ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Cansier, Dieter; Richter, Wolfgang

Working Paper

Erweiterung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung

Tübinger Diskussionsbeiträge, No. 37

Provided in Cooperation with:
University of Tuebingen, Faculty of Economics and Social Sciences, School of Business and Economics

Suggested Citation: Cansier, Dieter; Richter, Wolfgang (1994) : Erweiterung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, Tübinger Diskussionsbeiträge, No. 37, Eberhard Karls Universität Tübingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Tübingen

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/104900

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung

Tübinger Diskussionsbeiträge

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung

Dieter Cansier und Wolfgang Richter

Diskussionsbeitrag Nr. 37
Juli 1994

Wirtschaftswissenschaftliches Seminar
Mohlstraße 36, D-72074 Tübingen

Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung

1. Unterschiedliche Nachhaltigkeitskonzepte

In den Vereinbarungen auf der Konferenz von Rio de Janeiro (1992) haben die Vereinten Nationen und ihre Mitgliedsländer eine neue Strategie für Umwelt und Entwicklung ins Auge gefaßt, die das Kriterium der Nachhaltigkeit stark in den Vordergrund stellt.[1] Da bessere Informationen über die Interdependenzen zwischen Umwelt und wirtschaftlicher Entwicklung eine wichtige Voraussetzung für eine Politik der nachhaltigen Entwicklung ist, wird die Ergänzung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) um Daten über umweltrelevante und soziale Belange für erforderlich gehalten. Deshalb sind derzeit eine Reihe von internationalen Institutionen dabei, die Möglichkeiten für eine solche Revision auszuloten.[2]

Der Ausbau der VGR kann auf zwei Arten erfolgen. Entweder werden Umweltvariablen bei der Ermittlung des Sozialproduktes berücksichtigt (Integrationsansatz) oder das Sozialprodukt wird um ökologische Indikatoren ergänzt (Separationsansatz). Mit dem Ökosozialprodukt hätte man eine einzige Kennzahl, von der man sich eine umfassendere Abbildung der wirtschaftlichen Leistung eines Landes verspricht. Mit dem ergänzenden Ausweis von Umweltindikatoren soll dagegen explizit ein Überblick über wichtige allgemeine Umweltphänomene gegeben und zusammen mit dem Sozialprodukt eine zuverlässigere Gesamtbeurteilung der Lage eines Landes ermöglicht werden. Dabei muß die Anzahl der Indikatoren begrenzt sein, wenn sie für politische Entscheidungen eine Rolle spielen sollen. Ziel dieser Indikatoren soll es nicht sein, ökologische Detailinformationen zu liefern. Diese Aufgabe wäre der konventionellen Umweltberichterstattung vorbehalten.

Die Konstruktion eines Ökosozialproduktes wurde in den 70er Jahren unter wohlfahrtstheoretischen Gesichtspunkten diskutiert.[3] Neu ist seit Rio die Ausrichtung der Reformbemühungen an dem Kriterium der nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development, Sustainability). Es lassen sich drei Nachhaltigkeitskonzepte unterscheiden:

- die neoklassische Vorstellung von Nachhaltigkeit als nicht sinkendes laufendes Nutzenniveau,
- die von den Nachhaltigkeitstheoretikern (i. e. S.) vertretene Idee eines über die Zeit konstanten Umweltkapitalstocks,
- Nachhaltigkeit im Sinne von periodenbezogener Umweltneutralität.

---

[1] vgl. Vereinte Nationen (1992), S.45f., Bundesregierung (1992).
[2] vgl. United Nations (1993), Statistisches Bundesamt (1990), Bolleyer und Radermacher (1993).
[3] vgl. z.B. Leipert (1975), Leipert (1986), Walser (1975), Steiger (1979).

Die Neoklassiker entwickeln ihre Position anhand eines Modells optimalen Wachstums.[4] Es zeigt sich, daß dem auf Basis effizienter Wertansätze korrekt ermittelten Nettosozialprodukt (NSP) unmittelbare Wohlfahrtsrelevanz zukommt. Dieses repräsentiert zugleich das stationäre Äquivalent und die Verzinsung des Gegenwartswertes des gesamten Nutzenstroms über die Zeit. Aufgrund der effizienten Bewertung und der unterstellten vollkommenen Voraussicht ist dieser Gegenwartswert gleich dem Wert des gesamten zum Berichtszeitpunkt vorhandenen Kapitalbestandes, inklusive Umweltkapital. Damit entspricht das neoklassische NSP dem Hicksschen Verständnis von Einkommen, nach der nur diejenige Gütermenge als Einkommen verstanden werden darf, die pro Periode maximal konsumiert werden kann, ohne daß das Vermögen angegriffen wird.[5] "Echtes" Einkommen muß Zinseinkommen sein; Kapitalverzehr darf nicht in der Einkommensgröße enthalten sein. Die Opportunitätskosten des Kapitalverschleißes fallen zwar erst in der Zukunft an, sind aber in einem aussagekräftigen Wohlfahrtsindikator bereits in der Gegenwart zu berücksichtigen. Aus diesem Grund sind beim Übergang vom Brutto- zum Nettosozialprodukt alle Nutzenentgänge, die aufgrund von Kapitalverzehr entstehen, als Abschreibungen zu beachten.

Prinzipiell ist eine Konstellation denkbar, in der das NSP kleiner ist als das laufende Nutzen- bzw. Konsumniveau. Dies ist der Fall, wenn die aggregierten Nettoinvestitionen einen negativen Wert annehmen. Das durch den Konsum in der Periode realisierte Nutzenniveau übersteigt dann das Zinseinkommen: Die Ökonomie hat in der Berichtsperiode von ihrer Substanz gelebt, was zwangsläufig mit einem Absinken des laufenden Nutzenniveaus in der Zukunft verbunden ist. Dies widerspricht dem neoklassischen Verständnis von Nachhaltigkeit, nach dem das laufende Nutzenniveau im Periodenvergleich zumindest nicht absinken darf.[6] Legt man diese Bedingung streng aus, so impliziert sie einen Maximin-Pfad, auf dem das maximale konstante laufende Nutzen- bzw. Konsumniveau realisiert wird. Ein solcher nach Rawls intertemporal gerechter Pfad[7] läßt sich erreichen, wenn der Wert der aggregierten Nettoinvestitionen zu jedem Zeitpunkt gleich null ist. Jede Degradierung von Umweltkapital, die Nutzenentgänge in der Zukunft nach sich zieht und deshalb mit intertemporalen Opportunitätskosten ("User Costs") verbunden ist, soll durch wertmäßig entsprechende Investitionen in künstliches Kapital kompensiert werden. Diese Investitionsregel bezeichnet man als verallgemeinerte Hartwick-Regel.[8] Aussagen über den Nachhaltigkeitsstatus der betrachteten Ökonomie sind im Rahmen des neoklassischen Modells demnach möglich; entscheidender Indikator ist der Wert der aggregierten Nettoinvestitionen.[9]

---

[4]vgl. Weitzman (1976), Hartwick (1990), Hartwick (1993).
[5]Das "klassische" Zitat bei Hicks (1946), S.172, lautet: "... we ought to define a man's income as the maximum value which he can consume during a week, and still expect to be as well off at the end of the week as he was at the beginning".
[6]vgl. Solow (1974), S.29f, Pezzey (1989), S.13, Pearce et al. (1989), S.32ff.
[7]vgl. Rawls (1975) und Solow (1974), S.29f.
[8]vgl. Hartwick (1978), Buchholz (1980), Dixit et al. (1980), Solow (1986).
[9]vgl. Richter (1994), S.29.

Ausgehend von einem alle laufenden Bruttowohlfahrtseffekte erfassenden Bruttosozialprodukt (BSP) sind diese User Costs bei der Ermittlung des neoklassischen Ökosozialprodukts (ÖSP) als zusätzliche Abschreibungen zu berücksichtigen. Bei nicht erneuerbaren Ressourcen führt jeder Verbrauch zu solchen Alternativkosten. Bei Umweltmedien und erneuerbaren Ressourcen besteht intertemporale Nutzungsrivalität nur dann, wenn der Optimierungskalkül eine Nutzung nahelegt, die die natürliche Regenerationsrate übersteigt. Schadstoffe akkumulierten sich dann, und an sich erneuerbare Ressourcenbestände werden dezimiert. Neben dieser Korrektur für den reinen Zeitaspekt der Umweltnutzung sind intertemporale Kosten zu beachten, wenn sich das System nicht auf dem effizienten Pfad befindet. Man kann davon ausgehen, daß das Umweltproblem genau diesen Sachverhalt widerspiegelt: Die Ressourcenpreise sind generell zu niedrig. Auch die Emission von Schadstoffen wird in der Regel nicht effizient bepreist. Unter diesen Umständen entstehen externe Kosten in Höhe des Gegenwartswertes der Nutzeneinbußen, die nicht im Wohlfahrtsäquivalent NSP enthalten sein dürfen. Zur Berücksichtigung dieses Suboptimalitätsaspekts sind also weitere Abzüge zu beachten.[10]

Um Umweltaspekte konsistent einzubeziehen, sind also in jedem Fall Korrekturen am empirischen Sozialprodukt vorzunehmen. Die korrekten Ansätze für die Bewertung des Kapitalverzehrs beziehen sich grundsätzlich auf die optimale Situation. Diese ist jedoch nicht bekannt. Abweichungen vom effizienten Pfad lassen sich nicht quantifizieren. Das Ausmaß der Externalitäten ist deshalb nicht ermittelbar, so daß dem Suboptimalitätsaspekt niemals angemessen Rechnung getragen werden kann. Die Anwendung des neoklassischen Ansatzes setzt dann voraus, daß man die beobachtete Situation als effizient definiert und nur den reinen Zeitaspekt berücksichtigt. Es läßt sich aber zeigen, daß der einfache Zusammenhang zwischen herkömmlichem NSP und Wohlfahrt - und damit auch die Aussagekraft des Indikators in bezug auf Nachhaltigkeit - verloren geht, wenn weitere allgegenwärtige ökonomische Phänomene wie technischer Fortschritt (bzw. in Hinsicht auf die Umweltproblemtik auch Rückschritt), Unsicherheit oder Außenhandelsbeziehungen beachtet werden.[11] Darüber hinaus kann dieses Prozedere vor dem Hintergrund der Motivation des gesamten Ansatzes keinesfalls befriedigen.[12] Wie bereits erwähnt, muß man nämlich davon ausgehen, daß die beobachteten Preise für die Nutzung von Umweltkapital im weitesten Sinne die tatsächlichen Knappheiten nicht korrekt reflektieren. Im Zentrum der Kritik stehen zum ersten die Langfristigkeit der Wirkungen und die unzureichende Fähigkeit der Marktteilnehmer, diese Effekte angemessen in ihre Entscheidungen einzubeziehen. Zum zweiten sind zukünftige Generationen auf den relevanten Märkten - sofern diese überhaupt existieren - prinzipiell nicht präsent. Diese Märkte müssen damit unvollständig bleiben, was zwangsläufig intergenerationelle Ungerechtigkeiten in sich birgt. Zum dritten machen die typischen Eigenschaften einer Reihe von Umweltgütern (insbesondere ihre Unteilbarkeit) die Zuweisung von Verfügungsrechten unmöglich, so daß der

---

[10]vgl. Aronsson und Löfgren (1993), Richter (1994), S.32ff.
[11]vgl. Vellinga und Withagen (1993), Sefton und Weale (1992), Aronsson und Löfgren (1993), Hung (1993).
[12]vgl. Richter (1994), S.83ff.

Marktmechanismus nicht einzusetzen ist. Zum vierten ist zu kritisieren, daß die im Rahmen des neoklassischen Modells durchgängig unterstellten perfekten Substitutionsmöglichkeiten zwischen natürlichem und künstlichem Kapital nicht in erforderlichem Maße existieren. Zwar mögen diese in gewissem Umfang vorhanden sein; der langfristige Extremfall, Nutzen nur auf Basis von künstlichem Kapital zu generieren, erscheint jedoch absurd.

Diese Kritikpunkte implizieren, daß eine Modifikation des herkömmlichen Sozialprodukts unter neoklassischen Vorzeichen nicht praktikabel ist und dies auch niemals sein kann. Damit eignet sich auch der Wert der aggregierten Nettoinvestitionen nicht als geeigneter Indikator für Nachhaltigkeit. Insgesamt legt die umfassende Kritik nahe, das wertorientierte Verständnis von Nachhaltigkeit zugunsten eines physikalisch-quantitativen Ansatzes zu verwerfen.

Eine Gegenposition zur Neoklassik nehmen die Anhänger des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung (i.e.S.) ein.[13] Ihre Vorstellungen sind auch in neuen Entwicklungsperspektiven der Vereinten Nationen verarbeitet und stehen im Zentrum der Diskussion um die Reform der VGR. Unter Nachhaltigkeit verstehen sie, daß zukünftige Generationen ihre Bedürfnisse mindestens in gleicher Weise befriedigen können wie die heutigen Generationen. Dazu seien bestimmte Ressourcenbestände und Umweltqualitäten auf Dauer zu erhalten. Diese langfristig-intergenerationelle Perspektive wird in den Vorschlägen zu einem volkswirtschaftlichen Berichtsystem periodenbezogen interpretiert. Der Umweltkapitalstock soll von Jahr zu Jahr konstant bleiben. Für erschöpfbare und regenerierbare Ressourcen sowie für die Umweltqualität werden Ziele exogen festgesetzt und den tatsächlichen Größen gegenübergestellt. Die Indikatoren sind Abweichungsindikatoren. Man kann die Abweichungen in Mengeneinheiten angeben. Meistens wird jedoch vorgeschlagen, sie monetär zu bewerten, wobei dies mit Hilfe der hypothetischen Vermeidungskosten geschehen soll.

Nach dem Ansatz der periodenbezogenen Umweltneutralität soll der Umweltkapitalbestand innerhalb der Berichtsperiode konstant gehalten werden. Diese schwächere Version des Nachhaltigkeitsansatzes stellt auf die kurze Sicht ab. In Hinsicht auf die zeitliche Perspektive ergibt sich eine Parallelität zum Einkommensbegriff von Hicks und zur Neoklassik. Entscheidendes Kriterium ist die prinzipielle Reproduzierbarkeit der in der Periode in Anspruch genommenen Leistungen. Exogene Ziele außerhalb des Periodenbezugs werden nicht gesetzt.

2. Ökosozialprodukt im Sinne des Nachhaltigkeitsansatzes (i.e.S.)

Indikatoren für die nachhaltige Umweltnutzung liefern die empfohlenen allgemeinen Managementregeln.[14] 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

---

[13]vgl. Pearce und Turner (1990), Pearce et al. (1989), Daly (1990), Costanza (1991).
[14]vgl. Pearce und Turner (1990), S.6f., WCED (1987), S.46, Daly (1990), El Serafy (1989), S.97.

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 gilt für alle die Fälle, in denen Ernte- und Assimilationsmengen eine Funktion der Bestände/Qualitäten sind. Außerdem muß die Möglichkeit der Bestandsbeeinflussung bestehen. Für erschöpfbare Ressourcen trifft das nicht zu. Man muß von den heutigen Beständen ausgehen. Bestandabhängigkeiten der Nutzungsmengen treten bei den anderen Umweltbereichen insbesondere auf, weil

- die natürliche Aufnahmefähigkeit durch Überbelastung in der Vergangenheit möglicherweise selbst in Mitleidenschaft gezogen worden ist,
- bei sich akkumulierenden Schadstoffen die Vorbelastung der Medien mitbestimmend dafür ist, wieviele Schadstoffe maximal neu emittiert werden dürfen, ohne kritische Schwellen zu überschreiten,
- das natürliche Wachstum von Tier- und Pflanzenbeständen von der Größe der Bestände abhängt und
- die nachwachsende Menge auch eine Funktion der Anzahl der Ressourcenbestände ist.

a) Konkretisierung der Indikatoren

Umweltverschmutzung. Es müssen Immissionsgrenzwerte festgelegt werden, um zu bestimmen, wieviel Emissionen zulässig sein sollen. Das Mengengerüst der VGR muß normative Indikatoren für die Gewässer-, Luft- und Bodenqualität vorsehen. Eventuell ist die Ergänzung durch Emissionsindikatoren sinnvoll. Mit dem Verweis auf die natürliche Aufnahmefähigkeit sollen naturwissenschaftliche Kriterien für die zulässige Belastung maßgebend sein. Mit diesem Konzept verbinden sich mehrere Probleme:

- Eindeutige Schädlichkeitsgrenzen lassen sich meist nicht wissenschaftlich angeben. Dazu reicht der Informationsstand nicht aus. Bei manchen Schadstoffen treten möglicherweise bereits von kleinen Dosen ab negative Wirkungen auf Mensch, Tier und Pflanze auf. Beispielsweise kann bei kanzerogenen Stoffen schon die geringste Dosis mit einer gewissen, wenn auch sehr geringen Wahrscheinlichkeit zum Krebs führen. Wenn es aber solche Dosis-Wirkungsbeziehungen ohne Schwellenwerte gibt, impliziert jede Grenzwertfestlegung zwangsläufig die Inkaufnahme eines gewissen Risikos.[15] Es muß in diesen Fällen ebenso wie bei generell unzureichendem Informationsstand eine politische Entscheidung über die Restrisiken gefällt werden, die noch hingenommen werden sollen. Dabei kann man den Kostenfaktor sicherlich nicht ignorieren.

---

[15]vgl. Cansier (1993), S.52.

- Unschädlichkeitsschwellen, die nur minimale Restrisiken zulassen, erheben einen hohen Anspruch, der bislang von der Politik nicht erfüllt wird, ja vermutlich von vornherein illusorisch ist. Umweltindikatoren auf dieser Basis sind deshalb möglicherweise politisch von geringem Wert und laufen Gefahr, ihren Zweck zu verfehlen. Realistischerweise sind Schadensrisiken in gewissem Umfang in Kauf zu nehmen. Im Vorfeld einer Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) müssen solche Standards von der Politik neu eingeführt werden. Die bisherigen Gefahrengrenzwerte (Verschmutzungsgrade, von denen ab mit hinreichender Sicherheit Gesundheitsschäden zu erwarten sind) kommen nicht in Betracht, weil sie nur ein "ökologisches Existenzminimum" sichern sollen.[16] Das ist zu wenig. Die praktische Umweltpolitik setzt ja auch bereits mit der Umweltvorsorge tiefer an. Es sollen schon geringere Belastungen vermieden werden, soweit dies technisch möglich ist, weil auch sie noch ein Risikopotential in sich bergen. Soll die Nachhaltigkeitspolitik mehr sein als die heutige Umweltpolitik, dann muß sie die Vorsorgegrenzen nach unten verschieben und auch gegen bislang zulässige Restrisiken vorgehen.
- Für Schadstoffe, die sich in der Umwelt akkumulieren, weil sie resistent oder nur sehr langfristig natürlich abbaubar sind, liefert das Regenerationskriterium keine Information über die Emissionsmengen, die laufend zulässig sein sollen. Bei diesen Stoffen ist die natürliche Aufnahmekapazität intertemporal begrenzt (eventuell bei sehr giftigen Stoffen auch gleich null). Sofern sich infolge der laufenden Emissionen Schadstoffbestände angesammelt haben, die kritische Schwellen übersteigen, ist das Nachhaltigkeitskriterium verletzt. Ökologen mögen bei diesen Stoffen für ein Verbot der Emissionen schlechthin plädieren. Dann würde man aber eine an sich nützliche Deponieleistung der Umwelt nie ausnutzen. Das wäre unökonomisch. Die Situation ist ähnlich wie bei erschöpfbaren Ressourcen. Wie dort kommt es hier darauf an, ein begrenztes Belastungspotential gerecht auf heutige und künftige Generationen aufzuteilen. Der Lösungsansatz müßte genauso wie dort lauten: Laufende Emissionen sind nur in dem Maße zulässig, wie gleichzeitig durch Kompensationen sichergestellt ist, daß später bei Erschöpfung der Aufnahmekapazität umweltfreundliche Substitute zur Verfügung stehen und deshalb zukünftigen Generationen aus dem Verzicht auf die Nutzung dieser Stoffe keine Nachteile gegenüber heutigen Generationen erwachsen.

Die Umweltindikatoren müssen der räumlichen Dimension der Umweltprobleme gerecht werden. Einfach ist die Vorgehensweise bei "Globalschadstoffen". Man legt für den Gesamtstaat als Norm einen bestimmten Immissionswert mit der dazugehörigen maximal verträglichen Emissionsmenge fest und vergleicht diese Zielgrößen mit der tatsächlichen Schadstoffkonzentration bzw. den tatsächlichen Emissionsmengen. Anders verhält es sich bei Regional- und Lokalschadstoffen, die sich im näheren Einwirkungsbereich der emittierenden

---

[16] vgl. Cansier (1994).

Anlagen umweltbelastend auswirken. Es ist durchaus gerechtfertigt, aus Vereinfachungsgründen bei diesen Stoffen national einheitliche Luft- und Gewässergütestandards als Ziele festzulegen und auf eine Regionalisierung der Immissionswerte zu verzichten. Es bietet sich dann an, für das gesamte Staatsgebiet durchschnittliche Verschmutzungsgrade für die einzelnen Schadstoffe zu ermitteln und sie mit den nationalen Zielgrößen zu vergleichen. Durchschnittswerte besitzen allerdings nur eingeschränkte Aussagekraft. Sie bringen die Extreme zum Verschwinden. Die Situation wird beim Soll-Ist-Vergleich zu günstig dargestellt, denn es bleibt unbeachtet, daß negative Abweichungen vom Durchschnitt ökologisch und ökonomisch größeres Gewicht haben als positive Abweichungen. Das Statistische Bundesamt weist darauf hin, daß die Extremwerte im Umweltbereich in vielen Fällen äußerst bedeutsam sind (etwa Smoglagen), so daß es notwendig sei, die Durchschnittsbetrachtung durch entsprechende Daten über Häufigkeit und Ausmaß von extremen Belastungen zu ergänzen.[17] Eine Regionalisierung der Abweichungsindikatoren erscheint zwar beim Separationsansatz grundsätzlich erwünscht, jedoch besteht leicht die Gefahr, daß mit der Vielzahl regionaler Einzelindikatoren ein zu unübersichtliches Gesamtbild für die Politik entsteht und die gewünschte Informations- und Aufklärungsfunktion nicht geleistet werden kann. Immerhin stellt auch das Sozialprodukt eine globale Größe dar. Es sagt nichts über die regionale Verteilung der wirtschaftlichen Leistung bzw. des Pro-Kopf-Volkseinkommens aus. Alternativ zu Immissionsstandards könnte man auch daran denken, Emissionsgrenzwerte festzulegen. Die natürliche Aufnahmefähigkeit von Schadstoffen variiert allerdings räumlich. Für den Gesamtstaat eine bestimmte zulässige Gesamtemissionsmenge zu bestimmen, macht dann wenig Sinn. Die Verteilung auf die einzelnen Regionen ist von wesentlicher Bedeutung, weil sich daraus eine bestimmte Verteilung der Immissionen ergibt, die ja die eigentliche Zielgröße darstellen. Im Rahmen der UGR könnte man auf den Ausweis regionalisierter Emissionsnorm verzichten. Die Angabe von Immissionswerten reicht aus. (Für die unten eingehend analysierte Ermittlung der hypothetischen Vermeidungskosten muß man allerdings die regionalen Emissionsmengen kennen.)

Erneuerbare Ressourcen. Verschiedene Möglichkeiten für die Festlegung der Normbestände von erneuerbaren Ressourcen (und damit implizit auch für die zulässige Entnahme) sind denkbar.[18] Aus ökologischen Gründen kann es angeraten erscheinen, Bestände gemäß dem "vorindustriellen" Niveau zu erhalten, weil nur dann mit Sicherheit langfristiger Bestandserhalt gegeben ist. Auch der Anfangsbestand der Periode, in der das Nachhaltigkeitskriterium erstmals umgesetzt werden soll, kommt in Frage, ebenso der Bestand der den "Maximum Sustainable Yield" erlaubt oder auch der Bestand, der einem "Safe Minimum Standard" entspricht.[19] Bei einer wachsenden Bevölkerung wäre nach Maßgabe dieser Kriterien ein

---

[17]vgl. Statistisches Bundesamt (1990), S.16.
[18]vgl. Richter (1994), S.118.
[19]vgl. z.B. Hampicke (1992), S.310ff.

bestimmter Pro-Kopf-Bestand fortzuschreiben. Die Frage ist auch, inwieweit regionale Gesichtspunkte zu beachten sind. Zwei Extrempositionen sind denkbar: Zum einen können regionale Aspekte völlig ausgeklammert werden. Referenzpunkt ist dann der gesamte aggregierte inländische Ressourcenbestand. Dabei wird möglicherweise in Kauf genommen, daß einzelne Subbestände völlig degradiert werden dürfen, solange sie durch entsprechende positive Bestandsveränderungen an anderer Stelle vollständig kompensiert werden. Zum anderen kann der Schwerpunkt auf einer regionalen Sichtweise liegen, die den individuellen Erhalt jedes einzelnen Subbestandes fordert. Welche Position und damit welche Interpretation des Nachhaltigkeitskriteriums anzuwenden ist, ist wiederum keine wissenschaftlich zu beantwortende Frage. Auf Basis des gewählten Normbestands sind dann die zulässigen Entnahmeraten festzustellen. Auch hier ergeben sich aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge große naturwissenschaftliche Probleme. "Überraschungen" bei den Eingriffswirkungen sind immer möglich, so daß letztlich auch die Nutzungsstandards für erneuerbare Ressourcen unausräumbare Risiken implizieren, über deren Akzeptanz die Gesellschaft als Ganzes zu entscheiden hat.

Nicht erneuerbare Ressourcen. Bei nicht erneuerbaren Ressourcen ist jede Nutzung notwendigerweise mit einer Bestandsverminderung verbunden. Jedoch ist es denkbar, daß sich das Funktionenpotential des Ressourcenbestands durch die Implementierung von geeigneten Maßnahmen erhalten läßt. Eine solche Art und Weise der Ressourcennutzung soll als "quasi-nachhaltig" bezeichnet werden. Liegt dem Nachhaltigkeitskonzept eine begrenzte Zeitperspektive zugrunde, so lassen sich als Vermeidung auch solche Maßnahmen verstehen, die notwendig wären, um weniger ergiebige Lagerstätten zu erschließen und neue Vorkommen zu erkunden. Ebenso kommen Verfahren zur Verringerung des spezifischen Rohstoff- und Energieverbrauchs in Betracht, außerdem die Substitution erschöpfbarer Ressourcen mit kurzer Lebensdauer durch solche mit langer statischer Lebensdauer. Zielt der Nachhaltigkeitsansatz auf die sehr weite Zukunft ab, müssen andere Wege beschritten werden. Funktionenerhalt ist gedanklich nur möglich, wenn substitutive erneuerbare Ressourcen und entsprechendes Kapital in ausreichender Menge vorhanden sind. Diese Substitutionsmöglichkeiten müssen jedoch als begrenzt angesehen werden. Ein gewisser Einsatz erschöpfbarer Ressourcen dürfte immer unvermeidlich sein. Darüber hinaus ist ein vollständiges Recycling nach dem zweiten Hauptsatz der Thermodynamik prinzipiell nicht möglich. Das Erhaltungspostulat des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung läßt sich in der zeitlich unbegrenzten Version kaum aufrechterhalten.

Nicht nur über die Kategorie der Vermeidungsmaßnahmen muß Einigung erzielt werden, sondern auch darüber, innerhalb welcher Zeitspanne ihre Wirkungen eintreten sollen. Soll in jeder Berichtsperiode ein konstantes Funktionspotential gefordert werden, oder soll nur langfristig eine ausreichende Versorgung mit Ersatztechniken gewährleistet sein? Der erste Ansatz, der hohe volkswirtschaftliche Vermeidungskosten implizieren würde, erscheint nicht

sehr sinnvoll, weil sich das Erschöpfbarkeitsproblem ja wohl erst in der fernen Zukunft zeigt. Es genügt, wenn Ressourcenengpässe in der näheren Zukunft vermieden werden. Dies erfordert rechtzeitige Maßnahmen zur Erforschung und Entwicklung von Alternativtechniken. Dazu müßten laufend "ausreichende" Aufwendungen für die Forschungs- und Entwicklungstätigkeit in Rechnung gestellt werden. Der bislang streng durchgehaltene Bestandsbezug des Nachhaltigkeitskriteriums erscheint für nicht erneuerbare Ressourcen demnach zu restriktiv. Es genügt, einen Normstrom (und keinen Normbestand) zu definieren und dessen Verfügbarkeit zum Erschöpfungszeitpunkt sicherzustellen. Wie die notwendigen Maßnahmen und die anfallenden Kosten über die Perioden zu verteilen sind, muß allerdings im Rahmen des Nachhaltigkeitsansatzes offen bleiben.

b) Das Verfahren zur Bewertung der nicht nachhaltigen Umweltnutzung

Umweltschutz. Generell zielt der Nachhaltigkeitsansatz (i.e.S.) darauf ab, die Differenz zwischen der tatsächlich erfolgten und der unter Nachhaltigkeitsaspekten wünschenswerten Umweltnutzung zu bewerten. Dafür sind diejenigen Kosten anzusetzen, die hypothetisch aufzuwenden gewesen wären, um diese Normverletzung zu vermeiden. Dieser Ansatz bildet eines der zentralen Elemente des Konzepts der Vereinten Nationen.[20] Das Konzept soll zuerst für den Fall der Schadstoffimmissionen mit Hilfe einer Graphik (Abbildung 1) verdeutlicht werden.[21] Dabei erfolgt die Konkretisierung der Definition von Nachhaltigkeit in bezug auf Schadstoffimmissionen an dieser Stelle unter Vernachlässigung der zeitlichen und räumlichen Dimension der Diffusionsvorgänge über einen geeigneten gesamtwirtschaftlichen Emissionsgrenzwert.

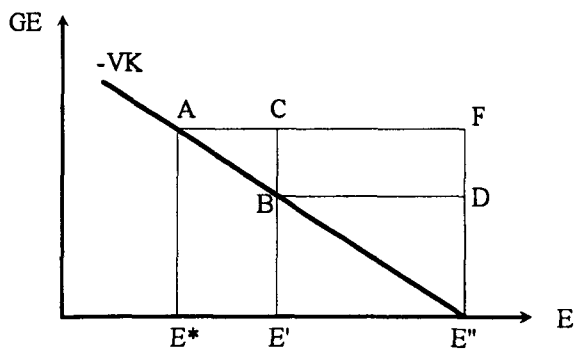

Abbildung 1: Bewertung nicht nachhaltiger Emissionen mit Hilfe der hypothetischen Vermeidungskosten (unter Berücksichtigung tatsächlicher Vermeidungsmaßnahmen)

[20]vgl. United Nations (1993), S.105ff. und Hueting et al. (1992). Die "Essentials" dieses Konzepts präsentieren Hamer und Stahmer (1992) und Harrison et al. (1993).
[21]vgl. Richter (1994), S.132.

Der "Sustainability-Standard" E* entspricht der maximalen Assimilationskapazität der Umwelt für eine bestimmte Schadstoffart. Der Schnittpunkt A zwischen der Vertikalen über diesem Punkt und der Kurve der marginalen Vermeidungskosten (-VK) wird als nachhaltiger Referenzpunkt interpretiert. Auf der Ordinate ergibt sich der marginale Wert der letzten genutzten Umwelteinheit im "nachhaltigen Optimum". Die hypothetischen Vermeidungskosten lassen sich nun entweder gemäß Total- oder gemäß Marginalkonzept ermitteln.

Im Totalansatz entsprechen die hypothetischen Vermeidungskosten dem Integral unter der Vermeidungskostenkurve zwischen dem Punkt der tatsächlichen Emissionsmenge E' und der nachhaltigen Emissionsmenge E*, d.h. der Fläche E*E'BA. Beim Marginalansatz ist der Wert der marginalen nachhaltigen Emissionseinheit auf die gesamte nicht nachhaltige und deswegen zu reduzierende Menge anzuwenden. Der Korrekturbetrag ist dann gleich der Fläche E*E'CA. Es zeigt sich, daß eine Bewertung gemäß Marginalansatz einen höheren Korrekturbetrag ergibt. Der Marginalansatz ist aus theoretischen Gründen vorzuziehen, denn die dahinterstehende "Gleichgewichtsfiktion" ist mit der prinzipiellen Bewertung in der Sozialproduktsrechnung gemäß Marktpreisen konsistent[22].

In der Graphik wird davon ausgegangen, daß eine teilweise Regulierung der Emissionen bereits stattfindet, denn ein Standard in Höhe der beobachteten Emissionen E' wird anscheinend durchgesetzt. Ohne jegliche Regulierung wäre es nämlich ökonomisch rational, keine Emissionsvermeidung zu betreiben und Schadstoffe gemäß E" zu emittieren. Bei E" fällt der marginale Nutzen der Emission in Form nicht aufzuwendender Vermeidungsausgaben auf null, so daß kein Interesse an weiteren Emissionen besteht. An dieser Stelle wird eine implizite Annahme des Ansatzes besonders deutlich: Es wird unterstellt, daß der existierende Grenzwert nicht weit genug geht, um Funktionenerhalt und damit Nachhaltigkeit zu gewährleisten. Sobald E' und E* zusammenfallen, findet eine Emission im Rahmen der nachhaltigen Menge statt. Die Ermittlung eines Ökosozialprodukts erübrigt sich unter diesen Umständen, da die angestrebte Signalwirkung nicht mehr notwendig ist.[23] Gemäß Marginalbewertung ergibt sich die Fläche E'E"DB als Wert der bereits durchgeführten Vermeidungsausgaben, die zu einer Verminderung der physischen Umweltbelastung führen. Diese funktionenbezogenen Defensivausgaben[24] sind

---

[22]vgl. Peskin (1989), S.67. Im Rahmen des umsetzungsorientierten Konzepts der UNO wird nur zwischen den Zeilen deutlich, daß der Marginalansatz angewendet werden soll, indem die Parallelität des Konzepts zur Methode der Erfassung des Verschleißes von künstlichem Kapital betont wird, vgl. United Nations (1993), S.107. Für dessen Bewertung werden die Marktpreise einer Wiederbeschaffung der Kapitalgüter zugrunde gelegt. Die Verwendung von Marktpreisen impliziert eine Marginalbewertung. Auch die kostenorientierte Bewertung der Staatsaktivität basiert letztlich auf dem Marginalkonzept, da die Inputs über Märkte gehandelt werden.

[23]Wie weiter unten noch gezeigt wird, können sich ÖSP und NSP nicht entsprechen, wenn tatsächliche Vermeidungskosten zu berücksichtigen sind. Dies ist ausgehend von einer Situation der Umweltknappheit auch bei Nachhaltigkeit der Fall.

[24]Dabei handelt es sich letztlich nur um einen Teil der gesamten Defensivausgaben (vgl. zu diesem Konzept v.a. Leipert (1989)). Maßnahmen, die eher die "nutzenmäßigen" Folgen der Umweltnutzng betreffen, z.B. Gesundheitsausgaben etc., sind in der Vermeidungskostenfunktion wegen ihres nicht funktionsbezogenen Charakters selbstverständlich nicht enthalten.

in der Sozialproduktsrechnung bereits enthalten. Sofern sie die privaten Haushalte und den Staat betreffen, tauchen sie sogar als Endnachfrage im NSP auf. Als Opportunitätskosten der Vermeidung dürfen sie jedoch - wie unten vertieft - nicht ins NSP eingehen. Letztlich stellen hypothetische und faktische Vermeidungskosten Substitute dar. Da wie erwähnt die marginal vermiedene nachhaltige Schadstoffeinheit bewertungsrelevant ist, sind auch die tatsächlichen Vermeidungsausgaben auf dieser Basis zu reevaluieren. Nur in diesem Fall vermeidet man, daß zwei unterschiedliche Wertansätze für ein und denselben Sachverhalt zur Anwendung kommen.[25] Als gesamter Bewertungsansatz ergibt sich somit die Fläche E*E"FA.

Bei der Konstruktion der makroökonomischen Vermeidungskostenkurve müssen grundsätzlich zwei Gruppen von Vermeidungsmaßnahmen berücksichtigt werden, die parallel zu ergreifen sind. Einzelwirtschaftlich sind sowohl technische als auch mengenmäßige Anpassungen möglich.[26] Zum ersten können Emissionen durch Outputsubstitution vermieden werden: Es ist regelmäßig effizient, das Aktivitätsniveau einzuschränken; die Produktion von umweltbelastenden Gütern kann zurückgeführt, im Extremfall vollständig eingestellt werden. Dieser Extremfall definiert auch das Maximum der marginalen Vermeidungskosten. Bei Einstellung der Produktion entsprechen die Vermeidungskosten in einer geschlossenen Volkswirtschaft dem gesamten entgangenen Nutzen. In diesem Kontext ergeben sich große Bewertungsprobleme. Zum zweiten ist Inputsubstitution möglich: Bei gleichem Ouput können ein anderes "Kapitalmix" (inklusive zusätzliche "End-of-Pipe-Technologien"), weniger belastende Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe oder auch völlig neuartige "integrierte Technologien" eingesetzt werden. All diese Maßnahmen verhindern letztlich, daß Schadstoffe freigesetzt werden. In diesem Zusammenhang wird deutlich, daß eine der Prämissen, die dem hier vertretenen Nachhaltigkeitskonzept zugrunde liegen, eher "leitmotivischen" denn "unbedingten" Charakter hat: In bestimmten Fällen ist es nämlich offensichtlich möglich, Umweltfunktionen durch künstliches Kapital zu ersetzen. Der Ansatz warnt in erster Linie vor der Illusion, alle Funktionen der Umwelt, inklusive der "Life-Support-Systems", seien auf technischem Wege zu ersetzen. Insofern geht es vor allem um die Abgrenzung vom neoklassischen Ansatz, der dies ja in letzter Konsequenz unterstellt.

Einen gewissen Spielraum für die Substitution von Umweltfunktionen durch künstliches Kapital eröffnet auch eine dritte Gruppe möglicher Vermeidungsmaßnahmen im weiteren Sinne: Es existiert nämlich prinzipiell auch noch die Alternative, Emissionen zwar zuzulassen, deren Immission in die Umweltmedien aber zu verhindern. Allerdings dürfte diese Option in der Regel jedoch mit sehr viel höheren Kosten verbunden sein als Output- oder Inputsubstitution. Allerdings kann es unter Umständen keinen anderen Weg geben, Immissionen zu vermeiden, z.B. wenn die Schadstoffe aus dem regulierenden Eingriffen nicht

---

[25]vgl. Richter (1994), S.133f.
[26]vgl. Cansier (1993), S.155ff.

zugänglichen Ausland stammen oder wenn die Immission die Folge nicht vermiedener Emissionen der Vergangenheit sind. Unter diesen Umständen entstehen "Sockeleffekte" die gemäß Nachhaltigkeitsnorm zu vermeiden bzw. rückgängig zu machen sind. Für die Konstruktion der Vermeidungskostenfunktion sind in diesem Fall auch alle möglichen Wiederherstellungsmaßnahmen zu prüfen, weil nur eine nachträgliche Vermeidung die (hypothetische) Normerfüllung ermöglichen kann. Wegen der hohen Kosten der Nachsorge ist es dann denkbar, daß die anzulegenden Vermeidungskosten die Wertschöpfung übersteigen. Die Bezugnahme auf exogene Nachhaltigkeitsnormen macht also die nachholende Bewertung von Umweltschäden erforderlich, wenn in der Vergangenheit tatsächliche Kompensationsmaßnahmen unterblieben sind und/oder wenn sich die Verursacher der Umweltschäden im Ausland befinden. Insofern werden nicht nur inländische Aktivitäten der Berichtperiode berücksichtigt. Vielmehr beziehen die hypothetischen Vermeidungskosten alle gemessen am aktuellen Umweltqualitätsniveau in Relation zur Nachhaltigkeitsnorm notwendigen Maßnahmen ein.

Die Identifikation aller möglichen Vermeidungsmaßnahmen dürfte mit großen methodischen Schwierigkeiten und hohen Kosten verbunden sein. Denn dazu müssen die kausalen Zusammenhänge zwischen den ökonomischen Aktivitäten und der Umweltnutzung eindeutig bekannt sein, was nur im Einzelfall dem Kenntnisstand der Naturwissenschaft entspricht. Auch der ingenieurwissenschaftliche Informationsbedarf ist hoch: Es muß bekannt sein, welche Wirkungen eine bestimmte technische Maßnahme auf die Reduktion des Schadstoffausstoßes hat. Die Kurve der marginalen Vermeidungskosten ergibt sich schließlich, indem alle möglichen Maßnahmen nach ihren Grenzkosten geordnet und den einzelnen Verursachergruppen zugeordnet werden. Die Maßnahme mit den geringsten Kosten wird dabei gedanklich zuerst ergriffen. Im strengen Sinne bildet die Vermeidungskostenfunktion einen effizienten Kostenverlauf ab, der aber den Einsatz marktorientierter umweltpolitischer Instrumente voraussetzt. Da diese Bereitschaft in der Realität kaum vorhanden ist, kann man davon ausgehen, daß ein Bewertungsansatz auf Basis der effizienten Vermeidungskosten die tatsächlichen unmittelbaren Kosten der Implementation unterschätzt.

Erneuerbare Ressourcen. Auch die Nutzung erneuerbarer Ressourcen läßt sich prinzipiell in analoger Weise analysieren.[27] Zu beachten ist dabei insbesondere, daß erneuerbare Ressourcen in der Regel über Märkte gehandelt werden. Es kann sich eine Ausgangssituation einstellen, in der eine Ressourcennutzung nach dem Prinizip des "Sustainable Yield" erfolgt. Sofern der zugrunde liegende Bestand dem Referenzbestand entspricht, ist die Nachhaltigkeitsbedingung erfüllt, und es fallen keine im Rahmen des Konzepts hypothetisch zu vermeidenden intertemporalen Kosten an. Der Fall der Übernutzung ließe sich wiederum graphisch untersuchen. Die herkömmliche Angebots-, d.h. Grenzkostenfunktion ist graphisch durch den

---

[27]vgl. Richter (1994), S.143ff.

(vertikalen) Nachhaltigkeitsstandard zu ersetzen, bei dem der Referenzbestand konserviert wird. Für marktgehandelte Ressourcen entspricht die Vermeidungskostenfunktion der beobachteten Nachfragefunktion. Auch in diesem Kontext bedeutet Vermeidung oftmals Substitution, etwa wenn der Einsatz von Tropenholz zugunsten von umweltfreundlich produzierten Kunststoffen reduziert wird. Bei direkt nutzenwirksamen Gütern, z.B. Fisch zum Verzehr, führt nur Konsum- und damit Nutzenverzicht zu Vermeidung. In diesem Kontext ist also zu unterscheiden, ob die nachgefragten Ressourcen mittelbar oder unmittelbar Nutzen stiften. Im ersten Fall werden sie gewissermaßen als Produktionsfaktoren eingesetzt, die zur Herstellung dann unmittelbar nutzenstiftender Güter beitragen. Dieser Fall ist analog zur oben betrachteten Emission von Schadstoffen, die per Inputsubstitution vermieden werden. Denn auch diese Emission erfolgt nicht um ihrer selbst willen, sondern ist als Kuppelprodukt von Konsumtions- oder Produktionsvorgängen zu begreifen. Entsprechend ist es möglich, Vermeidung von der Inputseite her zu betreiben, ohne den Nutzen aus der betrachteten Aktivität zu vermindern. Die Opportunitätskosten fallen in den Bereichen an, denen die zur Inputsubstitution notwendigen Faktoren entzogen werden. Etwas anders liegen die Dinge im zweiten Fall: Hier muß eine mengenmäßige Anpassung betrieben werden, die zu unmittelbaren Nutzenverlusten führt. Im Optimum ermöglicht die Nutzeneinbuße aus der marginalen Einschränkung des Konsums der erneuerbaren Ressource über die Mehrnachfrage nach anderen Gütern einen gleich hohen marginalen Nutzenzuwachs, weil der Konsument im Optimum indifferent zwischen einer weiteren Einheit der Ressource bzw. anderen Gütern ist. Für die letzte nachgefragte Einheit der Ressource sind deshalb die marginalen Vermeidungskosten null. Mit zunehmender Einschränkung der Ressourcennutzung und ebenfalls zunehmender Nachfrage nach anderen Gütern erhöht sich der Grenznutzen der Ressource, während der Grenznutzen anderer Güter abnimmt. Der Haushalt muß deshalb mit dem Verzicht zunehmende Nutzeneinbußen tragen. In dieser Form und Höhe entstehen Vermeidungskosten. Diese stellen für unmittelbar nutzenwirksame Umweltgüter demnach subjektive Größen dar. Maßgebend sind die individuellen Präferenzen, das Einkommen und die relativen Preise. Wenn keine Nachfragefunktion vorliegt, ist die Bewertung dementsprechend schwierig und unsicher. Man steht vor ähnlichen Problemen wie bei der Umweltschadensbewertung nach dem neoklassischen Ansatz. Es müßte der Zahlungsbereitschaftsansatz herangezogen werden.

Die Differenz zwischen tatsächlicher und nachhaltiger Entnahme ist wie oben mit den marginalen Vermeidungskosten (bei Nachhaltigkeit) zu bewerten. Dafür sind letztlich nur die "Nettovermeidungskosten" von Bedeutung. Diese ergeben sich, wenn man beachtet, daß der Nutzungseinschränkung "gesparte" Grenzkosten in Form nicht mehr anfallender Erntekosten gegenüberstehen. Das Verfahren verkompliziert sich, wenn der zu erhaltende Referenzbestand nicht dem Periodenanfangsbestand entspricht. Denn wenn in der Vergangenheit eine Reduktion des Normbestandes stattgefunden hat, so ist dies bei der Ermittlung der hypothetischen Vermeidungskosten der Berichtsperiode zu beachten. Nur dann wird ein ökologisch und

gerechtigkeitstheoretisch unbefriedigendes "rollierendes" Nachhaltgkeitsverständnisses vermieden. In diesem Zusammenhang ergeben sich intertemporale Allokationsprobleme, denen sich der Nachhaltigkeitsansatz i.e.S. nicht stellen kann. Es ist noch darauf hinzuweisen, daß tatsächliche Vermeidungskosten in bezug auf erneuerbare Ressourcen nicht zu berücksichtigen sind. Denn für diese gilt das Substitutionsverbot, das Ersatzinvestitionen ausschließt. Die unterschiedliche Behandlung dieser faktischen Aufwendungen im Gegensatz zu Schadstoffimmissionen ergibt sich aus der Marktgängigkeit der erneuerbaren Ressourcen.

Erschöpfbare Ressourcen. Die Vorgehensweise bei der Einbeziehung nicht erneuerbarer Ressourcen ist letztlich ähnlich: Auch hier wird die Differenz zwischen tatsächlicher und quasi-nachhaltiger Verbrauchsmenge mit den marginalen (hypothetischen) Nettovermeidungskosten, d.h. unter Berücksichtigung gesparter Extraktionskosten, bewertet. Eine quasi-nachhaltige Ressourcennutzung bedeutet wie oben herausgearbeitet, daß jeglicher Verbrauch durch entsprechende substitutive Maßnahmen hypothetisch ungeschehen zu machen ist. Referenzpunkt der Bewertung ist immer der vollständige Erhalt des Funktionenpotentials des Ressourcenbestands. Da man davon ausgehen kann, daß die Wirtschaftssubjekte solche Substitutionsinvestitionen (zumindest zu einem geringen Teil) tatsächlich tätigen, sind in diesem Zusammenhang tatsächliche Vemeidungsaufwendungen zu beachten. Wie im Fall der Schadstoffimmissionen und aus denselben Gründen wie dort sind diese auch hier gemäß den Grenzvermeidungskosten zu reevaluieren. Ebenso wie bei den anderen Umweltressourcen ist die tatsächliche Unterlassung der notwendigen Kompensationen zum Funktionenerhalt in der Vergangenheit in der laufenden Rechnung mit zu berücksichtigen.

c) Das Verfahren zur Ermittlung des Ökosozialprodukts

In Analogie zur Ermittlung des empirischen NSP aus dem BSP soll vom NSP ein weiterer Korrekturterm abgesetzt werden, der die Kosten der Übernutzung der natürlichen Umwelt reflektiert. Als Wertansatz für diesen Kapitalverschleiß wird die Summe aller hypothetischen Vermeidungskosten verstanden. Diese "Öko-Marge" entspricht dem Betrag, der insgesamt hypothetisch aufzuwenden gewesen wäre, um alle Nachhaltigkeitsnormen einzuhalten. Zur Beachtung der regionalen Aspekte ist zusätzlich zu fordern, daß die entsprechenden Vermeidungsmaßnahmen am richtigen Ort ergriffen werden. An dieser Stelle erfolgt die Aggregation über die verschiedenen Typen von Umweltkapitalgütern und - sofern vorhanden - über alle Subbestände. Da im Rahmen des Nachhaltigkeitsansatzes keine effizienten intertemporalen Kosten entstehen können, handelt es sich bei dieser Öko-Marge um eine Art Suboptimalitätskorrektur. Das Ökosozialprodukt ermittelt sich insgesamt nach dem in Übersicht 1 zusammengefaßten Verfahren.[28]

---

[28]vgl. Richter (1994), S.158. In ähnlicher Form und unter Bezugnahme auf das Konzept der Vereinten Nationen Hamer und Stahmer (1992), S.111. Vgl. auch Pearce et al. (1989), S.108.

(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

Übersicht 1: Die Ermittlung des Ökosozialprodukts nach dem Nachhaltigkeitsansatz (i.e.S.)

Aus der Übersicht ergibt sich, daß die funktionenbezogenen Defensivausgaben in bezug auf Schadstoffeinleitungen und in bezug auf die tatsächlichen Ersatzinvestitionen zur Kompensation der Nutzung erschöpfbarer Ressourcen nicht im ÖSP enthalten sein dürfen. Denn diese stehen von Anfang an nicht für hypothetische Vermeidungsmaßnahmen zur Verfügung. Ihre Verausgabung ist vielmehr die Voraussetzung dafür, daß "nur" das gegenwärtige Eingriffsniveau realisiert wird. Die korrekte Ermittlung des ÖSP setzt also voraus, daß diese endnachfragewirksamen Ausgaben der privaten Haushalte und des Staates (in der theoretisch konsistenten Marginalbewertung) vom herkömmlichen NSP abgesetzt werden. Hypothetische und tatsächliche Vermeidungskosten sind wie erwähnt Substitute: Wenn man überhaupt keine Vermeidungsmaßnahmen ergriffen hätte, wären alle notwendigen Vermeidungsaufwendungen hypothetisch und deswegen abzuziehen. In diesem Kontext wird auch deutlich, daß die Berücksichtigung der hypothetischen Vermeidungskosten nicht zu einer Doppelzählung in bezug auf die nicht funktionenbezogenen Defensivausgaben führt. Diese bewirken nämlich keine Annäherung an das ökologische Nachhaltigkeitsniveau, sondern sind nur unter unmittelbaren Nutzengesichtspunkten von Bedeutung. Zwar wären im Nachhaltigkeitszustand keine Kompensationsausgaben getätigt worden. Die grenznutzenbezogene Bewertung erlaubt jedoch die Schlußfolgerung, daß dann ceteris paribus andere Güter bereitgestellt worden wären, die einen Nutzen in identischer Höhe gestiftet hätten, weil die Kompensationsaufwendungen dem entgangenen Nutzen entsprechen.

3. Aussagegehalt des "nachhaltigen Sozialprodukts"

a) Problematik der hypothetischen Vermeidungskosten

Das 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.[29] 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.[30] 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; die Umwelt wird nicht in nachhaltiger Weise genutzt. Dem fiktiv ermittelten Wert der Abschreibungen auf künstliches Kapital stehen tatsächliche Investitionen gegenüber, so daß ein Ersatz erfolgt und der Wert des Kapitalbestands faktisch erhalten bleibt. Völlig anders liegen die Dinge in bezug auf das ÖSP. Dieses hat in seinem Verständnis als nachhaltige Einkommensgröße immer hypothetischen Charakter, wohingegen das NSP aufgrund der realisierten Verwendung der Güterproduktion in einer wachsenden Wirtschaft faktischen Gehalt aufweist.[31] Unter diesen Umständen besteht die Gefahr, daß dieser wichtige Unterschied in der öffentlichen Diskussion untergeht und einem ÖSP derselbe faktische Charakter zugemessen wird, wie das für das NSP bisher der Fall ist. Dieses Potential für Mißverständnisse resultiert letztlich aus der analogen Übertragung des ökonomisch fundierten Nachhaltigkeitsverständnisses des NSP auf das ökologisch fundierte Verständnis des ÖSP.

Quantitative Aussagekraft kommt dem ÖSP nur dann zu, wenn die Öko-Marge einen "zuverlässigen" Wert annimmt. Wenn sie die hypothetischen Vermeidungskosten grob über- oder unterschätzt, liefert das ÖSP keine Anhaltspunkte für die Politik. Methodische Überlegungen deuten darauf hin, daß das Bewertungsverfahren keinen solchen "zuverlässigen" Wert liefert. Denn letztlich handelt es sich bei der Aggregation der einzelnen bestandsbezogenen Öko-Margen um die Zusammenfassung von mikroökonomischen Partialanalysen zu einem gesamtwirtschaftlichen Indikator. Dies ist aus methodischen Gründen problematisch: Geht man davon aus, daß die (hypothetische) gleichzeitige Implementierung aller notwendigen Vermeidungsmaßnahmen mit umfassenden (und ja auch erwünschten) Reallokationsprozessen einhergeht, so ist die partialanalytische Ceteris-Paribus-Bedingung nicht mehr gültig. Man muß davon ausgehen, daß sich die in den einzelnen Analysen als konstant unterstellten Güter- und Faktorpreise ändern. Neben den ökonomischen Wechselwirkungen müßte eine der Problemdimension angemessene Totalanalyse auch ökologische Aspekte beachten: Die eingeleiteten Reallokationsvorgänge gehen sehr wahrscheinlich mit einer veränderten Struktur der Umweltinanspruchnahme einher. Damit ändern sich auch die Ist-Werte als Referenzpunkte der Bewertung. Letztlich kann nur ein umfassender Modellierungsansatz die Wechselwirkungen erfassen und so die Größenordnung

---

[29]vgl. Aaheim und Nyborg (1993), S.6.
[30]vgl. Pearce et al. (1989), S.107ff.
[31]vgl. Richter (1994), S.160f.

der notwendigen Vermeidungsausgaben realistisch angeben. A priori ist nicht klar, ob ein solcher Ansatz eine höhere oder eine niedrigere Öko-Marge ergibt, so daß der Gehalt des Indikators von vornherein in Frage gestellt wird. Diese Überlegungen gelten analog auch für das der Korrktur zugrunde gelegte NSP. Man kann davon ausgehen, daß dieses einen anderen Wert annähme, wenn die Vermeidungsmaßnahmen tatsächlich ergriffen werden würden. Deswegen erscheint ein ökonometrischer Ansatz, der auf Basis eines Modells alle dynamischen Effekte berücksichtigt, als der bessere Weg zur Ermittlung des nachhaltigen Einkommens.[32] Eine solche Größe wäre dann auch vom Aussagegehalt her sehr viel eher mit dem konventionellen Verständnis des NSP vergleichbar, da hier Marktvorgänge zumindest simuliert werden.

Die zentrale Information, wie nachhaltig der aktuelle Entwicklungspfad gemessen an den physikalisch-quantitativen Basisnormen tatsächlich ist, läßt sich nicht aus dem ÖSP ersehen. Dies wird besonders deutlich, wenn man das Verhältnis zwischen der in monetären Einheiten ausgedrückten Öko-Marge und der in physikalischen Einheiten ausgedrückten Normverletzung näher betrachtet. Die Öko-Marge zeigt an, ob sich das System auf dem nachhaltigen Pfad befindet oder nicht. Ein Wert von null impliziert, daß keine Zielabweichung besteht: Alle Umweltgüter werden gemäß dem Nachhaltigkeitskriterium genutzt; die Schere zwischen "Soll" und "Ist" ist geschlossen. Positive Werte hingegen zeigen an, daß eine Zielabweichung vorkommt. Allerdings sind ohne weitere Informationen keine Rückschlüsse auf den Nachhaltigkeitsstatus des Systems möglich. Denn jeder beliebige Wertansatz ist mit unendlich vielen physischen Soll-Ist-Abweichungen verbunden. Die folgende Graphik (Abbildung 2) macht den Punkt deutlich.[33]

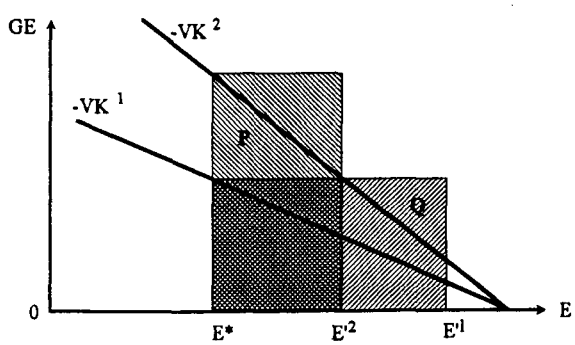

Abbildung 2: Bewertung nicht nachhaltiger Immissionen mit Hilfe der hypothetischen Vermeidungskosten bei alternativen aggregierten Grenzvermeidungskostenfunktionen

Es werden zwei gleich große Öko-Margen betrachtet, die graphisch den Flächen P und Q entsprechen. Die Fläche Q ergibt sich auf Grundlage der Vermeidungskostenfunktion $-VK^1$ im Zusammenspiel mit der Umweltnutzung E'^1 und die Fläche P auf Grundlage der

[32]Diese Einschätzung teilen eine ganze Reihe von Kritikern. Vgl. z.B. Aaheim und Nyborg (1993), S.10ff, und Harrison et al. (1993), S.75.
[33]vgl. Richter (1994), S.171.

Vermeidungskostenfunktion -VK^2 (mit geringeren marginalen "nachhaltigen" Kosten) im Zusammenspiel mit der (höheren) Umweltinanspruchnahme E'^2 ergibt. Ein externer Beobachter, der nur den Wert der Öko-Marge, nicht aber auch die marginalen Vermeidungskosten kennt, kann keinerlei Rückschlüsse ziehen, wie weit die ökologische "Soll-Ist-Schere" nun tatsächlich offen ist. In der Graphik lassen sich beliebig viele Kombinationen von Vermeidungskostenfunktionen und Eingriffsniveaus ermitteln, die ebenfalls alle zu einem Wertansatz gemäß P und Q führen. Insofern wird der Blick auf das eigentlich relevante ökologische Ziel verwischt. Grund ist die monetäre Bewertung: Eine Abbildung der nicht nachhaltigen Abweichung in physikalischen Einheiten generiert kein derartiges Potential für Mißverständnisse.

Diese Kritikpunkte in bezug auf die Aussagekraft der Öko-Marge werden in das ÖSP hineingetragen. Der unmittelbare Bezug zwischen dem Indikator und der Nachhaltigkeitsdefinition besteht somit nur eingeschränkt. Damit kann das ÖSP als separater Indikator die Dringlichkeit und Dimension der Umweltproblematik nicht aufzeigen und auf Handlungsbedarf hinweisen. Insofern ist dieser Maßzahl auch nur eine geringe Signalrelevanz zuzugestehen. Die eigentliche normative Dimension der Problematik kommt im ÖSP nicht zum Ausdruck, weil die ökologischen Ziele nur "zwischen den Zeilen" beachtet und im Zuge der Aggregation verwischt werden. Dies wirkt sich auch aus, wenn das ÖSP als neue Zielgröße der Wirtschaftspolitik begriffen wird, das es nun anstelle des herkömmlichen Sozialprodukts zu maximieren gilt: Eine Steigerung des ÖSP läßt keinen Schluß darüber zu, ob das System das Nachhaltigkeitskriterium besser oder schlechter erfüllt als zuvor. Das potentiell nachhaltige Einkommen kann steigen, obwohl faktisch eine weitere Abweichung vom nachhaltigen Pfad stattgefunden hat, weil die eine vollständige (hypothetische) Vermeidung ermöglichende Einkommenssteigerung möglicherweise mit einer zunehmenden (faktischen) Umweltbeeinträchtigung einhergeht.

Aus dem Zeitvergleich können falsche Signale an die Politik entstehen, wenn technischer Fortschritt und gleichzeitig eine an sich korrekt abgebildete Erhöhung der Nachhaltigkeitsabweichung vorkommen: Die Verringerung der marginalen Vermeidungskosten kann diese weitere Verschlechterung wertmäßig ausgleichen oder gar überkompensieren, so daß sich die Umweltsituation anscheinend nicht verschlechtert, eventuell sogar verbessert hat.[34] Auch hier ist die Ursache in der dem Indikatorgegenstand nicht angemessenen monetären Bewertung zu sehen. Bei Abwesenheit von technischem Fortschritt zeigt der Indikator zwar an, ob im Laufe der vergangenen Periode eine Veränderung des Nachhaltigkeitsstatus stattgefunden hat. Sobald der Bewertung jedoch eine andere Vermeidungskostenfunktion zugrunde gelegt wird, verliert die Öko-Marge und damit auch das mit ihrer Hilfe ermittelte

---

[34]vgl. Richter (1994), S.173ff.

NSP an Aussagekraft. Dies gilt insbesondere, wenn längere Zeitreihen betrachtet werden sollen.

In diesem Zusammenhang spielen auch Inflation und Strukturwandel eine bedeutende Rolle. Im Zuge von Inflation erhöhen sich die nominellen hypothetischen Vermeidungskosten, ohne daß die Abweichung von der Nachhaltigkeitsnorm zugenommen hätte. Deshalb sollte das ÖSP in inflationsbereinigter Form ausgewiesen werden. Als Folge des Strukturwandels nehmen die Emissionen in einem Sektor ab, während sie in einem anderen zunehmen. Die Gesamtbelastung bleibt gleich, die Vermeidungskosten können jedoch sowohl nach oben als auch nach unten divergieren, weil verschiedene Sektoren unterschiedlichen technischen Voraussetzungen unterliegen. Der monetäre Indikator ändert sich trotz der konstanten ökologischen Verhältnisse. Auch dies ist die Folge der monetären Aggregation einer Vielzahl von Umweltphänomenen, für die sich sinnvollerweise nur disaggregierte Standards angeben lassen. Bei der Ermittlung der Öko-Marge wird jede einzelne Standardüberschreitung zuerst separat betrachtet. Ein positiver Gesamtwert kann demnach gleichermaßen bedeuten, daß nur ein einziges Umweltgut extrem übernutzt wird oder daß eine große Zahl von Umweltgütern nur eine sehr geringe nicht nachhaltige Nutzung erfahren. Die Verletzung der Nachhaltigkeitsnorm kann regional also sehr unterschiedlich verteilt sein, ohne daß dies abgebildet wird. Ähnliche Überlegungen gelten auch im intertemporalen Kontext: Veränderungen der Öko-Marge und damit auch des ÖSP können mit zu- oder abnehmenden regionalen Disparitäten verbunden sein, ohne daß die Indikatoren diesen gerecht werden.

Die Aussagekraft des ÖSP im Vergleich zum herkömmlichen Sozialprodukt wird auch noch in anderer Hinsicht stark eingeschränkt. Aufgrund der Methode seiner Ermittlung ist es denkbar, daß ganze Sektoren völlig aus der Betrachtung herausfallen.[35] Dies ist dann der Fall, wenn bestimmte Emissionen gemäß Nachhaltigkeitskriterium vollständig einzustellen wären, etwa weil aufgrund von Kumulationseffekten das zulässige Immissionsniveau bereits erreicht wurde. Sektoren, deren Produktion nicht ohne derartige Emissionen möglich ist, werden im ÖSP dann überhaupt nicht beachtet, da die Kosten der Vermeidung der Emissionen - d.h. der Einstellung der Produktion - der gesamten Wertschöpfung dieser Sektoren entsprechen. Dies ist konsistent mit der impliziten Definition des ÖSP, nach der nur der potentiell umweltfreundliche Teil der ökonomischen Aktivität abgebildet wird. Die Aussagekraft dieser Größe in Hinsicht auf andere Aspekte des Wirtschaftens ist allerdings äußerst gering.

b) Die normative Überfrachtung des ÖSP

Die durchgängige Bezugnahme auf exogene Nachhaltigkeitsnormen verleiht dem Berichtswerk der VGR einen normativen Gehalt, der über dessen an sich intendierten, rein deskriptiven Charakter hinausgeht. Es lassen sich zwei normative Ebenen erkennen: Zum einen müssen die

---

[35]vgl. Aaheim und Nyborg (1993), S.5f.

zu erhaltenden Bestände an Umweltkapital festgelegt werden und zum anderen sind die Nutzungsgrenzen anzugeben, die mit dem Erhalt dieser Bestände einhergehen. Das Konzept der Nachhaltigkeit in seiner hier vertretenen Form liefert keine Kriterien dafür, welche Umweltkapitalbestände in welcher Höhe erhaltenswert erscheinen. Diese lassen sich nur im Zuge des politischen Entscheidungsprozesses konkretisieren. Auch die Nachhaltigkeitsstandards selbst sind wegen der unvermeidlichen Begrenztheit naturwissenschaftlichen Wissens immer Resultate von nur gesamtgesellschaftlich zu treffenden Entscheidungen unter Risiko und spiegeln die Risikohaltung der Gesellschaft. Im Rahmen einer offiziellen Berichterstattung ist es nicht zu rechtfertigen, von anderen als den politisch legitimierten Institutionen auszugehen. Alle anderen (rein hypothetischen) Rahmenbedingungen bergen nicht akzeptable Elemente der Willkür.[36] Hätten die Normbestände und die Nutzungsstandards eine demokratische Fundierung, so wären diese auch mit Hilfe entsprechender Instrumente durchzusetzen. Nachhaltigkeit im Sinne der Norm wäre dann gewährleistet und die Ermittlung eines ÖSP als Indikator zur Offenlegung des Ausmaßes der Umweltübernutzung würde sich erübrigen.

Sowohl beim Integrations- als auch beim Separationsansatz muß die genaue Vorgabe von Leitzielen für die drei Umweltbereiche Umweltverschmutzung, nicht regenerierbare Ressourcen und regenerierbare Ressourcen möglich sein. Nur dann besteht ein fester Rahmen für die Ermittlung der hypothetischen Vermeidungskosten bzw. für Soll-Ist-Vergleiche bei einzelnen Umweltindikatoren. Der Informationsbedarf ist also außerordentlich hoch. Die Zusammenhänge dürften jedoch so kompliziert und unsicher sein, daß die praktische Politik mit dieser Aufgabe überfordert ist. Außerdem haben die Politiker kein besonderes Interesse an präzisen Zielfestlegungen, binden sie sich doch dadurch selbst und können Kritiker ihnen so leicht Zielverletzungen - die recht wahrscheinlich sind - nachweisen. Deshalb muß man befürchten, daß der normative Anspruch des Nachhaltigkeitsansatzes die praktische Politik überfordert.

Ausgeblendet wurde bisher die Problematik internationaler Umweltressourcen. Jedes Land ist auf den Import von Rohstoffen angewiesen und von globalen Umweltbelastungen berührt. Auch stellt die Nachhaltigkeitsidee auf die Sicherung der Lebenschancen zukünftiger Generationen ab und dieses intergenerationelle Gerechtigkeitspostulat kann sich nur auf die Weltbevölkerung beziehen. Die Erhaltungsforderung verlangt so bei grenzüberschreitenden und globalen Ressourcen und Umweltgütern eine internationale Perspektive. Dabei macht es für ein einzelnes Land keinen Sinn, sich isoliert Nachhaltigkeitsnormen zu setzen, weil es die Weltressourcen nicht kontrollieren kann. Um nationale Umweltindikatoren festzulegen, muß zuvor im Rahmen einer international abgestimmten Umwelt- und Rohstoffpolitik bestimmt worden sein, welche Beiträge die einzelnen Länder leisten sollen. Auf der ersten Stufe müßten

---

[36]vgl. auch Radermacher (1993), S.338.

globale ökologische Ziele (höchstzulässiger Temperaturanstieg etc.) für den Bereich der Umweltverschmutzung, maximale globale Erntemengen für regenerierbare Ressourcen und globale Kompensationsmaßnahmen für den Verbrauch erschöpfbarer Weltressourcen festgelegt werden. Im zweiten Schritt müßte eine Aufteilung dieser Zielgrößen auf die einzelnen Länder erfolgen (Länderquoten für CO_2, für den Erdölverbrauch bzw. für Kompensationen, für den Verbrauch mineralischer Rohstoffvorkommen und für entsprechende Kompensationen, für Fangquoten bei Fischbeständen etc.). Diese Quoten müssen offensichtlich der jeweiligen Bevölkerungsentwicklung Rechnung tragen. Es liegt auf der Hand, daß dieser Zielbildungsprozeß außerordentlich anspruchsvoll und schwierig ist, ja kaum Erfolgschancen haben dürfte. Für wichtige grenzüberschreitende Umweltphänomene wird es deshalb in der nationalen Berichterstattung kaum Leitziele geben. Für einzelne Nutzungen bestehen allerdings internationale Abkommen (FCKW, Fangquoten für Fischbestände in den Meeren). Das Berichtssystem wird zwangsläufig sehr unvollständig sein. Man muß sich über die Einseitigkeit und die möglichen negativen Signalwirkungen im klaren sein. Denn wenn es zutrifft, daß sich die Politiker an der VGR orientieren, dann wird durch den einseitigen Ausweis inländischer Übernutzungen eine Wirtschaftspolitik gefördert, die Umwelt- und Ressourcenprobleme auf Drittländer abwälzt.

4. Nachhaltigkeit im Sinne von periodenbezogener Umweltneutralität

Eine Alternative zum Nachhaltigkeitsansatz (i.e.S.) könnte darin bestehen, nicht von fixen Nachhaltigkeitsnormen auszugehen, sondern den jeweiligen Periodenanfangsbestand als Zielgröße und Bezugspunkt zu wählen. Dies ist das Kriterium der "Umweltneutralität"[37] der laufenden ökonomischen Aktivitäten: Diese sollen die aktuelle Umweltsituation zumindest nicht weiter verschlechtern. Man erspart sich die Festlegung expliziter Umwelt- und Ressourcenziele. Probleme wirft dieses Konzept auf, wenn faktisch keine nachhaltige Umweltpolitik betrieben wird - und nur unter diesen Umständen kann die Ermittlung eines ÖSP letztlich überhaupt nur sinnvoll sein. Der Umweltkapitalbestand verringert sich dann von Periode zu Periode. Unter ökologischen Gesichtspunkten kann eine solche Entwicklung natürlich nicht befriedigen, so daß aus dieser Perspektive ein solches "rollierendes Nachhaltigkeitsverständnis" nicht akzeptabel erscheint. Im weiteren Sinne hat auch dieses Kriterium den Charakter eines Werturteils. Letztlich wird verneint, daß ökologisch relevante Umweltprobleme und -risiken bestehen. Denn anscheinend stellt die fortschreitende Dezimierung des Umweltkapitalbestands kein Problem dar, das unter allen Umständen zu verhindern gewesen wäre. Dieser normative Gehalt ist aber einer anderen Ebene zuzurechnen als das exogene Nachhaltigkeitskriterium, das bestimmte Zielvorstellungen in die VGR hineinträgt. Unter strategisch-politischen Gesichtspunkten und im Rahmen einer reinen Kurzfristbetrachtung gewinnt das Kriterium der Umweltneutralität an Attraktivität. Ausgehend

---

[37]vgl. z.B. Stahmer (1993), S.19 und United Nations (1993), S.106.

von einer Situation der sehr ausgeprägten Umweltübernutzung mag es ein erstes angemessenes Ziel sein, wenigstens eine weitere Dezimierung des Umweltkapitalbestands zu verhindern. Möglicherweise ist die Ermittlung dieser Größe ein strategisch kluger erster Schritt, um die anstehenden Aufgaben nicht allzu groß und damit überhaupt lösbar erscheinen zu lassen. Resignation angesichts der Problemdimension und eine daraus resultierende Überforderung der Politik könnten damit unter Umständen vermieden werden. Wenn Umweltneutralität erreicht ist, wären dann im Rahmen einer Neuformulierung der Ziele "echte" Nachhaltigkeitsnormen anzustreben.

Die hypothetischen Vermeidungskosten können sich in diesem Ansatz also nur auf die aktuelle Übernutzung beziehen; in der Vergangenheit unterlassene Vermeidungsmaßnahmen sind nicht zu berücksichtigen. "Sockeleffekte" und eine "nachholende Bewertung" entfallen damit. Indem jeweils auf den Periodenanfangsbestand rekurriert wird, folgt dieses Verfahren konsequent dem gängigen Verständnis von Abschreibungen in der VGR. Damit verschwindet die erste normative Dimension wieder aus der Sozialproduktsrechnung, weil eine Zielgröße "wünschenswerter Kapitalbestand" nun weder in bezug auf Umweltkapital noch in bezug auf künstliches Kapital definiert ist.[38]

Ansonsten gelten im wesentlichen alle früheren Aussagen zum ÖSP auf Basis exogener Nachhaltigkeitsnormen: Der Informationsbedarf ist hoch, weil bekannt sein muß, welche Umweltnutzung als umweltneutral einzustufen ist. Wegen der Bestandsabhängigkeit der relevanten Stromgrößen müssen auch Informationen über eben diese Bestände vorliegen. Die Bewertung der Umweltübernutzung erfolgt aufgrund der engen Verbindung zur Berücksichtigung des Verschleißes von künstlichem Kapital (Bewertung gemäß Marktpreisen) wie oben mit Hilfe des Marginalkonzepts: Bewertungsrelevant sind die (Netto)Grenzvermeidungskosten bei derjenigen Umweltnutzung, die auf Basis des jeweiligen Periodenanfangsbestands akzeptabel erscheint. Wie oben dürfen auch hier tatsächliche Vermeidungsaufwendungen nicht in den Indikator eingehen, da sie nicht für Konsum und Nettoinvestitionen zur Verfügung stehen. Das Bewertungsverfahren beruht immer noch auf Voraussetzungen, die nicht die gegebenen Institutionen widerspiegeln. Die zweite normative Dimension des Verfahrens bleibt also erhalten. Denn die Ermittlung hypothetischer Vermeidungskosten setzt wie oben voraus, daß die beobachtete Nutzung der Umwelt gemäß den aktuell gültigen Grenzwerten nicht im Einklang mit dem Kriterium der Umweltneutralität steht. Grundlage der Bewertung sind also nicht die aktuellen Grenzwerte, sondern andere mehr oder weniger willkürlich festgelegte Standards. Insofern setzt sich auch dieses Verfahren über den politischen Prozeß hinweg. Es ist zu bezweifeln, daß das ÖSP unter diesen Umständen überhaupt eine offizielle Kennzahl sein kann. Bei Abzug der hypothetischen und (endnachfragewirksamen) tatsächlichen Vermeidungskosten vom NSP ergibt sich wiederum

---

[38]vgl. Richter (1994), S.166.

ein nachhaltiges Einkommen. Dieses reflektiert diejenige Gütermenge, die im hypothetischen Fall der Umweltneutralität der laufenden ökonomischen Aktivitäten frei zur Verfügung steht. Diese Interpretation nimmt das ursprüngliche Einkommensverständnis von Hicks insofern wieder auf, als daß es als ausschließlich periodenbezogenes, rein deskriptives Konzept zumindest auf dieser Ebene keine normativen Implikationen aufweist. Die ökonomische Dimension des Hicksschen Einkommensbegriffs rückt somit wieder ins Zentrum der Betrachtung. Ein expliziter Bezug zum als sinnvoll erkannten mengenorientierten Nachhaltigkeitsverständnis besteht aber nicht mehr. Daran ändert auch die neue "Norm" der Umweltneutralität nichts.

Die anscheinend weitgehende Parallelität des Aussagegehalts zwischen dem ÖSP unter dem Kriterium der Umweltneutralität und dem herkömmlichen NSP betrifft in erster Linie die konzeptionelle Seite. Sobald die faktischen Werte der beiden Kennzahlen auf ihren Aussagegehalt hin überprüft werden, ergeben sich Diskrepanzen. Denn wie oben soll die Bewertung der tatsächlich erfolgten Umweltdegradierung über die Aggregation partialanalytisch ermittelter hypothetischer Wertansätze erfolgen. Für deren Zuverlässigkeit gelten dieselben kritischen Anmerkungen. Da letztlich nur eine umfassende Totalanalyse der Problemdimension gerecht werden kann, ist von Anfang an nicht klar, ob und in welchem Ausmaß der partialanalytisch ermittelte Wert die tatsächlich zu erwartenden Vorgänge wiedergibt. Diese sehr unsichere quantitative Aussagekraft diskreditiert das ÖSP als politikrelevanten Indikator. Die Tragweite dieser Problematik ist unbedingt höher einzuschätzen als die quantitativen Unsicherheiten, die bei der auf speziellen Modellen basierenden Bewertung der Abschreibungen auf künstliches Kapital ebenfalls auftreten. Deren Bewertung erfolgt auf Grundlage von beobachteten und damit systemgenerierten Marktpreisen und eben nicht auf Basis aggregierter Partialanalysen.

5. Fazit und Ausblick

Summa summarum läßt sich festhalten, daß das ÖSP sowohl bei Bezugnahme auf exogene Nachhaltigkeitsnormen als auch unter dem Kriterium der Umweltneutralität zwar eine Maßzahl für ein in bestimmter Weise definiertes nachhaltiges Einkommen ist, aber kein Indikator für Nachhaltigkeit im Sinne der physikalisch-quantitativen Definition sein kann. Beide Versionen des ÖSP werden dem Anspruch an einen Indikator für physikalisch-quantitative Nachhaltigkeit nicht gerecht: Der unmittelbare Zielbezug ist nicht gegeben; der Zielerreichungsgrad und seine Veränderung im Zeitablauf ist aus dem Indikator nicht ersichtlich. Die Diskrepanz zwischen Zielinhalt und Indikatorgegenstand ist zu groß und vor allem nicht eindeutig. Auch internationale Vergleichbarkeit ist kaum gegeben: Aus dem jeweiligen ÖSP wird nicht deutlich, welches Land dem nachhaltigen Pfad am nächsten ist.

Das ÖSP ist also kaum als Zielgröße einer nachhaltigkeitsorientierten Wirtschaftspolitik geeignet. Primärer Grund dafür ist die Monetarisierung der Umweltübernutzung mit Hilfe der

hypothetischen Vermeidungskosten. Die Ausführungen legen es nahe, stattdessen einen quantitativ-physikalischen Ansatz zu wählen und das Potential für aussagekräftige nicht-monetäre Makroindikatoren auszuloten.[39] Die dazu notwendigen Informationen über Bestände und Ströme waren bereits die Voraussetzung für die Etablierung monetärer Indikatoren. Grundsätzlich gilt, daß die Vielschichtigkeit des Umweltproblems seine Erfassung - etwa im Vergleich zu den makroökonomischen Problembereichen Arbeitslosigkeit oder Inflation - stark erschwert. 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. Inwieweit sich dadurch ein Informationsverlust ergibt, wäre zu prüfen.

Ähnlich wie in der Diskussion oben lassen sich zwei grundsätzlich verschiedene Ansatzpunkte unterscheiden. Nach dem langfristig orientierten, stark normativ eingefärbten Nachhaltigkeitsansatz (i.e.S.) erscheint ein sog. "Rates-to-Goals"-Ansatz[40] sinnvoll. Dieser ermittelt die prozentuale Abweichung von den weiterhin exogen gegebenen Nachhaltigkeitsnormen. Änderungen der ökologischen Verhältnisse werden korrekt reflektiert. Ökonomische Phänomene, wie technischer Fortschritt, Inflation und Strukturwandel, werden nur beachtet, soweit sie die ökologische Situation verändern. Die Zielebene in Form der Referenzbestände muß bei diesem Ansatz zwangsläufig offengelegt werden. An einer Diskussion dieser Ziele kommt man dann nicht vorbei. Auf diese Weise wird der normativen Dimension dieses Konzepts angemessen Rechnung getragen.

Als Alternative zu diesem Ansatz und mit ausgeprägtem Bezug auf die kurze Frist läßt sich wiederum das Kriterium der Umweltneutralität heranziehen. Als Bezugspunkte fungieren wie oben die jeweils zum Periodenbeginn gegebenen Bestände an Umweltkapital bzw. die resultierenden bestandsneutralen Stromgrößen. Nur die Übernutzung durch die laufenden Aktivitäten ist zu dokumentieren. Auch hier bietet es sich an, die tatsächliche Nutzung und die umweltneutrale Nutzung miteinander in Relation zu setzen, so daß sich Aggregationsmöglichkeiten eröffnen. Gegenüber dem Integrationsansatz nach dem Kriterium der Umweltneutralität steigt der Aussagegehalt sofort an: Aus der oder den Verhältniszahlen läßt sich unmittelbar ablesen, wie hoch der Zielerreichungsgrad war. Ansonsten gelten dieselben Kritikpunkte wie oben: Das Kriterium der Umweltneutralität mag kurzfristig befriedigend sein, wenn als Nahziel wenigstens eine konstante Umweltsituation angestrebt

---

[39]Es exisiteren eine Reihe von Ansätzen in dieser Richtung. Vgl. z.B. v.Borries (1975), Karl und Klemmer (1990), S.24ff., Friend (1991), Alfsen et al. (1992), Fischer-Kowalski et al. (1993). Vgl. auch die Ausführungen des Rats von Sachverständigen für Umweltfragen (1994), S.21f.

[40]vgl. Opschoor und Reijnders (1991), S.19.

werden soll. Insofern ist zu erwarten, daß ein solcher Indikator bzw. ein solches System von Indikatoren Einfluß auf den politischen Prozeß und damit auch auf die Wirtschafts- und Umweltpolitik nehmen kann. Dies gilt um so mehr, wenn man den erhöhten Aussagegehalt dieser Indikatoren berücksichtigt. Da ein solches Nachhaltigkeitsverständnis aber mittel- bis langfristig kaum angemessen erscheint, sind als Fernziele bestimmte anzustrebende Niveaus an Umweltkapital anzugeben. In diese Richtung sollte denn auch die wissenschaftliche und öffentliche Diskussion kanalisiert werden.

Literaturverzeichnis

Aaheim, A. und K. Nyborg (1993): "Green National Product": Good Intentions, Poor Device?, Discussion Paper No.103, Statistics Norway, Oslo, Norwegen.

Alfsen, K.H., K.A. Brekke, F. Brunvoll, H. Luras, K. Nyborg und H.V. Saebo (1992): Environmental Indicators, Discussion Paper No.71, Statistics Norway, Oslo, Norwegen.

Aronsson, T. und K.-G. Löfgren (1993): The Measurement of Economic Welfare in the Presence of Externalities, Umea Economic Studies No. 299, University of Umea.

Bolleyer, R und W. Radermacher (1993): Aufbau der Umweltökonomischen Gesamtrechnung. Ein Bericht aus der Werkstatt, in: Wirtschaft und Statistik 2/1993, S.138-152.

v.Borries, D.F.W. (1975): Zur Konstruktion von Umweltindizes, in: Allgemeines Statistisches Archiv 59, S.41-64.

Buchholz, W. (1980): Intergenerational Equity, a Savings Investment Rule, and the Efficient Allocation of an Exhaustible Resource, A Note Concerning Papers of Solow and Hartwick, in: Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 195, S.271-274.

Bundesregierung (1992): Bericht der Bundesregierung über die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro, hrsg. vom Bundesumweltministerium, Schriftenreihe Umweltpolitik, Bonn.

Cansier, D. (1993): Umweltökonomie, Stuttgart, Jena.

Cansier, D. (1994): Gefahrenabwehr und Risikovorsorge im Umweltschutz und der Spielraum für ökonomische Instrumente - Beurteilung aus ökonomischer Sicht, erscheint in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht.

Costanza, R. (1991, Hrsg.): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, New York, S.1-20.

Daly, H.E. (1990): Toward some Operational Principles of Sustainable Development, in: Ecological Economics 2, S.1-6.

Dixit, A., P. Hammond und M. Hoel (1980): On Hartwick's Rule for Regular Maximin Paths of Capital Accumulation and Resource Depletion, in: Review of Economic Studies 47, S.551-556.

El Serafy, S. (1989): The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources, in: Ahmad, Y.J., S. El Serafy und E. Lutz (Hrsg.): Environmental Accounting for Sustainable Development, The World Bank, Washington, D.C., S.10-18.

Fischer-Kowalski, M., H. Haberl, H. Payer, A. Steurer und H. Zangerl-Weisz (1993): Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren. Ein nicht-monetäres System zur Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, Schriftenreihe des IÖW 64/93, Berlin.

Friend, A.M. und D.J. Rapport (1991): Evolution of Macro-Information Systems for Sustainable Development, in: Ecological Economics 3, S.59-76.

Hamer, G. und C. Stahmer (1992): Integrierte Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1/92, S.85-117 (Teil I), und 2/92, S.237-256 (Teil II).

Hampicke, U. (1992): Ökologische Ökonomie, Opladen.

Harrison, A., L. Lorents, J. Proops und D. Jorgensen (1993): Synopsis of and Comments on the Draft Handbook and the UNSTAT Framework, in: Lutz, E. (Hrsg.): Toward Improved Accounting for the Environment - An UNSTAT-World Bank Symposium, The World Bank, Washington, D.C., S.66-81.

Hartwick, J.M. (1978): Substitution Among Exhaustible Resources and Intergenerational Equity, in: Review of Economic Studies 45, S.347-354.

Hartwick, J.M. (1990): Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation, in: Journal of Public Economics 43, S.291-304.

Hartwick, J.M. (1993): Notes on Economic Depreciation of Natural Resource Stocks and National Accounting, in: Franz, A. und C. Stahmer (Hrsg.): Approaches to Environmental Accounting, Heidelberg, New York, S.167-198.

Hicks, J.R. (1946): Value and Capital, 2. Auflage, Oxford.

Hueting, R., P. Bosch und B. de Boer (1992): Methodology for the Calculation of Sustainable National Income, Netherlands Central Bureau of Statistics, Statistical Essays M44, Voorburg.

Hung, N.M. (1993): Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation: Stock Effects, in: Journal of Public Economics 51, S.379-389.

Karl, H. und P. Klemmer (1990): Einbeziehung von Umweltindikatoren in die Regionalplanung, Berlin.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1992): Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung, Kom(92) 23, Vol.II, Brüssel.

Leipert, C. (1975): Unzulänglichkeiten des Sozialprodukts in seiner Eigenschaft als Wohlfahrtsmaß, Tübingen.

Leipert, C. (1986): Sozialproduktskritik, Nettowohlfahrtsmessung und umweltbezogene Rechnungslegung. Historische Entwicklung und alternative Forschungslinien, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 3/86, S.281-299.

Leipert, C. (1989): Die heimlichen Kosten des Fortschritts, Frankfurt.

Mäler, K.-G. (1991): National Accounts and Environmental Resources, in: Environmental and Resource Economics 1, S.1-15.

Nyborg, K. (1993). "Eco Domestic Product": The Answer to which Question?, in: Franz, A. und C. Stahmer (Hrsg.): Approaches to Environmental Accounting, Heidelberg, New York, S.337-347.

Opschoor, H. und L. Rejinders (1991): Towards Sustainable Development Indicators, in: Kuik, O. und H. Verbruggen (Hrsg.): In Search of Indicators of Sustainable Development, Dordrecht, Boston, London, S.7-27.

Pearce, D.W. und R.K. Turner (1990): Economics of Natural Resources and the Environment, Baltimore.

Pearce, D.W., E.B. Barbier und A. Markandya (1989): Blueprint for a Green Economy, London.

Peskin, H.M. (1989): A Proposed Environmental Accounting Framework, in: Ahmad, Y.J., S. El Serafy und E. Lutz, E. (Hrsg.): Toward Improved Accounting for the Environment - An UNSTAT-World Bank Symposium, The World Bank, Washington, D.C., S.65-78.

Peskin, H.M. (1991): Alternative Environment and Resource Accounting Approaches, in: Costanza, R. (Hrsg.): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, New York, S.176-193.

Pezzey, J. (1989): Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development, World Bank Environment Department Working Paper No.15, The World Bank, Washington D.C.

Radermacher, W. (1993): Nachhaltiges Einkommen - Gedanken zur Naturbewertung in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung, in: Wirtschaft und Statistik 5/93, S.331-339.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994 (Kurzfassung), hrsg. vom Umweltbundesministerium, Schriftenreihe Umweltpolitik, Bonn.

Rawls, J. (1975): Eine Theorie der Gerechtigkeit, Frankfurt a.M., original (1971): A Theory of Justice, Cambridge, Mass.

Richter, W. (1994): Monetäre Makroindikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung. Eine Diskussion theoretischer und praktischer Aspekte des Ökosozialproduktskonzepts, unveröffentlichte Dissertation, Tübingen.

Sefton, J.A. und M.R. Weale (1992): The Net National Product and Exhaustible Resources: The Effects of Foreign Trade, Department of Applied Economics, Clare College, Cambridge, mimeo.

Solow, R.M. (1974): Intergenerational Equity and Exhaustible Resources, in: Review of Economic Studies (Symposium 1974), S.29-46.

Solow, R.M. (1986): On the Intergenerational Allocation of Natural Resources, in: Scandinavian Journal of Economics 88(1), S.141-149.

Stahmer, C. (1993): Umweltbezogene Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, in: Signale aus der Wissenschaftlichen Hochschule für Unternehmensführung Koblenz 1/93, S.18-24.

Statistisches Bundesamt (1990): Umweltökonomische Gesamtrechnung, Wiesbaden.

Steiger, A. (1979): Sozialprodukt oder Wohlfahrt? Kritik am Sozialproduktskonzept, Diessenhofen.

United Nations (1993): Handbook of National Accounting - Integrated Environmental and Economic Accounting, New York.

Vellinga, N. und C. Withagen (1993): On the Concept of Green National Income, Department of Mathematics and Computing Science, Eindhoven University of Technology, Eindhoven, Niederlande, mimeo.

United Nations (1992): Rio-Deklaration zur Nachhaltigen Entwicklung und Agenda 21, in: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente - Klimakonvention, Konvention über die biologische Vielfalt, Rio-Deklaration, Walderklärung, hrsg. vom Bundesumweltministerium, Schriftenreihe Umweltpolitik, Bonn.

Walser, P. (1975): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Revision und Erweiterung, Göttingen.

WCED (1987): Our Common Future (The Brundtland Report), Oxford; deutsch: Hauff, V. (Hrsg.): Unsere Gemeinsame Zukunft, Greven.

Weitzman, M.L. (1976): On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy, in: Quarterly Journal of Economics 90, S.156-162.