

***Indikatoren einer regionalen
nachhaltigen Entwicklung
Dokumentation der Workshop-Berichte***

Gerhard Pfister und Ortwin Renn (Hrsg.)

Nr. 65 / Dezember 1996

ISBN 3-930241-73-0

ISSN 0945-9553

***Akademie für Technikfolgenabschätzung
in Baden-Württemberg***

Industriestr. 5, 70565 Stuttgart
Tel.: 0711 • 9063-0, Fax: 0711 • 9063-299
email: discourse@afta-bw.de
<http://www.afta-bw.de>

Die *Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg* gibt in loser Folge Aufsätze und Vorträge von Mitarbeitern sowie ausgewählte Zwischen- und Abschlußberichte von durchgeführten Forschungsprojekten als *Arbeitsberichte der Akademie* heraus. Diese Reihe hat das Ziel, der jeweils interessierten Fachöffentlichkeit und dem breiten Publikum Gelegenheit zu kritischer Würdigung und Begleitung der Arbeit der Akademie zu geben. Anregungen und Kommentare zu den publizierten Arbeiten sind deshalb jederzeit willkommen.

Inhalt

Vorwort:

Konzepte zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung - eine kontroverse Debatte (Dr. Gerhard Pfister, Prof. Dr. Ortwin Renn).....	1
1. Perspektiven der Weiterentwicklung von Indikatorensystemen zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung: Das Beispiel des OECD-Ansatzes (Dr. Rainer Walz)	4
2. Der wohlfahrtstheoretische Ansatz zur Messung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung (Dr. Klaus Rennings).....	27
3. Integration von Umweltindikatoren in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung nach dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung (Prof. Dr. Dieter Cansier).....	57
4. Critical Loads & Levels: naturwissenschaftliche Bestandteile eines Indikatorensystems für dauerhaft-umweltgerechte Entwicklungen (Dr. Hans-Dieter Nagel).....	69
5. Relevanz von Umweltgüter für Nachhaltigkeit (Dr. Johann Köppel).....	93
6. Korrespondenz der Meßgrößen der Umweltgüter und einer nachhaltigen Entwicklung (Dipl.-Met. Werner Franke, Dipl.- Wi.-Ing. Heinz Kottmann)	109
7. Substituierbarkeit versus Komplementarität von Umweltgütern (Dipl.-Vw. Klaus Löbbe)	128
Liste der Teilnehmer des Workshops „Indikatoren einer regionalen nachhaltigen Entwicklung“.....	147

Vorwort

Konzepte zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung - eine kontroverse Debatte !

Dr. Gerhard Pfister, Prof. Dr. Ortwin Renn

Der Begriff der nachhaltigen Entwicklung hat in der Fachwelt und der breiten Öffentlichkeit zunehmend an Bedeutung gewonnen. Politische Programme und Entscheidungen werden in den letzten Jahren verstärkt danach beurteilt, ob sie diesem neuen Konzept zur Verbindung von wirtschaftlicher Entwicklung und umweltverträglicher Gestaltung entsprechen. Die Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg hat sich daher zum Ziel gesetzt, die Möglichkeiten und die Konsequenzen einer Umsetzung dieses Konzeptes für Baden-Württemberg zu untersuchen. Als Schwerpunkt des Teilprojektes „Operationalisierung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg“ wird dabei die Frage behandelt, welche Kontrollinstrumente zur Erfassung und Bewertung der Nachhaltigkeitssituation politischen Entscheidungsträgern und der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden können. Anhand der Parameter dieser Kontrollinstrumente kann dann der Einsatz von politischen Maßnahmen einer Nachhaltigkeitspolitik geplant und deren Erfolg überprüft werden. Die Indikatoren einer regionalen nachhaltigen Entwicklung geben eine Antwort auf diese Frage.

Eine erste Fassung des Akademie-Konzepts zur Messung einer regionalen nachhaltigen Entwicklung wurde im Sommer 1995 erarbeitet. Um dieses Konzept weiter zu verbessern, wurde im Juli 1995 ein Workshop von der Akademie für Technikfolgenabschätzung veranstaltet, an dem namhafte Experten aus sozial- und naturwissenschaftlichen Disziplinen teilnahmen (siehe Teilnehmerliste). Die vorläufige Fassung des Konzeptes zur Messung von Nachhaltigkeit diente als Vorlage für die Teilnehmer. Zum einen bestand ihre Aufgabe darin, eigene Vorschläge zur Verbesserung des Akademie-Konzepts zu entwickeln. Zum anderen präsentierten die Teilnehmer auch grundsätzliche alternative Überlegungen, wie eine nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg gemessen werden könne. Diese Studien werden nachfolgend dokumentiert. Anregungen und Kritik aus unterschiedlichen wissenschaftlichen Perspektiven trugen zu wesentlichen Verbesserungen der vorläufigen Fassung des Akademie-Konzepts bei und wurden, soweit wie möglich, in die Endfassung eingearbeitet.

Die ersten vier Beiträge der Dokumentation beschäftigen sich mit Meßkonzepten, die an anderer Stelle entwickelt wurden oder sich in der Entwicklung befinden und die von den Verfassern des Akademie-Konzepts auf ihre Eignung zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg überprüft wurden. Für die Ausarbeitung des Konzeptes der Akademie für Technikfolgenabschätzung wurden dabei die Arbeiten der Organization of Economic

Cooperation and Development (OECD) teilweise übernommen. Herr Dr. Rainer Walz vom Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung in Karlsruhe stellt in seinem Beitrag den Ansatz der OECD vor und vergleicht diesen mit dem Ansatz der Akademie. Weitere wesentliche Voraussetzungen für die Arbeiten der Akademie stellen die methodischen Überlegungen aus Sicht der wohlfahrtsökonomischen Theorie dar. Diese werden von Herrn Dr. Klaus Rennings vom Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung in Mannheim ausgeführt. Der Beitrag von Herrn Prof. Dr. Dieter Cansier von der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Tübingen beschreibt Versuche, eine nachhaltige Entwicklung auf der Grundlage der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung empirisch zu erfassen. Auch in diesem Beitrag werden die Verbindungen zum Konzept der Akademie hergestellt. Das naturwissenschaftliche Konzept des Critical-Loads / Critical Levels -Ansatzes untersucht Herr Dr. Hans-Dieter Nagel von der Forschungs-, Beratungs- und Projektierungs-GmbH in Prädikow bei Berlin.

Drei Autoren wurden gebeten, sich direkt mit dem Akademie-Konzept zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung zu befassen. Herr Dr. Johann Köppel von der Bosch & Partner GmbH Planung und Beratung für eine umweltgerechte Landschaftsplanung in Königsdorf übernahm die Aufgabe, jene natürlichen Gegebenheiten zu beschreiben, die von einem Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung erfaßt werden sollten. Im Kern geht es um die Frage, welche Beeinträchtigungen natürlicher Ressourcen sich besonders negativ auf nachfolgende Generationen auswirken. Dabei erläutert er auch einige Aspekte des Nachhaltigkeitsbegriffs aus ökologischer Sicht und stellt diese den Auffassungen im Konzept der Akademie gegenüber. Herr Dipl.-Wi.-Ing. Heinz Kottmann und Herr Dipl.-Met. Werner Franke von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe erörterten eingehend mögliche Indikatoren, die zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung verwendet werden könnten. Die ökonomische Sicht zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung beleuchtet schließlich Herr Dipl.-Vw. Klaus Löbke vom Rheinisch-Westfälischen Institut für Wirtschaftsforschung in Essen. Er untersucht in seinem Beitrag insbesondere die Möglichkeiten eines Ersatzes natürlicher Ressourcen durch künstlich geschaffene Nutzungsmöglichkeiten. Alle drei Themen wurden in den Arbeitsgruppen des Workshops ausführlich diskutiert. Die Ergebnisse dieser Diskussionen wurden von Autoren in den hier dokumentierten Schlußberichten eingearbeitet.

Wie in der Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung überhaupt, so ist auch die Diskussion um die Messung und Erfassung einer nachhaltigen Entwicklung stark von interdisziplinären Kontroversen geprägt. Die Frage, welche Sichtweise denn letztlich die Richtige sei, läßt sich endgültig nicht beantworten. In dem Bemühen um ein wissenschaftlich konsistentes Indikatorensystem, werden stets Kompromisse zwischen den Vertretern unterschiedlicher Disziplinen zu schließen sein. Solche Kompromisse sind umso mehr notwendig, je mehr das Konzept zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung auf seine politische Anwendung hin konzipiert werden soll und je wichtiger es ist, die Ergebnisse der Öffentlichkeit und den

politischen Entscheidungsträgern transparent und nachvollziehbar zu machen. Ein solches Konzept zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung wird deshalb immer vom Standpunkt einzelner Perspektiven heraus angreifbar sein. Bei unserem Konzept zur Messung von Nachhaltigkeit haben wir uns stets bemüht, einen Mittelweg zwischen wissenschaftlicher Präzision und Tiefe auf der einen und politisch anwendungsorientierte Praxisauglichkeit auf der anderen Seite zu beschreiten. In diesem Bemühen haben wir die Anregungen und Kritikpunkte der in dieser Dokumentation vertretenen Auffassungen dankbar aufgenommen.

1. Perspektiven der Weiterentwicklung von Indikatorensystemen zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung: Das Beispiel des OECD-Ansatzes

Dr. Rainer Walz

1. Einleitung

Der Terminus der „nachhaltigen Entwicklung“ wird seit dem Bericht der UN-Kommission für Umwelt und Entwicklung und der UNCED Konferenz in Rio zunehmend als Leitbild für eine zukünftige Entwicklung herangezogen. Seither gibt es auf mehreren Ebenen Bemühungen einer Konkretisierung oder empirischen Beschreibung von „sustainable development“. In einer theoretisch geprägten, mit Begriffen wie „weak“ oder „strong sustainability“ operierenden Diskussion steht die Frage nach den Substitutionsbeziehungen zwischen natürlichem und künstlichem Kapital im Vordergrund. Allerdings stehen diese Ansätze vor erheblichen Operationalisierungsproblemen ihrer gewählten Begrifflichkeiten. Einen wesentlichen Baustein zur empirischen Beschreibung von Nachhaltigkeit stellen die Bemühungen um die Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren dar, wie sie auch in der Agenda 21 gefordert werden. Hierbei lassen sich wiederum unterschiedliche Ansätze bei der Entwicklung von Indikatorensystemen unterscheiden: Einerseits das Anknüpfen an die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, d.h. eine Korrektur der Sozialproduktsberechnung, andererseits die Bildung eigenständiger, auf einer Vielzahl physischer Einzelgrößen beruhender Indikatorensysteme. Während die Arbeiten der Statistischen Ämter sowie Ansätze wie der Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) eher der ersten Kategorie zuzuordnen sind, gehören die Konzepte der OECD, der UN-Commission of Sustainable Development (CSD) sowie weiterer internationaler Organisationen eher zur zweiten Kategorie.

In diesem Beitrag wird der Frage nach einem geeigneten Meßsystem für eine nachhaltige Entwicklung auf 2 Ebenen nachgegangen: Zuerst steht in Kapitel 2 die Frage im Vordergrund, welche Prinzipien der Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren sich auf internationaler Ebene durchzusetzen beginnen. Hierzu werden die Konzeptionen der wichtigsten Ansätze miteinander verglichen. Hintergrund für diesen Schritt ist die Prämisse, daß auch ein nationales oder regionales Konzept zur Messung von Nachhaltigkeit nicht losgelöst von der internationalen Diskussion entwickelt werden sollte, zumal die gesamte Sustainability-Diskussion ihre Wirkung gerade erst durch die Internationalisierung der Debatte (z. B.

UNCED-Konferenz) entfalten konnte. Auf der zweiten Ebene (Kapitel 3) wird gefragt, welche Möglichkeiten einer Übertragung der internationalen Erfahrungen auf die nationale Ebene bestehen. Ansatzpunkt dieses Schrittes bilden die Bemühungen einer Anpassung des OECD-Ansatzes auf die deutsche Situation sowie die Perspektiven der - für eine Messung von Nachhaltigkeit notwendigen - Weiterentwicklung dieses Ansatzes. Auf den Ergebnissen beider Kapitel aufbauend werden in Kapitel 4 die wesentlichen Schlußfolgerungen vorgestellt.

2. Internationale Ansätze zur Messung von Nachhaltigkeit

2.1 Vorstellung eines Rasters für den Vergleich der Konzeption

Zur Analyse und zum Vergleich der verschiedenen Indikatorenansätze wird ein **Bewertungsraster** verwendet, das die für eine Klassifizierung der Indikatorenansätze wesentlichen Charakteristika auf einen Blick kenntlich machen soll. Dieses Raster knüpft an ein bereits bei der Synopse unterschiedlicher Ansätze von Umweltindikatoren (Walz 1994) verwendetes Raster an und erweitert es um spezifische Fragestellungen, die für die Nachhaltigkeitsdiskussion von besonderer Bedeutung sind (vgl. Walz et al. 1995).

Ein wesentliches Kriterium zur Unterscheidung der verschiedenen Ansätze stellen die verwendeten **Klassifikationen** und **Gliederungsprinzipien** dar. Die Entscheidung über den verwendeten Indikatortyp legt fest, nach welchen Fragestellungen die Indikatoren gebildet werden. So können z.B. Indikatoren, die jährliche Emissionsmengen beschreiben, von Indikatoren unterschieden werden, die den Zustand der Umweltbelastung abbilden. Ein umfassender Indikatortyp ist der sogenannte Pressure-State-Response Ansatz, in dem zwischen Belastung (Pressure), Zustand (state) und darüberhinaus auch den gesellschaftlichen Reaktionen auf die Probleme (response) unterschieden wird. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal sind die im Indikatorensystem einbezogenen Nachhaltigkeitsbereiche. Hier können v.a. umweltbezogene Bereiche einerseits und stärker entwicklungspolitisch bedeutsame andererseits unterschieden werden. Darüberhinaus kann speziell die Umwelt- und Ressourcenseite entweder nach Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) oder nach verschiedenen Umweltproblemen (z.B. Treibhauseffekt, Versauerung, Toxische Kontamination) untergliedert werden.

Die international bedeutsamen Indikatorenansätze beinhalten i.d.R. nationale Durchschnittswerte. Als weiteres charakteristisches Merkmal werden die verschiedenen Aspekte einer zusätzlichen Disaggregation untersucht. So kann eine räumliche oder sektorale Un-

tergliederung der Indikatoren konkrete Handlungsfelder und die Verbindung zu den relevanten Politikbereichen aufzeigen und so auch zum Verständnis der Ursache-Wirkungsbeziehung beitragen.

Der angestrebte Grad der **Aggregation** der Indikatoren zeigt, wie mit der Fülle der Einzelindikatoren umgegangen wird und inwieweit eine Zusammenfassung in wenige oder eine Maßzahl angestrebt wird. Durch eine **Formulierung von Zielwerten**, die den Ist-Werten der betrachteten Indikatoren gegenübergestellt werden können, steigt die Politikrelevanz des Indikatorsystems. An der Art und Weise der Herleitung von Zielwerten wird außerdem deutlich, welche Rolle den einzelnen politischen und gesellschaftlichen Akteuren zugedacht wird. Die Implementationsnähe ist im Hinblick auf die Politikrelevanz des Ansatzes von besonderer Bedeutung. Entscheidend hierfür ist die Datenverfügbarkeit, der Grad an bereits bestehendem konzeptionellen Konsens sowie der Stand der Vorbereitungsmaßnahmen zur Einführung des Systems, z.B. in Form einer Pilotphase.

2.2 Überblick über internationale Ansätze zur Messung von Nachhaltigkeit

2.2.1 Das Umweltindikatorensystem der OECD

Im Jahre 1991 legte die OECD einen ersten Satz von Umweltindikatoren vor, der nach den ersten Erfahrungen mit Environmental Performance Reviews einzelner Länder und nach mehrfacher Diskussion in verschiedenen Workshops überarbeitet wurde. Seit Ende 1994 liegt ein überarbeiteter Indikatorenbericht vor (OECD 1994). Ihm kommt gerade im Umweltbereich der Sustainability-Diskussionen eine erhebliche Bedeutung zu.

Als **Indikatortyp** wählt die OECD den **Pressure-State-Response-Ansatz** aus, der inzwischen weitgehend Verbreitung gefunden hat. Die Pressure-Indikatoren drücken aus, welche Umweltbelastungen durch menschliche Aktivitäten verursacht werden. Die Umweltzustandsindikatoren (State) sollen die Umweltqualität beschreiben. Die Response-Indikatoren sollen aufzeigen, in welchem Ausmaß die Gesellschaft auf die Umweltveränderungen reagiert. Hierbei können diese Reaktionen sowohl aus durchgeführten Umweltschutzmaßnahmen bestehen als auch Verhaltens- und Einstellungsänderungen der einzelnen Individuen oder gesellschaftlicher Gruppen kennzeichnen. Allerdings sind die zu betrachtenden Indikatoren auf quantitativ beschreibbare Größen zu beschränken.

Die **Klassifikation der Umweltprobleme** erfolgt im OECD-Ansatz nach Umweltkategorien. Die Auswahl dieser Kategorien erfolgte nach dem Kriterium der gegenwärtig in den OECD-Ländern als vordringlich angesehenen Umweltprobleme. Die OECD selbst betont, daß die Verständigung auf diese Umweltkategorien keineswegs objektiv gültig und endgültig sei. Vielmehr wird hervorgehoben, daß die auszuwählenden Umweltkategorien sowohl von den sich ändernden Umweltbelastungen als auch ihrer Perzeption abhängen.

Nach der neuen Version der OECD-Vorschläge - gegenüber den Vorläuferversionen wurden einige Kategorien zusammengefaßt - ergeben sich 11 inhaltliche Themenblöcke und zusätzlich die generellen Indikatoren. Während die ersten sieben Themenbereiche sich eher an Umweltaspekten orientieren, reflektieren die Kategorien 8 bis 11 stärker Ressourcenaspekte. Eine Sonderrolle nimmt Kategorie 12 ein, die „general indicators“: Sie sollen allgemeine Bestimmungsgründe der Umweltbelastung erfassen, die sich nicht direkt auswirken und keiner einzelnen Umweltkategorie zugeordnet werden können.

Eine räumliche **Disaggregation der Umweltindikatoren** ist im OECD-Ansatz nicht vorgesehen, hingegen aber eine sektorale Disaggregation vor allem der Pressure-Indikatoren. Angestrebt wird ein mittleres Aggregationsniveau, bei der die Volkswirtschaft in 9 Hauptgruppen unterteilt wird.

Innerhalb der einzelnen Themenbereiche schwebt der OECD eine **Aggregation zu Leitgrößen** vor. Aus konzeptionellen und Datengründen ist dies bisher aber erst für wenige Bereiche vorgesehen. Dennoch ist die Implementationsnähe des OECD-Ansatzes als vergleichsweise sehr hoch einzustufen. Seit Ende 1994 liegen offiziell veröffentlichte Daten für das kurzfristig zu realisierende Grundset für die OECD-Länder vor. Auch wenn es noch Einzelprobleme hinsichtlich der statistischen Grundlagen der Daten in den einzelnen Ländern - und damit hinsichtlich der Vergleichbarkeit - gibt, ist mit dem OECD-Ansatz eine internationale Vergleichbarkeit zumindest für Industrieländer erreicht worden.

Eine Dokumentation der einzelnen Indikatoren des OECD-Ansatzes findet sich in Tabelle 1. Für die Bedeutung in der Sustainability-Indikatorendiskussion läßt sich der OECD-Ansatz wie folgt zusammenfassen. Der von der OECD entwickelte Pressure-State-Response Ansatz hat inzwischen als ein pragmatisches Gliederungsprinzip international weite Verbreitung gefunden. Zudem kommt dem Ansatz durch die erfolgte erste Implementation und die differenzierte Darstellung v.a. der Umweltseite erhöhte Bedeutung für die Behandlung dieser Bereiche in den Indikatorensystemen einer nachhaltigen Entwicklung zu. Einschränkend sind aber gleichzeitig die in zweifacher Hinsicht bestehenden Grenzen des OECD-Ansatzes festzuhalten: Da er vor dem Hintergrund der OECD-Länder entwickelt wurde, muß

Tabelle 1: Die Indikatoren des OECD-Ansatzes im Überblick

	Pressure	State	Response
Greenhouse gases & Ozone layer depletion	Index of greenhouse gas emissions (med.-term) Index of apparent consumption of ozone-depleting substances (medium-term) Emissions CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC 11, CFC 12	Atmospheric concentrations greenhouse gases / ozone depleting substances (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC 11, CFC 12) Global mean temperature Ground-level UV-B radiation (medium-term)	Energy intensity - [TOE] per GNP - [TOE] per cap. economic and fiscal instruments (medium-term) CFC recovery rate (med-term)
Eutrophication	Emissions of N and P in water and soil (long-term) N form fertilizer use and from livestock P form fertilizer use and from livestock	DO, N- and P-concentrations in inland waters (mg/l) DO, N- and P-concentrations in marine waters (long-term)	% population connected to (biological and/or chemical) sewage treatment plants Marketshare of phosphate-free detergents (medium-term) User charges for wastewater treatment (medium-term)
Acidification	Index of acidifying substances (medium-term) Emissions of SO _x and NO _x	Excedance of critical loads of pH in water and soil (long-term) Concentrations in acid precipitation	% of car fleet equipped with catalytic converters Capacity of SO _x and NO _x abatement equipment of stationary sources
Toxic contamination	Emissions of heavy metals (medium-term) Emissions of organic compounds (medium-term) Consumption of pesticides	Concentration of heavy metals and organic compounds in env. media and living species (long-term) Concentration of heavy metals in rivers	Changes of toxic contents in products, production and processes (long-term) Market share of unleaded petrol Prices and taxes on petrol
Urban environment	Urban air emissions: SO _x , NO _x , VOC (medium-term) Cars per capita Traffic density Degree of urbanisation	Population exposure to: - air pollution (long-term) - noise (medium-term) Ambient water conditions in urban areas (medium-term) Urban concentrations SO _x	Green space (medium-term) Economic, fiscal and regulatory instruments (medium-term) Water treatment and noise abatement expenditures (medium-term)
Biodiversity/landscape	Habitat alteration and land conversion from natural state (long-term)	Threatened or extinct species as a share of total species known	Protected areas as % of national territory (medium-term by type of ecosystem)
Waste	Waste generation.-municipal,- industrial,-nuclear, -hazardous Exports and imports of hazardous waste		Recycling rates glas, paper Waste minimisation (long-term) Economic and fiscal instruments, expenditures
Water resources	Intensity of use of water resources	Frequency, duration and extent of water shortages (long-term)	Water prices and user charges for sewage treatment (medium-term)
Forest resources	Actual harvest/productive capacity	Area, volume and structure of forests (medium-term)	Forest area management and protection (medium-term)
Fish resources	Fish catches	Size of spawning stock (medium-term)	Regulation of stocks (quota) (medium-term)
Soil degradation	Change in land use Erosion risk: potential and actual land use for agriculture (long-term)	Degree of top soil losses (medium-term)	Rehabilitated areas (medium-term)
General indicators	Population growth & density Growth of GDP Private final consumption Industrial consumption Structure of energy supply Road traffic volumes Stock of road vehicles Agricultural production		Environmental expenditures (medium-term) Pollution control and abatement expenditures Public opinion

hinterfragt werden, ob die Beschreibung der Umwelt- und Ressourcenthemen auch für Entwicklungsländer die wesentlichen Probleme trifft bzw. die entsprechenden Daten vorliegen. Zudem kann der OECD-Ansatz durch seine Zielrichtung auf Umwelt- und Ressourcenprobleme nicht die mit Sustainable Development verknüpften weiter gefaßten Aspekte der Entwicklung reflektieren, auch wenn über die Umweltbereiche hinaus Anknüpfungspunkte des Indikatorensystems insbesondere zur - einen Schwerpunkt der sonstigen Arbeiten der OECD darstellenden - ökonomischen Entwicklung bestehen.

2.2.2 Der Indikatorenansatz der CSD

Die Einrichtung einer hochrangigen UN-Kommission für nachhaltige Entwicklung wurde 1992 auf der Konferenz von Rio (UNCED) beschlossen. Sie überwacht seither die Umsetzung und Fortentwicklung des Aktionsprogramms „Agenda 21“ und der Waldgrundsatz-erklärung. Damit kommt ihr eine zentrale Rolle im Folgeprozeß der Rio-Konferenz zu. Seit ihrem Bestehen tagt die CSD regelmäßig und hat bereits eine Reihe von Diskussionspapieren und ein mehrjähriges Arbeitsprogramm zu Sustainability-Indikatoren vorgelegt (CSD 1995).

Kennzeichen des **konzeptionellen Rahmens** des CSD Ansatzes ist die grundsätzliche Übernahme des Ansatzes der OECD mit Pressure-, State- und Response-Indikatoren. Dieser Ansatz wurde hinsichtlich der Wortwahl leicht modifiziert und in Driving Force-State-Response umbenannt. Die **inhaltlichen Bereiche** des Ansatzes knüpfen eng an die einzelnen Kapitel der Agenda 21 an. Damit wird eine hohe Politiknähe des Indikatorenansatzes erreicht, da sich die internationale Diskussion über Sustainable Development sehr stark an der Agenda 21 orientiert. Die einzelnen Themenbereiche werden vier Clustern zugeordnet (sozial, ökonomisch, institutionell, Umwelt).

Da das Indikatorensystem die Nutzung im Rahmen der internationalen und nationalen Berichterstattung zum Ziel hat, ist es plausibel, daß die **räumliche Bezugseinheit** des Indikatorensystems national sein soll. Eine Disaggregation in einzelne Sektoren ist gegenwärtig nicht vorgesehen. Die von der CSD vorgelegte Liste der Einzelindikatoren ist als Auswahlmenue für die jeweiligen Länder gedacht. Damit soll die Notwendigkeit der internationalen Konsistenz der Indikatoren mit den Anforderungen an die nationale Flexibilität - die zur Reflektierung unterschiedlicher inhaltlicher Schwerpunkte und nationaler Datenverfügbarkeit notwendig ist - verbunden werden.

Die Belange von **Entwicklungsländern** sind insofern formal berücksichtigt, als der Ansatz sich auf die gesamte Agenda 21 bezieht, die ja in Konsens mit den Entwicklungsländern entstanden ist. Aber auch inhaltlich fällt auf, daß viele Indikatoren, vor

allem im sozialen und wirtschaftlichen Bereich, mit typischen Problemen der Entwicklungsländer zusammenhängen, so z.B. die Exportkonzentration, die Schuldendienstquote, das absolute Armutsmaß und die Einschulungsrate (vgl. Walz et al. 1995). Außerdem bestehen Absichten, traditionelle Informationen und das Wissen der indigenen Bevölkerung über nachhaltige Wirtschaftsweisen zu integrieren.

Bisher noch nicht abschließend geklärt sind Fragen der Datenverfügbarkeit. Sie sollen im nächsten Schritt in sogenannten „methodology sheets“ geprüft werden. Zudem besteht in einigen Bereichen die Notwendigkeit weiterer konzeptioneller Arbeiten, v.a. im - bisher unterrepräsentierten - institutionellen Teil des Indikatorensystems. Als Test für die bisher bestehende Indikatorenliste sind bereits **konkrete weitere Implementationsschritte** geplant (Pilotphase in 3-4 Ländern, Training/Bildung von Kapazitäten).

2.2.3 Weitere international diskutierte Ansätze

In dem Bericht der **Weltbank** „Monitoring Environmental Progress - A Report on Work in Progress“ (Worldbank 1995) fließen die bisherigen Arbeiten der Weltbank auf dem Gebiet ökonomischer, sozialer und seit neuerem auch umweltbezogener Kategorien zusammen. Die Struktur des Ansatzes ist gekennzeichnet durch die Übernahme des Driving Force-State-Response Ansatzes und die thematische Orientierung an den Kapiteln der Agenda 21, die in die gleichen vier Cluster wie bei der CSD (sozial, ökonomisch, Umwelt, institutionell) gebündelt sind.

Überlegungen zu Entwicklungsländern schlagen sich bei der Weltbank in großem Maße nieder. Der Aspekt der Datenverfügbarkeit hat bei der Weltbank erste Priorität, u.a. da sie sich primär eher als „User“ der Daten sieht. Die Bank erhebt den Anspruch, daß ihre Indikatoren zielbezogen sind. Sie unterscheidet deskriptive und Performance-Indikatoren. Letztere messen den Zielerreichungsgrad und sollen den Kern der Indikatoren-Liste bilden. Zugleich muß man feststellen, daß gerade bei diesen zielbezogenen Größen noch konzeptionelle Unklarheiten bestehen, d.h. der Bezug auf Zielwerte ist von der konkreten Umsetzung noch ein Stück weit entfernt.

Das Projekt von **SCOPE** (Scientific Committee on Problems of the Environment) zur Entwicklung von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung datiert von Ende 1993 und bezieht sich auf die in Chapter 40 der Agenda 21 aufgeführte Notwendigkeit der Entwicklung von Sustainability Indikatoren. Selbstgestecktes Ziel des SCOPE-Projektes ist es, einen Beitrag zur Entwicklung von hochaggregierten Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung zu leisten. Anwenderzielgruppe sind v.a. nationale und internationale Entscheidungsträger.

hinzu kommt noch die Öffentlichkeit. Grundsätzlich wird der Pressure-State-Response Ansatz der OECD als anzustrebende Gliederungseinheit begrüßt, allerdings beschränkt sich der SCOPE-Ansatz dann auf die Ableitung von Pressure-Indikatoren (SCOPE 1995). Als weiteres Kennzeichen läßt sich festhalten, daß es sich hierbei um einen hochaggregierten, auf den Umweltbereich zielenden Ansatz handelt, bei dem noch vielfältige konzeptionelle sowie Datenprobleme gelöst werden müssen.

Der Indikatorenansatz von **Adriaanse** steht in engem konzeptionellem Zusammenhang mit dem für die Niederlande entwickelten Umweltindikatorensystem (Adriaanse 1993) sowie dem Projekt von SCOPE, dessen Mitglied Adriaanse ist. Hierbei läßt sich bezüglich des Diskussionspapiers von Adriaanse 1994 festhalten, daß es sich hierbei um einen hochaggregierten Ansatz handelt, der versucht, die auf den Umweltbereich bezogenen Ansätze in den Niederlanden mit den Vorschlägen für Einzelindikatoren in den anderen Bereichen zu verbinden. Hierbei gilt noch mehr wie in den anderen Ansätzen, daß noch vielfältige konzeptionelle sowie Datenprobleme gelöst werden müssen.

Die Arbeiten von **WWF/New Economic Foundation (NEF)** zu Sustainability-Indikatoren aus dem Jahre 1994 (NEF/WWF 1994a und 1994b) gehören zu den ersten, die in einer konkreten Indikator-Liste mündeten. Der WWF/NEF verfolgt mit seinem Ansatz das Ziel möglichst großer Öffentlichkeitswirkung und Glaubhaftigkeit. Durch seinen Vorstoß sollten außerdem die Arbeiten auf Regierungsebene angeschoben werden. Inzwischen sieht der WWF/NEF den Schwerpunkt seiner Arbeiten mehr in der Ausarbeitung einzelner Aspekte der Indikator-Diskussion (z.B. Einbeziehung der Entwicklungsländer, Indikatorensysteme auf subnationaler Ebene) und weniger im Entwurf eines eigenen, vollständigen alternativen Indikatorensystems.

Der Ansatz von **Gutiérrez-Espelata** baut auf Arbeiten einer Studiengruppe an der University of Costa Rica auf. Hier wurde in Zusammenarbeit mit dem Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture und der GTZ die Methodik für einen hochaggregierten Sustainability Index, den „Approximated Sustainability Index (ASI) entwickelt (Baldares et al. 1993; Gutierrez-Espelata 1994). Ein wesentliches Element des Ansatzes ist die Konkretisierung des Sustainability-Begriffs in vier Attributen - Produktivität (productivity), Fairness (equity), Widerstandsfähigkeit (resilience) und Stabilität (stability). Allerdings scheint die Auswahl der Einzelindikatoren ein Stück weit willkürlich, lückenhaft und sehr an Sachzwängen wie der Datenverfügbarkeit orientiert. Bemerkenswert an dem Ansatz ist das Ziel, die Belange von Entwicklungsländern besonders zu berücksichtigen. Damit schafft der Ansatz mehr Möglichkeiten für Entwicklungsländer, sich selbst in dem Diskussionsprozeß um Indikatorensysteme zu engagieren.

Der „Index of Sustainable Economic Welfare“ (**ISEW**) gehört zu den Ansätzen, die die Ablösung des BSP durch ein modifiziertes Wohlfahrtsmaß anstreben. Er wurde von Daly und Cobb konzipiert. Fallbeispiele seiner Anwendung liegen z.B. für die USA (Daly/Cobb 1991), Deutschland (Diefenbacher 1991) und Großbritannien (Jackson/Marks 1994) vor. Die Ergebnisse zeigen einheitlich, daß das **ISEW (pro Kopf) deutlich unter dem BSP-Wert** liegt und seine Entwicklung vor allem seit den 70er Jahren zunehmend von der des BSP (pro Kopf) abweicht.

Der Ausgangspunkt des ISEW ist zunächst der private Konsum, wie er in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung erfaßt wird. Dieser wird in einem ersten Schritt gewichtet mit einem Index für die Einkommensverteilung. In weiteren Modifikationen werden dann vorrangig Umweltaspekte berücksichtigt. Hierbei wird deutlich, daß der ISEW-Ansatz sehr stark durch die Konzeption der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung bestimmt ist. Spezifische Aspekte der Umwelt- und Ressourcenschonung, aber auch der Entwicklungsländer können nur erfaßt werden, soweit durch sie die Korrektur der Geldgrößen möglich wird. Die Einsatzmöglichkeiten des ISEW werden damit ganz entscheidend von den Möglichkeiten der Berechnung allgemein akzeptierter Werte für die externen Kosten beschränkt. Solange diese für viele Bereiche nicht oder nur unvollständig vorliegen, wird auch der ISEW in gleichem Ausmaß unvollständig bleiben.

2.3 Vergleich ausgewählter Indikatorenansätze und Schlußfolgerungen

Aus dem Vergleich der Ansätze im Bewertungsraster wird deutlich, daß sich bei den **Indikatortypen** der Driving-Force-State-Response Ansatz - bzw. der Pressure-state-Response Ansatz als spezielle Ausprägung für den Umweltbereich - allgemein durchzusetzen beginnt (Tabelle 2). Allerdings gilt dies nicht für einen Indikatortyp wie den ISEW, der sich an die Sozialproduktsberechnung anlehnt. Im thematischen Bereich besteht Konsens, sich eng an die Agenda 21 anzulehnen. Eine Zusammenfassung der einzelnen Kapitel der Agenda 21 in die Cluster, die auf der ersten Sitzung der CSD 1993 formuliert wurden, oder in die vier Bereiche „sozial“, „ökonomisch“, „institutionell“ und „Umwelt“ hat sich bei einigen der Ansätze ebenfalls durchgesetzt. Etwas aus dem Rahmen fallen hier SCOPE, OECD und auch ISEW, die sich im wesentlichen auf den Umwelt- und Ressourcenbereich - sowie zusätzlich die Einkommensverteilung beim ISEW - beschränken. Bei SCOPE ist eine thematische Erweiterung als nächster Schritt angedacht.

Die **räumliche Disaggregation** konzentriert sich in allen dargestellten Ansätzen bisher auf die nationale Ebene, ungeklärt ist bisher, inwieweit diese Ansätze auf regionaler Ebene eingesetzt werden können. Die sektorale Disaggregation ist ebenfalls noch nicht weit fortgeschritten. Sie kann wichtige Aufschlüsse im Hinblick auf Ursachenforschung und Ansatzpunkte politischen Handelns liefern und ist daher von besonderer Bedeutung.

Die **Aggregation von Einzelindikatoren** wird allgemein als notwendig erachtet, um die Handhabbarkeit des Systems zu steigern. Allerdings sind Fragen, die das optimale Aggregationsniveau betreffen, noch weitgehend unklar. Während die Ansätze von SCOPE, Adriaanse und Gutierrez-Espelata sowie der ISEW eine weitgehende Aggregation zu lediglich einer Maßzahl anstreben, sind die anderen Ansätze deutlich zurückhaltender.

Grundsätzlich stimmen alle Autoren überein, daß ein **Mindestmaß an internationaler Einheitlichkeit** für das Indikatorensystem auf nationaler Ebene aus Gründen der Kommunikation und Vergleichbarkeit notwendig ist. Allerdings muß ein Kompromiß gefunden werden, der den Möglichkeiten der Datenbeschaffung und -verarbeitung der einzelnen Länder sowie den spezifisch nationalen Problemlagen gerecht wird.

Der **Zielbezug** wird in den meisten Ansätzen zur Interpretation der Indikatoren für notwendig gehalten und als der Schlüssel zur Politikrelevanz des Indikatorensystems gesehen. Trotz dieses hohen Stellenwerts, der hier den Zielgrößen beigemessen wird, erschöpfen sich die meisten Ansätze in Absichtserklärungen, was deren Formulierung angeht. Die CSD merkt an, daß nationale Ziele hilfreich sind, und verweist darüberhinaus auf Expertensysteme zur Interpretation der Daten. In der weiteren Auseinandersetzung mit diesem Thema muß vor allem die Frage geklärt werden, welchen Einfluß die politische Sphäre im Verhältnis zur wissenschaftlichen haben soll.

Der Vergleich der unterschiedlichen Ansätze legt als **Schlußfolgerung** nahe, daß sich zumindest kurz- bis mittelfristig der Pressure-State-Response Ansatz durchsetzen wird. In der weltweiten Diskussion dürfte dem CSD-Ansatz die größte Bedeutung zukommen, da er sowohl Umwelt- als auch Entwicklungsaspekte aufgreift. Der Satz von **Umweltindikatoren der OECD** berücksichtigt zwar keine entwicklungsspezifischen Themen und orientiert sich vorwiegend an Umweltproblemen der industrialisierten OECD-Länder. Auf der anderen Seite macht ein detaillierter Vergleich der Umwelt- und Ressourcenindikatoren deutlich, daß in diesen Bereichen die OECD ein wesentlich ausgefeilteres Konzept aufweist (Walz et al. 1995). Da die Nachhaltigkeitsdiskussion der Industrieländer sehr stark unter dem Blickwinkel der Umweltproblematik geführt wird, bietet der OECD-Ansatz daher einen guten Ausgangspunkt für die Messung von Nachhaltigkeit in den hochindustrialisierten Ländern. Allerdings ist vor einer Übernahme des OECD-Ansatzes zur nationalen oder

Tabelle 2: Vergleich der Konzeption internationaler Indikatorenansätze

	OECD	CSD	Weltbank	WWF/NEF	SCOPE	Adriaanse	Gutiérrez-Espelata	ISEW
Indikatortyp	Pressure-State-Response	Driving Force- State-Response	Driving Force- State-Response	Driving Force, State- und Response- Indikatoren gemischt	Pressure-State-Response (nur Pressure gegenwärtig ausgeführt)	Pressure - State - Response (nur Pressure bisher weiter ausgeführt)	Sustainability-Attribute productivity, equity, resilience, stability	Korrektur der Sozialproduktberechnung
thematische Bereiche	Umwelt und Ressourcen für OECD-Länder nach Umweltthemen	Kapitel der Agenda 21: Themen gruppiert in sozial, ökonomisch, Umwelt, institutionell	Kapitel der Agenda 21: Themen gruppiert in sozial, ökonomisch, Umwelt, institutionell	Cluster der Agenda 21 (insgesamt 9 Themenbereiche)	Umwelt, Ressourcen und Einflüsse auf menschliche Gesundheit (weitere Bereiche nur im Ausblick)	Wirtschaftspolitik, Umweltpolitik, soziale Aspekte	soziale, ökonomische und Umwelaspekte	Einkommensverteilung, Umwelt- und Ressourcenverbrauch Bildung, Gesundheit
räumliche Disaggregation	national	national	national	national	national	national	national	national
sektorale Disaggregation	vorgesehen, aber noch nicht implementiert	nein	nein	ja (Beispiele Energie, Verkehr und Wohnen)	nein	keine Aussage	keine Aussage	nicht vorgesehen
Aufagggregation	Aggregation innerhalb der Umweltthemen vorgesehen	Hohe Aggregation erwünscht, aber erst langfristig angestrebt	„composite“ indicators in der Testphase (hauptsächlich; Aggregation für einzelne issues)	keine Aggregation vorgesehen	Aggregation in 4 Hauptindizes vorgesehen	Aggregation in 1 Größe vorgesehen (sustainability index)	Aggregation in eine Größe (ASI=approximated sustainability index)	Aggregation zu einer Maßzahl
Internationale Einheitlichkeit	innerhalb OECD (weitgehend) erreicht	Einheitliches Auswahlmenu an Indikatoren	erwünscht	Beschränkung auf Mindestmaß	erwünscht	keine Aussage	keine Aussage	durch Bezug auf Sozialproduktberechnung gegeben
Implementationsnähe	kurzfristiges Grundset implementiert	Pilotphase in 3-4 Ländern für die nat. Berichterstattung 1996-98	bei einzelnen Indikatoren Umsetzung noch schwierig	keine direkte Implementation (mehr) geplant	langfristig; konzeptionelle Probleme bei Aggregation; Datenlücken	langfristig; konzeptionelle Probleme bei Aggregation; Datenlücken	Fallstudie für Costa Rica liegt vor	Fallstudien für mehrere Länder vorhanden
Bezug auf Zielwerte	Bezug zu Zielwerten vorgesehen	nein, aber Verweis auf nationale Ziele	„Performance“-Indikatoren explizit oder implizit zielbezogen	nein, wird aber vehement gefordert	implizit bei der Aufagggregation der Indikatoren im Emissionsbereich	implizit bei der Bildung von Indizes (Aggregation durch distance-to-target Ansatz)	indirekt über Bewertungsklassen	keine Zielwerte

regionalen Messung von Nachhaltigkeit zu bedenken, daß auch er auf die spezifischen nationalen oder regionalen Problemlagen angepaßt, methodisch fortentwickelt und bezüglich einiger für die Nachhaltigkeit wichtiger Elemente ergänzt werden muß. Einige dieser Aspekte stehen am Beispiel einer Weiterentwicklung und Anpassung des OECD-Ansatzes auf Deutschland im Vordergrund des nächsten Kapitels.

3. Perspektiven der Weiterentwicklung des OECD-Ansatzes

3.1 Anpassung und Weiterentwicklung der Indikatorenvorschläge

Veränderungen der im OECD-Ansatzes enthaltenen Vorschläge können einmal angebracht sein, um der spezifischen deutschen Problemlage im Umweltbereich gerecht zu werden, zum anderen können wegen der Datenlage evt. einzelne Indikatoren frühzeitiger implementiert werden als für die gesamte OECD. Zusätzlich fehlt im OECD-Ansatz der Themenbereich Strahlenbelastung, der in der öffentlichen Diskussion in Deutschland ein erhebliches Gewicht besitzt. Die Weiterentwicklung von Umweltindikatorensystemen auf Basis des Pressure-State-Response Ansatzes ist Gegenstand eines laufenden Forschungsprojektes.¹ Die folgenden Ausführungen beruhen auf diesen Arbeiten, beschränken sich jedoch auf einige Anmerkungen zu den OECD-Vorschlägen im Hinblick auf die wichtigsten Veränderungen und Ergänzungen der Pressure- und State-Indikatoren.² Zudem bleiben die Themenbereiche Städtische Umweltprobleme sowie Fischressourcen genauso vollständig außer Betracht wie die Veränderungen der Response-Indikatoren.

3.1.1 Bereich Treibhauseffekt und Ozonzerstörung

Im Bereich der Pressure-Indikatoren werden von der OECD als Hauptindikatoren die Emissionen bzw. Produktionszahlen von **CO₂-Äquivalenten** (Treibhauseffekt) sowie von **FCKW 11- Äquivalenten** (Ozonabbau) angestrebt. Beide Kenngrößen können kurzfristig für Deutschland gebildet werden. Zusätzlich zum OECD-Vorschlag sollten auch weitere Einzelstoffe wie CH₄ und N₂O ausgewiesen werden (vgl. Schön/Walz 1994). Darüberhinaus sollten noch andere, teilhalogenierte und klimawirksame Ersatzstoffe in die Liste miteinbezogen werden, z.B. solche, die evtl. als Ersatz für die vollhalogenierten

¹ Forschungsprojekt „Weiterentwicklung von Umweltindikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des FhG-ISI mit finanzieller Förderung durch das Umweltbundesamt.

² Eine vollständige Dokumentation und Diskussion der Indikatorenvorschläge wird im Endbericht des genannten Forschungsvorhabens enthalten sein, der voraussichtlich im Frühjahr 1996 erstellt wird.

FCKW verstärkt eingesetzt werden. Speziell für die Treibhausproblematik ist darüberhinaus zu prüfen, ob auch die in jüngster Zeit als Treibhausgas in die Diskussion gekommenen Perfluormethan und Perfluoräthan nicht ebenfalls einbezogen werden müßten (vgl. Graßl 1995).

3.1.2 Bereich Eutrophierung

Die OECD schlägt als Indikator die Emissionen von Stickstoff und Phosphor in Wasser und Boden vor. Für Deutschland werden vom UBA bereits heute die **Stickstoff- und Phosphoreinträge** in Fließgewässer in den "Daten zur Umwelt" ausgewiesen. Als weitere, bereits heute verfügbare Größe schlägt die OECD die N- und P-Mengen des Düngemittelverbrauchs vor. Daten hierzu werden ebenfalls vom UBA ausgewiesen.

Der OECD-Vorschlag, die Konzentrationen von Stickstoff, Phosphor und gelöstem Sauerstoff in den Gewässern als State-Indikator zu verwenden, sieht für Deutschland Angaben für den Rhein vor. Entsprechende Angaben werden darüberhinaus auch für eine Vielzahl von Meßstellen in Deutschland in den Daten zur Umwelt des Umweltbundesamtes ausgewiesen. Im Hinblick auf die Belastungssituation der Meere schlägt die OECD zusätzlich entsprechende Konzentrationsangaben für Meeresgewässer vor. Für Deutschland liegen hier Angaben für die Nordsee bei Helgoland vor. Zusätzlich zum OECD-Vorschlag wären auch die **Stofffrachten von Stickstoff und Phosphat** der wichtigsten deutschen Flüsse, die ins Meer münden, ein wichtiger Pressure-Indikator für die Eutrophierung der Meere.

Einen wesentlichen Ansatz für die Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren stellt die Orientierung an den **Critical Loads** dar. Diese sieht z.B. der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Umweltgutachten (SRU, 1994) als geeignete ökologische Belastungsgrenzen oder als Grenzen für die "Tragekapazität der Natur" an. Ein geeigneter, auf die Bodeneutrophierung abhebender Indikator in diesem Bereich könnte das Verhältnis der tatsächlichen Stickstoffeinträge zu den Critical Loads für Waldböden darstellen.

3.1.3 Bereich Versauerung

Die OECD schlägt als einen wesentlichen Indikator die SO₂- und NO_x-Emissionen vor. Für Deutschland können zusätzlich auch die - bundesweit vom UBA in den Daten zur Umwelt ausgewiesen - NH₃-Emissionen angegeben werden. Die OECD strebt darüberhinaus die Bildung von Versauerungsäquivalenten an, die als Maß für das Versauerungspotential von Substanzen zum Zwecke der Addierbarkeit definiert sind. Entsprechend können für

Deutschland bereits kurzfristig die **Emissionen von SO₂-Äquivalenten** angegeben werden.

Im Zusammenhang mit der Vorbereitung des zweiten Schwefelprotokolls für Europa wurden **Critical Loads** für den Eintrag von Schwefelverbindungen ermittelt. Inzwischen wird der gesamte Bereich der sauren Deposition erfaßt, wobei sowohl Schwefel- als auch Stickstoffverbindungen berücksichtigt werden. Entsprechend sollten bei einer Anpassung für Deutschland Critical Loads für die Indikatorenbildung herangezogen werden.

3.1.4 Bereich Toxische Kontamination

Der Bereich der toxischen Kontamination stellt für alle Indikatorensysteme ein erhebliches Problem dar, da die Datenlage bei der **Vielzahl der unterschiedlichen Schadstoffe** insgesamt nur unzureichend ist. Entsprechend weist die OECD bisher lediglich den Verbrauch von Pflanzenschutzmitteln sowie die Konzentration einiger Schwermetalle in Flüssen aus, sieht aber mittel- bis langfristig die Ergänzung um weitere Indikatoren vor.

Insgesamt sollte die Weiterentwicklung eines derartigen Indikatorensystems darauf abzielen, auch jeweils die Emissionen von Schwermetallen in die einzelnen Umweltkompartimente, von differenzierten giftigen Kohlenwasserstoffen in die Luft sowie von chlororganischen Verbindungen in die Gewässer abzubilden. Zudem sollten zu den ausgewiesenen Emissionen auch die entsprechenden Konzentrationsangaben erhoben werden.

Insgesamt besteht bei dem Themenfeld der toxischen Kontamination auch die Notwendigkeit, stärker als bisher auf die unterschiedliche Giftigkeit der einzelnen Schadstoffe einzugehen. Entsprechende Erfahrungen mit Toxizitätsäquivalenten liegen z.B. in den Niederlanden vor (Adriaanse 1993). Die Übertragung eines entsprechenden Ansatzes sollte langfristig in Erwägung gezogen werden. Kurzfristig erscheint insbesondere bei den unterschiedlichen Pflanzenschutzmitteln ein derartiges Vorgehen implementierbar. Hierdurch könnte zugleich abgebildet werden, wie sich der Trend zu den sogenannten „high potency Pflanzenschutzmitteln“ auswirkt.

3.1.5 Bereich Biologische Vielfalt und Landschaftsschutz

Die OECD schlägt als langfristig zu entwickelnden Pressure-Hauptindikator die Veränderung naturnaher Landschaftsformen in den jeweiligen OECD-Mitgliedsländern vor, was auf gravierende Datenprobleme stößt. In Deutschland gilt die **intensiv betriebene Landwirtschaft** als einer der Hauptverursacher des Artenschwundes (Raths et al. 1995). Ent-

sprechend sollte als kurzfristig zu realisierender Pressure-Indikator die intensiv genutzte landwirtschaftliche Fläche abgebildet werden. Darüberhinaus sollten die Zerschneidungseffekte durch die Abnahme unzerschnittener verkehrsarmer Räume sowie die Veränderung der verschiedenen Landnutzungen über die Jahre hinweg - insbesondere der "Siedlungs- und Verkehrsfläche" - erfaßt werden.

Die OECD schlägt als einzigen State-Indikator den Anteil der bedrohten oder schon ausgestorbenen Pflanzen- und Tierarten an der Gesamtzahl der im jeweiligen Mitgliedsland bekannten Arten vor. Als Ergänzung sollten auch die entsprechenden Angaben aus der Roten Liste der gefährdeten Biotope ausgewiesen werden. Allerdings ist darauf zu verweisen, daß die Roten Listen i.d.R. nur alle 10 Jahre aktualisiert werden.

3.1.6 Bereich Abfall

Hauptaugenmerk des OECD-Ansatzes sind die **Abfallmengen**, wobei hinsichtlich der unterschiedlichen Qualität der Abfälle differenziert wird. Als Pressure Indikator wird einmal die in der Abfallbilanz ausgewiesene Gesamtmenge an Abfällen, zudem als Teilmengen hiervon der Hausmüll, die Abfälle aus der Produktion, die Sonderabfälle sowie die radioaktiven Abfälle separat ausgewiesen. Dieses Vorgehen ist sinnvoll, da bei einer gemeinsamen Bilanzierung die Gesamtentwicklung durch die mengenmäßig dominierenden Abfallarten - v.a. Bodenaushub und Bauschutt - bestimmt wird, obwohl gerade bei anderen Abfallarten, v.a. dem Sondermüll, ganz erhebliche Problemlagen bestehen.

Der OECD-Ansatz sieht keine State-Indikatoren für den Abfallbereich vor. Hier wäre es denkbar, den Bestand an deponierten Müllmengen als State-Indikator heranzuziehen. Entsprechende Angaben über den Bestand liegen für Deutschland z.B. für die radioaktiven Abfälle bereits vor.

3.1.7 Bereich Wasserressourcen

Der von der OECD vorgeschlagene Indikator **Intensität der Wasserressourcennutzung** (Anteil des gesamten Wasseraufkommens am nutzbaren Wasserdargebot) stellt auf den Mengenaspekt unter Berücksichtigung von Bewirtschaftungsregeln einer erneuerbaren Ressource ab. Der OECD-Vorschlag berücksichtigt nicht den sowohl für die Nutzung des Wassers für anthropogene Zwecke wie auch als eigenständigen ökologischen Wert wichtigen Aspekt des Gütezustandes der Gewässer.

Im Ergänzung zur OECD sollten daher auch **Indikatoren zur Wasserqualität** gebildet werden. Wichtige Aspekte in diesem Zusammenhang sind z.B. die Belastung des Grund- bzw. Trinkwassers mit Nitrat und Pflanzenschutzmitteln. Darüberhinaus sollte mittelfristig die Beschaffenheit von Oberflächengewässern durch die Bildung eines geeigneten integrierten Index (z.B. Saprobienindex und/oder Chemischer Index) beschrieben werden.

3.1.8. Bereich Wald

Die OECD weist für den Bereich Waldressourcen das Verhältnis von Holzeinschlag zu Holzzuwachs aus. Darüberhinaus schlägt sie auch die Erfassung der Waldbestände nicht nur in Fläche und Volumen, sondern auch Struktur vor, um dem Aspekt der ökologischen Qualität der Waldbestände Rechnung zu tragen. Für Deutschland könnte dieser Vorschlag durch die Ausweisung des Anteils von Laub- bzw. Nadelwäldern präzisiert werden. Zudem wäre erwägenswert, auch die Waldschadensflächen zu erfassen sowie die gefährdeten Waldbiotope auszuweisen.

3.1.9 Bereich Boden

Die OECD hebt in ihren Vorschlägen auf die Gefahr des Verlustes von Boden als produktive Ressource ab. Entsprechend werden die Landnutzungsänderungen ausgewiesen, langfristig soll zudem die Erosion in zu entwickelnden Indikatoren erfaßt werden. Eine wünschenswerte Erweiterung des OECD-Ansatzes wäre es, zusätzlich den Versiegelungsgrad sowie die Flächen an kontaminierten Böden auszuweisen.

3.1.10 Bereich Strahlenbelastung

Einen im OECD-Vorschlag nicht behandelten Themenkomplex stellt die Strahlenbelastung dar, die Bestandteil eines für Deutschland angepaßten Umweltindikatorensystems sein sollte. Als **Pressure-Indikatoren** wären hierbei z.B. die Beta-Gesamtstrahlung der Luft und die Gamma-Gesamtdosis denkbar. Ein speziell auf die Strahlenbelastung durch Nahrungsaufnahme abzielender Indikator wäre die Gamma-Spektrometrie in der Gesamtnahrung. Die potentielle Gefährdung durch den Betrieb von Kernkraftwerken abbildende **Risiko-Indikatoren** wären z.B. der Anteil an nuklear erzeugtem Strom oder die Anzahl von meldepflichtigen Ereignissen in Kernkraftwerken. Als State-Indikatoren könnten u.a. die effektiven Äquivalentdosen aus unterschiedlichen Belastungspfaden herangezogen werden.

3.2 Herstellung des Zielbezugs

Ein Ergebnis des Vergleichs der internationalen Ansätze zur Messung von Nachhaltigkeit war, daß es zwar angestrebt wird, den Indikatoren jeweils ein zugehöriges umweltpolitisches Ziel gegenüberzustellen, dies aber in den meisten Ansätzen - so auch bei der OECD - nicht eingelöst wird. Auch aus den Ergänzungsvorschlägen zum OECD-Ansatz wird deutlich, daß ein derartiger **Zielbezug gegenwärtig nur bei wenigen Beispielen** Eingang in das Indikatorensystem findet, z.B. bei den Critical Loads im Bereich der Versauerung bzw. Bodeneutrophierung (vgl. Abschnitt 3.1). Der fehlende Zielbezug stellt nicht nur ein Problem hinsichtlich der Politikrelevanz der Ansätze dar, z.B. bezüglich einer Priorisierung der Handlungsfelder. Ohne anzustrebende Zielwerte als Vergleichsmaßstab kann darüberhinaus aus den Indikatoren allenfalls die Bewegungsrichtung - im Sinne von „weniger Umweltbelastung ist nachhaltiger“ - herausgelesen werden. Hingegen wird für Nachhaltigkeitsindikatoren explizit gefordert, daß sie auch einen Soll-Ist-Vergleich, d.h. also Aussagen über den Zielerreichungsgrad, beinhalten (Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung 1995; Rennings 1994; Cansier/Richter 1995). Damit wird deutlich, daß eine Weiterentwicklung von Umweltindikatorenansätzen zur Messung von Nachhaltigkeit die Erweiterung um Zielgrößen erfordert.

Aus der anvisierten Funktion, den Zielerreichungsgrad von Nachhaltigkeit zu messen, wird zugleich deutlich, daß es sich bei den zugrundeliegenden Zielen um „Nachhaltigkeitsziele“ handeln muß, die zu unterscheiden sind von den politisch gesetzten Zielen der Umweltpolitik. Bei letzteren wird bei der Zielformulierung ein Kompromiß aus Umweltaspekten einerseits und ökonomischen und sozialen Zielen sowie Fragen der technischen, wirtschaftlichen und politischen Umsetzbarkeit andererseits geschlossen (vgl. Henseling/Schwanhold 1995). Bei **Nachhaltigkeitszielen** geht es hingegen darum, das aus Umweltsicht wünschenswerte, für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung nicht zu überschreitende Niveau an Umweltbelastung zu beschreiben. Aus den Regeln für eine nachhaltige Entwicklung ist ableitbar, daß sich die Stoffeinträge in die Umwelt an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren sollen (Enquete Kommission 1994). Mithin geht es bei der Formulierung von Nachhaltigkeitszielen darum, die „Tragekapazität oder Belastbarkeit der Natur“ (SRU 1994) empirisch festzulegen.

Nun stößt eine objektive, naturwissenschaftliche Ableitung sehr schnell an die Grenzen der Ökosystemforschung. Aufgrund der Komplexität und Vernetztheit der Ökosysteme, z.B. durch das Auftreten vielfältiger synergistischer Effekte, ist es „praktisch kaum möglich, die kritischen Parameter und den Zeitpunkt der Grenzerreichung zuverlässig vorherzubestimmen“ (Huber 1995). Zudem besteht das Problem, daß sich die Ökosysteme auch ohne an-

thropogene Eingriffe durch Sukzession und Evolution ständig verändern, so daß es schwerfällt, einen Zustand herauszugreifen und als Idealbild einer nachhaltigen Entwicklung zu charakterisieren (vgl. Haber 1995). Damit wird deutlich, daß es sich auch bei der Ableitung von Nachhaltigkeitszielen nicht um eindeutig naturwissenschaftlich bestimmbare, objektive Werte handelt, sondern um wissenschaftlich mehr oder weniger begründete, gemeinsam geteilte Einschätzungen, die sich quasi aus einem Diskursprozeß ergeben müssen. Beispiel für derartige Festlegungen sind die im Rahmen des IPCC entstandenen Klimaschutzziele, die im Rahmen der Verhandlungen der UN-ECE herangezogenen Critical Loads im Versauerungsbereich oder auch die im Rahmen des niederländischen Umweltpolitikplans entwickelten Nachhaltigkeitszielvorstellungen (vgl. Adriaanse 1993).

Eine Weiterentwicklung eines für Deutschland angepaßten Pressure-State-Response Ansatzes hin zur Messung von Nachhaltigkeit hätte damit zur Voraussetzung, daß für die den Umweltzustand beschreibenden State-Indikatoren nachhaltige **Umweltqualitätsziele**, für die stärker auf Belastungen abhebenden Pressure-Indikatoren nationale **Umweltreduktionsziele** vorliegen. Nun wird die Entwicklung von Umwelt- und Nachhaltigkeitszielen in jüngster Zeit verstärkt eingefordert. So zielen die Aktivitäten des SRU, der wieder etablierten Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ sowie des Umweltbundesamtes in diese Richtung (vgl. SRU 1994, Öko-Mitteilungen 1995, Gregor 1994, Öko-Institut 1995, Strößenreuther 1996). Sollten diese Aktivitäten dazu führen, Nachhaltigkeitsziele konsensual zu formulieren, würde zugleich ein wesentlicher Fortschritt hin zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren erreicht.

3.3 Aggregation der Indikatoren

Ein weiteres Ergebnis des Vergleichs der internationalen Ansätze zur Messung von Nachhaltigkeit war, daß die meisten Ansätze zwar eine Aggregation der Indikatoren zu wenigen Größen befürworten, aber noch erheblicher Entwicklungsbedarf bis zur Einlösung dieser Vorstellung besteht. Zu betrachten ist einmal die **Aggregation innerhalb einzelner Umweltbereiche**. Hierdurch soll vor allem erreicht werden, die Zahl der unterschiedlichen Indikatoren, die für einen Überblick betrachtet werden, zu reduzieren. Darüberhinaus soll durch eine solche Aggregation auch kenntlich gemacht werden, wie sich die Nachhaltigkeit in einem Umweltbereich insgesamt verändert, wenn ein Teil der beeinflussenden Größen sich vermindert (z.B. sinkende CO₂-Emissionen), der andere sich aber verstärkt (z.B. steigende Methanemissionen).

Insbesondere bei den Problembereichen mit physischen Stoffeinträgen sind bereits heute zahlreiche Aggregationen von Einzelindikatoren zu Leitindikatoren vorgesehen. Hierbei werden die Einzelindikatoren mit Hilfe von Äquivalenzziffern zu Äquivalenten einer Leitsubstanz transformiert und anschließend aufaddiert. So hat sich beim Klimabereich das Denken in CO₂-Äquivalenten bzw. FCKW-Äquivalenten weitgehend durchgesetzt. Aber auch die SO₂- bzw. PO₄-Äquivalente bei der Versauerung bzw. Eutrophierung werden zunehmend akzeptiert. Ein ähnliches Konzept steht ebenfalls hinter der Konstruktion einer mittleren Äquivalentdosis im Bereich Strahlenbelastung. Und selbst im Bereich Ozonbildung werden inzwischen Ethylen-Äquivalente als mögliche Ausprägung zur Berechnung von Wirkpotentialen diskutiert. Abzuwarten ist, welche Bedeutung diesem Trend der Äquivalentbildung zukünftig auch im Bereich toxische Kontamination zukommen wird. Unklar bleibt allerdings bisher, ob sich Aggregationsmöglichkeiten im Bereich der nicht durch Stoffeinträge gekennzeichneten Probleme, z.B. beim Landschaftsschutz, entwickeln lassen.

Eine zweite Form der Aggregation besteht darin, die **unterschiedlichen Umweltbereiche** zu **gewichten**, um zu einer Gesamtaussage über die beobachtbaren Veränderungen zu kommen. Eine derartige Gewichtung wird dann notwendig, wenn die Indikatoren für einige Umweltbereiche eine Verbesserung der Nachhaltigkeit, für andere Bereiche hingegen eine Verschlechterung anzeigen, und dennoch die Frage beantwortet werden soll, wie sich die Nachhaltigkeit eines Landes insgesamt entwickelt hat. Um einen derartigen Trade-off bewerten zu können, ist es notwendig, die einzelnen Umweltbereiche selbst hinsichtlich ihrer Bedeutsamkeit zu bewerten, d.h. relativ zueinander zu gewichten. Allerdings muß hierbei berücksichtigt werden, daß wesentliches Element einer solchen Bewertung die **Verknüpfung von Sachinformationen und Wertmaßstäben** - und damit zugleich ein subjektives Ergebnis - ist, das auch durch eine wissenschaftliche Bearbeitung nicht objektiv erarbeitet werden kann.

Die Ansätze zur Gewichtung einzelner Umweltprobleme sind bisher am intensivsten innerhalb der Methodenentwicklung zur Bewertung von Ökobilanzen diskutiert worden, z.B. innerhalb der SETAC (Walz 1995). Ein Ansatz, der nicht nur bei der Bewertung von Ökobilanzen, sondern bereits auch beim Umweltindikatorenansatz der Niederlande (vgl. Adriaanse 1993) herangezogen wird, ist der sogenannte „distance-to-target approach“. Die unterschiedlichen Gewichte der einzelnen Umweltbereiche ergeben sich hierbei umgekehrt proportional zu den **Verhältnissen der Ist-Werte zu den für eine Nachhaltigkeit angestrebten Zielwerten**. Umweltbereiche, bei denen der Zielwert bereits nahezu erreicht ist, erhalten folglich geringes Gewicht und umgekehrt. Damit wird deutlich, daß ein derartiger Ansatz das Vorliegen von Zielwerten voraussetzt (vgl. Abschnitt 3.2). Kritisch ist bei diesem

Ansatz zu hinterfragen, ob nicht zwischen der Differenz von Zielerreichungsgraden - und nichts anderes sind die distance-to-target-Werte - und der auf subjektiven Präferenzen aufbauenden Bedeutung der Umweltbereiche für die Gesellschaft an für sich unterschieden werden müßte. Gerade zu letzterem Punkt kann der distance-to-target Ansatz aber keinen Beitrag liefern. Abzuwarten ist, inwieweit sich andere, z.B. auf Befragungsergebnissen aufbauende Gewichtungsansätze etablieren können. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist es noch unklar, ob es jemals zu einer konsensualen Festlegung von Gewichtungen kommen wird.

4. **Schlußfolgerungen**

Ausgangspunkt dieses Beitrags war die Frage, welche Konzeptionen sich innerhalb der internationalen Diskussion einer Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren durchsetzen können. Hierbei läßt sich feststellen, daß der Trend hin zu Systemen geht, die gerade im Umwelt- und Ressourcenbereich Nachhaltigkeit mit einer Vielzahl von physischen Indikatoren zu bestimmen suchen. Innerhalb dieser Systeme setzt sich die Gliederung der Umwelt- und Ressourcenseite nach Problembereichen (environmental issues) sowie der **Pressure-State-Response Ansatz** als Klassifikationsschema durch. Insbesondere in den ersten beiden Kategorien, den Pressure- und State-Indikatoren, werden die einzelnen Nachhaltigkeitsbereiche definiert.

In der weltweiten Diskussion dürfte dem **CSD-Ansatz** gegenwärtig die größte Bedeutung zukommen, da er sowohl Umwelt- als auch Entwicklungsaspekte aufgreift. Der **Ansatz der OECD** berücksichtigt demgegenüber keine entwicklungsspezifischen Themen und orientiert sich vorwiegend an Umweltproblemen der industrialisierten OECD-Länder. Auf der anderen Seite weist er in diesem Bereich ein wesentlich ausgefeilteres Konzept auf. Da die Nachhaltigkeitsdiskussion der Industrieländer sehr stark unter dem Blickwinkel der Umweltproblematik geführt wird, bietet der OECD-Ansatz daher einen guten Ausgangspunkt für die Messung von Nachhaltigkeit in den hochindustrialisierten Ländern.

Allerdings ist vor einer Übernahme des OECD-Ansatzes zur nationalen oder regionalen Messung von Nachhaltigkeit zu bedenken, daß auch er auf die spezifischen nationalen oder regionalen Problemlagen angepaßt, methodisch fortentwickelt und bezüglich einiger für die Nachhaltigkeit wichtiger Elemente ergänzt werden muß. Am Beispiel einer Weiterentwicklung und Anpassung der OECD-Indikatorenvorschläge auf Deutschland wurden einige größtenteils kurzfristig zu realisierende Möglichkeiten der Anpassung oder Ergänzung der einzelnen Indikatoren aufgezeigt.

Die Weiterentwicklung des Umweltindikatorenansatzes der OECD zu einem Instrument der Messung von Nachhaltigkeit erfordert als einen wesentlichen Schritt den **Einbezug von Zielwerten**. Hierzu müßten für die den Umweltzustand beschreibenden State-Indikatoren nachhaltige Umweltqualitätsziele, für die stärker auf Belastungen abhebenden Pressure-Indikatoren nachhaltige Umweltmengenziele vorliegen. Aufgrund der Grenzen der Ökosystemforschung können die Nachhaltigkeitsziele jedoch nicht eindeutig naturwissenschaftlich bestimmt werden, in vielen Fällen handelt es sich vielmehr um wissenschaftlich mehr oder weniger begründete, gemeinsam geteilte Einschätzungen, die sich quasi aus einem Diskursprozeß ergeben müssen. Sollten die in Deutschland in jüngster Zeit verstärkten Anstrengungen einer derartigen Zielsuche erfolgreich sein, wäre ein großer Schritt in Richtung Nachhaltigkeitsindikatoren getan.

Um die Auswirkungen von gegenläufigen Veränderungen einzelner Indikatoren auf die Nachhaltigkeit insgesamt umfassend beurteilen zu können, bedarf es der **Aggregation** dieser Indikatoren. Hierbei setzt sich als Konzept der Aggregation innerhalb einzelner Umweltbereiche zunehmend die Verwendung von Äquivalenzziffern durch. Hiermit werden Stoffe mit gleicher Umweltwirkung - die daher einem Umweltbereich zugeordnet werden - zu Äquivalenten einer Leitsubstanz umgerechnet.

Bei einer **Gewichtung** der unterschiedlichen Umweltbereiche zueinander ist es hingegen notwendig, die einzelnen Umweltbereiche selbst hinsichtlich ihrer Bedeutsamkeit zu bewerten. Derartige Ansätze sind bisher am stärksten innerhalb der Methodenentwicklung zur Bewertung von Ökobilanzen diskutiert worden. Die Vielfalt der Gewichtungsansätze verdeutlicht zugleich, daß ein solcher Bewertungsschritt immer ein subjektives Ergebnis darstellt. Folglich ist abzusehen, daß die Beurteilung einer konkreten Umweltbelastungssituation bezüglich ihrer Nachhaltigkeit von der gewählten, subjektiven Gewichtung der einzelnen Umweltbereiche abhängt, deren Einfluß auf das Gesamtergebnis über Sensitivitätsanalysen ausgelotet werden sollte. Unter diesen Bedingungen und den sich daraus ergebenden Beschränkungen bietet der OECD-Ansatz durchaus einen praktikablen Weg, um in Industrieländern bereits kurz- bis mittelfristig ein handhabares System zur Abschätzung der Nachhaltigkeit zu entwickeln.

Literatur:

Adriaanse, A. 1993: Environment Policy Performance Indicators. The Hague

- Adriaanse, A. 1994: In Search of Balance - A conceptual Framework for Sustainable Development Indicators. Contribution to the Network Seminar on Sustainable Development by NEF, Oktober 94. Infoplan, Delft
- Baldares, M. et al. 1993: System Development of Sustainability Indicators for the Agriculture and Natural Resources Sectors of Latin America and Caribbean Countries. Report for the Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture and Deutsche GTZ GmbH Project. University of Costa Rica
- Beirat zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung 1995: Umweltökonomische Gesamtrechnung. Zweite Stellungnahme des Beirats, in: ZaU 1995, Heft 4, S. 455-476
- Cansier, D.; Richter, W. 1995: Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, in: ZfU 1995, Heft 2, S. 231-260
- CSD 1995: „Work Programme on Indicators for Sustainable Development“, inkl. Indikatorenliste, Stand November 1995
- Daly, H.E.; Cobb, C.W. 1991: Der „Index of Sustainable Economic Welfare“ oder: Hat die Wohlfahrt in der Gesellschaft wirklich zugenommen? in: Diefenbacher/Habicht-Erenler (Hrsg.): Wachstum und Wohlstand. Neuere Konzepte zur Erfassung von Sozial- und Umweltverträglichkeit, Marburg 1991, S. 61-72.
- Diefenbacher, H. 1991: Der „Index of Sustainable Economic Welfare“. Eine Fallstudie über die Entwicklung in der Bundesrepublik Deutschland, in: Diefenbacher/Habicht-Erenler (Hrsg.): Wachstum und Wohlstand. Neuere Konzepte zur Erfassung von Sozial- und Umweltverträglichkeit, Marburg 1991, S. 73-88
- Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt 1994: Die Industriegesellschaft gestalten, Bonn 1994
- Graßl, H. 1995: Die Klimadebatte - Bestätigung, aber erhöhte Komplexität, in: Energiewirtschaftliche Tagesfragen 45.1995, Heft 1/2, S. 40-44
- Gregor, H.-D. 1994: Umweltqualitätsziele. Umweltqualitätskriterien und -standards, Texte des Umweltbundesamtes 64/94, Berlin, November 1994
- Gutiérrez-Espelata, E. 1994: The approximated Sustainability Index: A Tool for evaluating Sustainability National Performance. Contribution to the Network Seminar on Sustainable Development by NEF, Oktober 94. University of Costa Rica.
- Haber, W. 1995: Das Nachhaltigkeitsprinzip als ökologisches Konzept. In: Fritz, P. et al. (Hrsg.), Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive, Stuttgart 1995, S. 17-30
- Henseling, K.O.; Schwanhold, E. 1995: Eine nachhaltig zukunftsverträgliche Stoffwirtschaft als politisches Leitbild. In: Fritz, P. et al. (Hrsg.), Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive, Stuttgart 1995, S. 81-89
- Huber, J. 1995: Nachhaltige Entwicklung, Berlin 1995
- Jackson, T.; Marks, N. 1994: Measuring Sustainable Economic Welfare - A Pilot Index: 1950 - 1990, Stockholm Environmental Institute, Stockholm 1994

- NEF/WWF 1994a: Indicators for Sustainable Development - Strategies for the use of indicators in the national reports to the Commission on Sustainable Development and in the EC Structural Funds Process, London, Mai 1994
- NEF/WWF 1994b: Indicators for Action, London, Mai 1994
- OECD 1994: Environmental Indicators - OECD Core Set. Paris 1994
- Öko-Institut 1995: Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz. Nationale und internationale stoffbezogene Zielvorgaben, Freiburg, Oktober 1995
- Raths, U. et al. 1995: Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen. In: Natur und Landschaft 1995, Heft 5, S. 203-214
- Rennings, K. 1994: Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart 1994
- Schön, M.,; Walz, R.: Anthropogenic Emissions of Methane and Nitrous Oxide in the Federal Republic of Germany, in: Environmental Monitoring and Assessment 31.1994, S. 107-113.
- SCOPE 1995: „Environmental Indicators - A Systematic Approach to Measuring and Reporting on the Environment in the Context of Sustainable Development“, discussion paper vorgelegt beim Ghent-Workshop 9.-11.1.95
- SRU 1994: Umweltgutachten 1994 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Stuttgart, 1994
- Strößenreuther, H. 1996: Zielsuche. In: Politische Ökologie Nr. 44, Januar/Februar 1996, S. 16/17
- UBA 1994 (Umweltbundesamt (Hrsg.)): Daten zur Umwelt 1992/1993, Berlin 1994
- Walz, R. 1994: Synopse aktueller Konzepte von nationalen Umweltindikatoren. I. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundesamtes, Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.
- Walz, R. 1995: Aggregation of Environmental Indicator Systems: What lessons can be learned from the valuation step within Life-Cycle Assessment? SCOPE Scientific Workshop On Indicators of Sustainable Development in Wuppertal, 15.-17.11. 1995, FhG-ISI Arbeitspapiere, Karlsruhe
- Walz, R. et al. 1995: Synopse ausgewählter Indikatorenansätze für sustainable development. Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundesamtes. FhG-ISI, Karlsruhe, Mai 1995
- Worldbank 1995: Bericht „Monitoring Environmental Progress“, neueste vollständige Draft-Fassung vom 20.3., Washington D.C.

2. Der wohlfahrtstheoretische Ansatz zur Messung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Dr. Klaus Rennings

1. Das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Die Übersetzung des Begriffs *sustainable development* als *dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung* hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Umweltgutachten 1994 eingeführt (SRU, 1994, Tz. 6). Daneben sind eine Reihe weiterer Übersetzungen gebräuchlich, wie etwa nachhaltige, zukunftsfähige oder tragfähige Entwicklung. Für die Übersetzung des SRU spricht vor allem, daß sie die Priorität ökologischer Erfordernisse besonders herausstellt.

Als *Leitbild* der internationalen Umweltpolitik hat sich der Begriff einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung spätestens seit der *UNCED-Konferenz* 1992 in Rio durchgesetzt, wo er in der Präambel der Agenda 21 erwähnt wird. Popularisiert wurde der Begriff zuvor vor allem durch den Bericht „Unsere gemeinsame Zukunft“ der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) im Jahre 1987, die nach ihrer Vorsitzenden *Brundtland-Kommission* genannt wird. In Deutschland ist das Leitbild seit der der Rio-Konferenz von Politik und Wissenschaft aufgegriffen worden. So sprechen sich etwa die Bundesregierung, der SRU, der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen und die Bundestags-Enquete „Schutz des Menschen und der Umwelt“ mit jeweils unterschiedlichen Formulierungen und Akzenten für das Leitbild aus.

Im *Brundtland-Bericht* wird dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung definiert als eine „Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, daß künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Hauff, 1987, S. 46). Als Schlüsselbegriffe werden dabei hervorgehoben:

- der Begriff „Bedürfnisse“, insbesondere die Grundbedürfnisse der Ärmsten der Welt (Forderung nach *intragenerativer Gerechtigkeit*), und
- der Gedanke von Beschränkungen, welche die Umwelt in die Lage versetzen, sowohl gegenwärtige als auch zukünftige Bedürfnisse zu befriedigen (*intergenerative Gerechtigkeit*).

In der sehr allgemeinen Definition der Brundtland-Kommission herrscht weitgehend Einigkeit über das Konzept. Dagegen wird die unterstellte Vereinbarkeit weiteren wirtschaftlichen Wachstums mit einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung sehr kontrovers diskutiert.

Insgesamt ist positiv festzuhalten, daß der Brundtland-Bericht den Nord-Süd-Konflikt und die Umweltzerstörung als zentrale globale Probleme thematisiert und Strategien zu ihrer Überwindung formuliert.

In der Ökonomie hat der Sustainability-Begriff eine lange Tradition. Das Konzept der Nachhaltigkeit stammt ursprünglich aus der *Forstwirtschaft*, wo es eine Verpflichtung auf eine Waldbewirtschaftung kennzeichnet, bei der die Holzernte die Regenerationsfähigkeit des Waldes nicht überschreitet, so daß ein dauerhafter Schwund des Waldbestandes vermieden wird. In einem weiteren Sinn wird der Begriff der nachhaltigen Ernte in der *Ressourcenökonomie* für eine bestandserhaltende Nutzung von erneuerbaren Ressourcen verwendet (sustainable yield).

Seit das Konzept der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung in der Umweltpolitik eine zentrale Rolle spielt, bemühen sich auch Ökonomen um eine *allgemeinere Definition* und Konkretisierung dieses Begriffes. So wird der Nachhaltigkeitsbegriff in der neueren umweltökonomischen Literatur auch auf den Verbrauch erschöpfbarer Ressourcen und die Funktion der Umwelt als Aufnahmemedium für Schadstoffe ausgedehnt. Durchgesetzt hat sich bislang vor allem die ökonomische Formulierung des Dauerhaftigkeitskonzeptes von Pearce und Turner, die im wesentlichen eine Konstanz des natürlichen Kapitalstocks fordert (Pearce und Turner, 1990, S. 43 ff.). Entwicklung wird danach allgemein als positiver gesellschaftlicher Wandel verstanden, also als eine *Leerformel*, die von der Gesellschaft, ausgefüllt werden muß. Elemente des Entwicklungs-Vektors können z.B. das Pro-Kopf-Einkommen, die Ausstattung mit Infrastruktur, Bildung, die Einkommensverteilung, Gesundheit, Freiheitsrechte oder Umweltqualität sein. Je weiter der Begriff definiert wird, desto größer werden auch die Probleme seiner adäquaten Messung. Als dauerhaft-umweltgerecht wird eine Entwicklung bezeichnet, wenn der Wert des Entwicklungs-Vektors im Zeitablauf nicht sinkt.

Pearce und Turner haben für natürliche Ressourcen drei grundsätzliche *Managementregeln* formuliert, welche zur Realisierung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung befolgt werden müssen:

- Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen darf ihre Regenerationsrate nicht überschreiten.
- Erschöpfbare Ressourcen dürfen nur dann abgebaut werden, wenn gleichwertige Alternativen geschaffen werden, d.h. wenn sie durch technischen Fortschritt, Realkapital und/oder erneuerbare Ressourcen ersetzt werden können.
- Emissionen dürfen die natürliche Aufnahmekapazität der Umwelt nicht überschreiten.

Diese drei Managementregeln werden mitunter um das Leitprinzip der *Erhöhung der Ressourceneffizienz* ergänzt, das übergreifend für alle Umweltressourcen gilt (Daly, 1990, S. 5). Als weitere ergänzende Dauerhaftigkeitsregel hat der SRU den *Gesundheitsschutz*

hervorgehoben, der in der Bundesrepublik in der Vergangenheit besonders durch das Vorsorgeprinzip zum Ausdruck gebracht wurde und von den Vertretern des Sustainability-Konzeptes in der Regel nicht explizit erwähnt wird (SRU, 1994, Tz. 12). Die Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ sieht dagegen eine vierte Managementregel in der Forderung, daß das *Zeitmaß* menschlicher Stoffeinträge in die Umwelt in einem ausgewogenen Verhältnis zum *Zeitmaß* der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten Prozesse stehen muß (Grießhammer, 1994, S. 30).

Je nachdem, ob die Forderung nach einem konstanten Kapitalstock sehr weit oder sehr eng aufgefaßt wird, lassen sich Konzepte schwacher und starker Dauerhaftigkeit unterscheiden (Rennings, 1995, S. 76). Das Konzept *schwacher Dauerhaftigkeit* („*weak sustainability*“) basiert auf der neoklassischen Wohlfahrtstheorie und geht prinzipiell von einer *Substituierbarkeit* natürlicher Ressourcen durch künstliches Kapital aus. Dies bedeutet, daß Nutzenverluste aufgrund zunehmender Umweltbeeinträchtigungen (z.B. Waldschäden) durch Zuwächse des Nutzens menschlich erzeugten Kapitals (z.B. Mountainbikes) ausgeglichen werden können. In dem Konzept schwacher Dauerhaftigkeit werden daher die Kosten der Umweltbelastung als Indikatoren für entstandene Wohlfahrtsverluste verwendet. Das Konzept *starker Dauerhaftigkeit* („*strong sustainability*“) verneint dagegen eine vollständige Substituierbarkeit zwischen natürlichem und künstlichem Kapital und betont die *absoluten Schranken* der Nutzbarkeit natürlicher Ressourcen. Belastungsgrenzen natürlicher Ressourcen werden daher in physischen Größen gemessen.

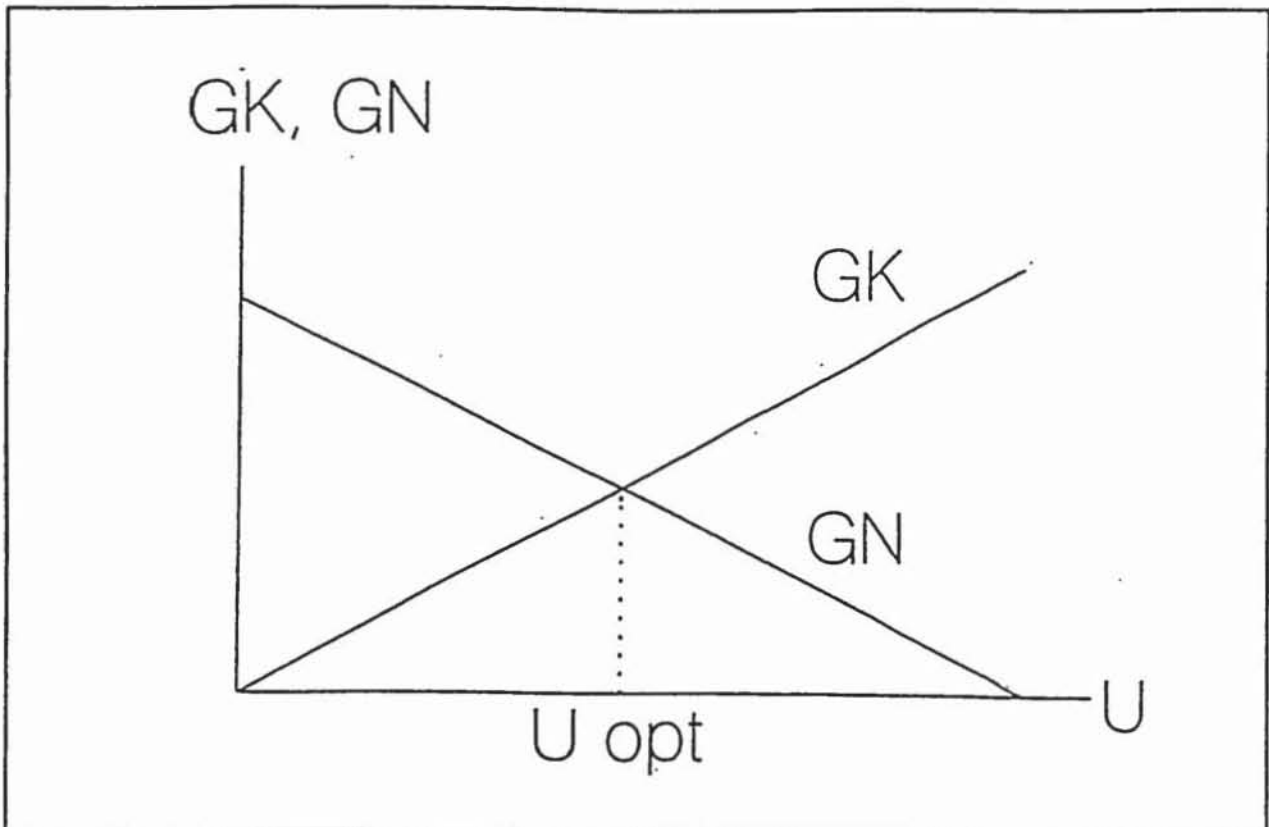
2. Das wohlfahrtstheoretische Konzept zur Messung schwacher Dauerhaftigkeit

2.1. Das Konzept der externen Kosten

Das Konzept der externen Kosten stammt aus der neoklassischen Wohlfahrtstheorie, die bislang weitgehend das theoretische Fundament der Umwelt- und Ressourcenökonomie liefert. Genaugenommen handelt es sich um eine Tauschtheorie, die Vorgänge auf Märkten und deren Auswirkungen auf die Wohlfahrt der Individuen untersucht. Die Knappheit von Gütern und Ressourcen wird in diesem Modell auf Märkten sichtbar und durch Preise signalisiert. *Preise* dienen daher als *Knappheitsindikatoren*. Analog werden auch natürliche Ressourcen wie Luft, Wasser und Boden als Güter betrachtet, für die aber aufgrund einer fehlenden Definition privater Verfügungsrechte und ihres daraus resultierenden Charakters als (*teil-*)*öffentliche Güter* großteils keine privaten Märkte existieren. Die Nachfrage nach Umweltqualität und die sich daraus ergebenden Knappheitspreise gehen daher häufig nicht oder nur indirekt in den Marktmechanismus ein, z.B. über Preise für Grundstücke mit einer bestimmten Umweltqualität.

Die tatsächliche Knappheit von Umweltgütern muß daher über geeignete *monetäre Bewertungsverfahren* geschätzt werden.

Abb.1: Das optimale Umweltschutzniveau



Ökonomisch gesehen ist es lohnend, Umweltschutzaktivitäten so lange auszudehnen, bis die dadurch zusätzlich verursachten Kosten den zusätzlichen Nutzen entsprechen. Auf volkswirtschaftlicher Ebene dürfen aufgrund der Existenz *externer Effekte* nicht nur die privaten Nutzen des Umweltschutzes betrachtet werden, sondern es sind auch die zusätzlichen, nicht in den Preisen enthaltenen Nutzen des Umweltschutzes zu berücksichtigen. Dieser Ansatz läßt sich auch als Konzept des „optimalen Umweltschutzniveaus“ oder des „optimalen Verschmutzungsgrades“ bezeichnen (Abb. 1).

Die *sozialen Kosten* (Nutzen) setzen sich aus den *privaten Kosten* (Nutzen) und den *externen* bzw. *sozialen Zusatzkosten* (Nutzen) zusammen. Externe Effekte sind in einer allgemeinen Definition immer dann vorhanden, wenn in der Produktions- bzw. Nutzenfunktion eines Individuums außer dessen eigenen Aktionsparametern mindestens eine Variable enthalten ist, die nicht vollständig von ihm selbst kontrolliert wird. Für die Umweltökonomie sind *technologische Externalitäten* relevant, bei denen ein direkter physischer Zusammenhang zwischen den Produktions- und Nutzenfunktionen mehrerer Akteure besteht, der nicht durch den Marktmechanismus erfaßt wird (Fritsch/Wein/Ewers, 1993, S. 55).

Gesellschaftliches Ziel des umweltökonomischen Ansatzes ist eine Maximierung des Nettonutzens der Wirtschaftssubjekte aus Umweltschutzaktivitäten (U). Ausgehend von der Annahme steigender Grenzkosten (GK) und sinkender Grenznutzen (GN) des Umweltschutzes wird der maximale gesamtwirtschaftliche Nettonutzen (U_{opt}) dort erreicht, wo die Kosten der letzten Einheit Umweltschutz dem Nutzen dieser Maßnahme entsprechen. Die Maximierung des gesellschaftlichen Nutzens ist durch die *Internalisierung* externer Effekte erreichbar, d.h. dem Verursacher von Umweltschäden werden die durch seine Aktivitäten entstehenden sozialen Kosten angelastet. Ohne die Internalisierung externer Kosten ergibt sich ein Gleichgewichtszustand mit einem *geringeren* Wohlfahrtsniveau.

Die Maximierung des gesellschaftlichen Nutzens wird auch in der *Ressourcenökonomie* angestrebt. Da es sich bei natürlichen Ressourcen wie etwa Ölvorräten in der Regel bereits um *private Güter* mit wohldefinierten Verfügungsrechten handelt, wird die Allokation meist dem Markt überlassen. Geprüft wird in der Regel, unter welchen Bedingungen ein wohlfahrtsmaximierendes Marktgleichgewicht zustande kommt und ob - da *keine* externen Effekte vorliegen - *andere* Fälle von *Marktversagen* existieren, die zu verzerrten Preissignalen führen (vgl. im einzelnen Endres und Querner, 1993, S. 67 ff. und S. 124 ff.). Da externe Effekte demnach nur bei (teil-)öffentlichen Gütern existieren, hat sich die Diskussion um die „ökologische Wahrheit“ der Preise auf den Bereich der Bewertung von *Umweltbelastungen* konzentriert. Der Abbau erschöpfbarer und die Ernte erneuerbarer *Ressourcen* spielen in dieser Diskussion nur dann eine Rolle, wenn aus dem Verbrauch Umweltschäden resultieren (Rennings, 1994, S. 52 f). Fragen der Ressourcenverteilung rücken erst neuerdings durch das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung wieder in den Vordergrund.

Über das hier vorgestellte neoklassische Konzept externer Kosten gehen einige Autoren hinaus, indem sie beispielsweise makroökonomische Beschäftigungseffekte oder Kosten des Verbrauchs erschöpfbarer Ressourcen hinzuaddieren (vgl. z.B. Hohmeyer, 1989, S. 38 ff.). Hierbei handelt es sich nicht um externe Kosten im streng neoklassischen Sinne, sehr wohl aber um politikrelevante Problemfelder. Im Kern geht es um Probleme der Verteilung von Ressourcen innerhalb einer Generation und zwischen Generationen, die in einem reinen Allokationskonzept wie der neoklassischen Wohlfahrtstheorie nicht darstellbar sind. Im Rahmen dieser Arbeit wird auf die Einbeziehung „distributiver“ Kosten verzichtet. Stattdessen werden Alternativen zur Erfassung distributiver Effekte und ökologischer Schranken im Rahmen einer sogenannten Ökologischen Ökonomie aufgezeigt.

2.2. Externe Effekte: Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung

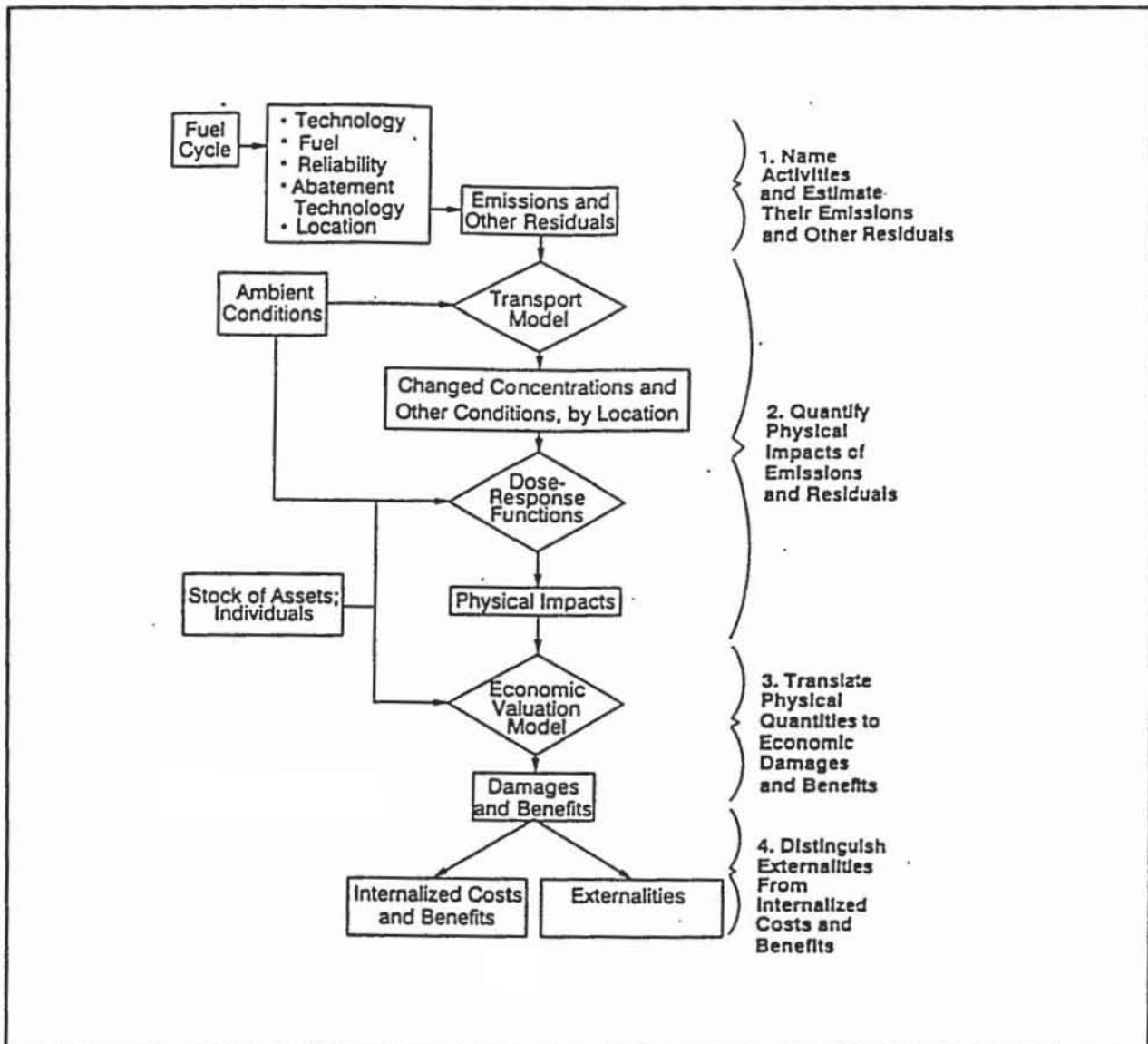
Um externe Kosten internalisieren zu können, müssen „ökologisch wahre“ Preise ermittelt werden. Dazu ist es erforderlich, die Preise von Umweltgütern wie Wasser- oder Luftqualität zu schätzen. Es müssen also die Verläufe von Angebots- und Nachfragefunktionen für diese Umweltgüter ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden in den vergangenen Jahrzehnten umfangreiche wissenschaftliche Forschungsprogramme zur *Monetarisierung* der Kosten von Umweltschäden und ihrer Vermeidung initiiert.

2.2.1. Identifizierung und Quantifizierung

Die Monetarisierung von Umweltschäden (*Wertgerüst*) setzt in der Regel die Identifizierung und Quantifizierung physischer Umweltwirkungen (*Mengengerüst*) voraus. Dies wird im folgenden am Beispiel des Ansatzes dargestellt, der in dem noch laufenden, 1989 gemeinsam von der Kommission der Europäischen Union und dem Energie-Department der USA gestarteten Projekt „Externe Kosten der Energieerzeugung“ entwickelt wurde. Es handelt sich um den sogenannten „*Schadensfunktionen-Ansatz*“ („*impact-pathway damage function approach*“) (ORNL und RfF, 1992, S. 2-2 ff.).

Energieerzeugung vollzieht sich über mehrere Prozeßstufen, zu denen Rohstoffabbau, Transport, Energieerzeugung, Energieumwandlung und Stilllegung der Anlage zählen. Jede dieser Prozeßstufen ist mit Umweltbelastungen verbunden, etwa in Form von Auswirkungen auf Ökosysteme, menschliche Gesundheit, Kulturdenkmäler, Erholungslandschaften oder in Form von Ernteverlusten bei Landwirten, Fischern und Förstern. Das Ziel der gemeinsamen EU/USA-Studie besteht in der Entwicklung einer Methodik, die eine Messung und Monetarisierung all dieser Effekte über die verschiedenen Stufen der Brennstoffkreisläufe hinweg erlaubt. Gegenstand der Untersuchung sind neun Energiearten: Steinkohle, Kernenergie, Öl, Gas, Braunkohle, Wasserkraft, Biomasse, Wind und Sonne. Darüber hinaus werden auch Technologien zum rationellen Energieeinsatz untersucht. Die Schätzungen werden anhand bestimmter Referenztechnologien anlagenspezifisch vorgenommen.

Abb. 2: Schadensfunktionen-Ansatz



Quelle: ORNL, RfF (1992), S. 2-5.

Abb. 2 veranschaulicht den „Schadensfunktionen-Ansatz“, wie er in der EU/USA-Studie verwendet wird. Um den „impact“ eines Energieträgers zu bestimmen (Mengengerüst), werden:

- alle Prozeßstufen betrachtet,
- Referenztechnologien (für die Produktion und Schadensvermeidung) und
- Referenzanlagen bestimmt,
- Emissionen für jede Prozeßstufe identifiziert,
- Diffusionsmodelle für jeden Schadstoff simuliert,

- die beste verfügbare Dosis-Wirkungs-Funktion zur Kalkulation von Schäden abgeleitet sowie
- Material- und Individualschäden berechnet.

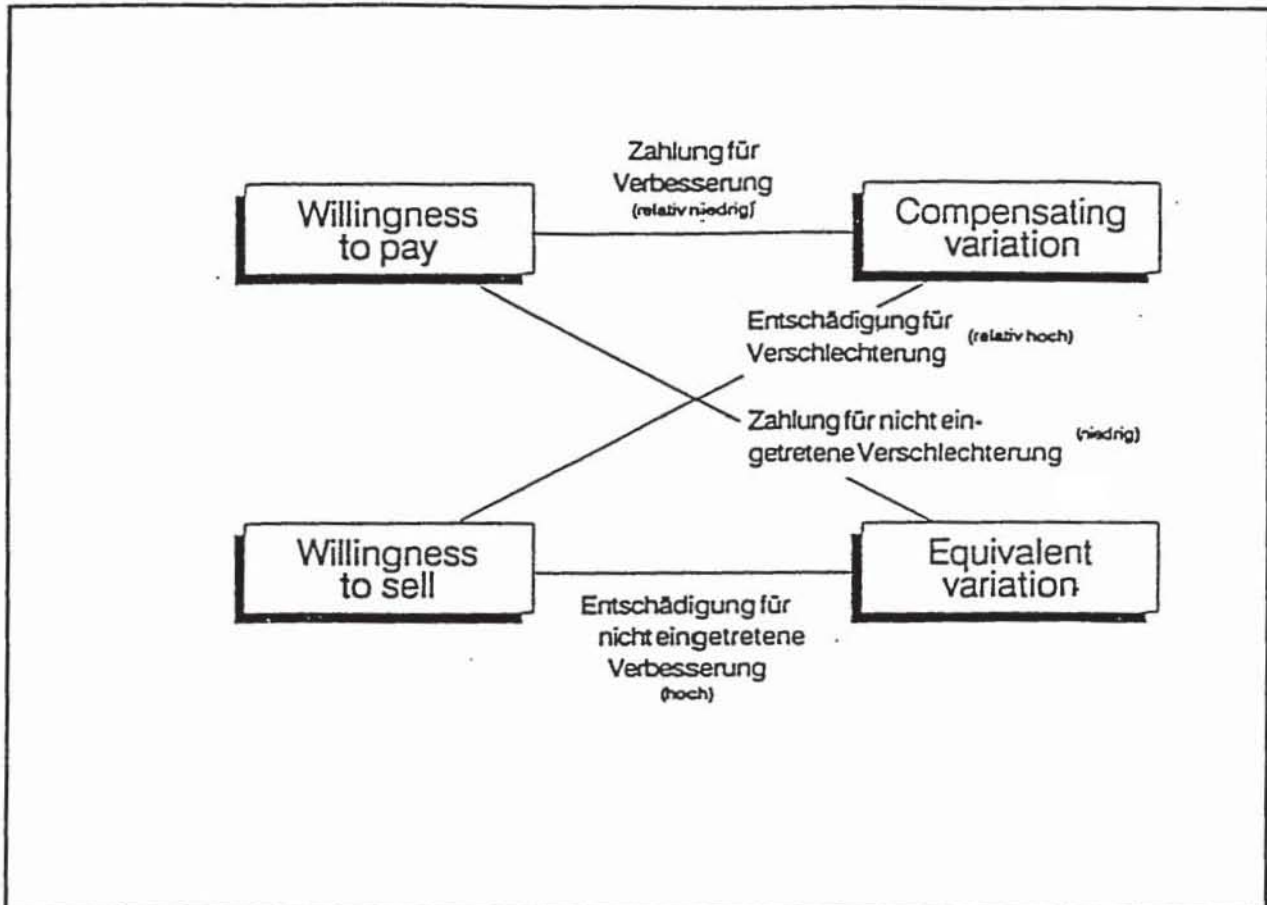
2.2.2 Monetarisierung

Auf der Basis des ermittelten Mengengerüsts der Wirkungen für einzelne Energieträger erfolgt die Monetarisierung. Um die Preise von Umweltgütern zu bestimmen, müssen ihre Kosten und Nutzen ermittelt werden. Die *Kosten* determinieren ökonomisch gesehen das *Angebot* an Umweltgütern, die *Nutzen* dagegen die *Nachfrage*.

Zur Erfassung von Nutzen werden bei Kosten-Nutzen-Analysen zwei *Entschädigungskonzepte* unterschieden, die *equivalent variation* (EV) und die *compensating variation* (CV) (Keppler, 1991, S. 197 ff.). Die CV geht vom Status quo aus und mißt Änderungen der Wohlfahrt im Vergleich zum Wohlfahrtsniveau *vor* der Durchführung der Maßnahme. Die EV mißt dagegen Wohlfahrtsänderungen ausgehend von dem Wohlfahrtsniveau *nach* Durchführung einer umweltrelevanten Maßnahme. Je nachdem, ob aus der betreffenden Maßnahme eine Verbesserung oder Verschlechterung der Umweltqualität resultiert, wird nach der Zahlungsbereitschaft (der sogenannten *willingness to pay*, WTP) oder der Kompensationsforderung (der sogenannten *willingness to sell*, WTS) gefragt. Da Kosten-Nutzen-Analysen gewöhnlich vom Status quo ausgehen, wird in der Regel mit dem Konzept der CV gearbeitet. Die Nutzen einer Umweltverbesserung werden dabei anhand der WTP der Bevölkerung für diese Maßnahme gemessen, die Nutzeneinbußen einer Umweltverschlechterung anhand der WTS. Nach dem Konzept der EV würde - ausgehend vom Wohlfahrtsniveau nach Durchführung der Maßnahme - umgekehrt gefragt, nämlich nach der WTP für eine nicht eingetretene Verschlechterung und nach der WTS für eine nicht eingetretene Verbesserung (Abb. 3).

Die WTP und WTS lassen sich entweder direkt oder indirekt erfassen. Direkte Methoden erfassen die Zahlungsbereitschaften für Umweltgüter durch Befragungen, während indirekte Methoden diese Zahlungsbereitschaften aus beobachteten Marktdaten ableiten (Tab. 1).

Abb. 3: Entschädigungskonzepte in Beziehung gesetzt



Quelle: Masuhr/Wolff/Keppler (1992), S. 321.

Tab. 1: Methoden zur monetären Bewertung von Umweltgütern

direkte Methoden	indirekte Methoden
Contingent valuation method (CVM)	Reisekostenansatz
Marktsimulationsverfahren	Vermeidungskostenansatz
	Produktions- und Einkommensausfälle
	Hedonistische Preisanalyse (HPA)

Da eine Einzeldarstellung und Bewertung der verschiedenen Instrumente den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde (vgl. im einzelnen Rennings, 1994, S. 58 ff.), wird im folgenden lediglich eine vergleichende, zusammenfassende *Bewertung* der Methoden vorgenommen. Die Bewertung lehnt sich an fünf Fragen an (Pommerehne & Römer, 1992, S. 200 ff.):

- Ist die Methode zur Vorbereitung und Findung von Entscheidungen über die Bereitstellung öffentlicher Leistungen geeignet?
Diese Frage ist für alle Methoden zu bejahen. Zwar erfassen nicht alle Methoden die gesamte, theoretisch relevante Wohlfahrtsänderung, aber zumindest Teile davon.
- Können mit den Verfahren bereits *bestehende* oder auch *neuartige* öffentliche Güter bewertet werden?
Während alle Verfahren für die Bewertung bereits bestehender Güter tauglich sind, muß für neuartige Güter auf direkte Verfahren zurückgegriffen werden.
- Lassen sich mit den Verfahren auch die Nutzen von Gütern mit bestimmten spezifischen Charakteristika (*Ubiquität, non use values*) erfassen?
Besondere Charakteristika von Gütern wie ubiquitäre Änderungen und non use values können nur durch die direkte Ermittlung von Präferenzen über Befragungen gemessen werden.
- Ist die Methode anfällig für verzerrende Einflüsse, und läßt sie sich auf interne *Konsistenz* und externe *Validität* hin überprüfen?
Bei allen Verfahren können systematische Über- und Unterschätzungen auftreten. Unterschätzungen kommen etwa bei den indirekten Methoden vor, wenn der aus den Marktdaten entnommene Wert nur einen Teil des betreffenden Umweltgutes abbildet, wenn Dosis-Wirkungs-Beziehungen die tatsächlichen Schäden unterschätzen, oder wenn systematische Lücken in der Messung entstehen. So mißt etwa die HPA in der Regel lediglich Immobilienpreisdifferenzen, womit Nutzenänderungen von Nicht-Anwohnern systematisch ausgeklammert werden. Überschätzungen können auftreten, wenn Ausgaben fälschlicherweise den Umweltausgaben zugerechnet werden, oder wenn Doppelzählungen erfolgen (z.B. Addition von Einkommensausfällen im Tourismus und sinkenden Reisekosten der Bevölkerung). Bei den direkten Verfahren können Verzerrungen in erster Linie aus dem hypothetischen Charakter der Befragung, strategischen Antworten und aus Doppelzählungen bei der Addition der Ergebnisse von Einzelbefragungen entstehen. Diese Verzerrungen lassen sich aber durch ein sorgfältiges Befragungsdesign und durch Marktsimulationsverfahren kontrollieren. Eine Überprüfung auf interne Konsistenz und externe Validität ist bei allen Verfahren durch ökonometrische Tests und durch Quervergleiche von Untersuchungsergebnissen zwischen den verschiedenen Methoden möglich.
- Mit welchen *Kosten* ist die Methode verbunden?
Die direkten Verfahren sind mit den höchsten Kosten verbunden, da Befragungen ein aufwendiges Design und geschultes Personal erfordern.

Zusammenfassend läßt sich die Schlußfolgerung ziehen, daß jede Methode mit Vor- und Nachteilen verbunden ist, so daß die Wahl einer bestimmten Methode vom jeweiligen *Untersuchungszweck* abhängen sollte.

2.3. Grenzen der Monetarisierung

Grenzen der Monetarisierung lassen sich auf zwei Ebenen ziehen: Auf der Ebene der zugrundeliegenden *wohlfahrtstheoretischen Annahmen* und auf der Ebene der *Monetarisierungsverfahren*. Zu den Grundannahmen der Wohlfahrtstheorie zählen der methodologische Individualismus, der Utilitarismus, die Annahme rationalen Verhaltens und das Tauschparadigma (Rennings, 1994, S. 27 ff.). Daraus ergeben sich folgende Probleme:

- ein *Repräsentationsproblem* (Repräsentativität der individuellen Präferenzen für die Interessen kommender Generationen),
- ein *Verteilungsproblem* (Orientierung am Status quo),
- ein *Informationsproblem* (Problem der Informationsmängel),
- ein Problem der *Unsicherheit* (Unsicherheit über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge) sowie
- ein Problem der Definition von *Schutzgütern*.

Zu den ersten drei Problemen ist anzumerken, daß bei der Monetarisierung in der Regel eine Orientierung am *Status quo* erfolgt, d.h. einem gegebenen Ordnungsrahmen mit einer gegebenen Verteilung und gegebener Informiertheit. Forderungen nach Umverteilung lassen sich aus der Theorie nicht ableiten. Alternativ zur Orientierung am Status quo können in Untersuchungen jedoch Änderungen des Ordnungsrahmens (z.B. der Verteilung) und anderer Annahmen durchgespielt und ihre Auswirkungen auf das Ergebnis in einer *Sensitivitätsanalyse* getestet werden. Variieren lassen sich beispielsweise die Annahmen über den Grad der Informiertheit der Bevölkerung, über deren Zeitpräferenzrate oder sogar über die Rechte künftiger Generationen. Um nicht Gefahr zu laufen, durch willkürliche Annahmen auch willkürliche Ergebnisse zu produzieren, müssen die zugrundegelegten Annahmen jeweils *transparent* gemacht werden.

Die Transparenz der Annahmen muß auch hinsichtlich des Umgangs mit dem Problem der Unsicherheit gefordert werden. Dieses Problem führt bei der monetären Bewertung von Umweltschäden dazu, daß selbst die *Größenordnungen* möglicher Schäden in so wichtigen Bereichen wie etwa dem Artenschwund, der Klimaänderung, der Gesundheitsgefahren, der Risiken durch Kernschmelzunfälle oder der Waldschäden *umstritten* sind. Meist wird das

Problem der Unsicherheit in Monetarisierungsstudien zwar erwähnt, trotzdem werden dann aber subjektive Annahmen getroffen, die dem Monetarisierer plausibel erscheinen. Durch die Auswahl der Annahmen kann das Ergebnis entscheidend beeinflusst werden. Eine Alternative zur subjektiven Auswahl von Annahmen besteht darin, die jeweils mögliche *Bandbreite* anzugeben. Der Umgang mit Unsicherheit, der mit Hilfe von monetären Bewertungsverfahren geleistet werden kann, besteht demnach darin, diese Unsicherheit transparent zu machen. Da Unsicherheiten stets *Ermessensspielräume* mit sich bringen, sollten diese Spielräume zur Unterstützung des politischen Entscheidungsprozesses *sichtbar* gemacht werden.

Ein weiteres Problem besteht in der Definition von Schutzgütern wie etwa dem der menschlichen Gesundheit. *Gesundheitsschäden* stehen berechtigterweise im Mittelpunkt des Umweltschutzinteresses und erweisen sich auch in Monetarisierungsstudien häufig als die dominante Schadenskategorie. Der Sinn und Zweck der monetären Bewertung von Gesundheitsrisiken wird jedoch häufig aus ethischen Gründen mit der Behauptung angezweifelt, daß sich der Wert eines Menschenlebens einer Bewertung in Geldeinheiten entziehe (was so selbstverständlich richtig ist). Dieser Argumentation liegt eine Art Rawls'sches Gerechtigkeitsprinzip zugrunde, nach dem ein in der lexikalischen Ordnung höher anzusiedelndes Schutzgut nicht gegen niedrigere, rein materielle Werte eingetauscht werden darf. Übersehen wird dabei, daß die Monetarisierung gar nicht den Anspruch hat, solche „Werturteile“ zu fällen. Sie versucht lediglich, die Nachfrage nach einer Verringerung von Gesundheitsrisiken zu ermitteln und überläßt es damit den Nachfragern selbst, welchen Aufwand sie für eine gewisse Senkung bestimmter statistischer Morbiditäts- und Mortalitätsrisiken in Kauf zu nehmen bereit sind. Der ökonomische Wert eines Gesundheitsrisikos ist demnach der Betrag, den die Individuen für die Vermeidung eines Risikos zu zahlen bereit sind, oder der Betrag, für den sie eine Ausweitung von Risiken auf sich nehmen. Was durch die Monetarisierung vorgegeben wird, ist lediglich die *Maßeinheit*. Es läge kein Widerspruch zur Methodik der Monetarisierung vor, wenn im *tatsächlichen Verhalten* der Bevölkerung oder in der praktischen Politik die Nachfrage nach Gesundheitsschutz oder die Zahlungsbereitschaft für die Verminderung von Gesundheitsrisiken wirklich unendlich hoch wären. Ein solcher empirischer Befund wäre aus methodischer Sicht so gut wie jeder andere. Die Realität sieht bislang allerdings anders aus.

Außer auf der Ebene der zugrundeliegenden wohlfahrtstheoretischen Annahmen lassen sich Grenzen der Monetarisierung auch auf einer methodischen Ebene ziehen. Hier geht es vor allem um die Frage, ob die aus mikroökonomischen *Partialanalysen* gewonnenen Ergebnisse auch zu *Makro-Kennziffern* aggregiert werden dürfen, z.B. zu einer Summe aller Schäden für Deutschland. Diese Frage ist zu verneinen, da Kosten-Nutzen-Analysen mit *ceteris-paribus*-Annahmen arbeiten, die nicht mehr zulässig wären, wenn eine Totalanalyse für eine gesamte Volkswirtschaft vorgenommen würde. Methodisch kann das Problem jedoch prinzipiell durch die Entwicklung mikroökonomischer *Totalmodelle* gelöst werden.

2.4. Externe Kosten am Beispiel der Energieversorgung

Die Einbeziehung externer Kosten in die Kostenkalkulation verschiedener Energieträger soll helfen, falsche Signale von Marktpreisen zu korrigieren, da bei Vernachlässigung der von der Volkswirtschaft als Ganzes zu tragenden externen Kostenkomponenten erhebliche Fehlinvestitionen mit langfristig fatalen ökonomischen und ökologischen Konsequenzen zu befürchten sind. Aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung haben verschiedene Kostenschätzungen bislang noch zu sehr unterschiedlichen Bandbreiten externer Kosten geführt (vgl. Tab. 2). In der Tabelle werden lediglich die von den Autoren ermittelten Umweltkosten (einschließlich bewerteter Gesundheitsrisiken) berücksichtigt. Subventionen und „distributive“ Kosten wie Reinvestitionszuschläge und Beschäftigungseffekte bleiben außer Betracht.

Die großen Unterschiede in der Bewertung der Umweltkosten sind im wesentlichen darauf zurückzuführen, daß die Autoren zum Teil sehr unterschiedliche Annahmen über die durch die Energieerzeugung verursachten Umweltschäden treffen. Zentrale Unterschiede liegen beispielsweise in der Einschätzung möglicher Folgen des Treibhauseffektes sowie der Möglichkeit eines Kernschmelzunfalls:

- Die von Hohmeyer berechneten externen Kosten fossiler Brennstoffe sind im wesentlichen auf Kosten einer möglichen *Klimaänderung* und damit verbundene Todesfälle zurückzuführen. Im Gegensatz zu anderen Studien, in denen die Kosten einer Klimaänderung - sofern überhaupt berücksichtigt - mit 1 - 3 % des globalen BSP kalkuliert werden (Mayerhofer, 1994, S. 4), verwendet Hohmeyer Modelle, nach denen als Folge des Treibhauseffektes mit einer Verringerung der globalen Nahrungsmittelproduktion und infolgedessen mit mehreren Millionen Hungertoten in Entwicklungsländern zu rechnen ist (Hohmeyer & Gärtner, 1994, S. 18). Es ergeben sich monetäre Schäden, die etwa zwei Zehnerpotenzen über den Schätzungen anderer Studien liegen (vgl. Tab. 3).
- Differenzen von mehreren Größenordnungen bei der Bewertung externer Kosten der *Kernenergie* resultieren vor allem aus unterschiedlichen Auffassungen darüber, ob und mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Kernschmelzunfall der Dimension von Tschernobyl auch in deutschen Kernkraftwerken möglich ist (vgl. im einzelnen Ewers & Rennings, 1992, S. 161 ff.).

Tab. 2: Externe Kosten der Stromerzeugung bei verschiedenen Energieträgern

Energieträger	Bandbreite externer Kostenschätzungen
Schätzungen HOHMEYER, 1994 (BRD):	
Fossile Brennstoffe	41,40 - 60,85 Pf/kWh
Kernenergie	4,32 - 26,06 Pf/kWh
Windenergie	0,01 - 0,01 Pf/kWh
Photovoltaik	0,44 - 0,44 Pf/kWh
Schätzungen OTTINGER, 1991 (USA):	
Kohle	2,8 - 6,8 cents/kWh
Öl	3,0 - 7,9 cents/kWh
Gas	0,78 - 1,1 cents/kWh
Kernenergie	2,91 - 2,91 cents/kWh
Windenergie	0,00 - 0,1 cents kWh
Photovoltaik	0,00 - 0,4 cents/kWh
Schätzungen FRIEDRICH & VOSS, 1993 (BRD):	
Kohle	0,44 - 1,68 Pf/kWh
Kernenergie	0,03 - 0,17 Pf/kWh
Windenergie	0,02 - 0,06 Pf/kWh
Photovoltaik	0,06 - 0,09 Pf/kWh
Schätzungen PEARCE, BANN & GEORGIU, 1992 (GB):	
Vorhandene Kohlekraftwerke	5,00 pence/kWh
Neue Kohlekraftwerke	1,18 pence/kWh
Öl	5,56 pence/kWh
Gas	0,38 pence/kWh
Kernenergie	0,05 - 0,30 pence/kWh
Photovoltaik	0,07 pence/kWh
Windenergie	0,04 pence/kWh
Wasserkraft	0,04 pence/kWh
Blockheizkraftwerke	0,44 - 0,47 pence/kWh

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Friedrich & Voss (1993), S. 119, Hohmeyer (1994), S. 5, Jochem & Hohmeyer (1992), S. 225, Ottinger (1991), S. 356 - 364, Pearce, Bann & Georgiou (1992), S. 23.

Tab. 3. Schätzungen der externen Kosten von Klimaänderungen

	Schadensschätzung (mECU/kWh)			
	Kohle	Braunkohle	Öl*	Gas
CLINE, 1992	15	19	10	6
FANKHAUSER, 1993	10	12	6	4
TOL, 1995	18	22	12	8
HOHMEYER & GÄRTNER, 1992	5000	6200	3200	2100

*Als Referenztechnologie wurde eine Gas- und Dampfturbine (GUD-Technik) gewählt. Quelle: European Commission, 1994, S. 161 (übersetzt).

Die EU-Studie „Externe Kosten der Energieerzeugung“ kommt für neue Kraftwerke zu relativ geringen Größenordnungen externer Kosten. Überträgt man die Werte jedoch auf den bestehenden europäischen Kraftwerkspark, so müssen sie nach Angaben der Autoren der EU-Studie etwa mit dem Faktor 5 hochgerechnet werden, so daß sie etwa in der Größenordnung der Ergebnisse der Vorläuferstudien liegen. In der EU-Studie werden bewußt *keine Aggregationen* von Teilschäden (z.B. Gesundheit, Lärm, Materialschäden) vorgenommen und stattdessen lediglich die Einzelwerte für die jeweiligen Schadenskategorien ausgewiesen. Dies bringt den Vorteil mit sich, daß zumindest explizit aufgeführt werden kann, welche Schadenskategorien bislang noch nicht quantifiziert werden können. Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse der Studie für die fossilen Energieträger, die für Referenzanlagen in Deutschland und Großbritannien ermittelt wurden. Bei der Ölverbrennung wurden zwei Referenztechnologien untersucht: die Gasturbinen- sowie die Gas- und Dampfturbinentechnik (GUD), wobei für letztere niedrigere soziale Kosten ausgewiesen werden. Aufgrund der Unsicherheiten bei der Bewertung der Folgen des Treibhauseffektes wurde auf die Einbeziehung der Schadenskosten von Klimaänderungen verzichtet. Gleichwohl wird zugestanden, daß die Kosten des Treibhauseffektes möglicherweise die dominante Schadenskategorie bei den fossilen Energieträgern darstellen und deshalb weitere Forschungsanstrengungen notwendig sind, um zu einem Konsens zu kommen.

Tab. 4: EU-Schätzungen zu den externen Kosten fossiler Energieträger

Schadensschätzung (mECU/kWh)						
Schadens- kategorie	Kohle		Braunkohle	Öl		Gas
	UK	Deutsch- land	Deutschland	Deutschland		UK
				Gastur- bine	Gas- und Dampfturbine (GUD)	
Allgem. Gesundheit	4	13	10	11	10	0,5
Berufskrankheiten	0,1	0,3	- / -	- / -	- / -	- / -
	0,8	2,0	0,1	0,5	0,3	0,1
Landwirtschaft	0,03	0,04	0,02	0,04	0,03	- / -
Holz	0,004	- / -	0,004	0,013	0,009	- / -
maritime Ökosysteme	- / -	- / -	- / -	0,2	0,2	0,01
Materialschäden	1,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Lärm	0,2	- / -	- / -	- / -	- / -	0,03

Quelle: European Commission, 1994, S. 161 (übersetzt).

Die Kosten der Kernenergie wurden im EU-Projekt anhand einer Referenzanlage in Frankreich geschätzt, deren Technologie als typisch für europäische Reaktoren angesehen wird. Zur Stromerzeugung wird angereichertes Uran verwendet, bei der Reaktortechnologie handelt es sich um einen Druckwasserreaktor. Es werden externe Kosten für den gesamten Brennstoffkreislauf einschließlich der Wiederaufbereitung ermittelt. Für den Normalbetrieb werden jedoch nur sehr geringe externe Kosten identifiziert (Tab. 5). Unterbleibt eine Diskontierung der Umweltschäden, so stellen die langfristigen Effekte der Wiederaufbereitung mit 2 mECU/kWh die vergleichsweise größte Schadenskategorie dar.

Tab. 5: EU-Schätzung der externen Kosten der Kernenergie in Frankreich (Normalbetrieb) bei einer Diskontrate von 0 % (in mECU)

Global	Zeitraum (Timescale)		
	Short	Medium	Long
Mining	0	2×10^{-5}	0
Conversion	0	2×10^{-7}	0
Enrichment	0	7×10^{-8}	0
Fabrication	0	1×10^{-9}	0
Construction	0	0	0
Generation	0	3×10^{-2}	3×10^{-1}
Decommissioning	0	0	0
Reprocessing	0	2×10^{-1}	2
LLW disposal	0	1×10^{-4}	5×10^{-3}
HLW disposal	0	0	0
Transportation	0	0	0
Summe (SUB-TOTAL)	0	2×10^{-1}	2

Quelle: European Commission, 1994, S. 168.

Bei der Berechnung der externen Kosten der Kernenergie durch Reaktorunfälle (Tab. 6) wurden Schadensberechnungen für verschiedene Quellterme durchgeführt, die sich nach dem Ausmaß der Freisetzung radioaktiver Substanzen unterscheiden. Der höchste untersuchte Quellterm entspricht einem Kernschmelzunfall mit einem vollständigen Bruch des Sicherheitsbehälters. Bei dem niedrigsten Quellterm werden 0,01 Prozent (d.h. alle Sicherheitsmaßnahmen funktionieren wie geplant), bei dem größten Quellterm 10 Prozent des Kerninventars freigesetzt. Die berechneten Schäden für den schwersten Unfall betragen, umgerechnet auf eine kWh, lediglich 0,1 mECU. Bei der Berechnung dieser Ergebnisse wurden zwei Besonderheiten eingeführt:

- Ausbreitungsberechnungen radioaktiver Substanzen wurden für 144 verschiedene meteorologische Ausgangssituationen durchgeführt, weil diese einen wesentlichen Einfluß auf das Ergebnis ausüben.

- Bei der Schätzung der radioaktiven Exposition der Bevölkerung wurden geplante Katastrophenschutzmaßnahmen berücksichtigt.

Schätzungen der externen Kosten erneuerbarer Energien wurden im Rahmen der EU-Studie für Windenergie (Referenzanlagen in Großbritannien) sowie für Wasserkraft (Referenzanlagen in Norwegen und Frankreich) durchgeführt. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 6: EU-Schadensschätzungen externer Kosten durch Reaktorunfälle

	Source Term			
	Source Term 2	Source Term 21	Source Term 22	Source Term 23
Total health costs (MECU)	54.000	11.000	2.000	300
Food ban costs (MECU)	28.000	6.000	1.000	60
Evacuation and relocation costs (MECU)	1.500	100	10	10
Other Costs	NQ	NQ	NQ	NQ
Sub-Total (MECU)	83.000	17.000	3.000	400
Core melt probability	5×10^{-5}	5×10^{-5}	5×10^{-5}	5×10^{-5}
Conditional probability	0,19	0,19	0,19	0,81
Sub-Total (mECU/kWh)	0,1	0,02	0,004	0,002
Total (mECU/kWh)	NQ	NQ	NQ	NQ

Quelle: European Commission, 1994, S.169.

Tab. 7: EU-Schätzungen der externen Kosten von Windenergie und Wasserkraft

Damage category	Fuel Cycle Damages (in mECU/kWh)			
	Wind Turbines		Hydropower	
	Delabole (UK)	Penrhyddlan (UK)	Sauda (Norway)	La Creuse (France)
Noise	1	0,07	neg.	neg.
Visual Amenity	NQ	NQ	2	NQ
Impacts of acid emissions	0,7	0,7	NQ	NQ
Global warming	0,2	0,2	NQ	NQ
Public accidents	0,09	0,09	NQ	NQ
Occupational accidents	0,3	0,3	>0,003	NQ
Ecosystems impacts	neg.	neg.	2	NQ
Direct agricultural impacts	neg.	neg.	0,01	NQ
Direct forestry impacts	0	0	0,0003	neg.
Impacts on water supply	0	0	0,008	NQ
Recreational	NQ	NQ	2	NQ
Sub-Total	2	1	2	NQ
Other impacts	NQ	NQ	NQ	NQ
Total	NQ	NQ	NQ	NQ

Quelle: European Commission, 1994, S.174.

Aus den beschriebenen Beispielen wird ersichtlich, daß die Hoffnung unrealistisch ist, in absehbarer Zeit zu einem Konsens über *die* Höhe der externen Kosten der Energieerzeugung zu gelangen. Zwar suggeriert die Strategie der „ökologischen Wahrheit“ der Preise, daß es eine Art objektiver Wahrheit geben kann. Schätzungen von externen Kosten der Energieerzeugung basieren jedoch auf subjektiven Werturteilen und Annahmen, so daß sich auf der Basis unterschiedlicher Annahmen sehr unterschiedliche, *subjektive Wahrheiten* ermitteln lassen. Um weitere Fortschritte bei der Quantifizierung externer Kosten erzielen zu können, wird es notwendig sein, die *Annahmen* deutlicher als bisher *offenzulegen*.

Unabhängig von den dargestellten Differenzen stellt sich bei globalen Risiken wie etwa dem Treibhauseffekt und Kernschmelzunfällen die Frage nach akzeptablen Schadensobergrenzen und damit auch nach der Problemadäquanz ökonomischer Optimierungsmodelle. So wird die Verwendbarkeit von Schadenskostenschätzungen als Entscheidungsgrundlage für eine Optimierung von Kosten und Nutzen des Klimaschutzes von Ökonomen zunehmend bezweifelt. Während nämlich eine Monetarisierung prinzipiell beliebig hohe Schäden zuläßt und die Substituierbarkeit von Naturgütern unterstellt, handelt es sich beim Treibhauseffekt um eine Situation, in der unsichere, irreversible Schäden bewertet werden müssen, die eine Gefahr für das gesamte globale Ökosystem darstellen. Ökonomisch ausgedrückt kann eine Klimakatastrophe somit unendlich teuer werden. Um angesichts dieses Risikos das maximale Bedauern möglichst gering zu halten (Minimax-Regret-Regel), bleibt dem Ökonomen lediglich die *Minimierungsoption*, d.h. die Vermeidung katastrophaler Ereignisse zu möglichst niedrigen Kosten (Hediger, 1994, S. 319). Konsequenterweise sind nicht die *Schadenskosten*, sondern die *Vermeidungskosten* das *relevante Maß* für politisches Handeln (vgl. u.a. Spash, 1994, S. 33, Bernow, Biewald & Raskin, 1994, S. 388, Krause, Koomey & Olivier, 1994, S. 288 ff., Rennings, 1994, S. 83 ff., Blandow & Zittel, 1992, S. 65 ff.).

Tabelle 8 zeigt die Ergebnisse einer neueren Schweizer Studie von Infrac und Prognos, bei der alternativ die Schadenskosten einer Klimaänderung (Spalte 2) sowie die Vermeidungskosten (Spalte 3) berechnet und dem aktuellen Energiepreis (Spalte 1) gegenübergestellt werden. Es zeigt sich, daß derzeit die Vermeidungskosten noch höher sind als die Schadenskosten. Für eine *Umverteilung von Umweltnutzungsrechten zugunsten späterer Generationen*, so muß man das Ergebnis interpretieren, existieren bislang noch relativ geringe Zahlungsbereitschaften. Die Kosten von Maßnahmen zur Verhinderung einer Klimaänderung sind aus der Sicht der heutigen Generation geringer als deren Nutzen. Das Beispiel zeigt, daß eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung letztlich *Transferleistungen* an künftige Generationen beinhaltet, die sich ökonomisch nicht rechnen, solange der Nutzen lediglich anhand der Zahlungsbereitschaften der jetzt lebenden Generation gemessen wird.

Tabelle 8: Kalkulatorische Energiepreiszuschläge und Risikozuschläge

Energiesystem / Energieträger	Aktuelle Energiepreise 1992	Kalkulatorische Energiepreiszuschläge Schweiz 1990		
		Schadenskosten (inkl. Treibhaus- effekt) inkl. vorgelagerte Prozesse	Schadenskosten, Vermeidungs- kosten Treibhauseffekt inkl. vorgelagerte Prozesse	Schadenskosten ohne externe Kosten Treibhauseffek t inkl. vorgelagerte Prozesse
ERDGAS	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)
Gebäude, Anlage 87 < 1MW	5	1,4 - 2,7	3,4 - 5,1	0,4 - 0,8
Low NO _x 1990 < 0,1MW	5	1,3 - 2,7	3,4 - 5,0	0,3 - 0,6
ERDÖL				
Bestehende Anlage 1987	3,5	2,5 - 3,9	4,9 - 7,8	1,2 - 2,7
Low NO _x , Neuanlage 1990	3,5	2,4 - 3,8	4,9 - 7,6	1,0 - 2,4
ELEKTRIZITÄT				
Laufkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,20 - 0,51	0,20 - 0,51	0,20 - 0,51
Speicherkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,50 - 1,4	0,50 - 1,4	0,50 - 1,4
Dampfturbinen-KW Heizöl S	-/-	6,7 - 9,8	12,5 - 19,8	3,2 - 7,5
Gas-Dampfturbinen-KW	-/-	3,7 - 6,8	8,5 - 12,7	1,2 - 2,9
Kernkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,33 - 3,3	0,6 - 1,4	0,2 - 0,5
Transport / Verteilung	-/-	0,02 - 0,05	0,02 - 0,05	0,02 - 0,05
Elektrizität Mix CH 90-91 ohne ext. Risikokosten	14,5	0,5 - 3,8	0,7 - 1,6	0,4 - 1,0

Quelle: Ott & Mashur et al., 1992, S. 132.

Auch bei der monetären Bewertung von Kernschmelzunfällen erscheint die Vergleichbarkeit mit Risiken anderer Energieträger eingeschränkt, soweit auf den *Schadenserwartungswert* als Risikokennziffer zurückgegriffen wird. Das sogenannte Restrisiko von Kernkraftwerken wird als Produkt aus Unfallwahrscheinlichkeit und Schadensausmaß gemessen. Im Falle von Reaktorunfällen nehmen beide Faktoren extreme Werte an. Das Schadensausmaß ist außerordentlich hoch, die Wahrscheinlichkeit außerordentlich gering. Durch die Verwendung von Erwartungswerten wird das hohe Schadensausmaß verschleiert. So liegen die berechneten externen Kosten in den vorliegenden Studien im Bereich von einigen Pfennigen oder Zehntelpfennigen pro erzeugter kWh Energie. Die berechneten Schadenskosten liegen dagegen meist in der Größenordnung von mehreren Billionen DM (Ewers/Rennings, 1995, S. 185 ff.). Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) hat in seinem Umweltgutachten 1994 deshalb darauf hingewiesen, daß die Verwendung von Erwartungswerten als Risikokennziffern eine Grenze findet, „wo einer der beiden Faktoren einen so extremen Wert annimmt, daß ihre Multiplikation keine problemadäquate Aussage mehr zuläßt und daher Übelabwägung auf dieser Grundlage nicht mehr möglich ist. In diesen Fällen sollten Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß als eigenständige Größen bewertet werden“ (SRU, 1994, Tz. 59). Es ist demnach unabhängig von der Eintrittswahrscheinlichkeit die Frage nach der Höhe maximal akzeptabler Schadensausmaße bzw. nach der Festlegung von Schadensobergrenzen zu stellen.

Einen höheren Internalisierungsdruck als die vorliegenden Monetarisierungsstudien erzeugen zur Zeit die nationalen und internationalen, teilweise in Konventionen und Reduktionszielen konkretisierten Erfordernisse des Klimaschutzes. Die politische Diskussion orientiert sich derzeit vor allem an solchen politisch-naturwissenschaftlich abgeleiteten *Zielgrößen* (z.B. CO₂-Reduktion), in die ökonomische und technische Aspekte nur als *Randbedingung* in Form der Zumutbarkeit von Kosten eingehen. In dieser Situation ist es die Aufgabe der Monetarisierung, zu zeigen, daß Klima- und Umweltschutz nicht nur Kosten verursachen, sondern auch Kosten (der Umweltverschmutzung) *einsparen*. Angesichts der künftig notwendigen Anstrengungen gerade im vorsorgenden Umweltschutz werden monetäre Bilanzen von ansonsten unsichtbaren externen Kosten wohl auch weiterhin *unentbehrlich* bleiben.

2.5. Externe Kosten im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Die Entwicklung sowohl ökologisch als auch ökonomisch problemadäquater Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ist Gegenstand der sogenannten *Ökologischen Ökonomie*. Im Gegensatz zu rein wohlfahrtstheoretischen Ansätzen wird das Umweltproblem nicht lediglich als ökonomisches Allokationsproblem aufgefaßt. Die Vertreter einer

Ökologischen Ökonomie beanspruchen für sich, *interdisziplinär* sowie methodisch und theoretisch *offen* zu sein.

Die neoklassische Umweltökonomie und die Ökologische Ökonomie lassen sich voneinander abgrenzen, indem man sie den drei grundlegenden, separierbaren politisch-ökonomischen Aufgaben nach Daly zuordnet: *Allokation*, *Distribution* und *Skalierung* (Daly, 1992, S. 185 ff.). Die ersten beiden Aufgaben sind weithin anerkannter, fester Bestandteil der ökonomischen Theorie und verfügen über ein eigenes Instrumentarium (z.B. freie Preisbildung, Transfers). Die Skalierung dagegen betrifft die Beschränkung des physischen Verbrauchs von Materie und Energie. Diese Beschränkungen sollen sich an der natürlichen *Tragekapazität* der Umwelt zur Bereitstellung von Ressourcen und zur Aufnahme von Schadstoffen orientieren (ecological carrying capacity). Während die Tragekapazität den *Mindeststandard* an Umweltschutz bestimmt („good scale“), sollte ein darüber hinausgehendes Maß an Umweltschutz mit anspruchsvolleren Standards (nach dem Konzept des *optimalen Umweltschutzniveaus*) dann realisiert werden, wenn dies aufgrund der individuellen Präferenzen *wohlfahrtsoptimal* erscheint („optimal scale“). Skalierung, so Daly, werde bislang nicht als eigenständige Aufgabe anerkannt, sondern unter Allokation oder Distribution subsumiert.

Neu am Konzept der Ökologischen Ökonomie gegenüber dem neoklassischen Konzept der externen Kosten (Kap. 1) ist also:

- die Einführung absoluter natürlicher Schranken in Form von ökologischen Mindeststandards („strong sustainability“) sowie
- die Hervorhebung distributiver und ökologischer Aspekte als eigenständige Dimension gegenüber dem reinen Allokationskonzept der externen Kosten. Um es in den Worten von Daly auszudrücken: „Economists who are obsessed with allocation to the exclusion of scale really deserve the environmentalists' criticism that they are busy rearranging deck chairs on the Titanic“ (Daly, 1992, S. 192).

Innerhalb der Ökologischen Ökonomie lassen sich *distributive* und *ökologische* Konzepte unterscheiden. Die distributiven Konzepte beziehen den Grundsatz der intergenerativen Gerechtigkeit bei der Verteilung von Ressourcen mit ein, berücksichtigen aber in der Regel keine absoluten natürlichen Schranken der Umwelt. Zu den distributiven Konzepten gehört beispielsweise das Konzept des konstanten Kapitalstocks von Pearce. Die ökologisch orientierten Ansätze gehen dagegen davon aus, daß es für ökonomische Aktivitäten bestimmte absolute Grenzen geben muß, die sich in physischen Restriktionen konkretisieren. Vertreter dieser Richtung unterscheiden sich danach, ob sie auf das Entropie-Gesetz (z.B. Daly, Georgescu-Roegen) oder auf ökologische Schlüsselbegriffe wie etwa die Resilienz und Stabilität von Ökosystemen zurückgreifen (z.B. Common und Perrings, Opschoor, Hampicke) (vgl. zu diesen Ansätzen im einzelnen Rennings, 1994, S. 94 ff.).

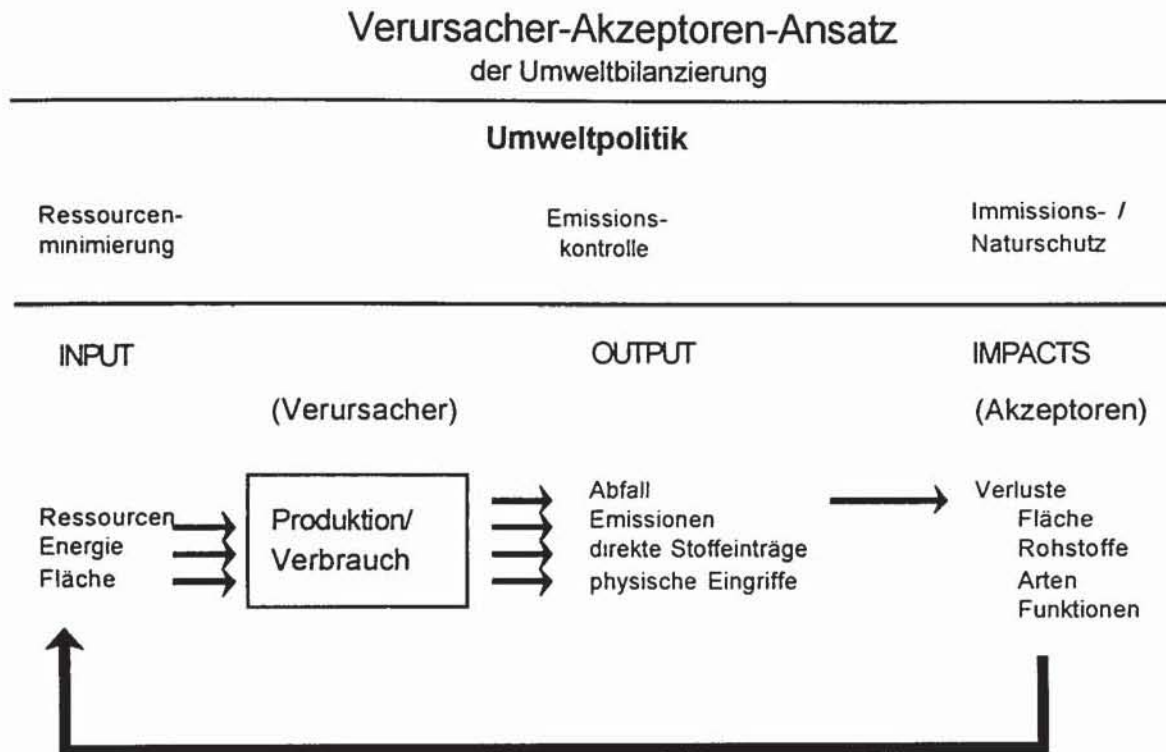
Die ökonomische Bewertung von Kosten und Nutzen des Umweltschutzes wird durch das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung keineswegs überflüssig. Zwar verzichten die Vertreter eines Sustainability-Konzeptes im Zweifel eher auf eine Kosten-Nutzen-Optimierung und fixieren stattdessen lediglich ökologische Mindeststandards, doch sprechen mindestens zwei Gründe dafür, das Konzept der externen Kosten auch im Rahmen einer Ökologischen Ökonomie beizubehalten und weiterzuentwickeln:

- Erstens gibt die Natur in der Realität keine sicheren Schranken vor, und Entscheidungen über wünschenswerte Umweltzustände können nicht unabhängig von Faktoren wie z.B. der bestehenden Raumnutzung getroffen werden. Auch ist kaum eine Entweder-oder-Entscheidung über die Existenz einer Spezies zu treffen, sondern eher über marginale Veränderungen von Umweltrisiken, deren Kosten und Nutzen sehr wohl abgewogen werden müssen. Mit anderen Worten: *Welche* Natur geschützt werden soll, bleibt eine im *politischen Prozeß* zu treffende Entscheidung und damit eben auch Gegenstand ökonomischer *Abwägung*.
- Zweitens sollte sich eine ökologisch orientierte Marktwirtschaft selbst dort, wo ökologische Mindeststandards (good scale) definierbar sind, mit ihnen nicht zufriedengeben, wenn ökonomische Gründe für höhere Standards (optimal scale) sprechen. Genauso sichert die soziale Marktwirtschaft keineswegs für jeden nur ein soziales Existenzminimum, sondern mitunter weit *mehr*.

4. Schlußfolgerungen und Empfehlungen für das Indikatorensystem zur Messung von Dauerhaftigkeit in Baden-Württemberg

Auf der Basis unterschiedlicher theoretischer Konzepte für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung wurden bislang ebenso unterschiedliche Indikatorenkonzepte entwickelt. *Ökonomisch orientierte Konzepte* schwacher Dauerhaftigkeit setzen vor allem auf eine Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung durch eine Umweltökonomische Gesamtrechnung. Mit ihrer Hilfe soll ein *nachhaltiges Einkommen* ermittelt werden, von dem erhofft wird, daß es Wohlfahrtsänderungen korrekter abbildet als das traditionelle Bruttosozialprodukt. Die Erkenntnis der Unzulänglichkeiten einer rein ökonomischen Bewertung des Umwelt- und Ressourcenverbrauchs hat jedoch bereits dazu geführt, daß als Basis der Umweltökonomischen Gesamtrechnung ein *ökologisch orientiertes Umweltinformationssystem* geschaffen werden soll, das eher dem Konzept starker Dauerhaftigkeit entspricht. Welche Indikatoren in einem solchen Konzept als *Steuerungsgrößen* für die Grob- und Feinsteuerung der Umweltqualität dienen können, zeigt der Verursacher-Akzeptoren-Ansatz der Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin (Abb. 4).

Abb. 4: Der Verursacher-Akzeptoren-Ansatz der Umweltbilanzierung



Quelle: Zieschank/Nouhuys (1995), S. 74.

Während die *Feinstuerung* der Umweltqualität von Ökosystemen direkt an den *Akzeptoren* (impacts) ansetzen muß und dazu kleinräumiger und komplexer Umweltinformationssysteme bedarf, kann die *Grobsteuerung* der Umweltqualität bei den Inputs (z.B. Energie, Stoffe) und Outputs (z.B. Emissionen) der *Verursacher* ansetzen. Im Kern verfolgt eine solche Strategie die Ermittlung und Einhaltung *kritischer Belastungswerte*, also sogenannter *critical loads* und *critical levels*, für verschiedene Akzeptoren (SRU, 1994, Tz. 181 ff; Gregor, 1995; Nagel/Smiatek/Werner, 1994). Da kritische Belastungswerte nicht für alle Akzeptoren ermittelbar sind und die Zurechnung auf einzelne Verursacher aufgrund komplexer Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge teilweise nicht möglich ist, kann es - insbesondere im vorsorgenden Umweltschutz - opportun sein, eine Grobsteuerung mit Hilfe geeigneter *Input- und Outputgrößen* des Produktionsprozesses zu verfolgen.

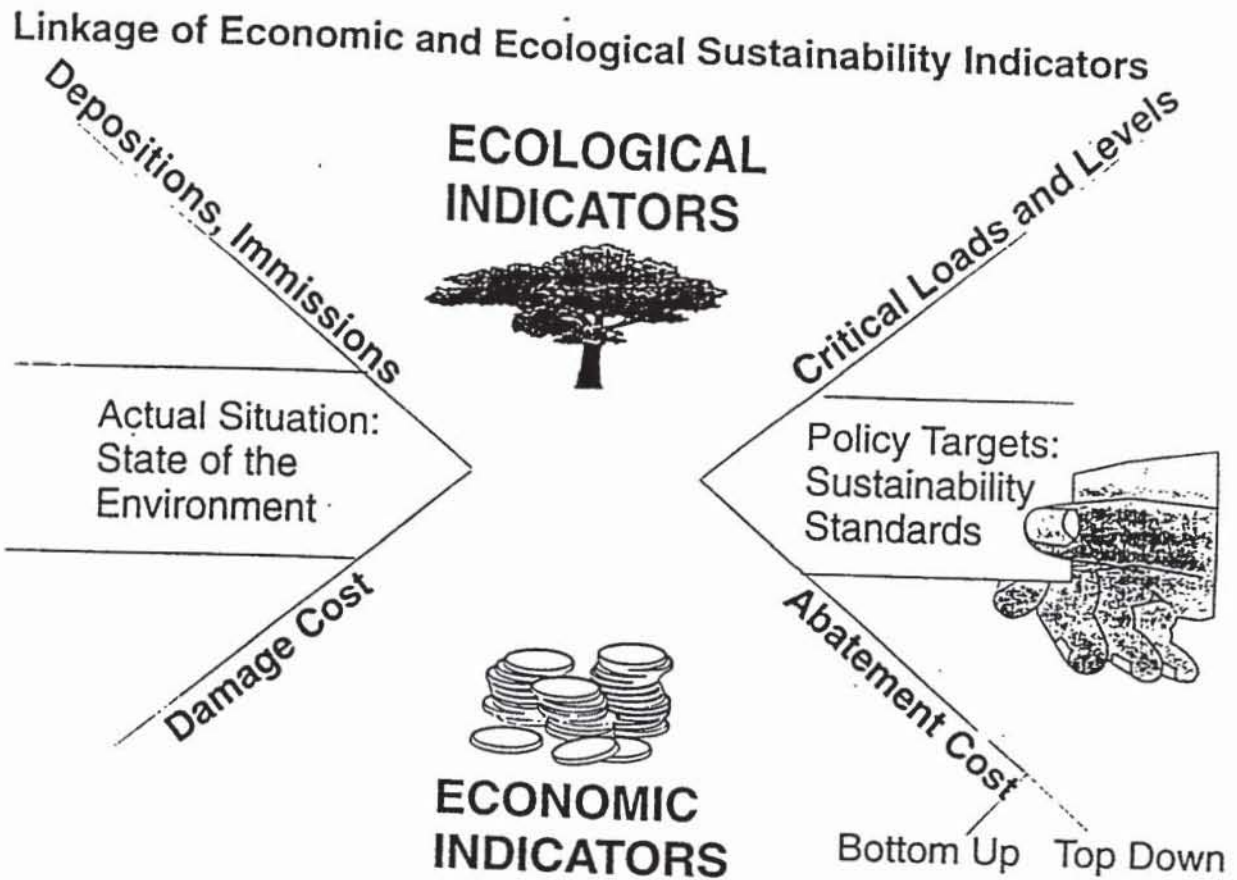
Wurde also zu Beginn der Arbeiten zum Aufbau einer Umweltökonomischen Gesamtrechnung das Ziel verfolgt, einen neuen, monetären Wohlfahrtsindikator im Sinne des Konzeptes schwacher Dauerhaftigkeit zu schaffen, so haben diese Arbeiten - abgesehen von den methodischen Problemen des Ansatzes - offenbart, daß die dazu notwendigen Informationssysteme bislang nicht hinreichend entwickelt sind. Für ein *regionales System von Dauerhaftigkeitsindikatoren* empfiehlt sich daher zunächst ein *dreistufiges Vorgehen*:

- *Kurzfristig* läßt sich, in Analogie zum Vorgehen der *OECD*, allenfalls ein *vorläufiges Set physischer Indikatoren* erstellen.
- Soweit möglich, sollte dieses System *darüber hinaus* durch Indikatoren der *Belastungsgrenzen* natürlicher Ressourcen ergänzt werden.
- Um dem ökonomischen Aspekt des Konzeptes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung gerecht zu werden, ist es *zudem* erforderlich, auch die *Kosten und Nutzen einer Verbesserung der Umweltsituation* anzugeben.

Soweit verlässliche Daten vorhanden sind, sollte daher angegeben werden, welche Kosten für die Einhaltung kritischer Belastungsschwellen für verschiedene Ökosysteme aufgewendet werden müssen, aber auch, in welchem Ausmaß soziale Kosten der Umweltverschmutzung eingespart werden.

Mittel- bis langfristig sollte daher eine *Verbindung ökonomischer und ökologischer Indikatoren* erfolgen, wie sie in Abb. 5 angedeutet wird. Dabei werden aus ökologischer Sicht der aktuellen Umweltbelastung kritische Belastungswerte gegenübergestellt. Aus ökonomischer Sicht werden die volkswirtschaftlichen Kosten der bestehenden Umweltverschmutzung mit den Kosten zur Beseitigung dieser Schäden bzw. der Schadensvorsorge verglichen. Je nachdem, von welcher Aggregationsstufe die Berechnung der Vermeidungskosten ausgeht, lassen sich top down- und bottom up-Ansätze unterscheiden.

Abb. 5: Verbindung ökologischer und ökonomischer Indikatoren einer dauerhaft-
umweltgerechten Entwicklung



Literatur:

- Bernow, Stephen, Bruce Biewald, Paul Raskin (1994): From social costing to sustainable development: beyond the economic paradigm. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (1994): Social costs of energy - present status and future trends. Berlin, Heidelberg, New York, S. 373 - 404
- Blandow, Volker, Walter Zittel (1992): Abschätzung der Schäden durch CO₂/CH₄-Akkumulation. In: Prognos-Schriftenreihe „Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung“, Band 4, Basel

- Daly, Herman E. (1992): Allocation, distribution and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable. In: *Ecological Economics*, Vol. 6, S. 185 - 193
- Daly, Herman E. (1990): Towards some operational principles of sustainable development. In: *Ecological Economics*, 2/1990, S. 1-6
- Endres, Alfred, Immo Querner (1993): *Die Ökonomie natürlicher Ressourcen - eine Einführung*. Darmstadt
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (1990): *Schutz der Erde - eine Bestandsaufnahme mit Vorschlägen zu einer neuen Energiepolitik*. Band 2, Bonn
- Ewers, Hans-Jürgen, Klaus Rennings (1995): *Ökonomie des Strahlenschutzes*. In: Paul Klemmer, Rainer Wagner, Martin Junkernheinrich: *Handbuch zur Umweltökonomie*. Berlin, S. 183 - 187
- Ewers, Hans Jürgen, Klaus Rennings (1992): Die Kosten möglicher Schäden durch einen sogenannten „Super-GAU“ - monetäre Bewertung und umweltpolitische Implikationen. In: Martin Junkernheinrich, Paul Klemmer (Hrsg.): *Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes*. Sonderheft 3/1992 der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), S. 155 - 170
- Friedrich, Rainer, Alfred Voss (1993): External costs of electricity generation. In: *Energy policy*, february 1993, S. 114 - 122
- Fritsch, Michael, Thomas Wein, Hans-Jürgen Ewers (1993): *Theorie des Marktversagens*. München
- Gregor, H.-D. (1995): Das Critical Loads/Levels-Konzept - ein ökosystemarer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: *Umweltgeologie heute*. Heft 5/1995, S. 51 - 58
- Grießhammer, Rainer (1994): Umweltziele notwendig. In: *Politische Ökologie* 39, November/Dezember 94, S. 30 - 33
- Hauff, Volker (Hrsg.) (1987): *Unsere gemeinsame Zukunft*. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven
- Hediger, Werner (1994): Energy policy and sustainable development: fundamentals for designing a modelling framework. In: David Pearce, Sylvie Faucheeaux: *Proceedings of an international symposium on „models of sustainable development“*. Paris, 16.-18.3.94, ohne Verlag, Paris, S. 317 - 326
- Hohmeyer, Olav (1994): Wie wirtschaftlich ist Windenergie wirklich? In: Interessenverband Windkraft Binnenland e.V. (Hrsg.): *Windkraftanlagen 1994 - Marktübersicht*. Osnabrück, S. 4 - 5
- Hohmeyer, Olav (1993): External costs of electricity and renewable energies. Paper presented at a meeting of the Solar Council, October 14th 1993, Paris
- Hohmeyer, Olav (1992): Renewables and the full costs of energy. In: *Energy Policy*, S. 365 - 375
- Hohmeyer, Olav (1989): *Soziale Kosten des Energieverbrauchs*. 2. Auflage, Berlin, Heidelberg, New York

- Hohmeyer, Olav, Michael Gärtner (1994): Die Kosten der Klimaänderung - eine grobe Abschätzung der Größenordnungen. Bericht an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften, DG XII, aus dem Englischen übersetzt von Greepeace Österreich, Wien
- Jochem, Eberhard, Olav Hohmeyer (1992): The economics of near-term reductions in greenhouse gases. In: Irving M. Mintzer (Ed.): Confronting climate change - risks, implications and responses. Cambridge University Press, S. 217 - 236
- Keppler, Jan (1991): Wieviel Geld für wieviel Umwelt? Entschädigungskonzepte und ihre normativen Grundlagen. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), 4/1991, S. 397 - 410
- Krause, Florentin, Jonathan Koomey, David Olivier (1994): Incorporating global warming externalities through environmental least cost planning: a case study of western europe. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (Hrsg.) (1994): Social costs of energy - present status and future trends. Berlin, Heidelberg, New York, S. 287 - 312
- Masuhr, Klaus P., Heimfrid Wolff, Jan Keppler (1992): Die externen Kosten der Energieversorgung. Stuttgart
- Mayerhofer, Petra (1994): Climate change in the framework of external costs of energy systems. Paper presented on the A & WMA International Speciality Conference „Global climate change: science, policy and mitigation strategies“, Phoenix, Arizona, U.S.A., April 5-8, 1994
- Nagel, Hans-Dieter, Gerhard Smiatek, Beate Werner (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und qualitätskriterien - Critical Loads & Critical Levels. Heft Nr. 20 der Materialien zur Umweltforschung des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart
- Oak Ridge National Laboratory, Resources for the Future (1992): U.S.-EC fuel cycle study: background document to the approach and issues. Tennessee
- Ott, Walter, Klaus P. Masuhr, (1994): Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom und Wärmebereich. Bern
- Ottinger, Richard L. (1991): Incorporation of environmental externalities in the United States of America. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (1991): External environmental costs of electric power - analysis and internalization. Berlin, Heidelberg, New-York, S. 353 - 374
- Pearce, David W., Robert K. Turner (1990): Economics of natural resources and the environment. New York et al.
- Pearce, David W., Camille Bann, Steven Georgiou (1992): The Social Costs of Fuel Cycles: Report to the UK Department of Trade and Industry. London
- Pommerehne, Werner, Anselm U. Römer (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Jg. 43, S. 171 - 210
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1987): Umweltgutachten 1987. Stuttgart
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994 - für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart
- Rennings, Klaus (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart

- Rennings, Klaus (1995): Weak and Strong Sustainability: How to Combine Economic and Ecological Indicator Concepts? In: Proceedings of the International Sustainable Development Research Conference, March 27th - 28th, in Manchester. ERP Environment, Shipley, S. 76 - 79
- Spash, Clive L. (1994): Double C02 and beyond: benefits, costs and compensation. In: Ecological Economics, 10/1994, S. 27 - 36
- Zieschank, Roland, Jo van Nouhuys (1995): Umweltindikatoren als politisches und geökologisches Optimierungsproblem. In: Geowissenschaften 13, Heft 3, S. 73 - 80

3. Integration von Umweltindikatoren in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung nach dem Leitbild der nachhaltigen Umweltnutzung

Prof. Dr. Dieter Cansier

Umweltaspekte können in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) auf zweierlei Weise erfaßt werden, entweder bei der Ermittlung des Sozialproduktes (Integrationsansatz) oder in einer Ergänzungsrechnung mit Hilfe von Umweltindikatoren (Satellitensystem). Die Konstruktion eines Öko-Sozialproduktes setzt die monetäre Bewertung der Umweltnutzungen voraus. Ein Satellitensystem kommt mit physischen Kenngrößen aus. Ein solches Berichtssystem soll über die allgemeine Umweltsituation in einem Land informieren. Die vielfältigen stofflichen und räumlichen Umwelthänomene müssen deshalb in einer überschaubaren Anzahl von Umweltindikatoren zusammengefaßt werden. Die höchste Aggregationsstufe bilden das Öko-Sozialprodukt und der gesamtwirtschaftliche Umweltindex.¹

1. Sustainability im langfristigen Sinn

Als konzeptionelle Grundlage für die Öko-Erweiterung der VGR soll nach überwiegender Auffassung die Idee der nachhaltigen Umweltnutzung dienen. Feste Größen des seit dem Brundtland-Bericht und der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro (1992) vertretenen Nachhaltigkeitskonzeptes sind:²

- die langfristige intergenerationelle Perspektive,
- die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen,
- die globale Dimension (Treibhauseffekt, Vernichtung der Ozonschicht, Zerstörung der Regenwälder und der Artenvielfalt, Verschmutzung der Weltmeere, Versauerung der Böden, Luftverunreinigung durch den internationalen Transport u.a.m) und

¹vgl. Cansier, D. und Richter, W. (1995a), Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 18. Jg., 1995, S. 231 ff.; Dies. (1995b), Nicht-Monetäre Aggregationsmethoden für Indikatoren der nachhaltigen Umweltnutzung, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg.8, 1995; S. 326 ff.

²vgl. Hauff, V. (Hrsg.), Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, Unsere gemeinsame Zukunft, Greven 1987; Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente - Agenda 21, in: Umweltpolitik. Eine Information des Bundesumweltministeriums; Pearce, D.W., Markandya, A. und Barbier, E.B., Blueprint for a green economy, London 1989

- die Einhaltung bestimmter Nutzungsregeln.

Um die Lebensbedingungen zukünftiger Generationen nicht zu gefährden, dürfen Wirtschaftswachstum und Umweltbelastung gewisse natürliche Grenzen nicht überschreiten. Diese Grenzen sind näher zu bestimmen und als ökologische Minimalziele der Politik und dem Berichtswesen vorzugeben.³ Dieses normative "Mengengerüst" ist Grundlage sowohl für die Ermittlung eines Öko-Sozialproduktes als auch für die Konstruktion eines Satellitensystems auf der Basis physischer Abweichungsindikatoren.

Physische Indikatoren messen die Abweichung zwischen vorgegebenen Erhaltungszielen (Umweltqualitäten, Emissionen und Ressourcenentnahmen) und tatsächlichen Umwelteingriffen. Sie liefern eine Aussage über den Grad der Nichtnachhaltigkeit der Umwelt- und Ressourcennutzung in einer Periode. Sie können sowohl für Umweltzustände als auch für Umweltbelastungen (Emissionen) ermittelt werden. Bestands- und Stromgrößen korrespondieren. Bestimmten Umweltqualitäten entsprechen gemäß den jeweiligen Regenerationskapazitäten bestimmte höchstzulässige Emissionsmengen.

Eine Konkretisierung der Nachhaltigkeitsnormen liefern nur teilweise die von den Nachhaltigkeitstheoretikern formulierten Nutzungsregeln:⁴

- Die Schadstoffabgabe soll sich in den Grenzen der Assimilationskapazität der Umwelt halten.
- Die Nutzung erneuerbarer Ressourcen soll sich auf die natürlich nachwachsende Menge beschränken.
- Erschöpfbare Ressourcen sollen nur in den Mengen verbraucht werden, wie laufende Kompensationsaufwendungen sicherstellen, daß zum Zeitpunkt der Erschöpfung der Vorkommen funktionsgleiche Ersatztechniken, insbesondere erneuerbare Ressourcen, zur Verfügung stehen.

Diese Regeln sichern Bestandserhalt. Normativ festzulegen sind aber auch die Bestandsniveaus selbst. Das wird häufig übersehen. Eine Politik der nachhaltigen Nutzung der Umwelt verlangt beides, die Vorgabe von Erhaltungszielen und die Befolgung bestimmter Entnahme- und Emissionsregeln. Die Erhaltungsziele sind prioritär. Sie folgen nicht bereits aus den Managementregeln. Vielmehr werden durch sie erst die zulässigen Nutzungsmengen bestimmt. Dies gründet sich teils auf Bestandsabhängigkeiten, denn das natürliche Wachstum von Tier- und Pflanzenpopulationen ist eine Funktion der Größe der Bestände. Außerdem

³vgl. Cansier, D. (1995a), Nachhaltige Umweltnutzung als neues Leitbild der Umweltpolitik, in: Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik 1995, Hamburg 1995, S. 130 ff.

⁴vgl. Cansier, D. (1995b), Indikatoren für eine nachhaltige Nutzung der Umwelt aus ökonomischer Sicht, erscheint in: Kastenholz, H., Erdmann, K.H. und Wolff, M., Zukunftschancen für Mensch und Umwelt. Perspektiven einer nachhaltigen Entwicklung, Heidelberg 1995

kennt man die Wachstumsfunktionen nicht genau, so daß Unsicherheit und gesellschaftliche Risikobewertung zwangsläufig politische Entscheidungen bedingen. Ebenfalls abzuwägen ist, inwieweit bei Ernte und Fang kommerziell verwertbarer Ressourcen der Multifunktionalität der Ökosysteme Rechnung getragen werden soll. Die nachwachsende Menge regenerierbarer Ressourcen hängt auch von der Anzahl der Ressourcenbestände ab. Sollen bestehende oder vergangene Zustände die Norm bilden? Sollen Substitutionen zwischen Ressourcenbeständen innerhalb eines Landes (und zwischen Ländern) zulässig sein? Wieviel erschöpfbare Ressourcen in einer Periode entnommen werden dürfen, hängt vom Ausbau des Forschungssektors für Alternativtechniken ab. Was die Umweltmedien anbelangt, so besitzen diese nicht nur im unberührten Zustand eine natürliche Regenerationsfähigkeit, sondern auch bei positiven Belastungsgraden. Von herausragender Bedeutung ist das politische Entscheidungsmoment bei nicht oder schwer abbaubaren Substanzen. Bei diesen ist festzulegen, wie sich die Nutzung der begrenzten natürlichen Aufnahmefähigkeit auf gegenwärtige und zukünftige Generationen aufteilen soll. Wie verfahren werden soll, bestimmt sich wesentlich nach intergenerationellen Gerechtigkeitsvorstellungen und nach der Bereitschaft der heutigen Generationen, Kosten für die Entwicklung umweltfreundlicher (abbaubarer) Substitute zu tragen.

Vorgeschlagen wird von den Nachhaltigkeitstheoretikern auch die Konstruktion **monetärer Indikatoren**. Die Abweichungen zwischen den ökologischen Soll- und Istwerten sollen mit den hypothetischen Vermeidungskosten bewertet werden. In allen wichtigen Einzelfällen wäre zu errechnen, welche Kosten erforderlich gewesen wären, um die eingetretenen Zielverletzungen zu verhindern. Man kann dann die so ermittelte Summe der Vermeidungskosten (sogenannte Öko-Marge) als Indikator verwenden. Wenn man den Betrag vom Nettosozialprodukt abzieht und einige weitere Korrekturen vornimmt, erhält man das "nachhaltige Öko-Sozialprodukt".

2. Kurzfristige Version von Sustainability

In der Reformdiskussion um die VGR wird von Statistikern auch eine kurzfristige Version von nachhaltiger Umweltnutzung vertreten.⁵ Nachhaltigkeit wird hier als periodenbezogene Umweltneutralität verstanden. Bei diesem Ansatz werden die ökologischen Anfangsbedingungen des jeweiligen Berichtsjahres zur Norm erhoben und die dazu im Laufe der Periode eingetretenen Abweichungen gemessen. Gefordert wird in Anlehnung an den Einkommensbegriff von Hicks lediglich Konstanz der Umweltkapitalbestände innerhalb einer Berichtsperiode. Auch auf dieser Basis lassen sich ein Öko-Sozialprodukt oder ein Satellitensystem mit Abweichungsindikatoren konstruieren. Den Umweltbedingungen zu

⁵ vgl. Cansier, D. und Richter, W., S. 252 ff., Cansier, D. (1995a), S. 147 f.

Beginn einer Berichtsperiode entsprechen gewisse Regenerationskapazitäten der Umweltmedien. Sofern sich die laufenden Belastungen in diesen Grenzen halten, tritt keine Verschlechterung ein. Aus diesen Regenerationsmengen werden die höchstzulässigen Emissionen abgeleitet, die mit den tatsächlichen Belastungen zu vergleichen sind.

Das kurzfristige Konzept kommt ohne explizite Normsetzungen aus und ist deshalb leichter in der Praxis umsetzbar als die Idee der langfristigen Nachhaltigkeit. Es paßt sich eher in das Grundkonzept der konventionellen Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung ein. Der Beirat "Umweltökonomische Gesamtrechnung" beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit hat sich in seiner "Zweiten Stellungnahme" für die Anwendung dieses Konzeptes ausgesprochen⁶. Es erscheint auch dem Verfasser als am ehesten realisierbar. Möglicherweise muß man aber die Ansprüche noch weiter herunterschrauben und sich mit einem Überblick wichtiger Kennzahlen zur tatsächlichen Umweltbelastung und Ressourceninanspruchnahme (deskriptive Indikatoren) begnügen.

Der Ansatz ist nicht ohne schwerwiegende Mängel, die den Informationswert stark einschränken: Die Anfangsbestände in einer Periode können durchaus nicht akzeptabel sein. Es sind auch keine Rückschlüsse aus der laufenden Umweltnutzung auf die langfristige Entwicklung der Umweltbedingungen möglich. Wenn sich bspw. in einer Berichtsperiode die Zustände verschlechtern, dann wird eine geringere Umweltqualität als normative Referenz für die nachfolgende Periode herangezogen, was der eigentlichen Idee von Nachhaltigkeit widerspricht. Im Extremfall wird auch dann noch eine Entwicklung als nachhaltig ausgewiesen, wenn die Regenerationskapazitäten erschöpft und Gefahrenschwellen überschritten sind. Der Ansatz versagt außerdem bei akkumulativen Schadstoffen, die Langfristschäden hervorrufen. Die Anfangsqualitäten lassen sich hier nicht aufrechterhalten. Außerdem können die zulässigen Emissionen sinnvoll nicht aufgrund kurzfristiger Kriterien bestimmt werden. Langfristziele, die sich an der natürlichen Tragekapazität der Umweltmedien, an Vorstellungen von einer intertemporal gerechten Aufteilung der zulässigen Emissionen und an der Entwicklung umweltfreundlicher Substitute orientieren, sind unerlässlich. Das gleiche gilt für die Nutzung erschöpfbarer Ressourcen und für lebende Ressourcen, die sich nur langsam regenerieren. Schließlich lassen sich mit der Periodenbetrachtung die globalen Umweltprobleme nicht befriedigend in den Griff bekommen. Zum einen handelt es sich hierbei um Langfristeffekte, so daß die obigen Einwände gelten. Darüber hinaus lassen sich kaum in sinnvoller Weise Anfangszustände für ein einzelnes Land als normative Größe formulieren.

Auch die Umsetzung dieses Konzeptes ist nicht einfach. Schwierigkeiten treten dabei auf, die den Anfangsqualitäten entsprechenden laufenden natürlichen Regenerationskapazitäten - die

⁶vgl. Beirat "Umweltökonomische Gesamtrechnung" beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltökonomische Gesamtrechnung, Zweite Stellungnahme zu den Umsetzungskonzepten des Statistischen Bundesamtes

zulässigen Emissionsmengen bei kurzlebigen Schadstoffen - zu bestimmen. Es bestehen erhebliche Unsicherheiten über die Auswirkungen der wirtschaftlichen Aktivitäten auf die Umwelt. Die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind häufig nicht hinreichend bekannt. Die fehlenden Kenntnisse müssen in erheblichem Umfang durch Entscheidungen ersetzt werden. Deshalb kommt man auch beim Hicksschen Einkommenskonzept nicht um Normierungen herum. Außerdem ist bei der Umsetzung des Konzepts sicherzustellen, daß nur Umweltveränderungen registriert werden, die auf die laufende wirtschaftliche Aktivität in der Periode zurückzuführen sind. Alle anderen möglichen Einflüsse sind zu eliminieren. Das bedeutet beispielsweise auch, daß der laufenden Periode keine Altlasten zugerechnet werden dürfen. Altlastensanierungen sind dagegen als Plus zu verbuchen, da während der Berichtsperiode eine Verbesserung der Umweltqualität eingetreten ist. Nicht sanierte Altlasten fallen aus dem System heraus, denn End- und Anfangszustand sind identisch.

3. Verfahren zur Ermittlung des Öko-Sozialprodukts

Die Berechnung erfolgt in mehreren Schritten.⁷ Für Umweltprobleme gilt bspw. folgendes: Zuerst wird das physische Mengengerüst (zulässige und tatsächliche Emissionen) ermittelt. Bei Schadstoffen, die sich lokal und regional belastend auswirken, muß der Bewertung ein Mengengerüst mit räumlich differenzierten Emissionszielen zugrunde liegen. Bei den Globalschadstoffen genügt die Formulierung nationaler Höchstemissionsmengen. Anschließend wird festgelegt, wie die überschüssigen Emissionen (am billigsten) hätten vermieden werden können. Dazu werden die Vermeidungskostenfunktionen geschätzt. Die so für die einzelnen Umweltregionen, Umweltmedien und Schadstoffe errechneten Kosten werden dann zu den hypothetischen Gesamtvermeidungskosten aufaddiert und vom Sozialprodukt abgezogen.

Außerdem sind die tatsächlichen Vermeidungskosten bei der Ermittlung des nachhaltigen Sozialproduktes abzuziehen. Sie haben dazu beigetragen, den Abstand zur Nachhaltigkeitsnorm zu verringern. Hypothetische und tatsächliche Vermeidungskosten sind Substitute. Wenn bspw. keine Maßnahmen ergriffen worden wären, hätten alle Vermeidungskosten hypothetischen Charakter und wären abzuziehen. Nur der Restbetrag des Sozialproduktes steht für Konsum und Investition (bei Erhaltung der Umwelt) zur Verfügung. Kein Abzug ist für die eingetretenen und kompensierten Schäden vorzunehmen, denn beim nachhaltigen Sozialprodukt wären annahmegemäß keine Schäden entstanden.

Sofern der Staat in der Vergangenheit von den Nachhaltigkeitsnormen abgewichen ist, sind - beim langfristigen Nachhaltigkeitsansatz - die versäumten Aufwendungen rechnerisch

⁷vgl. Richter, W. Monetäre Makroindikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, Marburg 1994; S. 190 ff., Cansier, D. und Richter, W. 1995a, S. 235 ff.

nachzuholen. Man muß die makroökonomische Vermeidungskostenfunktionen für die einzelnen Schadstoffkategorien kennen. Dazu bedarf es der Festlegung der relevanten Vermeidungsalternativen und der Aufteilung der Vermeidungsmaßnahmen auf die einzelnen Verursacher.

Unter Effizienzgesichtspunkten müßte die kostenminimale Vermeidungskostenfunktion geschätzt werden. Umweltbeeinträchtigungen hätten sich durch Entsorgungsmaßnahmen, umweltfreundlichere Techniken und Konsumänderungen vermeiden lassen. Vermeidungskosten entstehen deshalb sowohl als Folge aufwendigerer technischer Verfahren als auch als Folge der Gütersubstitution. Es ist regelmäßig effizient, nicht nur technische Maßnahmen zu ergreifen, sondern auch das verursachende Aktivitätsniveau einzuschränken.

Für regenerative und erschöpfbare Ressourcen ist ähnlich vorzugehen. Voraussetzung sind auch hier feste Normvorgaben (etwa die zugelassenen Substitute für den Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen).

Das Öko-Sozialprodukt (ÖSP) ermittelt sich insgesamt nach dem in der Übersicht zusammengefaßten Verfahren.

(statistisches) BSP

- Abschreibungen auf künstliches Kapital

= (statistisches) NSP

- hypothetische und faktische Opportunitätskosten quasi-nachhaltiger Nutzungen nicht erneuerbarer Ressourcen

- hypothetische und faktische Opportunitätskosten der Vermeidung nicht nachhaltiger Immissionen

- hypothetische Opportunitätskosten der Vermeidung nicht nachhaltiger Nutzungen erneuerbarer Ressourcen

= Ökosozialprodukt

Das Öko-Sozialprodukt (ÖSP) läßt sich als ein nachhaltiges Einkommen auffassen: Die betrachtete Volkswirtschaft könnte dieses Einkommen auf Dauer erwirtschaften, da die tatsächliche Verausgabung der Mittel (neben der bereits im NSP gegebenen konstanten Ausstattung mit künstlichem Kapital) die Stabilität der Umweltbedingungen gewährleisten würde. Der Umweltkapitalbestand bliebe unangetastet. Das ÖSP bildet damit den Teil der laufenden ökonomischen Aktivitäten ab, der unter Beachtung der Nachhaltigkeitsnormen potentiell möglich ist. Grundsätzlich weist das ÖSP demnach den Betrag aus, der im Falle der Durchführung aller notwendigen Vermeidungsmaßnahmen gewissermaßen als "Überschuß" noch für Konsum und Nettoinvestitionen zur Verfügung stehen würde. Zu betonen ist der

fiktive Charakter der Vermeidungsmaßnahmen. Da diese nicht tatsächlich ergriffen werden, ist Nachhaltigkeit im Sinne der Definition in der Realität nicht gewährleistet.

4. Physikalische Abweichungsindikatoren

Die zentrale Information, wie nachhaltig der aktuelle Entwicklungspfad gemessen an den physikalisch-quantitativen Basisnormen tatsächlich ist, läßt sich nicht aus dem ÖSP ersehen. Deshalb wäre auch der gleichzeitige Ausweis physikalischer Abweichungsindikatoren nützlich. Allerdings steht die Ermittlung der hypothetischen Vermeidungskosten letztlich vor ähnlich großen Schwierigkeiten wie die von den Neoklassikern empfohlene Monetarisierung der Schäden, so daß die Konstruktion eines Öko-Sozialproduktes kaum in Betracht kommt und auf das Satellitensystem mit physikalischen Indikatoren zurückgegriffen werden muß. Auch hierfür bedarf es allerdings bei Verwendung der Abweichungsindikatoren der Vorgabe anspruchsvoller Nachhaltigkeitstandards. Methodisch ist so vorzugehen, daß für alle wesentlichen stofflichen und räumlichen Umweltphänomene (und Ressourcennutzungen) Einzelindikatoren ermittelt werden, die dann mehr oder weniger stark aggregiert als Umweltindikatoren veröffentlicht werden. Bei der Ermittlung der Einzelindikatoren ist für die verschiedenen Umweltbelastungen folgendes zu beachten:

- Bei den schnell abbaubaren luft- und gewässerverunreinigenden Schadstoffen mit lokalem/regionalem Einwirkungsbereich ist für jede Berichtsperiode (Jahr) das den ökologischen Zielen entsprechende Regenerations- und Aufnahmevermögen der einzelnen regionalen Umweltmedien zu ermitteln. Damit sind die Istemissionen zu vergleichen. Für alle regionalen/lokalen Umweltmedien und für alle relevanten Schadstoffe ist so zu verfahren. Man erhält eine Vielzahl von Einzelindikatoren. Ergänzend zur Ermittlung der Stromgrößen kann man die periodendurchschnittlichen Istzustände mit den Sollzuständen (Immissionswerte) vergleichen. Beim kurzfristigen Nachhaltigkeitskonzept entsprechen die Sollzustände den Anfangsbedingungen der Periode.

- Bei den Globalschadstoffen setzt sich ein Land entweder als Vorreiter im internationalen Umweltschutz selbst ein Höchstziel für die Emissionen, oder - was realistischer ist - solche nationalen Zielbeiträge werden international vereinbart. Da eine umweltökonomische Gesamtrechnung auf Dauer konzipiert ist, erscheint es für die Berücksichtigung dieser Umweltbelastungen unerlässlich, daß internationale Vereinbarungen über quantitative Nutzungsziele existieren.

- Für inländische regenerierbare Ressourcen sind die jährlichen Entnahmemengen zu ermitteln, die den Erhalt der gewünschten Bestände sichern. Diese Mengen sind dann mit den tatsächlichen Entnahmen zu vergleichen. Dies ist für alle relevanten inländischen Bestände

getrennt vorzunehmen. Man erhält für die verschiedenen Ressourcenarten differenziert nach dem Standort eine Reihe von Einzelindikatoren. Ergänzend können die Soll-Ist-Bestandsgrößen ausgewiesen werden.

- Für die inländischen erschöpfbaren Ressourcen legt man aufgrund langfristiger wirtschaftspolitischer Erwägungen zulässige durchschnittliche Abbaumengen für jede Berichtsperiode fest und vergleicht sie mit den tatsächlichen Entnahmen. Das gilt für alle Ressourcenarten. Eine räumliche Aufgliederung erscheint nicht notwendig.

- Für die globalen regenerierbaren und erschöpfbaren Ressourcen werden Länderquoten in internationalen Vereinbarungen festgelegt (mit zusätzlichen Verpflichtungen für Forschung und Entwicklung), die Nachhaltigkeit sichern.

Ohne die umfassende Kommensurabilität durch Monetarisierung ergibt sich bei solchen Umweltkennzahlen sofort ein Aggregationsproblem: Die Übernutzung der verschiedenen Umweltgüter läßt sich in der Regel nicht in derselben physikalischen Einheit ausdrücken. Darüber hinaus ist es nicht möglich, die verschiedenen Wirkungen und Eingriffsdimensionen unmittelbar zusammenzufassen. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, dimensionslose Indikatoren zu etablieren, die sich dann aggregieren lassen (nach Schadstoffen, Umweltmedien und nach dem Raum). In Betracht kommen könnte insbes. ein sog. Rates-to-Goals-Ansatz, der hier für die Ermittlung eines nationalen Gesamtindex dargestellt wird.⁸ Die Aufsummierung der Zielabweichungen über alle "Nachhaltigkeits- bzw. Meßpunkte" j und alle Umwelteinwirkungen i dient dann als Index RG für die Gesamtbelastung.

Es ist zunächst zu fragen, wie Meßpunkte zu behandeln sind, an denen die Normen erfüllt oder gar übererfüllt werden. Es erscheint wünschenswert zu vermeiden, daß solche Übererfüllungen gegen Normverletzungen aufgerechnet werden. Denn der Nachhaltigkeitsansatz schließt die auf diese Weise implizierten Substitutionsmöglichkeiten aus: Zieldefizite an einigen Stellen lassen sich nicht durch Zielüberschüsse an anderen Stellen kompensieren. Man kann daran denken, solche Konstellationen ganz aus dem Indikator herauszunehmen. Dies könnte das Gesamtbild allerdings gravierend verfälschen, etwa wenn sich derselbe Indikatorwert im einen Fall auf 1000, im anderen Fall nur auf 100 Merkmale bezieht und die restlichen 900 Kriterien im zweiten Fall erfüllt sind. Die Gesamtsituation würde unter diesen Umständen sehr viel schlechter dargestellt, als es der Realität entspricht. Um also das Gesamtbild nicht zu verfälschen, müssen auch Ziel(über)erfüllungen in den Indikator eingehen. Als Lösung bietet es sich an, einzelne Nachhaltigkeitspunkte definitionsgemäß mit dem Wert "eins" im Index zu berücksichtigen, wenn das Soll übererfüllt wird, d.h. wenn die tatsächlichen Entnahmen bzw. Schadstoffeinleitungen geringer sind als

⁸ vgl. Cansier, D und Richter, W., 1995b, S. 332 ff.

zulässig. Formal bestimmt sich der Index wie folgt (F_{ij} als beobachtete und FK_{ij} als noch zulässige kritische Umweltnutzung):

$$RG = \sum_j^m \sum_i^n q_{ij}, \quad \text{mit } q_{ij} = \begin{cases} 1 \Leftrightarrow F_{ij} \leq FK_{ij} \\ \frac{F_{ij}}{FK_{ij}} \Leftrightarrow F_{ij} > FK_{ij} \end{cases}$$

Dabei gibt $\frac{F_{ij}}{FK_{ij}}$ das Verhältnis von tatsächlicher und normgerechter Umweltnutzung an, das hier als Gewichtungsfaktor fungiert. Auf diese Weise wird neben der bloßen Anzahl der Normverletzungen ein weiteres Bestimmungselement für den Wert des Indikators eingeführt. Wenn die Nachhaltigkeitsnormen an allen Meßpunkten immer eingehalten werden, nimmt der Index den Wert $m \cdot n$ an. Dieser Wert stellt auch das eigentliche Politikziel dar, und ohne seine Kenntnis ist keine sinnvolle Interpretation möglich. Man muß also als Benutzer die Zahl aller Meßstellen und berücksichtigten Nutzungsarten kennen. Je mehr der Indikator von diesem Minimalwert abweicht, desto größer ist die aggregierte Zielverfehlung. Die Linearität der Gewichtung ist möglicherweise nicht problemadäquat. Man kann diesem Mangel abhelfen, indem man die Gewichte mit steigender Nutzungsrelation ansteigen läßt. Diese Festlegung muß zwangsläufig recht willkürlich geschehen. Sie sollte in irgend einer Weise die gesellschaftlichen Präferenzen für Nachhaltigkeit reflektieren und nicht aufgrund von Expertenentscheidungen erfolgen.

Weil auch ohne Kenntnis des Indikatorzielwertes interpretierbar, besitzt der Wert der durchschnittlichen Nutzungsrelation RG^* mehr unmittelbare Aussagekraft. Man erhält diesen, wenn man RG durch die Zahl der Beobachtungen dividiert:

$$RG^* = \frac{1}{m \cdot n} \sum_j^m \sum_i^n q_{ij} \quad \text{mit } q_{ij} = \begin{cases} 1 \Leftrightarrow F_{ij} \leq FK_{ij} \\ \frac{F_{ij}}{FK_{ij}} \Leftrightarrow F_{ij} > FK_{ij} \end{cases}$$

Sein Wert wird gleich eins, wenn keine Normverletzungen beobachtet werden. Es wird der Wert der durchschnittlichen Zielabweichung bzw. seine Veränderung im Zeitablauf abgebildet. Beispielsweise signalisiert ein Wert von 1,3, daß im Durchschnitt eine Zielverfehlung von 30% stattgefunden hat. Dies gilt unabhängig von der Anzahl der zu berücksichtigenden Nachhaltigkeitspunkte, und in dieser erleichterten Interpretierbarkeit liegt der wesentliche Vorteil dieses Indikators. Über das Verhältnis von Anzahl der Ziele und Anzahl der Zielverfehlungen lassen sich keine Aussagen machen. Im Extremfall ist es denkbar, daß nur einige wenige, dafür sehr gravierende Zielverfehlungen für einen bestimmten Durchschnittswert verantwortlich sind.

Die Veränderung der Indexwerte im Zeitablauf signalisiert, ob der Grad der durchschnittlichen Zielverfehlung steigt oder sinkt. Wenn der Wert ansteigt, hat eine weitere Abkehr vom (periodenbezogen respektive langfristig begriffenen) nachhaltigen Pfad

stattgefunden. Ein Anstieg des Wertes von RG^* von 1,3 auf 1,5 bedeutet, daß die durchschnittliche Zielverfehlung von 30% auf 50% angestiegen ist. Dabei ist auch interessant, wie sich der Indikatorwert ändert, wenn aufgrund von Zielverfehlungen der Vergangenheit Zielrevisionen nötig sind. Bei gleicher laufender Umweltnutzung hat eine Zielverschärfung eine Erhöhung des Wertes zur Folge, weil nun der Grad der Zielverfehlung höher ist. Die Abkehr vom Nachhaltigkeitspfad wird korrekt abgebildet.

Zur sinnvollen Interpretation muß bekannt sein, welcher Zeithorizont angelegt wird. Bei reinem Periodenbezug reflektiert derselbe Indikatorwert einen völlig anderen Sachverhalt als im Rahmen des langfristigen Ansatzes. Dabei gilt die oben herausgearbeitete Asymmetrie: Langfristige Nachhaltigkeit impliziert Umweltneutralität in der Berichtsperiode, aber nicht umgekehrt. Für die Beurteilung der Veränderung der Situation ist unbedingt darauf zu achten, daß immer derselbe Zeithorizont gilt.

Im Rates-to-Goals-Ansatz dominiert der Ökosystembezug. Hier zeigt sich der intergenerationale Kontext, in dem der Nachhaltigkeitsansatz primär steht. Wenn zum Zeitpunkt der Messung kein einziger Mensch durch die Normverletzung einen Schaden erfahren hat, geht dies genauso in den Index ein, wie wenn beispielsweise eine ganze Stadt stark in Mitleidenschaft gezogen wird. Ein Schadenskonzept, das alle Zielverfehlungen identisch behandelt, ist offensichtlich problematisch. Die Kritikpunkte gelten auch in diesem Kontext. Das Aggregationsverfahren hat zur Folge, daß gravierende Normverletzungen an einzelnen Referenzpunkten kaum ins Gewicht fallen, wenn die Situation im sonstigen Durchschnitt nicht allzu stark von der Norm abweicht. Ein niedriger Indexwert muß also keinesfalls bedeuten, daß die Situation gleichmäßig relativ gut ist – sie ist lediglich im Durchschnitt relativ gut.

Die Hauptprobleme aller Nachhaltigkeitsansätze liegen in der Abgrenzung der Referenzzonen bzw. -medien und in der Festlegung der Nachhaltigkeitsnormen. Man muß eine Entscheidung darüber treffen, welche räumliche und zeitliche Perspektive dem Konzept zugrunde liegen soll. Entscheidend ist, daß die Zielformulierung der Indikatorerstellung vorausgehen muß. Da streng genommen für jeden Referenzpunkt separat ein Sollwert festzulegen ist, kann man davon ausgehen, daß entgegen der Intention letztlich Experten die Zieldefinition vornehmen. Dies gilt in besonderem Maße für notwendige Zielrevisionen. Insgesamt läßt sich die implizierte Abwägungsproblematik nicht umgehen; jede Zielfindung ist grundsätzlich Resultat einer gesellschaftlichen Entscheidung. Auch das Problem des abzubildenden Zeithorizontes ist vorab zu klären. Zur Lösung dieser fundamentalen Fragen können Nachhaltigkeitsindices, wie sie hier präsentiert worden sind, nichts beitragen. Vielmehr setzt ihre Erstellung die Lösung dieser Fragen voraus.

5. Deskriptive Indikatoren

Sollte sich der Anspruch quantitativer Zielvorgaben nicht durchsetzen lassen, so muß sich die um Umweltaspekte erweiterte VGR mit einer Erfassung der tatsächlichen Emissionen, Ressourcenentnahmen, Umweltqualitäten und Ressourcenbestände zufriedengeben (deskriptive Indikatoren). Dann bleibt zwar das bisherige Prinzip der VGR gewahrt, möglichst nur tatsächliche Vorgänge und Zustände zu erfassen, die erweiterte Rechnung liefert aber kaum Informationen über den Grad der nachhaltigen Umweltnutzung. Gewisse Informationen ergeben sich aus dem Zeitvergleich (Ist-Ist-Vergleich). Wenn bspw. bestimmte Umweltbelastungen (Immissionen und Emissionen) "ständig" zunehmen, mag man daraus auf eine wachsende Gefährdung der Lebensbedingungen zukünftiger Generationen schließen.

Ein erweitertes Konzept der deskriptiven Indikatoren besteht darin, diese mit allgemeinen Beurteilungshinweisen zu kombinieren.⁹ Die Beurteilungsvorgaben mögen bspw. lauten: Die Ressourcenproduktivität je Kopf der Bevölkerung soll steigen (bzw. die Ressourcenintensität je Kopf soll sinken) - bezogen sowohl auf inländische als auch auf importierte Ressourcen), und der Verbrauch essentieller Ressourcen (inländischer und importierter) soll abnehmen. Ausgedrückt werden beim ersten Kriterium, daß pro Kopf ständig weniger natürliche Ressourcen verwendet werden sollten. Wenn die Ressourcenintensität in einer Periode gegenüber der Vorperiode zurückgegangen ist, gilt dies als gut. Diese normative Vorgabe ist vage. Wenn in einer Periode die Verringerungsforderung erfüllt ist, läßt sich keineswegs (zuverlässig) auf Annäherung an Nachhaltigkeit schließen, insbesondere weil

- die Verringerung eventuell nur minimal ist.
- anhaltend geschädigte Ökosysteme auch bei Verminderung der neuen Belastungen geschädigt bleiben.
- kritisch belastete Medien keinerlei zusätzliche Eingriffe vertragen, weil sie sonst "umkippen".
- Neuemissionen von akkumulativen Schadstoffen weitere Schadstoffanreicherung nach sich ziehen.
- Tier- und Waldbestände auch bei verringerter Entnahme gefährdet sein können (Verminderung nur des Tempos der Zerstörung)
- Ressourceneffizienzsteigerungen eventuell nur vorübergehend sind - etwa als Folge von Rezessionen. Die Beurteilung müßte sinnvollerweise von längerfristigen

⁹vgl. Pfister, G. und Renn, O.. Ein Indikatorsystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Stuttgart, September 1995, Manuskript

Durchschnitts- und nicht von Jahreswerten ausgehen, wie sie aber üblicherweise in der VGR erscheinen.

Was die Regel für die essentiellen Ressourcen betrifft (vgl. Pfister/Renn), ist noch besonders anzumerken, daß es sich hierbei meist um globale Ressourcen handelt. Mit der Verringerung des Verbrauchs/der Emissionen durch ein Land ist in der Regel nichts gewonnen. Deshalb dürfte diese Bedingung kaum politikrelevant sein. Probleme wie der Treibhauseffekt und die Ausdünnung der Ozonschicht sollten von globalen Reduktionszielen ausgehen, die auf die einzelnen Länder aufgeteilt werden. Eine bloße Verringerung der Treibhausgasemissionen reicht für die Einhaltung eines bestimmten Klimazieles nicht aus. Ebenso wird durch eine bloße Reduktion der FCKW-Emissionen die Vernichtung der Ozonschicht nicht verhindert. Auch die Verminderung der Abholzungsrate der Regenwälder ändert nichts an ihrer letztendlichen Zerstörung.

Aus diesen Überlegungen folgt auch: Es sollte nicht nur auf nationaler, sondern auch auf internationaler Ebene Indikatoren geben. Nur die internationalen Kennzahlen können einen Hinweis auf den Grad der Einhaltung der globalen Ziele geben. Die nationalen Indikatoren können nur erfassen, inwieweit ein Land seinen angestrebten Beitrag zum globalen Umwelt- und Ressourcenerhalt geleistet hat. Internationale und nationale Indikatoren müßten nach einheitlichen Grundsätzen konstruiert sein. Bisher werden nur nationale Umweltindikatoren diskutiert.

6. Fazit

Indikatoren der nachhaltigen Umweltnutzung laufen auf Soll-Ist-Vergleiche mit unterschiedlich hohen möglichen Aggregationsgraden hinaus. Sie verlangen normative Vorgaben. Dieser Anspruch ist hoch. Möglicherweise läßt er sich überhaupt nicht erfüllen. Deshalb wird im Rahmen der Reformdiskussion um die VGR auch immer wieder die Auffassung vertreten, daß sich die Statistik auf ihre ureigene Aufgabe, die Erfassung der tatsächlichen Verhältnisse, beschränken sollte. Dann erscheinen im Satellitensystem nur deskriptive Umweltindikatoren, die keinerlei "nachhaltigkeitsspezifische" Informationen liefern und außerdem relativ stark disaggregiert sind - denn Bewertungsmaßstäbe für eine Vereinheitlichung fehlen häufig. Der angestrebte leichte Überblick über die allgemeine Umweltsituation des Landes wird erschwert.

**4. Critical Loads & Levels:
naturwissenschaftliche Bestandteile
eines Indikatorensystems für dauerhaft-umweltgerechte Entwicklungen**

Dr. Hans-Dieter Nagel

1. Einleitung

Die Suche nach Kriterien für eine dauerhaft-umweltgerechte Menschheitsentwicklung begann für alle, die Ökonomie und Ökologie als Haushaltsführungen von Gesellschaft und Natur in ein und denselben Bezugsraum - die ganzheitliche Erde - stellen, vor etwa 25 Jahren. Als Startpunkt können die Arbeiten von FORRESTER (1968, 1972) und MEADOWS (1973) gelten, letzterer faßte zusammen: „Die Menschheit wird in absehbarer Zeit unausweichlich mit dem Übergang von weltweitem Wachstum zum globalen Gleichgewichtszustand konfrontiert. ... Es fragt sich, ob dieser künftige Zustand durch Nahrungsmittelknappheit, eine zerstörte Umwelt und erschöpfte Rohstoffvorräte gekennzeichnet sein wird. ...Möglich wäre aber auch, daß der Mensch die natürlich gesetzten materiellen Grenzen erkennt und bewußt einen Gleichgewichtszustand herstellt.“¹

Gegenwärtig, insbesondere nach dem BRUNDTLAND-Bericht (WCED 1987), der Rio-Umweltkonferenz der Vereinten Nationen 1992 und dem Klimagipfel 1995 in Berlin, wird eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung als eine zentrale umweltpolitische Zielstellung ausgewiesen². Begriffe wie „ökologisch-ökonomische Weltanschauung“ (COSTANZA 1992) oder die Forderung nach einer „ökologischen Wahrheit der Preise“ (v. WEIZSÄCKER 1989) bringen diese neue Sicht auf globale Entwicklungsprozesse zum Ausdruck. Nun werden Indikatoren gesucht, die die Nachhaltigkeit der Entwicklung bemessen können oder zur Steuerung einer „ökologischen Ökonomie“ (u.a. COSTANZA 1992, RENNINGS 1994) beitragen.

Von vielen Autoren³ wird dabei ein ökonomisches Verständnis von Nachhaltigkeit zugrundegelegt. Diese Herangehensweise wird prinzipiell auch seitens der Ökologie zu akzeptieren sein, da grundlegende Instrumentarien zur Wirtschafts- und Politikbeeinflussung aus der Ökonomie selbst erwachsen müssen.

¹ MEADOWS 1973, S.38f.

² Das Umweltgutachten 1994 des Rats von Sachverständigen für Umweltfragen stand unter dem Leitthema „Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung“ (SRU 1994).

³ Überblick in PFISTER u. RENN 1995

Eine Schwierigkeit besteht darin, die Meßgrößen für eine annähernd exakte Abbildung der Nachhaltigkeitssituation festzulegen und auf eine handhabbare Menge zu reduzieren (PFISTER u. RENN 1995). Dieser notwendige Auswahl- und Abwägungsprozeß sollte jedoch nicht in einer ausschließlich monetären Bewertung münden. Solcherart „ökonomischen Fundamentalismus“ haben v. WEIZSÄCKER, A. B. und L. H. LOVINS (1995) im neuen Bericht an den CLUB OF ROME kritisiert und sich gegen die Verabsolutierung der ökonomischen Kreisläufe unter Ausblendung der Eingangsressourcen und der Reststoffe gewandt.

Naturwissenschaftlich ableitbare Meßgrößen über den Zustand bzw. die Belastung der Umweltgüter sind deshalb für die Bewertung der Nachhaltigkeit ebenfalls erforderlich und fest in den Indikatorenkomplex zu integrieren. Dabei sollte das Indikatorensystem für jeden Umweltbereich sowohl Belastungs-, als auch Zustandsgrößen erfassen, um einerseits den Verursacherbezug herstellen zu können (Umweltbelastung), und auf der anderen Seite auch Defizite bei der Nachhaltigkeit bzw. eine Annäherung oder Entfernung festzustellen (Umweltzustand) (FRANKE u. KOTTMANN 1995).

Bei PEARCE u. TURNER (1990)¹ lautet eine der Managementregeln für die nachhaltige Entwicklung, daß Emissionen die natürliche Aufnahmekapazität der Ökosysteme nicht überschreiten dürfen. Solche ökosystemaren Aufnahmekapazitäten lassen sich aus Messungen und Wirkungsmodellen ableiten und stehen für ein Indikatorensystem zur Verfügung. Ein bereits praktizierter Ansatz zur Bestimmung von ökologischen Belastungsgrenzen sind die Critical Loads & Levels.

Das Critical Loads & Levels-Konzept hat durch seine Verwirklichung im Rahmen der europäischen Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftverschmutzung (CONVENTION ON LONG RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION, UN ECE 1979) in der internationalen Umweltpolitik zunehmend an Bedeutung gewonnen. Mit diesem Ansatz werden von der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN ECE) erstmals Umweltbelastungs- bzw. -qualitätskriterien für komplexe Ökosysteme als Zielgröße für die Emissionsreduzierung bei verschiedenen Luftschadstoffen verwendet. Auch im nationalen Maßstab sollen die sich aus diesem Konzept ergebenden Möglichkeiten einer auf ökosystemare Zusammenhänge orientierten Umweltpolitik stärker genutzt werden. Des öfteren wurde der Umweltpolitik in Deutschland "zum Vorwurf gemacht, daß sie zwar mit beachtlicher Energie und großer Regelungsbreite umweltbezogene Aktivitäten und Nutzungen beschränken und begrenzen wolle, aber nur selten bereit sei, langfristige Zielvorstellungen über Art und Ausmaß der angestrebten Umweltqualität zu entwickeln" (GREGOR 1993).

¹ zitiert nach RENNINGS 1994, S.17

Deshalb galt der Entwicklung von Umweltindikatorensystemen auf nationaler Ebene auch die besondere Aufmerksamkeit des Sachverständigenrates für Umweltfragen in seinem Gutachten 1994, wo eine Systematik von Kriterien gefordert wird, aus der sich eine überschaubare Menge von Indikatoren auswählen läßt (SRU 1994, Tz.154). Umweltindikatoren im Sinne einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung sollen aufzeigen, durch welche Beeinträchtigungen die Gleichgewichte eines Ökosystemgefüges derart gestört werden, daß die nachhaltige Wirksamkeit der natürlichen Strukturen, Funktionen und Prozesse und damit die Kompensation anthropogener Störungen nicht mehr gewährleistet ist (SRU 1994, Tz.155). Dem entsprechen die Critical Loads und Levels. Sie ermöglichen, Umweltqualitätsziele zu entwickeln, die sich "an ökologisch und damit naturwissenschaftlich begründeten Grenzen für Stoffeinträge und strukturelle Änderungen orientieren. Hierzu sind Belastungsgrenzen für Ökosysteme und Teilökosysteme bezüglich verschiedener Nutzungen und Stoffeinträge zu ermitteln" (SRU 1994, Tz.182).

Umweltqualitätsziele sind allerdings politische Vorgaben, die sich auf das Erreichen oder Erhalten einer bestimmten Umweltqualität richten. Es ist daher möglich und zuweilen notwendig, Umweltqualitätsziele für verschiedene zeitliche Abschnitte zu definieren, die unterschiedlich hohe Schutzniveaus repräsentieren (Target Loads & Levels). Diese können dann innerhalb bestimmter Fristen verwirklicht werden. Letztendlich sollten als Qualitätskriterien für ein Schutzniveau, bei dem die Umwelt umfassend geschützt und das als langfristiges Ziel anzustreben ist, ausschließlich die Critical Loads & Levels zur Anwendung kommen. Für derart weitgehende, vom Vorsorgegedanken geprägte Qualitätskriterien ist allerdings in vielen Fällen nur langfristig die Umsetzung in verbindliche Standards zu erwarten.

In seinen Schlußfolgerungen empfiehlt in diesem Sinne der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen:

"Umweltindikatoren, die der Forderung nach dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung entsprechen, müssen sich an der Leistungsfähigkeit von Ökosystemen orientieren; sie müssen den Grad der stofflichen und nicht-stofflichen Belastung beschreiben. Wegen der hohen Komplexität sollte bei der Bildung von Umweltindikatoren eine möglichst große Transparenz und Verständlichkeit angestrebt werden. Dies verbessert auch die notwendige Akzeptanz für die Datenerhebung und -bereitstellung. Das im Rahmen internationaler ökologischer Forschungsprojekte entwickelte Konzept der kritischen Konzentrationen (Critical Levels) und kritischen Eintragsraten (Critical Loads) bietet für Stoffe, die in Kreisläufen geführt werden, geeignete Indikatorengrößen und sollte auch für persistente, akkumulierende Stoffe sowie für strukturelle Veränderungen von Natur und Landschaft (kritische strukturelle Veränderungen / Critical Structural Changes) Anwendung finden" (SRU 1994, Tz.256/7).

"Von besonderer Bedeutung für den Bereich der Indikatoren ist die schnelle Weiterentwicklung und Ausfüllung des Konzepts der kritischen Konzentrationen, kritischen Eintragsraten und kritischen strukturellen Veränderungen. Hierfür meldet der Umweltrat unmittelbaren Forschungsbedarf an" (SRU 1994, Tz.256/13).

Critical Levels und Critical Loads - Ökologische Belastungsgrenzen

Unter Critical Levels/Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen von Rezeptoren wie von Ökosystemen, Teilökosystemen und Organismen bis hin zu Materialien zu verstehen. Diese Belastungsgrenzen gelten unter festen Randbedingungen, wie Raum, Zeit und ökologisches System, die im einzelnen zu definieren und transparent zu machen sind. Ökologische Belastungsgrenzen sind vorrangig rezeptornah und wirkungsbezogen zu formulieren.

Im Rahmen der Aktivitäten der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN-ECE) ist das Critical Levels- und Critical Loads-Konzept für ökologische Belastungsgrenzen gegenüber verschiedenen Luftschadstoffen entwickelt worden. In diesem Zusammenhang werden unter Critical Levels Luftschadstoffkonzentrationen verstanden, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Wissen keine direkten Schäden an Rezeptoren zu erwarten sind. Es wird sowohl das kurzzeitige als auch das kontinuierliche Auftreten von Schadstoffen über längere Zeiträume berücksichtigt. Unter Critical Loads werden quantitative Abschätzungen von Luftschadstoffdepositionen verstanden, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand signifikant schädliche Effekte an Ökosystemen und Teilen davon nicht zu erwarten sind.

Erforderlich ist eine Ausweitung des Konzeptes auf sämtliche Belastungspfade und -faktoren.

Der Umweltrat empfiehlt, die Begriffe „Critical Levels“ mit „kritische Konzentrationen“ und „Critical Loads“ mit „kritische Eintragsraten“ gleichzusetzen.

Darüber hinaus schlägt der Umweltrat vor, das Konzept der ökologischen Belastungsgrenzen auf strukturelle Eingriffe in Natur und Landschaft auszudehnen und hierfür den Begriff der „kritischen strukturellen Veränderungen“ (Critical Structural Changes) zu verwenden.

Quelle: SRU 1994, Seite 103

2.0 Das europäische Critical Loads & Levels-Konzept

Die europäischen Umweltminister haben mit Unterzeichnung des zweiten Protokolls zur Minderung der atmosphärischen Schwefelbelastung 1994 in Oslo die Critical Loads als Belastbarkeitsindikatoren für ein Ökosystem bzw. einen definierten ökologischen Rezeptor und die Exceedance der Critical Loads als Maß für die Gefährdung durch anthropogene Stoffeinträge festgelegt.

Im Rahmen des Genfer Luftreinhalteübereinkommens waren zuvor bereits Maßnahmen zur Minderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung durch Schwefeldioxyde (SO₂-Protokoll,

Helsinki 1985) sowie durch Stickoxide (NO_x-Protokoll, Sofia 1988) beschlossen worden. Die in den Abkommen vereinbarten Strategien zur Begrenzung und Verminderung des Schadstoffausstoßes in die Atmosphäre haben unterschiedliche Ansatzpunkte, die den zum jeweiligen Zeitpunkt erreichten Stand des Wissens und die politische Übereinkommensfähigkeit der vertragschließenden Seiten widerspiegeln.

Mit fortschreitender europäischer Integration konnten auch anspruchsvollere Zielsetzungen für die Umweltpolitik festgeschrieben werden. Diese konzentrieren sich heute nicht mehr allein darauf, zulässige Höchstgrenzen von Schadstoffemissionen festzulegen, sondern versuchen mit einem ökosystemaren Ansatz, der die tatsächlichen Belastungsgrenzen unterschiedlicher Biotope berücksichtigt, einen wirksameren Umweltschutz zu erreichen. Ein solcher ökosystemarer Ansatz ist die Bestimmung von ökologischen Belastungsgrenzen für wichtige natürliche Rezeptoren und definierte Schadstoffe (Critical Loads & Levels-Konzept).

Konzeptionell wurden bisher drei Strategien zur Senkung der atmosphärischen Schadstoffbelastung verfolgt:

- **Prozentansatz**

Die Emissionsmengen eines Luftschadstoffs werden von allen Ländern einheitlich um einen festgelegten Prozentsatz vermindert. Im Vergleich zum vereinbarten Bezugsjahr muß zum Zielzeitpunkt die Gesamtemission jedes Landes um diesen Prozentsatz reduziert sein. Beispiel: Im ersten SO₂-Protokoll verpflichteten sich alle Signatarstaaten gegenüber dem Bezugsjahr 1980 die SO₂-Freisetzung bis 1993 um mindestens 30 Prozent gesenkt zu haben, wobei weder die Höhe der Emissionen im Bezugsjahr noch die tatsächliche ökologische Belastung berücksichtigt wurden.

- **BAT-Konzept**

Die mögliche Emissionsreduzierung wird für jeden Luftschadstoff vom gegenwärtigen Stand der Technik abhängig gemacht. Bezogen auf einen Schadstoff wird verhandelt und festgelegt, mit welchen in Europa verfügbaren Technologien der geringste Schadstoffausstoß zu erwarten ist. Dieser modernste Stand der Technik (Best Available Technology, BAT) zwingend für alle Industrieanlagen einer bestimmten Größenordnung vorgeschrieben, führt zur gewünschten Minderung der Schadstofffreisetzung. Eine selektive Berücksichtigung besonders gefährdeter ökologischer Rezeptoren ist allerdings nicht möglich.

Beispiel: In der ersten Phase des NO_x-Protokolls bis 1996 soll die Begrenzung der Schadstoffemissionen hauptsächlich durch die Anwendung des BAT-Konzeptes für bestimmte Industrieanlagen und in der Energiewirtschaft erreicht werden.

Protokoll
zu dem Übereinkommen von 1979 über
weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
betreffend die weitere Verringerung von Schwefelemissionen

Die Vertragsparteien-

entschlossen, das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung durchzuführen,

besorgt darüber, daß Emissionen von Schwefel und anderen luftverunreinigenden Stoffen weiterhin über internationale Grenzen befördert werden und in exponierten Teilen Europas und Nordamerikas ausgedehnte Schäden an Naturschätzen von lebenswichtiger Bedeutung für Umwelt und Wirtschaft, z.B. Wäldern, Böden und Gewässern, sowie an Materialien, einschließlich historischer Denkmäler, verursachen und unter bestimmten Umständen schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben,

.....
in Bekräftigung der Notwendigkeit, eine umweltverträgliche und nachhaltige Entwicklung sicherzustellen,

in Anerkennung der Notwendigkeit, die wissenschaftliche und technische Zusammenarbeit fortzusetzen, um den auf kritischen Belastungen und kritischen Werten beruhenden Lösungsansatz weiter auszuarbeiten, einschließlich der Bemühungen zur Bewertung verschiedener luftverunreinigender Stoffe und unterschiedlicher Auswirkungen auf die Umwelt, auf Materialien und auf die menschliche Gesundheit,

.....
sind wie folgt übereingekommen:

Artikel 2

Grundlegende Verpflichtungen

(1) Die Vertragsparteien begrenzen und verringern ihre Schwefelemissionen, um die Gesundheit des Menschen und die Umwelt vor nachteiligen Auswirkungen, insbesondere Auswirkungen durch Versauerung zu schützen und um sicherzustellen, soweit möglich ohne unverhältnismäßig hohe Kosten zu verursachen, daß Ablagerungen von oxidierten Schwefelverbindungen die nach dem heutigen wissenschaftlichen Kenntnisstand in Anhang I als kritische Schwefelablagerungen angegebenen kritischen Belastungen für Schwefel langfristig nicht überschreiten.

Artikel 6

Forschung, Entwicklung und Überwachung

Die Vertragsparteien fördern die Forschung, Entwicklung, Überwachung und Zusammenarbeit in bezug auf

- a) die internationale Harmonisierung der Methoden zur Festlegung der kritischen Belastungen und der kritischen Werte....
- c) Strategien zur weiteren Verringerung der Schwefelemissionen auf der Grundlage der kritischen Belastungen....
- d) das Verständnis für die weitreichenden Auswirkungen von Schwefelemissionen....auf die Umwelt...

Artikel 7

Einhaltung des Protokolls

(1) Hiermit wird ein Durchführungsausschuß eingesetzt, der die Durchführung dieses Protokolls und die Einhaltung der....Verpflichtungen überprüft....

Oslo, 13.Juni 1994

• **Critical Loads & Levels-Konzept**

Die Belastbarkeit der Ökosysteme bestimmt die Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung. Abgeleitet vom wissenschaftlichen Erkenntnisstand werden für jeden Schadstoff und alle wichtigen ökologischen Rezeptoren spezifische Belastungsgrenzen (Critical Loads & Levels) be-

stimmt. Die Ausgangssituation in bezug auf die bisherige Belastung und die Sensitivität der Ökosysteme gehen in das Konzept ein.

Beispiel: Im zweiten SO₂-Protokoll und dem Nachfolgeprotokoll für NO_x werden die Maßnahmen zur Emissionsreduzierung von wissenschaftlich erarbeiteten und international bestätigten Critical Loads & Levels abgeleitet.

Erforderlich wurde ein neuer Strategieansatz, da bereits beim Inkrafttreten des SO₂-Protokolls dessen ökologische Inkonsequenz unbestritten war. Mit der Zielstellung, die Emissionen in allen Ländern bis 1993 um 30 Prozent zu vermindern, waren einerseits beachtliche wirtschaftliche Aufwendungen verbunden, denen andererseits aber keine sichtbaren ökologischen Effekte gegenüberstehen. So nimmt beispielsweise der Anteil des versauerten Waldbodens (unterhalb pH 4) auch bei voller Einhaltung dieses Protokolls ständig zu (Abb.1). Selbst die Verdopplung der Zielsetzung aus dem ersten SO₂-Protokoll, also eine 60 prozentige statt einer 30 prozentigen Minderung des SO₂-Ausstoßes, würde für Mitteleuropa die ökologische Belastung nicht grundlegend ändern. Wie eine IIASA-Studie ergab (AMANN, KLAASEN u. SCHÖPP 1991), liegen auch dann die sauren Depositionen in vielen Regionen noch weit über den ökologischen Belastungsgrenzen.

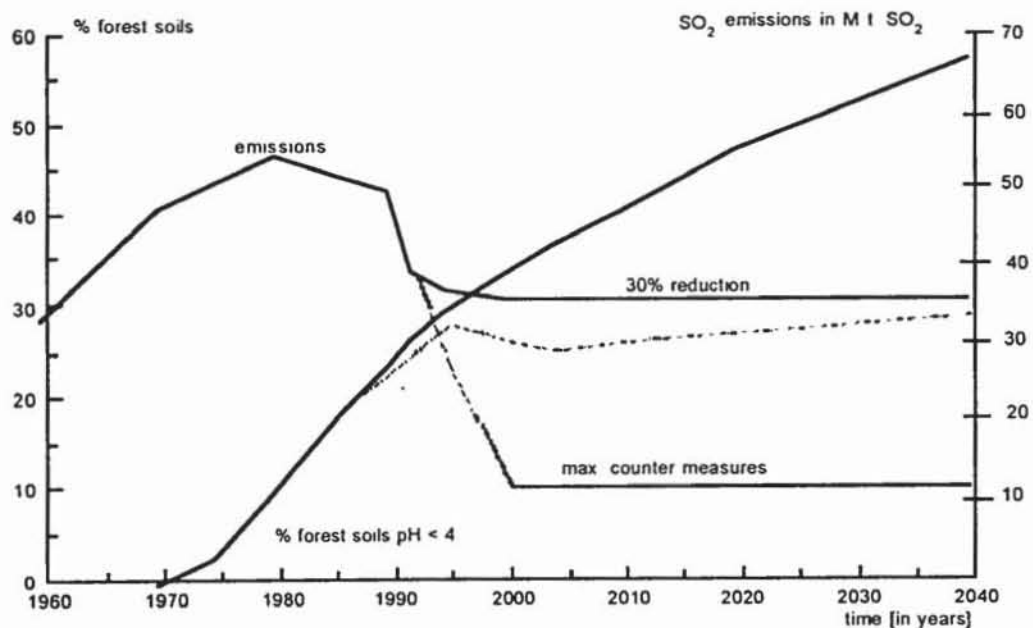


Abbildung 1: Entwicklung der SO₂-Emissionen in Europa und Anteil der Waldböden mit einem pH-Wert < 4 (RIVM 1989)

Deshalb wurde vereinbart:

Die Emissionssenkungen werden auf zu erarbeitende ökologische Belastungsgrenzen bezogen, deren Einhaltung unter den spezifischen Bedingungen der einzelnen Länder und Regionen Schäden in den Ökosystemen sowie an Bauwerken und Materialien ausschließen soll. Damit wird der Versuch unternommen, die Emissionsreduzierung eines Schadstoffes von vornherein ökologisch begründet vorzubereiten.

Erstmals verwandt wurde der Begriff "Ökologische Belastungsgrenzen" Ende der 70er Jahre zur Unterstützung umweltpolitischer Entscheidungen der Regierung Kanadas. Er fand daraufhin Eingang in die internationale Arbeit, insbesondere im Zusammenhang mit dem Übereinkommen über weitreichende, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen. Angeregt durch den Nordischen Ministerrat wurde ab 1986 versucht, das Konzept auf komplexe Ökosysteme anzuwenden und den Vorschlägen zur Senkung von Schadstoffbelastungen ökologische Belastungsgrenzen zugrunde zu legen (NILSSON 1986). Ein Anliegen bestand dabei darin, eine ökologische Alternative zum technisch orientierten BAT-Ansatz zu schaffen.

Abhängig vom Schadstoff und seiner Wirkung im Ökosystem werden ökologische Belastungsgrenzen allgemein wie folgt definiert (UN ECE 1993):

Critical Loads sind die quantitative Abschätzung der Schadstoffdeposition, bei der nach bisherigem Wissen keine nachweisbaren Veränderungen der Ökosysteme in Struktur und Funktion zu erwarten sind.

Critical Levels sind die quantitative Abschätzung der Schadstoffkonzentration (Immission), unterhalb der, nach derzeitigem Wissen, keine Schäden bei den ökologischen Rezeptoren zu erwarten sind.

Seitdem 1990 das methodische Handbuch zur Bestimmung der Critical Loads "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded" (UN ECE 1993) als Ergebnis mehrerer internationaler Expertentreffen herausgegeben wurde, sind viele Fortschritte bei der grundlegenden Datenbasis und in der Zuverlässigkeit der Bestimmungsmethoden für die Critical Loads & Levels erreicht worden. In den UN ECE-Strukturen (Abb. 2) fließen aus unterschiedlicher Sicht Ergebnisse und Erfahrungen der Arbeitsgruppen, darunter der unter deutscher Leitung stehenden Task Force on Mapping, in die umweltpolitischen Zielstellungen ein.

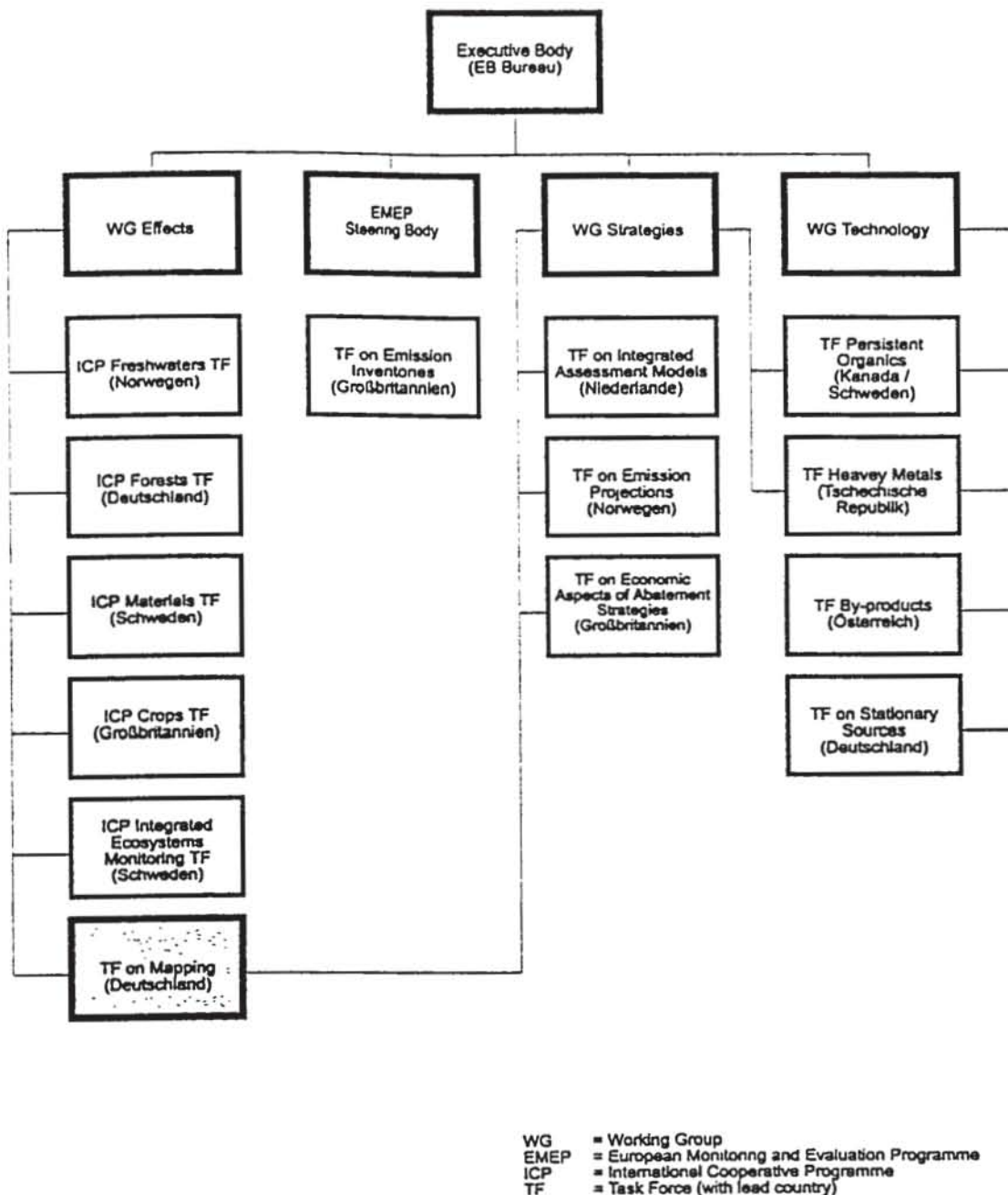


Abbildung 2: Einbindung des Critical Load-Konzepts in die UN ECE Strukturen
(UBA ICP 1995)

Zur Vorbereitung des zweiten Schwefelprotokolls wurden die maximal zulässigen Säureeinträge für empfindliche, gleichzeitig aber auch repräsentative Ökosysteme kartiert, so zum Beispiel die europäische 5-Perzentilkarte der Critical Loads für die saure Deposition durch den Eintrag von Schwefelverbindungen in Waldökosysteme. Damit wird einer Forderung des Schwefelprotokolls gefolgt, die Critical Loads auch getrennt für den Schwefel- und den Stickstoffanteil bei den Luftschadstoffen zu berechnen. Für die Europakarte können aus dem

Vergleich der Critical Loads mit der tatsächlichen Säurebelastung Aussagen über die Einhaltung oder Überschreitung der Critical Loads getroffen werden.

Infolge der regional unterschiedlichen Belastbarkeiten der Ökosysteme ergeben sich individuelle Festlegungen für die Obergrenzen der Schwefelemissionen für die einzelnen Vertragsstaaten bzw. für die Rasterzellen (etwa 150 km * 150 km) des europäischen Ausbreitungsmodells für Luftschadstoffe EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme, UN ECE/EMEP 1990).

Deutschland ist nach dem zweiten Schwefelprotokoll verpflichtet, seine SO₂-Emissionen im Vergleich zum Basisjahr 1980 um 83 % bis zum Jahr 2000 und um 87 % bis zum Jahr 2005 zurückzuführen. Bereits nach dem ersten Schwefelprotokoll war europaweit eine Reduzierung der Emissionen größer 30 % zu verzeichnen, Deutschland erreichte bis 1992 eine Verminderung des SO₂-Ausstoßes um 53 %. Mit Deutschland vergleichbare Schwefelreduzierungsraten wurden im zweiten Protokoll auch für Österreich, Dänemark, Finnland, Schweden, Niederlande, Frankreich und Belgien festgelegt. Unter den Ländern des früheren Ostblocks will Polen seine Schwefeldioxidemissionen im gleichen Zeitraum um 47 %, die Tschechische Republik um 60 % und Bulgarien um 40 % mindern.

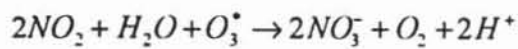
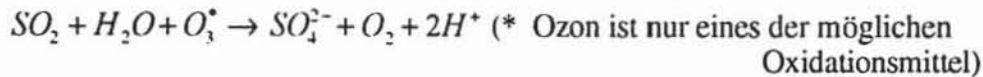
Die Critical Load-Berechnungen für Europa und die daraus abgeleiteten Karten zeigen, daß mit diesem ökosystemaren Ansatz eine Möglichkeit gefunden wurde, Schadstoffsenkungsstrategien differenziert auszuarbeiten und unter ökologischen Gesichtspunkten zu optimieren. In der europäischen Luftreinhaltepolitik sollen die Critical Loads bestimmen, in welchem Umfang weitere Maßnahmen zur Senkung der Schadstoffemission bzw. -deposition festgelegt werden müssen. Die Zielstellung dabei ist, über einen absehbaren Zeitraum die Schadstoffemissionen soweit zu senken, daß überall die ökologischen Belastungsgrenzen nicht mehr überschritten werden.

3.0 Erfassung von Critical Loads in Deutschland

3.1 Critical Loads für Säureeinträge in Waldböden

Im Zusammenhang mit der Vorbereitung des zweiten Schwefelprotokolls für Europa, das erste ECE-Protokoll zur Minderung der Emissionen von Schwefeldioxid hatte eine Laufzeit von 1985 bis 1993, wurden auch in Deutschland zunächst Critical Loads für den Eintrag von Schwefelverbindungen bestimmt.

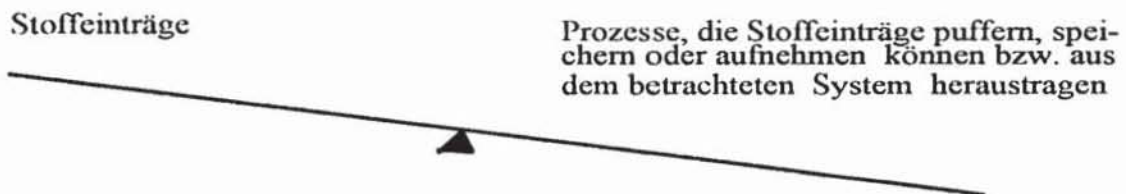
Aus wissenschaftlicher Sicht erfolgte darüber hinaus eine Erweiterung der Berechnungen auf die gesamte saure Deposition. So werden gegenwärtig die Schwefel- und Stickstoffverbindungen einzeln ebenso wie hinsichtlich des Gesamtsäureeintrags, als Protonenabgabe (H^+) betrachtet, in die Berechnungen einbezogen:



Von den durch Luftschadstoffe betroffenen Ökosystemen wurde allgemein für Europa der Wald bzw. der Waldboden als Rezeptor für die Bestimmung von Critical Loads für den Säureeintrag ausgewählt. Einige europäische Länder berechneten zusätzlich auch Critical Loads für die Versauerung von Seen.

Die zur Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen verwendeten Methoden basieren auf einem einfachen Gleichgewichtsansatz für die Massenbilanzen. Wie auf einer Waage werden dabei die Quellen und Senken der betrachteten (Schad-) Stoffe gegeneinander aufgewogen.

Massenbilanzmethode



Mit Einstellung des Gleichgewichts wird die maximal zulässige (anthropogene) Deposition, der Critical Load-Wert, erreicht. Versauernd wirkende Stoffeinträge z.B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen, die Nährstoffeinträge in Form von Stickstoff sollten nicht höher als die N-Festlegung sowie der Entzug mit Biomasse und Sickerwasser sein.

Beim Säureeintrag sind signifikante Schäden in einem Waldökosystem zu erwarten, wenn kritische chemische Werte in der Bodenlösung über- oder unterschritten werden, die zu einer Destabilisierung der Bodenprozesse oder zu Schäden an der Vegetation führen.

Als kritische chemische Werte (Tab.1) sind die Protonen- und Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung sowie ein kritisches Ionenverhältnis der basischen Kationen (BC) Calcium (Ca^{2+})

und Magnesium (Mg^{2+}) zum Aluminium (Al^{3+}) anzusehen, letzteres wird als BC/Al- oder Ca+Mg/Al-Verhältnis bezeichnet (UN ECE 1993, HETTLINGH und DE VRIES 1992, ROST-SIEBERT 1985, HÜTTERMAN und ULRICH 1984).

Parameter	Einheit	Wert
Al	eq/m ³	0.2
BC / Al	eq/eq	1.0
pH	-	4.0
ANC	eq/m ³	-0.3

Tabelle 1: Kritische chemische Werte in der Bodenlösung unter Waldökosystemen

Critical Loads können somit auch als die maximale Deposition beschrieben werden, bei deren langfristigem Eintrag sich die Verhältnisse in der Bodenlösung nicht dahingehend ändern, daß einer dieser kritischen chemischen Werte den Toleranzbereich verläßt. Zum Beispiel sind als Folge einer Bodenversauerung die Auswaschung basischer Kationen und damit die Verschiebung des Ca+Mg/Al-Verhältnisses beobachtet worden, wobei ein Wert von 1 als eine kritische Größe anzusehen ist. Ein gesunder Boden zeichnet sich durch ein Ca+Mg/Al-Verhältnis zwischen 10 und 100 aus (ROST-SIEBERT 1985, SVERDRUP 1992).

Das für die Critical Load-Berechnungen verwendete einfache Massenbilanz-Modell setzt bei dieser Erkenntnis an und verwendet die Säureneutralisationskapazität (ANC, Tab. 1) in der Bodenlösung sowie das BC/Al-Verhältnis als einen zentralen Grenzwert für versauerungsgefährdete Forstböden. Zur Berechnung der maximalen Eintragungswerte, die eine Einhaltung dieser Grenzwerte gewährleisten, hat man sich auf die Modellierung der maßgeblichen Schlüsselprozesse im System Waldboden konzentriert. Die Betrachtung eines langfristigen Gleichgewichtszustandes (steady state) ist dabei eine Grundannahme des Critical Load-Ansatz. Auf der Waage werden also auf der einen Seite die Protoneneinträge, auf der anderen Seite die Nettosumme der Raten der Protonen konsumierenden und produzierenden Prozesse im System bilanziert, wobei der Critical Load-Wert dem Eintrag entspricht, der diese Waage ausgleicht.

Die diese einfache Massenbilanz abbildende Grundgleichung berücksichtigt vier Quellen oder Senken:

- die Freisetzung basischer Kationen (BC) durch die Mineralverwitterung (BC_w),
- die Aufnahme basischer Kationen durch die Vegetation (BC_t),
- die Aufnahme von Stickstoffverbindungen durch die Vegetation (N_t) sowie

- den Verlust an Säureneutralisierungskapazität (Acid Neutralizing Capacity, ANC) durch die Auswaschung in tiefere Bodenschichten (ANC_l).

Aus der Grundgleichung

$$CL_{AC} = BC_w - BC_u + N_u - ANC_l$$

wird die Berechnungsvorschrift entwickelt, die abgeleitete Gleichung zur Critical Loads-Bestimmung lautet:

$$CL_{AC} = BC_w + \left(\frac{0,8 * BC_w + BC_d - BC_u - PS * 0,015}{(BC / AL) * K_{gibb}} \right)^{v3} * PS^{2/3} + (0,8 * BC_w + BC_d - BC_u - PS * 0,015)$$

CL_{AC} - Critical Load für den Säureeintrag [eq/ha yr]

BC_w - Verwitterungsrate [eq/ha yr]

BC_d - Deposition basischer Kationen [eq/ha yr]

BC_u - Aufnahme basischer Kationen durch die Vegetation [eq/ha yr]

PS - Sickerwasserrate (Precipitation surplus) [eq/ha yr]

Die gesamte Ableitung der Berechnungsvorschriften kann NAGEL, SMIA TEK und WERNER (1994) entnommen werden. Für die deutschen Waldgebiete sind seit 1991 Berechnungen und Kartierungen der Belastbarkeit mit Säureeinträgen erstellt und veröffentlicht worden. Ebenfalls liegen Karten der Überschreitung der Critical Loads vor (SRU 1994; NAGEL, SMIA TEK und WERNER 1994).

Tabelle 2 und Abbildung 3 zeigen die Belastbarkeitswerte in ihrer realen Flächenverteilung. Entsprechend der Waldverteilung ist in der Karte mit einer Auflösung von 1 km * 1 km der Critical Load-Wert für den dort hauptsächlich vorkommenden Waldtyp dargestellt.

Critical Loads [eq/ha yr]	Anteil der Waldfläche [%]
< 200	2,7
200 - 500	9,0
500 - 1000	33,0
1000 - 2000	37,9
> 2000	17,4

Tabelle 2: Critical Loads-Verteilung bezogen auf die Waldfläche

Aus der statistischen Verteilung der Critical Load-Werte ergibt sich, daß etwa 45 Prozent der deutschen Waldflächen sehr empfindlich gegenüber Säureeinträgen sind. Die Belastbarkeitswerte liegen unter 1000 eq/ha yr.

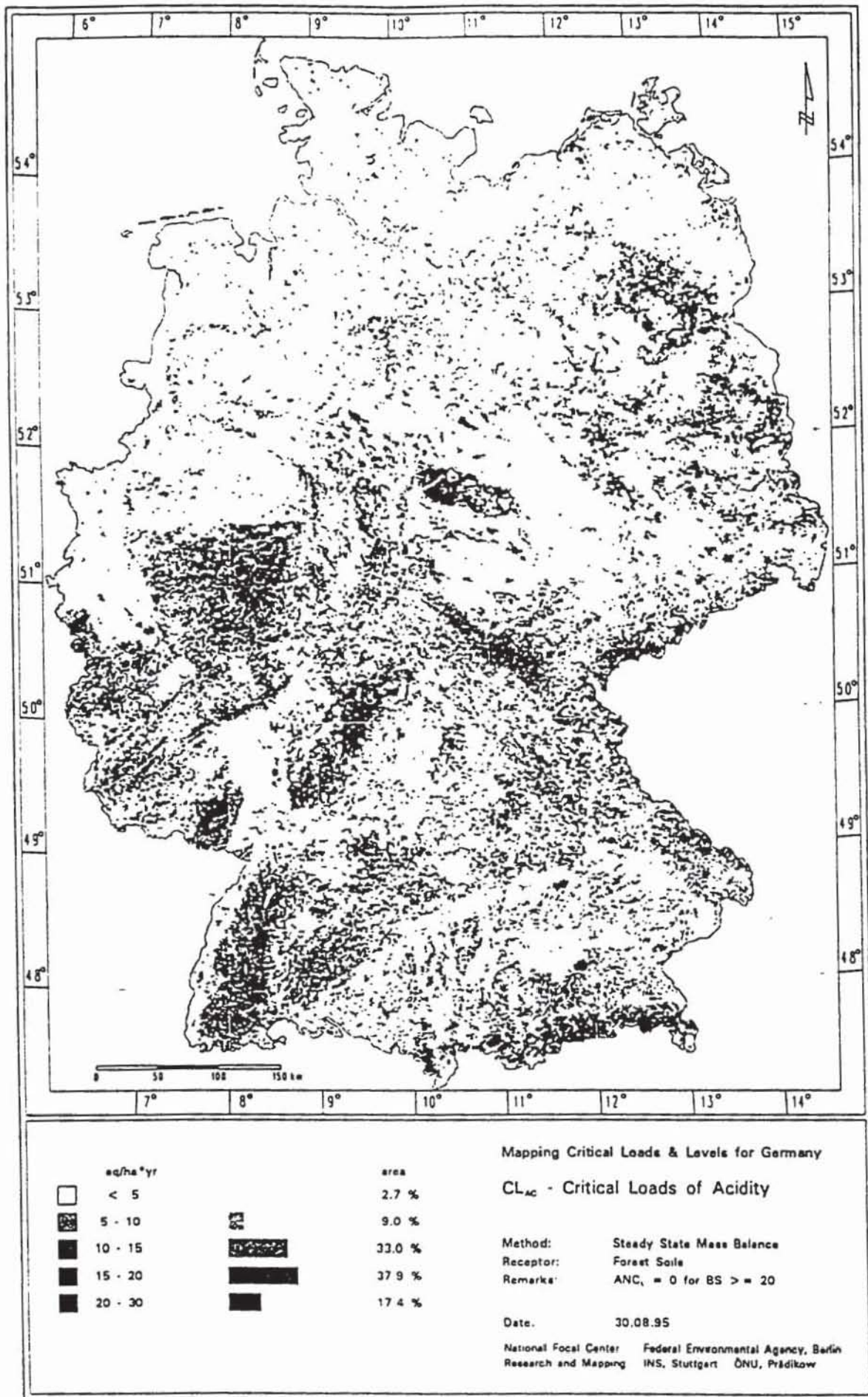


Abbildung 3: Critical Loads für den Säureeintrag in Waldböden

Bei weiteren 38 Prozent werden Depositionswerte von 1000 eq/ha yr bis 2000 eq/ha yr noch toleriert. Weniger als 20 Prozent des deutschen Waldes befinden sich auf gut gepufferten Standorten, sind gegenüber den sauren Einträgen demzufolge nicht so sensibel.

3.2 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge in Waldökosysteme

Während die Emissionen von Schwefelverbindungen in den letzten beiden Jahrzehnten deutlich geringer wurden, haben sich die Emissionen von Stickstoffverbindungen in den meisten Ländern auf hohem Niveau gehalten, teilweise sogar erhöht. Wenn Anfang der 70er Jahre Stickstoffverbindungen bis auf wenige Ausnahmen höchstens mit einem Drittel an der sauren Deposition beteiligt waren, so hat sich diese Relation deutlich in Richtung eines höheren Stickstoffanteils verschoben. Auch in Deutschland läßt sich die Tendenz der Verschiebung des Schadstoffeintrages von Schwefel- zu Stickstoffverbindungen nachweisen, wie Untersuchungen an einem Standort im Solling exemplarisch zeigen (Abb. 4 nach ULRICH 1993 und BML 1994).

Aus ökologischer Sicht sind diese anthropogenen Stickstoffeinträge deshalb so gravierend, weil unter naturnahen Bedingungen Stickstoff in der Regel knapp ist. Ökosysteme haben sich in der Evolution zumeist auf Bedingungen eingestellt, bei denen nutzbarer Stickstoff zu den begrenzenden Faktoren im Stoffkreislauf gehört. Ihre besondere ökologische Wirkung erlangen Stickstoffverbindungen dadurch, daß sie in pflanzenverfügbarer Form einen zusätzlichen Nährstoffeintrag bedeuten und damit zur Eutrophierung der terrestrischen und aquatischen Ökosysteme beitragen.

Nach Abschluß des zweiten Schwefelprotokolls ist deshalb die Vorbereitung eines Nachfolgeprotokolls für Stickstoff von höchster Priorität in der europäischen Umweltpolitik. Wie beim Schwefelprotokoll sollen die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff dabei die Grundlage bilden, um ökologisch wirksame Ziele für die Emissionsminderung in den einzelnen Ländern bzw. für den gesamteuropäischen Raum bestimmen zu können. Mit dem zweiten Protokoll für Stickstoffverbindungen kann in nächster Zeit gerechnet werden.

Aufbauend auf den Ergebnissen des Workshops zur Kartierung von Critical Loads für Stickstoff in Lökeberg, Schweden (März 1992) ist als methodischer Ansatz ebenso wie bei den Säureeinträgen eine Massenbilanz gewählt worden. Danach werden die anthropogenen Stickstoffdepositionen den stickstoffspeichernden bzw. stickstoffverbrauchenden Prozessen im Ökosystem gegenübergestellt. Zu diesen zählen die Nettofestlegung von Stickstoff in der Holzbiomasse, die Nettoimmobilisierung in der Humusschicht, die Denitrifikation und ein zu tolerierender bzw. unvermeidbarer Nitrataustrag mit dem Sickerwasser.

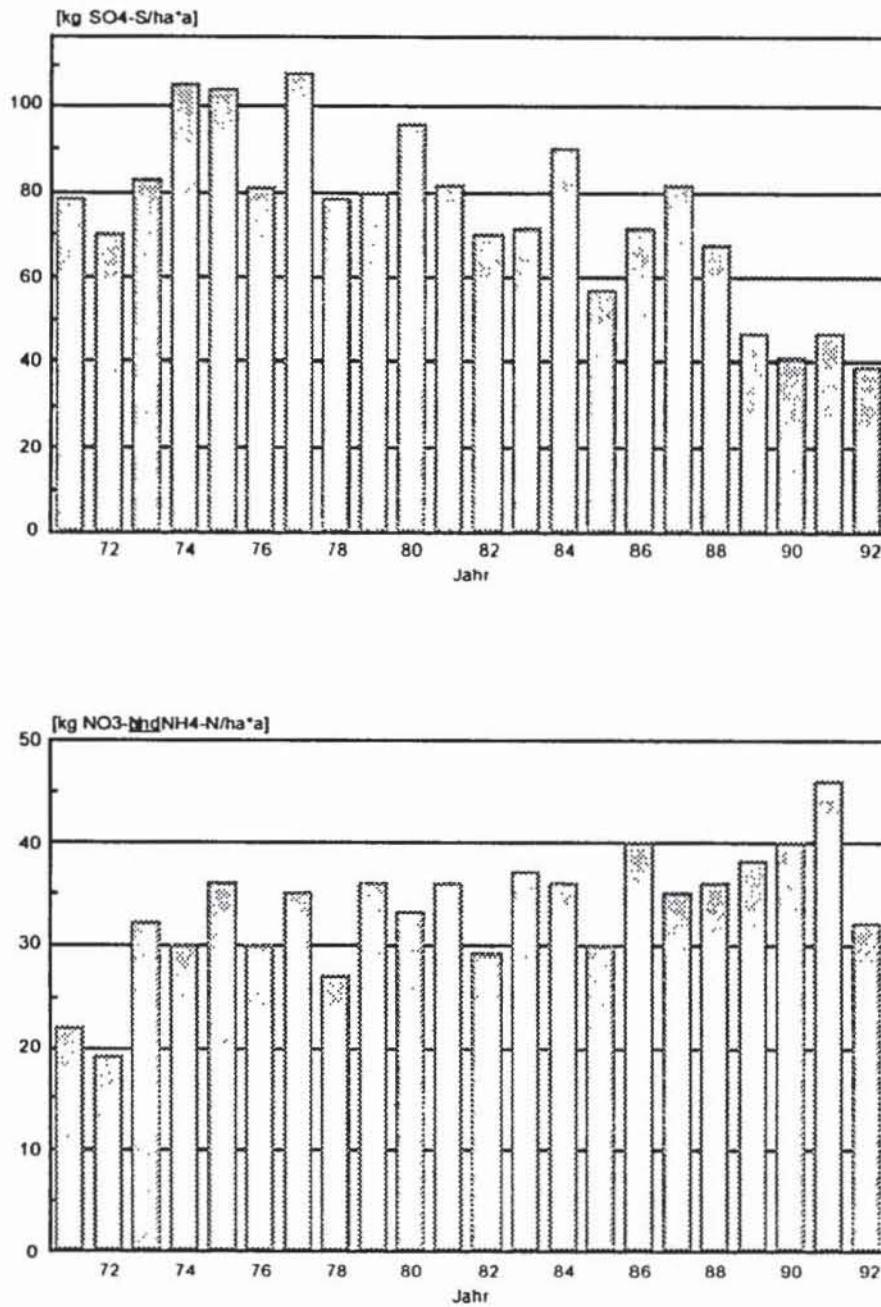


Abbildung 4: Jahresmittelwerte der Deposition (Kronentraufe) von Schwefel (SO₄-S) und Stickstoff (NO₃-N und NH₄-N) in einem Fichtenbestand des Solling 1971-1992

Die Bestimmung der Belastungsgrenzen für Stickstoffverbindungen erfolgt damit nach der Gleichung:

$$CL_{nut}(N) = N_{u(crit)} + N_{l(crit)} + N_{f(crit)} + N_{de}$$

wobei:

- $CL_{nut}(N)$ - Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag in kg N/ha yr
 $N_u(crit)$ - Grenzwert für die Stickstoffaufnahme durch die Vegetation in kg N /ha yr
 $N_i(crit)$ - Grenzwert für die Stickstoffimmobilisierung im Humus in kg N/ha yr
 $N_l(crit)$ - Grenzwert für den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser in kg N/ha yr
 N_{de} - Denitrifikationsrate in kg N/ha yr

Die Ergebnisse der Critical Loads- Berechnungen ergeben für die Waldflächen Deutschlands folgende Grenzwerte der Belastbarkeit mit Stickstoffeinträgen (Tab.3 und Abb.5):

Critical Load in kg N/ha yr	Waldfläche in %
0 - 5	0
5 - 10	52,1
10 - 15	36,4
15 - 20	11,2
20 - 30	0,3
> 30	0
Gesamtfläche	100,0

Tabelle 3: Critical Loads für Stickstoffeinträge in Waldökosysteme

Der flächenmäßig größte Anteil der Critical Loads liegt im Bereich zwischen 5 kg N/ha yr und 15 kg N/ha yr. Wie bisherige Erkenntnisse belegen, entsprechen die berechneten Werte etwa der Menge Stickstoff, die intakte Waldökosysteme durchschnittlich im jährlichen Derbholzzuwachs festlegen können. Für Kiefernforsten sind Critical Loads in diesen Größenordnungen wahrscheinlich noch etwas überhöht. Hochproduktive Waldstandorte hingegen sind über sehr begrenzte Zeiträume durchaus in der Lage, größere Mengen an Stickstoff (> 30 kg N/ha yr) umzusetzen (BOBBINK 1995).

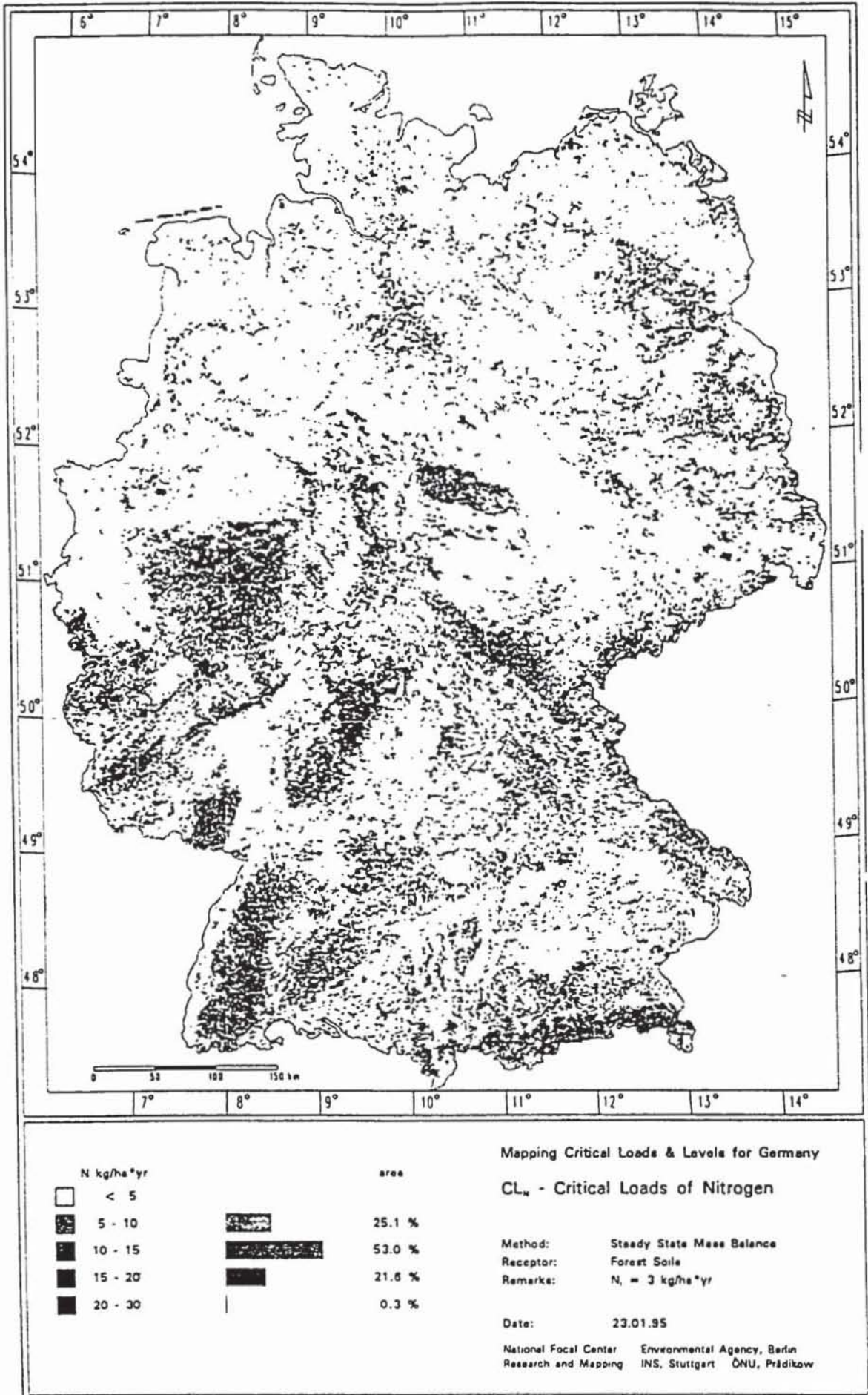


Abbildung 5: Critical Loads für den Stickstoffeintrag in Waldökosysteme

3.3 Critical Loads für aquatische Ökosysteme gegenüber Säurebildnern und eutrophierenden Stickstoffeinträgen

In Deutschland wurden bei der Bestimmung von ökologischen Belastungsgrenzen neben den Waldökosystemen auch aquatische Ökosysteme, vorrangig natürliche und künstliche Standgewässer, in die Untersuchungen einbezogen.

Der Eintrag atmosphärischer Schadstoffe initiiert im Gewässer

- Versauerungsvorgänge durch den Eintrag von SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ ,
- eine beschleunigte Eutrophierung infolge erhöhter Stickstoffeinträge (NO_3^- , NH_4^+).

Die Bestimmung der Critical Loads für aquatische Ökosysteme erfolgt vorrangig mit Gleichgewichtsmodellen, wie der First-Order Acidity Balance Method (FAB) und der Steady-State Water Chemistry Method (SSWC).

Gewässername	CL _{nut(N)} [eq/ha yr]	CL _{Ac} [eq/ha yr]	Überschreitung CL _{Ac} [eq/ha yr]
TS Muldenberg	640	800	5340
TS Cranzahl	740	1990	4080
TS Carlsfeld	600	560	5300
TS Falkenstein	920		
TS Stollberg	810		
TS Werda	720		
TS Lichtenberg	720		
TS Gottleuba	390		
TS Saidenbach	420		
TS Sosa	740	1730	4410
TS Neunzehnhain II	790	4250	2470
Rachelsee	750	300	2590
Pinnsee	640	510	720

Tabelle 4: Berechnung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff (CL_{nut(N)}) und Säureeinträge (CL_{Ac}) nach der FAB-Methode für Talsperren (TS) und Seen

Ein Vergleich der für deutsche Seen ausgewiesenen Critical Loads mit denen anderer Länder zeigt, daß die Werte annähernd im gleichen Bereich liegen. Die nach der FAB-Methode für die Talsperren Cranzahl, Neunzehnhain II und Sosa ausgewiesenen CL-Werte liegen etwas höher als beispielsweise die für finnische Seen ermittelten Werte. Die CL-Werte der anderen Gewässer sind vergleichbar. In Norwegen und Polen erfolgte die Critical Loads Berechnung für Gewässer nach der SSWC-Methode. Die ermittelten Werte liegen auch hier in ähnlichen Größenordnungen.

Für die Bestimmung der Critical Loads für aquatische Ökosysteme sind nicht nur die Standgewässer, sondern auch die Fließgewässer interessant. Gerade die ökologisch wertvollen, un-

verschmutzten Gewässeroberläufe der kalkarmen Mittelgebirge sind gegenüber Versauerungen besonders empfindlich. Im Rahmen der ECE wurde ein internationales Überwachungsprogramm zur Feststellung und Beurteilung der Versauerung von oberirdischen Gewässern entwickelt, Untersuchungsgebiete dafür sind in Deutschland vor allem die Oberläufe von Fließgewässern in Bayern (SCHNELBÖGL, BURKL u. WIETING 1995).

3.4. Critical Loads für Schwermetalle und persistente organische Verbindungen

Die Anreicherung von Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen (POP) in den Umweltmedien und die von ihnen ausgehenden schädlichen Einwirkungen finden in Umweltforschung und Politik zunehmende Beachtung. Im Unterschied zu den meisten POP sind Schwermetalle Bestandteile von natürlichen Stoffkreisläufen. Diese werden aber heute stark von anthropogenen Einflüssen überlagert. Dagegen stammen viele POP ausschließlich aus Produktionsprozessen. Die Vielzahl der möglichen Verbindungen, Isomeren und Spaltprodukte, die trotz ähnlicher Strukturen oft völlig unterschiedliche Eigenschaften aufweisen, macht eine Risikobewertung besonders kompliziert.

Die Gefahr, die von einer Anreicherung des Bodens mit persistenten Stoffen ausgeht, liegt hauptsächlich in der Kontamination von Nahrungsketten bis hin zum Menschen. Sowohl bei Schwermetallen als auch bei POP sind stoffabhängig toxische, mutagene und kanzerogene Wirkungen auf höherentwickelte Lebewesen bekannt. Weiterhin treten Minderungen der Besiedlungsdichte von Böden und Einschränkungen der mikrobiologischen Aktivität auf. Dagegen setzen toxische Wirkungen auf Pflanzen bzw. Ertragsdepressionen bei verschiedenen persistenten Schadstoffen erst bei sehr hohen Konzentrationen im Boden ein. Da Metalle und POP oft sehr geringe Partikelgrößen aufweisen bzw. in der Gasphase vorliegen, werden sie z. T. über sehr weite Strecken getragen und können auch Bestandteil grenzüberschreitender, luftgetragener Schadstofftransporte sein. So ist bekannt, daß die Konzentration von Blei im Polarschnee heute um den Faktor 500 höher als sein ursprünglicher Gehalt ist (SCHEFFER u. SCHACHTSCHINABEL 1989).

Ausgehend von diesen Fakten ist eine Begrenzung des Eintrags persistenter Stoffe in die Umwelt dringend erforderlich. Als Beitrag dazu wurden, basierend auf dem Critical Loads & Levels Ansatz für Stickstoff und Säurebildner, erste Ansätze zu einer Ableitung von kritischen Eintragungswerten für Schwermetalle und POP entwickelt. Diese Ergebnisse sind im ESQUAD-Bericht (European Soil & Sea Quality due to Atmospheric Deposition) "The Impact of Atmospheric Deposition of Non-Acidifying Pollutants on the Quality of European Forest Soils and the North Sea", (van den HOFF 1994) beschrieben. In einem Entwurf des "Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters" (de VRIES u. BAKKER

1995) wurden die Arbeitsschritte zur Berechnung der Critical Loads für Schwermetalle beschrieben und zur Diskussion gestellt. Im April 1995 fand im Rahmen eines Workshops in Helsinki eine erste Diskussion über Möglichkeiten der Berechnung statt, wobei mehrere europäische Länder, darunter die BRD, ihre Ansätze vorstellten.

Weitere internationale und nationale Forschungsprogramme zum Depositionsverhalten, der räumlichen Verteilung von Schwermetallbelastungen und zu den Auswirkungen auf die Ökosysteme liefern wichtige Hintergrundinformationen. So wurden beispielsweise im Rahmen des EMEP-Projektes "Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe - estimations based on moss analysis" (RÜHLING 1994) alternativ zu bisherigen Depositionsmessungen die Schwermetallgehalte ektohydrer Moose im Großteil europäischer Länder gemessen. Die Ergebnisse ermöglichen qualitative und quantitative Aussagen zur räumlichen Verteilung von Schwermetalldepositionen und sollten zum Vergleich zu den Berechnungen von Critical Loads für Schwermetalle herangezogen werden.

Erste Ergebnisse zur Modellierung des Einflusses von nicht säurebildenden Luftschadstoffen auf die Qualität von Böden und des Meerwassers der Nordsee sind im Hauptbericht zum ESQUAD-Projekt enthalten. Die Berechnungen erfolgten für folgende Stoffe:

- Schwermetalle: Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Blei (Pb)
- organische Schadstoffe: Lindan, Benzo(a)pyren (B(a)p)

Als Maßstab für die Feststellung von Veränderungen chemischer Bodeneigenschaften und Beeinträchtigungen von Ökosystemen wurden die folgenden Schwellenwerte herangezogen:

- **MPC** (Maximum Permissible Concentrations) basieren auf 0 - Effekt-Konzentrationen aus Messungen mit Boden- und Wasserorganismen unter Laborbedingungen.
- **NC** (Negligible Concentrations) entsprechen 1 % der MPC und sind damit ökologisch vernachlässigbare Konzentrationen.
- **DTV** (Dutch Target Values) basieren für Organika auf NC. Für Schwermetalle wurden sie aus Hintergrundwerten in Böden und Grundwasser unbelasteter Gebiete abgeleitet. Es sind Zielwerte, die auch von politischen Konventionen beeinflusst sind.
- **SMV** (Swedish Moor Values) wurden abgeleitet anhand toxischer Wirkungen auf mikrobiologische Prozesse in der organischen Auflage von Waldböden (0-Effekt-Konzentrationen), sind bisher jedoch ohne statistische Absicherung.

Unter Nutzung der mit dem Critical Loads-Konzept gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen über die Wirkung von Säure- und Stickstoffeinträgen wird in Deutschland zukünftig auch die Wirkung von Schwermetallen und ausgewählten persistenten Organika auf Böden unterschiedlicher Nutzung untersucht und eine Methode zur Festlegung von Belastungsgrenzen bzw. differenzierter maximaler Eintragungswerte entwickelt. Eine wichtige Grundlage dafür bildet die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 und der Entwurf zum Bodenschutzgesetz. In beiden wird ein Vorsorgeprinzip formuliert, das vom Grundsatz nur Stoffeinträge zuläßt, die maximal dem unbedenklichen Austrag entsprechen. Der Entwurf zum Bodenschutzgesetz legt eine allgemeine Vorsorgepflicht gegenüber Bodenverunreinigungen fest und fordert die Ableitung konkreter Vorsorgewerte in Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften.

Dazu ist es erforderlich, basierend auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, Kriterien zu formulieren, die die

- Unbedenklichkeit von Stoffeinträgen feststellen und/oder
- das Bestehen einer Besorgnis von schädlichen Bodenveränderungen signalisieren.

Bei bereits eingetretenen Veränderungen ist ab einer bestimmten Dimension der Handlungsbedarf geregelt. Die Bewertungsgrundlagen dafür sind in den einzelnen Bundesländern vorhanden. In Durchsetzung der Vorsorgepflicht muß der Handlungsbedarf jedoch bereits bei der Besorgnis einer Bodenveränderung einsetzen. Die dafür notwendig zu bestimmenden Besorgungsschwellen lassen sich durch einen Critical Load-Ansatz formulieren.

Literatur:

AMANN, M., KLAASEN, G. u. SCHÖPP, W. (1991): UN ECE Workshop on exploring European Sulfur Abatement Strategies. IIASA, Laxenburg, Austria, S.32.

BML (1994): Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1994. Ergebnisse der Waldschadenserhebung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

BOBBINK, R. (1995): Empirical Nitrogen Critical Loads for Natural and Seminal Ecosystems. Background paper UN-ECE Meeting, Dec.1995, Geneva

COSTANZA, R. (1992): Ökologisch tragfähiges Wirtschaften: Investieren in natürliches Kapital. In: Goodland, R.; Daly, H.; Serafy, S.E. u. von Droste, B. (Hrsg.) (1992): Nach dem Brundtland-Bericht: Umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung, Bonn 1992, S.85-93

FORRESTER, J.W. (1968): Principles of Systems. Wright Allen Press. Inc., Cambridge, Mass.

- FORRESTER, J.W. (1972): Der teuflische Regelkreis. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart
- FRANKE, W. u. KOTTMANN, H. (1995): Korrespondenz zwischen den Meßgrößen der Umweltgüter und einer nachhaltigen Entwicklung. Endbericht zur Arbeitsgruppe 2 beim Workshop am 10./11. Juli 1995 „Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung“ an der Akademie für Technikfolgenabschätzung Stuttgart
- GREGOR, H.D. (1993): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards, Umweltbundesamt, Berlin
- HETTELINGH, J.-P. u. de VRIES, W. (1992): Mapping Vademecum. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven (The Netherlands)
- van den HOUT, K. D. (1994): The Impact of Atmospheric Deposition of Non-Acidifying Pollutants on the Quality of European Forest Soils and the North Sea, Main report of the ESQUAD project
- HÜTTERMANN, A. u. ULRICH, B., (1984): Solid phase - solution - root interactions in soils subjected to acid deposition. Phil. Trans. Soc. Lond. B 305, S. 353 - 368.
- MEADOWS, L. u. MEADOWS, D.H. (1973): Das globale Gleichgewicht. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart
- NAGEL, H.D., SMIATEK, G. u. WERNER, B. (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien. Critical Loads & Critical Levels. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Metzler-Poeschel Stuttgart, Heft 20
- NILSSON, J. (1986): Critical Loads for Nitrogen and Sulphur. The Nordic Council of Ministers, Kopenhagen
- PEARCE, D.W. und TURNER, R.K., (1990): Economics of natural resources and the environment. In: Rennings, K., (1994)
- PFISTER, G. u. RENN, O. (1995): Ein Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg. Publikation an der Akademie für Technikfolgenabschätzung Stuttgart
- RENNINGS, K. (Hrsg.) (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Metzler-Poeschel Stuttgart, Heft 24
- RIVM (1989): Concern for tomorrow. A national Environmental Survey 1985 - 2010. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven (The Netherlands), 112 S.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H⁺- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, Bd.12.
- RÜHLING, A. (1994): Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe - estimations based on moss analysis". Nordic Council of Ministers, Nord 1994:9, Copenhagen
- SCHAEFFER F., SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- SCHNELBÖGL, G., BURKL, G. u. WIETING, J. (1995): Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft München

- SRU (1994): Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Verlag Metzler-Poeschel Stuttgart
- SVERDRUP, H. (1992): Calculating critical loads for high precipitation areas. "Workshop on Problems on Mapping Critical Loads and Levels in Sub-Alpine and Alpine Regions" 9.-10.03.1992, Wien
- ULRICH, B (1993): 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. Forstarchiv 64, S. 147-152
- UN ECE (1979): UN Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Genf
- UN ECE (1993): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded. Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 25/93
- UN ECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination center for Effects, Status Report 1993. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven (The Netherlands)
- UN ECE/EMEP (1990): Long Period Modelling of Photochemical Oxidants in Europe. EB.AIR/GE.1/R.51
- de VRIES, W. u. BAKKER, D.J. (1995): Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research (SC - DLO), Wageningen
- WCED (1987): Our Common Future (Der Brundtland-Bericht). Oxford, World Commission on Environment and Development/Oxford University Press. 393 S.
- von WEIZSÄCKER E.U. (1989): Erdpolitik - Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. Darmstadt
- von WEIZSÄCKER E.U., A.B. Lovins u. L.H. Lovins (1995): Faktor Vier. Doppelter Wohlstand - halbiertes Naturverbrauch. Der neue Bericht an den Club of Rome. Droemer Knauer München, 352 S.

5. Relevanz von Umweltgütern für Nachhaltigkeit

Dr. Johann Köppel¹

Auf der Grundlage desvorgelegten Konzepts der Akademie für Technikfolgenabschätzung zur „Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg“ sollte die Relevanz der Umweltbereiche für eine nachhaltige Entwicklung thematisiert werden. Dabei war insbesondere zu behandeln, welche Einschränkungen der Nutzungsmöglichkeiten von Umweltgütern überhaupt nachfolgende Generationen betreffen. „Welche im Indikatorensystem aufgeführten Umweltgüter können daher vernachlässigt werden? Welche Umweltgüter sind im Indikatorensystem nicht aufgeführt, aber relevant?“ - Im nachfolgenden Beitrag werden zunächst einige Aspekte des schillernden Begriffs „Nachhaltigkeit“ in einer ökologischen Interpretation behandelt. Die Auseinandersetzung mit der dargelegten Fragestellung mündet schließlich in die Feststellung, daß nahezu jede Nutzung der Umweltgüter mit Einschränkungen für die nachfolgenden Generationen verbunden sei. Keines der im Indikatorensystem der Akademie für Technikfolgenabschätzung genannten Umweltgüter kann vernachlässigt werden; ergänzende Hinweise zur Ausgestaltung des Ansatzes runden dieses Fazit ab.

1. “Nachhaltigkeit” - Aspekte einer ökologischen Interpretation

“Die äußerst heterogene Begriffsbildung und der mangelnde Konsens über die inhaltliche Auslegung des Sustainable Development-Konzeptes erweisen sich regelmäßig als Kommunikationshemmnisse und erschweren die praktische Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips.” (RADKE 1995). Eine ökonomische Interpretation von nachhaltiger Entwicklung impliziert eine Reihe von Folgerungen, denen man bei einer *ökologischen Interpretation* dieses schillernden Begriffes nicht uneingeschränkt folgen kann. Eine solche ökologische Interpretation dieses Begriffes lautet z.B. wie folgt (LORCH et al. 1995):

“Von einer nachhaltigen Entwicklung kann nur dann gesprochen werden, wenn die Nutzung des Naturpotentials durch den Menschen den Bestand der ökologischen und sozio-kulturellen Funktionen ... dauerhaft gewährleistet. In Anerkennung des Eigenwerts der Natur und ihrer Funktion als Grundlage der dauerhaften Befriedigung der individuellen und sozialen Bedürfnisse des Menschen muß dabei

¹Für eine Fülle von Anregungen sei Frau Dipl.-Ing. Konstanze Schönthaler, Bosch & Partner GmbH, gedankt.

stets die an der Tragfähigkeit der Natur orientierte Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen das vorrangige Ziel jeglicher Entwicklung darstellen”.

Fazit: “Es *gibt* bislang keine konsensfähige Definition einer nachhaltigen Entwicklung, und es soll sie vielleicht auch gar nicht geben. Der Begriff gebärdet sich nach wie vor als “everyone’s darling”“ (RADKE 1995).

Für den Ökologen stellt sich nach HABER (1994) ohnehin die Frage, ob und wie weit das Konzept der “Nachhaltigkeit” von seinen Anfängen in der Forstwirtschaft auf andere Nutzungs- bzw. Wirtschaftssysteme *übertragbar* ist. Denn schließlich werde hierbei die klassische, physische Nachhaltigkeit - bezogen auf eine einzelne Ressource oder ein Ressourcensystem wie den Wald - in eine sozio-ökonomische Nachhaltigkeit ausgeweitet. HABER (ebd.) erkennt dabei an, daß sich die “junge Umweltökonomie” mittlerweile den ökologischen Vorstellungen insofern annähert, als sie die Theorie der “neoklassischen” Volkswirtschaftler von der weitestgehenden *Substituierbarkeit* der Ressourcen Boden, Arbeit und Kapital aufgibt: Hoffnung schenke z.B. das Umdenken der Umweltökonominnen COSTANZA und DALY (1991 bzw. 1990, zit. in HABER 1994): “Sie betonen, daß das Naturkapital und das anthropogene Kapital einander ergänzen und aufeinander angewiesen sind: Was soll ein Sägewerk ohne Wald oder eine Fischereiflotte ohne Fischbestände bewirken ?” . Wie schon HABER (ebd.) vermutet, scheint dennoch der Glaube an die Substituierbarkeit des natürlichen Kapitals in der Ökonomie immer noch schwer überwindbar. Dies gilt umso mehr, wenn man bedenkt, daß zum Naturkapital “... auch die Aufnahmefähigkeit der Natur bzw. der Umweltmedien für Reststoffe und Abfälle des anthropogenen Systems ...” zählt (HABER ebd.).

Auch schließt die visionäre, globale Philosophie, die im Begriff “nachhaltige Entwicklung” enthalten ist, eine *regionalspezifische Begriffsdefinition* (LORCH et al. 1995) für vernetzt denkende Ökolog(inn)en eigentlich aus - auch für ein Bundesland wie Baden-Württemberg. Unterschiedliche Wertungen aufgrund regionalspezifischer Definitionen von “Nachhaltigkeit” könnten in letzter Konsequenz zu Zielkonflikten zwischen den Regionen führen (ebd.).

Langfristig “nachhaltige” Systeme können nur unter der Bedingung vollständiger “Autarkie” (Subsistenz) oder - realistischer - im Falle (fließ-)stabiler Außenbeziehungen entstehen. Die Stabilität dieser Außenbeziehungen ist aber wiederum von der Nachhaltigkeit der Entwicklung derjenigen Systeme abhängig, mit denen diese Beziehungen (Export, Import) gepflegt werden (z.B. Folgewirkungen des internationalen Tourismus - als “Export”größe - oder die für die EU und Baden-Württemberg eigentlich nicht notwendigen Futtermittelimporte, insbesondere aus Ländern mit Mangel an Grundnahrungsmitteln - als Importgröße). Künstliches Kapital wird noch auf absehbare Zeit

überwiegend in den Industrienationen konzentriert und natürliches Kapital aus den Entwicklungsländern exportiert. Denn mit wenigen Ausnahmen sind die für ein hochentwickeltes Land wie Baden-Württemberg lebensnotwendigen Ressourcen ungleichmäßig über die Erdoberfläche verteilt (HABER, ebd.). Dies führt zu einem kontinuierlich wachsenden demographischen und wirtschaftlichen Ungleichgewicht, nicht zuletzt zwischen den Staaten der nördlichen und südlichen Hemisphäre. Nachhaltigkeit kann also auch für ein regionales System nur dann postuliert werden, wenn dieses vorab mit seinen räumlichen Grenzen und funktionalen Verflechtungen, d.h. dem Austausch von Gütern, aber auch Kulturelementen, mit Nachbarsystemen beschrieben wurde.

Auch wenn wir eine Politik des "Öko-Imperialismus" vermeiden sollten, weil dadurch der Bevölkerung außerhalb Baden-Württembergs Produktions- und Konsumstrukturen diktiert werden könnten, sollten wir unseren Nachbarn wie auch den sog. Entwicklungsländern dasselbe zubilligen, was wir für Deutschland bzw. Baden-Württemberg postulieren: Daß also die Nutzungsmöglichkeiten der Umweltgüter möglichst lange gewahrt bleiben mögen.

Ein anderer Aspekt, um einem ökonomisch geprägten Verständnis von "Nachhaltigkeit" eine ökologische Interpretation hinzuzufügen, betrifft den allen Indikatorensystemen immanenten *Wertungsbezug*: Stellen Ökonomen ein Wirtschaftswachstum von mehr als drei Prozent fest, so sprechen sie (und mit ihnen die meisten Politiker) heute von einem zufriedenstellenden Konjunkturverlauf. Beträgt das Wachstum jedoch weniger als ein Prozent, so taucht schnell der Begriff der Rezession mit all seinen negativen Assoziationen auf. Dem (Summen-)Indikator "Wirtschaftswachstum" wird also eine *normative Ebene*, eine wertende "Meßplatte" angelegt.

Ganz ähnliche Indikatoren- und damit Wertsysteme werden inzwischen in der Ökologie entwickelt. In diesem Zusammenhang wird von umweltpolitischen Leitlinien und Leitbildern sowie insbesondere von Umweltqualitätszielen und -standards gesprochen (vgl. z.B. SRU 1994). Der SRU (ebd.) empfiehlt daher eine *leitbildorientierte Entwicklung von Umweltindikatoren*. In diesem Sinne kritisiert er sodann den OECD-Indikatorenansatz: Im fehle ein Bezug zu Zielgrößen bzw. einem Leitbild für eine "dauerhaft-umweltgerechte" Entwicklung. Hinzu komme, daß den OECD-Indikatoren eine transparente Nachvollziehbarkeit der Indikatorenauswahl fehle und der Ansatz eine Reihe "ökologischer Mängel" aufweise.

Alternativ definiert der SRU (ebd.) Umweltindikatoren als Größen, "... die die Abweichung der Umweltsituation (Ist) von Umweltqualitätsstandards (Soll) ausdrücken" (Abb. I.5, Tz. 179, 180). In diesem Zusammenhang hebt der SRU insbesondere auf

"Kritische Ressourcenvorräte" oder "Kritische Eintragsraten" ab, scheint also "critical load"- bzw. "critical level"- Konzepte herauszuheben. Da diese Ansätze jedoch den Anschein erwecken, als sei die Bestimmung von Umweltqualitätszielen bzw. -standards eine rein naturwissenschaftliche Angelegenheit (z.B. toxisch begründete Grenzwertsetzungen), können sie keinesfalls als alleinige Alternative zu unspezifischen Reduktionsregeln empfohlen werden. Demgegenüber betonen andere Ansätze zur Ableitung von Umweltqualitätszielen explizit, daß es sich hierbei um einen Abstimmungsprozeß von (natur-)wissenschaftlich begründeten Vorschlägen einerseits und gesellschaftlich-ethischen Werthaltungen andererseits handelt (vgl. z.B. KERNER ET AL. 1991, SCHÖNTHALER ET AL. 1995).

Qualitative Ziele, die nur die Richtung, aber nicht das Ausmaß einer Veränderung angeben, jedoch - als Instrument zum Umgang mit Umweltbelastungen bzw. zur "nachhaltigen" Nutzung von Ressourcen - können z.B. auch zu einer Unternehmenspolitik führen, die die jährliche Schadstoffreduktion eher niedrig hält, um auch im Folgejahr eine weitere Reduktion durchführen und vorweisen zu können; auf letztere Vorgehensweise sollen erste Erfahrungen aus dem Öko-Audit hinweisen. Es bestehen also erhebliche Zweifel, ob ein System von unspezifischen Nutzungsregeln ein *normatives*, wenn auch fortschreibbares (Umweltqualitäts-)Zielsystem überflüssig macht.

Ein weiterer Aspekt betrifft nun die Indikatoren selbst. Manche Ökonomen, auch RADKE (1995) gehen davon aus, daß es eigenständige *Indikatoren für Nachhaltigkeit* gebe. Doch erinnern wir uns an die eingangs vorgestellte Definition "nachhaltiger Entwicklung" im Sinne einer ökologischen Interpretation des Begriffs. Dann wird es kaum verwundern, wenn dem gegenüber gestellt werden soll, daß es lediglich *ökonomische, sozio-kulturelle und ökologische Indikatoren* gibt - jedoch keine Summenparameter, die auf Anhieb erkennen lassen, ob wir uns auf dem Pfad der "nachhaltigen Entwicklung" befinden.

Wenden wir uns aus diesem Set den *ökologischen Indikatoren* zu. Werden diese zu entsprechenden Indikatorensystemen zusammengestellt - und dies geschieht derzeit in Deutschland - , so spricht man von (Umwelt-)Monitoring oder Umweltbeobachtung. Doch Umweltbeobachtung wird in Deutschland immer noch weitgehend sektoral betrieben, d.h. sie widmet sich jeweils den einzelnen Umweltsektoren wie Boden, Wasser, Luft etc. Demgegenüber hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in einem Sondergutachten von 1990 Anforderungen an eine sektorübergreifende, "Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung" formuliert (SRU 1990). Hierzu gehören u.a. ein *ökosystemar* ausgerichteter, *medienübergreifender* Beobachtungsansatz, die *repräsentative* Auswahl von *Beobachtungsräumen* bzw. Ökosystemen sowie abgestimmte Datenbasen bzw. Informationssysteme.

Analysiert man auch internationale Ansätze zur Umweltbeobachtung so findet man drei wesentliche Herangehensweisen an die Auswahl von Indikatoren für langfristige "Meß"-programme: *Fragen-, daten- und modellgeleitete Ansätze* (SCHÖNTHALER ET AL. 1994). Der von PFISTER & RENN aufgegriffene OECD-Indikatorenansatz stellt einen *fragen-* und sodann *datengeleiteten* Ansatz dar: Welche Umweltbereiche (bzw. -belastungen) erscheinen *aktuell* die drängendsten und welche (möglichst schon bestehenden) Daten können herangezogen werden, um Nachhaltigkeit "messen" zu können. Im Endeffekt gelangt man so, "Indikator" für "Indikator", sukzessive zu einem Set von Meßgrößen. Dies entspricht allerdings jenem *sektoralen* Vorgehen, wie es der SRU (1990) so kritisiert hatte.

Betrachtet man nun von vornherein die Stoff- und Energieflüsse unserer Ökosysteme, ihre biotische Ausstattung sowie ihre (landschafts-)strukturellen Rahmenbedingungen, so hat man die Chance wichtige *Schlüsselparameter* - auch unabhängig von "tagespolitisch" interessierenden Fragestellungen² - zu identifizieren, um sie sodann einem *ökosystemar* orientierten Meßprogramm zugrundezulegen (*modellgeleitetes* Vorgehen bei SCHÖNTHALER ET AL. ebd.). Auf diese Weise wird auch die Interpretation der Meßergebnisse hinsichtlich vermuteter Ursache-Wirkungsbeziehungen erleichtert, nicht zuletzt vor dem Hintergrund auftretender Rückkopplungs- und Folgeeffekte.

Ein letzter Aspekt in dieser Einführung betrifft den *Raumbezug*, den jedes Indikatorensystem benötigt. Wie wichtig die hierzu vom SRU (1990) gestellte Anforderung an eine repräsentative Auswahl von Beobachtungsräumen ist, sei am Beispiel erläutert: Ein für (ganz ?) Baden-Württemberg (wie ?) aggregierter Nachhaltigkeitsindikator zur Versauerung besitzt keinerlei Aussagekraft: Schwarzwald und Schwäbische Alb sind in diesem Zusammenhang gemäß ihrem Ausgangsgestein durch völlig verschiedene "critical loads" gekennzeichnet. Essentiell für jedwede Messung von Umweltindikatoren bzw. "Nachhaltigkeit" ist jedoch ein solcher Raumbezug, der sowohl naturräumlich sinnvolle als auch sozio-ökonomisch relevante Raumeinheiten anspricht (vgl. SCHÖNTHALER ET AL.). Das Statistische Bundesamt widmet dem Raumbezug seines Konzepts für ein "Indikatorensystem für den Umweltzustand in Deutschland" (HOFFMANN-KROLL et al. 1995) ebenfalls große Aufmerksamkeit.

² Gerade ein Indikatorensystem zur "Messung von Nachhaltigkeit" muß langfristig vergleichbar angelegt werden, wenn interpretierbare Zeitreihen zur Erfolgskontrolle einer Nachhaltigkeitspolitik entstehen sollen. Es kann nicht länger angehen, daß stets die Themen, die aktuell am meisten diskutiert werden, jeweils eine kurzatmige Neuausrichtung von Meßprogrammen mit sich bringen. Waldschäden, Seehundsterben, Klimaänderung etc. sind nur einige Stationen des resultierenden umweltpolitischen Zickzack-Kurses....

2. Relevanz von Umweltgütern für Nachhaltigkeit

Zur Behandlung dieser Fragestellung galt es zu prüfen, ob z.B. aufgrund relativ kurzfristiger Abbaubarkeit von Belastungen der Umweltgüter (z.B. wenig persistente Stoffe) oder aufgrund der raschen Erneuerung von natürlichen Ressourcen überhaupt die nachfolgenden Generationen in ihren Nutzungsmöglichkeiten eingeschränkt werden. Die Reversibilität von wie auch immer reduzierten Nutzungsmöglichkeiten der Umweltgüter stellt somit ein wesentliches Kriterium zur Behandlung der Fragestellung dar; reversible Belastungen bzw. Einschränkungen der Nutzungsmöglichkeiten von Umweltgütern können möglicherweise (unter Einsatz künstlichen Kapitals) vielfach auch "aktiv saniert" werden - so die Eingangshypothese.³

Demgegenüber stehen z.B. Akkumulationseffekte: Der atmosphärische Gehalt an N₂O z.B. steigt gegenwärtig um 0,3% jährlich an. N₂O hat eine mittlere Verweilzeit von 130 (+/- 20) Jahren. Diese lange Verweilzeit bewirkt, daß selbst bei einer Stabilisierung der N₂O-Emissionsraten auf dem heutigen Niveau die Konzentration des Gases in der Atmosphäre weiterhin zunehmen und erst in ca. 250 Jahren einen neuen dynamischen Gleichgewichtswert erreichen würde (ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" 1995).

Um das Ergebnis der nachfolgenden Zusammenstellung vorwegzunehmen: *Nahezu jede Nutzung der Umweltgüter ist mit Einschränkungen der Nutzungsmöglichkeiten für nachfolgende Generationen verbunden.* Ergänzend erfolgen an dieser Stelle Exkurse zur wünschenswerten Ausgestaltung eines adäquaten Indikatorensystems.

KLIMAÄNDERUNG UND OZONSCHICHTZERSTÖRUNG

Laut aktuellen Klimaprognosen werden sich die mittleren Temperaturen bis zum Jahr 2100 um ca. 2-3°C erhöhen. In Mitteleuropa wird die Temperaturerhöhung im Gegensatz zu den Ländern der südlichen Hemisphäre allerdings verzögert verlaufen. Bei den genannten Klimaveränderungen sind Verschiebungen der Vegetationszonen selbst innerhalb Deutschlands zu erwarten. Phasen mit deutlich reduzierter Verfügbarkeit von Wasser werden zumindest zeitweilig (und an entsprechenden Standorten) die Produktivität der Landwirtschaft herabsetzen. Aufgrund der starken Verzögerungseffekte bei der Anreicherung und dem Abbau klimawirksamer Spurengase in der Atmosphäre werden sich die Klimaveränderungen auch bei deutlich reduziertem Schadstoffausstoß

³Als anthropogener Generationenzyklus wird eine Zeitspanne von ca. 25 Jahren zugrundegelegt.

nicht vollständig aufhalten lassen (zumal die Klimaprognosen ohnehin bereits unter Zugrundelegung verringerter Emissionswerte erstellt werden).

Die Ozonkonzentrationen sind in den letzten Jahren (und dies nicht mehr nur in den polnahen Gebieten) kontinuierlich zurückgegangen. Auch hier wirken sich Verzögerungseffekte bei der Spurenstoffanreicherung und dem -abbau dahingehend aus, daß eine weitere Konzentrationsabnahme von Ozon auch bei sofortigem Produktionsstopp sämtlicher ozonabbauenden Stoffe zwar verlangsamt, aber nicht mehr gänzlich verhindert werden kann. Die Gefahr gesundheitlicher Schäden durch erhöhte UV-Strahlung besteht bereits heute und wird sich in Zukunft weiter erhöhen.

Aufgrund "Klimaänderung" und "Ozonschichtzerstörung" werden sich bereits für "unsere" sowie die unmittelbar folgende Generation entsprechende Nutzungsbeschränkungen der Umweltgüter ergeben. Dies würde konsequenterweise wenigstens die Hauptverursacher der genannten Umwelteffekte betreffen müssen, also z.B. die Verbrennung fossiler Energieträger (incl. dem Verkehr) wie auch die Landwirtschaft (Beschränkungen beim Einsatz mineralischer Stickstoffdünger, Reduzierung der intensiven Tierhaltung etc.). Gerade für die Umweltbereiche "Klimaänderung" und "Ozonschichtzerstörung" kann eigentlich keine regionale baden-württembergische Nachhaltigkeitspolitik betrieben werden (PFISTER 1996). Der Versuch einer "Sanierung" der Umweltbereiche Klimaänderung / Ozonschichtzerstörung betrifft vor diesem globalen Hintergrund eine ganze Reihe nachfolgender Generationen.

EXKURS: Relevant für die Ozonschichtzerstörung sind folgende N_2O -Quellen: Landwirtschaft, Biomasseverbrennung, stationäre Verbrennung, mobile Quellen, Adipinsäure-Produktion sowie die Produktion von Salpetersäure und Lachgas. Die einzelnen Quellen- (und auch Senken) können dabei nur innerhalb großer Unsicherheitsmargen quantitativ angegeben werden. Unbestritten ist aber, daß die größte anthropogen bedingte Einzelquelle in der Applikation mineralischen Stickstoffdüngers in der Landwirtschaft zu suchen ist (ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" 1994). Eine exakte Erhebung der Emissionswerte von N_2O ist beim aktuellen Stand der Technik aber noch schwierig.

Ein Rückgang oder vielmehr reduzierter Anstieg der Stoffkonzentrationen in der Atmosphäre kann auch keineswegs immer als Folge eines reduzierten anthropogenen Schadstoffausstoßes, d.h. einer erfolgreichen Umweltpolitik interpretiert werden: So war z.B. im Jahr 1992, wenn auch nur kurzfristig, eine deutliche Verringerung des globalen Anstieges von CO_2 und CH_4 in der Atmosphäre zu beobachten. Hierfür war nicht ein reduzierter anthropogener Ausstoß der beiden Schadstoffe verantwortlich. Die Vermutun-

gen gehen vielmehr dahin, daß kurzfristige globale Abkühlungen infolge des Ausbruchs des Pinatubo entweder über eine verstärkte Adsorption der Gase durch die Ozeane oder über eine verminderte Mineralisation organischer Biomasse eine Reduzierung der Konzentrationen verursacht haben.

Erfolge der baden-württembergischen Nachhaltigkeitspolitik im äußerst "klimarelevanten" Verkehr schließlich ließen sich z. B. an einer Erfassung der jährlich zurückgelegten Personen(oder Tonnen-)kilometer oder an einem Vergleich der Investitionen für den Ausbau des öffentlichen Nahverkehrsnetzes mit denjenigen für den Individualverkehr rasch ablesen. Auch der Energieverbrauch kann nicht allein auf die Nutzung fossiler Energieträger bezogen werden. Ohnehin dürfte der Schlüssel zum Erfolg einer baden-württembergischen Nachhaltigkeitspolitik ganz entscheidend im Bereich der Ballungsräume (wie dem mittleren Neckarraum) liegen (OECD-Bereich "Veränderung der städtischen Umweltqualität").

EUTROPHIERUNG UND VERSAUERUNG

Nährstoffüberschüsse können in terrestrischen Ökosystemen dann vergleichsweise schnell (innerhalb weniger Jahrzehnte) abgebaut werden, wenn die Nährstoffe noch nicht in die von Pflanzenwurzeln unerreichbaren Bodenhorizonte ausgetragen wurden (z.B. durch Extensivierung der Landnutzung). Der Bau von Kläranlagen und die Extensivierung der Landnutzung im Einzugsgebiet von Gewässern kann oftmals innerhalb einer bis zwei Generationen einen nennenswerten Rückgang der Eutrophierung kleinerer Fließgewässer erlauben. Aufgrund der Phosphorelimination bei der Abwasserbehandlung und der Verwendung phosphatfreier Waschmittel ist der Phosphat-Eintrag in Fließgewässer in den vergangenen Jahren stark gesunken (UBA 1994). Dies gilt jedoch noch keineswegs für die Nitratgehalte von Neckar und Rhein (ebd.). Die Folgen einer Eutrophierung von Böden, wie z.B. die Verdrängung oligotropher Pflanzengesellschaften oder die Schädigung der Vegetation infolge von Nährstoffungleichgewichten sind dagegen weniger schnell "sanierbar".

In Baden-Württemberg werden derzeit die critical loads für die Versauerung der Waldböden insbesondere im gesamten Bereich des Schwarzwalds noch deutlich überschritten (UBA 1994). Der zunehmenden Versauerung unserer Böden und Gewässer kann grundsätzlich durch Kalkungsmaßnahmen und insbesondere durch eine Reduzierung versauerungsrelevanter Schadgase entgegengewirkt werden. Nicht immer voll ausgeglichen werden können allerdings die z.T. weitreichenden Folgen von Versauerungsprozessen, wie z.B. die Mobilisierung von Schwermetallen und Aluminium, von denen beträchtliche Anteile mit dem Abfließwasser in die Gewässer (auch Quellwässer) eingetragen werden können. Kalkung ist mit hohen Kosten verbunden und

nicht risikofrei durchführbar (unsachgemäße Kalkausbringung führt beispielsweise zur beschleunigten Mineralisierung und Auswaschung organisch gebundenen Stickstoffs). Darüber, ob es eine Generation schaffen könnte, der nachfolgenden wieder unkritische "loads" in Böden und Gewässern zu übergeben, kann nur spekuliert werden. Allenfalls bei der Eutrophierung von Oberflächengewässern (im Gegensatz zu den Grundwasservorräten) gibt es regionale, vergleichsweise kurzfristige Handlungsspielräume.

VERSCHMUTZUNG, BODENDEGRADATION UND ABBAU VON WASSERRESSOURCEN

Über die (ökologischen bzw. ökotoxikologischen) Wirkungen der meisten Umweltchemikalien und auch einiger Schwermetalle ist bis heute wenig bekannt. Noch weniger Informationen existieren über mögliche Synergismen, die Anreicherung in den Nahrungsketten oder eine plötzliche Freisetzung bei Erreichen bestimmter Konzentrationsbereiche, z.B. in belasteten Gewässersedimenten. Großflächige Verschmutzungen von Ökosystemen mit hoch-persistenten Stoffen (wie z.B. Schwermetallen, organischen Schadstoffen oder radioaktiven Verbindungen) sind auch innerhalb mehrerer Generationen nicht wieder rückgängig zu machen, auch wenn sie aufgrund der Pufferkapazitäten der Ökosysteme über Jahre hinweg zunächst nicht in Erscheinung treten können.

Die Bodenerosion kann selbst in Baden-Württemberg innerhalb menschlicher Zeiträume oft nicht mehr ausgeglichen werden. In Erosionsgebieten (z.B. in den Lößgebieten) liegt die Bodenneubildungsrate bei 1/10 bis 1/100 der Bodenabtragsraten.

Über 70% des Trinkwassers stammt in Deutschland aus der Förderung "echten" Grundwassers. Grundwasser ist angesichts der zunehmenden stofflichen Belastung eine begrenzte Ressource. Alternativen zur Grundwasserförderung aus den oberen Grundwasserstockwerken, wie z.B. die Aufbereitung von Oberflächenwasser (in Baden-Württemberg ja weitverbreitet) oder die Erschließung von Tiefengrundwasser, stehen zwar grundsätzlich zur Verfügung, sind aber i.d.R. kostspielig.

Der Begriff der Altlasten zeugt bildlich davon, daß wir um diese generationenüberschreitenden Belastungen von v.a. Boden und Grundwasser, aber auch der Kontaminationsgefahr über den Nahrungs- oder Trinkwasserpfad, wissen. Auch eine nennenswerte Entsiegelung versiegelter Standorte stellt kein realistisches Programm für die heutigen und die nächsten Generationen dar. Lediglich bei Luftschadstoffen erscheint es derzeit einer Generation vergönnt zu sein, durch entsprechende Emissionsreduzierungen zu "glänzen". Und doch zeigt z.B. die einleitend dargestellte

Verweildauer von N₂O in der Atmosphäre, daß analog zur Bodenerosion auch hier die Zeitachse zur Sanierung von Umweltbelastungen weit länger reicht als das vorherrschende Tempo des Ressourcenabbaus bzw. der Ressourcen"kontamination".

EXKURS: Der SRU bezieht sich in seiner bereits erwähnten Kritik am OECD-Indikatorenset u.a. auf die Auswahlkriterien für die Benennung der Indikatoren und auf die fehlende Durchgängigkeit des Systems (SRU 1994, Tz. 169). Als positiv hervorgehoben wird hier, daß im Gegensatz zum ersten OECD-Entwurf (1991) die Problematik der Bodenzerstörung in die nachfolgende Version des Indikatorensystems (1993) integriert wurde. Verkürzt man diese Thematik im wesentlichen auf die Bodenversiegelung, so bleiben wesentliche Prozesse der Bodendegradation wie Bodenerosion, Bodeneutrophierung und insbesondere Bodenkontamination unberücksichtigt - obwohl Baden-Württemberg, der schleppenden Bundesgesetzgebung vorausseilend, bereits ein eigenständiges Bodenschutzgesetz besitzt (BODSCHG v. 24. Juni 1991, vgl. SPILOK 1992) .

Wenn ein System tatsächlich nachhaltig wirtschaften soll, gilt es sowohl die Produktions- als auch die umfassenden Regelungsfunktionen des Bodens zu erhalten. Eine rein quantitative Betrachtung der Ressource (wie Bodenverlust durch Bodenversiegelung) ist dabei bei weitem nicht ausreichend. Da Bodenerosionsprozesse nicht einfach quantifizierbar sind, könnte sich die Erweiterung des Indikatorensets zunächst auf die stoffliche Belastung der Böden konzentrieren. Zur Messung von Stoffkonzentrationen im Bodenprofil stehen heute zahlreiche langjährig erprobte Methoden zur Verfügung.⁴ Im Jahresgutachten des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung "Globale Umweltveränderungen" zur Gefährdung der Böden (WBGU 1994) finden sich Ansätze zur ökonomischen Bewertung der Bodendegradation. Dabei werden auch mögliche Indikatoren genannt, anhand derer ein Wertverlust bzw. eine Wertsteigerung der Böden abgelesen werden kann (z.B. Ertragsentwicklungen oder Produktionsmitteleinsatz, der zur Sicherung von Erträgen aufgewendet werden muß).

ABBAU VON FORSTRESSOURCEN (BESSER WALDZUSTAND)

Allein anhand der Umtriebszeiten in unseren Wäldern bzw. Forsten (80-120 Jahre und mehr) ist stets von einer Betroffenheit nachfolgender Generationen auszugehen.

EXKURS: Ob Wälder ökosystemare Funktionen adäquat ausfüllen können, ist nicht allein von einem hinreichenden Ausgleich des Holzeinschlages durch Holzzuwachs abhängig.

⁴vgl. hierzu das Netz von Bodendauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg (UM / LfU 1995).

sondern wesentlich davon, welche Arten nachwachsen und wie sich die innere Struktur des Ökosystemtyps entwickelt: Naturnah (und damit tatsächlich "nachhaltig") bewirtschaftete Waldsysteme zeichnen sich keineswegs durch eine zu allen Zeiten identische Zuwachsrate an Festmetern aus, sondern vielmehr durch zyklische Schwankungen desselben. Eine nachhaltige Forstwirtschaft wird sich unter den Rahmenbedingungen klimatischer Veränderungen in den nächsten Jahren nicht allein auf das lang tradierte, bereits 200 Jahre alte forstwirtschaftliche Nachhaltigkeitskonzept stützen können. Vielmehr sollte der Blick angesichts der Destabilisierung der Fichtenmonokulturen auf einen frühzeitigen Umbau derselben in Buchen-Eichen- und Kiefern-mischbestände gerichtet werden. Denn diesen wird angesichts der Klimaprognosen eine wachsende Bedeutung in Mitteleuropa zukommen.

In Deutschland ist die Menge des eingeschlagenen Holzes derzeit ohnehin niedriger als die jährlichen Zuwachsraten (nach Schätzungen der FAO beträgt der jährliche Zuwachs in Deutschland ca. 60 Mio m³, der jährliche Einschlag dagegen nur ca. 30-35 Mio m³. 80 Mio m³ unseres Holzverbrauchs stammen aus dem Import von Rohholz, Halbfertig- und Fertigprodukten (ENQUETE-KOMMISSION 1994). Allein schon zur Vermeidung nicht-nachhaltigen Transportaufkommens wäre eine stärkere Nutzung der regionalen Holzvorräte sinnvoll; somit ergibt sich die Konsequenz, daß eine Meßgröße "Holzeinschlag" derzeit eigentlich "reziprok" interpretiert werden muß.

Auch in Baden-Württemberg sind für die Einschränkungen der vielfältigen ökologischen Leistungen und Sozialfunktionen der Wälder vielmehr Schadstoffe und die Folgen waldbaulicher Fehler verantwortlich. Daten aus der Waldinventur und aus den forststatistischen Jahrbüchern zur Zusammensetzung und aktuellen Bewirtschaftung der Waldbestände sowie eine Auswertung der Ergebnisse der Waldschadensinventur werden für Baden-Württemberg ein realistischeres Bild von der Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung zeichnen, als dies auf der Basis des OECD- Indikators "Holzeinschlag" möglich ist.

RÜCKGANG DER ARTENVIELFALT SOWIE DER VIELFALT VON LANDSCHAFTEN UND ÖKOSYSTEMEN

Der Verlust von Arten ist innerhalb menschlicher Zeiträume nicht wieder ausgleichbar, da Artbildungsprozesse (insbesondere bei höheren Arten) über Jahrtausende verlaufen. Das bedeutet, jeder Artverlust heute ist für nachfolgende Generationen mit potentiellen Nutzungseinschränkungen verbunden. Der Schutz von Arten wird - aus Nutzersicht - z.B. insofern diskutiert, daß pflanzliche Inhaltsstoffe, die möglicherweise zu Medizinalzwecken genutzt werden können, erhalten werden müssen. Im übrigen bemühen sich Land- und Forstwirtschaft verstärkt um den Erhalt der biogenetischen

Ressourcen. Und schließlich ist das ethisch mitzudefinierende Wohlfahrtsniveau nachfolgender Generationen auch vom Aussterben ökonomisch "unnützer" Arten betroffen.

Das Endziel von Renaturierungsmaßnahmen stellt die Wiederherstellung naturnaher Verhältnisse in veränderten Ökosystemen dar. Mit Ausnahme von Pionierbiotopen ist hierbei mit Zeiträumen von 200 - 1.000 Jahren zu rechnen (JEDICKE 1994). Die Regeneration eines Hartholzauwaldes z.B. dauert ca. 150 - 200 Jahren, die einer Heide oder eines Bruchwaldes 250 - 1.000 Jahre (HABER ET AL. 1993). Solch lange Entwicklungszeiträume überschreiten menschliche Planungshorizonte, so daß eine gezielte Biotopentwicklung nicht mehr möglich ist. Darüberhinaus bestehen große Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Entwicklung der Ökosysteme.

Innerhalb einer Generation sind nur Biotoptypen wie Ackerwildkrautfluren, nitrophile Hochstaudenfluren, bodensaure Gebüsch- und Hecken oder artenärmere einschürige Mähwiesen regenerierbar. Grundsätzlich läßt sich aber kaum ein Landschafts- oder Ökosystemtyp gänzlich mit seiner ursprünglichen Artenzusammensetzung wiederherstellen (RIECKEN, 1992). Dagegen ist zu erwarten, daß die Ökosysteme nach Abschluß ihrer - i.d.R. generationenüberschreitenden - Regeneration wieder die ursprünglichen Funktionen im abiotischen Landschaftshaushalt (Bodenfunktionen, Wasserhaushalt, Mikro-/Mesoklima) übernehmen können. Ein "time-lag" für die "Nutzungsmöglichkeiten" der nachfolgenden Generationen verbleibt indes.

EXKURS: Grundsätzlich erscheint es problematisch, die nachhaltige Nutzung der Ressourcen im Sinne einer reinen Zahlenarithmetik zu beurteilen (z.B. Anzahl von Rote Liste-Arten oder Biotoptypen, Größe geschützter Flächen, Holzzuwachs in Forstökosystemen etc.). Im ökologischen System geht es nicht nur um die Existenz der Einzelelemente sondern ganz wesentlich um deren funktionale Leistungen und funktionalen Beziehungen zueinander. Entscheidend ist daher im Hinblick auf das nachhaltige "Funktionieren" von Ökosystemen nicht nur die Frage "Wieviele Arten haben wir mittlerweile auf den Roten Listen", sondern z.B. welche "diagnostisch wichtige" Arten, die für wesentliche Funktionen in den Ökosystemen stehen, sind derzeit im Rückgang begriffen, oder auch wo gehen diese Arten oder Biotope am deutlichsten zurück? Entspricht die Artenausstattung eines Naturraums den zugehörigen Leitbildern für Natur und Landschaft ?

Das Problem einer sinkenden Biodiversität reduziert sich darüberhinaus nicht nur auf den Rückgang von Artenzahlen, sondern auch auf den Verlust genetischen Materials in unterschiedlichen Provenienzen. Angesichts der bevorstehenden Klimaänderung wird z.B. für die (wirtschaftliche) Zukunft des Waldbaus ganz entscheidend sein, welches "Angebot"

an unterschiedlichen Ökotypen noch zur Verfügung steht, um standort- und insbesondere klimaangepaßte Bestände aufbauen zu können. Entscheidend für die "nachhaltige Entwicklung" eines Systems kann auch nicht allein die Zahl und Größe geschützter Flächen in Baden-Württemberg sein. Mindestens genauso relevant sind die Fragen: Existieren konkrete Konzepte zum Management der Schutzgebiete und v.a. der "Normallandschaft", stehen effektive Instrumente zur Umsetzung dieser Konzepte zur Verfügung, wie liegen wertvolle Landschaftsausschnitte im Verbund mit anderen Ökosystemen usw. ? Längst hat sich der Naturschutz von seinem Reservatsdenken bzw. der ausschließlichen Fixierung auf die Schutzgebiete gelöst.

ABBAU VON DEPONIERESSOURCEN (ABFALL)

Die voraussichtlichen Restlaufzeiten der Deponien in Deutschland sinken in den "alten" Ländern ca. 2015 unter den Wert von 50 Jahren (DTSCH. BUNDESTAG 1994). Doch könnten - neben der Abfallvermeidung und der Kreislaufwirtschaft - Neuausweisungen getätigt werden - dies stellt in erster Linie eine gesellschaftliche Akzeptanzfrage dar. Bei diesem Themenfeld könnte jede Generation die nachfolgende weit mehr entlasten, als dies bislang tatsächlich geschieht. Sondermüll sowie radioaktive Abfälle stellen ohnehin generationenüberschreitende Themenfelder dar.

ABBAU FOSSILER ENERGIETRÄGER

Wann mit einer Erschöpfung fossiler Energieträger zu rechnen ist, ist bekanntlich wesentlich von der Neuerschließung von Lagerstätten abhängig. Prognosen aus den 60er und 70er Jahren, die eine Erschöpfung der Ressourcen bereits in diesem Jahrtausend zum Inhalt hatten, haben sich als nicht zutreffend erwiesen. Dennoch ist zu erwarten, daß jede Neuerschließung von Lagerstätten mit einem vergleichsweise höheren Kosten- und Energieinput verbunden sein wird als bisher. Die Notwendigkeit einer Begrenzung der Nutzung fossiler Energieträger wird heute zunehmend mit der Emissionsproblematik begründet; mit einer Realisierung der international vertraglich vereinbarten CO₂-Reduzierung werden stets Nutzungseinschränkungen fossiler Energieträger verbunden sein.

3. **Schlußbetrachtung**

Der Versuch, insbesondere mit Hilfe der Zeitachse - also der Frage, inwieweit nachfolgende Generationen überhaupt in ihren Nutzungsmöglichkeiten von Umweltgütern behindert werden könnten - eine Einschränkung und somit bessere

Operationalisierung eines Indikatorensets für "Nachhaltigkeit" zu erlangen, mißlingt. Es kann auch auf diesem Wege keine Unterscheidung in "Nachhaltigkeitsindikatoren" einerseits sowie "Umweltindikatoren" andererseits gefunden werden. Einem Indikator "Eutrophierung" bzw. einer Meßgröße "Nitrat" kann also nicht per se eine mehr oder minder wichtige Rolle in der Nachhaltigkeitsdiskussion zugebilligt werden.

Auch kann das erforderliche ökologische Indikatorenset nicht so pauschal sein, daß damit "Nachhaltigkeit" nicht valide gemessen werden kann. In Baden-Württemberg gibt es dazu jedoch in weiten Bereichen eine fundierte Basis, wie z.B. ein Blick in die "Umweltdaten" zeigt (UM/LfU 1995, Ausgabe 93/94). Das "ökologische Handwerkszeug" als Beitrag zur "Messung von Nachhaltigkeit" steht also durchaus bereit.⁵

So verdichtet sich die These, daß zur "Messung von Nachhaltigkeit" - neben der Bereitstellung eines adäquaten ökologischen Indikatorensets - auch andere Wege beschritten werden müssen. Woran es weit mehr zu mangeln scheint, sind sozio-ökonomische Ansätze, die tatsächlich konsensfähig mit dem "ökologischen Handwerkszeug" verknüpft werden können. Denn ein pauschales Abstufen des Prinzips einer "starken" zu einer "schwachen" Nachhaltigkeit wird einer breiten Akzeptanz des Gedankens der "Nachhaltigkeit" kaum förderlich sein. Schon das ökonomische Postulat der Substituierbarkeit verletzt elementare ökologische Grundlagen. "Heute ist das Naturkapital der knappere Wirtschaftsfaktor geworden und bereits die wirtschaftliche Logik - ohne Bemühung der Ökologie - würde gebieten, dessen Produktivität nicht nur zu erhalten, sondern zu stärken!" (HABER 1994).⁶

Ein Verzicht auf die normative Ebene bei Indikatorenansätzen läßt sich kaum durchhalten. Das Etablieren von Umweltqualitätszielen im Kontext von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen einerseits und dem gesellschaftlichen "Wollen" andererseits bedeutet ja nicht, daß diese Ziele auf dem Wege immer neuer Vorschriften durchgesetzt werden sollen. Auch wenn Nachhaltigkeit auf der Basis von Anreizen (oder gar "freiwillig")

⁵Immer wieder treten Einschränkungen der "Leistungsfähigkeit" der Ressourcen allerdings *unerwartet* ein. Für die Beurteilung, inwieweit und wann lokal verursachte Umweltveränderungen Konsequenzen für das Wirtschaftssystem zeitigen werden, ist desweiteren offen, in welcher Form globale Umweltveränderungen diese *überlagern*.

⁶Sicher übernimmt für uns ein Bach oder ein Fluß die "biologische Selbstreinigung" gewisser (nicht übermäßiger) Abwasserfrachten. Und doch begeben wir uns auf dünnes Eis, wenn wir auf diesen kostenlosen Service des Naturhaushalts setzen wollen. Denn mittlerweile fließt nennenswertes künstliches Kapital z. B. in den Versuch der Renaturierung unserer Landschaften oder den Bau von Abwasserbehandlungsanlagen. Wenn darauf gesetzt wird, daß einem Abbau natürlichen Kapitals ein adäquater Aufbau von künstlichem Kapital gegenüberstehen müsse, dann sollten auch explizit diese Sanierungskosten der natürlichen Ressourcen bei ihren Nachhaltigkeitsbedingungen mitberücksichtigt werden. Wie sehr derartige Aufwände ("Altlasten") ganze Volkswirtschaften - generationenüberschreitend - belasten können, erleben wir derzeit z.B. in den Staaten der ehemaligen Sowjetunion - sowie in abgeschwächter Form den sog. neuen Bundesländern.

verfolgt werden soll, muß zumindest ein näher beschriebenes Ziel die Richtung und das empfehlenswerte - Tempo auf diesem Wege weisen können. Um schließlich ein (landesweites, regionales) System auf die Nachhaltigkeit seiner Entwicklung hin beurteilen zu können, bedarf es zudem einer konsequenten Analyse seiner Input-Output-Beziehungen.

Es ist sicher nicht von der Hand zu weisen, daß die bislang (in Deutschland, in Baden-Württemberg) verfolgten ökonomischen Leitlinien zu einem wachsenden Wohlfahrtsniveau geführt haben. Und dennoch entstand ja gerade aus der Kenntnis heraus, daß dieser Zugewinn die Tragfähigkeit der Umwelt zu überschreiten droht, die Diskussion um das Prinzip "Nachhaltigkeit" - was immer darunter konkret zu verstehen sein mag und wie auch immer an seiner Umsetzung gearbeitet werden kann.

Literatur:

- DEUTSCHER BUNDESTAG, 12. WAHLPERIODE, 1994: Umweltpolitik. Umwelt 1994 - Politik für eine nachhaltige, umweltgerechte Entwicklung. Bundestagsdrucksache 12/8451.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.), 1994: Schutz der Grünen Erde - Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder, Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.), 1995: Mehr Zukunft für die ERDE - Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz, Bonn.
- HABER, W., 1994: Ist Nachhaltigkeit (sustainability) ein tragfähiges ökologisches Konzept? Verh. Ges. Ökologie, Bd. 23, 7-17.
- HABER, W., LANG, R., JESSEL, B., SPANDAU, L., KÖPPEL, J., SCHALLER, J., 1993: Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Nomos: Baden-Baden. 290 S.
- HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D., SEIBEL, S., 1995: Indikatorensystem für den Umweltzustand in Deutschland. Wirtschaft und Statistik, H. 8, S. 589-597.
- JEDICKE, E., 1994: Biotopschutz in der Gemeinde. Neumann: Radebeul.
- KERNER, H.F., SPANDAU, L., KÖPPEL, J.G. (HRSG.) 1991: Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. Werkstattbericht, entwickelt im MAB-Projekt 6 "Ökosystemforschung Berchtesgaden". MAB-Mitteil. des Dtsch. Nationalkomit., Nr. 35.1 und 35.2. Bonn.
- LORCH, J., EGGENSBERGER, P., BAUSCH, T., ORTNER, S. 1995: Nachhaltige Entwicklung im Alpenraum. Unter Mitarbeit von L. GÜNDLING (IUCN) sowie K. SCHÖNTHALER, C. BOSCH, J. KÖPPEL (Bosch & Partner GmbH). Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 108 06 008/UBA-FB 94-165. UBA-Texte 15/95.

- PFISTER, G., 1996: Ansatzpunkte regionaler Nachhaltigkeitspolitik aus ökonomischer Sicht. IAW-Mitteilungen 4/95, S. 4- 16.
- PFISTER, G. & RENN, O., 1995: Ein Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg. Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg, September 1995.
- RADKE, V., 1995: Sustainable Development - eine ökonomische Interpretation. ZAU, Jg. 8, H. 4, S. 532-543.
- RIECKEN, U. (1992): Grenzen der Machbarkeit von "Natur aus zweiter Hand". Natur und Landschaft, 67(H. 11): 527 - 535.
- SCHÖNTHALER, K., BOSCH, C., KÖPPEL, J., 1995: Schritte zur Operationalisierung des Leitbildes einer "nachhaltigen Entwicklung" im Alpenraum. In: LORCH ET AL., 1995: Nachhaltige Entwicklung im Alpenraum. Forschungsbericht 108 06 008, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 15/95: 67-92.
- SCHÖNTHALER, K., KERNER, H.F.M, KÖPPEL, J., SPANDAU, L., 1994: Konzeption für eine ökosystemare Umwelterbeobachtung. Pilotprojekt für Biosphärenreservate. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Abschlußbericht zu F+E-Vorhaben, UFOPLAN-Nr. 101 04 0404/08.
- SCHÖNTHALER, K., SPILOK, G., 1992: Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg. Kurzkomentierung. Kohlhammer, Stuttgart: 115 S.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN), 1990: Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung - Pilotprojekt für Biosphärenreservate. Deutscher Bundstag, Drucksache 11/8123.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN), 1994: Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 380 S.
- UBA (Umweltbundesamt), 1994: Daten zur Umwelt 1992/93. E. Schmidt: Berlin. 688 S.
- UM/LfU (UMWELTMINISTERIUM /LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG), 1995: UMWELTDATEN 93/94.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG "GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (WBGU), 1994: Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden - Jahregutachten 1994, Bremerhaven.

6. Korrespondenz zwischen den Meßgrößen der Umweltgüter und einer nachhaltigen Entwicklung

Dipl. - Met. Werner Franke, Dipl. Wi.-Ing. Heinz Kottmann

1. Einbindung von Meßgrößen der Umweltgüter in das Konzept „Qualitatives Wachstum in Baden-Württemberg“

Das Konzept „Qualitatives Wachstum in Baden-Württemberg“ der Akademie für Technikfolgenabschätzung (TA) Baden-Württemberg versucht das Leitbild einer nachhaltigen Wirtschaftsweise auf regionaler Ebene zu operationalisieren.¹ „Realistische Konzepte einer nachhaltigen Entwicklung müssen gezielt auf Faktoren, wie Bevölkerungsdichte, Umweltbedingungen, Bildungs- und Entwicklungsstand, Wirtschaftsstruktur und kulturelles Selbstverständnis eingehen und regional angepaßte Strategien entwickeln, die sowohl ökologisch sinnvoll als auch unter den gegebenen Bedingungen politisch und ökonomisch durchsetzungsfähig sind.“²

Nach Renn muß es letztendlich „Ziel einer nachhaltigen Entwicklung sein, die Produktivität und den immateriellen Nutzengewinn von Natur und Umwelt auf Dauer zu erhalten.“³ Durch die Kombination der zwei anscheinend gegensätzlichen Forderungen nach einer wirtschaftlichen Entwicklung und einer schonenden Umwelnutzung soll der Wohlstand der gegenwärtigen wie zukünftigen Generationen gesichert werden.⁴

Aufgrund der Komplexität der Sachverhalte ist ein Indikatorensystem notwendig, mit deren Hilfe Zustand und Veränderung der Umwelt in aggregierter und aussagefähiger Form erfaßt werden können. Indikatorensysteme zeichnen sich durch die Konzentration auf zentrale und repräsentative Kenngrößen aus. Grundlage dafür bilden die vielfältigen Umweltdaten aus der Umweltberichterstattung und der Umweltstatistik.⁵

Gegenstand dieses Gutachtens ist die Darstellung der wesentlichen Meßgrößen von Umweltgütern, die die ökologische Situation und damit die Umwelnutzung innerhalb einer Region beschreiben können. Das Gutachten soll sowohl zur Interdisziplinarität und zur Integration des ökologischen Sachverstandes in das ökonomisch geprägte TA-Konzept beitragen als auch die

¹ Beschreibung des Projektes in Renn (1994)

² ebenda S. 32

³ ebenda S. 14

⁴ zu Wohlstandsindikatoren vgl. Dieren (1995) insbesondere S. 165 - 191

⁵ vgl. UM/LfU (1995), SRU (1994) S. 257-329, BMU (1992), Stat.BA (1991), UBA (1994)

Verbindung zur Umweltberichterstattung des Landes gewährleisten.⁶ Insbesondere jene Meßgrößen sollen miteinbezogen werden, die bereits regelmäßig erfaßt und dokumentiert werden. Während im „Umweltgutachten 1994“ des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) vorgeschlagen wird, die Erreichung vorgegebener Umweltqualitätsziele als Maßstab für die Indikatoren heranzuziehen und damit die Indikatoren als einen Soll-Ist-Vergleich darzustellen, ist in diesem Gutachten beabsichtigt, mit dem zu entwickelnden Indikatorensystem eine Kontrolle über die Veränderung der Wirtschaftsweise in Richtung Nachhaltigkeit zu ermöglichen. Die Beschränkung auf diese Vorgehensweise erscheint aufgrund fehlender anerkannter Umweltqualitätsziele angebracht.⁷

2 Kriterien zur Bildung eines Umweltindikatorensystems

2.1 Anforderungen an ein Indikatorensystem

Mit der Bildung eines Umweltindikatorensystems sind die Zielvorstellungen verbunden,

- ein entscheidungsorientiertes Hilfsmittel für die Umweltpolitik und
- eine Verbesserung der Information und der Kommunikation über den Umweltzustand zu erlangen.

Vorrangige Aufgabe des Umweltindikatorensystems ist die Konkretisierung des Nachhaltigkeitsbegriffes. Die Ist-Beschreibung mittels Umweltindikatoren gewährleistet eine Aussage zum Umweltzustand. Die Ableitung von Zielgrößen der nachhaltigen Entwicklung ist im Rahmen des TA-Konzeptes nur nachgeordnet, da im Gegensatz zum Konzept des Sachverständigenrates für Umweltfragen eine Zielfindungsdiskussion erst auf der Grundlage der Ist-Situation erfolgen soll. Vielmehr soll die zeitliche Entwicklung der Umweltnutzung beobachtet werden. Die Auswahl der Umweltindikatoren soll eine repräsentative Beschreibung des Umweltzustandes gewährleisten, wobei eine Beschränkung auf wenige Leitparameter aufgrund der Übersichtlichkeit notwendig wird. Die Aggregation von Einzeldaten muß dabei ökosystemgerecht erfolgen. Dies bedeutet, daß eine Aggregation nicht die ökosystemaren Zusammenhänge und Wirkungsbezüge verfälschen darf. Dies erfordert eine wissenschaftliche Aufarbeitung der Daten aus der Umweltberichterstattung und der Umweltbeobachtung. Die Konzeption des regionalen Umweltindikatorensystems sollte mit den nationalen wie internationalen Konzepten kompatibel sein. Die einzelnen Umweltindikatoren sollten aus vorhandenen Datenbeständen ableitbar sein, um den Erhebungsaufwand vertretbar zu gestalten und um eine möglichst kurzfristige Umsetzung zu gewährleisten.

⁶ Autoren sind mitverantwortlich für die Erstellung der Umweltdaten 1993/94 des Landes Baden-Württemberg

⁷ vgl. SRU (1994a) S. 16f

- Orientierung am Leitbild „Sustainable Development“
- Modellintegration und wissenschaftliche Qualität
- Umweltrelevanz, repräsentative Beschreibung des Umweltzustandes
- zeitliche Entwicklung
- notwendige, ökosystemgerechte Aggregation der Umweltdaten
- Wesentlichkeit
- Übersichtlichkeit, gute Verständlichkeit
- Transparenz
- nationale und internationale Kompatibilität
- Politikrelevanz
- Datenverfügbarkeit und Datenqualität
- vertretbarer Aufwand
- kurz-/mittelfristige Realisierbarkeit

Abbildung 1: Anforderungen an ein regionales Umweltindikatorensystem⁸

2.2 Typisierung des Indikatorensystems

Seit einigen Jahren wird weltweit an der Entwicklung von Umweltindikatoren gearbeitet. Dabei werden die Indikatorenssysteme typisiert nach den Bezugsobjekten der Indikatoren. Hauptsächlich werden folgende Ansätze unterteilt:⁹

1. Stress-Response-Ansatz
2. Akteur-Akzeptor-Ansatz
3. Quelle-Ausbreitungs/Umwandlungs-Wirkungs-Ansatz
4. Pressure-State-Response-Ansatz.

Theoretische Grundlage des Stress-Response-Ansatzes aus Kanada ist ein kausalanalytischer Ansatz, der versucht die wichtigsten, wirtschaftlich relevanten Aktivitäten (Stress-Faktoren) mit räumlich identifizierbaren Umweltreaktionen (Response-Faktoren) zu verknüpfen. Dabei weist dieses System einige Unzulänglichkeiten auf, wie die methodische Erfassung von mehreren stofflichen Belastungen bzw. deren Zusammenwirken oder die genaue Differenzierung von Stress-Faktor und Reaktion sowie die Korrelation von spezif. Stress-Faktoren und Response-Meldungen hochprojiziert von der Mikro- in die Makroebene.¹⁰

⁸ vgl. Walz (1994) S. 3-8; SRU (1994a) S. 17-22, SRU (1994) S. 89-95

⁹ vgl. Walz (1994) S. 8-13

¹⁰ Stat.BA (1993) S. 16-39

Das Akteur-Akzeptor-Konzept basiert auf der Einbeziehung vom Verursacher der Umweltveränderung (dem Akteur) und dem Akzeptor, der die Umweltveränderung mittel- und langfristig erfährt. Dieses Konzept beinhaltet sechs Indikatorvarianten: Knappheitsindikatoren, Denaturierungsindikatoren, unmittelbare stoffliche Belastungs-Indikatoren, mediale Belastungs-Indikatoren, Akkumulations-, Wirkungs- und Risikoindikatoren sowie sozio-kulturelle Indikatoren. Die Konkretisierung von Verknüpfungsregeln zwischen Akzeptoren und Indikatoren und deren Bewertung befindet sich noch in der Erforschung. Die sachliche wie räumliche Aggregation führt zu entsprechenden Informationsverlusten.¹¹

Das vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) konzipierte Indikatorensystem unterteilt die Indikatoren nach Quellen, nach Ausbreitung und Umwandlung sowie nach Wirkung auf Schutzgüter. Hierbei kommt der Wirkungsseite eine besondere Bedeutung zu. Allerdings ist sich der SRU auch darüber bewußt, daß dieses idealtypische Vorgehen mit erheblichen Wissensdefiziten verbunden ist und damit nicht kurzfristig und nur mit großem Aufwand realisiert werden kann.¹²

Der Pressure-State-Response-Ansatz der OECD hat das Ziel der Umweltzustandsbeschreibung mit Politikberatungsfunktion. Er ist unterteilt nach den Bereichen Belastung - Zustand - Reaktion (pressure-state-response). Der Parameter Belastung stellt die Quelle der Umweltbelastung dar, der Zustand bezieht sich auf den Belastungsbereich der Ökosysteme als Senke und die Reaktion beschreibt die umweltpolitischen Maßnahmen. Der Ansatz erscheint sehr praktikabel, da er sowohl die Beschreibung des Umweltzustandes als auch der Belastungsquellen einbezieht, ohne jedoch die höchst komplexen Wirkungszusammenhänge abbilden zu wollen. Das OECD-System stellt die Ursachen nicht in direkten Zusammenhang mit den Wirkungen, versucht aber aufgrund der Unterteilung in Belastung, Zustand und Reaktion Informationen zu den Quellen, und damit auch Akteuren, und der Umweltsituation sowie zu Ansatzpunkten von Verbesserungsmaßnahmen zu geben. Die Betrachtung der Response-Indikatoren ermöglicht zudem die Beurteilung von getroffenen umweltpolitischen Maßnahmen und kann so der politischen Kontrolle dienen. Dieser Ansatz ermöglicht eine schon kurzfristige und aufwandsgünstige Umsetzung eines Indikatorensystems.¹³

International kommt dem Pressure-State-Response-Ansatz eine besondere Bedeutung zu, denn auch die Commission for Sustainable Development (CSD), deren Einrichtung auf der Konferenz von Rio (UNCED) 1992 beschlossen wurde und die verantwortlich ist für die Umsetzung und Fortentwicklung des Aktionsprogrammes „Agenda 21“ hat diesen Ansatz, wenn auch leicht

¹¹ Stat.BA (1993) S.176-214

¹² SRU (1994a) S.17f; SRU (1995) S. 110-119 bzw. S. 93

¹³ vgl. Walz (1995) S. 30-34, SRU (1994) S. 96-98

modifiziert, übernommen.¹⁴ Aufgrund der nationalen und internationalen Kompatibilität und Akzeptanz sowie der weit fortgeschrittenen Vorarbeiten und der Praktikabilität des OECD-Ansatzes empfiehlt sich eine Anlehnung an dieses Konzept.

Die Zustands-Indikatoren bilden die Basis des Indikatorensystems. Der Verzicht auf Belastungs-Indikatoren sollte nicht erwogen werden. Häufig müssen diese die Zustands-Indikatoren ersetzen, da diese Indikatoren nicht immer verfügbar sind oder die Wirkungen erst mit einem großen Zeitverzug eintreten. So benötigen Treibhausgase oder ozonzerstörende Gase häufig Jahre bis sie in die Stratosphäre gelangen. Ebenso reichern sich Schadstoffe über Jahre in einem Ökosystem an, bis in diesem entsprechende Wirkungen beobachtet werden. Zudem ermöglichen Belastungs-Indikatoren einen Akteursbezug. Durch sektorale Disaggregation der Indikatoren kann eine Verbindung zu Hauptemittenten hergestellt werden.

Die Betrachtung der Response-Indikatoren ist vor allem dann erforderlich, wenn die vorhandenen umweltpolitischen Maßnahmen beurteilt werden sollen. Im Rahmen des TA-Konzeptes sollen umweltpolitische Maßnahmen allerdings erst in einer nachrangigen Phase behandelt werden. Zunächst steht die Umweltzustandsbeschreibung und damit die allgemeine Sensibilisierung für die regionalen wie auch globalen Umweltprobleme im Vordergrund. Deshalb erscheint die Beschränkung auf die Belastungs- und Zustandsbeschreibung zunächst ratsam. Der Verzicht auf die Betrachtung der Response-Indikatoren soll zur größeren Akzeptanz bei den umwelnutzenden Akteuren führen. Erst in einer darauffolgenden Phase sollen im Zusammenspiel mit den anderen Akteuren umweltpolitische Maßnahmen erwogen werden. Dies bedingt eine Ausweitung der akteursbezogenen Umwelthandlungsfelder. Allerdings sollte die Möglichkeit der Erweiterung um Response-Indikatoren in einer späteren Projektphase möglich sein. Auf Dauer wird wahrscheinlich eine Beschreibung und Beurteilung einer nachhaltigen Entwicklung ohne direkte Maßnahmenkontrolle nicht auskommen.

2.3 Einteilung der Umweltbereiche

Die Darstellung des Umweltzustandes orientiert sich an den Umweltproblemen und an den umweltpolitischen Zielen. Die umweltpolitischen Ziele können aus dem Leitbild des „Sustainable Development“ abgeleitet werden und betreffen vor allem

- die Ressourcenschonung,
- den Erhalt der ökologischen Tragekapazität und
- den Schutz der menschlichen Gesundheit.¹⁵

¹⁴ vgl. Walz (1995) S. 8-14

Die Indikatorenansätze unterscheiden in verschiedene Umweltbereiche. Auch bei der Einteilung der Umweltbereiche erscheint der OECD-Ansatz vielversprechend zu sein. Dieser unterteilt die Umweltbereiche in 11 Umweltkategorien und einem generellen Indikatorenbereich. Während die ersten Indikatoren sich eher auf die ökologische Tragkapazität beziehen, richten sich die Bereiche Wasser, Wald, Fisch und Boden auf die Ressourcenschonung. Der Bereich „städtische Umweltqualität“ orientiert sich auf den Schutz der menschlichen Gesundheit. Letztere Leitlinie wird aber nur unter nachgeordneten Aspekten berücksichtigt. In den generellen Indikatoren wird versucht eine Darstellung der wirtschaftlichen Gegebenheiten mit einzubeziehen.¹⁶

- Klimaänderung, Ozonschichtzerstörung
- Eutrophierung
- Versauerung
- Verschmutzung (Umwelttoxizität)
- Vielfalt von Arten, Landschaften und Ökosystemen
- Abfall
- Wasser
- Wald
- Fischressourcen
- Boden
- städtische Umweltqualität
- generelle Indikatoren

Abbildung 2: Umweltkategorien der OECD (Stand Ende 1994)

Die Auswahl der Kategorien erfolgte nach dem Kriterium der national vordringlich angesehenen Umweltprobleme. Diese Auswahl wurde für die OECD-Länder getroffen und ist auf die zeitliche wie regionale Relevanz zu überprüfen und anzupassen. Ratsam erscheint es, bei dieser Anpassung auf die Kompatibilität Rücksicht zu nehmen. Zur strukturierten Darstellung empfiehlt sich eine Trennung zwischen den Umweltkategorien und den generellen Indikatoren.

Bei den Umweltkategorien kann die Betrachtung der Fischbestände für Baden-Württemberg vernachlässigt werden. Eine Trennung zwischen Klimaänderung und Ozonschichtzerstörung als einzelne Indikatoren ist aufgrund unterschiedlicher Belastungsquellen und Ursachen ratsam. Während die Umweltkategorien direkt die Umweltprobleme beschreiben, sollen die generellen Indikatoren als zusätzliche Information mitgeführt werden, um Aufschluß über die ökonomischen Rahmenbedingungen des Landes bzw. der Region zu erlauben. Die generellen Indikatoren sollen auch Aufschluß über die ökonomische Infrastruktur geben (vgl. Abbildung 3).

¹⁵ vgl. SRU (1994a) S. 16f

Grundlegende Aussagen zur ökonomischen Infrastruktur beinhalten sicherlich die Wirtschaftsleistung und die Bevölkerungsentwicklung. Ebenso ist die Effizienz der Ressourcennutzung eine Beschreibung der wirtschaftlichen Infrastruktur. Auch die Betrachtung der Energieversorgung hat eine regionale Relevanz. Die Nutzung von Energie und Rohstoffen haben mittelbar großen Einfluß auf Umweltschäden und -belastungen.

Auch die Berücksichtigung der Mobilität, als Hauptverursacher für viele Umweltbelastungen, ist im OECD-Ansatz vorgesehen. Ebenso ist die urbane Umweltqualität im OECD-Indikatorensystem aufgeführt. Für Nachhaltigkeitsindikatoren sind allerdings kurzfristige Erscheinungen wie Lärm oder Smog keine Umweltprobleme von langfristiger Bedeutung. Allerdings haben die städtischen Siedlungsstrukturen und die Stadtplanung großen Einfluß auf die langfristige Etablierung dieser kurzfristigen lokalen Umweltprobleme. Deshalb wird im folgenden die städtische Siedlungsstruktur als Infrastrukturbeschreibung in den generellen Indikatoren aufgeführt. Zusätzlich sollte der Bereich Umweltrisiken eingeführt werden, der Abschätzungen für Gefahren aus Technologien (wie Kernenergie, Gentechnik oder Hormonbehandlungen) ermöglicht.

- Künstlicher Kapitalstock als volkswirtschaftliche Größe,
- Bevölkerungsentwicklung als maßgebende Größe für das Wirtschaftspotential,
- Ressourcen(-effizienz) und
- Energieeinsatz zur Beschreibung der wirtschaftlichen Infrastruktur,
- Mobilität als Hauptursache einiger Luftemissionen,
- Städtische Siedlungsstrukturen, die ausschlaggebend sind für Lärm und Smog,
- Umweltrisiken zur Darstellung der radioaktiven, gentechnischen, hormonellen Gefahren.

Abbildung 3: Generelle Indikatoren

Aufbauend auf die abgeleitete Einteilung in Umweltkategorien und generelle Indikatoren soll weiterhin das Indikatorensystem der OECD Ausgangspunkt dieses Gutachtens sein. Eine kritische Würdigung der vorgeschlagenen Meßgrößen soll zu einem Umweltindikatorensystem führen, das sowohl in das Konzept der TA integriert werden kann, als auch in der Lage ist, die Umweltprobleme in Baden-Württemberg adäquat darzustellen.¹⁷

¹⁶ vgl. Walz (1995) S. 30-34

¹⁷ In diesem Rahmen bedanken sich die Autoren bei den Teilnehmern der Arbeitsgruppe 2 beim TA-Workshop am 10./11. Juli 1995 „Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung“ und insbesondere bei den Herren Dr. Rainer Walz, Dr. Eberhard K. Seifert, Dr. Johann Köppel und Dr. Wolf Zitzmann für die sehr interessanten Diskussionen und Beiträge, die zu den Ergebnissen dieses Gutachtens beigetragen haben.

3 Konzeption eines Umweltindikatorensystems

Die Grundlage des Indikatorensystems bildet der „pressure-state“-Ansatz. Die Betrachtung der „response“-Seite ist für das Konzept der TA zunächst nicht erforderlich. Eine Unterscheidung in Belastungs- und Zustands-Indikatoren ist aus wissenschaftlichen Erwägungen erforderlich, aber auch vor dem Hintergrund sinnvoll, daß für die international vorgeschlagenen Indikatoren in Baden-Württemberg ausreichend Meßgrößen zur Verfügung stehen. Für die meisten Bereiche existieren langjährige Reihen, so daß Einflüsse der Wirtschaftsweise und von politischen Maßnahmen bereits an einzelnen Stellen deutlich werden.

Im folgenden werden die einzelnen Umweltindikatoren aus den internationalen Ansätzen untersucht und nach Umweltkategorien dargestellt. Dabei gilt es, sich auf die wichtigsten Meßgrößen zu konzentrieren und langfristige Entwicklungen zu verfolgen, da die Betrachtung der Lebensbedingungen der zukünftigen Generationen im Mittelpunkt steht.

3.1 Indikatoren nach Umweltkategorien

Klimaänderung:

Die Emissionen der Treibhausgase CO_2 , CH_4 , N_2O , FCKW und troposphärisches Ozon erlauben Rückschlüsse auf mögliche globale Klimaveränderungen. Die Betrachtung der Emissionen von CO_2 allein erscheint vor dem Hintergrund der Treibhauswirksamkeit von CH_4 , N_2O und FCKW bzw. deren Ersatzstoffe nicht ausreichend. Die Emissionsdaten geben Hinweise für die Belastung und weisen damit auch auf Handlungsfelder hin, zumal damit auch ein Akteursbezug hergestellt werden kann. Beispielsweise ist die Produktion von FCKW künftig in Baden-Württemberg verboten. Allerdings weisen die Ersatzstoffe ebenso Treibhausrelevanz auf - wenn auch nicht in dem Maße. Künftig werden die FCKW-Ersatzstoffe statistisch erfaßt und sollten daher mit beachtet werden. Während die CH_4 -Emissionen ausreichend verfügbar sind, liegen N_2O -Daten nur als grobe Abschätzungen für die Bundesrepublik vor.

Neben den Belastungs-Indikatoren sollten auch Zustands-Indikatoren in das Konzept aufgenommen werden. Ein eindeutiger Indikator für die Zustandsbeschreibung der Klimaänderung ist die Zeitreihenbetrachtung von Temperaturen. Dafür sind die Daten seit über 100 Jahren verfügbar. Allerdings reicht diese Meßgröße allein nicht aus, da die Wirkung des Treibhauseffektes erst mit einer langjährigen Verzögerung eintritt. Deshalb sollten als weitere Zustandsmeßgrößen

Konzentrations-Größen für CO₂, CH₄, N₂O, und troposphärisches Ozon berücksichtigt werden.¹⁸

Für die unterschiedlichen Parameter kann auch das Global-Warming-Potential (GWP), das die Klimarelevanz der einzelnen Stoffe auf CO₂-Äquivalente umrechnet, als Indikator verwendet werden. Bei Anwendung des GWP sollte allerdings die Berechnungsgrundlage, ob z.B. eine Verweilzeit von 20, 100 oder 500 Jahren gewählt wurde, offengelegt und begründet werden.

Ozonschichtzerstörung:

Daten zur Ozon-Konzentration in der Stratosphäre sind als Parameter zur Zustandsbeschreibung repräsentativ und verfügbar. Dies gilt ebenso für den FCKW-Verbrauch als Belastungs-Indikator. Die Ausweisung der FCKW-Produktion dagegen erscheint überflüssig, da in Baden-Württemberg die Produktion ausläuft bzw. schon ausgelaufen ist und weltweit rückläufig ist.¹⁹

Demgegenüber ist die Emission von N₂O ein geeigneter Belastungsparameter für die Ozonschichtzerstörung, der aber nur schwer erhebbar ist, da die natürliche N₂O-Produktion wesentlich höher ist als die anthropogen verursachten Emissionen. Daten bzw. Abschätzungen zur natürlichen Emission von N₂O sind nur rudimentär vorhanden. Hierzu besteht weiter Forschungsbedarf. Weitere Untersuchungen sollten auch zu der NO_x-Problematik als Belastungsgröße in Zusammenhang mit Flugbewegungen in der Stratosphäre erfolgen.

Als ein übergeordneter Belastungs-Indikator kann aus den Einzelindikatoren das Ozon-Depletion-Potential (ODP) berechnet werden. Auch hier muß darauf geachtet werden, daß die Berechnungsgrundsätze offengelegt werden.

Eutrophierung:

Eutrophierung, die Überdüngung von Oberflächengewässern und Meeren, wird durch natürliche oder künstliche Nährstoffanreicherungen verursacht. Indikatoren hierfür sind die Phosphor- und Nitrat-Parameter. Für Fließgewässer als Schadstofflieferant für die Meere ist der Nitrat-Gehalt die entscheidende Meßgröße. Für stehende Oberflächengewässer ist dies die Phosphor-Konzentration. Daten sowohl zum Nitrat- als auch zum Phosphor-Gehalt werden regelmäßig erhoben und liegen als Zeitreihen vor.

Auch bei den Böden kommt es unter anderem durch den atmosphärischen Eintrag von Nitrat zur Überdüngung. Dieser Eintrag ergibt sich aus Depositionsmessungen bzw. -rechnungen. Für die

¹⁸ eine ausführliche Darstellung des Treibhauseffektes und der Klimaänderung befindet sich in Enquete (1991) S. 137-440, vgl. auch UM/LfU (1995) S. C10-12 und Enquete (1994) S. 272-273

Belastungsbeschreibung sollten Daten zum Düngemittelverbrauch als zusätzliche Meßgröße zu den Depositionen bzw. Emissionen berücksichtigt werden.²⁰

Versauerung:

SO₂- und NO_x-Emissionen und Depositionen sind geeignete Parameter für die Abschätzung einer möglichen Versauerung und liegen als langjährige Zeitreihen vor. Das Versauerungspotential hängt allerdings von der Pufferkapazität der Böden ab. Daher sind die geologischen Bedingungen ebenfalls zu berücksichtigen. Entsprechendes Kartenmaterial ist verfügbar.²¹

Weitere säurebildende Emissionen, wie NH₃, sollen zukünftig erfaßt werden. Im Rahmen des ökologischen Wirkungskatasters sind auch Sonderuntersuchungen zur Gewässerversauerung (im Odenwald und Schwarzwald) begonnen worden. Erste Ergebnisse liegen für Baden-Württemberg vor.

Umwelttoxizität:

Für den Bereich Toxizität ist entscheidend, daß viele unterschiedliche Bereiche betrachtet werden können und müssen. Dabei ist die Angabe von Leitsubstanzen schwierig bis unmöglich. Hier besteht noch großer Forschungsbedarf.

Die Staub-Emissionen erscheinen als Belastungsparameter eher ungeeignet, vielmehr sind die Inhaltsstoffe des Staubes, z.B. Schwermetalle (Pb, Hg, Cd, Ni), ausschlaggebend für die Schädigung von Landschaft, Fauna und Flora.²² Daten zu Staubinhaltsstoffen sowie zu Schwermetalldepositionsraten liegen vor, allerdings nicht flächendeckend. Weitere Wirkungsmessungen sind vor allem von lokaler Bedeutung. Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) bilden hierfür einen ergänzenden Belastungsparameter.

Generell muß zu diesem Bereich gefragt werden, ob nicht Methoden wie die Critical-Load- oder Critical-Level-Ansätze weiterverfolgt werden sollten. Der Ansatz der OECD sieht für die Beschreibung des Umweltzustandes Konzentrationswerte einzelner Stoffe, z.B. Schwermetalle, als Meßgröße vor. Eine reine emissionsseitige Betrachtung reicht für eine Beschreibung dieses Bereiches nicht aus. Hier sollte auf entsprechende Daten aus Monitoringprogrammen (Wirkungskataster) zurückgegriffen werden, auch wenn diese nicht flächendeckend vorliegen.²³

¹⁹ eine ausführliche Darstellung des Ozonabbaus in der Stratosphäre befindet sich in Enquete (1991) S. 441-686. vgl. auch Enquete (1994) S. 274f

²⁰ vgl. UM/LfU (1995) S. E 28-30, F8-10, F26-29, F50f, vgl. Enquete (1994) S. 276f

²¹ vgl. UM/LfU (1995) S. E2-16, E28-30, F7-10; vgl. UM/LfU (1992) S. BII-24-26, vgl. Enquete (1994) S. 275f

²² vgl. UM/LfU (1995) S. E6-7, G6-13, vgl. auch Enquete (1994) S. 277f

²³ vgl. UM/LfU (1995) S. L30-37, E12-30, vgl. SRU (1994) S. 110-112

Artenvielfalt und Vielfalt von Landschaft und Ökosystemen:

Die Artenvielfalt und die Vielfalt von Landschaft und Ökosystemen stehen in engem Zusammenhang und können deshalb auch zusammen behandelt werden. Die Artenvielfalt hängt mit der Intensivierung der Landnutzung zusammen. Allerdings liegen nur vorsichtige Schätzungen für Flächendaten zur extensiven und intensiven Landnutzung vor.

Die Ausweisung von Schutzgebieten reicht als Indikator nicht aus. So gibt es in Baden-Württemberg viele kleine Schutzgebiete. Um einen ausreichenden Lebensraum zu bieten müssen diese vernetzt werden. Deshalb sollten sowohl die Ausweisung von Biotoptypen, Landnutzungsformen als auch die Flächenverteilung ergänzt werden. Hierzu liegen Daten vor. Die Biotopkartierung für Baden-Württemberg befindet sich kurz vor dem Abschluß.

Als Meßgröße für die Artenvielfalt liegt zwar die Anzahl der gefährdeten Arten (rote Liste) in Zeitreihen vor, sie ist aber nicht aussagekräftig für die Stabilität eines Ökosystems. Die Verschiebung innerhalb eines Artenspektrum z.B. aufgrund einer Klimaveränderung wäre eine bedeutungsvollere Größe, die aber leider nicht verfügbar ist, ebensowenig wie die Beobachtung der Populationen von Leitarten, die maßgeblich ein Ökosystem tragen. Für diesen Bereich ist weitere Forschungsarbeit notwendig.²⁴

Wald:

Die Belastungs-Indikatoren Holzeinschlag und Holzzuwachs geben einen repräsentativen Überblick für die Nutzung der Forstressource Holz. Daten für Baden-Württemberg liegen vor. In letzter Zeit wird eine deutliche Zunahme des Holzvorrates festgestellt.

Die Funktion der Waldfläche hat sich in den letzten Jahren stark gewandelt. Der Wald soll im Rahmen eines Konzeptes der naturnahen Waldwirtschaft auf der gesamten Fläche neben seiner Nutzfuntion auch Schutz- und Erholungsfunktionen erfüllen. In diesem Zusammenhang ist es sinnvoll von Waldressourcen zu sprechen. Hierfür bieten sich als Zustands-Indikatoren eine Flächenverteilung der verschiedenen Waldarten an. Daten liegen vor. Ebenso ist der Krankheitszustand des Waldbestandes als Indikator mitaufzunehmen. Für das „Waldsterben“ liegen jährliche Datenerhebungen vor.²⁵

Wasser:

In Baden-Württemberg ist die Wasserquantität bis auf lokale Unregelmäßigkeiten bisher kein Problem, da der Bodensee als großer Trinkwasserspeicher zur Verfügung steht. Die Grundwas-

²⁴ vgl. UM/LfU (1995) S. L2-19

²⁵ vgl. UM/LfU (1995) S. K4. K10-21

erneubildung ist bei quantitativer Betrachtung zu berücksichtigen. Für die Wasserressource erscheint eher die Qualität des Wassers von Bedeutung zu sein. Hier sei verwiesen auf die Eutrophierung der Gewässer.

Bei dem hohen Stand der Abwasserbehandlung (> 90 %) ist das Abwasseraufkommen keine entscheidende Größe für die Qualität der Wasserressourcen. Vielmehr ist hier eine Betrachtung der Inhaltsstoffe der Oberflächengewässer als auch die Grundwasserqualität von Interesse. Als Indikatoren stehen die Summen-Parameter (AOX, CSB, BSB, DOC) zur Verfügung. Zur Nutzung von Wasserressourcen, sowohl quantitativ wie qualitativ, liegen eine Vielzahl von Meßdaten in Zeitreihen vor.²⁶

Abfall:

Für den Umweltbereich Abfall sind sicherlich das Abfallaufkommen und der Abfallexport maßgebliche Belastungsparameter. Das hohe Abfallaufkommen führt zum Abbau von Deponieressourcen. Die Verfügbarkeit von Deponieressourcen ist ein Problem des Landschaftsverbrauches. Weiterhin spielt die Art der Abfallbehandlung (Verwertung, thermische Behandlung, Kompostierung usw.) für die Deponieressourcen ebenso eine wichtige Rolle wie die politisch bedingte Ausweisung von neuen Deponieflächen. Für die Verfügbarkeit der Deponieressourcen ist die Restlaufzeit der Deponien eine wichtige Zustandsbeschreibung. Aufgrund der Volumenreduzierung und der Abfallbehandlung hat die durchschnittliche Restlaufzeit in den letzten Jahren zugenommen. Daten zu diesem Problembereich sind in Zeitreihen verfügbar.²⁷

Boden:

Eine Vielzahl von Bodennutzungen führt zu Bodenversiegelung. Als Indikator für die Nutzung der Ressource Boden greift die Bodenversiegelung zu kurz. Aufschlußreicher sind Daten zu den Nutzungsformen wie z.B. als landwirtschaftliche Fläche, Straßenfläche, Siedlungsfläche, Waldfläche usw. Die Flächenverteilung liegt als Datenbasis langjährig vor.²⁸ Ein weiteres Problem ist die Bodenerosion, die allerdings nur regional von Bedeutung ist. Insgesamt besitzt sie in Baden-Württemberg keinen allzu großen Stellenwert.

Aus dieser Einzelkritik ergibt sich die in Tabelle 1 dargestellte Aufstellung für die Umwelt-Indikatoren, gegliedert nach Belastungs- (Pressure) und Zustands-Meßgrößen (State).

²⁶ vgl. UM/LfU (1995) S. F4-13, F17-56

²⁷ vgl. UM/LfU (1995) S. D2-6

²⁸ vgl. UM/LfU (1995) S. A4-6

Tabelle 1: Umweltkategorien und deren Abbildung durch physikalische Meßgrößen nach dem „Pressure-State“-Ansatz (Umweltbelastungen und Umweltzustand)

Umweltkategorien	Belastungs-Meßgrößen	Zustands-Meßgrößen
Klimaänderung	- CO ₂ -Emissionen - Emissionen von CH ₄ , N ₂ O - GWP	- Temperaturzeitreihen - Konzentration vom CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, troposph. Ozon
Ozonschichtzerstörung	- FCKW-Verbrauch, (- N ₂ O-Produktion/Emission) (- NO _x bei Flugverkehr) - ODP	- Ozon-Konzentration
Eutrophierung	- N- und P-Emission/Deposition in Boden - N- und P-Emission/Deposition in Wasser - Düngemittelverbrauch	- N-Konzentration (Boden, Fließgewässer) - P-Konzentration (stehende Gewässer) (- PO ₄ - Äquivalenzzahl)
Versauerung	- SO ₂ -Emissionen/Depositionen - NO _x -Emissionen/Depositionen (- NH ₃ -Emissionen)	- Säure-Basen-Status - geologische Karten
Verschmutzung (Umwelttoxizität)	- Emissionen von Schwermetallen - VOC-Emissionen (Forschung)	- critical-levels (NO _x , SO ₂ , Ozon) - Konzentrationen von Schwermetallen
Vielfalt von Arten, Landschaften und Ökosystemen	Leitbilder entwickeln (Forschung)	- Anzahl der gefährdeten Arten, (- Artenverschiebung - Anzahl der Biotoptypen - Flächenverteilung)
Wald	(- Holzeinschlag, Holzzuwachs)	- Flächenverteilung nach Nutz-, Schutz-, Erholungsfunktion - Waldschäden
Wasser	- Wasserverbrauch - Grundwasserneubildung	- Grundwasserqualität - Oberflächenwasserqualität
Abfall	- (Rest-) Abfallaufkommen - Export	- Restlaufzeiten der Deponien
Boden	- Flächenverteilung	- Erosion

3.2 Generelle Indikatoren

Zusätzlich zu den Umweltindikatoren ist es sinnvoll, generelle Indikatoren zusammenzustellen. Diese weisen zum einen rein ökonomische Informationen auf, andererseits geben sie strukturelle Gegebenheiten wieder, die Ursache für Umweltbelastungen sind. Eine Unterscheidung in Belastung und Zustand erscheint nicht sinnvoll.

Künstlicher Kapitalstock:

Der künstliche Kapitalstock ist eine wichtige volkswirtschaftliche Größe zur Ausweisung der Wirtschaftsleistung. Das Nettoanlagevermögen ist repräsentativer als das Bruttosozialprodukt und ist statistisch verfügbar. Das Nettoanlagevermögen dient als monetäre Basisgröße für die Einbindung der Umweltindikatoren in das ökonomische Konzept.

Bevölkerungsentwicklung:

Die Bevölkerungsentwicklung ist eine grundlegende Größe, die großen Einfluß auf die Wirtschaftsleistung und damit auch auf die verbrauchten Ressourcen und die ausgebrachten Emissionen hat. Sie liegt in Zeitreihen für Baden-Württemberg vor.²⁹

Ressourcen(-effizienz):

Der Material- wie auch der Energieeinsatz sind als solche keine ökologischen sondern ökonomische Probleme. Sicherlich sind mit der Ausbeutung der Ressourcen Umweltschäden und -belastungen verbunden, allerdings hat das Fehlen eines Stoffes wie z.B. Erdöl keinen negativen Einfluß auf die vorhandenen Ökosysteme und stellt damit kein Umweltproblem dar.

Der Verbrauch und Einsatz von abiotischen Ressourcen rückt damit in den Mittelpunkt der Ressourcenökonomie. Für die Ressourcenökonomie sind die Reichweite der knappen Ressourcen und vor allem die Ressourcenproduktivität von Interesse. Als Zusatzindikator ist die Recyclingquote zum Materialeinsatz von Bedeutung. Für Baden-Württemberg erscheint Ressourcenknappheit kein bedeutendes Problem zu sein. Allerdings muß darauf geachtet werden, in wie weit über Auslandslieferungen „Nicht-Nachhaltigkeit“ importiert oder exportiert wird.³⁰

Der Verbrauch von biotischen Ressourcen stellt hingegen nicht nur ein ressourcenökonomisches sondern sehr wohl ein ökologisches Problem dar, denn durch Kultivierung von Pflanzen und Tieren werden die Ökosysteme stark beeinflußt.

²⁹ aus StaLA Heft 5/95

³⁰ Das Statistische Landesamt führt für Baden-Württemberg Input-Output-Rechnungen durch.

Energieeinsatz:

Ebenso ist die Verfügbarkeit von fossilen Energieträgern zunächst kein Umweltproblem sondern ein ökonomisches Problem. Allerdings steht der Energieträgerbereich im engen Zusammenhang mit dem Umweltbereich Klimaänderung. Hier spielt die Verteilung der eingesetzten Energieträger und der Energieverbrauch eine wichtige Rolle. Aus ressourcenökonomischen Gründen ist die Reichweite der Energieträger von Interesse. Es erscheint deshalb sinnvoll, diesen Bereich als Energieeinsatz in die generellen Indikatoren mit aufzunehmen.³¹

Mobilität:

Mobilität ist für viele Umweltbelastungen der Hauptverursacher. Anhand eines generellen Indikators zur Mobilität kann ermittelt werden, in wieweit regionale Nachhaltigkeit auch eine Regionalisierung der Verkehrsströme mit sich bringt. Als Meßgröße sollte die Verkehrsleistung aufgenommen werden. Der Verkehrsträger-Mix ist auch als genereller Indikator im OECD-Ansatz vermerkt.³²

Städtische Umweltqualität:

Im OECD-Indikatorensystem ist die urbane Umweltqualität aufgeführt. Für Nachhaltigkeitsindikatoren sind allerdings kurzfristige Erscheinungen wie Lärm oder Smog keine Umweltprobleme von langfristiger Bedeutung. Allerdings haben die Siedlungsstrukturen und die Stadtplanung großen Einfluß auf die langfristige Etablierung dieser kurzfristigen Umweltprobleme. So spielt die Verkehrsplanung und -struktur eine wesentliche Rolle für Probleme wie Sommersmog oder auch Lärm. Für die betroffenen Anwohner verursachen diese kurzfristigen Umweltprobleme erhebliche Wohlfahrtsminderungen. Schließlich gehen auch große Investitionssummen in den aktiven wie passiven Lärmschutz von Straßen, die damit auch ökonomische Bedeutung erlangen. Deshalb ist es sinnvoll, die Flächenstruktur bzw. die Siedlungsdichte wie auch den Flächenverbrauch mit aufzunehmen.³³

Umweltrisiken:

Der Bereich der Umweltrisiken ermöglicht die Abschätzungen für Gefahren aus Technologien (wie Kernenergie oder Gentechnik). Er ist ein sehr umstrittener Bereich. Abgesehen von den meßtechnischen Problemen gibt es bei der Bewertung von Gefahren kaum gesellschaftlichen Konsens. Sowohl im gentechnischen wie im Bereich hormoneller Veränderungen sind die Auswirkungen aufgrund der fehlenden wissenschaftlichen wie praktischen Erfahrungen über die Wirkungszusammenhänge kaum abzuschätzen. Dem gegenüber liegen bei der radioaktiven Strahlung schon vielfältige Erfahrungen vor. Deshalb wird die Strahlenbelastung voraussichtlich

³¹ UM/LfU (1995) S. C2-9. zur Energieträgerreichweite vergleiche Esso (1995), BMWi (1995)

³² vgl. UM/LfU (1995) S. B6-10

³³ vgl. UM/LfU (1995) S. A4-6. und StaLA Heft 2/94

im Indikatorensystem des UBA enthalten sein.³⁴ Deshalb sollten diese Entwicklungen im TA-Konzept weiter verfolgt werden.

In Tabelle 2 sind die generellen Indikatoren zusammengestellt.

Tabelle 2: Generelle Indikatoren

Generelle Indikatoren	Meßgrößen
Künstlicher Kapitalstock	- Nettoanlagevermögen
Bevölkerungsentwicklung	- Bevölkerungszahlen
Ressourcen(-effizienz)	- Ressourcenproduktivität - Ressourcenreichweite - Recyclingquote
Energieeinsatz	- Energie-Mix, -Verbrauch - Energietragerreichweite
Mobilität	- Verkehrs-Mix, -Leistung
Städtische Siedlungsstrukturen	- Siedlungsdichte - Flächenstrukturen, (bedingen Lärm, Smog), - Flächenverbrauch
Umweltrisiken	- radioaktive, gentechnische, hormonelle Ausbringungen

4 Konsequenzen für das Konzept

Das dargestellte Umweltindikatorensystem versucht, die Darstellung der wesentlichen Meßgrößen von Umweltgütern, die die ökologische Situation und damit die Umweltnutzung innerhalb von Baden-Württemberg beschreiben, mit dem ökonomischen Ansatz des TA-Konzeptes zum „Qualitativen Wachstum in Baden-Württemberg“ zu verbinden.

Das Indikatorensystem stellt einen Kompromiß dar zwischen der Abbildung des Umweltzustandes, dem aktuellen Wissen über die Zusammenhänge von wirtschaftlichen Aktivitäten und

³⁴ vgl. Walz (1994) S. 45f

der Erzeugung von Umweltproblemen und der verfügbaren Datengrundlage zur Beschreibung der Umweltprobleme als auch deren vermutlichen Ursachen. Dieser Kompromiß führt zur einer Abbildung der Umweltprobleme mittels Indikatoren, die in

- zehn Umweltkategorien und
- sieben generellen Indikatoren eingeteilt sind.

Die Ausweisung von generellen Indikatoren erscheint sinnvoll, um zum einen (ressourcen-) ökonomische Sachverhalte als auch zum anderen infrastrukturelle Grundlagen der Umweltprobleme darstellen zu können.

Aufbauend auf den Erfahrungen aus den internationalen Indikatorensystemen sollte der „Pressure-State“-Ansatz mit der Untergliederung in Belastungs- und Zustands-Indikatoren für die Umweltkategorien systematisch angewendet werden. Dies entspricht einer Abbildung des Umweltzustandes und dessen Veränderung und gewährleistet eine mögliche akteursbezogene Interpretation der Informationen. Eine detailliertere Akteursbezogenheit erscheint aufgrund der sich aufblähenden Vielzahl an Meßgrößen nicht sinnvoll. Allerdings sollte eine mögliche akteursbezogene Disaggregation berücksichtigt werden, um in einer späteren Phase akteursbezogene Handlungsfelder aufzuzeigen. Eine Nachvollziehbarkeit umweltpolitischer Instrumente durch die Ausweisung von „Response“-Indikatoren ist im Gegensatz zu den Ansätzen von OECD und CSD für das TA-Konzept zumindest in dieser Phase noch nicht vorgesehen.

Eine Anzahl von rund 50 Meßgrößen ist den ökologischen Anforderungen durchaus angemessen und zur Integration in das TA-Konzept vertretbar. Insofern gesteigerter Wert auf eine weitere Reduzierung der Indikatorenanzahl gelegt wird, sollte eine Bildung von Überindikatoren, z.B. wie MIPS (Material-Intensität Pro Serviceeinheit) vom Wuppertal-Institut³⁵, als auch aggregierte Indikatoren innerhalb eines Bereiches, wie GWP (global warming potential) oder ODP (ozon depletion potential), geprüft werden.

So wie die interdisziplinären Arbeiten der OECD, der CSD und des UBA, sowie die jüngsten Bestrebungen von Eurostat, dem Statistischen Amt der Europäischen Union, eine Integration von ökologischen, ökonomischen, sozialen und institutionellen Indikatoren anstreben, sollte für den Bereich der Umweltindikatoren eine Kompatibilität des TA-Konzeptes zu diesen internationalen Ansätzen anvisiert und gegebenenfalls Erweiterungen oder Änderungen berücksichtigt werden. Dies erscheint auch vor dem Hintergrund sinnvoll, daß für die international vorgeschlagenen Indikatoren ausreichend Meßgrößen in Baden-Württemberg zur Verfügung stehen.

³⁵ vgl. Schmidt-Bleek (1994)

Für die meisten Bereiche existieren langjährige Reihen, so daß der Einfluß der Wirtschaftsweise und von politischen Maßnahmen bereits an einzelnen Stellen deutlich werden.

Die Verbindung von Ökonomie und Ökologie durch die Einbettung eines ökologisch-ausgerichteten Indikatorensystems in ein ökonomisches Modell zu vollziehen, erscheint den ökologisch-ökonomischen Begebenheiten nicht ganz zu entsprechen. Dies liegt daran, daß sich Vorgänge in Ökosystemen vor allem in Kreisläufen, teils langfristig, teils mit Verzögerungen über Pufferungen vollziehen. Die Abbildung solcher Kreisläufe und insbesondere die Darstellung von Änderungsverhalten dieser Kreisläufe ist wissenschaftlich höchst komplex und zu meist nicht endgültig geklärt. Dieses, quantitativ in wenigen Kenngrößen darzustellen, gelingt bislang nicht für alle Umweltbereiche. Dazu müssen qualitative Ergebnisse von spezifischen Untersuchungen herangezogen werden.

Literatur:

- BMU (1992), Bundesumweltministerium (BMU): Umweltpolitik - Umweltökonomische Gesamtrechnung: Stellungnahme des Beirats „Umweltökonomische Gesamtrechnung“ beim BMU zur Konzeption und zu Entwicklungserfordernissen des Vorhabens des Statistischen Bundesamtes. Bonn: BMU 752/92
- BMWi (1995), Bundesministerium für Wirtschaft (BMWi): Energie Daten '95 Nationale und internationale Entwicklung. Bonn: BMWi, September 1995
- Dieren (1995), Dieren, Wouter van (Hrsg.): Mit der Natur rechnen - Der neue Club-of-Rome-Bericht - Vom Bruttosozialprodukt zum Ökosozialprodukt. Basel: Birkhäuser, 1995
- Enquete (1991), Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Schutz der Erde: Eine Bestandsaufnahme mit Vorschlägen zu einer neuen Energiepolitik. Bonn: Economica; Karlsruhe: Müller, Band 3/Teilband I 1991
- Enquete (1994), Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft“ (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn: Drucksache 12/8260 des Deutschen Bundestages vom 12.07.1994
- Esso (1995), Esso AG (Hrsg.): Oeldorado '95. Hamburg: 1995
- Renn (1994), Renn, Ortwin: Ein regionales Konzept qualitativen Wachstums, Pilotstudie für das Land Baden-Württemberg. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Arbeitsbericht Nr. 3/März 1994
- Schmidt-Bleek (1994), Schmidt-Bleek, Friederich: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - das Maß für ökologisches Wirtschaften. Basel/Berlin: Birkhäuser, 1994
- SRU (1994), Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 1994. Bonn: Drucksache 12/6995 des Deutschen Bundestages vom 08.03.1994

- SRU (1994a), Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Kurzfassung des Umweltgutachtens 1994 - Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen. Bonn: Februar 1994
- StaLA, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Baden-Württemberg in Wort und Zahl. diverse Hefte der Schriftenreihe
- Stat.BA (1991), Hölder, Egon und Mitarbeiter (Hrsg.): Wege zu einer Umweltökonomischen Gesamtrechnung. Band 16 der Schriftenreihe Forum der Bundesstatistik herausgegeben vom Statistisches Bundesamt (Stat.BA). Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991
- Stat.BA (1993), Statistisches Bundesamt (Stat.BA) (Hrsg.): Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 1, Vorstudie Umweltindikatorensysteme. Wiesbaden: Stat.BA, 1993
- UBA (1994), Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.): Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin: Erich Schmidt, 1994
- UM/LfU (1992), Umweltministerium Baden-Württemberg (UM); Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (Hrsg.): Umweltdaten 91/92. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Karlsruhe, September 1992
- UM/LfU (1995), Umweltministerium Baden-Württemberg (UM); Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (Hrsg.): Umweltdaten 93/94. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Karlsruhe, Januar 1995
- Walz (1994), Walz, Rainer: Synopse aktueller Konzepte von nationalen Umweltindikatoren. 1. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung: Karlsruhe, Juni 1994
- Walz (1995), Walz, Rainer; Ostertag, Katrin; Block, Nicolas: Synopse ausgewählter Indikatorenansätze für Sustainable Development. Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundesamtes. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung: Karlsruhe, Mai 1995

7. Substituierbarkeit versus Komplementarität von Umweltgütern

Dipl.-Vw. Klaus Löbbe

1. Vorbemerkungen

Seit Mitte der achtziger Jahre ist unter dem Schlagwort des "Sustainable Development" die Debatte um die Vereinbarkeit von wirtschaftlichem Wachstum einerseits, Schonung der natürlichen Lebensgrundlagen andererseits wieder erkennbar belebt worden¹. Eines der zentralen Themen in dieser Debatte ist die Frage, ob und inwieweit einzelne Umweltgüter durch andere (Umwelt)güter substituierbar sind, d.h. einander ersetzen können - oder aber ob sie in einem eher komplementären (limitationalen) Verhältnis zueinander stehen. Konkret gesprochen: Ist es z.B. möglich, erschöpfbare Ressourcen durch erneuerbare, nachwachsende Rohstoffe zu ersetzen? Oder muß vielmehr im Interesse nachfolgender Generationen der Ge- und Verbrauch natürlicher Ressourcen begrenzt, langfristig sogar zurückgeführt werden - auch um den Preis einer Verlangsamung des wirtschaftlichen Wachstums? Und schließlich: Inwieweit können Investitionen in den Sach- und Humankapitalbestand zur Einsparung von Ressourcen beitragen, ist mit anderen Worten "künstliches" Kapital ein (mehr oder weniger vollkommenes) Substitut für natürliches Kapital?

Eine objektive Beantwortung dieser Fragen ist kaum möglich, da stets weitreichende Bewertungen und Güterabwägungen in das Urteil einfließen werden, so etwa über das Verhältnis gegenwärtiger und zukünftiger Nutzungen, über die Frage, welche Risiken hinnehmbar sind und welche Bedeutung bzw. Rangordnung ökologischen, ökonomischen und sozialen Ziele beizumessen ist. Diese Probleme können hier nur angedeutet, nicht aber ausdiskutiert werden. Im Mittelpunkt dieses Beitrags steht vielmehr der Versuch, erste Anhaltspunkte für mögliche Substitutionspotentiale bzw. Komplementaritäten bei verschiedenen Umweltgütern zu erarbeiten, und dies aus der Perspektive eines relativ eng begrenzten Raumes (eines Bundeslandes). Grundlage hierfür sind die Vorarbeiten und Publikationen der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg² und die

¹Die Frage ist im Grunde schon bei den Klassikern der Nationalökonomie angelegt, geriet zu Beginn der siebziger Jahre durch die Arbeiten des Club of Rome erstmals in die öffentliche Diskussion und beherrscht spätestens seit Vorlage des sog. Brundtland-Report die wissenschaftliche Diskussion und die praktische (Umwelt)politik. Vgl. D. Meadows et al., Die Grenzen des Wachstums. Reinbek 1973 und World Commission on Environment (Ed.), Our Common Future (Brundtland-Report). Oxford and New York 1987. Weltweite Aktualität erhielt das Thema durch die 1992 in Rio veranstaltete UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung.

²Vgl. Renn, O., Ein regionales Konzept qualitativen Wachstums. Pilotstudie für das Land Baden-Württemberg. (Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.) 2. Aufl., Stuttgart 1994 sowie G. Pfister und O. Renn, Ein Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg.

Ergebnisse eines von der Akademie im Juli 1995 veranstalteten Workshop, in dem die bisherigen Erkenntnisse präsentiert und spezielle Umsetzungsprobleme diskutiert wurden³.

Der vorliegende Beitrag stellt zunächst die zentralen Begriffe Substituierbarkeit und Komplementarität kurz vor (Abschnitt 2) und versucht am Beispiel von zwei konkurrierenden Leitbildern die Spannweite des Konzepts der nachhaltige Entwicklung zu verdeutlichen; hieran schließen sich einige allgemeine Bemerkungen zum Konzept der Akademie für Technikfolgenabschätzung an (Abschnitt 3).

2. Substituierbarkeit und Komplementarität

Es ist eine der wesentlichen Leistungen der Umweltökonomie und - in besonderem Maße - der ökologischen Ökonomie, daran erinnert zu haben, daß die gesellschaftliche Wohlfahrt nicht nur vom künstlichen Realkapitalstock, sondern auch vom Naturvermögen abhängig ist⁴. Die Natur stellt in Form von Energie und (nachwachsenden) Rohstoffen unmittelbar konsumreife Güter bereit; darüber hinaus steigert ihr Einsatz im Produktionsprozeß die Produktivität des künstlichen Produktionssystems. Dabei sind für den Menschen vier Funktionen der Natur besonders bedeutsam⁵:

- Die Bereitstellung endlicher und erneuerbarer Ressourcen als Inputfaktoren für die Produktion (im Sinne eines Durchflußwachstums),
- die Aufnahme und Assimilation von Emissionen und Abfällen,
- die direkte Beeinflussung des menschlichen Wohlbefindens (Landschaftserlebnis),
- die generelle Ökosystemfunktion (Gewährleistung klimatischer oder ökologischer Kreisläufe).

Zwischen dem Naturvermögen und dem künstlichen Realkapital bestehen wechselseitige Beziehungen; sie verhalten sich teils komplementär, teils substitutiv zueinander.

Stuttgart 1995.

³In die vorliegende Arbeit gehen insbesondere die Ergebnisse eines Arbeitskreises ein, der sich im Rahmen dieses Workshop mit der Komplementarität bzw. Substituierbarkeit von Umweltgütern befaßte. Für Mängel in der Darstellung der Ergebnisse ist allein der Verfasser verantwortlich.

⁴Vgl. dazu N. Georgescu-Roegen, *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge 191, R. Constanza (Ed.), *Ecological Economics - The Science and Management of Sustainability*. New York 1991, U. Hampicke, *Ökologische Ökonomie*. In: M. Junkernheinrich, P. Klemmer und G.R. Wagner, *Handbuch zur Umweltökonomie*. (Handbücher zur angewandten Umweltforschung, Bd. 2.) Berlin 1995, S. 133ff.

⁵Vgl. P. Klemmer, *Die wirtschafts- und gesellschaftspolitische Perspektive*. In: G. Voss (Hrsg.), *Sustainable Development - Leitziel auf dem Weg in das 21. Jahrhundert*. (Kölner Texte und Thesen, Heft 17.) Köln 1994, S. 35.

Hier sind zunächst die Komplementaritäten zu betrachten, wobei als komplementär solche Ressourcen gelten, die nicht (oder nur in sehr engen Grenzen) durch künstliches Kapital substituiert werden können. Soweit Komplementarität zwischen der Nutzung von künstlichem und natürlichem Kapital anzunehmen ist, kann eine nachhaltige Entwicklung nur dann gewährleistet werden, wenn zumindest das noch vorhandene Naturvermögen erhalten wird. So setzt etwa die Produktion von Zellstoff nicht nur den Einsatz von künstlichem Kapital (Fabrikanlagen) und Arbeit, sondern auch - in einem weitgehend technisch determinierten Ausmaß - den Einsatz von Rohstoffen (Holz, Energie und Wasser) voraus. Nachhaltige Entwicklung ist in diesem Fall nur möglich, wenn es sich um nachwachsende oder erneuerbare Rohstoffe handelt - und wenn die Rate, mit der diese Rohstoffe genutzt werden, geringer ist als die Rate, mit der sie nachwachsen, erneuert oder wiedergewonnen werden können.

Demgegenüber war und ist es eine der zentralen Annahmen der neoklassischen Wachstumstheorie, daß zwischen natürlichem und künstlichem Kapital weitreichende (im Prinzip unbegrenzte) Substitutionsspielräume bestehen und daß über das Ausmaß, in dem diese Substitutionsspielräume genutzt werden, die Wirtschaftssubjekte frei entscheiden können, und zwar nach Maßgabe ihrer Präferenzen bzw. technischen Gegebenheiten einerseits, der relativen Preise andererseits.

Eine umweltorientierte Betrachtung der Substitutionsmöglichkeiten muß indes unterscheiden

- die stoffliche Substitution; sie wäre dann gegeben, wenn der Ge- und Verbrauch einer Ressource in einem überschaubaren Zeitraum durch identische Stoffe ersetzt würde;
- die funktionale Substitution; sie setzt voraus, daß eine Ressource in einem überschaubaren Zeitraum in allen ihren Funktionen durch ein entsprechendes Substitut ersetzt werden könnte, wobei noch zu entscheiden wäre, ob dies hinsichtlich der ökonomischen und/oder der Umweltfunktionen gilt. Probleme bei der praktischen Umsetzung dieses Begriffs ergeben sich aus der Tatsache, daß ein und dieselbe Ressource in der Regel mehrere Funktionen erfüllt, für die unterschiedliche Substitutionsspielräume anzunehmen sind⁶;
- die nutzenbezogene Substitution; sie ist bereits anzunehmen, wenn die Wirtschaftssubjekte dem Substitutionsgut den gleichen Nutzen beimessen bzw. zukünftig beimessen werden. Da diese Nutzenschätzungen sich im Zeitablauf ändern, ist die Konkretisierung dieses Substitutionsbegriffs umso schwieriger, je mehr der Zeithorizont ausgeweitet wird.

⁶Beispielhaft ist hier auf Rohöl hinzuweisen, das in seiner Verwendung als Energieträger offenbar leichter

Ressourcen, die weder durch erneuerbare natürliche Ressourcen noch durch künstliches Kapital ersetzt werden können, werden als essentielle Ressourcen bezeichnet. Im übrigen ist zu beachten, daß die Existenz komplementärer natürlicher Ressourcen streng genommen in Widerspruch zu der Forderung nach Komplementärinvestitionen steht⁷.

Eng verbunden mit der Frage der Substitution bzw. Komplementarität ist die Unterscheidung zwischen starker und schwacher Nachhaltigkeit. Starke Nachhaltigkeit ist gegeben, wenn zum einen erneuerbare Ressourcen nur in einem Maße genutzt werden, das die Regenerations- und Assimilationsfähigkeit nicht überschreitet und zum anderen erschöpfbare Ressourcen vollständig durch künstliches Kapital ersetzt werden können. Das Konzept der starken Nachhaltigkeit fordert letztlich den Verzicht auf die Nutzung erschöpfbarer Ressourcen, wenn angenommen werden muß, daß

- nur wenige Elemente des natürlichen Kapitalstocks durch künstliches Kapital substituierbar sind, also weitgehende Komplementarität von natürlichem und künstlichem Kapital vorliegt,
- der technische Fortschritt bei der Nutzung des natürlichen Kapitalstocks vernachlässigbar gering ist bzw. sein wird.

Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit unterstellt dagegen, daß natürliches Kapital vollständig durch künstliches Kapital substituiert werden kann. Diese Forderung ist illusionär, da jedes Produkt in irgendeiner Weise auf natürliche Vor- oder Nachteile (Rohstoffverbrauch, Reststoffanfall) angewiesen ist; eine nachhaltige Entwicklung in diesem Sinne wird zu rascher Erschöpfung der erschöpfbaren Ressourcen führen.

Angesichts der Tatsache, daß pauschale Aussagen über die Substitutionalität bzw. Komplementarität von natürlichen und künstlichen Ressourcen nicht möglich sind, ist jeweils zu spezifizieren, an welchen Stellen bzw. für welche Güter starke oder schwache Nachhaltigkeit vorstellbar ist.

3. Leitbilder einer nachhaltigen Entwicklung

Spätestens mit dem Bericht der World Commission on Environment and Development hat der Begriff des Sustainable Development oder - wie der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

substituierbar ist als in der Verwendung für chemische Prozesse (Rohstoff).

formuliert⁸ - der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung rasche Verbreitung und allgemeine Anerkennung als Leitbild einer für das Überleben der globalen Menschheit relevant angesehenen Entwicklung gefunden. Seinen Protagonisten gilt er als "Weltformel des Wirtschaftens" und als "zentraler umweltpolitischer Imperativ"⁹. Im Kern geht es darum, jene (wirtschaftliche) Entwicklung zu definieren, die den Bedürfnissen der heute lebenden Menschen gerecht wird, ohne die Möglichkeiten der zukünftigen Generationen zur Befriedigung ihrer Bedürfnisse zu beeinträchtigen. Damit werden die Ansprüche der heutigen Generationen, was ein gewisses Maß an materieller Wohlfahrt angeht, anerkannt: Armut ist insoweit kein unabwendbares Schicksal, das Streben der Entwicklungsländer nach einem Abbau der Einkommensdisparitäten gerechtfertigt (Postulat der intragenerativen Verteilungsgerechtigkeit¹⁰). Es wird aber auch versucht, die Grenzen des wirtschaftlichen Wachstums zu definieren; sie werden in der Erschöpfbarkeit der Umweltressourcen und in der beschränkten Fähigkeit der Biosphäre gesehen, die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten zu verarbeiten. Eine Überschreitung dieser Grenzen beeinträchtigt die Konsummöglichkeiten zukünftiger Generationen und bedeutet eine Verletzung der intergenerativen Verteilungsgerechtigkeit, wobei mit dem Verweis auf die Möglichkeiten (ability) zukünftiger Generationen allerdings eine Anpassung der Präferenzen an veränderte Technologien und Umweltsituationen bewußt offengehalten wird¹¹.

Diese kurze Charakteristik der zentralen Anliegen belegt, das der Begriff des Sustainable Development einen außerordentlich breiten Interpretationsspielraum läßt, der sich durch zwei in der Zielsetzung identische, in den politischen Implikationen aber grundverschiedene Umsetzungskonzepte markieren läßt:

- zum einen das sog. Drei-Säulen-Konzept einer Nachhaltigkeit, das auf eine Abwägung bzw. Optimierung der Politik im Hinblick auf die Ökologie-, Ökonomie- und Sozialverträglichkeit abzielt,
- zum anderen das Konzept einer ökologisch orientierten präventiven Umweltpolitik, das aus Gründen der Risikominimierung zu einem radikalen Umwelt- und Ressourcenschutz tendiert.

⁷Vgl. K. Rennings, Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart 1994, S. 104.

⁸Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart 1994, S. 45f.

⁹Vgl. P. Klemmer, S. 22.

¹⁰Zu Elementen einer Politik der Nachhaltigkeit für die Länder des Südens vgl. R. Kurz, Nachhaltige Entwicklung und Nord-Süd-Problematik, "WSI-Mitteilungen", Köln, 48. Jg. (1995), S. 272-277.

¹¹Vgl. World Commission on Environment, S. 8.

3.1. Das Drei-Säulen-Konzept

Eine Mehrheit der UmweltökonomInnen interpretiert das Postulat der nachhaltigen Entwicklung als "das Zulassen jener längerfristigen Wirtschaftsentwicklung (als Grundlage menschlicher Bedürfnisbefriedigung), die bestimmten normativen Nebenbedingungen Rechnung trägt, als ... Maximierung der gesellschaftlichen Nettowohlfahrt über mehrerer Generationen hinweg unter Einhaltung von Nachhaltigkeitsbedingungen"¹². Dabei bleibt allerdings in der Regel offen,

- welche zeitlichen Vorstellungen sich mit der Formulierung "mehrere Generationen" verbinden: Erwünscht scheint eine Perspektive über Jahrhunderte hinweg, überschaubar und praktikabel bestenfalls eine Zeitspanne von 50 bis 100 Jahren¹³;
- für welche räumlichen Dimensionen der Optimierungsansatz gelten soll: Je kleiner die regionale Einheit, desto schneller werden regionale Entwicklungsgrenzen sichtbar. Unklar ist last but not least - aber auch,
- was unter "längerfristiger Wirtschaftsentwicklung" konkret zu verstehen ist. Einigkeit scheint hier nur in der Ablehnung Sozialprodukt bzw. des Volkseinkommens im Sinne der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen zu bestehen.

Ausgangspunkt dieser Kritik am traditionellen Wachstumsbegriff ist, daß auf die enge Komplementarität von Wirtschaftswachstum und Umweltbeanspruchung verwiesen wird¹⁴ und an

¹²Vgl. P. Klemmer, S. 26 unter Verweis auf D.W. Pearce and R.K. Turner, *Economics of Natural Resources and the Environment*. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen letztlich auch die Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages und der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Vgl. Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.), *Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen*. Bonn 1994, S. 54ff. und Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.), *Umweltgutachten 1994*, S. 45.

¹³In diesem Zusammenhang wird auch der ggfs. anzulegende Diskontsatz kontrovers diskutiert. Vertreter einer präventiven Umweltpolitik lehnen die daraus resultierende Höhererschätzung gegenwärtiger gegenüber zukünftigen Bedürfnissen konsequenterweise ab (vgl. dazu Abschnitt 2.2. und V. Radke, *Nachhaltige Entwicklung - Ökonomische Implikationen*. "Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik", Stuttgart, Bd. 214 (1995), S. 288ff.).

¹⁴Vgl. dazu E.J. Mishan, *The Cost of Economic Growth*. London 1967; C. Leipert, *Unzulänglichkeiten des Sozialprodukts in seiner Eigenschaft als Wohlstandsmaß*. (Schriften zur Angewandten Wirtschaftsforschung, Bd. 34.) Tübingen 1975; derselbe, *Die heimlichen Kosten des Fortschritts. Wie die Umweltzerstörung das Wirtschaftswachstum fördert*. Frankfurt 1989; C. Leipert and U.E., Simonis, *Environmental Damage - Environmental Protection Expenditure. Statistical Evidence on the Federal Republic of Germany*. WZB, FS II 90-403; H.E. Daly, *From Empty-World to Full-World Economics: Recognizing an Historical Turning Point in Economic Development*. Building on Brundland. (The World Bank, Environment Paper No. 46.) Washington 1991, S. 18-26; Statistisches Bundesamt (Hrsg.), *Nachhaltiges Einkommen. Gedanken zur Naturbewertung in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung*. (Bearbeiter: W. Radermacher.) "Wirtschaft und Statistik", Stuttgart 1993, S. 332ff. Zu einem Überblick über die Diskussion vgl. auch M. Junkerheinrich, M. und P. Klemmer (Hrsg.), *Ökologie und Wirtschaftswachstum. Zu den ökologischen und sozialen Folgekosten des Wirtschaftens*. Berlin 1990 (Sonderheft 2/90 der "Zeitschrift für angewandte Umweltforschung".)

seine Stelle ein Entwicklungsbegriff - eben jener der nachhaltigen Entwicklung - gesetzt wird. Wachstum wird als rein quantitative Vergrößerung der Güterproduktion bzw. des volkswirtschaftlichen Produktionspotentials bei weitgehend konstanten Strukturen gesehen, Entwicklung aber als qualitative Verbesserung des Güterangebots verstanden. Dabei wird freilich vernachlässigt, daß sich letztlich jedes Wachstum mit Bedarfs-, Preis-, Verfahrens- und Strukturänderungen verbindet und so eine qualitative Komponente besitzt¹⁵ und daß sich die "traditionelle" Nationalökonomie der Grenzen des Sozialproduktskonzepts, was die Eignung als Wohlfahrtsmaß angeht, sehr wohl bewußt ist¹⁶. Auch spricht zunächst nichts dagegen, den Wohlfahrtsbegriff weiter zu fassen und zusätzlich die Ausstattung mit Infrastruktur, Versorgungs- und Verteilungsindikatoren sowie Indikatoren für Bildung, Gesundheit, Freiheitsrechte oder eben die Umweltqualität einzubeziehen¹⁷. Wachstum bzw. Entwicklung wäre dann eine Leerformel bzw. ein Vektor wünschenswerter wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Ziele, der durch die Gesellschaft ausgefüllt werden muß. Allerdings sollte man sich dann der schwer lösbaren Gewichtungprobleme bewußt sein, die bei dem Versuch auftreten werden, diesen Vektor zu einer einzigen Größe zusammenzufassen. Darüber hinaus wäre es aus der Sicht des (hier diskutierten) Sustainable Development-Ansatzes inkonsequent, die Erhaltung der Umweltfunktionen in den Entwicklungsindex zu integrieren, zugleich aber den Schutz eben dieser Umwelt als Nebenbedingung und limitierende Größe der Entwicklung zu formulieren.

Die eigentlichen Probleme bei der Konkretisierung dessen, was als Sustainable Development bezeichnet werden soll, ergeben sich indessen bei der Frage, welche Nutzungsformen und -intensitäten des natürlichen Kapitals - insgesamt und in Relation zum "künstlichen" Kapital zugelassen werden sollen. Damit ist das Problem der Substituierbarkeit bzw. Komplementarität von natürlichen und künstlichen Ressourcen angesprochen.

Ausgangspunkt ist die Vorstellung, daß jede Gesellschaft, die ihr langfristiges Überleben sichern will, eine Übereinkunft treffen muß über¹⁸

- das zu erhaltende oder auszubauende Handlungsvermögen, d.h. die Summe aller verfügbaren Kapitalbestände im weitesten Sinne, ihre Einstellungen und Verhaltensweisen und ihre institutionellen Vermögen;

¹⁵Vgl. P. Klemmer, S. 28.

¹⁶Vgl. dazu U.P. Reich und C. Stahmer (Hrsg.), Gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsmessung und Umweltqualität. Beiträge zur Weiterentwicklung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen. Frankfurt und New York 1983 und R. Graskamp et al., Umweltschutz, Strukturwandel und Wirtschaftswachstum. (Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Heft 4.) Essen 1991, S. 46f.

¹⁷Vgl. dazu D.W. Pearce, E. Barbier and A. Markandya, Sustainable Development - Economics and Environment in the Third World. Brookfield 1990, S. 2.

- eine Verteilungsregel, nach der die Interessen gegenwärtiger und künftiger Generationen, aber auch die Belange der nichtmenschlichen Lebewesen abgewogen werden sollen.

Zu den verfügbaren Kapitalbeständen gehören dabei das von Menschen produzierte Sachanlagevermögen (anthropogen-technisches bzw. künstliches Kapital), die Summe aller akkumulierten Fähigkeiten und Kenntnisse (Humankapital) und das sog. natürliche Realkapital. Sie alle wirken bei jedem Produktions- und Konsumakt zusammen; neben der klassischen bzw. neoklassischen Produktionsfunktion, in die die Faktoren Arbeit und Kapital eingehen, ist die "Produktionsfunktion" des Öko-Realkapitals zu berücksichtigen (vgl. auch die eingangs erwähnten vier Funktionen des natürlichen Kapitals)¹⁹. Berücksichtigt man, daß die natürlichen Ressourcen nur begrenzt nutzbar, d.h. erschöpfbar und/oder nur über längere Zeiträume hinweg regenerierbar sind, dann setzt Sustainable Development eine Festlegung voraus über

- die Erfassung und Bewertung der Kapitalbestände (einschließlich der Ab- und Zugänge durch Verbrauch bzw. Verschleiß und Investition bzw. Rückgewinnung und Assimilation);
- die zulässige Nutzung dieser Kapitalbestände. Dieses Problem ist umso gravierender, je mehr Komplementaritäten zwischen den einzelnen Kapitalformen, insbesondere zwischen dem natürlichen und den anthropogen-technischen Kapitalbeständen bestehen. Im Extremfall vollständiger Komplementarität ist die Konstanz des (noch vorhandenen) Naturvermögens zu fordern.

Das Handlungsvermögen einer Gesellschaft umfaßt aber, wie erwähnt, auch die menschlichen Einstellungen und Verhaltensweisen sowie das sog. institutionelle Vermögen. Auch diese Komponenten des Handlungsvermögens können geschmälert und so zum limitierenden Faktor der Entwicklung werden; Erhalt und ihre Erweiterung können zum Sustainable Development beitragen. Hier geht es einmal um die begrenzte gesellschaftliche Anpassungs- und Lernfähigkeit, die langfristig der Nachhaltigkeit im Wege stehen kann, vor allem dann, wenn sich die Umsetzung von Nachhaltigkeitsbedingungen mit negativen Einkommens- und Verteilungseffekten verbindet (wie etwa im Fall einer ökologisch motivierten Steuererhöhung). Regeln und Verfahren, die die Akzeptanz für wirtschafts- und umweltpolitische Maßnahmen erhöhen, dienen insoweit der Nachhaltigkeit.

Ähnliches gilt auch für die Ausgestaltung des institutionellen Rahmens, der dritten Komponente des

¹⁸Vgl. zum nachfolgenden P. Klemmer, S. 32ff.

¹⁹Vgl. dazu u.a. D.W. Pearce, Economics, Equity, and Sustainable Development. "Futures", vol. 20 (1988), S. 599ff oder P.A. Victor, Indicators of Sustainable Development: Some Lessons from Capital Theory. "Ecological Economics", vol. 4 (1991), S. 201ff.

gesellschaftlichen Handlungsvermögens. Im Rahmen eines marktwirtschaftlichen Systems wird dieses Handlungsvermögen umso eher bewahrt²⁰,

- je weniger die unternehmerischen Handlungsspielräume eingeschränkt werden. Dies betrifft u.a. die erforderlichen Produktions-, Technik- oder Inputentscheidungen oder die Reihenfolge, in der Anpassungen an einzelnen Quellen erfolgen;
- je mehr unternehmensexterne Austauschprozesse ermöglicht werden. Auf diese Weise kann sichergestellt werden, daß umweltpolitisch gebotene Anpassungen dort erfolgen, wo dies zu geringsten (volkswirtschaftlichen) Kosten möglich ist;
- je unmittelbarer die Gewinn- und Liquiditätseffekte bei den Wirtschaftssubjekten spürbar werden. Umweltschädigendes Verhalten soll durch finanzielle Lasten "bestraft", Wohlverhalten durch höhere Erlöse "belohnt" werden;
- je vorhersehbarer die Umweltpolitik ist. Langfristige, in den Produktionsprozeß integrierte Maßnahmen zum Schutz der Umwelt werden so erleichtert, kurzfristige (d.h. in der Regel additive) Reaktionsweisen werden vermieden.

3.2. Das Konzept einer ökologisch orientierten präventiven Umweltpolitik

In deutlichem Gegensatz zu dem als Drei-Säulen-Modell bezeichneten Konzept, das eine Abwägung ökologischer, ökonomischer und sozialer Ziele vornehmen will, steht im Konzept der ökologisch orientierten präventiven Umweltpolitik der Schutz der Ökosysteme und die Minimierung der von menschlichen Aktivitäten ausgehenden Risiken im Vordergrund. Es wird darauf verwiesen, daß die Natur nur eine begrenzte Pufferkapazität für anthropogen induzierte Störungen des ökologischen Gleichgewichts habe. Langfristige Vorhersagen zur Entwicklung der Ökosysteme seien nicht möglich, kumulative Effekte und sprunghafte Veränderungen nicht ausgeschlossen. Nachhaltigkeit bedeutet in diesem Konzept vor allem den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der generellen Öko-Systemfunktion der Natur und der Selbstorganisations- und Selbsterhaltungskraft der Biosphäre.

Dieses Ziel kann - so die Argumentation - nur durch eine konsequente Reduktion aller Stoff- und Materialströme erreicht werden. Der absolute Vorrang des Sicherungsanliegen verbietet es, den heutigen oder den zukünftigen Generationen zusätzliche Umweltnutzungsrechte einzuräumen. Die

²⁰Vgl. dazu P. Klemmer, Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit. In: Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit. Grenzen der Belastbarkeit von Unternehmen. (Wirtschaftspolitische Kolloquien der Adolf-Weber-Stiftung.) Berlin 1990. Zu einem Konzept der ökologisch-sozialen Marktwirtschaft vgl. A. Brenck, Moderne umweltpolitische Konzepte: Sustainable Development und ökologisch-soziale Marktwirtschaft. "Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt

Ressourcenproduktivität müsse um ein Mehrfaches erhöht bzw. die Materialintensität auf einen Bruchteil des heutigen Wertes gesenkt werden²¹. Eine Dematerialisierung des Wirtschaftens und ein ökologischer Strukturwandel seien erforderlich²², wobei zur Umsetzung neben einer ökologischen Steuerreform auch weitreichende Maßnahmen der Stoffpolitik vorgeschlagen werden.

4. Komplementarität und Substituierbarkeit im Nachhaltigkeitskonzept der Akademie für Technikfolgenabschätzung

4.1. Grundsatzpositionen

Das von der Akademie für Technikfolgenabschätzung 1994 erstmals veröffentlichte und in mehreren Arbeitspapieren weiterentwickelte Nachhaltigkeitskonzept

- verlangt den Erhalt nicht substituierbarer Güter des natürlichen Kapitalstocks, womit es insoweit der Forderung nach starker Nachhaltigkeit entspricht²³,
- nimmt die begrenzte Substituierbarkeit von natürlichem durch künstliches Kapital unter Vorgabe der Nutzenäquivalenz an - was (von nicht substituierbaren Gütern abgesehen) auf ein eher schwaches Nachhaltigkeitskonzept hinausläuft. Zur Konkretisierung dieser sehr abstrakt formulierten Norm muß auf die weiteren Überlegungen verwiesen werden (Abschnitt 4.2. und 4.3.);
- fordert den Erhalt der Produktivität und der Regenerationsfähigkeit der Umweltmedien, die zum Lebenserhalt und zur Lebensqualität beitragen,
- formuliert nicht nur Kriterien für die wirtschaftlichen Aktivitäten innerhalb des eigenen Wirtschaftsraumes, sondern auch für die Außenbeziehungen des Landes Baden-Württemberg²⁴.

Im Hinblick auf die im Rahmen dieses Beitrages relevanten Fragen geht das Konzept von weitreichenden Annahmen aus²⁵. So werden angenommen

a.M., Jg. 15 (1992), S. 379-413.

²¹Vgl. dazu Schmidt-Bleek, F., *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Basel 1994, E.U. v. Weizsäcker (Hrsg.), *Umweltstandort Deutschland - Argumente gegen die ökologische Phantasielosigkeit*. (Wuppertal Paperbacks.) Berlin u.a. 1994.

²²Vgl. dazu F. Hinterberger, M.J. Welfens u.a., *Ökologischer Strukturwandel*. Wirtschaftswissenschaftlicher Forschungsbedarf für eine zukunftsfähige Entwicklung. (Wuppertal Papers Nr. 6.) Wuppertal 1993.

²³Vgl. G. Pfister und O. Renn, S. 7.

²⁴Vgl. dazu ausführlich G. Pfister, *Regionalisierung einer Nachhaltigkeitspolitik*. Unveröff. Ms., Stuttgart 1995.

²⁵Vgl. hierzu auch O. Renn, *Einleitungsreferat zum Workshop der Akademie für Technikfolgenabschätzung vom 10./11. Juli 1995*.

- eine anthropozentrische, aber nicht rein utilitaristische Naturkonzeption. In Übereinstimmung mit der Mehrheit der Umweltökonomien wird damit ein Eigenrecht der Natur abgelehnt, aber die Schutzwürdigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen der Menschen in einem breiten Ansatz gewährleistet;
- die relative Konstanz der objektiven Bedingungen zur Befriedigung menschlicher Grundbedürfnisse über die Zeit. Dies schließt die Änderung der Konsumstrukturen über die Zeit nicht aus, führt aber doch zu einem gewissen Beharrungsvermögen der Präferenzen,
- eine Diskontrate größer als Null bei erschöpfbaren, gegen Null bei erneuerbaren Ressourcen.

4.2. Nutzungsregeln

Zur weiteren Umsetzung ihres Konzepts greift die Akademie für Technikfolgenabschätzung auf sog. Nutzungs- bzw. Management-Regeln zurück, die z.T. Werturteile enthalten und als Gebote für den zukünftigen Umgang mit natürlichen Ressourcen zu verstehen sind. Im Mittelpunkt stehen vier Nutzungsregeln²⁶:

(1) Der Verbrauch natürlichen Kapitals muß durch Erhöhung des künstlichen Kapitalstocks ausgeglichen werden (verallgemeinerte Hartwick-Regel).

Nach dieser Nutzungsregel kann eine intertemporale Gerechtigkeit bei der Verteilung erschöpfbarer Ressourcen formal dadurch erreicht werden, daß die Renten aus ihrem Abbau in Form von reproduzierbarem Kapital re-investiert werden, d.h. erschöpfbare Ressourcen im Zeitablauf durch Realkapital ersetzt werden. Anders ausgedrückt: Jeder Verzehr von Umweltkapital soll durch entsprechende Nettoinvestitionen in das künstliche Kapital wieder ausgeglichen werden. In der Regel wird dies auch zu einer Steigerung der Ressourcenproduktivität führen.

Die Hartwick-Regel ergänzt die Hotelling-Regel für die nutzenmaximierende zeitliche Verteilung des Abbaus erschöpfbarer Ressourcen, nach der auf einem vollkommenen Markt der Preis der Ressource mit dem Zinssatz wachsen muß: Steigen die Preise schneller als der Zinssatz, werden Anreize geschaffen, den Ressourcenabbau in die Zukunft zu verlagern. Da Ressourcen nicht

²⁶Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat in seinem Jahresgutachten 1994 als weitere Regel verlangt, daß Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen zu vermeiden sind. (Anwendung des Vorsorgeprinzips auf den Schutz der menschlichen Gesundheit). Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, S. 77.

verzinst werden, ist der zukünftige Abbau attraktiver als der heutige Verbrauch, da dessen Erträge allenfalls zum herrschenden Zinssatz angelegt werden könnten²⁷.

Die kritischen Einwände gegen diese Regel liegen nach dem bisher Gesagten auf der Hand:

- Es werden relativ weit definierte Substitutionsspielräume angenommen. Die Realitätsnähe dieser Annahme kann a priori nicht geprüft werden;
- es wird angenommen, daß die heutigen Substitutionsspielräume auch in Zukunft gelten. Technologische Entwicklungen und veränderte Verhaltensmuster können die Substitutionsrate erhöhen, aber auch senken - mit dem Ergebnis, daß zuviel, aber auch, daß zuwenig künstliches Kapital geschaffen wird;
- die Annahme, daß die heutigen relativen Preise die (gegenwärtigen und/oder zukünftigen) relativen Knappheiten der Ressourcen widerspiegeln, ist nur bei Vorliegen ganz bestimmter Marktformen und -strukturen gerechtfertigt;
- es wird unterstellt, daß der heutige Bestand an natürlichem und künstlichem Kapital als optimal angesehen werden können. Dieser Einwand dürfte insbesondere unter regionalen Aspekten von Bedeutung sein²⁸;
- die Bildung künstlichen Kapitals ist in der Regel selbst wieder mit dem Verbrauch natürlichen Kapitals verbunden.

Als vorläufiges Fazit bleibt festzustellen, daß die erste Nutzungsregel und das Konzept des natürlichen Kapitalstocks zwar hilfreich sind, wenn es gilt, die Forderung nach intergenerativer Verteilung von Ressourcen zu begründen. In der vorliegenden Form ist das Konzept aber zu abstrakt, um Empfehlungen für politisches Handeln zu liefern; darüber hinaus versagt es, wenn Fragen der intragenerativen Verteilung zu beurteilen sind.

2. Der Verbrauch bzw. die Abbaurrate erneuerbarer Ressourcen darf deren Regeneration(srate) nicht übersteigen und die Reststoffmengen bzw. die Emissionen dürfen die Assimilationskapazität nicht übersteigen.

Begründet wird diese Regel mit dem Hinweis, daß nur auf diese Weise das natürliche Kapital erhalten bliebe, wobei es im ersten Teil der Regel um die Ressourcenbereitstellung, im zweiten Teil um die Tragekapazität der Umwelt geht. Ist die Bedingung verletzt, so ist entweder die

²⁷Vgl. dazu K. Rennings, S. 51.

²⁸So bestehen in einigen Regionen der Bundesrepublik Deutschland durchaus Defizite in der Versorgung mit Grund- und Oberflächenwasser, in anderen Regionen (und in der Bundesrepublik Deutschland insgesamt) dagegen eher Überschüsse. Dies kann zu Überinvestitionen in künstliches Kapital (Gewinnungs- und Rückhaltekapazitäten) auch in den

Nutzungsrate zu senken oder die Regenerationsrate zu steigern. Letzteres darf die Verwundbarkeit des Systems nicht erhöhen²⁹.

Bei der praktischen Umsetzung dieser Regel sind (wiederum) der technische Fortschritt und die unterschiedlichen Funktionen gegebener Ressourcen in einzelnen Verwendungsarten und/oder Regionen zu berücksichtigen.

3. Der Verbrauch bzw. der Abbau erschöpfbarer Ressourcen ist nur dann legitimierbar, wenn künftige Generationen durch den Verbrauch bzw. Abbau nicht schlechter gestellt werden. Er muß vordringlich durch den Aufbau erneuerbaren natürlichen Kapitals ausgeglichen werden (Kriterium der tatsächlichen Kompensation).

Das Nutzungspotential erschöpfbarer Ressourcen bleibt konstant, wenn nicht mehr Ressourcen verbraucht werden, als durch Exploration oder andere Verfahren (Synthese) bzw. durch Steigerung der Ressourcenproduktivität hinzugewonnen werden kann oder durch andere (nicht-erneuerbare) Ressourcen mit dem gleichen Nutzungspotential erschlossen wird. Ist keine der drei Möglichkeiten gegeben, so ist der Verbrauch der Ressource einzuschränken.

Die Frage, ob und inwieweit die Kompensation natürlichen Kapitals durch künstliches Kapital als Folge von Komplementaritäten zwischen den Ressourcen überhaupt möglich ist, kann nicht allgemein beurteilt werden (vgl. dazu den nachfolgenden Abschnitt). Darüber hinaus sollte versucht werden, die Wirksamkeit und Effizienz bestimmter Wege zur Nutzungseinschränkung erschöpfbarer Ressourcen (Ge- und Verbote, Nutzungslizenzen, Besteuerung oder Innovationsförderung) zu bestimmen.

4. Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muß im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.

Die in der biotischen und abiotischen Natur ablaufenden Prozesse weisen erhebliche Unterschiede im Zeitprofil auf; auch darf sie nicht als statisches System begriffen werden. Die daraus resultierenden Konsequenzen sind (zumindest theoretisch) zu bedenken.

gut versorgten Regionen und damit zu gesamtwirtschaftlichen Ineffizienzen führen.

²⁹Vgl. Pfister und Renn, S. 12.

4.3. Nachhaltigkeitsbedingungen

Aus den vorgenannten Überlegungen und Nutzungsregeln hat die Akademie für Technikfolgenabschätzung acht Bedingungen einer nachhaltigen Entwicklung für bestimmte Umweltgüter abgeleitet. Sie sollen nachfolgend kurz vorgestellt und bewertet werden. Dabei soll vor allem geprüft werden, für welche Umweltgüter die Bedingungen jeweils Gültigkeit haben.

4.3.1. Wachstum des künstlichen Kapitalstocks

Ausgehend von dem Grundgedanken, daß die Präferenzen zukünftiger Generationen unbekannt sind, kommt es darauf an, zukünftige Nutzungspotentiale zu ermöglichen, d.h. Wahlmöglichkeiten zu schaffen, die künftige Generationen in die Lage versetzen, bestimmte Erfahrungen zu sammeln und Bedürfnisse zu entwickeln. Damit ist das Wachstum des Produktionspotentials - umschrieben als Wachstum des künstlichen Kapitals - als Leitvariable festgelegt. Zusätzlich wird die Veränderung der Bevölkerungszahl berücksichtigt, um zu vermeiden, daß bei sinkenden Einwohnerzahlen das künstliche Kapital stärker steigt als unter Nachhaltigkeitsbedingungen erforderlich (et vice versa). Als erste Bedingung für eine nachhaltige Entwicklung ergibt sich daraus daß das künstliche Kapital pro Kopf wächst bzw. zumindest nicht sinkt (vgl. Kasten).

Damit wird der allgemeine Entwicklungsbegriff des Sustainable Development-Konzepts durchaus sinnfällig festgelegt: Zielgröße ist zunächst das Wachstum des realen Sachanlagevermögens, das durch Sachanlagenzugänge (Nettoinvestitionen) erhöht, durch Verschleiß bzw. Abschreibungen gemindert wird. Zur Finanzierung der Nettoinvestitionen steht - im gesamtwirtschaftlichen Kreislauf betrachtet - die Ersparnis der gleichen Periode zur Verfügung, so daß der Vorstellung des "Ansparens zugunsten zukünftiger Generationen" entsprochen wird. Darüber hinaus kann in den so normierten Entwicklungsbegriff auch die Erhöhung des Humankapitalbestandes, d.h. die Bildung von Wissen und die Einübung von Fertigkeiten einbezogen werden.

Dieses künstliche Kapital steht als anthropogen-technische Ressource zur Verfügung, um

- mögliche Nutzungsbeschränkungen des natürlichen Kapitals zu substituieren (Nutzung künstlicher "Erlebniswelten" statt Erholung in und auf Kosten der Natur; Verwendung künstlicher Werkstoffe statt erschöpfbarer Rohstoffe),
- eine Erhöhung der Effizienz natürlicher Ressourcen zu ermöglichen (vgl. dazu die nachfolgenden Bedingungen).

Bedingung (1): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß das künstliche Kapital pro Kopf wächst bzw. zumindest nicht sinkt (absolut oder relativ).

Bedingung (2): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß die Ressourcenproduktivität (insgesamt oder je Kopf) steigt bzw. die Ressourcenintensität (insgesamt oder je Kopf) sinkt.

Bedingung (3): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß der Abbau erneuerbarer Ressourcen nicht höher ist als deren Regeneration bzw. Assimilation.

Bedingung (4): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß der Abbau erschöpfbarer Ressourcen in einem entsprechenden Verhältnis zu den Bestandserhöhungen an funktionsäquivalenten Ressourcen steht.

Bedingung (5): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß einem Abbau erschöpfbarer Ressourcen entweder ein Zugewinn an funktionsäquivalenten Ressourcen mittels Exploration oder technischer Innovation oder eine entsprechende Effektivitätsverbesserung in Höhe des Verbrauchs entgegensteht.

Bedingung (6): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß der Verbrauch essentieller Ressourcen absolut abnimmt (gegen Null strebt).

Bedingung (7): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß die Produktivität importierter Ressourcen (insgesamt oder je Kopf) steigt bzw. die Intensität importierter Ressourcen (insgesamt oder je Kopf) sinkt.

Bedingung (8): Eine nachhaltige Entwicklung setzt voraus, daß der Import essentieller Ressourcen absolut abnimmt.

In beiden Fällen wird eine mehr oder weniger weite Substituierbarkeit von natürlichem durch künstliches Kapital unter der Annahme der Nutzenäquivalenz vorausgesetzt, wobei offen bleibt, ob diese Äquivalenz in allen Fällen gegeben ist³⁰. Überdies ist damit zu rechnen, daß

³⁰Die Teilnehmer des Workshop waren hiervon offensichtlich auch nicht immer überzeugt. Aus diesem Grunde sollen weitere Beispiele die etwas abstrakt erscheinenden "Wohlfahrtspotentiale" illustrieren. So kann die Bildung von landwirtschaftlichem Sachvermögen den Verlust an Acker- und Weideflächen teilweise substituieren, die Erweiterung des industriellen Anlagevermögens die handwerklichen Produktionsmittel verdrängen, der Ausbau der Infrastruktureinrichtungen (künstliche Wasserstraßen) natürliche Wasserwege für den Warentransport ersetzen.

- die Grenzrate der Substitution mit steigendem Verbrauch an natürlichem Kapital steigt, so daß die Investitionen im Zeitablauf beschleunigt wachsen müssen. Dies kann, wie erwähnt, ökologisch kontraproduktiv sein und eine nachhaltige Entwicklung behindern, da jede Produktion (in diesem Fall von Kapitalgütern) mit (wenn auch marginalem) Verbrauch von natürlichem Kapital verbunden ist,
- Die Bedingung vernachlässigt, daß das Wohlfahrtsniveau auch von der Struktur des Kapitals abhängt (vgl. die Diskussion um veränderte Präferenzen und technischen Wandel).

4.3.2. Nachhaltigkeitsbedingungen für einzelne Umweltgüter

Neben dieser allgemeinen Nachhaltigkeitsbedingung (Bedingung (1): Wachstum des künstlichen Kapitalstocks) formuliert die Akademie für Technikfolgenabschätzung sieben weitere Bedingungen, die für einzelne Umweltgüter in unterschiedlichem Maße gelten; außerdem wird unterschieden, ob die Nachhaltigkeitsbedingungen auch für Güter gelten sollen, die außerhalb Baden-Württembergs produziert werden (vgl. Kasten). Schließlich wird noch gefragt, ob die Wanderung von Produktionsfaktoren über die Landesgrenzen zugelassen werden soll oder nicht.

4.3.2.1. Globale Ressourcen

Einige Umweltgüter sind als globale Ressourcen anzusprechen, da ihre Zu- oder Abnahme einer bestimmten Region nicht zugerechnet werden kann. Hier sind vor allem das Klima und die Ozonschicht bzw. die Inanspruchnahme der Atmosphäre als Aufnahmemedium für Klima- und Luftschadstoffe zu zählen. Wegen

- des hiervon ausgehende Schadenspotentials und der anzunehmenden Irreversibilität der Schäden,
- der unter dem Vorsorgeprinzip vorzunehmenden Risikobewertung sowie
- der geringen Substituierbarkeit dieser Umweltgüter (durch andere natürliche Ressourcen und/oder künstliches Kapital)

sind diese Güter als essentielle Ressourcen einzustufen, deren Ge- und Verbrauch mittel- bis langfristig auf Null (oder einen gerade noch tolerablen Grenzwert) zurückgeführt werden muß.

4.3.2.2. Regional immobile Ressourcen

Als regional immobile Ressourcen werden hier die Qualität des Bodens, das Landschaftsbild, die Artenvielfalt und der Schutz vor Risiken durch Umweltgifte aufgefaßt; sie werden bedroht durch Eutrophierung, Versauerung und Bodenversiegelung, Toxizität, Verödung der Landschaft und Einschränkungen der Artenvielfalt. Ob diese Umweltgüter - insgesamt oder im Hinblick auf bestimmte Funktionen - durch andere Umweltgüter oder durch künstliches Kapital substituierbar sind, ist schwer abschätzbar. Vieles wird hier von der Antwort auf die Frage abhängen, wie Nutzenäquivalente zu bestimmen sind: Kann die attraktive Architektur eines Gebäudes die damit verbundene Versiegelung des Bodens und die Einschränkung der Lebensraumes der Tier- und Pflanzenwelt substituieren? Welchen Wert messen die Mitglieder der Gesellschaft einer Verminderung toxischer Risiken - im Vergleich zu einer Erhöhung des Produktionspotential - zu? Wie hoch sind die Opportunitätskosten einer Verödung der Landschaft?

Die Meßkonzepte, die die Umweltökonomie zur Bestimmung dieser Nutzenäquivalente anbietet (relative Marktpreise, Zahlungsbereitschaften, hedonische oder Schattenpreise) sind sämtlich nicht unumstritten³¹; gesellschaftliche Abstimmungsmechanismen sind - auch auf regionaler Ebene - kaum erprobt³². Unter diesen Voraussetzungen werden Entscheidungen über diese Nutzenäquivalente stets mehr oder weniger werturteilsgeladen sein³³.

Soweit gleichwohl Substituierbarkeit angenommen werden kann, ist nach Bedingung (2) zu verfahren, d.h. eine Steigerung der Ressourcenproduktivität anzustreben. In vielen Fällen wird jedoch eher Komplementarität als Substituierbarkeit anzunehmen sein, so daß nach der Nachhaltigkeitsbedingung (6) zu verfahren ist, d.h. eine Einstufung als essentielle Ressourcen geboten sein dürfte.

Zumindest aus theoretischer Perspektive erscheint auch denkbar, eine Abnahme der hier in Rede stehenden natürlichen Ressourcen und die davon ausgehenden Beeinträchtigungen der gesellschaftlichen und individuellen Wohlfahrt dadurch "auszugleichen", daß eine Abwanderung der Einwohner der Region zugelassen oder gefördert wird. Das Ergebnis wäre ein (vielleicht) konstanter natürlicher Kapitalstock je Einwohner. Eine derartige Strategie erscheint jedoch aus zwei Gründen abwegig und nicht mit dem Postulat der nachhaltigen Entwicklung vereinbar:

³¹Vgl. R. Graskamp et al., S. 37.

³²Vgl. H. Majer, Nachhaltige Entwicklung. "WSI-Mitteilungen". Köln, 48. Jg. (1995), S. 220-239.

³³Im übrigen scheinen die Indikatoren, die die Akademie für Technikfolgenabschätzung in diesem Bereich zur Messung der Umweltqualität vorschlägt, in einigen Fällen noch begründungs- und erklärungsbedürftig, so z.B. im Fall des Nitratgehalts des Wassers oder der Zahl der Arten lt. "Roter Liste", jeweils bezogen auf das "Nettoanlagevermögen je Kopf"

- im demokratischen System sind Politiker auf die Stimmen ihrer Wähler angewiesen. Ein Politiker, der bewußt oder stillschweigend eine Abwanderung herbeiführt, untergräbt seine eigene Legitimation und Wertschätzung;
- Wanderungsprozesse verlaufen in der Regel nicht "strukturneutral", sondern selektiv. Sie führen zu einer Negativauslese, da gerade die jüngeren, hochqualifizierten Erwerbstätigen die höchste Mobilitätsbereitschaft aufweisen. Ihre Abwanderung schmälert das regionale Entwicklungspotential.

4.3.2.3. Regional mobile Ressourcen

Grund- und Oberflächenwasser, Senken für die Ablagerung von Abwässern, Schadstoffen und Abfällen, forstwirtschaftliche Ressourcen und fossile Energieträger sind im Prinzip regional mobil - wenn auch im Einzelfall zu unverträglich hohen einzel- oder gesamtwirtschaftlichen Kosten. Häufig ist in diesen Fällen auch eine Steigerung der Ressourcenproduktivität möglich. Insoweit sind regional mobile heimische Ressourcen durch importierte Ressourcen und/oder künstliches Kapital substituierbar.

Eine konsequente Nutzung dieser Substitutionsspielräume würde allerdings bedeuten, daß das Nachhaltigkeitskonzept allein die Entwicklung im eigenen Lande verfolgt und die Umweltsituation in anderen Regionen ignoriert. Eine derartige Position erscheint schwer durchsetzbar; sie würde auf umweltpolitisches Freifahrerverhalten hinauslaufen. Ein langfristig durchhaltbares Nachhaltigkeitskonzept kann - freien internationalen bzw. interregionalen Handel mit Gütern und Ressourcen vorausgesetzt - nur umgesetzt werden, wenn für importierte Ressourcen die gleichen Nutzungsregeln bzw. -bedingungen normiert werden wie für Umweltgüter. Aus diesem Grunde ist für erneuerbare heimische Ressourcen, die in begrenztem Maße durch künstliches Kapital substituiert werden können, die Bedingung 2 (für heimische Ressourcen) bzw. die Bedingung 7 (für importierte Ressourcen) anzuwenden. Nicht erneuerbare Ressourcen und in Sonderheit fossile Energieträger sind als essentielle Ressourcen zu behandeln; ihr Ge- und Verbrauch bzw. Import ist entsprechend den Bedingungen (6) und (8) zu vermindern.

Soweit die erwähnten einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kosten des Ressourcentransports jedoch zum Anlaß genommen werden, den interregionalen Handel dieser Umweltgüter zu beschränken, gelten allein die Bedingungen (2), (3) und (6). Die Substitutionsspielräume sind damit in jedem Fall geringer als bei freiem Ressourcentransfer über die (Landes-)grenzen hinweg.

5. Abschließende Bemerkungen

(1) Das Konzept der Akademie für Technikfolgenabschätzung zu einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg stellt den mutigen und verdienstvollen Versuch dar, dem bislang nur vage formulierten Leitbild der nachhaltigen Entwicklung Farbe und Konturen zu geben. Es geht davon aus, daß die (traditionelle, neo-klassische) ökonomische Theorie wesentliche Zusammenhänge zwischen Ökonomie und Ökologie nicht adäquat beschreiben kann, etwa im Hinblick auf die Erschöpfbarkeit bzw. die begrenzte Assimilationskapazität natürlicher Ressourcen, die Irreversibilität ökologischer Fehlentwicklungen und hinsichtlich unwägbare Risiken.

(2) Das Konzept der Akademie geht von einer anthropozentrischen, aber nicht rein utilitaristischen Naturkonzeption aus und verlangt den Erhalt nicht substituierbarer Güter des natürlichen Kapitalstocks. Im übrigen nimmt es begrenzte Substituierbarkeit von natürlichem durch künstliches Kapital an, wobei nicht die stoffliche, sondern die funktionale Identität bzw. die Nutzenäquivalenz der Güter im Mittelpunkt stehen. Dies muß als relativ weite Interpretation der Substituierbarkeit anmuten; eine andere Festlegung scheint aber angesichts der Ungewißheit über die zukünftigen natürlichen Gegebenheiten, der technischen Entwicklung und der Veränderung der Präferenzen nicht sinnvoll.

(3) Zur Umsetzung des Konzepts schlägt die Akademie - aufbauend auf den sog. Management-Regeln zur Nutzung des Naturkapitals - Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg vor, wobei auch die Außenbeziehungen des Landes berücksichtigt werden. Diese Bedingungen und die daraus abgeleiteten Indikatoren stellen interessante Anregungen für weitere Arbeiten dar, bedürfen aber in Einzelfällen sicher noch der Ergänzung, Begründung und Interpretation.

(4) Aufgabe des vorliegenden Beitrages war es, die Gültigkeit dieser Bedingungen für die verschiedenen Umweltgüter zu prüfen; wobei naturgemäß die Frage der Substituierbarkeit bzw. Komplementarität von natürlichem und künstlichem Kapital im Mittelpunkt stand. Es wird versucht, für einige grob gegliederte Gruppen von Umweltgütern (globale, regional immobile und mobile Ressourcen) erste Antworten zu geben.

Teilnehmerliste des Workshops
„Indikatoren einer regionalen nachhaltigen Entwicklung“
 am 10. - 11. Juli 1995 in Stuttgart

externe Teilnehmer:

Dr. Birgit Blättel-Mink	Universität Stuttgart
Dagmar Bornemann	VDI Arbeitskreis Gesellschaft und Technik, Stuttgart
Prof. Dr. Josef Bugl	Mannheim
Harald Burkhardt	Ministerium für Wirtschaft Baden-Württemberg
Prof. Dr. Dieter Cansier	Universität Tübingen
Dipl.-Met. Werner Franke	Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
Dr. Rainer Friedrichs	Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart
Stefan Gloger	Ministerium für Umwelt, Stuttgart
Prof. Dr. Peter Gmähle	Landesnaturschutzverband Baden-Württemberg
Dipl.-Ing. Thomas Heintl	Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart
Dr. Johann Köppel	Bosch und Partner, Königsdorf
Dipl.-Wi.-Ing. Heinz Kottmann	Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
Prof. Dr. Rudi Kurz	Fachhochschule Pforzheim
Dipl.- Vw. Klaus Löbbe	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung, Essen
Prof. Dr. Helge Majer	Universität Stuttgart
Dr. Hans-Dieter Nagel	Forschungsgesellschaft für Ökologie, Natur- und Umweltschutz, Prädikow bei Berlin
Dipl.-Ök. Otmar Ranné	Universität Bonn
Dr. Walter Radermacher	Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
Dr. Klaus Rennings	Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung, Mannheim
Walerfried Schrott	Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg
Dr. Eberhard K. Seifert	Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie
Dr. Rainer Walz	Fraunhofer-Institut ISI, Karlsruhe

Teilnehmer der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg:

Dr. Günter Clar	Bereich Biotechnologie, Ökologie, Gesundheit
Dr. Holger Flaig	Bereich Biotechnologie, Ökologie, Gesundheit
Dr. Hans Kastenholz	Bereich Technik, Gesellschaft, Umweltökonomie
Dipl.-Vw. Anja Knaus	Bereich Technik, Gesellschaft, Umweltökonomie
Dr. Helmut Lehn	Bereich Biotechnologie, Ökologie, Gesundheit
Prof. Dr. Hans Mohr	Bereich Biotechnologie, Ökologie, Gesundheit
Dr. Gerhard Pfister	Bereich Technik, Gesellschaft, Umweltökonomie
Prof. Dr. Ortwin Renn	Bereich Technik, Gesellschaft, Umweltökonomie