

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

3. Perspektiven der Weiterentwicklung des OECD-Ansatzes

3.1 Anpassung und Weiterentwicklung der Indikatorenvorschläge

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

3.1.1 Bereich Treibhauseffekt und Ozonzerstörung

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

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

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

zu prüfen, ob auch die in jüngster Zeit als Treibhausgas in die Diskussion gekommenen Perfluormethan und Perfluoräthan nicht ebenfalls einbezogen werden müßten (vgl. Graßl 1995).

3.1.2 Bereich Eutrophierung

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

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

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

3.1.3 Bereich Versauerung

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

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

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

3.1.4 Bereich Toxische Kontamination

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

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

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

3.1.5 Bereich Biologische Vielfalt und Landschaftsschutz

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

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

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

3.1.6 Bereich Abfall

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

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

3.1.7 Bereich Wasserressourcen

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

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

3.1.8. Bereich Wald

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

3.1.9 Bereich Boden

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

3.1.10 Bereich Strahlenbelastung

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

3.2 Herstellung des Zielbezugs

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

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

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

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

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

3.3 Aggregation der Indikatoren

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

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

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

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

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

4. **Schlußfolgerungen**

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

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

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

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

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

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

Literatur:

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

- Jackson, T.; Marks, N. 1994: Measuring Sustainable Economic Welfare - A Pilot Index: 1950 - 1990, Stockholm Environmental Institute, Stockholm 1994
- NEF/WWF 1994a: Indicators for Sustainable Development - Strategies for the use of indicators in the national reports to the Commission on Sustainable Development and in the EC Structural Funds Process, London, Mai 1994
- NEF/WWF 1994b: Indicators for Action, London, Mai 1994
- OECD 1994: Environmental Indicators - OECD Core Set. Paris 1994
- Öko-Institut 1995: Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz. Nationale und internationale stoffbezogene Zielvorgaben, Freiburg, Oktober 1995
- Raths, U. et al. 1995: Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen. In: Natur und Landschaft 1995, Heft 5, S. 203-214
- Rennings, K. 1994: Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart 1994
- Schön, M.; Walz, R.: Anthropogenic Emissions of Methane and Nitrous Oxide in the Federal Republic of Germany, in: Environmental Monitoring and Assessment 31.1994, S. 107-113.
- SCOPE 1995: „Environmental Indicators - A Systematic Approach to Measuring and Reporting on the Environment in the Context of Sustainable Development“, discussion paper vorgelegt beim Ghent-Workshop 9.-11.1.95
- SRU 1994: Umweltgutachten 1994 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Stuttgart, 1994
- Strößenreuther, H. 1996: Zielsuche. In: Politische Ökologie Nr. 44, Januar/Februar 1996, S. 16/17
- UBA 1994 (Umweltbundesamt (Hrsg.)): Daten zur Umwelt 1992/1993, Berlin 1994
- Walz, R. 1994: Synopse aktueller Konzepte von nationalen Umweltindikatoren. 1. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundesamtes, Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.
- Walz, R. 1995: Aggregation of Environmental Indicator Systems: What lessons can be learned from the valuation step within Life-Cycle Assessment? SCOPE Scientific Workshop On Indicators of Sustainable Development in Wuppertal, 15.-17.11. 1995, FhG-ISI Arbeitspapiere, Karlsruhe
- Walz, R. et al. 1995: Synopse ausgewählter Indikatorenansätze für sustainable development. Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung“ des Umweltbundesamtes. FhG-ISI, Karlsruhe, Mai 1995
- Worldbank 1995: Bericht „Monitoring Environmental Progress“, neueste vollständige Draft-Fassung vom 20.3., Washington D.C.