

Die Messung nachhaltiger Entwicklung mithilfe numerischer Gleichgewichtsmodelle*

Von Christoph Böhringer** und Andreas Löschel***

Zusammenfassung: Wir beschreiben die Einsatzmöglichkeiten von numerischen Gleichgewichtsmodellen als Instrument zur Messung der Auswirkungen von Politikmaßnahmen auf die drei Dimensionen nachhaltiger Entwicklung: Ökologie, Ökonomie und soziale Gerechtigkeit. Diese Dimensionen sind eng miteinander verbunden und unterliegen häufig Zielkonflikten. Mithilfe numerischer Gleichgewichtsmodelle können wichtige Indikatoren nachhaltiger Entwicklung in einem konsistenten Rahmen betrachtet und mögliche Zielkonflikte systematisch quantifiziert werden.

Summary: This paper advocates computable general equilibrium models as a methodological tool that is suitable for measuring the impacts of policy interference on the three dimensions of *sustainable development*, i.e. environmental quality, economic performance and equity. These dimensions are inherently intertwined and subject to trade-offs. Computable general equilibrium models can incorporate various important *sustainable development* indicators in a single consistent framework and allow for a systematic quantitative trade-off analysis.

1 Einleitung

1987 definierte die World Commission on Environment and Development (WCED oder Brundtland-Kommission) nachhaltige Entwicklung als „Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (WCED 1987). Im Juni 1992 forderte der Weltgipfel in Rio, „das Recht auf Entwicklung so zu erfüllen, dass den Entwicklungs- und Umweltbedürfnissen heutiger und zukünftiger Generationen in gerechter Weise entsprochen wird“ (UNCED 1992a, Principle 3). Nachhaltige Entwicklung ist inzwischen zu einem zentralen Schlagwort in der politischen Diskussion geworden. Nahezu alle Regierungen und internationale Unternehmen haben sich dem grundsätzlichen Konzept der nachhaltigen Entwicklung verpflichtet.

Die Omnipräsenz des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung als Bewertungsgrundlage menschlichen Handelns spiegelt sich auch in der zunehmenden Bedeutung der Nachhaltig-

* Wir danken der Europäischen Kommission (DG Research) für finanzielle Unterstützung im Rahmen der Projekte „Methodologies for Integrating Impact Assessment in the Field of Sustainable Development“ (Minima-Sud), „Transition to Sustainable Economic Structures“ (TranSust) und „Indicators and Quantitative Tools for Improving the Process of Sustainability Impact Assessment“ (I.Q. TOOLS). Für Kommentare und Anregungen danken wir Jörg Breitschdel, Marion Hitzeroth und Henrike Koschel. Der Beitrag liegt in der alleinigen Verantwortung der Autoren.

** Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Mannheim, und Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Fakultät für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, E-Mail: boehringer@zew.de

*** Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Mannheim, E-Mail: loeschel@zew.de

keitsfolgenabschätzung (*Sustainability Impact Assessment – SIA*) wirtschaftspolitischer Eingriffe wider. Die Abschätzung der Auswirkungen von Politikmaßnahmen auf nachhaltige Entwicklung beschränkte sich anfänglich auf handelspolitische Reformen (vgl. z. B. die Nachhaltigkeitsanalyse der WTO-Millenniumsrunde von Kirkpatrick und Lee 1999). Mittlerweile findet die Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung auch in anderen Politikbereichen Anwendung. Die Europäische Union (EU), die eine Vorreiterrolle übernommen hat, verlangt inzwischen, dass „eine sorgfältige Beurteilung aller Auswirkungen, die ein Politikvorschlag haben kann, ... eine Einschätzung der wirtschaftlichen, umweltpolitischen und sozialen Konsequenzen innerhalb und außerhalb der EU beinhalten muss“ (EC 2001). Zur Begründung wird angeführt, dass ein solches Vorgehen die Kohärenz von Politikinitiativen in Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit verbessern kann, indem verschiedene Wechselwirkungen berücksichtigt werden.

Nachhaltige Entwicklung als Zusammenspiel von Ökologie, Ökonomie und sozialer Gerechtigkeit ist allerdings schwer fassbar und offen für vielfältige Interpretationen, nicht zuletzt wegen ihrer normativen Gerechtigkeitskomponente (Young 1994). Zudem ist der Anspruch des Konzepts nachhaltiger Entwicklung so allumfassend, dass er kaum operationalisiert werden kann.

Im Spannungsfeld zwischen Notwendigkeit und Umsetzbarkeit von Konzepten nachhaltiger Entwicklung hat sich die Wissenschaft in einem ersten Schritt auf die Identifizierung geeigneter Indikatoren nachhaltiger Entwicklung konzentriert. So wurden qualitative Instrumente (etwa elektronische Checklisten wie IA^{STAR}, vgl. www.iaplus.jrc.es) entwickelt, die als Orientierungshilfe für politische Entscheidungsträger dienen sollen. Allerdings können qualitative Ansätze die u. U. gegensätzlichen Auswirkungen von Politikeingriffen auf wichtige Nachhaltigkeitsindikatoren kaum gegeneinander abwägen. Für die praktische Anwendbarkeit stellt dies einen erheblichen Nachteil dar, weil die drei Dimensionen nachhaltigen Wirtschaftens Ökologie, Ökonomie und soziale Gerechtigkeit eng miteinander verflochten sind und häufig Zielkonflikten unterliegen. Die Verbesserung in einer Zieldimension bedeutet oftmals die Verschlechterung in einer anderen Zieldimension. Vor diesem Hintergrund zielen wirtschaftswissenschaftliche Forschungsaktivitäten zur Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung verstärkt auf die Entwicklung quantitativer Instrumente ab, mit denen sich Zielkonflikte messen lassen. So war in den letzten zehn Jahren die Schätzung externer Kosten – insbesondere für den Bereich von Energieumwandlungen und Transportaktivitäten (vgl. z. B. EC 1999, Friedrich und Bickel 2001) – ein wichtiger Beitrag der (Umwelt-)Ökonomie, um die sozialen Kosten wirtschaftlicher Aktivitäten zu bestimmen. Mittels externer Kosten können zwei Dimensionen nachhaltiger Entwicklung, nämlich Wirtschaftsleistung und Umweltqualität, zusammengeführt werden. Schließlich ist die Abschätzung der Verteilungswirkungen politischer Eingriffe – im Zielkonflikt zwischen Effizienz- und Gerechtigkeitserwägungen – eine Grundvoraussetzung für jede rationale politische Debatte.

Die Quantifizierung von Zielkonflikten erfordert den Einsatz numerischer Modelle, um das Zusammenspiel der Determinanten nachhaltiger Entwicklung systematisch zu erfassen. Im Vergleich zu stilisierten analytischen Modellen ermöglichen numerische Ansätze die Analyse komplexer Systemzusammenhänge. Zwar erfolgt die Abwägung zwischen konfliktären Zielen letztendlich auf Basis gesellschaftspolitischer Wertvorstellungen, eine modellgestützte quantitative Analyse kann dafür aber wichtige Entscheidungsgrundlagen liefern.

Eine wesentliche Herausforderung für die Entwicklung quantitativer Instrumente zur Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung ist die möglichst umfassende Integration von potentiell wichtigen Auswirkungen wirtschaftspolitischer Eingriffe: Die Instrumente sollen „the chain of significant cause-effect links from the ... [policy] measures ... through to any sustainability impact“ erfassen und „comparable indicators of the magnitude and dimensions of each sustainability impact“ liefern (EC 2003a), um die Formulierung und Umsetzung von politischen Maßnahmen zu unterstützen. Offensichtlich bedarf die quantitative Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung nicht nur einer problemadäquaten Vereinfachung komplexer realer Wirkungszusammenhänge. Grundlegende Voraussetzung ist zunächst, dass Politikvorschläge in konkrete Politikmaßnahmen übersetzt werden können, die als Input für die numerische Analyse dienen.

Es gibt zahlreiche quantitative Modelle, die die Ursachenkette zwischen einer vorgeschlagenen Politikmaßnahme und deren potentiellen ökonomischen, ökologischen und sozialen Wirkungen darzustellen versuchen (vgl. zu selektiven Übersichtsartikeln Tamborra 2002, CEPII 2003). Die Modelle unterscheiden sich im Wesentlichen durch ihre Gewichtung bezüglich (a) sektoraler Details versus gesamtwirtschaftlicher Perspektive, (b) der ökonometrischen Fundierung funktionaler Zusammenhänge sowie (c) des Umfangs und der Auswahl von spezifischen Hypothesen über Marktstrukturen bzw. des Verhaltenskalküls individueller Wirtschaftssubjekte. Bezüglich des ersten Kriteriums gibt es eine weit verbreitete Unterscheidung zwischen sektorspezifischen *Bottom-up*-Modellen und makroökonomischen bzw. gesamtwirtschaftlichen *Top-down*-Modellen. Hinsichtlich des zweiten Kriteriums handelt es sich um ökonometrisch geschätzte Modelle, wenn funktionale Modellzusammenhänge mit ökonometrischen Verfahren, z. B. auf Basis von Zeitreihen-Daten, geschätzt werden. Modelle werden als „kalibriert“ bezeichnet, wenn die freien Parameter funktionaler Formen so bestimmt werden, dass sie konsistent zu *einer* empirischen Beobachtung sind („Einpunktschätzung“). Gemäß Kriterium (c) können Modelle mit mikro-/makroökonomischer Fundierung und Modelle ohne komplexere ökonomische Fundierung (bloße Rechenraster) unterschieden werden.

Obwohl solch eine Klassifizierung von Modellen nützlich sein kann, hat sie enge Grenzen. So ist die häufig betonte Dichotomie zwischen gesamtwirtschaftlichen *Top-down*-Modellen und sektoralen *Bottom-up*-Modellen im Wesentlichen nicht durch die unterschiedliche wirtschaftstheoretische Fundierung begründet, sondern eher eine Frage des Aggregationsgrades und der Wahl von *Ceteris-paribus*-Annahmen. Tatsächlich gibt es verschiedene Modellentwicklungen, welche *Bottom-up*- und *Top-down*-Ansätze in einem einheitlichen Modellrahmen kombiniert haben (vgl. Böhringer 1998). Des Weiteren gibt es bei *Top-down*-Modellen oft eine wenig hilfreiche Segmentierung in nachfrageorientierte keynesiansche Modelle und berechenbare allgemeine (numerische) Gleichgewichtsmodelle (*Computable General Equilibrium [CGE] models*). Ein verbreitetes Argument oder auch Vorurteil gegen den Informationsgehalt von CGE-Modellen ist dabei, dass diese Modelle kalibriert werden (und damit eine mangelnde empirische Fundierung aufweisen würden) und weder Ungleichgewichte (z. B. Arbeitslosigkeit oder Nichtauslastung von Produktionskapazitäten) noch Anpassungsprozesse abgebildet werden könnten. Ökonometrisch fundierten keynesianischen Modellen wiederum wird oft die fehlende Mikrofundierung vorgehalten. Diese Behauptungen lassen jedoch substantielle Entwicklungen der zurückliegenden Jahre außer Acht, die die Kritikpunkte weitgehend entkräften.

Grundsätzlich gibt es kein spezielles Modell, das sämtlichen Anforderungen für eine umfangreiche Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung genügen könnte. Vielmehr bedarf es einer Vielzahl von Modellen (oder Methoden), deren Kombination von den zu bewertenden politischen Maßnahmen und der Verfügbarkeit einschlägiger Daten abhängt. Hinsichtlich der Entwicklung eines flexiblen Analyserahmens für Nachhaltigkeitsabschätzungen argumentieren wir in diesem Beitrag für die Verwendung eines numerischen Gleichgewichtsansatzes. Wir sind der Auffassung, dass CGE-Modelle wichtige Schlüsselindikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in einem mikrokonsistenten Rahmen zusammenführen können und eine systematische quantitative Analyse der Zielkonflikte zwischen Ökologie, Ökonomie und sozialer Gerechtigkeit ermöglichen. Des Weiteren ist der gesamtwirtschaftliche CGE-Ansatz offen für Verknüpfungen mit detaillierten sektorspezifischen Wirtschaftsmodellen und die Integration wichtiger Wirkungszusammenhänge aus anderen Disziplinen. Diese Flexibilität im Rahmen einer mikroökonomischen Fundierung macht numerische Gleichgewichtsmodelle aus unserer Sicht zu einem wichtigen Instrument für die Messung nachhaltiger Entwicklung (vgl. Böhringer 2004).

Der weitere Aufbau unseres Beitrags ist wie folgt: Im Abschnitt 2 geht es um die Definition von Nachhaltigkeitsindikatoren als Voraussetzung für eine Abschätzung der Auswirkungen wirtschaftspolitischer Eingriffe auf die nachhaltige Entwicklung. Wir beschränken uns auf zwei politikrelevante Indikatorlisten (UN 2001, EC 2003b) und unterscheiden dabei zwischen (a) Indikatoren, die von einem einfachen CGE-Grundmodell erfasst werden, (b) Indikatoren, die mehr oder weniger einfach durch entsprechende Erweiterung des Modells abgedeckt werden können, und (c) Indikatoren, die nur schwierig durch eine quantitative CGE-Analyse zu erfassen sind. Abschnitt 3 enthält eine nichttechnische Einführung in ein multisektorales, multiregionales CGE-Grundmodell, das als ein Ausgangsmodell für die quantitative Nachhaltigkeitsanalyse betrachtet werden kann. In Abschnitt 4 veranschaulichen wir einige ausgewählte Erweiterungen des Grundmodells, die eine problemspezifische Bewertung einschlägiger Politikinitiativen ermöglichen. In Abschnitt 5 stellen wir mögliche Modellverknüpfungen vor. In Abschnitt 6 werden Schlussfolgerungen gezogen.

Unsere Ausführungen sollten vor dem Hintergrund zweier wichtiger Einschränkungen gelesen werden. Zum einen sprechen wir – neben dem CGE-Ansatz – keine konkurrierenden oder komplementären quantitativen Modellierungsstrategien an, d. h. im Beitrag wird kein Vergleich von Stärken und Schwächen alternativer Modelle geleistet. Zum anderen beschränken wir uns ausschließlich auf quantitative (CGE-basierte) Instrumente der Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung, ohne deren Bedeutung für die politische Entscheidungsfindung überschätzen zu wollen. Gesellschaftspolitische Entscheidungen sind das Ergebnis eines breiteren partizipatorischen Prozesses, in dem Interessenvertreter eine Vielfalt von subjektiven Werten, Sichtweisen und Bewertungen einbringen (Tamborra 2002). Die quantitative Analyse – falls überhaupt sinnvoll durchführbar – kann bestenfalls bestimmte Argumente in der politischen Diskussion stärken oder schwächen und den Prozess der Entscheidungsfindung auf eine verbesserte Informationsgrundlage stellen.

2 Indikatoren nachhaltiger Entwicklung

Um den Fortschritt in Richtung nachhaltiger Entwicklung beobachten zu können, müssen zunächst messbare Indikatoren für wirtschaftliche, umweltspezifische und soziale (inklusive institutioneller) Bedingungen identifiziert werden. Die zentrale Rolle von Nachhaltigkeits-

indikatoren wurde 1992 auf der United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) in Rio de Janeiro deutlich gemacht. Dort wurden die nationalen Regierungen, internationale Regierungs- wie auch Nichtregierungsorganisationen dazu aufgefordert, „to develop and identify indicators of sustainable development in order to improve the information basis for decision-making at all levels“ (UNCED 1992b, Agenda 21: Chapter 40).

Seitdem wurde viel Arbeit auf die Entwicklung und Identifizierung von Indikatoren nachhaltiger Entwicklung verwendet. So listet das Compendium of Sustainable Development Indicator Initiatives mehr als 500 Initiativen zur Erstellung von Indikatorenlisten auf (Parris und Kates 2003). Wir beschränken uns hier auf zwei politikrelevante Listen für Nachhaltigkeitsindikatoren, die von der United Nations Commission on Sustainable Development (CSD: Abschnitt 2.1) und der Europäischen Kommission (EC: Abschnitt 2.2) für den Einsatz auf nationaler Ebene entwickelt wurden. Dabei werden wir eine subjektive und eher vorläufige Auswahl derjenigen Indikatoren treffen, die unserer Meinung nach im CGE-Analyserahmen erfassbar sind (vgl. Tabellen 1 und 2).

2.1 United Nations Commission on Sustainable Development (CSD)

Die United Nations Commission on Sustainable Development (CSD) wurde im Jahre 1992 gegründet, um eine wirksame Nachfolge-Plattform der UNCED zu gewährleisten. Sie hat ihre Arbeit bisher hauptsächlich auf die Entwicklung und Überprüfung von Indikatoren konzentriert, die direkt in der Planung, Umsetzung und Evaluierung von Politiken auf nationaler Ebene anwendbar sein sollen.

Das ursprüngliche Arbeitsprogramm *Indicators of Sustainable Development* führte zu einer Liste von 134 Indikatoren, die soziale, ökologische, wirtschaftliche und institutionelle Aspekte nachhaltiger Entwicklung abdecken. Nach einem freiwilligen nationalen Testlauf (in 22 Ländern) und der Rücksprache mit Expertengruppen wurde eine verkürzte und überarbeitete Anzahl von 58 „Kern-Indikatoren“ zur Fortschrittskontrolle nachhaltiger Entwicklung veröffentlicht. Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, sind diese Kern-Indikatoren in 15 Hauptthemen und 38 Unterthemen eingeteilt (UN 2001).

2.2 European Commission (EC)

Erste Anstrengungen der Europäischen Gemeinschaft, ökologische Zielsetzungen in verschiedene Politikbereiche zu integrieren, reichen bis in die frühen 70er Jahre zurück und sind beispielsweise im ersten Environmental Action Plan (EAP 1973) dokumentiert. Der 1997 unterzeichnete Vertrag von Amsterdam schreibt die Integration von Umweltpolitik als eines der zentralen Elemente von EU-Politiken im Artikel 6 fest: „Die Erfordernisse des Umweltschutzes müssen bei der Festlegung und Durchführung der ... Gemeinschaftspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden.“ Des Weiteren wurde ein großes Gewicht auf Artikel 2 des Vertrags gelegt, der nachhaltige Entwicklung als fundamentales Ziel für die EU definiert.

Auf dem EU-Gipfel in Göteborg im Jahre 2001 wurde die Definition einer EU-weiten Nachhaltigkeitsstrategie (*European Union Strategy for Sustainable Development*; EC 2001)

Tabelle 1

Indikatorensystem der Commission on Sustainable Development

| Theme | Subtheme | Indicator | Core | Extended |
|-------------------------------------|---------------------------------|---|-------------|-------------|
| Economic | | | | |
| Economic Structure | Economic Performance | 1. GDP per Capita 2. Investment Share in GDP | X | X |
| | Trade | 3. Balance of Trade in Goods and Services | X | |
| | Financial Status | 4. Debt to GNP Ratio 5. Total ODA Given or Received as Percentage of GNP | | X X |
| Consumption and Production Patterns | Material Consumption Energy Use | 6. Intensity of Material Use 7. Annual Energy Consumption per Capita 8. Share of Consumption of Renewable Energy Resources 9. Intensity of Energy Use | X X X | X |
| | Waste Generation and Management | 10. Generation of Industrial and Municipal Solid Waste 11. Generation of Hazardous Waste 12. Management of Radioactive Waste 13. Waste Recycling and Reuse | | X X X |
| | Transportation | 14. Distance Traveled per Capita by Mode of Transport | | X |
| | Environmental | | | |
| Atmosphere | Climate Change | 15. Emissions of Greenhouse Gases | X | |
| | Ozone Layer Depletion | 16. Consumption of Ozone Depleting Substances | | X |
| | Air Quality | 17. Ambient Concentration of Air Pollutants in Urban Areas | | X |
| Land | Agriculture | 18. Arable and Permanent Crop Land Area 19. Use of Fertilizers 20. Use of Agricultural Pesticides | | X X X |
| | Forests | 21. Forest Area as a Percent of Land Area 22. Wood Harvesting Intensity | | X X |
| | Desertification | 23. Land Affected by Desertification | | X |
| | Urbanization | 24. Area of Urban Formal and Informal Settlements | | |
| Oceans, Seas and Coasts | Coastal Zone | 25. Algae Concentration in Coastal Waters 26. Percent of Total Population Living in Coastal Areas | | |
| | Fisheries | 27. Annual Catch by Major Species | | |
| Fresh Water | Water Quantity | 28. Annual Withdrawal of Ground and Surface Water as Percentage of Total Availability | | X |
| | Water Quality | 29. BOD in Water Bodies 30. Concentration of Faecal Coliform in Freshwater | | X |
| Biodiversity | Ecosystem | 31. Area of Selected Key Ecosystems 32. Protected Area as Percentage of Total Area | | |
| | Species | 33. Abundance of Selected Key Species | | |
| Social | | | | |
| Equity | Poverty | 34. Percent of Population Living below Poverty Line 35. Gini Index of Income Inequality 36. Unemployment Rate | | X X X |
| | Gender Equality | 37. Ratio of Average Female Wage to Male Wage | | X |
| Health | Nutritional Status | 38. Nutritional Status of Children | | |
| | Mortality | 39. Mortality Rate Under 5 Years Old 40. Life Expectancy at Birth | | |
| | Sanitation | 41. Percent of Population with Adequate Sewage Disposal Facilities | | |
| | Drinking Water | 42. Population with Access to Safe Drinking Water | | |

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Indikatorensystem der Commission on Sustainable Development

| Theme | Subtheme | Indicator | Core | Extended |
|-------------------------|--------------------------------|---|------|----------|
| | Healthcare Delivery | 43. Percentage of Population with Access to Primary Health Care Facilities 44. Immunization Against Infectious Childhood Diseases 45. Contraceptive Prevalence Rate | | |
| Education | Education Level | 46. Children Reaching Grade 5 of Primary Education 47. Adult Secondary Education Achievement Level | | |
| | Literacy | 48. Adult Literacy Rate | | |
| Housing | Living Conditions | 49. Floor Area per Person | | |
| Security | Crime | 50. Number of Recorded Crimes per 100,000 | | |
| Population | Population Change | 51. Population Growth Rate 52. Population of Urban Formal and Informal Settlements | | |
| Institutional | | | | |
| Institutional Framework | Strategic Implementation of SD | 53. National Sustainable Development Strategy | | |
| | International Cooperation | 54. Implementation of Ratified Global Agreements | | |
| Institutional Capacity | Information Access | 55. Number of Internet Subscribers per 1,000 Inhabitants | | |
| | Communal Infrastructure | 56. Main Telephone Lines per 1,000 Inhabitants | | |
| | Science & Techniques | 57. Expenditure on Research and Development as Percentage of GDP | | X |
| | Disaster Prep. & Resp. | 58. Economic and Human Loss Due to Natural Disasters | | |

X Berücksichtigung des Indikators im CGE-Grundmodell (Core) bzw. in Erweiterungen (Extended).

Quelle: UN (2001).

Tabelle 2

EU-Strukturindikatoren

| EC | Indicator | CSD correspondence | Core | Extended |
|-------|--|--------------------|------|----------|
| I. | GDP per capita | (1) | X | |
| II. | Labor productivity | | X | |
| III. | Employment rate | (36) | | X |
| IV. | Employment rate of older workers | | | X |
| V. | Spending on human resources (public expenditures on education) | (46–47) | | |
| VI. | Research and Development expenditure | (57) | | X |
| VII. | Information Technology expenditure | (55–56) | | X |
| VIII. | Financial market integration (conv. of bank lending rates) | | | X |
| IX. | At-risk-of-poverty rate | (34) | | X |
| X. | Long-term unemployment | | | X |
| XI. | Dispersion of regional employment rates | | | X |
| XII. | Greenhouse gases emissions | (15) | X | |
| XIII. | Energy intensity of the economy | (7–9) | X | |
| XIV. | Volume of transport | (14) | | X |

X Berücksichtigung des Indikators im CGE-Grundmodell (Core) bzw. in Erweiterungen (Extended).

Quelle: EC (2003b).

erarbeitet, die die Verpflichtung zur Verbesserung ökologischer Kennzahlen (Helsinki European Council 1999) mit der Zielsetzung verband, die Europäische Union solle „zum wettbewerbsfähigsten und dynamischsten wissensbasierten Wirtschaftsraum der Welt werden, einem Wirtschaftsraum, der fähig ist, ein dauerhaftes Wirtschaftswachstum mit mehr und besseren Arbeitsplätzen und einen größeren sozialen Zusammenhalt zu erreichen“ (Lissabon European Council 1999). Es wurde eine jährliche Bestandsaufnahme der Fortschritte in Richtung nachhaltiger Entwicklung – fällig zu den EU-Ratstagen im Frühjahr – vereinbart. Der erste Fortschrittsbericht wurde für den Gipfel in Barcelona 2002 vorbereitet und enthielt 76 strukturelle Indikatoren. Der nachfolgende Bericht im Jahre 2003 umfasste 107 Indikatoren. Da es die große Anzahl von Indikatoren erschwerte, ein klares Bild vom Fortschritt in Richtung nachhaltiger Entwicklung zu zeichnen (EC 2003b), wird der im Frühjahr 2004 anstehende Bericht nur noch 14 strukturelle Indikatoren enthalten, die in einem ausgewogenen Verhältnis die Bedeutung von Beschäftigung, Innovation und Forschung, wirtschaftlichen Reformen, sozialem Zusammenhalt und Umwelt widerspiegeln sollen (vgl. Tabelle 2).

3 Ein CGE-Rahmen für die Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung

Numerische Gleichgewichtsmodelle nehmen in der quantitativen Politikbewertung eine zentrale Rolle ein und werden mittlerweile von zahlreichen nationalen Forschungsinstituten und internationalen Organisationen – z. B. von der Weltbank, dem Internationalen Währungsfond, der OECD oder der Europäischen Kommission – verwendet. Diese Modelle erlauben es, die sektoralen und gesamtwirtschaftlichen Effekte für eine Vielzahl von wirtschaftspolitisch interessanten Fragestellungen zu simulieren und auf der Grundlage mikroökonomischer Theorie zu interpretieren (Böhringer und Wiegard 2003). Eine totalanalytische Sichtweise gewährleistet, dass potentiell wichtige Wechselwirkungen (so genannte *Spillover*- oder *Feedback*-Effekte) zwischen Märkten berücksichtigt und Inkonsistenzen bei der ökonomischen Wirkungsanalyse vermieden werden. Einkommenskreisläufe werden geschlossen, so dass potentielle Zielkonflikte zwischen effizienter Allokation und sozialer Verteilungsgerechtigkeit in einem konsistenten Rahmen identifiziert werden können. Die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen wirtschaftspolitischer Eingriffe lassen sich als Folge plausibler angebots- und nachfrageseitiger Reaktionen auf allen Märkten erklären. Neben der Analyse gesamtwirtschaftlicher Größen – wie Bruttosozialprodukt, Beschäftigung (Arbeitslosigkeit) – und aggregierter Wohlfahrts- oder Effizienzmaße erlaubt die detaillierte Beschreibung der Produktionsseite die Untersuchung sektoraler Effekte. Damit können die von wirtschaftspolitischen Eingriffen ausgelösten Veränderungen der Produktionsstrukturen industriespezifisch (intra-sektoral) sowie branchenübergreifend (inter-sektoral) analysiert werden. Ferner ist bei entsprechender Aufschlüsselung des Haushaltssektors eine Verteilungs-(Inzidenz-)Analyse möglich. Die gesamtwirtschaftliche Untersuchung wirtschaftspolitischer Eingriffe mithilfe eines einzigen geschlossenen Modells hat entscheidende Konsistenzvorteile gegenüber dem sukzessiven oder kombinierten Einsatz von Partialmodellen. Für nahezu alle wirtschaftspolitisch relevanten Bereiche (u. a. Arbeitsmarkt-, Fiskal-, Handels- und Umweltpolitik) gibt es mittlerweile Übersichtsartikel zu einschlägigen Anwendungen von numerischen Gleichgewichtsanalysen in der empirischen Forschung und der angewandten Politikberatung (vgl. z. B. Bhattacharyya 1996, Bergman 1990, Borges 1986, Conrad 1999/2001, Klepper et al. 1994, Shoven und Whalley 1992, Fehr und Wiegard 1996).

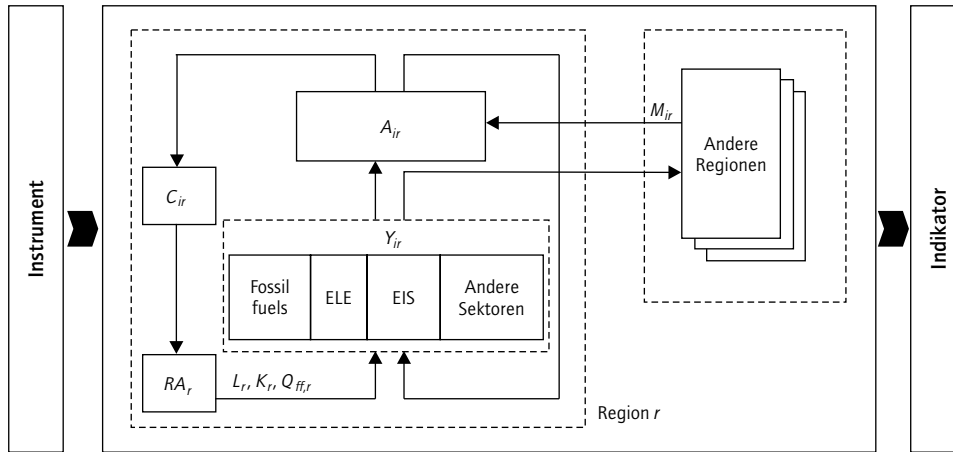
In Abschnitt 3.1 skizzieren wir die Struktur unseres multisektoralen, multiregionalen Grundmodells zur quantitativen Nachhaltigkeitsanalyse. Angesichts der zunehmenden Vernetzung nationaler Volkswirtschaften über internationale Handelsströme ist – aus unserer Sicht – ein Mehrländermodell für eine problemgerechte Abschätzung der Auswirkungen substantieller Politikeingriffe auf die genannten Nachhaltigkeitsdimensionen unverzichtbar. So rufen Politikreformen in offenen Volkswirtschaften nicht nur Anpassungsreaktionen der heimischen Produktions- und Konsumstrukturen hervor, sondern wirken über veränderte Exporte und Importe auch auf die internationalen Preise. Die Veränderung internationaler Preisverhältnisse, der so genannten *Terms of Trade*, impliziert dabei indirekte Wohlfahrtsgewinne oder -verluste, die den direkten Effekt der heimischen Politikmaßnahme – Anpassungseffekte bei unveränderten Weltmarktpreisen – sogar dominieren können (Böhringer und Rutherford 2002). Dementsprechend sind auch Länder, die keine politischen Reformen durchführen, von internationalen Spillover-Effekten betroffen. Zusätzlich zu der konsistenten Darstellung von Handelsverbindungen erfasst die detaillierte Abbildung der Energieflüsse einen wichtigen Aspekt der umweltspezifischen Nachhaltigkeitsdimension: die Luftqualität sowie die Treibhausgasproblematik. So verursacht die Verbrennung fossiler Brennstoffe beträchtliche regionale und grenzüberschreitende Verschmutzung durch die Emission/Immission von SO_x und NO_x und ist wegen des Ausstoßes von CO_2 eine Hauptursache der globalen Erderwärmung. Der umfassende Rahmen eines multisektoralen, multiregionalen CGE-Modellansatzes ist der Grund, warum solche Modelle bei der Analyse und Bewertung von Handelspolitiken (vgl. z. B. Lee und Kirckpatrick 2001, Francois und Reinert 1997) und Klimapolitiken (vgl. z. B. Böhringer und Lössel 2002) eine herausragende Rolle spielen. In Abschnitt 3.2 werden wir die Modell-Parametrisierung ansprechen und wichtige Schritte der angewandten CGE-Analyse skizzieren, die zur Nachhaltigkeitsbewertung politischer Reformen notwendig sind.

3.1 Das CGE-Grundmodell

Beim Grundmodell handelt es sich um ein statisches multisektorales, multiregionales Gleichgewichtsmodell des Welthandels, in dem mikroökonomisch fundierte Anpassungsreaktionen der verschiedenen Akteure an veränderte wirtschaftliche oder wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen simuliert werden. Firmen bestimmen bei gegebenen Produktionstechnologien kostenminimierend den Einsatz intermediärer Inputs und Produktionsfaktoren. In die Gütererzeugung gehen Arbeit, Kapital, Energie sowie nichtenergetische Vorleistungen (Material) ein. Haushalte fragen unter Berücksichtigung ihrer Budgetrestriktionen nutzenmaximierend ein Güterbündel nach. Einzelne Regionen sind über Außenhandelsverflechtungen miteinander verbunden. Der Außenhandel ist durch den so genannten Armington-Ansatz charakterisiert (Armington 1969), der die empirisch fundierte unvollständige Substituierbarkeit zwischen inländischen und ausländischen Gütern derselben Produktkategorie widerspiegelt. Die Aktivitäten des Staates werden über vorgegebene reale Staatsausgaben erfasst, die mit Steuern und Abgaben gegenfinanziert werden. Die Lösung des Modells für exogene Politikshocks ist das Ergebnis eines preisgesteuerten Ausgleichs von Angebot und Nachfrage nach Gütern und Faktoren. Dabei wird unterstellt, dass auf den Produkt- und Faktormärkten vollständige Konkurrenz herrscht. Bei konkreten Anwendungen wird diese Annahme dann durch unvollständigen Wettbewerb auf verschiedenen Güter- und Faktormärkten realitätsnah abzuschwächen sein. Die Simulationsergebnisse werden üblicherweise ins Verhältnis zu einer Referenzsituation ohne zusätzliche Politikmaßnahmen gesetzt, dem so genannten *Business as Usual*.

Abbildung 1

CGE-Grundmodell zur Messung ausgewählter Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 1 zeigt eine Grobstruktur unseres Grundmodells, wie es häufig für komparativ-statische Wirkungsanalysen von Energie- und Klimapolitiken eingesetzt wird (vgl. z. B. Böhringer und Löschel 2002). Entsprechend der Schwerpunktsetzung in diesen Anwendungen sind die Energiesektoren sowie energieintensive Sektoren detaillierter abgebildet: Als Primärenergieträger finden sich Kohle, Erdgas und Rohöl (*fossil fuels*). Als Sekundärenergieträger ist Elektrizität (ELE) abgebildet. Alle übrigen energieintensiven Industrien sind in einem Aggregat (EIS) zusammengefasst. Der restliche Produktions- und Dienstleistungsbereich wird als nichtenergieintensives Makro-Gut subsummiert (andere Sektoren).

Primäre Produktionsfaktoren einer Region r umfassen Arbeit \bar{L}_r , Kapital \bar{K}_r sowie spezifische fossile Energieressourcen $\bar{O}_{ff,r}$. Die sektorale Produktion Y_{ir} einer Güterkategorie i in Region r wird durch separierbare, mehrstufig geschachtelte CES-Kosten- bzw. Produktionsfunktionen abgebildet, um empirisch fundierte KLEM-Substitutionsmöglichkeiten zwischen Kapital (K), Arbeit (L), Energie (E) und Nichtenergie-Zwischenprodukten, d. h. Material (M), in heimischen Produktionssektoren zu spezifizieren. Die Konsumnachfrage C_{ir} in jeder Region wird durch die Nutzenmaximierung eines repräsentativen Haushaltes bestimmt, der Faktoreinkommen bezieht. Die Präferenzen des Haushaltes sind über separierbare, mehrfach geschachtelte CES-Nutzen- bzw. Ausgabenfunktionen charakterisiert, die die Substitutionsmöglichkeiten zwischen verschiedenen Güterkategorien angeben. Alle Güter, die auf dem heimischen Markt von der Intermediär- oder Endnachfrage bezogen werden, entsprechen einem Armington-Gut A_{ir} . Letzteres setzt sich aus einem CES-Aggregat des heimisch produzierten Outputs und einem CES-Importaggregat M_{ir} aus anderen Handelsregionen zusammen. Die heimische Produktion geht entweder in die Bereitstellung von Armington-Gütern ein oder wird exportiert, um die Importnachfragen anderer Regionen zu befriedigen.

3.2 Vorgehen bei modellgestützten Nachhaltigkeitsanalysen

Der Einsatz quantitativer Modelle für die Wirkungsanalyse politischer Reformen auf nachhaltige Entwicklung bedarf einer Spezifikation von Indikatoren, Instrumenten und kausalen Zusammenhängen. Zunächst müssen messbare Indikatoren für Nachhaltigkeit definiert werden sowie wirtschaftspolitische Instrumente identifiziert bzw. konkretisiert werden, die die Nachhaltigkeit in verschiedenen Bereichen fördern können. Dann muss der komplette Pfad vom Instrumenteneinsatz über modellendogene Wirkungsmechanismen bis zu den konkreten Veränderungen der Nachhaltigkeitsindikatoren abgebildet werden. Schließlich geht es um die Bewertung der politikinduzierten Veränderungen in Hinblick auf die Zielsetzung einer nachhaltigen Entwicklung.

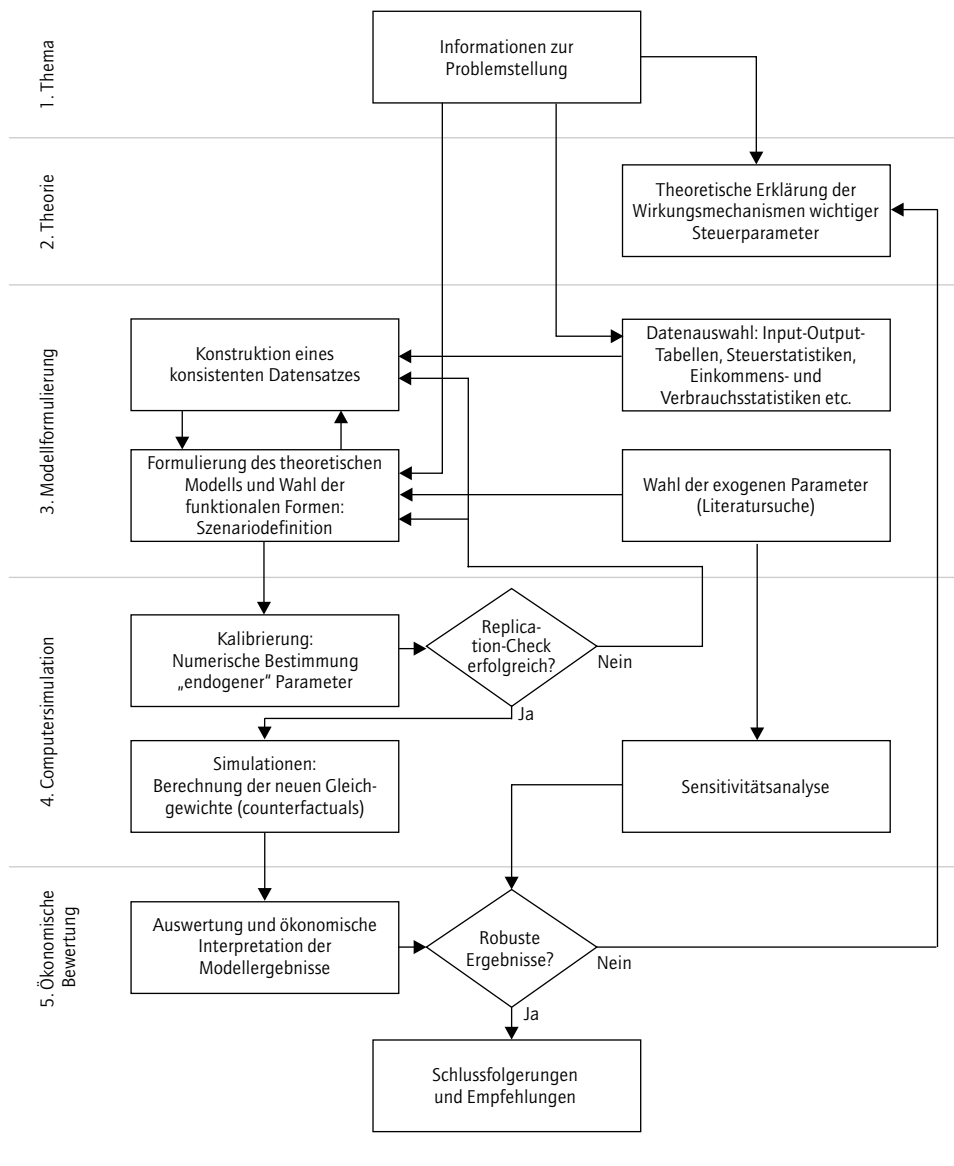
Das in Abschnitt 3.1 skizzierte CGE-Grundmodell kann für quantitative Analysen ökonomischer, ökologischer und sozialer Auswirkungen von Politikeingriffen eingesetzt werden, da es die Wirkungskette beginnend mit dem politischen Eingriff bis hin zu den induzierten Änderungen wichtiger – im konkreten Fall vorwiegend ökonomischer – Nachhaltigkeitsindikatoren erfasst. Verschiedene politische Maßnahmen, die in der Nachhaltigkeitsdebatte relevant sind, lassen sich im Grundmodell instrumentalisieren. Hierzu zählen Preisrestriktionen (Steuern und Subventionen) und Mengenrestriktionen (Standards oder Quoten).

In unserem CGE-Grundmodell liegt der Schwerpunkt auf konventionellen Indikatoren der Wirtschaftsleistung (CSD 1, 3, 6, 7, 9; EC I–III, XIII). Die ökologische Dimension beschränkt sich auf Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, im Wesentlichen CO₂ (CSD 15; EC XII). Die Wirkungskette vom Instrumenteneinsatz bis zu den Veränderungen von Nachhaltigkeitsindikatoren kann anhand einer CO₂-Steuer veranschaulicht werden. CO₂-Steuern erhöhen die Kosten der Produktion aufgrund von Steuerzahlungen oder Ausgaben für CO₂-Vermeidung und führen dadurch zu einem Preisanstieg. Höhere (inländische) Preise für energieintensive Güter bewirken eine Abnahme ihrer Exporte und einer Zunahme ihrer Importe (CSD 3). Unternehmen substituieren den besteuerten Energieinput durch Arbeit, Material und Kapital, um die Anpassungskosten an die Emissionsregulierung zu minimieren. Ebenso verringern die Konsumenten ihren Energieverbrauch. Der reduzierte Energieverbrauch (CSD 7, 9; EC XIII) und die reduzierte Nutzung fossiler Brennstoffe schlägt sich in einem Rückgang der CO₂-Emissionen nieder (CSD 15; EC XII). Die Nachfrage nach Arbeit kann durch positive Substitutionseffekte (CSD 36; EC II, III) ebenso wie der Materialverbrauch (CSD 6) gestärkt werden. Andererseits gibt es aufgrund gestiegener Preise einen möglicherweise überkompensierenden negativen Output-Effekt (CSD 1; EC I).

Das typische Vorgehen bei der angewandten Gleichgewichtsanalyse umfasst fünf Arbeitsschritte, die in Abbildung 2 dargestellt sind. Zunächst muss die Problemstellung inhaltlich konkretisiert werden, damit eine angemessene Vereinfachung und Operationalisierung zentraler Wirkungsmechanismen im Modell erfolgen kann. Ein ökonomisch fundiertes Verständnis, im besten Fall ein einfaches analytisch-theoretisches Modell der wichtigsten potentiellen Wirkungen von Politikeingriffen, ist eine wichtige Voraussetzung, um die numerischen Simulationsergebnisse auf ökonomische Plausibilität prüfen zu können. Das Wechselspiel aus Datenaufbereitung und theoretischer Modellformulierung liefert eine Modell- und Datenstruktur, die für die Analyse der Problemstellung geeignet ist. Bei der Modellformulierung sind alternative wirtschaftspolitische Strategien in Abgrenzung zur Ausgangssituation zu berücksichtigen (Szenariendefinition). Für die Ergebnisse von Politiksimulationen ist

Abbildung 2

Vorgehen bei der numerischen Gleichgewichtsanalyse



Quelle: Böhringer (1996: 93).

die Auswahl und Parametrisierung der funktionalen Formen zur Beschreibung der technologischen Möglichkeiten und der Verbraucherpräferenzen entscheidend. Die übliche Methode zur Parameterbestimmung ist als Kalibrierung bekannt (vgl. Mansur und Whalley 1984): Dabei werden freie Parameter auf Basis *einer* empirischen Beobachtung – z. B. einer jährlichen oder einer im Durchschnitt mehrerer Jahre gewichteten Input-Output-Tabelle – bestimmt und um exogene, ökonometrisch geschätzte Elastizitäten ergänzt. Die Kalibrie-

Eine wichtige Erweiterung des Grundmodells ist die Berücksichtigung der Zeitdimension (Dynamik), um z. B. politikrelevante Anpassungsprozesse von Volkswirtschaften beim Übergang zu nachhaltigeren Wirtschaftsformen analysieren zu können. Des Weiteren kann die Berücksichtigung von (endogenem) technologischem Wandel den Vorteilsvergleich alternativer Politikmaßnahmen entscheidend beeinflussen. Schließlich berücksichtigt unser Grundmodell zwar die verteilungspolitischen Effekte auf regionaler Ebene, unterteilt jedoch nicht in heterogene Haushalte oder verschiedene Generationen. Es gibt zahlreiche andere Weiterentwicklungen des generischen CGE-Ansatzes in Hinblick auf Nachhaltigkeitsanalysen, die hier nicht behandelt werden (vgl. z. B. CEP II 2003).

4.1 Luft (CSD 15–17; EC XII)

Im Grundmodell sind Kohlenstoffemissionen in einem festen Verhältnis mit der Nachfrage fossiler Brennstoffe in Produktion und Endkonsum verbunden. Eine Verringerung der Kohlenstoffemissionen kann entweder durch eine Senkung des Güteroutputs oder durch die Substitution CO₂-reicher durch CO₂-arme oder CO₂-freie Inputs (Brennstoffwechsel oder Energieeinsparung) erreicht werden. Andere Treibhausgase, Ozonschicht abbauende Substanzen oder Luftschadstoffe können jedoch häufig nicht fix-proportional mit Input- oder Outputaktivitäten verknüpft werden. Ansätze in CGE-Modellen, die Regulierung solcher Schadstoffe abzubilden, beinhalten (a) die Einführung von separaten *Clean-up*-Sektoren (oder so genannte *End-of-pipe*-Technologien) für Schadstoffverringerung oder -entsorgung, deren Leistungen von den emittierenden Sektoren als zusätzlicher Input nachgefragt werden (Conrad und Schröder 1991), und (b) die Abbildung von Nicht-CO₂-Treibhausgasen als nichtlineare Produktionsinputs; hierbei wird die „erweiterte“ Produktionsfunktion in Einklang mit technologiebasierten marginalen Vermeidungskostenkurven von Kontrolloptionen parametrisiert (Hyman et al. 2003).

4.2 Steuererhebung und Steuerrückverteilung

Die Art und Weise, wie das Aufkommen aus einer Umweltregulierung (beispielsweise Steuern auf Emissionen oder Einkünfte aus der Auktionierung von Emissionsrechten) verwendet wird, kann erhebliche Auswirkungen auf die Anpassungskosten haben (vgl. z. B. Goulder 1995). Wird das Aufkommen zu einer Reduzierung vorhandener Steuerverzerrungen genutzt, kann es zu einer doppelten Dividende in Form höherer Umweltqualität und höherer wirtschaftlicher Leistungsfähigkeit kommen (zumindest werden die direkten Anpassungskosten an eine Umweltsteuer durch verringerte Verzerrungswirkungen anderer Steuern – etwa von Lohneinkommensteuern – teilweise aufgewogen).

Im CGE-Grundmodell wird das Aufkommen pauschal an die repräsentativen Haushalte in jeder Region zurückverteilt. Alternativ könnte zusätzliches Einkommen aus Umweltregulierung dann im Rahmen einer aufkommensneutralen Steuerreform über die Senkung existierender Steuern rückverteilt werden (vgl. z. B. Goulder 1995, Böhringer et al. 1997).

4.3 Unvollkommener Wettbewerb auf Faktor- und Gütermärkten

Unfreiwillige Arbeitslosigkeit (CSD 36; EC III, IV)

Permanente unfreiwillige Arbeitslosigkeit auf einem hohen Niveau ist in vielen Ländern ein wichtiges Hemmnis nachhaltiger Entwicklung. Vor diesem Hintergrund scheint eine zentrale Anforderung an wirtschaftspolitische Initiativen zu sein, dass Politikeingriffe das Problem von Massenarbeitslosigkeit nicht verschärfen. In unserem Modell ließe sich Arbeitslosigkeit durch die Einführung einer „Lohnkurve“ berücksichtigen (Blanchflower und Oswald 1994), die als Ad-hoc-Formulierung mikroökonomischer Erklärungen von unfreiwilliger Arbeitslosigkeit (vgl. Böhringen et al. 2004) gesehen werden kann. Die Lohnkurve bildet den empirisch fundierten inversen Zusammenhang zwischen dem Lohnniveau und der Arbeitslosenquote ab und bestimmt zusammen mit der Arbeitsnachfrage die Höhe der unfreiwilligen Arbeitslosigkeit (vgl. z. B. Böhringer et al. 2003a).

Unvollkommener Wettbewerb auf dem Gütermarkt

Im Grundmodell wird vollständiger Wettbewerb auf allen Gütermärkten unterstellt, wodurch potentiell wichtige industrieökonomische Effekte wie Skaleneffekte (*economies of scale*) oder marktmachtbedingte Preisaufschläge nicht berücksichtigt werden. Das Grundmodell kann jedoch mit geringen funktionalen Modifizierungen erweitert werden, um Angebotsverhalten bei unvollkommenem Wettbewerb oder steigende Skalenerträge darzustellen (vgl. Böhringer und Löscher 2004). Dadurch lassen sich Allokationseffekte infolge veränderter Wettbewerbsintensität oder Skalenerträge erfassen.

4.4 Dynamische Spezifizierung (CSD 2)

Politiken, die auf eine nachhaltige Entwicklung abzielen, müssen sich häufig über längere Zeiträume erstrecken. Ein konkretes Beispiel hierfür sind Treibhausgasminderungsstrategien, die der Gefahr einer anthropogen verursachten globalen Erderwärmung entgegenwirken sollen. Für die Wirkungsanalyse ist hier ein dynamischer Ansatz erforderlich, der Anpassungsprozesse von Sach- oder Humankapital abbilden kann. Des Weiteren erlaubt ein dynamischer Ansatz, Aspekte zu erfassen, die für die Nachhaltigkeitsdebatte von besonderer Bedeutung sind, etwa den langfristigen Ressourcenverzehr, die Akkumulation von Schadstoffen sowie ökonomisches Wachstum. Auf der Konsumentenseite erfordert ein dynamischer Ansatz die Spezifikation der Sparentscheidung von Haushalten. Auf der Produzentenseite ist eine Beschreibung der Investitionsentscheidungen (inklusive Strategien zur Ressourcenerforschung und -gewinnung) von Unternehmen erforderlich. Es gibt zwei grundsätzliche Herangehensweisen für eine dynamische Erweiterung des statischen Grundmodells: (a) einen dynamisch-rekursiven Ansatz basierend auf myopischen Erwartungen und (b) einen intertemporalen Ansatz mit perfekter Voraussicht. Beim dynamisch-rekursiven Ansatz wird das statische Grundmodell als Sequenz temporärer Gleichgewichte gelöst, wobei die Ersparnis der laufenden Periode den Kapitalstock der folgenden Periode – unter Berücksichtigung von Abschreibungen – erhöht. Im intertemporalen Ansatz basieren Konsum- und Investitionsentscheidungen auf rationalen Erwartungen der zukünftigen Preise (Lau et al. 2002).

4.5 Technologischer Wandel (CSD 2, 8, 57; EC V–VII)

Für die Analyse von Nachhaltigkeitsfragen kann eine angemessene Berücksichtigung technologischen Wandels eine wichtige Rolle spielen (vgl. EMF 1996). In unserem Grundmodell wird technologischer Wandel als exogene Variable behandelt. Veränderungen im wirtschaftspolitischen Rahmen haben keinen Einfluss auf Forschung, Entwicklung und die Verbreitung neuer Technologien. Veränderungen in der Produktion sind allein auf preisabhängige Substitutionen entlang einer gegebenen Isoquante (beschrieben durch Kreuzpreiselastizitäten) und Verschiebungen der Isoquante durch Änderungen in der Faktornachfrage bestimmt. Dabei bleibt unberücksichtigt, dass technologischer Wandel zu einem hohen Grad endogen ist, d. h. auf sozio-ökonomische (Politik-)Variablen wie Preise, Investitionen in FuE oder kumulative Produktion reagiert (für einen Überblick vgl. Löschel 2002). Werden beispielsweise über Umweltpolitiken direkt oder indirekt die Preise für Energie erhöht, dann werden Unternehmen verstärkt in Forschung und Entwicklung energieeffizienter Produkte und Prozesse investieren. Vor diesem Hintergrund werden zunehmend CGE-Modelle konstruiert, in denen Unternehmen in jedem Sektor physisches und Wissenskapital zur Produktion benötigen (vgl. z. B. Goulder und Schneider 1999). Die Akkumulation von Wissen (bzw. Ausgaben für FuE) verringert die Input-Erfordernis für die Industrien. Darüber hinaus können FuE-Investitionen positive externe Effekte generieren.

4.6 Gerechtigkeit (CSD 34–37; EC III, IV, IX–XI)

Die Messung der sozialen Dimension von Nachhaltigkeit in CGE-Modellen, die nur einen einzigen repräsentativen Haushalt pro Region betrachten, ist sehr beschränkt. Um die Verteilungswirkungen von Politikeingriffen detaillierter bewerten zu können, ist eine Differenzierung nach unterschiedlichen Haushaltstypen erforderlich. So unterteilen Jorgenson und Wilcoxon (1993) Haushalte in demographische Gruppen, die sich bezüglich ihrer Charakteristiken wie Familiengröße, Alter des Haushaltsvorstands, Wohnregion oder städtische bzw. ländliche Wohngebiete unterscheiden. Sie erhalten damit 1 344 verschiedene Haushaltstypen für die USA.

Aus dynamischer Perspektive kann die Analyse von Verteilungsaspekten auch modellmäßige Erweiterungen mit überlappenden Generationen (*Overlapping Generations [OLG] models*) erfordern, in denen Haushalte nach Alter unterschieden werden können. Keuschnigg und Kohler (1994) benutzen zur Analyse intergenerationaler Verteilungseffekte von Fiskalpolitiken den Ansatz von Blanchard, wonach in jeder Periode verschiedene Generationen leben und jede Generation unabhängig von ihrem Alter die gleiche konstante Todeswahrscheinlichkeit hat (*perpetual youth approach*). Rasmussen und Rutherford (2004) benutzen ein multisektorales OLG-Modell gemäß dem Ansatz von Auerbach und Kotlikoff, um die Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform zu analysieren. Ein OLG-Ansatz für mehrere Regionen, der für Nachhaltigkeitsanalysen besonders interessant wäre, ist konzeptionell und rechentechnisch anspruchsvoller und wurde aus diesen Gründen bisher noch nicht in einem größeren numerischen Modell umgesetzt.

5 Modellverknüpfungen

Numerische Gleichgewichtsmodelle sind geeignet, um Nachhaltigkeitseffekte von Politikmaßnahmen auf der Ebene von Regionen, Sektoren und Haushalten in einem gesamtwirtschaftlich konsistenten Rahmen zu messen. Aufgrund eines eher hohen Aggregationsgrads sind sie aber für sehr detaillierte Bewertungen kaum brauchbar. Es gibt zahlreiche komplementäre quantitative Modelle, die erheblich mehr Details zu technologischen Bedingungen (z. B. ingenieurtechnische Bottom-up-Modelle von Energiesystemen), sozio-ökonomischen Verhaltensmustern von Haushalten (z. B. Mikrosimulationsmodelle) oder naturwissenschaftlichen Zusammenhängen (z. B. Klimamodelle, Modelle der Wasserbeanspruchung oder Landnutzungsmodelle) enthalten.

Dies wirft die Frage auf, in welchem Umfang und mit welcher Methodik unterschiedliche Modelle für eine erweiterte Nachhaltigkeitsfolgenabschätzung gekoppelt werden sollen. Prinzipiell gibt es zwei verschiedene methodische Herangehensweisen für Modellkopplungen, die häufig als *Soft-link* bzw. *Hard-link* kategorisiert werden (vgl. z. B. Böhringer 1996). Vereinfacht dargestellt, läuft ein Soft-link-Ansatz auf eine Kombination von zwei oder mehr Modellen hinaus, die unabhängig voneinander entwickelt wurden und autonom angewandt werden können. Wegen der Heterogenität unabhängiger Modellentwicklungen bezüglich Komplexität, theoretischer Fundierung und numerischer Berechnungsmethoden weist ein Soft-link typischerweise erhebliche Konsistenz- bzw. Konvergenzprobleme auf. Andererseits können Detailinformationen verschiedener, oft interdisziplinärer Modelle in vollem Umfang beibehalten bzw. ausgewertet werden; die erweiterte Informationsgrundlage basiert auf etablierten Einzelmodellen, ohne dass der konkrete Entwurf eines übergeordneten Gesamtmodells erforderlich wäre. Diese eher pragmatischen Vorteile können bis zu einem gewissen Grad die Nachteile einer mangelhaften Gesamtkonsistenz aufwiegen. Der Hard-link-Ansatz betont die Konsistenz von Teilmodellen und verwendet daher einen einheitlich integrierten Modellrahmen. Informationen aus anderen Modellen werden direkt in ein Modell „kodiert“. Daten und funktionale Zusammenhänge anderer Modelle müssen so aggregiert und synthetisiert werden, dass sie mit der logischen Struktur des Grundmodells voll kompatibel sind.

In der einschlägigen Literatur finden sich zahlreiche Beispiele für Soft-links zwischen Top-down-CGE-Modellen und Bottom-up-Ansätzen, insbesondere für energiewirtschaftliche Fragestellungen (vgl. z. B. Bergman und Lundgren 1990). Es gibt verschiedene detaillierte Sektormodelle für Energie (CSD 7–9; EC XIII) oder Transport (CSD 14; EC XIV). Durch Soft-links dieser Modelle zu CGE-Modellen wäre ein breiteres Gebiet von Nachhaltigkeitsindikatoren abdeckbar. Beispiele für solche Partialmodelle sind die Energiemodelle PRIMES (EC 1995) und POLES (EC 1996) oder das Verkehrsmodell REMOVE (van Herbruggen 2002). Ein weiteres Beispiel für Soft-link-Ansätze sind *Integrated-Assessment-Modelle* (IAM), die komplexe Systemzusammenhänge aus sehr unterschiedlichen Disziplinen wie Wirtschafts- und Geowissenschaften kombinieren. IAMs zeichnen sich oft durch breite Systemverknüpfungen und Feedbacks zwischen sozio-ökonomischen und biophysikalischen Prozessen aus. So liefern beispielsweise im IMAGE-Modellsystem (IMAGE-Team 2001) ein gesamtwirtschaftliches CGE-Submodell und ein Bevölkerungs-Submodell regional differenzierte Vorinformationen über wirtschaftliche und demographische Entwicklungen, die als Input in nachgelagerte Submodelle wie ein Landnutzungsmodell eingehen. Letzteres dient zur Analyse von Änderungen in landwirtschaftlich genutztem Land (CSD 18), Wäldern (CSD 21) und der Wüstenbildung (CSD 23). Ein weiteres Beispiel ist das Integrated Global System Modell (IGSM) des MIT, in dem Submodelle zur wirtschaft-

lichen Entwicklung und den damit verbundenen Treibhausgasemissionen, zu geobiochemischen Kreisläufen sowie zum Klima gekoppelt werden (Prinn et al. 1998). Im geobiochemischen IGSM dient ein dynamisch-rekursives multisektorales, multiregionales CGE-Modell dazu, Emissionsentwicklungen zu simulieren, die anschließend in ein Modell für den Kohlenstoffzyklus und die Atmosphärenchemie sowie ein Klimamodell eingehen, um globale Temperaturveränderungen zu berechnen. Die Verknüpfung von Submodellen in einem IAM-System findet allerdings häufig eindimensional statt: Potentielle Rückkopplungen bzw. Wechselwirkungen zwischen sozio-ökonomischen und biophysikalischen Systemen sind kaum formal erfasst; stattdessen nutzen biophysikalische Submodelle die Ergebnisse des ökonomischen Modells als exogene Parameter. Ausnahmen mit wechselseitigen Kopplungen, in denen biophysikalische Variablen (so wie die Luftqualität) die Wohlfahrt der Konsumenten, die Arbeitsproduktivität oder die Kapitalabschreibungen beeinflussen, finden sich u. a. bei Nordhaus (1994) und Vennemo (1997) – diese hochaggregierten IAMs sind jedoch als Hard-links aufzufassen.

Hard-links sind durch die direkte Integration von Bottom-up-Informationen in Top-down-Modelle charakterisiert. Wie von Böhringer (1998) aufgezeigt, ist die Bottom-up-Detailierung einzelner Top-down-Segmente eher ein datentechnisches als ein methodisches bzw. rechentechnisches Problem. Praktische Umsetzungen für energie- und umweltpolitische Regulierungen (z. B. Böhringer et al. 2003b und 2003c) erhöhen die Transparenz und „Glaubwürdigkeit“ der simulierten technologischen Anpassungsreaktionen auf exogene Politik-eingriffe wie CO₂-Steuern oder einen administrierten Kernenergieausstieg. Eine ähnliche Vorgehensweise wurde bei der Entwicklung von CGE-Modellen für die integrierte Kosten-Nutzen-Analyse klimapolitischer Maßnahmen gewählt: Komplexe Zusammenhänge im Klimasystem wurden durch problemadäquate Aggregation vereinfacht und in reduzierter Form direkt im Wirtschaftsmodell als Hard-link-Erweiterung implementiert (Nordhaus und Yang 1996, Nordhaus und Boyer 2000).

Bottom-up-Indikatoren können auch in Top-down-Wirtschaftsmodelle eingefügt werden, indem exogene Koeffizienten oder geschätzte „Meta“-Funktionen zu Hilfe genommen werden. Ein Beispiel hierfür ist die Darstellung komplexer Optionen zur Vermeidung von Nicht-CO₂-Treibhausgasen. Anstelle einer detaillierten Beschreibung werden marginale Vermeidungskosten-Kurven aus Bottom-up-Modellen abgeleitet und dann in reduzierter Form in das Top-down-Modell integriert (Hayhoe et al. 1999, Reilly et al. 1999). Fæhn und Holmøy (2003) verknüpfen beispielsweise den Konsum materieller Güter direkt mit Abfall, der entsorgt werden muss (CSD 10–11). Xie und Saltzman (2000) verwenden eine um ökologische Indikatoren erweiterte volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, um drei grundsätzliche Arten von Umweltverschmutzung (Abwasser, Staubpartikel, Abfall) zu identifizieren und entsprechende Entsorgungssektoren einzubeziehen (CSD 10, 13). Strutt und Anderson (2000) stützen sich auf umfangreiche ökologische Input-Output Daten – ergänzt um einschlägige Fallstudien zu technologischen Entwicklungen –, um eine Matrix zeitabhängiger ökologischer Koeffizienten zu erstellen. Basierend auf diesen dynamischen Koeffizienten schätzen sie dann die umwelttechnischen Auswirkungen sektoraler Produktionsaktivitäten und simulieren die ökologischen Folgen von Politikeingriffen für Wasserverbrauch (CSD 28), Wasserverschmutzung (CSD 29) und Luftverschmutzung (CSD 15–16; EC XII). Berck et al. (1991) stellen eine Übersicht über den Einsatz von CGE-Modellen für die Analyse von Wasserregulierungspolitiken auf – eine Thematik, die angesichts zunehmender Austrocknung größerer Regionen immer mehr an Bedeutung gewinnt. Eine große Herausforderung bei der Modellierung politikinduzierter Folgen in der Wasserwirtschaft ist die angemessene

Darstellung des Wasserangebots und der Wassernachfrage (Hertel 1999). Decaluwe et al. (1997) haben diesen Aspekt in einem CGE-Rahmen für die marokkanische Volkswirtschaft ausgeführt, in dem sie die Auswirkungen einer Preispolitik auf Wasserangebot und -nachfrage analysieren. Dabei wird das Angebot von Grund- und Oberflächenwasser (aus Staudämmen) stochastisch ermittelt. Robinson und Gehlhar (1995) entwickeln dagegen ein CGE-Modell für Ägypten, in dem Land- und Wassernutzung stark vereinfachend linear mit sektoralen Produktionsfunktionen kombiniert werden.

Zusätzliche Informationen aus Bottom-up-Modellen, die über einen Hard-link mit CGE-Modellen verknüpft werden, können die Anwendbarkeit eines dann erweiterten CGE-Ansatzes auf spezifische Problemfelder einer nachhaltigen Entwicklung wie Landnutzung, Wüstenbildung, Landwirtschaft oder Wassermanagement entscheidend verbessern. Schwierigkeiten einer direkten Kopplung können beim Abgleich von Bottom-up- mit Top-down-Daten entstehen, da diese häufig auf unterschiedlichen und nicht notwendigerweise kompatiblen Quellen beruhen. Daher können erhebliche Datenanpassungen erforderlich sein, bevor eine konsistente Datenbasis für einen Hard-link von Modellen vorliegt.

6 Schlussbemerkung

Das Ziel nachhaltiger Entwicklung erfordert eine umfassende Methodik zur quantitativen Abschätzung der Folgen von Politikmaßnahmen für zentrale Nachhaltigkeitsindikatoren. Numerische allgemeine Gleichgewichtsmodelle können hierbei ein nützliches Instrument für die politisch zunehmend geforderte Messung nachhaltiger Entwicklung sein. Sie erlauben es, wichtige Nachhaltigkeitsindikatoren in einem mikroökonomisch konsistenten Rahmen zu erfassen und mögliche Konflikte von ökonomischen, ökologischen und sozialen Zielen systematisch zu qualifizieren.

Literaturverzeichnis

- Armington, P. A. (1969): A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production. *IMF Staff Papers*, 16 (1), 159–178.
- Bhattacharyya, S. C. (1996): Applied General Equilibrium Models for Energy Studies: A Survey. *Energy Economics*, 18, 145–164.
- Berck, P., S. Robinson und G. Goldman (1991): The Use of Computable General Equilibrium Models to Assess Water Policies. In: A. Dinar und D. Zilberman (Hrsg.): *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*. Boston, MA, Kluwer Academic Publishers, 489–509.
- Bergman, L. (1990): The Development of Computable General Equilibrium Modeling. In: L. Bergman, D. W. Jorgenson und E. Zalai (Hrsg.): *General Equilibrium Modeling and Economic Policy Analysis*. Cambridge, MA, 3–30.
- Bergman, L. und S. Lundgren (1990): General Equilibrium Approaches to Energy Policy Analysis in Sweden. In: L. Bergman, D. W. Jorgenson und E. Zalai (Hrsg.): *General Equilibrium Modeling and Economic Policy Analysis*. Oxford, Basil Blackwell, 351–382.
- Blanchflower, D. G. und A. J. Oswald (1994): *The Wage Curve*. Cambridge, MA, MIT Press.
- Böhringer, C. (1996): *Allgemeine Gleichgewichtsmodelle als Instrument der energie- und umweltpolitischen Analyse. Theoretische Grundlagen und empirische Anwendung*. Frankfurt a. M., Peter Lang.

- Böhringer, C. (1998): The Synthesis of Bottom-up and Top-down in Energy Policy Modeling. *Energy Economics*, 20 (3), 233–248.
- Böhringer, C. (2004): Sustainability Impact Analysis: The Use of Computable General Equilibrium Models. *Économie Internationale* (im Erscheinen).
- Böhringer, C., S. Boeters und M. Feil (2004): Taxation and Unemployment: An Applied Equilibrium Approach. *Economic Modelling* (im Erscheinen).
- Böhringer, C., K. Conrad und A. Löschel (2003a): Carbon Taxes and Joint Implementation – An Applied CGE Analysis for Germany and India. *Environmental and Resource Economics*, 24 (1), 49–76.
- Böhringer, C., T. Hoffmann und A. Löschel (2003b): *Dismantling Nuclear Power in Europe: Macroeconomic and Environmental Impacts*. ZEW Discussion Paper 03-15. Mannheim.
- Böhringer, C. und A. Löschel (2002): Economic Impacts of Carbon Abatement Strategies. In: C. Böhringer, M. Finus und C. Vogt: *Controlling Global Warming, Perspectives from Economics, Game Theory and Public Choice*. Cheltenham, Edward Elgar, 98–172.
- Böhringer, C. und A. Löschel (Hrsg.) (2004): *Climate Change Policy and Global Trade*. ZEW Economic Studies, Nr. 26. Heidelberg, Physica.
- Böhringer, C., A. Müller und M. Wickart (2003c): Economic Impacts of a Premature Nuclear Phase-Out in Switzerland. *Swiss Journal of Economics and Statistics*, 139 (4), 461–505.
- Böhringer, C. und T. F. Rutherford (2002): Carbon Abatement and International Spillovers. *Environmental and Resource Economics*, 22 (3), 391–417.
- Böhringer, C., T. F. Rutherford, A. Pahlke, U. Fahl und A. Voß (1997): *Volkswirtschaftliche Effekte einer Umstrukturierung des deutschen Steuersystems unter besonderer Berücksichtigung von Umweltsteuern*. Stuttgart.
- Böhringer, C. und W. Wiegard (2003): Eine Einführung in die numerische Gleichgewichtsanalyse. In: W. Franz, H. J. Ramser und M. Stadler (Hrsg.): *Empirische Wirtschaftsforschung: Methoden und Anwendungen*. Tübingen, Mohr-Siebeck, 119–142.
- Borges, A. (1986): Applied General Equilibrium Models: An Assessment of their Usefulness for Policy Analysis. *OECD Economic Studies*, 7, 7–43.
- CEPII (Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales) (2003): *Methodological Tools for SIA*. CEPII Workshop, Brüssel, 7. bis 8.11.2002.
- Conrad, K. (1999): Computable General Equilibrium Models for Environmental Economics and Policy Analysis. In: J. M. van den Bergh (Hrsg.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, Edward Elgar, 1061–1087.
- Conrad, K. (2001): Computable General Equilibrium Models in Environmental and Resource Economics. In: T. Tietenberg und H. Folmer (Hrsg.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/2003*, 66–114.
- Conrad, K. und M. Schröder (1991): An Evaluation of Taxes on Air Pollutant Emissions: An Applied General Equilibrium Approach, *Swiss Journal of Economics and Statistics*, 127 (2), 199–224.
- Decaluwe, B., A. Patry und L. Savard (1997): *When Water is No Longer a Gift From Heaven: A CGE Model of the Moroccan Economy*. DIAL/PARADI Conference on CGE Modeling in Developing Economies, Paris, 4. bis 5.9.1997.
- EAP (Environmental Action Programme) (1973): First Environmental Action Plan, 1973–1977. *OJ C*, 112, 20.12.1973.
- EC (European Commission) (1995): *PRIMES*. EUR 16713, DG XII. Brüssel.
- EC (1996): *POLES 2.2*. EUR 17358, DG XII. Brüssel.
- EC (1999): *EXTERNE: Externalities of Energy*. Vol. 1–10. Brüssel, 1995/99. Download unter: www.Externe.info

- EC (2001): *A Sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development*. Commission's Proposal to the Gothenburg European Council, COM(2001)264 final. Brüssel, 15.5.2001.
- EC (2003a): *Sustainability Impact Assessment of Trade Agreements – Making Trade Sustainable?* Background Paper. DG Trade Seminar. Brüssel, 6. bis 7.2.2003.
- EC (2003b): *Structural Indicators*. Communication from the Commission, COM (2003) 585 final. Brüssel, 8.10.2003.
- EMF (Energy Modeling Forum) (1996): *Markets for Energy Efficiency*. Stanford University EMF Report 13, Vol. 1. Stanford, CA.
- Fæhn, T. und E. Holmøy (2003): Trade Liberalisation and Effects on Pollutive Emissions to Air and Deposits of Solid Waste. A General Equilibrium Assessment for Norway. *Economic Modelling*, 20, 703–727.
- Fehr, H. und W. Wiegard (1996): Numerische Gleichgewichtsmodelle, Anwendungen und Erkenntnisgehalt. In: *Experimente in der Ökonomie und Gesellschaft*. Jahrbuch 13. Frankfurt a. M., Campus, S. 269–339.
- Francois, J. F. und K. A. Reinert (Hrsg.) (1997): *Applied Methods for Trade Policy Analysis: A Handbook*. New York, Cambridge University Press.
- Friedrich, R. und P. Bickel (Hrsg.) (2001): *Environmental External Costs of Transport*. Berlin, Springer.
- Goulder, L. H. (1995): Effects of Carbon Taxes in an Economy with Prior Tax Distortions: An Intertemporal General Equilibrium Analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, 271–297.
- Goulder, L. H. und S. Schneider (1999): Induced Technological Change, Crowding Out, and the Attractiveness of CO₂ Emissions Abatement. *Resource and Environmental Economics*, 21 (3–4), 211–253.
- Hayhoe, K., A. Jain, H. Pitcher, C. MacCracken, M. Gibbs, D. Wuebbles, R. Harvey, und D. Kruger (1999): Costs of Multigreenhouse Gas Reduction Targets for the USA. *Science*, 286, 905–906.
- Hertel, T.W. (1999): *Applied General Equilibrium Analysis of Agricultural and Resource Policies*. Purdue University, Department of Agricultural Economics, Staff Paper 99-2. West Lafayette, IN.
- Hyman, R. C., J. M. Reilly, M. H. Babiker, A. De Masin und H. D. Jacoby (2003): Modeling Non-CO₂ Greenhouse Gas Abatement. *Environmental Modeling and Assessment*, 8 (3), 175–186.
- IMAGE-Team (2001): *The IMAGE 2.2 Implementation of the SRES Scenarios. A Comprehensive Analysis of Emissions, Climate Change and Impacts in the 21st Century*. National Institute for Public Health and the Environment, RIVM CD-ROM publication 481508018. Bilthoven.
- Jorgenson, D. W. und P. J. Wilcoxon (1993): Reducing US Carbon Emissions: An Econometric General Equilibrium Assessment. *Resource and Energy Economics*, 15, 7–25.
- Keuschnigg, C. und W. Kohler (1994): Modeling Intertemporal General Equilibrium: An Application to Austrian Commercial Policy. *Empirical Economics*, 19, 131–164.
- Kirkpatrick, C. und N. Lee (1999): *WTO New Round Sustainability Assessment Study, Phase Two: Main Report (Manchester Study)*. Institute for Development Policy and Management and Environmental Impact Assessment Centre, University of Manchester. Download unter: www.idpm.man.ac.uk/sia-trade
- Klepper, G., J.-O. Lorz, F. Stähler, R. Thiele und M. Wiebelt (1994): Empirische allgemeine Gleichgewichtsmodelle – Struktur und Anwendungsmöglichkeiten. *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik*, 213, 513–544.

- Lau, M. I., A. Pahlke und T. F. Rutherford (2002): Approximating Infinite-Horizon Models in a Complementarity Format: A Primer in Dynamic General Equilibrium Analysis. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 26, 577–609.
- Lee, N. und C. Kirkpatrick (2001): Methodologies for Sustainability Impact Assessments of Proposals for New Trade Agreements. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 3 (3), 395–412.
- Löschel, A. (2002): Technological Change in Economic Models of Environmental Policy: A Survey. *Ecological Economics*, 43, 105–126.
- Mansur, A. und J. Whalley (1984): Numerical Specification of Applied General Equilibrium Models: Estimation, Calibration, and Data. In: H. E. Scarf. und J. B. Shoven (Hrsg.): *Applied General Equilibrium Analysis*. New York, Cambridge University Press, 69–127.
- Nordhaus, W. D. (1994): Rolling the “DICE”: An Optimal Transition Path for Controlling Greenhouse Gases. *Resource and Energy Economics*, 15, 27–50.
- Nordhaus, W. D. und J. Boyer (2000): *Warming the World: Economic Models of Global Warming*. Boston, MA, MIT Press.
- Nordhaus, W. D. und Z. Yang (1996): A Regional Dynamic General-Equilibrium Model of Alternative Climate-Change Strategies. *American Economic Review*, 86, 741–765.
- Parris, T. M. und R. W. Kates (2003): Characterizing and Measuring Sustainable Development. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 559–586.
- Prinn, R., H. Jacoby, A. Sokolov, C. Wang, X. Xiao, Z. Yang, R. Eckaus, P. Stone, D. Ellerman, J. Melillo, J. Fitzmaurice, D. Kicklighter, G. Holian und Y. Liu May (1998): Integrated Global System Model for Climate Policy Assessment: Feedbacks and Sensitivity Studies. *Climatic Change*, 41 (3/4), 469–546.
- Rasmussen, T. N. und T. F. Rutherford (2004): Modeling Overlapping Generations in a Complementarity Format. *Journal of Economic Dynamics and Control* (im Erscheinen).
- Reilly, J., R. Prinn, J. Harmisch, J. Fitzmaurice, H. Jacoby, D. Kicklighter, J. Melillo, P. Stone, A. Sokolov und C. Wang (1999): Multiple Gas Assessment of the Kyoto Protocol. *Nature*, 401, 549–555.
- Robinson, S. und C. Gehler (1995): *Land, Water and Agriculture in Egypt: The Economy-wide Impact of Policy Reform*. IFPRI TMD Discussion Paper 1. Washington, D.C.
- Shoven, J. B. und J. Whalley (1992): *Applying General Equilibrium*. Cambridge, MA, Cambridge University Press.
- Strutt, A. und K. Anderson (2000): Will Trade Liberalization Harm the Environment? The Case of Indonesia to 2020. *Environmental and Resource Economics*, 17, 203–232.
- UN (United Nations) (2001): *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*. New York.
- UNCED (The United Nations Conference on Environment and Development, Earth Summit) (1992a): Rio Declaration on Environment and Development. Rio de Janeiro, 3. bis 14.6.1992.
- UNCED (The United Nations Conference on Environment and Development, Earth Summit) (1992b): Agenda 21. Rio de Janeiro, 3. bis 14.6.1992.
- Van Herbruggen, B. (2002): *In Depth Description of the TREMOVE Model*. Transport & Mobility Leuven. März 2002. Leuven.
- WCED (World Commission on Environment and Development, The Brundtland Commission) (1987): *Our Common Future*. Oxford, Oxford University Press.
- Xie, J. und S. Saltzman (2000): Environmental Policy Analysis: An Environmental Computable General-Equilibrium Approach for Developing Countries. *Journal of Policy Modeling*, 22 (4), 453–489.