

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 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).

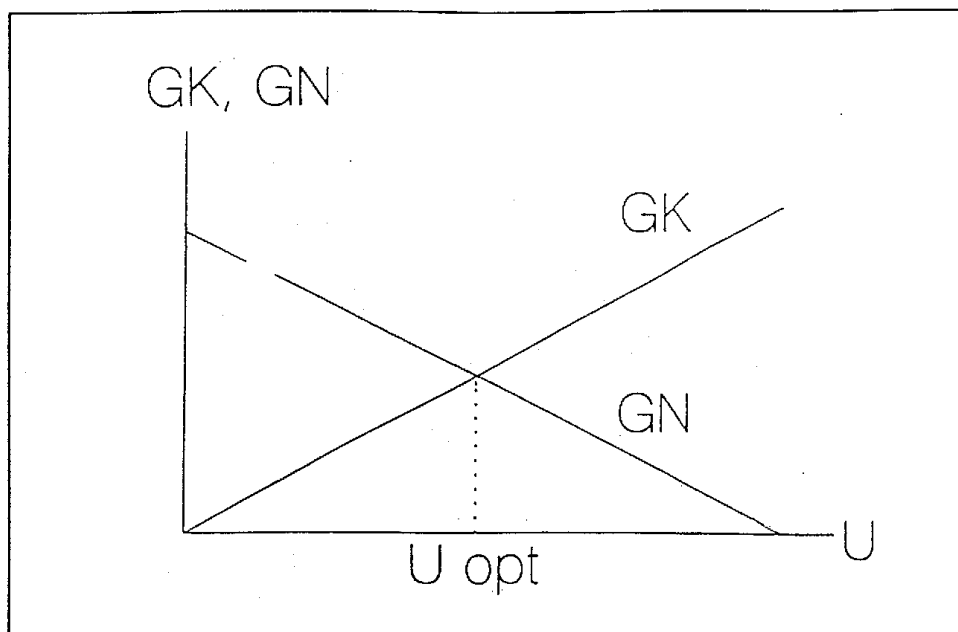
Je nachdem, ob die Forderung nach einem konstanten Kapitalstock sehr weit oder sehr eng aufgefaßt wird, lassen sich Konzepte schwacher und starker Dauerhaftigkeit unterscheiden (Rennings, 1995, S. 76). Das Konzept *schwacher Dauerhaftigkeit* („*weak sustainability*“) basiert auf der neoklassischen Wohlfahrtstheorie 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.

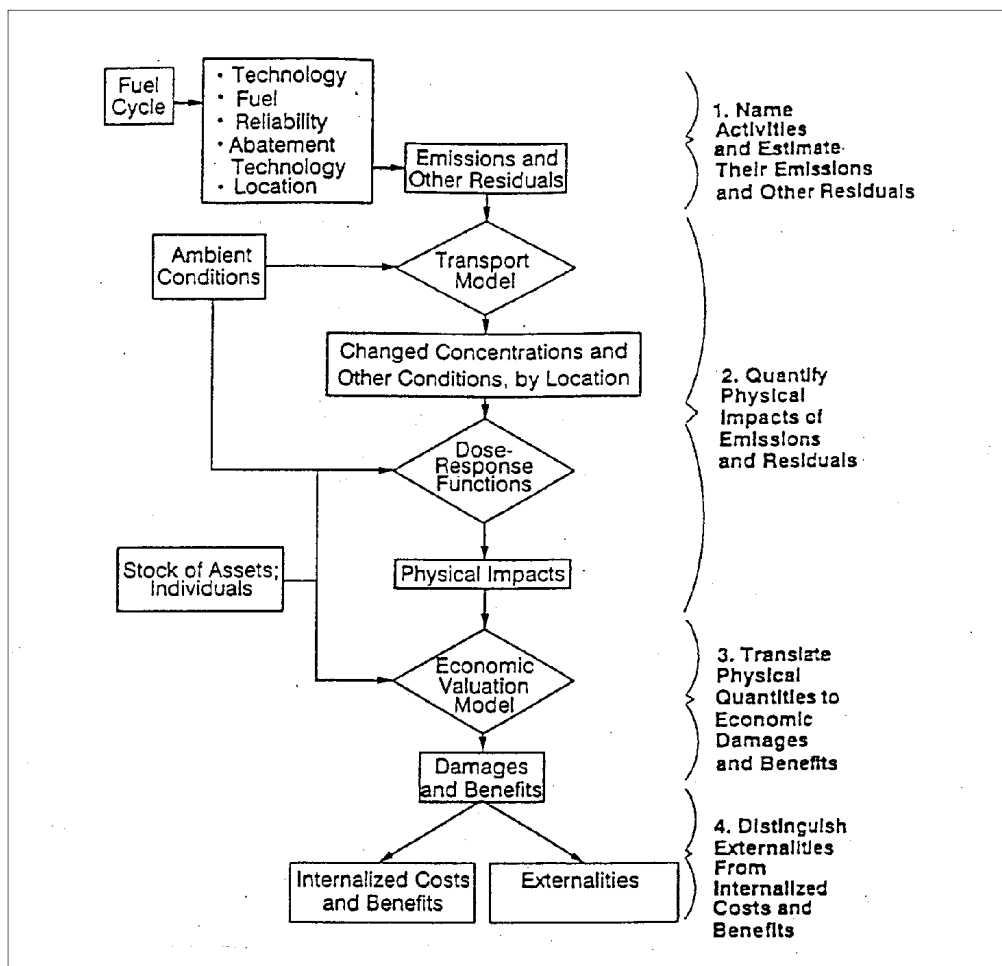
2.2.1. Identifizierung und Quantifizierung

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.

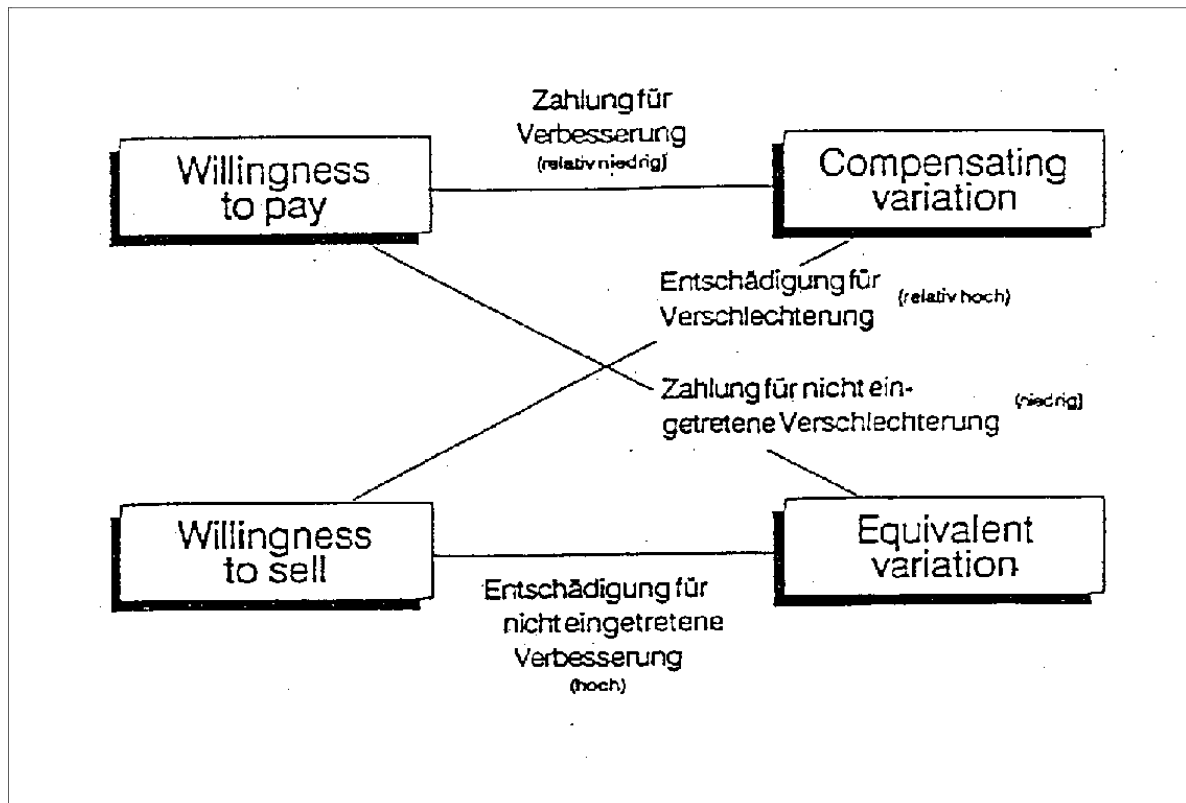
2.2.2 Monetarisierung

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:

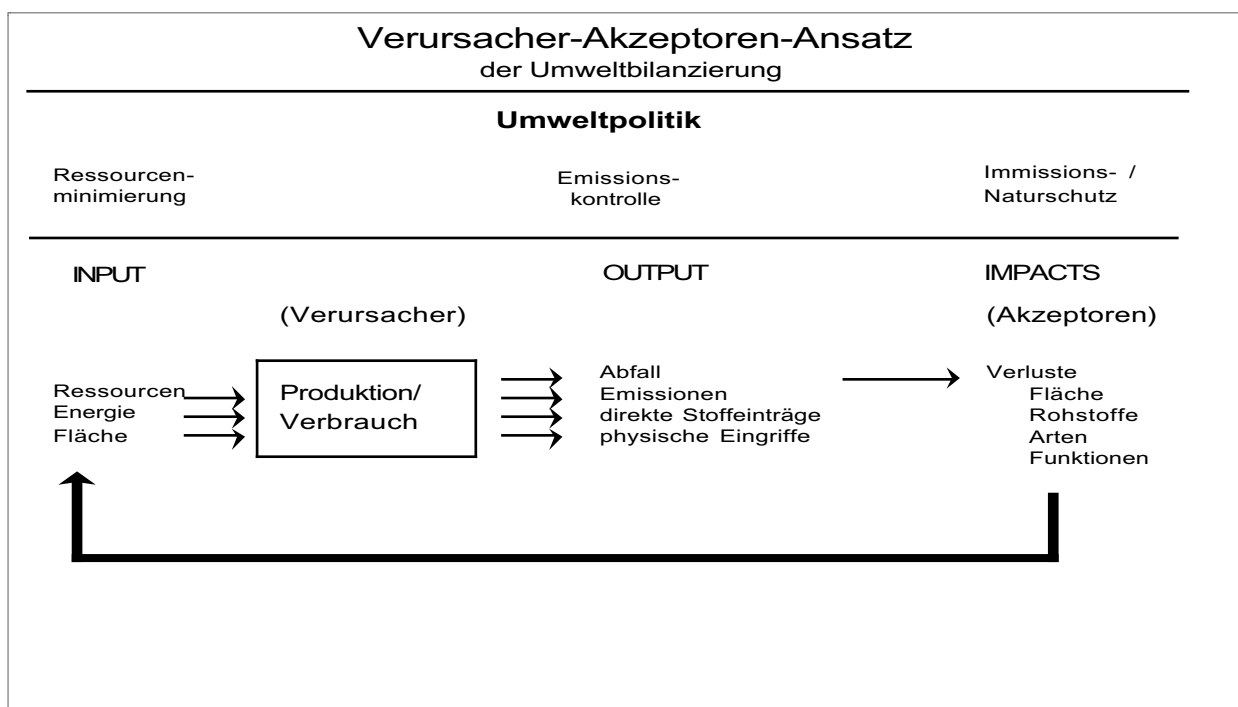
- Erstens gibt die Natur in der Realität keine sicheren Schranken vor, und Entscheidungen über wünschenswerte Umweltzustände können nicht unabhängig von Faktoren wie z.B. der bestehenden Raumnutzung getroffen werden. Auch ist kaum eine Entweder-oder-Entscheidung über die Existenz einer Spezies zu treffen, 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 *Feinsteuerung* 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.

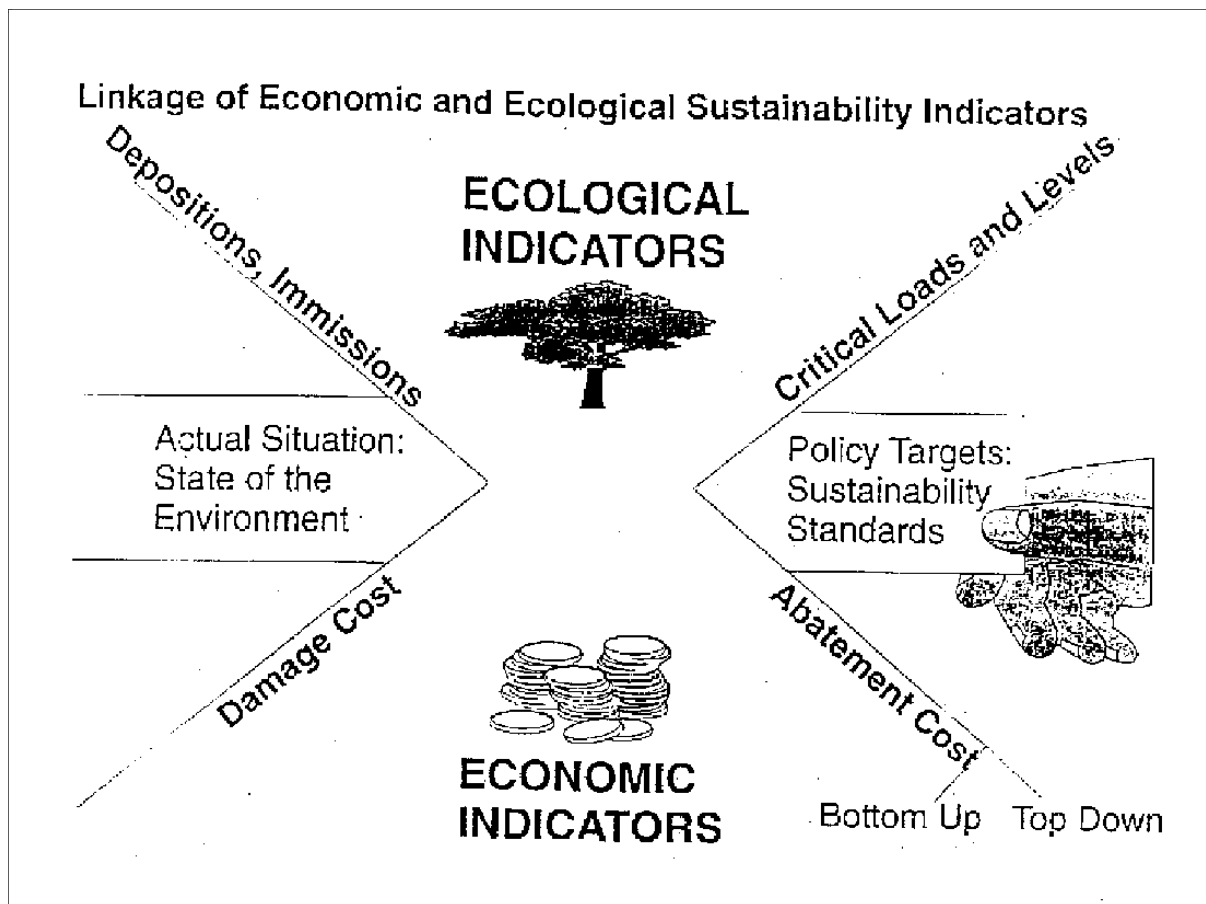
Wurde also zu Beginn der Arbeiten zum Aufbau einer Umweltökonomischen Gesamtrechnung das Ziel verfolgt, einen neuen, monetären Wohlfahrtsindikator im Sinne des Konzeptes schwacher Dauerhaftigkeit zu schaffen, so haben diese Arbeiten - abgesehen von den methodischen Problemen des Ansatzes - offenbart, 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 ökosystemarerer 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 CO₂ 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