wird sich der Ozonabbau, bedingt durch den langsamen Transport von FCKW und Halonen in die Stratosphäre, in den kommenden Jahren und Jahrzehnten noch verstärken.

### 8.1.1.3. Räumliche Ausdehnung

Mit erhöhter UV-B-Strahlung ist in Gebieten zu rechnen, über denen der Ozonabbau am stärksten ist. Da beispielsweise auch Wolken, in der Atmosphäre vorhandene Aerosole und troposphärisches Ozon mit UV-B-Strahlung wechselwirken, ist nicht automatisch ein linearer Zusammenhang zwischen stratosphärischen Ozonkonzentrationen und der Intensität der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche gegeben. Generell ist davon auszugehen, daß der Ozonabbau in der Stratosphäre ein Problem mit globalen Ausmaßen ist.

### 8.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“

#### 8.1.2.1. Wirkungsmechanismen

##### a) Kurzfristige Wirkungen

UV-B-Strahlung kann beim Menschen akute Krankheiten hervorrufen. So wird der Sonnenbrand überwiegend durch UV-B-Strahlung ausgelöst. Die Schneeblindheit, eine akute Schädigung der Augenhornhaut, ist ebenfalls Folge einer erhöhten UV-B-Bestrahlung besonders exponierter Personen, wie beispielsweise der Skifahrer oder Bergsteiger in schneebedeckten Gebieten. Bei Verwendung von kosmetischen Erzeugnissen und Sonnenschutzmitteln kann UV-B-Strahlung auch photoallergische Reaktionen auslösen.

##### b) Langfristige Wirkungen

Langzeitwirkungen von UV-B-Strahlung beim Menschen hängen im wesentlichen von Dosis und Wellenlängenbereich der Strahlung sowie der jeweiligen persönlichen Empfindlichkeit ab. Als wichtigste langfristige Wirkungen treten eine vorzeitige Hautalterung, die Entwicklung von Hauttumoren, Augenkrankheiten sowie möglicherweise eine Beeinflussung des Immunsystems auf.

- *Hauttumoren*

Es ist inzwischen wissenschaftlich belegt, daß UV-B-Strahlung zum Auftreten maligner (bösartiger) Tumoren führen kann. Wissenschaftlich zu klären bleibt dabei noch, ob auch die Lebenszeitdosis (die UV-Dosis über das gesamte Leben) für die Entstehung von Hautkrebs entscheidend ist. Gegenwärtig wird für das Melanom davon ausgegangen, daß häufige Sonnenbrände vor allem im Kleinkindalter das Risiko erhöhen. Neben weniger bösartigen Hauttumoren (Basalzell- und Plattenepithelkarzinomen) ist vor allem das maligne Melanom als sehr bösartiger Tumor anzuführen.

Die Häufigkeit von Hautkrebserkrankungen hat weltweit stark zugenommen. In den USA stieg die Melanomrate von 1974 - 1986 um jährlich 3 - 4 %. Die höchste Hautkrebsrate weltweit hat Australien zu verzeichnen. Ursache dieser Zunahme von Erkrankungen ist nach Meinungen von Dermatologen in erster Linie ein unvernünftiges Freizeitverhalten vieler Menschen. Da allerdings das Produkt aus Expositionszeit und Intensität der Strahlung die entscheidende Größe ist, werden sich die abnehmenden stratosphärischen Ozonkonzentrationen vermutlich auf die Hautkrebsrate auswirken und sie zusätzlich zum bereits verzeichneten Anstieg erhöhen.

- *Augenerkrankungen*

Ein Zusammenhang zwischen UV-B-Exposition und Augenerkrankungen wie dem Grauen Star (Katarakt), einer irreversiblen Linsentrübung, gilt als wissen-

schaftlich gesichert. Untersuchungen in äquatorialen Gebieten haben Zusammenhänge zwischen hohen UV-B-Strahlungsdosen und Augenerkrankungen bestätigt.

- *Auswirkungen auf das Immunsystem*  
Durch UV-B-Strahlung wird die körpereigene Immunabwehr, z.B. die Bildung von T-Zellen, beeinträchtigt. Hinsichtlich der Einwirkung auf das Immunsystem liegen bisher allerdings nur vorläufige Daten vor. Sollte die Schwächung des Immunsystems bestätigt werden, könnte daraus auch eine zunehmende Zahl oder Verbreitung von Infektionskrankheiten resultieren.

#### **8.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Akute Erkrankungen sind in der Regel reversibel. Die langfristigen Wirkungen erhöhter UV-B-Strahlung können reversibler und irreversibler (z.B. Tumoren) Natur sein.

#### **8.1.2.3. Räumliche Ausdehnung**

Siehe unter 2.1.1.3.

### **8.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“**

Die Erholung der stratosphärischen Ozonschicht ist nur über die Einstellung von Produktion und Verwendung von FCKW, HFCKW und Halonen erreichbar. Mit der Unterzeichnung des Montrealer Protokolls im Jahre 1987 wurde der Grundstein für ein beispielhaftes internationales Regelwerk zum Schutz der Ozonschicht gelegt. In den Industrieländern ist bereits der Ausstieg aus der FCKW-Produktion erfolgt. Weltweit dürfen in den Industriestaaten seit dem 1. Januar 1996 keine vollhalogenierten FCKW mehr produziert werden. Ausnahmen bestehen jedoch noch bei FCKW zur Verwendung im Labor und in bestimmten medizinischen Sprays. Hingegen ist deren Verwendung und damit das Auftreten von Emissionen bisher aber nur teilweise über nationale Vorschriften geregelt.

In den Entwicklungsländern ist sogar eine weitere - aufgrund der Bestimmungen des Montrealer Protokolls erlaubte - Zunahme der FCKW-Verwendung und Herstellung zu beobachten.

In den ehemaligen Ostblockländern werden - entgegen den Bestimmungen des Montrealer Protokolls - weiterhin vollhalogenierte FCKW produziert, verwendet und teilweise auch exportiert. Die Beschleunigung des Ausstieges in diesen Ländergruppen ist daher das wichtigste Ziel, um die Voraussetzungen zu einer baldmöglichen Regenerierung der Ozonschicht zu schaffen.

Ein wichtiger Schritt auf dem Wege zum endgültigen Ausstieg aus der FCKW-Verwendung in den Entwicklungsländern erfolgte 1995 während der 7. Vertragsstaatenkonferenz zum Montrealer Protokoll in Wien. Dort wurde 10 Jahre nach der Unterzeichnung des Wiener Übereinkommens zum Schutz der Ozonschicht der 1. Januar 2010 als endgültiger Ausstiegstermin für die Produktion von FCKW und Halonen festgelegt. Gleichzeitig akzeptierten die Entwicklungsländer auch vertragliche Regelungen zum Ausstieg aus den teilhalogenierten HFCKW.

Als Maß für das Erreichen der Ziele kann die Chlorkonzentration in der Stratosphäre herangezogen werden. Unkritische Werte, wie sie vor dem Auftreten des

Ozonlochs beobachtet wurden, liegen etwa unterhalb von 2 ppbv [Zielwerte für den Bromgehalt der Stratosphäre liegen bei bzw. unterhalb von 15 pptv; 1 pptv = 1 Volumenteil pro Billion (=  $10^{12}$ ) Teile Luftvolumen]. Erwartungsgemäß werden sich diese Werte in der 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts einstellen. Derzeit liegt der gesamte Chlorgehalt der Troposphäre (in allen Quellgasen) bei etwa 3,8 ppbv, in der Stratosphäre beträgt er dagegen 3,3 ppbv. Wissenschaftler rechnen damit, daß der stratosphärische Chlorgehalt im Zusammenhang mit Transportprozessen aus der Troposphäre in die Stratosphäre noch auf Werte von über 4 ppbv ansteigen wird.

## 9. Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“

### 9.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung

#### 9.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“

##### 9.1.1.1. Wirkungsmechanismen

###### Primärwirkung:

Zunehmende Treibhausgaskonzentrationen führen zu einem positiven Strahlungsantrieb der Erde (Störung der Energiebilanz des Systems Erde-Atmosphäre), wodurch sich die Temperatur der unteren Atmosphärenschicht erhöht und weitere Klimaänderungen hervorgerufen werden.

Auf der Grundlage von Modellrechnungen wird nach bester Schätzung für die mittlere globale bodennahe Lufttemperatur gegenüber 1990 bis zum Jahr 2100 eine Erhöhung um 2°C erwartet. Je nach Bewertung der Empfindlichkeit des Klimasystems gegenüber den verschiedenen Eingangsgrößen und den künftigen Änderungen der Aerosolkonzentration ergibt sich eine Spannbreite für die zu erwartende Temperaturerhöhung von 1 bis 3,5°C. Der mittlere Meeresspiegel würde bei einem derartigen Temperaturanstieg um 50 Zentimeter bis 2100 als bester Schätzung ansteigen; die Bandbreite der Schätzungen beträgt 15 bis 95 Zentimeter. Es ist zu erwarten, daß eine generelle Erwärmung zu mehr extrem heißen Tagen und zu weniger extrem kalten Tagen führen wird. Infolge der künftigen globalen Erwärmung ist mit einer Umverteilung der Niederschläge zu rechnen, woraus Veränderungen in der Häufigkeit und Intensität von Dürren und Überflutungen resultieren können. Bisher liegen noch keine hinreichenden Ergebnisse dafür vor, ob die Häufigkeit oder geographische Verteilung von starken Stürmen sich ändern wird. Aufgrund von Nichtlinearitäten können außerdem unerwartete, große und schnelle Klimaänderungen eintreten.

###### Sekundärwirkung:

Die Zusammensetzung und die geographische Verteilung vieler Ökosysteme wird sich je nach der Reaktion einzelner Arten auf Klimaänderungen verlagern; die Artenvielfalt wird sich vermindern. Einige Ökosysteme dürften über mehrere Jahrhunderte keinen neuen Gleichgewichtszustand erreichen, nachdem das Klima ein neues Gleichgewicht erreicht hat.

**Wälder:** Modelle prognostizieren, daß ein dauerhafter Anstieg der globalen mittleren bodennahen Temperatur um 1°C ausreicht, um regionale Klimate so zu verändern, daß in vielen Gebieten das Wachstum und die Regenerationsfähigkeit der Wälder in Mitleidenschaft gezogen werden. Hierbei ist insbesondere die Änderungsgeschwindigkeit von entscheidender Bedeutung. Vielerorts wird dies die Funktion und Zusammensetzung der Wälder wesentlich verändern. Es werden ganze Vegetationstypen infolge möglicher Temperaturänderungen und veränderter Wasserverfügbarkeit in einem wesentlichen Anteil der bestehenden Waldfläche der Erde (im globalen Mittel ein Drittel) großen Änderungen unterworfen sein. Es ist zu erwarten, daß sich das Klima - im Verhältnis zur Geschwindigkeit von

Wachstum, Vermehrung und Wiederansiedelung von Waldarten - sehr rasch ändern wird. Die Artenzusammensetzung in Wäldern wird sich wahrscheinlich verändern; ganze Waldtypen dürften verschwinden; es könnten sich neue Artenzusammensetzungen und somit neue Ökosysteme bilden. Obschon die Primärproduktivität netto gesteigert werden könnte, dürfte dies auf die bestehende Waldbiomasse wegen des häufigeren und verbreiteteren Auftretens von Schädlingen und Pathogenen sowie zunehmender Häufigkeit und Intensität von Waldbränden nicht zutreffen.

**Landwirtschaftlich genutzte Gebiete/Weidegebiete:** In tropischen Weidegebieten sollten die mittleren Temperaturerhöhungen nicht zu wesentlichen Änderungen der Produktivität und Artenzusammensetzung führen; solche werden aber durch Änderungen von Menge und jahreszeitlicher Verteilung von Niederschlag sowie gesteigerter Evapotranspiration herbeigeführt. Eine gesteigerte atmosphärische Kohlendioxidkonzentration dürfte das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis im Futter von Pflanzenfressern erhöhen, was dessen Nährwert reduziert. Temperatur- und Niederschlagsverlagerungen in gemäßigten Weidegebieten können zu veränderten Wachstumsperioden und Verlagerungen der Übergangszonen zwischen Grasland, Wäldern und Buschland führen.

Im Hinblick auf landwirtschaftliche Ökosysteme steht für die gemäßigten Zonen Europas und Nordamerikas eine Reihe von Anpassungsmöglichkeiten zur Verfügung. Kritisch ist die Situation in den subtropischen und tropischen Bereichen zu sehen, wo einerseits gravierende klimatische Auswirkungen zu erwarten sind und andererseits wegen der herrschenden Armut diese Maßnahmen nicht ergriffen werden können.

**Gebirgsregionen:** Es wird prognostiziert, daß sich die Höhenverteilung der Vegetation nach oben verlagert; einige Arten, die klimabedingt auf Berggipfeln leben, könnten aussterben, weil ihr Habitat (Lebensraum) verschwindet oder weil sie verringerte Migrationsmöglichkeiten haben. Die infolge eines wärmeren Klimas projizierte Reduktion der Ausdehnung von Gebirgsgletschern, Permafrost und Schneedecken wird hydrologische Systeme und die Bodenstabilität beeinflussen. In vielen Entwicklungsländern dürfte der Zugang der einheimischen Bevölkerung zu gebirgsspezifischen Ressourcen (z.B. Nahrungsmittel und Energieträger) unterbrochen werden.

**Seen, Flüsse und Feuchtgebiete:** Aquatische Binnenökosysteme werden von Klimaänderungen durch veränderte Wassertemperaturen, Abflußregimes sowie Wasserspiegel beeinflußt. In Seen und Flüssen hätte die Erwärmung die größten biologischen Auswirkungen in den hohen Breiten, wo die biologische Produktivität zunähme, und in den niederen Breiten an den Grenzen der Lebensbereiche von in kaltem und kühlem Wasser vorkommenden Arten, wo am meisten Arten aussterben würden. Eine Erwärmung größerer und tieferer Seen der gemäßigten Zone würde deren Produktivität steigern, obschon diese Erwärmung in einigen flachen Seen und in Flüssen zu einer größeren Wahrscheinlichkeit von Sauerstoffmangel führen könnte. Zunehmende Variabilität in Zu- und Abfluß, vor allem die Häufigkeit und Dauer großer Überschwemmungen und Dürren, würde in den Flüssen eher zu einer Verschlechterung der Wasserqualität, der biologischen Produktivität und der Habitate führen. Der Wasserspiegel wird in Seen und Flüssen in trockenen Verdunstungsgebieten und in Becken mit kleinem Einzugsgebiet am ausgeprägtesten sinken. Bei veränderten Temperaturen und Niederschlägen wird sich die geographische Verteilung von Feuchtgebieten wahrscheinlich verlagern.



**Küstensysteme:** Klimaänderungen und ein Ansteigen des Meeresspiegels oder Änderungen bei Stürmen oder Sturmfluten könnten zu folgenden Änderungen führen: Erosion von Küsten und küstennahen Habitaten, Anstieg des Salzgehaltes von Ästuaren und Süßwasser-Speichern, Änderung des Tidenhubes in Flüssen und Buchten, Änderungen beim Sediment- und Nährstofftransport und bei der Verteilung der chemischen und mikrobiologischen Verschmutzung in Küstengebieten sowie eine zunehmende Überflutung von Küsten. Einige Ökosysteme an Küsten sind besonders anfällig, u.a. Salzsümpfe, Mangroven-Ökosysteme, Küstenfeuchtgebiete, Korallenriffe, Korallenatolle und Flußdeltas. Veränderungen bei diesen Ökosystemen würden schwerwiegende nachteilige Auswirkungen auf die Süßwasserversorgung und die Artenvielfalt haben. Solche Auswirkungen würden das Funktionieren der küstennahen Meere und Binnengewässer - zusätzlich zu bereits bestehenden Auswirkungen infolge Verschmutzung, physikalischen Änderungen und Materialeinträgen durch menschliche Aktivitäten - verändern.

**Ozeane:** Klimaänderungen werden im Mittel zum Anstieg des Meeresspiegels führen; ebenso könnten sie die Meereszirkulation und die vertikale Durchmischung verändern sowie die Meereseisdecke reduzieren. Infolgedessen dürfte die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die biologische Produktivität, die Struktur und die Funktionen von Meeresökosystemen sowie die Speicherkapazität für Wärme und Kohlenstoff beeinträchtigt werden, was mit wesentlichen Rückwirkungen auf das Klimasystem verbunden sein wird. Diese Änderungen hätten auch massive Auswirkungen auf Küstengebiete.

#### **9.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Wegen der langen atmosphärischen Verweilzeit der meisten Treibhausgase ist eine einmal angestoßene Klimaänderung mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit irreversibel. Bezüglich der Auswirkungen einer Klimaänderung auf Ökosysteme gilt grundsätzlich, daß ein durch Klimaänderung ausgelöstes oder befördertes Aussterben von Arten einen irreversiblen Prozeß darstellt.

In der Wirkungskette „Erhöhung der Konzentration treibhauswirksamer Gase in der Atmosphäre → Klimaänderung → Auswirkungen auf Ökosysteme“ kommt es zu Verzögerungen von 50 - 100 Jahren. Die vollen Auswirkungen werden erst nach Erreichen des neuen Gleichgewichtszustandes des Klimasystems erwartet, was einen Zeitraum von mehreren Jahrhunderten umfassen kann.

#### **9.1.1.3. Räumliche Ausdehnung**

Klimaänderungen und ihre Auswirkungen werden in globalem Maßstab erwartet. Dabei werden das Ausmaß und teilweise auch das Vorzeichen der Veränderungen regional verschieden sein.

### **9.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“**

#### **9.1.2.1. Wirkungsmechanismen**

Klimaänderungen werden wahrscheinlich vielfältige und in einer ganzen Reihe von Regionen im wesentlichen nachteilige Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben und zu einer bedeutenden Anzahl von Todesfällen führen. Direkte

Auswirkungen für die Gesundheit umfassen ein Ansteigen der Sterblichkeit und Häufigkeit von Erkrankungen (im wesentlichen Herz-, Gefäß- und Lungenerkrankungen) infolge der erwarteten Zunahme der Intensität und Dauer von Hitzewellen. Ein Ansteigen der Temperaturen in kälteren Gebieten sollte eine geringere Anzahl von kältebedingten Todesfällen bewirken. Eine Zunahme extremer Wetterereignisse würde zu einer größeren Häufigkeit von Todesfällen, Verletzungen und psychischen Störungen führen; eine größere Zahl von Menschen wäre verschmutztem Wasser ausgesetzt. Indirekte Auswirkungen von Klimaänderungen umfassen eine Zunahme der potentiellen Übertragung von Infektionskrankheiten (z.B. Malaria, Denguefieber, Gelbfieber, gewisse Arten der viralen Hirnhautentzündung), welche auf einer geographischen Ausdehnung und einer längeren saisonalen Lebenszeit der Vektororganismen beruhen. Nicht durch Vektoren ausgelöste Infektionskrankheiten - wie Salmonellose, Cholera und Giardiose - könnten teilweise infolge höherer Temperaturen und häufigerer Überschwemmungen ebenfalls ansteigen. Zusätzliche indirekte Folgen umfassen Erkrankungen der Atemwege sowie Allergien aufgrund eines klimabedingten Anstiegs mancher luftverschmutzender Substanzen sowie Pollen und Schimmelsporen. Zusammen tragen die Luftverschmutzung und belastende Wetterereignisse dazu bei, daß die Wahrscheinlichkeit von Krankheiten und Todesfällen zunimmt. In einigen Gebieten könnte sich der Ernährungszustand infolge nachteiliger Auswirkungen auf Nahrungsmittelproduktion und Fischerei verschlechtern. Begrenzte Süßwasservorräte werden sich ebenfalls auf die menschliche Gesundheit auswirken. Zusätzliche Probleme können durch die Migration größerer Populationen auftreten.

#### **9.1.2.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer**

Für die Reversibilität von Klimaänderungen gilt das unter 1.1.1.2. Gesagte. Chronische Leiden sind in der Regel irreversibel. Akute Erkrankungen dagegen werden als reversibel eingeschätzt.

#### **9.1.2.3. Räumliche Ausdehnung**

Die Auswirkungen der Klimaänderungen auf die menschliche Gesundheit werden den gesamten Globus betreffen, wobei Populationen mit unterschiedlichen Niveaus natürlicher, technischer und sozialer Ressourcen unterschiedlich betroffen sein werden.

### **9.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“**

Das Ziel selbst wird in Artikel 2 des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen festgelegt und zwar „... die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird ...“. Diese Zielvorgabe stellt politische Entscheidungsträger vor die Herausforderung, eine bestimmte Treibhausgaskonzentration festzulegen, die für die Bestimmung von Handlungszielen von großer Wichtigkeit ist. Die wissenschaftlichen Arbeiten zur Ermittlung von Stabilisierungszielen laufen noch. Für die Bestimmung der Auswirkungen einer Klimaänderung auf Ökosysteme ist - neben Ausmaß und regionaler Ausprägung - nicht zuletzt ihre Rate, d.h. die Geschwindigkeit, in der sie

sich vollzieht, von großer Bedeutung. Man geht davon aus, daß sich Ökosysteme nur Temperaturerhöhungen, die maximal 0,1°C pro Jahrzehnt betragen, anpassen können.

Das einzige geeignete Maß, welches gegenwärtig zur Verfügung steht, um das „distance to target“ zu schätzen, besteht in der für die nächsten 100 Jahre projizierten Rate der Klimaänderung. Bei Unterlassung von Gegenmaßnahmen ist mit einer Temperaturänderungsrate von etwa 0,2°C pro Jahrzehnt als bester Schätzung zu rechnen<sup>52</sup>.

Um in einem ersten Schritt ein Etappenziel zu definieren, verpflichteten sich die OECD- und ehemaligen Ostblockstaaten (GUS/MOE), ihre Treibhausgasemissionen bis 2000 auf dem Niveau von 1990 zu stabilisieren. Der gegenwärtige Trend der CO<sub>2</sub>-Emissionen (CO<sub>2</sub> ist zu ca. 50 % am anthropogenen Treibhauseffekt beteiligt) für den Zeitraum von 1990 - 1995 wird in folgenden Zahlen sichtbar:

OECD:	+ 4 %	davon
Japan:	+ 12 %	
Australien:	+ 8 %	
EU:	- 2 %	
GUS/MOE:	- 31 %	

(Absolute Emissionsangaben siehe Tabelle 9-1.)

Deutschland reduzierte seine CO<sub>2</sub>-Emissionen im selben Zeitraum von 1.014 Mio. t CO<sub>2</sub> auf 885 Mio. t CO<sub>2</sub>, also um insgesamt 13 %.

Das 1997 in Kyoto beschlossene Protokoll zum Schutz des Klimas sieht eine Emissionsminderung der sechs wichtigsten Treibhausgase der Industrieländer um ca. 5 % bis zum Zeitraum 2008 bis 2012 vor. Um dem Ziel der Klimarahmenkonvention jedoch letztendlich gerecht zu werden, müßten die Industrieländer - bezogen auf das Basisjahr 1990 - ihre Emissionen von Treibhausgasen bis 2005 um 11%, bis 2010 um 23% und bis 2020 um 43% reduzieren. Langfristig (bis 2050) ist eine Verringerung der Treibhausgasemissionen der Industrieländer um 77% notwendig. Die im Kyoto-Protokoll festgelegten Reduktionspflichten können, da sie keineswegs ausreichend sind, nur als erster Schritt in diese Richtung gewertet werden.

Schätzungen für die CO<sub>2</sub>-Emissionen der EU zwischen 1990 und 2000 gehen von einem 5 %igen Zuwachs aus (European Environment Agency, Denmark). Hierbei bleibt anzumerken, daß selbst bei stabilisierten Emissionen aufgrund der Langlebigkeit die Konzentrationen der Treibhausgase für Jahrzehnte global noch ansteigen werden.

<sup>52</sup> Wegen des time lags zwischen Ursache und Wirkung stellt die Rate rezenter (kürzlich zurückliegender) Temperaturänderungen, etwa der letzten 100 Jahre, kein geeignetes Maß dar

Tab. 9-1: Energiebedingte CO<sub>2</sub>-Emissionen (in Millionen Tonnen)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Differenz (+/-) <sup>3</sup>
Nordamerika <sup>1</sup>	5933	5867	5973	6090	6208	6270	+ 337
Lateinamerika <sup>2</sup>	1052	997	1019	1056	1115	1137	+ 85
EU 15	3480	3480	3454	3392	3384	3425	- 55
GUS/MOE	4807	4671	4290	3916	3513	3337	- 1470
Mittlerer Osten	649	682	715	792	851	876	+ 227
Afrika	671	686	678	693	719	755	+ 84
Asien/Pazifik (Total)	5606	5724	6002	6211	6732	7036	+ 1430
Asien/Pazifik (ohne Japan, Australien & Neuseeland)	4129	4209	4459	4635	5122	5394	+ 1265
Total OECD <sup>1</sup>	11128	11125	11227	11568	11458	11605	+ 447
GUS/MOE <sup>4</sup>	4807	4671	4290	3916	3513	3337	- 1470
Entwicklungsländer <sup>2</sup>	6505	6574	6871	6937	7803	8162	+ 1657
Welt gesamt	22440	22370	22388	22421	22774	23104	+ 664

<sup>1</sup> ohne Mexiko

<sup>2</sup> mit Mexiko

<sup>3</sup> Zunahme (+) bzw. Abnahme (-) der Jahresemissionen von 1990 bis 1995

<sup>4</sup> Gemeinschaft unabhängiger Staaten/Mittel- und Ost-Europa (= ehemalige UdSSR/RGW)  
abgeändert aus: World Energy Council: Press Release (4.7.1996)

## 10. Wirkungskategorie „Versauerung“

### 10.1. Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung

#### 10.1.1. Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“

##### 10.1.1.1. Wirkungsmechanismen

Der Wirkungsmechanismus der Versauerung kann folgendermaßen sehr vereinfacht zusammengefaßt werden: Säuren und Säurebildner (vor allem oxidierte Schwefelverbindungen = SO<sub>x</sub>, oxidierte Stickstoffverbindungen = NO<sub>y</sub>, reduzierte Stickstoffverbindungen = NH<sub>x</sub>) werden hauptsächlich durch menschliche Aktivitäten (insbesondere Kraftwerke, Verkehr, Industrie, Intensivtierhaltung) in die Luft emittiert und über große Entfernungen transportiert (bis zu mehreren 1.000 km), bevor sie in Ökosysteme (z.B. Wälder, Seen) deponiert werden.

Die dort verursachte Versauerung von Böden und Gewässern bedingt diverse Schadwirkungen auf Pflanzen (z.B. Wurzelschäden, Blatt-/Nadelschäden), Tiere (z.B. Fische) und Ökosysteme insgesamt (z.B. erhöhte Auswaschung wichtiger Nährstoffe).

Die beobachteten Sekundärwirkungen umfassen nachhaltige Änderungen der Artenzusammensetzung (z.B. von Fischen in Seen, Bodenvegetation in Wäldern) und der genetischen Variabilität verbleibender Arten, abnehmende Widerstandskraft gegen andere anthropogene und natürliche (z.B. klimatische oder biotische) Streßfaktoren und schließlich den Zusammenbruch des Systems (z.B. Fischsterben in Seen, Waldsterben). Auch den Rezeptorökosystemen benachbarte Systeme (z.B. Grundwasser) können z.B. durch erhöhten Nitrateintrag und die Mobilisierung von Schwermetallen beeinträchtigt werden.

Diese Folgen sind allerdings nicht isoliert von den Folgen vor allem der Eutrophierung, der globalen Erwärmung und CO<sub>2</sub>-Konzentrationserhöhung und der Abnahme stratosphärischen Ozons zu sehen. Die meisten dieser Umweltprobleme verstärken die Auswirkungen der Säureeinträge, da sie bestehende Ökosysteme zusätzlich destabilisieren.

##### 10.1.1.2. Reversibilität/Irreversibilität, Dauer

Critical Loads für Säure sind so definiert, daß Böden bei Erreichen der Critical Load keine über die langfristige Zufuhr von basischen Kationen durch Verwitterung und Deposition hinausgehende Pufferkapazitäten mehr besitzen (Gleichgewichtszustand). Mittelfristig wirksame Pufferkapazitäten, z.B. über austauschbare basische Kationen, werden unter starker Veränderung der Bodeneigenschaften relativ schnell (*in wenigen Jahrzehnten*) und *irreversibel* abgebaut. Bei der Berechnung von Critical Loads werden *nur* die langfristig wirksamen Prozesse berücksichtigt, da die nur mittelfristig aktiven Puffermechanismen die Versauerung des Bodens nur begrenzt aufhalten können. Für Böden mit erheblichen mittelfristigen Pufferkapazitäten würden sonst zu hohe Critical Loads berechnet.

Unterschreitet der tatsächliche Eintrag die Critical Load über längere Zeit, ist die -wie oben definierte- Versauerung grundsätzlich *reversibel*. Je nach Säureeintrag und Bodenbeschaffenheit dauert eine solche Erholung auch bei Depositionsraten unter Critical Load allerdings *mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte*.

Die durch die Versauerung ausgelösten Schäden sind teilweise *reversibel* (z.B. bis zu einem gewissen Maß von Blatt-/Nadelschäden), zum Großteil allerdings *irreversibel* (erhöhte Auswaschung wichtiger Nährstoffe, Artenverlust, genetische Einengung verbleibender Arten, Zusammenbruch der Systeme).

Die oben genannten Puffersysteme bedingen eine je nach Ökosystemeigenschaften ausgeprägte Verzögerung der Wirkungen. Diese kann wenige Jahre bis zu mehreren Jahrzehnten dauern.

### 10.1.1.3. Räumliche Ausdehnung

Die anthropogene Versauerung ist ein Prozeß auf der regionalen/kontinentalen Skala (Europa). Deutschland kann nicht isoliert betrachtet werden, da in Deutschland emittierte Säurebildner zum Großteil im Ausland deponiert werden und umgekehrt. Dabei ist für Deutschland der „Export“ stoffspezifisch jeweils größer als der „Import“. Beispielsweise werden 78 % der deutschen SO<sub>2</sub>-Emissionen (NO<sub>x</sub>: 84 %, NH<sub>3</sub>: 45 %) ins Ausland „exportiert“, während 40 % der deutschen SO<sub>x</sub>-Depositionen (NO<sub>y</sub>: 55 %, NH<sub>x</sub>: 28 %) durch Emissionen des Auslandes verursacht werden. Für die Versauerung wäre somit die Betrachtung auf europäischer Ebene angebracht.

Obgleich die räumliche Ausdehnung des Phänomens Versauerung regional/kontinental ist, ist die Ausprägung, d.h. das tatsächlich wirksame Verhältnis von aktueller Deposition zu Critical Load, räumlich außerordentlich variabel. Neben Gebieten mit massiver Überschreitung der Critical Loads existieren auch solche ohne Überschreitung, d.h. ohne Versauerung über das langfristig tolerierbare Maß hinaus.

### 10.1.2. Schutzgut „menschliche Gesundheit“

Das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ ist nur indirekt berührt, da langfristig Boden- und Gewässerversauerung über Freisetzung von Schwermetallen zu Gesundheitsschäden führen kann.

## 10.2. Grundlagen zur Einstufung des „distance to target“

Das allgemein anerkannte Kriterium des Schadensrisikos bei Versauerung ist die Überschreitung ökosystemspezifischer Belastungs-Schwellenwerte (Critical Loads) durch aktuelle atmosphärische Deposition von Säurebildnern.

Das Hauptproblem der Quantifizierung eines „distance to target“ liegt in der starken räumlichen Variabilität sowohl der Empfindlichkeit (Critical Load) als auch der Deposition (s.o.) Als Zielwert (target) wird hier in Anlehnung an internationale Übereinkommen (UN/ECE-Luftreinhaltkonvention; UN/ECE = Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) das 95-Perzentil der Critical Load-Überschreitung (= Schadpotential, s.o.) vorgeschlagen.

Für Europa wird durch die UN/ECE für die Quantifizierung des Schadpotentials die Differenz (Deposition minus Critical Load) angenommen; die Einheit dieser Critical Load-Überschreitung ist Säureäquivalente/ha/Jahr. Dieses Maß ist hier ungeeig-

net, da „distance to target“ zur Rangbildung der verschiedenen Wirkungskategorien benutzt wird und deshalb eine dimensionslose Größe erforderlich ist. Daher wird vorgeschlagen (abweichend von der ECE-Methodik), den Quotienten aus Deposition und Critical Load als Maß zu benutzen. Das 95-Perzentil der für Deutschland bestimmten Quotienten Deposition (1993)/Critical Load für Waldgebiete beträgt 8,5, das heißt der *Critical Load ist durch aktuelle Säuredeposition um das 8,5fache überschritten*.

Gegenwärtig sind Critical Loads für Säure auf etwa 90 % der deutschen Waldböden überschritten. Dieser Flächenanteil wird zwar insgesamt wegen Minderungsmaßnahmen, insbesondere bei den SO<sub>2</sub>-Emissionen, abnehmen. Jedoch wird sich die Situation auch bis zum Jahre 2010 in den am stärksten betroffenen Gebieten (vor allem Nord- und Ostdeutschland) kaum ändern, wenn die Emissionen von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen (die vor allem durch Straßenverkehr und Intensivtierhaltung entstehen) nicht über das gegenwärtig geplante Maß hinaus verringert werden. Es sei darauf hingewiesen, daß die im Rahmen der ECE-Luftreinhaltekonvention auf der Basis von Critical Loads, aber unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und anderer Aspekte vereinbarte Emissionsminderungsverpflichtungen Deutschlands und Europas insgesamt nicht annähernd zum Erreichen von Critical Loads führen werden. Nur die Höhe der Überschreitung wird abnehmen. Das bedeutet, daß Böden und Gewässer weiterhin über das natürliche Maß hinaus versauern werden - mit den oben genannten Folgen.





## Anhang 2

### Vorschlag des Umweltbundesamtes zur Hierarchisierung von Wirkungskategorien für die Bewertung in Ökobilanzen

Wie im Methodenteil beschrieben, ist im Umweltbundesamt eine Hierarchisierung der Wirkungskategorien vorgenommen worden. Der amtsinterne Entscheidungsprozeß geht dabei auf Vorschläge zurück, die vom Arbeitskreis "Bewertung in Ökobilanzen" und der Arbeitsgruppe Ökobilanzen vorgelegt wurden. Diese Vorschläge wurden nach der beschriebenen Panelmethoden erarbeitet.

Das Umweltbundesamt wird diese Einstufungen zunächst in drei zur Zeit zur Bewertung anstehenden Ökobilanzen (graphische Papiere; Getränkeverpackungen für Mineralwasser, Softdrinks, Saft und Wein; Altölverwertungswege) anwenden.

Gemäß der Ausführungen in Kap. 2.2.2 des Methodenteils wurden die Wirkungskategorien in fünf Klassen mit den Buchstaben **A** (höchste Priorität) bis **E** (niedrigste Priorität) eingeordnet

Bei der Hierarchisierung wurde von einer Anwendung in Ökobilanzen im engeren Sinne ausgegangen, die in der Regel raumunabhängig (d.h. ohne Hinweis auf den Raum der Emission bzw. Rohstoffentnahme) erfolgen. Für den (in Ökobilanzen weniger üblichen Fall) ortsbezogener Untersuchungen, bei denen genauere Angaben über den Raum der Emission oder Rohstoffentnahme und die dort zu befürchtenden Schadwirkungen getroffen werden können, sind die hier festgelegten Prioritäten unter Umständen zu ändern.

#### **A: Hierarchisierung aufgrund der *Ökologischen Gefährdung*: (zugrunde gelegte Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.3 im Hauptteil)**

- 1. Wirkungskategorie „Direkte Humantoxizität“ und**
- 2. Wirkungskategorie „Direkte Schädigung von Ökosystemen“:**

Da für diese Wirkungskategorien zur Zeit kein methodisches Konzept zur Charakterisierung existiert, können sie auch nicht als Ganzes hierarchisiert werden. Die Auswertung ist somit auf die Analyse der einzelnen Sachbilanzergebnisse beschränkt.

#### **3. Wirkungskategorie „Aquatische Eutrophierung“:**

- Die durch erhöhte Nährstoffeinträge verursachte Überdüngung von Binnen- und Meeresgewässern hat **erhebliche Auswirkungen auf die Struktur und Funktion aquatischer Ökosysteme**, wie z.B. auf die Diversität und Zusammensetzung der Biozönosen. Die direkten negativen Folgewirkungen auf das Schutzgut menschl-

che Gesundheit sind dagegen als gering einzuschätzen (Direktnutzung von Trinkwasser, Badewasserqualität).

- Von den Auswirkungen der Eutrophierung sind **alle Hierarchieebenen** aquatischer Ökosysteme betroffen.
- Die Auswirkungen der Eutrophierung auf aquatische Ökosysteme sind **größtenteils als irreversibel** einzuschätzen.
- Das Problem der Eutrophierung ist grundsätzlich **flächendeckend**; Binnen- und Küstengewässer sind von den Auswirkungen jedoch in außerordentlichem Maße betroffen. Insbesondere zu den Küstengewässern zählen Habitate, die aufgrund ihrer ökologischen Funktion als vordringlich schützenswert anzusehen sind (z.B. Wattenmeer).
- Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind sehr komplex; Prognosen zu ökologischen Folgewirkungen der Eutrophierung sind daher mit **großen Unsicherheiten** behaftet.

### **Ökologische Gefährdung: B**

#### **4. Wirkungskategorie „Terrestrische Eutrophierung“:**

- Die Eutrophierung von Böden hat **erhebliche Auswirkungen auf die Struktur und Funktion terrestrischer Ökosysteme** und auf deren Biodiversität.
- Von den Auswirkungen der Eutrophierung sind **alle Hierarchieebenen** terrestrischer Ökosysteme betroffen.
- Die Auswirkungen der Eutrophierung sind **zum Teil langfristig reversibel**; insbesondere die **Auswirkungen auf die Biodiversität** der Ökosysteme sind jedoch **größtenteils irreversibel**.
- Bei der terrestrischen Eutrophierung handelt es sich um ein **europaweites** Problem. Die Auswirkungen auf die Ökosysteme sind jedoch regional qualitativ unterschiedlich ausgeprägt.
- Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind sehr komplex; Prognosen zu ökologischen Folgewirkungen der Eutrophierung sind daher mit **großen Unsicherheiten** behaftet.

### **Ökologische Gefährdung: B**

#### **5. Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“:**

- Naturraumbeanspruchung hat **erhebliche Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen**.
- Die mit der Naturraumbeanspruchung verbundenen ökologischen Wirkungen betreffen **alle Hierarchieebenen** der Ökosysteme
- Die Wirkungen auf die Ökosysteme sind **größtenteils irreversibel** oder nur langfristig reversibel.
- Das Problem der Naturraumbeanspruchung ist grundsätzlich **global**. Obwohl die Wirkungen auf die Ökosysteme in ihrer Qualität lokal sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können, ist eine veränderte Artenzusammensetzung, das Aussterben von Arten etc. vor dem Hintergrund der global zu betrachtenden Biodiversität zu bewerten. Beispiel: Eine auf einer Insel ausgestorbene Art ist kein lokales Problem

dieser Insel, sondern ein globales, da die Biodiversität der globalen belebten Welt dadurch vermindert wird.

- Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen dem Eingriff oder der Nutzung von Naturraum und den damit verbundenen Konsequenzen für Struktur und Funktion von Ökosystemen sind sehr komplex. Der durch Naturraumbeanspruchung erzeugte ökologische Schaden ist nur unzureichend prognostizierbar, und solche Prognosen sind mit **großen Unsicherheiten** verbunden.

### Ökologische Gefährdung: A

Liegen konkrete Angaben zur Intensität des Eingriffs vor, wird folgende Rangbildung vorgenommen:

- Naturnahe Flächen der **Natürlichkeitsklasse I** weisen keine negativen ökologischen Effekte und damit keine ökologische Gefährdung auf. Diese Flächen zeichnen sich dadurch aus, daß keine Nutzung erfolgt. Es handelt sich um unter Schutz gestellte oder stillgelegte Flächen. Führt allerdings ein menschlicher Eingriff oder eine Handlung (Produktion, Gebrauch) zu einer Verringerung des Anteils der Flächen mit der Natürlichkeitsklasse I, wird die ökologische Gefährdung als **A** bewertet.
- Die ökologische Gefährdung der **Natürlichkeitsklasse II** wird als vernachlässigbar bewertet, weil eine Verschiebung der Natürlichkeitsklassenverteilung hin zur Natürlichkeitsklasse II (z.B. naturnaher Wald) als anzustrebender Umweltzustand formuliert wurde.
- Die ökologische Gefährdung der **Natürlichkeitsklasse III** wird als **D**, die der **Natürlichkeitsklasse IV** als **C** und die der **Natürlichkeitsklasse V** als **B** bewertet, weil mit geringer werdender Naturnähe der Flächen (d.h. mit aufsteigender Ordnungszahl der Natürlichkeitsklassen) die Selbstregulationsfähigkeit und Funktionsfähigkeit der Ökosysteme ab-, die Verdrängung von Arten und Ökosystemen erheblich zunimmt, und die Reversibilität der Wirkungen sinkt.

### 6. Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog“:

- Die in der Troposphäre photochemisch gebildeten Photooxidantien haben **Auswirkungen** auf die **Struktur und Funktion von Ökosystemen** und auf die **menschliche Gesundheit**.
- Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind vergleichsweise gut bekannt; die Wirkungen sind infolgedessen relativ gut prognostizierbar und mit **weniger Unsicherheit** verbunden.
- Die Wirkungen erfolgen vor allem auf den **unteren Hierarchieebenen** der Ökosysteme, d.h. Individuen (z.B. Mensch) oder Populationen (z.B. Getreidepflanzen / Ernteschäden) werden geschädigt, aber es finden kaum Veränderungen von Struktur und Funktion der gesamten Ökosysteme statt.
- Die an den Schutzgütern verursachten Wirkungen sind **größtenteils reversibel**.
- Es bestehen keine Wirkungszusammenhänge zwischen heutigen Emissionen und **nachfolgenden Generationen**, nur die jeweils unmittelbar exponierte Generation ist betroffen.

- Die Wirkungen erfolgen überwiegend **regional bis überregional** und sind **saisonal begrenzt**.

### Ökologische Gefährdung: D

#### 7. Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“:

- Die Beanspruchung fossiler Rohstoffe **wirkt sich ausschließlich auf das Schutzgut „Ressourcen“** aus.
- Da bei fossilen Rohstoffen die Nachbildungsrate im Vergleich zur Entnahmerate vernachlässigbar gering ist, kann die Wirkung der Ressourcenbeanspruchung als **irreversibel** bezeichnet werden.
- Keine Verzögerung der „Schadwirkung“, daher auch **keine Unicherheiten** bezüglich der Ressourcenbeanspruchung (Verbrauch entspricht der Beanspruchung; es sind keine Modelle für Ursache-Wirkungsbeziehungen erforderlich)
- Die Ressourcenbeanspruchung ist ein **globales Problem**.

### Ökologische Gefährdung: C

#### 8. Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“:

- Die durch den stratosphärischen Ozonabbau verursachte Zunahme der UV-B-Strahlungsintensität hat **schwerwiegende Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen und auf die menschliche Gesundheit**.
- Die Wirkungen erfolgen zum großen Teil auf **niedrigeren Hierarchieebenen** der Ökosysteme.
- Die Wirkungen sind zu einem Teil **reversibel**, wenn auch **mit erheblichen Verzögerungen, teilweise irreversibel**.
- Die Wirkungen erfolgen in **globalem** Maßstab. (Zur Zeit zeigen sich bedeutende Ausprägungen vor allem in Polargegenden, aufgrund der verzögerten Wirkung ist jedoch eine zunehmende räumliche Ausdehnung anzunehmen.)

### Ökologische Gefährdung: A

#### 9. Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“:

- Infolge der durch den Treibhauseffekt bedingten Klimaveränderungen sind **katastrophale Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen sowie auf die menschliche Gesundheit** anzunehmen.
- Aufgrund der hohen Komplexität der Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge und der großen Verzögerung des Eintritts der Wirkungen sind Vorhersagen zu Art und Ausmaß der zu befürchtenden Wirkungen mit **sehr großen Unsicherheiten** behaftet.
- Die durch die Klimaerwärmung verursachten Wirkungen erfolgen auf **allen Hierarchieebenen** der Ökosysteme.
- Die Wirkungen sind fast ausschließlich **irreversibel**.
- Die Wirkungen treten **global** auf.

## Ökologische Gefährdung: A

### 10. Wirkungskategorie „Versauerung“:

- Die Versauerung von Böden und Gewässern und die damit verbundenen Sekundärwirkungen stellen einen **schwerwiegenden Eingriff in die Struktur und Funktion aquatischer und terrestrischer Ökosysteme** dar, daneben sind Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit durch die Sekundärwirkungen möglich.
- Die Wirkungen erfolgen vor allem auf den **mittleren Hierarchieebenen** der Ökosysteme.
- Die Wirkungen sind zu einem **großen Teil irreversibel**.
- Die Versauerung stellt ein **globales** Problem dar; die Wirkungen sind aber regional sehr unterschiedlich ausgeprägt.
- Es handelt sich um sehr komplexe Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die aber vergleichsweise gut bekannt sind, die **Unsicherheiten** daher **begrenzt** sind.

## Ökologische Gefährdung: B

### B: Hierarchisierung aufgrund von *Distance to Target* :

(zugrunde gelegte Bewertungskriterien siehe Kap. 2.2.4 im Hauptteil)

#### 1. Wirkungskategorie „Direkte Humantoxizität“ und

#### 2. Wirkungskategorie „Direkte Schädigung von Ökosystemen“:

Da für diese Wirkungskategorien zur Zeit kein methodisches Konzept zur Charakterisierung existiert, können sie auch nicht als Ganzes hierarchisiert werden. Die Auswertung ist somit auf die Analyse der einzelnen Sachbilanzergebnisse beschränkt.

#### 3. Wirkungskategorie „Aquatische Eutrophierung“:

- Die zur Erreichung der Gewässergüteklasse II in Fließgewässern angestrebten Umweltqualitätsziele werden **an ca. 80% der deutschen Fließgewässermessstellen überschritten**. Zum Schutz der Nordsee sind darüber hinaus strengere Qualitätsziele anzustreben.
- Die Qualität der Fließgewässer in Deutschland hat sich in den vergangenen Jahren verbessert. Der CSB-Eintrag ist rückläufig.
- Die **Emissionen** der P-Verbindungen weisen insgesamt einen **leicht abnehmenden Trend** auf.
- Die **Reduktionen** der für die aquatische Eutrophierung ursächlichen N- und P-Verbindungen sind **durch internationale Verpflichtungen** im Rahmen von OSPARCOM, HELCOM, Flußschutzkommissionen etc. **geregelt**.
- Eine **Reduzierung der Emissionen** ist zum Teil durch technische Maßnahmen erreichbar, zum großen Teil jedoch **nur durch eine veränderte Agrarpolitik und somit vermutlich schwierig durchsetzbar**.

### Distance to Target: C

#### 4. Wirkungskategorie „Terrestrische Eutrophierung“:

- Die Critical Loads für die Eutrophierung von Wäldern werden in Deutschland auf **95% der Waldfläche überschritten**; für **sensiblere Ökosysteme** wie Moore und Heiden werden sie auf **nahezu 100% der Fläche überschritten**.
- Auf 5% der Waldfläche übersteigt die aktuelle Belastung den Critical Load-Wert um mehr als das 4,5-fache, bei der restlichen Fläche liegt die Überschreitung unterhalb des 4,5-Fachen.
- Die **Emissionen** eutrophierend wirkender Substanzen weisen teilweise einen **leicht abnehmenden Trend** auf. Bei NO<sub>x</sub> sind bis 2010 mäßige Reduktionen zu erwarten; eine **Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen** ist bei Beibehaltung der gegenwärtigen Agrar/Umweltpolitik **nicht wahrscheinlich**.
- Es existieren **internationale Verpflichtungen zur NO<sub>x</sub>-Minderung (nicht für NH<sub>3</sub>)** u.a. im Rahmen von ECE und EU.
- Eine Verringerung der Emissionen ist zu einem Teil durch technische Maßnahmen zu erreichen; zum großen Teil wären **Veränderungen in der Agrar-, Verkehrs- und Wirtschaftspolitik erforderlich**.

### Distance to Target: B

#### 5. Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“:

- Der als Umweltqualitätsziel anzustrebenden Naturschutzvorrangfläche von 10-15% der Landesfläche stehen derzeit nur 7% gegenüber, das Umweltqualitätsziel wird somit nur zu Hälfte erreicht.
- Der **Trend** bei der Beanspruchung von Naturraum ist **gleichbleibend bis leicht zunehmend**.
- Für eine signifikante **Verminderung** der Naturraumbeanspruchung ist eine **tiefgreifende Veränderung der Gesellschafts-, Verkehrs-, Agrar- und Wirtschaftspolitik erforderlich**.

### Distance to Target: B

- **für bewirtschaftete Forstflächen:**  
Der Abstand der Ist-Situation der Naturraumbeanspruchung der in Deutschland forstlich genutzten Waldflächen vom Zielzustand wird als **A** beurteilt, weil erst auf 5 % der Flächen die Natürlichkeitsklasse II erreicht ist.
- **für Wildnisgebiete / unbewirtschaftete Waldflächen:**  
Der derzeitige Anteil der Waldflächen mit der Natürlichkeitsklasse I an der gesamten Waldfläche in Deutschland wird im Vergleich zum Zielzustand als **C** beurteilt, weil der Zielzustand (Flächenanteil 10%) bereits zur Hälfte erreicht ist.

#### 6. Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog“:

- Die für die **Schädigung der Vegetation durch Ozon** festgelegten Critical Levels werden gegenwärtig fast flächendeckend **um etwa das 3-fache überschritten**.
- Selbst **bei Annahme bestmöglicher Verminderungstechnik** ist europaweit eine Minderung bis auf das **Critical Level** für Pflanzenschädigung **nicht erreichbar**.
- Der Trend bei VOC- und NO<sub>x</sub>-Emissionen ist leicht abnehmend.
- Um das Umweltqualitätsziel zum Schutz der menschlichen Gesundheit zu erreichen, ist eine **Verminderung** der Vorläufersubstanzen NO<sub>x</sub> und VOC **um 70-80%** gegenüber Mitte der 80-er Jahre erforderlich.
- Eine Emissionsminderung der Vorläufersubstanzen ist nur zum Teil durch technische Veränderungen machbar, zum überwiegenden Teil wäre eine **Änderung der Verkehrs-, Agrar- und Wirtschaftspolitik erforderlich**.

**Distance to Target: B**

**7. Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“:**

- Der derzeitige Verbrauch fossiler Energieträger weicht in erheblichem Maße von dem Ziel einer nachhaltigen Ressourcennutzung ab.
- Der **Verbrauch** fossiler Energieträger **nimmt weiterhin zu**.
- Für eine Umkehr dieses Trends ist weltweit eine tiefgreifende **Änderung der Gesellschafts-, Verkehrs-, Agrar-, Wirtschaftspolitik erforderlich**.

**Distance to Target: B**

**8. Wirkungskategorie „stratosphärischer Ozonabbau“:**

- Während der globale Abbau stratosphärischen Ozons weiterhin zunimmt, **wurden die Emissionen** der verursachenden Stoffe (FCKW, Halone) in der Vergangenheit weltweit bereits **stark gemindert**.
- Der **Emissionstrend** dieser Stoffe ist **weiter abnehmend**.
- Die **Emissionsreduktion** für FCKW und Halone **unterliegt internationalen Verpflichtungen**, z.B. im Rahmen des Montreal-Protokolls, dem jedoch nicht alle Staaten beigetreten sind, wie z.B. China mit hohen Produktionsmengen.
- Die - wenn auch in geringerem Maße - ebenfalls ozonschädigenden H-FCKW werden weiterhin, z.T. sogar als Ersatzstoffe für FCKW eingesetzt. Ihre Produktion, und damit auch ihre Emissionen verlaufen mit steigender Tendenz
- Die Substitution ozonzerstörender Stoffe ist technisch lösbar, bedarf jedoch international noch großer Anstrengungen.

**Distance to Target: D**

**9. Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“:**

- Um das Umweltqualitätsziel einer globalen Temperaturerhöhung um 0,1°C/Dekade zu erreichen, gilt nach wissenschaftlich begründeten Schätzungen eine nationale CO<sub>2</sub>-**Emissionsminderung von rund 80%** (Basis 1990) als **erforderlich**.

- Weltweit ist eine **Zunahme der CO<sub>2</sub>-Emissionen** zu verzeichnen.
- Zum Erreichen des Umweltqualitätsziels sind **einschneidende Veränderungen in der Gesellschafts-, Energie -, Verkehrs-, Agrar und Wirtschaftspolitik erforderlich.**

**Distance to Target: A**

#### **10.Wirkungskategorie „Versauerung“:**

- Die Critical Loads für die Versauerung von Wäldern sind derzeit in Deutschland auf ca. **80% aller Waldflächen überschritten.**
- Auf 5% aller Waldflächen in Deutschland ist die aktuelle Belastung mindestens 8,5-fach so hoch wie der Critical Load, auf der restlichen Fläche liegt die Überschreitung unter diesem Faktor.
- Zur Erreichung flächendeckender Critical Loads ist eine **Reduktion** der SO<sub>2</sub>-,NH<sub>3</sub>- und NO<sub>x</sub>- Emissionen **auf etwa ein Fünftel der jetzigen Fracht erforderlich.**
- Die Emissionen der Säurebildner zeigen einen abnehmenden Trend. Bei SO<sub>2</sub> sind bis 2010 erhebliche Verminderungen zu erwarten, in einem geringeren Maße auch bei NO<sub>x</sub>. Verminderungen der NH<sub>3</sub>-Emissionen sind dagegen bei einer Fortführung der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Praxis nicht zu erwarten.
- Emissionsreduktionen bei den Säurebildnern (außer NH<sub>3</sub>) sind durch internationale Verpflichtungen, u.a. im Rahmen von ECE und EU, festgelegt.
- Eine Verringerung der Emissionen ist zum Teil durch technische Maßnahmen zu erreichen; zum großen Teil wären **Veränderungen in der Agrar-, Verkehrs- und Wirtschaftspolitik erforderlich.**

**Distance to Target: B**



# Ablaufschema mit Elementen der Bewertung:

