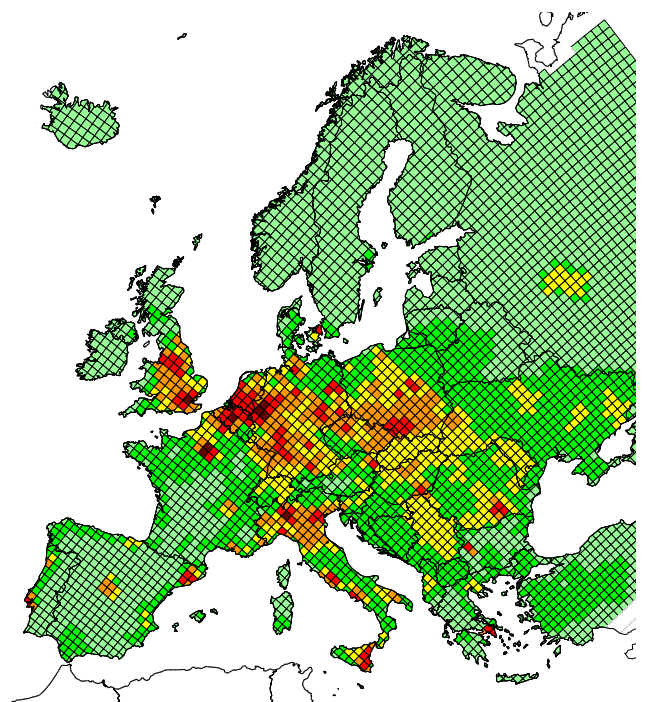


Quantifizierung von  
Umweltschäden  
als Beitrag zu  
Umweltökonomischen  
Gesamtrechnungen



Bert Droste-Franke



# **Quantifizierung von Umweltschäden als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen**

Von der Fakultät Maschinenbau der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines  
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von  
Bert Droste-Franke  
geboren in Soest

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich  
Mitberichter: Prof. Dr. rer. pol. H. Majer

Tag der Einreichung: 7. Juli 2004  
Tag der mündlichen Prüfung: 16. Dezember 2004

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung  
Prof. Dr.-Ing. A. Voß  
Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)  
Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich

**2005**



## Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis .....	9
Kurzfassung / Abstract .....	13
<b>1 Problemstellung und Zielsetzung</b> .....	<b>17</b>
1.1 Problemstellung .....	17
1.2 Stand des Wissens .....	17
1.2.1 Kritik an den Wirtschaftskennzahlen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen als Maße für Wohlfahrt und Einkommen .....	17
1.2.2 Theoretische Diskussion der Korrektur von Wirtschaftsindikatoren im Hinblick auf Aussagen über Wohlfahrt und Nachhaltigkeit.....	19
1.2.3 Konzepte zu Wohlfahrts- und Nachhaltigkeits-Indikatoren und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen .....	20
1.3 Ziel der Arbeit .....	22
1.4 Aufbau der Arbeit.....	24
<b>2 Verbesserte Indikatoren für Umwelteinflüsse durch Schadstoffe</b> .....	<b>25</b>
2.1 Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit als Maßstäbe für die Bewertung von Umwelteinflüssen.....	25
2.1.1 Intertemporale Wohlfahrtsmaximierung.....	25
2.1.2 Nachhaltige Entwicklung.....	39
2.1.3 Effiziente Nachhaltige Entwicklung.....	46
2.2 Aggregierte Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen.....	47
2.2.1 Bestehende Indikatoren für Wohlfahrt und Nachhaltigkeit.....	47
2.2.2 Konzepte zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und die Korrektur von Wirtschaftsindikatoren.....	55
2.2.3 Verwendete aggregierte Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen.....	62
2.3 Methodik zur Berechnung der abgeleiteten Basisgrößen und Indikatoren .....	66
2.3.1 Der Erweiterte Wirkungspfadansatz .....	66
2.3.2 Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Dimension von Umwelteffekten .....	69
<b>3 Methodik zur Berechnung von Umweltschäden durch Luftschadstoffe</b> .....	<b>75</b>
3.1 Ableitung räumlich hoch aufgelöster Emissionsdaten für die Jahre 1990 und 1998 ....	75
3.2 Modellierung der Luftqualität .....	76
3.2.1 Modelle zur Ausbreitung und Umwandlung von Emissionen im regionalen Bereich .....	76
3.2.2 Berücksichtigung der Unterschätzung von Konzentrationen durch regionale Modelle im lokalen Bereich nahe der Quelle .....	78
3.3 Daten zur Meteorologie und Rezeptorverteilung .....	79
3.4 Standards für Schadstoffkonzentrationen in Luft.....	80
3.5 Expositions-Wirkungs-Modelle .....	82
3.5.1 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit.....	83
3.5.2 Auswirkungen auf Feldpflanzen .....	87
3.5.3 Auswirkungen auf Baumaterialien .....	88
3.6 Monetäre Bewertung .....	92

<b>4 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf das aktuelle Wohlergehen</b> .....	97
4.1 Umwelteinwirkungen durch Schadstoffemissionen in Deutschland und der EU-15 in 1990 und 1998 .....	97
4.1.1 Schadstoffemissionen der EU-15-Länder .....	97
4.1.2 Deutsche Emissionen von SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , NMVOC und Partikeln nach Bundesländern und Quellsektoren .....	101
4.1.3 Karten der Schadstoffemissionen in Europa .....	105
4.2 Konzentrationswerte in Europa in 1990 und 1998 .....	109
4.3 Physische Auswirkungen und Schadenskosten in Deutschland und Europa in 1990 und 1998 .....	116
4.3.1 Gesamtwirkungen und -schadenskosten .....	116
4.3.2 Räumlicher Import und Export von Umweltschäden.....	126
4.3.3 Zeitlicher Import und Export von Umweltschäden.....	129
4.3.4 Schäden durch Luftschadstoffemissionen deutscher Quellsektoren .....	131
4.4 Unsicherheiten in der Berechnung von Einflüssen auf das aktuelle Wohlergehen ....	133
4.4.1 Vergleich von modellierten und gemessenen Werten für Konzentrationen und Depositionen.....	134
4.4.2 Statistische und systematische Unsicherheiten .....	141
<b>5 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung</b> .....	151
5.1 Schwache Nachhaltigkeit - langfristige Schädigung der Umwelt durch aktuelle Belastungen .....	151
5.1.1 Geschädigtes langlebiges Kapital.....	151
5.1.2 Schädigung von Kulturgütern .....	152
5.1.3 Schädigung von Ökosystemen .....	153
5.1.4 Schadstoffemissionen in Boden und Wasser und Folgeschäden in der Zukunft .....	156
5.1.5 Zusammenfassung der Abschätzung von Schäden an langlebigen Kapitalgütern.....	159
5.2 Starke Nachhaltigkeit - Strategien und Kosten zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards .....	160
5.2.1 Nachhaltigkeitsstandards.....	161
5.2.2 Analyse der Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards in 1990 und 1998.....	165
5.2.3 Vorhandene Strategien zur zukünftigen Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards.....	168
5.2.4 Kosten zur Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards in 2005 .....	171
5.2.5 Verbleibende Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen bei Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards in 2005.....	173
5.2.6 Unsicherheiten in der Berechnung der Vermeidungskosten und verbleibenden Schadenskosten.....	174
5.3 Effizienzanalyse von Minderungen zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards ...	174
5.3.1 Ermittlung des optimalen Umweltschutzniveaus in 2005.....	175
5.3.2 Effizienz der Minderungen im Falle der Einhaltung politischer Standards und der maximal möglichen Reduktion in 2005 .....	176
5.3.3 Kosten zur Erreichung des effizienten intermediären Nachhaltigkeitsniveaus in 2005.....	179
5.3.4 Unsicherheiten in der Effizienzanalyse.....	180

---

<b>6 Diskussion der Ergebnisse</b> .....	181
6.1 Zusammenfassende Diskussion der berechneten Indikatoren.....	181
6.1.1 Konzept zu Basisgrößen und Indikatoren für Umweltökonomische Gesamt- rechnungen.....	181
6.1.2 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf das aktuelle Wohlergehen .....	182
6.1.3 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung .....	185
6.1.4 Unsicherheiten .....	187
6.2 Verwendung der Ergebnisse für Umweltökonomische Gesamtrechnungen .....	189
6.2.1 Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen .....	189
6.2.2 Beurteilung der zukünftigen Entwicklung .....	192
6.3 Übertragung der Methodik auf weitere Umweltbereiche.....	195
6.3.1 Ermittlung von Schadenskosten/Einbußen in aktuellem Wohlergehen.....	195
6.3.2 Ermittlung von Abstandsmaßen zu festgelegten Umweltzielen .....	196
6.3.3 Identifizierung zusätzlicher effizienter Verbesserungen der Umweltqualität ..	197
<b>7 Schlussbetrachtungen</b> .....	199
7.1 Verbesserte Indikatoren für Umwelteinflüsse durch Schadstoffe und Berechnungs- methodik.....	199
7.2 Anwendung der Methode zur Berechnung von Indikatoren und Basisgrößen als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen .....	200
7.3 Schlussfolgerungen und Ausblick .....	202
Literaturverzeichnis.....	207





## Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
ACGIH	American Conference of Government Industrial Hygienists
AOT40	Accumulated Ozone Concentration above a Threshold of 40 ppbV, berechnet für die jeweiligen Wachstumsperioden, bei Feldpflanzen: Mai bis Juli; bei Wäldern: April-September
AOT60	Accumulated Ozone Concentration above a Threshold of 60 ppbV
As	Arsen
BaP	Benz(a)pyren
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BSP	Bruttosozialprodukt bzw. (nach der Revision der deutschen VGR) Bruttonationaleinkommen
CEPA	Classification of Environmental Protection Activities
Cd	Cadmium
CO	Kohlenmonoxid
COPD	Chronic obstructive pulmonary diseases (Chronisch obstruktive Lungenerkrankungen)
CORINAIR	Coordination of information on the environment-Air, Teil des CORINE Programms der Europäischen Umweltbehörde (EEA) in dem Emissionen ermittelt wurden
Cr	Chrom
DG	Directorate General, Bestandteil der Europäischen Kommission
DPSIR	Driving force-Pressure-State-Impact-Response
EEA	European Environment Agency
EG	Europäische Gemeinschaft
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPA	US Environmental Protection Agency
EPAQS	Expert Panel on Air Quality Standards
EPER	European Pollutant Emission Register
EPIS	Environmental Pressure Information System
EU, EU-15	Europäische Union 15
Eurostat	Statistical Office of the European Communities
Euro <sub>2000</sub>	Währung Euro in Preisen des Jahres 2000
EWB	Expositions-Wirkungsbeziehungen
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EXTERNE	Externalities of Energy, Projekt finanziert durch die Europäische Kommission
g	Gramm
GARP	Green Accounting Research Project, Projekt, finanziert durch die Europäische Kommission
GD	Generaldirektion, Bestandteil der Europäischen Kommission
GREENSTAMP	Methodological Problems in the Calculation of Environmentally Adjusted Income Figures, Projekt, finanziert durch die Europäi-

---

	sche Kommission
h	Stunde
h $\nu$	Photolyse-Reaktion
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Wasserstoffperoxid
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Schwefelsäure
HNO <sub>3</sub>	Salpetersäure
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg
ICCED	Index of Consumption Corrected for Environmental Damage
ICP	International Cooperative Programme
ICRP	International Commission on Radiological Protection
IRIS	USA EPA integrated risk information system
ISEW	Index of Sustainable Economic Welfare
IEI	Integrated Emissions Inventory
IQ	Intelligenzquotient
kg	Kilogramm = 1000 Gramm
km	Kilometer = 1000 Meter
kt	Kilotonne = 1000 Tonnen
KOM	Kommunikation der Europäischen Kommission
LOAEL	Lowest observed adverse effect levels
LRTAP	Long-Range Transboundary Air Pollution
m	Meter
$\mu$ g	Mikrogramm = 10 <sup>-6</sup> Gramm
$\mu$ m	Mikrometer = 10 <sup>-6</sup> Meter
MCDA	Multicriteria Decision Analysis
meq	milliequivalent, Zahl der Säureäquivalente
mol	Mengeneinheit Mol, Stoffmenge, die aus $6.02205 \cdot 10^{23}$ Teilchen besteht
Mio	Millionen
MIPS	Materialintensität pro Serviceeinheit
MKF	marginale Kompensationsforderung
MPC	Maximum Permissible Concentration
MZB	marginale Zahlungsbereitschaft
N.A.	unspezifiziertes Nitrat-Aerosol
NH	Nachhaltigkeit
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ammoniumsulfat
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Ammoniumnitrat
Ni	Nickel
NIP	Nettoinlandsprodukt
NMVOC	Non-methane volatile organic compounds
NOAEL	No observed adverse effect levels
NO	Stickstoffmonoxid
NO <sub>2</sub>	Stickstoffdioxid
NO <sub>x</sub>	Reaktive Stickoxide, Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid
NRPB	National Radiological Protection Board

---

NSP	Nettosozialprodukt
NUTS	Nomenclature of Territorial Units for Statistics
N	Stickstoff
O <sub>3</sub>	Ozon
OH	Hydroxid-Ion
ÖIP	Ökoinlandsprodukt
ÖNNP	Ökologisches Netto-Nationalprodukt
PAH	Poly-aromatic hydrocarbons
PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PM	Particulate Matter
PM <sub>10</sub>	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 Mikrometer
PM <sub>2,5</sub>	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 Mikrometer
ppbV	Zahl der Teilchen pro Milliarde pro Volumeneinheit
ppm	Zahl der Teilchen pro Millionen
PSR	Pressure-State-Response
RfD	Referenzdosis
S	Schwefel
SEEA	System of Integrated Environmental and Economic Accounting
SERIEE	Systeme Europeen de Recensement des Informations Economiques sur l'Environment
SNA	System of National Accounts
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution - Quellsektoreinteilung
SNI	Sustainable National Income
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
SRE	Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung
SROM	Source Receptor Ozone Model
StaBA	Statistisches Bundesamt der Bundesrepublik Deutschland
t	Als Maßeinheit: Tonne = 1000 Kilogramm; innerhalb von Formeln: Zeit
T	Temperatur
TM	Trockenmasse
TNO	TNO - Institute of Environmental Science, Energy, Research and Process Innovation, Apeldoorn
UBA	Umweltbundesamt der Bundesrepublik Deutschland
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnungen
UN	United Nations
UN-ECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNCSD	United Nations Commission on Sustainable Development
UNEP	United Nations Environment Programme
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen
VSL	Value of Statistical Life

WATSON	Integrated WATER and SOil environmental fate, exposure and impact assessment model for Noxious substances for Europe
WCDE	World Commission on Environment and Development
WHO	World Health Organisation
WS	Worksheet
WTM	Windrose Trajectory Model
YOLL	Years of Life Lost

## Kurzfassung

Die wirtschaftliche Entwicklung der vergangenen Jahrzehnte hat zu einer Steigerung des materiellen Wohlstandes in der Gesellschaft geführt. Gleichzeitig wurde es immer offensichtlicher, dass mit der verfolgten Wirtschaftsweise deutliche negative Auswirkungen auf die Umwelt einhergingen. Damit ergab sich die Frage, ob sich mit dem materiellen Wohlstand auch insgesamt das Wohlergehen gesteigert hat. Die Indikatoren, die die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen bereitstellen und die regelmäßig zur Beurteilung der wirtschaftlichen Entwicklung herangezogen werden, wie Bruttonationaleinkommen oder Bruttoinlandsprodukt, berücksichtigen die verschiedenen Auswirkungen der Wirtschaft auf die Umwelt entweder gar nicht oder nicht adäquat. Sie können daher zur Beantwortung dieser Frage nicht herangezogen werden.

Ziel dieser Arbeit ist es, ausgehend von vorhandenen Ansätzen, ein geschlossenes Konzept für die Berücksichtigung von Schäden durch die Schadstoffbelastung der Umwelt als Ergänzung von Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen abzuleiten und dieses anhand der Umweltbelastung durch Luftschadstoffe und toxische Substanzen durchzuführen. Damit werden zwei Umweltbereiche betrachtet, die im Rahmen der Pressure Indices vom Statistischen Amt der Europäischen Gemeinschaften (Eurostat) als Prioritäten genannt wurden. Berücksichtigt werden dabei Emissionen von  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , NMVOC, CO und Partikeln sowie Emissionen der persistenten toxischen Substanzen Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Polyaromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK).

Ausgehend von der Diskussion der beiden übergeordneten Ziele für eine umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung, Effizienz und Nachhaltigkeit, werden zunächst Unterziele in Form von Prioritäten aufgestellt. Aus ihnen wird dann auf der Basis vorhandener Konzepte zu Indikatoren und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen ein System von aggregierten Indikatoren entwickelt, mit dem an der Seite von Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen Aussagen bezüglich Effizienz und Nachhaltigkeit getroffen werden können. Zur Berechnung der Indikatoren wird die Methodik des erweiterten Wirkungspfadansatzes vorgestellt. Die Verwendung dieser Methodik gewährleistet, dass die ermittelten Auswirkungen der Umweltbelastungen den Anforderungen, die im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen gestellt werden, entsprechen.

Eine wesentliche Größe für die Verfolgung der wirtschaftlichen Entwicklung ist der Einfluss der Umweltbelastung auf das Wohlergehen der lebenden Generation. Um diesen berechnen zu können, werden für die betrachteten Substanzen aus vorhandenen Daten konsistente Inventare jährlicher Emissionen mit einer Auflösung von etwa 50 mal 50 Quadratkilometern für Europa ermittelt. Neben der detaillierten Diskussion von Konzentrationswerten und Gesamtschäden für 1990 und 1998 erfolgt eine Analyse des zeitlichen und räumlichen Imports und Exports von Schäden sowie der Schäden, die durch unterschiedliche wirtschaftliche Aktivitäten in Deutschland entstehen. Die Gesamtschäden ergeben sich für die EU-15-Staaten zu etwa 3,4 und 1,9 Prozent und für Deutschland zu etwa 4,6 und 1,7 Prozent des Bruttoinlandsprodukts in 1990 bzw. 1998. Des Weiteren werden hohe zeitliche sowie räumliche Im- und Exporte von Schäden innerhalb der EU-15 festgestellt. Neben den Prozessen der Energieumwandlung führen vor allem  $\text{NH}_3$ -Emissionen der Landwirtschaft über die Bildung von Sekundärpartikeln zu hohen Auswirkungen.

Im letzten Teil der Arbeit werden mit Hilfe der Indikatoren die Nachhaltigkeit der wirt-

schaftlichen Entwicklung und die Effizienz definierter Umweltziele beispielhaft für das Jahr 2005 untersucht. Dabei wird bezüglich Nachhaltigkeit zwischen der Einhaltung ökologischer bzw. naturwissenschaftlich abgeleiteter Standards, die in der Politik meist als Langfristziele definiert sind, und politisch gesetzter Zwischenziele, sogenannter ‚intermediärer‘ Nachhaltigkeitsstandards, unterschieden.

In der Analyse stellt sich heraus, dass das Belastungsniveau im Bereich der Luftschadstoffe in 2005 bei weitem nicht nachhaltig ist. Eine dazu notwendige Einhaltung der ökologischen Standards ist mit den in der Arbeit angenommenen Minderungsmaßnahmen in 2005 technisch nicht möglich. Als untere Grenze für die hypothetischen Kosten zur Einhaltung dieser ökologischen Standards werden die Ausgaben für eine hypothetisch durchgeführte maximal technisch mögliche Reduktion der Luftschadstoffemissionen ermittelt. Im Vergleich zum Basisszenario, das der derzeitigen Gesetzgebung entspricht, ergeben sich damit als Indikator Mindestabstände zur Einhaltung der ökologischen Standards von etwa 39 Milliarden Euro<sub>2000</sub> für die EU-15-Staaten und etwa 7 Milliarden Euro<sub>2000</sub> für Deutschland. Diese Ausgaben entsprechen 0,5 bzw. 0,3 Prozent des für 2005 geschätzten Bruttoinlandsprodukts. Die Entfernungen von der Erreichung der politischen Umweltziele, deren Einhaltung erst für 2010 vorgesehen ist, ergeben sich aus den dafür aufzuwendenden Vermeidungskosten in 2005 für die EU-15 zu 15 Milliarden Euro<sub>2000</sub> und für Deutschland zu 4 Milliarden Euro<sub>2000</sub>. Diese entsprechen jeweils etwa 0,2 Prozent des geschätzten Bruttoinlandsprodukts in 2005.

Zur Analyse der Effizienz werden zusätzlich die verbleibenden Umweltschadenskosten berücksichtigt, die trotz der Einhaltung der jeweiligen Standards entstehen. Als Indikator für Effizienz werden die Gesamtkosten aus Vermeidungs- und verbleibenden Umweltschadenskosten verwendet. Eine Analyse der EU-15 Staaten für 2005 ergibt, dass bei weiteren Minderungen über die Einhaltung der derzeitigen Gesetzgebung hinaus die ermittelten verbleibenden Schadenskosten stärker zurückgehen als die Vermeidungskosten ansteigen, womit diese zu Verringerungen der Gesamtkosten führen würden. Nach den Berechnungen ergeben sich mit den Emissionsreduktionen zur Einhaltung der ‚intermediären‘ Nachhaltigkeitsstandards im Vergleich zur derzeitigen Gesetzgebung in der EU-15 Verminderungen der Gesamtkosten in Höhe von 0,06 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Sie lassen sich durch die Implementierung weiterer Maßnahmen zur Emissionsreduktion um zusätzliche 0,05 Prozentpunkte verringern. Da Deutschland bereits mit der Umsetzung der derzeitigen Gesetzgebung in 2005 für die meisten Schadstoffe ein hohes Umweltschutzniveau erreicht hat, erhöhen sich die Gesamtkosten für Deutschland bei weiteren Minderungen. Die Erhöhungen der Gesamtkosten bei Einhaltung der ‚intermediären‘ Standards gegenüber der derzeitigen Gesetzgebung ergeben sich zu etwa 0,06 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Sie berechnen sich als Summe der zusätzlichen Vermeidungskosten von etwa 0,2 Prozent und der zusätzlich verbleibenden Umweltschadenskosten von etwa -0,14 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Eine weitere effektive Minderung der Emissionen einzelner Substanzen führt nur zu geringen Verringerungen der Gesamtkosten.

Zur Demonstration der Anwendbarkeit der berechneten Ergebnisse im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen werden unter anderem beispielhaft Korrekturen der Wirtschaftsindikatoren durchgeführt, wie sie von Projekten der Europäischen Kommission und Aktivitäten der Vereinten Nationen in diesem Bereich vorgeschlagen werden.

## Abstract

Economic development during the last decades has led to an increase in material wealth in society. At the same time it has become more and more obvious that the economic development path followed has been accompanied by significant negative influences on the environment. Thus, the question arose whether, in addition to the increase in wealth, an increase in wellbeing is observed. The indicators which are provided by national accounting systems and which are regularly consulted for appraisals of economic development, such as gross national income and gross domestic product, do not consider the impacts of the economy on the environment properly. Therefore, they cannot answer this question.

The aim of this thesis is to develop a consistent concept for the consideration of impacts due to pollution of the environment in order to supplement national accounting systems and to apply the concept for air pollution and the dispersion of toxic substances. In this way two environmental areas are considered which have been mentioned by the Statistical Office of the European Communities (Eurostat) as priority areas. Emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, NMVOC, CO, and particles as well as emissions of the persistent toxic substances, arsenic, lead, cadmium, chromium, nickel, and poly-aromatic hydrocarbons (PAH), are taken into account.

Based on a discussion of the two major aims for environmentally friendly economic development, efficiency and sustainability, first, subordinate aims are formulated as priorities. These are used together with a discussion of existing concepts for indicators and environmental accounting to develop a system of aggregated indicators which can be used in addition to national accounting systems in order to analyse the economic development with respect to efficiency and sustainability. For the estimation of indicator values, the extended impact pathway approach is presented. Following this methodology ensures that the assessed impacts of the environmental burden meet the requirements for environmental accounting.

A substantial indicator for the analysis of economic development represents the influence of environmental impacts on the wellbeing of the current generation. In order to assess such damages, consistent inventories of annual emissions with a geographical resolution of 50 by 50 square-kilometres for Europe are derived from available estimates of emission data. Besides a detailed discussion of the concentration levels and damages for 1990 and 1998, an analysis of temporal and spatial import and export of damages as well as the amount of damages caused by different economic activities in Germany are assessed. The total damages resulting for the EU-15 are 3.4 and 1.9 percent and for Germany 4.6 and 1.7 percent of the gross domestic product in 1990 and 1998 respectively. Furthermore, high temporal and spatial imports and exports of damages within the EU-15 are derived. As well as processes in the energy sector, NH<sub>3</sub> emissions due to agriculture lead to particularly high impacts via the formation of secondary particles.

In the final part of the thesis, the sustainability of economic development and the efficiency of given environmental targets are analysed using the indicators exemplarily for the year 2005. The analysis distinguishes between ecological standards, i.e. standards derived from findings in natural science, which are often referred to as long term targets, and politically set 'intermediate' sustainability standards.

In the analysis it turns out that the situation in 2005 with respect to air pollution is far from being sustainable. Meeting the ecological standards which are necessary for reaching sustainability is not possible by implementing the technical avoidance measures considered for 2005.

In order to assess the minimum costs for meeting these targets, the costs of a hypothetical maximum technically feasible reduction are assessed. Compared to the base scenario, these result within the EU-15 to about 39 billion and in Germany to about 7 billion Euro<sub>2000</sub>. These costs represent about 0.5 and 0.3 percent of the respective gross domestic product of the country estimated for 2005. The necessary costs of compliance for meeting the politically defined environmental targets, which only have to be met by 2010, already in 2005, result to 15 billion for the EU-15 and 4 billion Euro<sub>2000</sub> for Germany which is interpreted as distance from meeting those targets. This represents 0.2 percent of the respective gross domestic product of the country.

In order to analyse the efficiency, the remaining costs of environmental damage which occur in spite of meeting the standards are considered in addition. The total costs as a sum of the avoidance and remaining damage costs are used as an indicator. The analysis of the EU-15 countries for 2005 shows that emission reductions beyond the current legislation lead to a decrease in the remaining damage costs which is higher than the respective increase in avoidance costs and results therefore in a reduction in the total costs. Based on these calculations, the introduction of the emission reductions necessary to meet the 'intermediate' sustainability standards instead of introducing only the emission reductions necessary for meeting the current legislation would lead to a cost reduction of about 0.06 percent of the gross domestic product. The implementation of further efficient measures results in an additional cost reduction of about 0.05 percent of the gross domestic product. Germany already reaches a high level of environmental protection for most of the pollutants with the implementation of current legislation; thus, the total costs rise with further emission reductions. The increase in total costs for meeting the 'intermediate' standards results to about 0.06 percent of the gross domestic product. This is estimated as the sum of the additional avoidance costs of about 0.2 percent and the additional remaining environmental damage costs of about -0.14 percent of the gross domestic product. Further effective emission reductions lead only to a small decrease in total costs.

In order to demonstrate the applicability of the results within environmental accounting, among other things exemplary corrections of economic indicators are carried out following the proposals from European Commission projects and from activities of the United Nations in this area.



# 1 Problemstellung und Zielsetzung

## 1.1 Problemstellung

Die wirtschaftliche Entwicklung in den Industrieländern führte in den vergangenen Jahrzehnten zu immer größerem Wohlstand in dem Sinne, dass den Menschen mehr Waren und Dienstleistungen zur Verfügung standen. Dabei wurde allerdings immer deutlicher, dass mit dem Nutzen durch die Zunahme der Produktion von Gütern auch Nebeneffekte auftraten, die negative Auswirkungen auf die Umwelt, d.h. auf Menschen, Wirtschaft und Natur zur Folge hatten. Als Maß für die wirtschaftliche Entwicklung und die Wohlfahrt in einer Gesellschaft wurden aggregierte Indikatoren der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen wie das Bruttoinlandsprodukt herangezogen. Die aufkommenden neuen Ziele der nachhaltigen Entwicklung und der Wohlfahrtsmaximierung unter Berücksichtigung von Umwelteffekten wurden in diesen Indikatoren nicht abgebildet. In der Folge entstanden viele Vorschläge zur Korrektur der Wirtschaftsindikatoren. Bis heute existiert jedoch kein allgemein anerkanntes und verwendetes Konzept für die Berücksichtigung von Umwelteinflüssen innerhalb oder an der Seite von Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, sogenannte Umweltökonomische Gesamtrechnungen.

Aufbauend auf bestehenden Konzepten zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sollen in der vorliegenden Arbeit Indikatoren abgeleitet und für einzelne Umweltbereiche berechnet werden, die in Umweltökonomische Gesamtrechnungen integriert werden können und aus denen Aussagen über die Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit der Entwicklung gezogen werden können. Sie sollen zur Analyse vergangener Jahre sowie der zukünftigen wirtschaftlichen Entwicklung herangezogen werden können. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Umweltbereiche orientiert sich die Arbeit an den Prioritäten, die mit der Aufstellung der Pressure Indices von der Europäischen Statistischen Behörde (Eurostat) herausgegeben wurden (Eurostat 1999, European Commission 1999c). In der vorliegenden Arbeit wurden zwei von den insgesamt identifizierten zehn wichtigen Umweltbereichen exemplarisch untersucht, die Luftverschmutzung durch klassische Schadstoffe<sup>1</sup> (Air Pollution) und die Ausbreitung toxischer Substanzen (Dispersion of Toxic Substances).

## 1.2 Stand des Wissens

### 1.2.1 Kritik an den Wirtschaftskennzahlen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen als Maße für Wohlfahrt und Einkommen

Die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) sind ein Rechnungssystem, welches das gesamtwirtschaftliche Geschehen einer Volkswirtschaft innerhalb eines abgeschlossenen Zeitraums möglichst umfassend beschreibt. Der Zeitraum entspricht typischerweise einem Monat, einem Jahr oder mehreren Jahren. Einen wesentlichen Teil der VGR stellt die Inlands- und Sozialproduktsrechnung dar. Sie wird verwendet um aus den Flüssen von Waren und Dienstleistungen innerhalb einer Periode aggregierte Größen wie Inlandsprodukte und

---

<sup>1</sup> Schadstoffe, die zu klassischen Umweltproblemen wie z.B. Smog, Sommersmog, saurer Regen und Eutrophierung beitragen.

Nationaleinkommen zu berechnen und gibt Auskunft über die wirtschaftliche Leistung eines Landes. (Brümmerhof 1995, Frenkel 1996, Stobbe 1994)

Vor allem in der Politik, den Medien und der Öffentlichkeit werden diese Indikatoren oftmals als Wohlfahrtsindikatoren verstanden. Bereits 1920 wurde diese Interpretation der Wirtschaftsindikatoren von Pigou kritisiert (Pigou 1920). Die Diskussion wurde in den vierziger und fünfziger und in den frühen siebziger Jahren neu eröffnet. Die Kritik betrifft insbesondere Größen, die

1. für die Wohlfahrt wichtig, jedoch nicht im Sozialprodukt enthalten sind,
2. für die Wohlfahrt nicht relevant sind, jedoch zum Sozialprodukt beitragen und damit für einen Wohlfahrtsindikator falsch erfasst sind.

Für die Berechnung eines Wohlfahrtsmaßes wichtig, aber nicht enthalten sind soziale Kosten der Produktion, die nicht vom Verursacher übernommen werden, wie etwa Umwelteinflüsse durch Abfallprodukte der Volkswirtschaft, insbesondere wenn sie zur Verschlechterung der Gesundheit beitragen. Weiter werden Waren und Dienstleistungen, die unentgeltlich zur Verfügung stehen, z.B. innerhalb privater Haushalte, nicht berücksichtigt. Da es sich bei Inlandsprodukten und Nationaleinkommen um reine Produktionsmaße handelt, sind des Weiteren die Höhe des Freizeitanteils, die Güterzusammensetzung, die Verteilung der Güter und Einkommen und der im Allgemeinen abnehmende Grenznutzen des Einkommens sowie weitere politische Faktoren wie das herrschende Gesellschaftssystem nicht abgebildet. Diese Faktoren haben jedoch ebenfalls Einfluss auf das Wohl der Bevölkerung und sollten deshalb in einem Wohlfahrtsmaß berücksichtigt werden.

Für die Ableitung eines Wohlfahrtindikators falsch erfasst sind insbesondere sogenannte Defensivausgaben. Sie gehen positiv in das Sozialprodukt ein, repräsentieren jedoch nur eine Wiederherstellung des geschmäleren Wohlfahrtsniveaus und keinen Zuwachs desselben. Zum Beispiel führen Behandlungs- und Reparaturkosten aufgrund von Gesundheitseinflüssen und Schäden an Produktionsgütern zu einem Zuwachs der Indikatoren, vermindern jedoch die Wohlfahrt. Ebenfalls im Hinblick auf ein Wohlfahrtsmaß falsch erfasst ist die Produktion langlebiger Güter für den Konsum. Sie werden der Periode, in der sie gekauft werden, zugerechnet, führen aber auch in den Folgeperioden zu Nutzen für den Verbraucher.

Neben der Kritik an der Interpretation der in der VGR berechneten Indikatoren als Wohlfahrtsmaße sind Unzulänglichkeiten bekannt, die ihre Verwendung als Produktionsmaße betreffen. Zum Beispiel werden unentgeltlich abgegebene öffentliche Dienstleistungen anhand ihrer Kosten bewertet und positiv eingerechnet. Werden diese durch Unternehmen oder öffentliche Haushalte als Zwischenprodukte genutzt, führt diese Behandlung zu Doppelzählungen. Des Weiteren führt die schon angesprochene Nichtberücksichtigung der Produktion von Waren und Dienstleistungen innerhalb privater Haushalte unter anderem zu Problemen im internationalen und zeitlichen Vergleich von Wirtschaftsindikatoren. Die immer größer werdende Zahl von Berufstätigen bewirkt zum Beispiel, dass mehr Haushaltshilfen eingestellt werden. Die Bezahlung der Haushaltshilfen geht positiv in die berechneten Aggregate ein. Da ihr keine zusätzliche Dienstleistung gegenübersteht, ergibt sich daraus eine Überschätzung der Produktionssteigerung. Ein weiterer Schwachpunkt in der Berechnung der Indikatoren ist, dass Abschreibungen auf langlebige Konsumgüter, die zur Produktion innerhalb der Haushalte verwendet werden, nicht berücksichtigt werden.

Wirtschaftsindikatoren wurden von vorne herein nicht als Wohlfahrtsmaße ausgelegt. Deshalb wurde die wohlfahrtsorientierte Kritik an der VGR von Ökonomen stets zurückgewiesen, während „die Kritik am Einkommensbegriff der VGR weithin Zuspruch“ erfuhr (Klaus et al. 1994, S. 15). Die Kritik stützt sich auf den Einkommensbegriff im Sinne von Hicks (1939), der besagt, dass ‚Einkommen‘ zu definieren sei als die Größe, „die in einer Gesellschaft während einer Periode konsumiert werden kann, unter der Bedingung, den Bestand ihres Kapitalstocks (und damit ihrer Zukunftsoptionen) zu erhalten“ (Klaus et al. 1994, S. 15). Dieses Konzept führt in Richtung der Definition eines nachhaltigen Einkommens. Das Netto-Nationaleinkommen enthält zusätzlich zum Konsum und den Investitionen sowie dem Nettoexport die Abschreibungen auf das produzierte Kapital. Nicht berücksichtigt sind soziales Kapital wie Erziehung und Wissen sowie natürliches Kapital, obwohl diese für eine zukünftige Entwicklung ebenfalls von Bedeutung sind. Damit sind die derzeitigen Wirtschaftsindikatoren auch in diesem Zusammenhang nicht aussagekräftig.

### **1.2.2 Theoretische Diskussion der Korrektur von Wirtschaftsindikatoren im Hinblick auf Aussagen über Wohlfahrt und Nachhaltigkeit**

Parallel zu der Kritik an den Aggregaten der VGR wurden mögliche Korrekturen der Wirtschaftsindikatoren diskutiert mit dem Ziel ein Maß für Wohlfahrt oder nachhaltiges Wirtschaften zu erhalten. Die wesentlichen theoretischen Arbeiten zur Entwicklung eines um Umwelteinflüsse korrigierten Wirtschaftsmaßes sind zum Beispiel in Hampicke (1992) und Markandya et al. (2003a) zusammengestellt. Im Folgenden wird auf Basis dieser Studien ein grober Überblick über die Arbeiten gegeben.

Anfang der siebziger Jahre wurde deutlich, dass Umwelteinflüsse in starkem Maße auf die Wirtschaft zurückschlagen können, so dass die Möglichkeit eines uneingeschränkten Wachstums bezweifelt wurde. Die bekannteste Publikation in diesem Zusammenhang war der Club of Rome Bericht „The Limits to Growth“ (Meadows 1972). In seiner Folge entwickelten Ökonomen verschiedene Modelle mit deren Hilfe sie Regeln ableiteten, bei deren Befolgung nach der Theorie ein konstantes Konsumniveau resultiert. Die ursprünglichen Arbeiten dazu führten Solow (1974) und Hartwick (1977) durch. Die sogenannte Hartwick-Regel wurde zunächst für eine geschlossene Ökonomie mit einer Cobb-Douglas Produktionsfunktion und für die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen abgeleitet. Weitere Arbeiten erweiterten die Regel auf andere Ökonomien und Ressourcen. Weitzman (1976) gab als erster eine Wohlfahrtsinterpretation von Einkommen als Konsum plus Investitionen. Außerdem verdeutlichte er, dass der zugrunde liegende Kapitalstock produziertes und natürliches Kapital enthalten muss und im Konsum außer Marktgütern weitere Faktoren berücksichtigt werden müssen, die das gegenwärtige Wohlergehen beeinflussen, wie z.B. die Umweltqualität. Auf dieser Veröffentlichung bauten einige Versuche einer Korrektur der VGR auf, mit dem Ziel diese im Kern zu verändern und auf diese Weise ein wohlfahrtsäquivalentes oder nachhaltiges Einkommen in Form eines korrigierten Netto-Nationalprodukts bzw. -einkommens, eines sogenannten Ökologischen Netto-Nationalprodukts (ÖNNP) zu berechnen.

Eine der wenigen Aussagen, die heute nach Markandya et al. (2003a) aus theoretischer Sicht aus einem Wert wie einem korrigierten ÖNNP getroffen werden können ist die, dass wenn das ÖNNP größer als der Konsum in einer Periode ist, die Wohlfahrt zunimmt (Pember-ton und Ulph 2001). Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass eine positive Änderungsrate des

ÖNNP eine Steigerung der Wohlfahrt indiziert (Asheim und Weitzman 2001). Eine Aussage des ÖNNP in Bezug auf das erreichte Wohlfahrtsniveau kann nach den theoretischen Ableitungen nicht getroffen werden. Allerdings können sehr wohl Änderungen des ÖNNP zur Analyse der wirtschaftlichen Entwicklung herangezogen werden.

Ein systematischer theoretischer Zusammenhang zwischen ÖNNP und nachhaltigem Einkommen wurde von Asheim (2000) ausgeschlossen. Zudem ist es in höchstem Maße fraglich, ob die Preise von natürlichem Kapital richtig wiedergegeben werden. Für nicht auf dem Markt bewertete Ressourcen wie Klima und Ökosysteme ist es offensichtlich, dass das nicht der Fall ist. Auch für bewertete Ressourcen kann aufgrund vorhandener Unwissenheiten nicht ausgeschlossen werden, dass die Marktpreise im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung nicht korrekt sind. Da ein ÖNNP aus Marktpreisen berechnet wird, kann es nicht als Maß für ein nachhaltiges Einkommen herangezogen werden.

### **1.2.3 Konzepte zu Wohlfahrts- und Nachhaltigkeits-Indikatoren und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen**

Als Beispiel im Bereich von Konzepten zu Wohlfahrtsindikatoren ist insbesondere der ‚Index of Sustainable Economic Welfare‘ (ISEW) zu nennen (Daly und Cobb 1989). Neben diesem sind weitere Konzepte zu ein- und mehrdimensionalen Indikatoren im Bereich der nachhaltigen Entwicklung aufgestellt worden. Bei den eindimensionalen Indikatoren sind vor allem der Dauerhaftigkeitsindikator von Pearce und Atkinson (1992) und das ‚Sustainable National Income‘ (SNI) von Huetting (1989) zu erwähnen. Bei den mehrdimensionalen Systemen handelt es sich fast immer um eine Abwandlung des STRESS-Ansatzes oder Pressure-State-Response-Prinzips, das zuerst von der statistischen Behörde in Kanada eingesetzt wurde (Rapport und Friend 1979). Heutige Vertreter dieser Systeme sind insbesondere die Ansätze der ‚Organisation for Economic Co-operation and Development‘ (OECD), der ‚United Nations Commission on Sustainable Development‘ (UNCSD) und die ‚Pressure Indices‘ der Europäischen Kommission (OECD 1998 und 1999, UNCSD 1996, Jesinghaus 1999, Eurostat 1999).

Zusätzlich zu diesen Konzepten existieren Ansätze der statistischen Ämter auf nationaler und internationaler Ebene, nicht nur die Wirtschaftsindikatoren, sondern das gesamte System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen um Umwelteinflüsse zu korrigieren. Dazu wird meist auf die bereits vorhandenen Arbeiten im Bereich der Indikatoren zurückgegriffen. Aufgrund der Schwierigkeiten, die damit verbunden sind das System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen im Kern zu ändern und eine Art ÖNNP zu berechnen, aus dem sich Aussagen zu Wohlfahrt oder nachhaltiger Entwicklung ziehen lassen, wurden Systeme zusätzlicher Indikatoren entwickelt, die den VGR zur Seite gestellt werden, sogenannte Satellitensysteme. Als auf internationaler Ebene maßgeblich anzusehen sind die Vorschläge der Vereinten Nationen zur Gestaltung eines Satellitensystems von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (United Nations 1993, 2000 und 2003). Sie betreffen vor allem den statistisch-technischen Bereich der Berücksichtigung verschiedener Umwelteinflüsse in Kontensystemen. Zusätzlich werden alternative Möglichkeiten zur Angabe von gesamtwirtschaftlichen Indikatoren vorgeschlagen. Die Indikatoren zur Minderung der Umweltqualität orientieren sich an den Konzepten der beiden Projekte für die Europäische Kommission zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, ‚Methodological Problems in the Calculation of Environmental Adjusted National Income Figures‘ (GREENSTAMP) (European Commission 1997) und das ‚Green Ac-

counting Research Project' (GARP) (European Commission 1996). GREENSTAMP verfolgt das Konzept des SNI von Huetting in etwas abgewandelter Form, indem makroökonomische Indikatoren wie das Bruttonationaleinkommen unter der Einhaltung von vorgegebenen Grenzwerten berechnet werden. Die Differenz der verschiedenen Bruttonationaleinkommen im Zustand ohne zusätzliche Maßnahmen und im Zustand der Einhaltung der Grenzwerte ergibt die zusätzlichen Kosten zur Einhaltung der Standards. Die Analyse kann für vergangene und zukünftige Jahre durchgeführt werden. In GARP wird die Berechnung von Umweltschäden mit Hilfe von Expositions-Wirkungsmodellen verfolgt. Dabei werden gemessene Umweltkonzentrationen als Grundlage für die Berechnungen verwendet. Zur Indikatorkorrektur wurde von der London Group (United Nations 2003) vorgeschlagen, unter anderem die berechneten Gesundheitsschäden sowie die Ressourcenminderung vom Nationaleinkommen abzuziehen. Streng genommen dürfen nach der London Group (United Nations 2003) lediglich die Komponenten der Gesundheitsschäden berücksichtigt werden, die nicht bereits durch dem Markt abgebildet sind, i.e. Nutzenverluste durch Leiden und Schmerz der Betroffenen. Schäden an produzierten Gütern sowie Produktivitätsverluste und Gesundheitskosten aufgrund von Krankheiten sind bereits im Nationaleinkommen enthalten, so dass eine zusätzliche Korrektur hier nicht notwendig ist. Eine zusätzliche Ausweisung dieser Schäden ist trotzdem sinnvoll. Die Angabe von physischen Schäden und die Verknüpfung zu den Verursachern, die in GARP jedoch nicht erfolgte, wurde als wertvoll für den politischen Prozess bezeichnet, um Handlungsmöglichkeiten zur Erreichung des gesellschaftlich akzeptierten Belastungsniveaus identifizieren zu können. Die beiden beschriebenen Konzepte GARP und GREENSTAMP sowie die sich ergebenden Indikatoren eines korrigierten Nationaleinkommens ('damage adjusted national income') (GARP) und der Wirtschaftsindikatoren einer 'grünen Ökonomie' ('modelling of a greened economy') (GREENSTAMP) stehen in dem Vorschlag der London Group (United Nations 2003) als Alternativen nebeneinander.

Die von nationalen statistischen Ämtern entwickelten Konzepte unterscheiden sich stark voneinander. Das deutsche Konzept der UGR z.B. zielt darauf ab Basisdaten für eine Analyse der Umweltbelastungen bereit zu stellen. Dazu werden die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen in fünf Themenbereiche eingeteilt, geordnet nach dem Pressure-State-Response-Ansatz (Belastung-Zustand-Umweltschutz) (Statistisches Bundesamt 2001b). Eine kausale Verbindung zwischen Themenbereichen wird nicht gezogen. Als Indikator für die Umweltpolitik sollen Vermeidungskosten zur Erreichung von Standards berechnet werden. Damit folgen die deutschen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen der im GREENSTAMP-Projekt entwickelten Methodik.

Insgesamt lassen die derzeit national und international verfolgten Konzepte zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen Wirkungskettenanalysen und die Verknüpfung von Umweltschäden zu Verursachern vermissen. Stattdessen stehen Größen wie z.B. Emissionen und Konzentrationen, die auf verschiedenen Ebenen der Wirkungskette angesiedelt sind, aber kausale Zusammenhänge aufweisen, in diesen Systemen ohne Bezug nebeneinander. Damit ist ein Zusammenhang dieser Größen mit den in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen beschriebenen ökonomischen Aktivitäten nicht zu erkennen. Des Weiteren gehen die in der Literatur diskutierten Indikatoren nicht auf die Problematik ein, dass Ursache und Wirkung von Umwelteinflüssen oft räumlich weit auseinander liegen. Im Falle der Luftverschmutzung z.B. tritt ein Großteil der Schäden aufgrund der Emissionen in einem Land in den Nachbarländern auf. Um diese darzustellen sind zumindest in einem Zwischenschritt räumlich differenzierte

Ursache-Wirkungsketten notwendig.

Oftmals ist in den vorhandenen Konzepten nicht zu erkennen, wie die verschiedenen ermittelten Größen zu einer Bewertung der Situation herangezogen werden können. Ein geschlossenes Konzept von Indikatoren bezüglich Einflüssen auf Wohlfahrt und nachhaltige Entwicklung ist in keinem der Systeme zu finden. Sind aggregierte Indikatoren vorgesehen, ist es unklar welche Aussagen aus Ihnen zu ziehen sind, oder sie beschränken sich auf einzelne Aspekte, entweder die gegenwärtige beziehungsweise zukünftige Wohlfahrt oder die nachhaltige Entwicklung.

### **1.3 Ziel der Arbeit**

Das Ziel dieser Arbeit ist es Schäden an der Umwelt zu quantifizieren, die als Beitrag im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen verwendet werden können. Dazu wird aufbauend auf schon vorhandenen Konzepten und den Ergebnissen der Diskussion um Umweltökonomische Gesamtrechnungen zunächst ein geschlossenes Konzept zu Indikatoren abgeleitet, bevor diese für die Umweltbereiche der klassischen Luftschadstoffe und der Ausbreitung toxischer Schadstoffe für einzelne Beispieljahre ausgewertet werden. Mit der Verbindung der Konzepte aus den Projekten GARP (Schadenskostenberechnung) und GREENSTAMP (,Modellierung einer grünen Ökonomie‘) auf der Basis von in der Arbeit abgeleiteten Prioritäten für eine wirtschaftliche Entwicklung, wird damit erstmals ein konsistentes Konzept entwickelt, das Indikatoren zur Beurteilung der wirtschaftlichen Entwicklung sowohl mit dem Ziel der Nachhaltigkeit als auch der Wohlfahrtsoptimierung enthält. Die erstmalige Verwendung einer Bottom-up-Methode für die Berechnung von Gesamtschäden durch Umweltschadstoffe ermöglicht den notwendigen Detaillierungsgrad der Analysen um Umweltkenngrößen auf verschiedenen Ebenen der Wirkungskette darzustellen und zu bewerten, als auch eine genaue Zuordnung zu Verursachern durchzuführen, die Ergebnisse zeitlich und räumlich differenziert zu analysieren und Auswirkungen verschiedener Politikstrategien zu ermitteln.

Zu diesem Zweck werden in den einzelnen Teilen der Arbeit die folgenden Arbeiten durchgeführt:

#### *Grundlagen zur Berechnung der Indikatoren zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen*

- Diskussion der theoretischen Grundlagen zu Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltiger Entwicklung und darauf aufbauend Ableitung von operationalisierbaren Zielen für die wirtschaftliche Entwicklung.
- Aufstellung von aggregierten Indikatoren für die identifizierten Ziele zur Darstellung der Umweltbelastungen durch Schadstoffe innerhalb Umweltökonomischer Gesamtrechnungen.
- Entwicklung einer Methode zur Berechnung der Indikatoren im Bereich der Umweltbelastungen durch klassische Luftschadstoffe und die Ausbreitung toxischer Substanzen.

*Berechnung von Indikatoren zu Einflüssen der Umweltverschmutzung auf das aktuellen Wohlergehen in den zwei betrachteten Jahren 1990 und 1998*

- Detaillierte Berechnung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe in den EU-15 Ländern und Deutschland für 1990 und 1998 unter Verfolgung, Darstellung und Analyse von Zwischenschritten in den Wirkungszusammenhängen.
- Als Vorbereitung zur Verwendung der Ergebnisse für die Korrektur volkswirtschaftlicher Aggregate: Unterscheidung der Umwelt- und Gesundheitsschäden danach, ob die Effekte bereits auf dem Markt berücksichtigt sind oder nicht.
- Zuordnung der Schäden zu verursachenden Quellsektoren und Ländern, inklusive Import und Export von Umweltschäden aufgrund der räumlichen Ausbreitung von Luftschadstoffen und des zeitlich verzögerten Auftretens von Nutzenverlusten.
- Analyse von Unsicherheiten inklusive des Vergleichs der modellierten Ergebnisse mit gemessenen Daten.

*Berechnung von Indikatoren zu Einflüssen der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung*

- Ermittlung langfristiger Schädigungen von Kapitalgütern durch aktuelle Umweltbelastungen.
- Identifizierung operationaler Nachhaltigkeitsstandards und dynamischer Politikmaßnahmen zur Erreichung dieser Standards.
- Ermittlung von zusätzlichen effizienten Minderungspotentialen über die Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards hinaus für das Jahr 2005.
- Berechnung der Indikatoren für die Entfernung der projizierten Belastungssituation in 2005 zu der Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards, bzw. zu dem Zustand in dem weitere effiziente Emissionsminderungen durchgeführt werden.
- Ermittlung verbleibender Einbußen im aktuellen Wohlergehen für die verschiedenen Umweltsituationen in 2005 und Berechnung der Gesamtkosten bestehend aus Vermeidungs- und verbleibenden Schadenskosten.

Die Analyse der Umweltschäden luftgetragener Schadstoffe erfolgt mit Hilfe eigener Berechnungen. Für die Analyse der Wirkungen toxischer Substanzen über die Pfade Wasser und Boden werden die selbst berechneten Konzentrationen und Depositionen als Eingangsdaten für Modellrechnungen mit einem Wasser-Boden-Modell verwendet (Bachmann 2003). Für die Berechnung des Abstandsindikators in 2005 wird auf Vermeidungskostenkurven der IIASA für dieses Jahr zurückgegriffen, die als Zwischenergebnisse im Rahmen von Berechnungen für das Europäische Umweltamt (EEA) entstanden sind (Klimont 2003).

## **1.4 Aufbau der Arbeit**

Die Struktur der Arbeit orientiert sich an den im vorherigen Abschnitt dargestellten Hauptaufgaben. In Kapitel 2 werden zunächst aufbauend auf der Diskussion von intertemporaler Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit Ziele für eine wirtschaftliche Entwicklung abgeleitet und in Indikatoren umgesetzt. Des Weiteren wird eine Methode zur Berechnung der Indikatoren im Bereich der klassischen Luftschadstoffe und Ausbreitung toxischer Substanzen vorgestellt. In Kapitel 3 wird die Methodik zur Berechnung von Verlusten im Wohlergehen durch Luftschadstoffe diskutiert. Kapitel 4 beschäftigt sich mit der Auswirkung von Umwelteinflüssen auf das aktuelle Wohlergehen in den vergangenen Jahren 1990 und 1998, während in Kapitel 5 Projektionen für 2005 verwendet werden um die wirtschaftliche Entwicklung in Bezug auf Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit zu analysieren. Kapitel 6 enthält die Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf deren Verwendung in Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sowie Möglichkeiten zur Anwendung der entwickelten Methode auf weitere Umweltbereiche. In Kapitel 7 werden Schlussfolgerungen gezogen und mögliche zukünftige Verbesserungen und Erweiterungen diskutiert.



## 2 Verbesserte Indikatoren für Umwelteinflüsse durch Schadstoffe

### 2.1 Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit als Maßstäbe für die Bewertung von Umwelteinflüssen

#### 2.1.1 Intertemporale Wohlfahrtsmaximierung

##### Grundbegriffe und Ziele ökonomischen Handelns

Bevor auf die Wohlfahrtstheorie und deren Modelle eingegangen wird, sollen zunächst einmal Grundlagen und Begrifflichkeiten der **Neoklassischen Ökonomie** und der Wohlfahrtstheorie kurz erläutert werden. Dabei wird hauptsächlich der Darstellung in Schumann (1992) gefolgt.

Alles wirtschaftliche Handeln, das heißt das Handeln mit knappen Mitteln, dient der Befriedigung von menschlichen **Bedürfnissen**. Über den Konsum von materiellen und immateriellen **Gütern** wird ein bestimmtes Maß an ‚individueller, subjektiv empfundener Bedürfnisbefriedigung‘, das heißt ein bestimmter **Nutzen**, erreicht. Das erreichte Nutzenniveau ist mit dem **individuellen Wohlergehen** gleichzusetzen. Die **individuelle Wohlfahrt** wird als der Verlauf des individuellen Wohlergehens über die Zeit angesehen. **Individueller Wohlstand** hingegen bezeichnet das materielle Wohlergehen des Individuums. Nicht auf dem Markt abgebildeter individueller Nutzen wird als **individuelles Wohlbefinden** definiert. Der Nutzen der letzten konsumierten Einheit wird **Grenznutzen** genannt. In der Theorie wird die Annahme der Nichtsättigung getroffen, d.h. jede zusätzliche Einheit eines Gutes erhöht den individuellen Nutzen. Außerdem wird angenommen, dass der Grenznutzen mit der Zahl der bereits konsumierten Gütereinheiten fällt. Für die meisten Güter sind diese Prämissen zulässig. Für den Konsumenten wird ferner angenommen, dass er rational nutzenmaximierend handelt. Er zeichnet sich dadurch aus, dass er fähig ist verschiedene Güterbündel miteinander zu vergleichen und in eine Reihenfolge zu bringen sowie dadurch, dass er aus verschiedenen Alternativen die auswählt, die er vorzieht (Hanley und Spash 1995). Güter werden durch Einsatz von **Ressourcen** wie Arbeitskraft, produziertem und natürlichem Sachkapital, Wissen sowie Fläche bzw. Boden von Produzenten produziert. Diese stehen in einer privatwirtschaftlich organisierten Marktwirtschaft allesamt im Besitz der privaten Haushalte (z.B. Firmeneigentümer). Für die Nutzung der Ressourcen werden **Faktoreinsatzpreise** gezahlt. Außerdem werden Zwischenprodukte eingesetzt. Die Probleme des Wirtschaftens entstehen durch die relative **Knappheit** von Ressourcen, verglichen mit den Bedürfnissen der Menschen. Der **marktwirtschaftliche Wettbewerb** stellt den Rahmen ökonomischen Handelns dar. Er ist „eine besondere Form der Zuteilung knapper Produktionsfaktoren oder knapper Güter“ (Schumann 1992, S. 10). Preise regeln dabei die Nachfrage nach Gütern. Ein Haushalt handelt **nutzenmaximierend**, wenn er in einer Weise Geld ausgibt, nach der sich durch eine Umverteilung seiner Geldmengen kein höherer Nutzen ergeben würde. Aus der Nutzenmaximierung ergibt sich die **Gewinnmaximierung** der Unternehmen, da diese in privater Hand liegen. Somit fördert ein funktionierender Wettbewerb, der von eigenem Interesse der Individuen getrieben wird, den Wohlstand der gesamten Volkswirtschaft. Smith (1776) verglich diese Marktmechanismen mit dem Wirken einer ‚**unsichtbaren Hand**‘. „Der Tausch fördere Arbeitsteilung und Produktivität; damit fördere er den Wohlstand der ganzen Volkswirtschaft“ (Schumann 1992, S. 12). Durch Reduktion der Wirklichkeit auf wenige Prozesse, z.B. die Berücksichtigung von nur einem Produzenten und einem Konsumenten-

ten, wurden Modelle entwickelt, mit denen sich die „marktliche Koordination der gesamten Volkswirtschaft“ (Schumann 1992, S. 3) darstellen ließ, die **Neoklassische Theorie des allgemeinen Konkurrenzgleichgewichtes** (Walras 1874). Ein solcher Gleichgewichtszustand ist in einem doppelten Sinne ‚pareto-optimal‘. Zum einen wird **effizient** produziert und zum anderen ergibt sich eine **pareto-optimale Verteilung** der Güter und Einkommen, was bedeutet, dass durch eine einfache Umverteilung kein Individuum besser gestellt werden kann, ohne dass ein anderes schlechter gestellt werden müsste.

In der Folge gab es vielfach Kritik an dieser ‚Verherrlichung‘ marktwirtschaftlichen Wettbewerbes. Sie zielt insbesondere auf das Konzept des rational denkenden Individuums, des ‚homo economicus‘, die Frage der Einkommens- und Kapitalverteilung und die Frage des Marktversagens in der Realität. Weitere Kritikpunkte sind die Prämisse der Nichtsättigung, das Fehlen von Institutionen, die Vernachlässigung einiger Auswirkungen wirtschaftlichen Handelns, z.B. auf die Umwelt und die Beschränkung auf die Allokation knapper Mittel. Einige dieser Aspekte werden von Erweiterungen der neoklassischen Theorie aufgegriffen und behandelt. Auf Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Umweltauswirkungen wird genauer in Abschnitt „Einrechnung von Wohlfahrtseinbußen durch Umweltverschmutzung“ auf Seite 31 eingegangen. Verteilungsaspekte werden von der Wohlfahrtstheorie als Aufgabe der Politik angesehen. Detaillierte Diskussionen der Kritikpunkte sind z.B. in Hampicke (1992) und Majer (1998) zu finden.

Die kurze Einführung in das Grundkonzept ökonomischen Handelns in der Neoklassik hat insbesondere gezeigt, dass das Ziel wirtschaftlichen Handelns die Befriedigung von Bedürfnissen ist. Durch Modellbildung wird versucht wirtschaftliches Handeln zu analysieren, was durch z.T. starke Vereinfachungen auf Schwierigkeiten stößt. Um Steigerungen im Wohlergehen zu modellieren wird zunächst der individuelle Nutzen als Indikator betrachtet. In der Theorie wird dann versucht aus dem individuellen Nutzen einen gesellschaftlichen Nutzen abzuleiten. Ansätze dazu werden im nächsten Abschnitt dargestellt. Ausgehend von einfachen Modellen in denen der Nutzengewinn lediglich auf dem Konsum von Gütern basiert, werden dabei insbesondere Erweiterungen um Umweltaspekte diskutiert.

### **Maximierung der Wohlfahrt heutiger Generationen: Neoklassik und Nutzensummen-Utilarismus**

In der Wohlfahrtstheorie geht es darum, die wirtschaftlichen Zusammenhänge dahingehend zu untersuchen, unter welchen Bedingungen ein Optimum an gesellschaftlicher Wohlfahrt erreicht wird. Dazu werden zunächst individuelle Nutzen- oder Wohlfahrtsfunktionen aufgestellt, zu einer **gesellschaftlichen Wohlfahrtsfunktion**  $W$  zusammengefasst und unter Nebenbedingungen maximiert. Die erste Möglichkeit eine Aggregation der individuellen Wohlfahrten  $w_i$  der einzelnen Individuen  $i$  durchzuführen, ist diese einfach aufzuaddieren (Nutzensummen-Utilarismus). Auf diese Weise ergibt sich eine soziale Wohlfahrtsfunktion der Form (Külp und Knappe 1984, S. 4):

$$W(w_1, w_2, \dots) = \sum_{\text{alle Individuen } i} w_i \quad (2-1)$$

Diese Vorgehensweise entspricht der der vorparetianischen Wohlfahrtstheorie. Implizit wird hierbei angenommen, dass die individuelle Wohlfahrt zum einen **kardinal** messbar ist und dass

die Nutzen einzelner Individuen nicht nur vergleichbar, sondern auch als gleich wichtig anzusehen sind. Wobei natürlich, was die Gleichbehandlung der Individuen angeht, jede andere Vorgehensweise sehr fragwürdig wäre. Bei einem Vergleich zweier Wohlfahrtsfunktionen ist bei dieser Formulierung zu beachten, dass die Bevölkerungszahl gleich gehalten werden muss. Ist das nicht der Fall, so muss auf die durchschnittliche Wohlfahrt ( $W/\Sigma i$ ) als Größe zurückgegriffen werden. Eine allgemeinere Definition einer kardinalen Wohlfahrtsfunktion ist z.B. von Malinvaud (1972) verwendet worden. Er verwendet unbestimmte Gewichte für die Nutzen der einzelnen Individuen. Wichtig ist für ihn lediglich, dass sich die sozialen Nutzen zweier verschiedener Zustände vergleichen lassen.

Eine deutliche Verbesserung des Konzepts wurde mit der paretianischen Wohlfahrtstheorie erreicht. In ihr geht man davon aus, dass individueller Nutzen weder kardinal messbar noch interpersonell vergleichbar ist. Nach dem Paretokriterium kann dann von einer Steigerung der Wohlfahrt gesprochen werden, wenn die Wohlfahrt einer Person erhöht worden ist, ohne den Nutzen einer weiteren Person zu mindern. Als gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion ergibt sich daraus ein unbekannter Zusammenhang zwischen den individuellen Wohlfahrten und der sozialen Wohlfahrt in der Form

$$W = W(w_1, w_2, \dots) \quad (2-2)$$

mit

$W$ : gesellschaftliche/soziale Wohlfahrt

$w_i$ : individuelle Wohlfahrt des Individuums  $i$ .

In der Theorie des Allgemeinen Gleichgewichtes wird gezeigt, dass sich unter bestimmten Voraussetzungen ein Gleichgewicht auf allen Märkten einstellt, in welchem sowohl eine effiziente Produktion als auch eine pareto-optimale Verteilung erreicht wird. Dieser Zustand repräsentiert damit ein Wohlfahrtsoptimum. Genauer werden aus Annahmen über die Präferenzstruktur von Konsumenten und die Produktionsfunktion von Produzenten die zwei Hauptsätze der Wohlfahrtstheorie abgeleitet. Der erste sagt aus, dass aus einem Marktgleichgewicht, das durch die Nutzenmaximierung von Konsumenten und Produzenten zustande kommt, ein Pareto-Optimum folgt und der zweite, dass in einem Pareto-Optimum ein solches Marktgleichgewicht herrscht. Zusammen ergibt sich aus ihnen also die Aussage, dass Marktgleichgewicht und Pareto-Optimum unter bestimmten Annahmen äquivalent sind (s. z.B. (Malinvaud 1972)).

Diese Art der Wohlfahrtstheorie wird von den meisten Ökonomen der neoklassischen Schule verfolgt. Allerdings ist das Paretokriterium für praktische Zwecke wenig brauchbar, da mit ihm allein nicht die Auswirkungen politischer Maßnahmen gemessen werden können, sofern sie die Verteilung soweit ändern, dass auch nur ein Individuum schlechter gestellt wird. Kaldor und Hicks haben das Paretokriterium dahingehend erweitert, dass sie nicht mehr nach notwendigen Bedingungen für ein (in der Realität nicht erreichbares) Wohlfahrtsoptimum schauten, sondern nach ausreichenden Bedingungen für eine Wohlfahrtssteigerung. Diese Erweiterungen werden in dem sogenannten **Kaldor-Hicks-Prinzip einer potentiellen Kompensation** zusammengefasst. Dieses besagt, dass eine wirtschaftspolitische Maßnahme zu einer Verbesserung führt, „wenn die aus dieser Maßnahme resultierenden Vorteile der begünstigten Bevölkerungsgruppen die Möglichkeit bieten, die benachteiligten Gruppen für ihren Nutzenentgang voll zu kompensieren.“ (Külp und Knappe 1984, S. 104). Dabei kommt es nur darauf

an, dass die Kompensation hypothetisch durchgeführt werden könnte, nicht dass sie tatsächlich durchgeführt wird. Bei einer tatsächlichen Kompensation würde das Prinzip auf das Pareto-Kriterium reduziert (Hanley und Spash 1995). Kritik an der potentiellen Kompensation besteht vor allem darin, dass diese dazu führe, dass Arme immer ärmer und Reiche immer reicher würden (s. z.B. (Mishan 1969)). Kaldor und Hicks sahen die Frage der tatsächlichen Kompensation nicht für unwichtig an. Sie hielten diese jedoch für eine verteilungspolitische Maßnahme, welche Entscheidungen voraussetzt, die von Politikern getroffen werden müssen. Somit beschränken sich sowohl Kaldor und Hicks als auch die moderne Wohlfahrtstheorie, die auf dem Kaldor-Hicks-Prinzip basiert, auf die Frage der Effizienz. Verteilungsfragen werden weitestgehend ausgeklammert. Die Frage, ob diese Beschränkung auf Allokationsfragen gerechtfertigt ist, kann als ein Hauptkritikpunkt an der modernen Wohlfahrtstheorie gesehen werden.

### Wohlfahrtsoptimierung im intergenerationellen Kontext

Um eine Optimierung der heutigen und zukünftigen gesellschaftlichen Wohlfahrt durchführen zu können, muss zunächst eine intertemporale gesellschaftliche Nutzenfunktion aufgestellt werden. Wie schon bei der intragenerationalen Aggregation gesehen, gibt es dazu zwei Möglichkeiten. Entweder kann man annehmen, dass die Nutzen intergenerationell vergleichbar und kardinal messbar sind, oder aber man kann ein ordinales Nutzenkonzept verfolgen. Tatsächlich werden in der modernen Neoklassik in den meisten Fällen kardinale Nutzenfunktionen verwendet. Wie auch für die intragenerationelle Wohlfahrtsfunktion werden in diesem Fall die Nutzen von Individuen verschiedener Generationen zusammenaddiert. Zusätzlich werden Nutzen anderer, zukünftiger Generationen meistens mit einer sogenannten sozialen Diskontrate  $r_s$  abdiskontiert. Aus der oft verwendeten mathematischen Formulierung des Problems in der Neoklassik ergibt sich für den individuellen Nutzen

$$\text{Max: } U = \int_0^T \left( \sum_{\forall \text{ Individuen } j} (u_j(q(t))) \right) \exp(-r_s t) dt, \text{ für } (T < \infty \vee (T = \infty \wedge w > 0)) \quad (2-3)$$

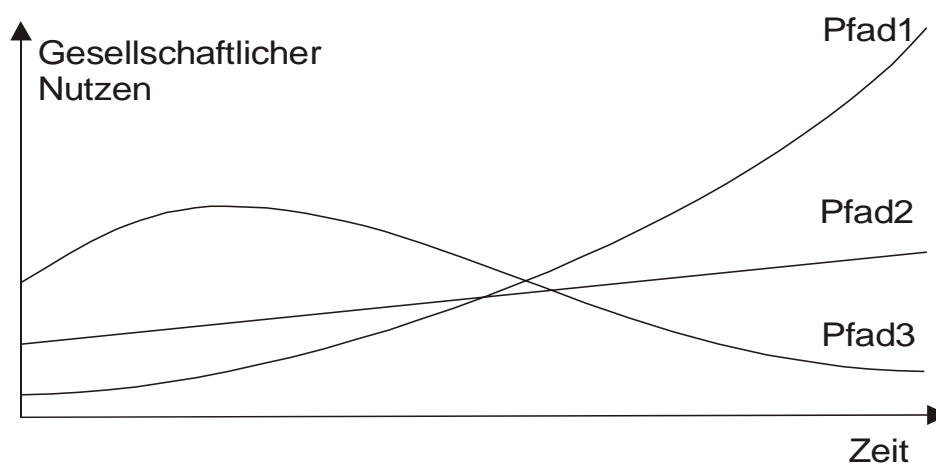
mit

- $U$ : Gesamtnutzen der gegenwärtigen und der zukünftigen Generationen im Betrachtungszeitraum
- $u_j$ : Nutzen des Individuums  $j$
- $r_s$ : soziale Diskontrate
- $q(t)$ : Konsum zum Zeitpunkt  $t$
- $t$ : die Zeit als Integrationsvariable
- $T$ : Betrachtungszeitraum für die Maximierung

Die Diskussion des Maximierungsproblems basiert in weiten Teilen auf der Kritik wie sie in Hampicke (1992) formuliert ist. Im Maximierungsproblem wird nach der obigen Gleichung zunächst der Nutzen der Individuen  $j$  intragenerational summiert und dann über  $t$  integriert. Dazu wird mit Hilfe der sozialen Zeitpräferenzrate  $r_s$  der Barwert zukünftiger Nutzen berechnet. Damit werden im intertemporalen Kontext nicht die in der neuen Wohlfahrtstheorie eingesetzten Konzepte von ordinalen Nutzenfunktionen und Nichtvergleichbarkeit verschiedener individueller Nutzen verfolgt. Die Neoklassik betrachtet mit dieser Formulierung die Gesellschaft als

„ein unendlich lange lebendes Super-Individuum“ (Hampicke 1992, S. 130), das bis  $t = T$  lebt und dessen Zeitpräferenzrate die soziale Zeitpräferenzrate  $r_s$  ist. Da nicht die Nutzen einzelner Generationen, sondern einzelner Individuen aufaddiert werden, stellt die obige Formulierung keinen Nutzensummen-Utilitarismus im eigentlichen Sinne dar. Außerdem wird in dieser Formulierung des Problems interessanterweise nicht, wie sonst üblich, zwischen der Präferenz eines Individuums seinen Nutzen lieber heute als in Zukunft zu realisieren (individuelle Zeitpräferenz) und der Diskontierung von Nutzen anderer, zukünftiger Generationen (soziale Zeitpräferenzrate) unterschieden. Bei der angegebenen Formulierung wird lediglich die soziale Zeitpräferenzrate angewandt, egal ob es sich um den Nutzen einer einzelnen bereits lebenden Person oder anderer, zukünftiger Generationen handelt. Ein weiteres Problem ergibt sich bei der plausiblen und allgemein üblichen Annahme homogen streng fallender individueller Grenznutzen, also streng konkaver individueller Nutzenfunktionen. Unter dieser Annahme führt die Erhöhung der Gesamtzahl der Individuen zu einer Erhöhung des Nutzens, da eine Verteilung der Güter auf die hinzukommenden Individuen dazu führt, dass der Grenznutzen bei allen Individuen steigt. Für die Betrachtung unendlich vieler Individuen könnte damit kein maximaler Nutzen bestimmt werden. Dieses Problem lässt sich allerdings lösen, indem man die Arbeitskraft mit in die Produktionsfunktion einfließen lässt. Alles in allem ergeben sich aus der üblichen Formulierung einige Probleme, die bei ihrer Anwendung hinterfragt werden sollten.

In der vorliegenden Arbeit werden inter- und intragenerationelle Nutzenverluste unterschieden, so dass, sofern Nutzenverluste in der Zukunft auftreten, jeweils die passende Diskontrate gewählt werden kann. Für Einflüsse auf das Wohlergehen der aktuellen Generation („aktuelles Wohlergehen“) wird die individuelle Diskontrate und für Einflüsse auf das Wohlergehen zukünftiger Generationen (z.B. Gesundheitseffekte aufgrund zukünftiger Exposition durch toxische Substanzen) die soziale Diskontrate verwendet. Es ist des Weiteren nicht das Ziel einen absoluten Wert für den gesellschaftlichen Nutzen, sondern lediglich Nutzenänderungen durch Umwelteinflüsse zu ermitteln.



**Abb. 2-1:** Skizzierung verschiedener möglicher Wachstumspfade

Wenn man annimmt, dass die obigen Probleme gelöst sind, können sich verschiedene Wachstumspfade über die Generationen ergeben. Einige Beispiele sind in Abbildung Abb. 2-1 zu dargestellt. Pfad 1 zeigt den Fall exponentiell steigenden Nutzens, wie er z.B. bei exponentiellem Wachstum erwartet werden könnte. Pfad 2 zeigt einen nicht exponentiell, aber dennoch

steigenden Nutzen, bei dem die früheren Generationen mehr konsumieren und weniger investieren als in Pfad 1. Pfad 3 zeigt den Fall, wie eine Übernutzung von Umweltressourcen zu einem Rückgang des Nutzens über die Zeit führen würde. Dieser Übernutzung kann begegnet werden, wenn man nach der Hartwick-Regel, die erstmals aus dem ‚Weltmodell‘ von Solow abgeleitet wurde, Investitionen in einer solchen Höhe tätigt, dass der Faktoranteil der natürlichen Ressource durch menschengemachtes Kapital ersetzt werden kann. Bei Befolgung dieser Regel kann unter bestimmten Voraussetzungen ein über die Zeit konstantes Konsumniveau gehalten werden. Das konstante Konsumniveau entspricht jedoch nicht zwangsläufig einem konstanten Nutzenniveau, da das Modell nach Solow keine Umwelteinwirkungen betrachtet und eine kontinuierliche Substitution von natürlichem Kapital durch menschengemachtes immer größeren Produktionsaufwand und damit immer stärkere Umweltbeeinflussung zur Folge hätte. Weiter ist diese Regel natürlich nur so lange anwendbar, wie Faktorleistungen natürlichen Kapitals durch Faktorleistungen anderen Kapitals substituiert werden können. Außerdem sind die Annahmen zu betrachten, die dem Weltmodell zugrunde liegen. So wird für die Modellökonomie z.B. eine einfache Cobb-Douglas-Produktionsfunktion mit gewissen Produktionselastizitäten angenommen.

Die Beurteilung welcher der Pfade utilitaristisch vorzuziehen ist, hängt von der Summe der diskontierten Nutzen über die Zeit, also der Fläche unter den Pfaden der diskontierten Nutzen ab. Damit ist die Entscheidung abhängig vom Zeithorizont der Betrachtung  $T$  und der Diskontrate  $r_s$ , mit der zukünftige Nutzen abdiskontiert werden. Bei unendlicher Betrachtungszeit und  $r_s = 0$  ist es klar, dass, obwohl dann kein Absolutnutzen berechnet werden kann, ein Pfad gewählt werden muss, der ab einem Zeitpunkt  $t$  im Mittel oberhalb der übrigen Pfade liegt<sup>1</sup>. Die Verwendung von  $T < \infty$  oder einer Diskontrate  $r_s > 0$  kann dazu führen, dass ein Pfad der Form 3 als optimal angesehen wird, obwohl dieser zur Überlastung der Umwelt und damit unweigerlich zu unmenschlichen Lebensbedingungen in der Zukunft führt. Betrachtet man die Pfade 1 und 2, so würden, obwohl Pfad 1 klar utilitaristisch vorzuziehen ist, die ersten Generationen für Pfad 2 stimmen, sofern sie nur ihr eigenes Wohlergehen, nicht aber das ihrer Nachkommen, maximieren wollen. Dadurch, dass frühere Generationen nicht im Nachhinein entschädigt werden können, weil sie nicht mehr existieren, enthält das intertemporale Allokationsproblem hier eine ganz andere Dimension als das intratemporale.

Um die Höhe der verwendeten Diskontrate festzulegen werden zwei Wege eingeschlagen, die Ableitung über Zeitpräferenzraten und über Opportunitätskosten des Kapitals.

Bei der Ableitung über Zeitpräferenzraten lässt sich sowohl die individuelle als auch die soziale Diskontrate in zwei Teile aufschlüsseln, einen Teil, der die pure Zeitpräferenz darstellt und einen Teil, der den Einfluss des Wachstums berücksichtigt. Bei der individuellen Diskontrate begründet sich eine positive pure Zeitpräferenzrate aus der Unsicherheit den zukünftigen Konsum noch nutzen zu können. Die Rolle dieser Komponente für die soziale Diskontrate ist umstritten. Rabl (1996) und Hampicke (1991 und 1992) argumentieren gegen ihre Berücksichtigung für Langzeiteffekte. Die Wachstumskomponente der individuellen Diskontrate wird aufgrund der hohen Einkommenssteigerung eines Individuums mit zunehmendem Alter im Vergleich zum relativ geringen Wachstum des Pro-Kopf-Konsums einer Gesellschaft höher eingeschätzt als die der sozialen Diskontrate. Damit sind insgesamt höhere Werte für die indi-

<sup>1</sup> ‚overtaking criterion‘ nach von Weizsäcker (1965), Koopmans (1965) und Gale (1967) Hampicke (1992)

viduelle als für die soziale Diskontrate zu erwarten. Weitzman (1999) schlägt eine allgemeine mit der Zeit fallende Diskontrate vor.

Bei der Ableitung über Opportunitätskosten wird untersucht, wie groß die Bereitschaft ist alternativ zum Konsum in der Periode zu investieren. Die Opportunitätskostenrate, die zur Ermittlung der Diskontrate dient stellt dabei „die Verzinsung der besten alternativen Investitionen dar“ (Rennings 1997, S. 45). In den ExternE-Berichten wird eine Opportunitätskostenrate von 5-7% ermittelt (s. z.B. (Markandya 1995)). Diese deckt sich mit Daten für Deutschland aus den siebziger Jahren (Rennings 1997, SRE 1992).

Bezüglich Langzeiteffekten wird als zusätzliches Argument häufig eingebracht, dass aus Nachhaltigkeitsgesichtspunkten aufgrund intergenerationaler Verteilungsgerechtigkeit die soziale Diskontrate bei langen Betrachtungszeiträumen zu Null beziehungsweise sehr gering zu wählen ist.

Empfohlene Diskontraten für Effekte, die in etwa 20-30 Jahren auftreten, bewegen sich zwischen 2% und 6%, die höchsten werden aus Opportunitätskosten abgeleitet. Verwendet wird für solche Effekte häufig eine Diskontrate von 3% (Markandya 1995, Krewitt et al. 1997, Rennings 1997). Für die Sensitivitätsanalyse werden als Extremwerte 0% und bis zu 10% empfohlen. Für langfristige Wirkungen auf die Umwelt werden geringere Diskontraten abgeschätzt. Eine Vernachlässigung der reinen Zeitpräferenzrate würde nach Markandya (1995) zu Werten von 1-2% führen. Weitzman (1999) empfiehlt mit zunehmendem Betrachtungszeitraum abnehmende Diskontraten von 2 bis 0%.

Die Diskussion hat gezeigt, dass die reine Verfolgung des neoklassischen Ansatzes ohne Berücksichtigung von Verteilungsaspekten im Hinblick auf zukünftige Generationen zu einer Übernutzung natürlicher Ressourcen führen kann. Diese kann auch durch die Hartwick-Regel nicht ausgeschlossen werden. Ursache dafür sind insbesondere die Verwendung einer positiven sozialen Diskontrate sowie die Nichtberücksichtigung marktexterner Effekte wie Umweltbelastungen.

### **Einrechnung von Wohlfahrtseinbußen durch Umweltverschmutzung**

Neben dem Konsum sind andere Einflüsse auf das Wohlergehen zu beobachten, die zur Bestimmung des Gesamtnutzens in einer Gesellschaft bestimmt werden müssen. In der vorliegenden Arbeit steht die Nutzung der Natur als Stoffempfänger im Mittelpunkt der Betrachtungen. Daher beschränken sich die Ausführungen auf die Berücksichtigung von Umwelteinflüssen durch Schadstoffemissionen.

Für die Wechselwirkungen der Ökonomie mit der Umwelt können für den Fall von Emissionen chemischer Stoffe verschiedene Pfade unterschieden werden. Stoffe, die durch Konsumaktivitäten oder bei Produktionsprozessen in die Umwelt geleitet werden, führen zum einen dort zu Veränderungen der chemischen Zusammensetzung, der physischen Eigenschaften, wie z.B. Temperatur bzw. Strahlungsintensität, und damit zu Veränderungen in Ökosystemen. Des Weiteren werden in der Ökonomie und Gesellschaft Auswirkungen der Umweltveränderungen auf Individuen und auf Produktionsprozesse beobachtet. Genauer betrachtet entstehen durch Umweltverschmutzung direkte und indirekte Nutzeneinbußen beim Menschen. Unter direkten Nutzeneinbußen sind Störungen des Wohlbefindens und Minderung der Lebensqualität durch Krankheit oder negative Einflüsse in der direkten Umgebung zu verstehen. Indirekte Nutzeneinbußen entstehen konsumvermittelt durch die Schädigung von Konsumgütern oder durch

Produktionsminderungen bzw. Kostenerhöhungen aufgrund verringerter Arbeitsproduktivität sowie durch Schädigung von Gütern, die als Vorleistungen verwendet werden. Des Weiteren werden gesellschaftliche Kosten in Form von erhöhten Gesundheitsausgaben sowie Kosten für die Beseitigung von Umweltschäden und das Management von Umweltbelastungen verursacht.

Aus Sicht der Ökonomie entstehen auf diese Weise umweltvermittelte Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Wirtschaftssubjekten, die, sofern sie nicht über den Markt abgerechnet werden, sogenannte **externe Effekte** darstellen. Genauer stellen externe Effekte allgemein Leistungsbeziehungen zwischen Wirtschaftssubjekten dar, die nicht auf Märkten bewertet und abgegolten werden. Grund für das Auftreten externer Effekte ist oft das Vorhandensein öffentlicher Güter. **Reine öffentliche Güter** sind Güter, bei denen keine Rivalität in der Nutzung besteht, d.h. die Qualität des Konsums einer Person nicht durch den Konsum einer anderen Person beeinflusst wird, und kein Individuum von der Nutzung ausgeschlossen werden kann. Das Gegenteil stellt ein **privates Gut** dar. Aus der Eigenschaft der Nichtausschließbarkeit ergibt sich eine Problematik, die ‚Trittbrettfahrer‘- oder ‚free rider‘-Effekt genannt wird. - Ein Individuum kann ein öffentliches Gut nutzen ohne für dessen Nutzung zu bezahlen. Ein Beispiel für ein solches öffentliches Gut ist die Nutzung eines großen öffentlichen Badesees. Wird die Reinigung des Wassers oder z.B. die Müllentsorgung durch Steuern von den umliegenden Orten finanziert, so profitieren auswärtige Badende von dem gesäuberten Wasser und der sauberen Umgebung ohne etwas dafür zu bezahlen. Viele Güter können allerdings nicht eindeutig in die Kategorien privates oder öffentliches Gut eingeordnet werden. Häufig ist z.B. generell der Ausschluss eines Individuums von der Nutzung möglich, wird aber aufgrund politischer Erwägungen oder zu hoher Durchsetzungskosten nicht durchgeführt. Außerdem ist die Nichtrivalität des Konsums oft bei geringer Nutzung eines Gutes gegeben, verschwindet jedoch ab einer bestimmten Nutzungsstärke (Kapazitätseffekt). So würde bei einer sehr hohen Zahl von Badegästen die Qualität des Wassers sowie die Sauberkeit der Umgebung und damit die Qualität des Badevergnügens für die Badenden trotz Reinigung geringer. In den meisten Fällen stellt die Umweltqualität allerdings ein reines öffentliches Gut dar. Das Vorhandensein externer Effekte beziehungsweise öffentlicher Güter führt zu einer Verletzung der grundlegenden Annahmen für den ersten Hauptsatz der Wohlfahrtstheorie (Schmutzler 1993), was bedeutet, dass ein Gleichgewicht nicht mehr notwendigerweise einem Pareto-Optimum entspricht. Weitere häufig auftretende Gründe für ein solches Marktversagen können ungeklärte Eigentumsrechte oder fehlende Information sein.

In der ökonomischen Theorie wird das Problem der externen Effekte in der Weise angegangen, dass Umwelteffekte in Produktions- und Nutzenfunktionen mitberücksichtigt werden. Zum Beispiel können die Emissionen, Konzentrationen oder Einwirkungen explizit in die Wohlfahrtsfunktion integriert werden (s. z.B. (Faber und Proops 1994)). Es ergibt sich eine Wohlfahrtsfunktion der Art

$$W = W(Q(1), \dots, Q(T), S(1), \dots, S(T)) \quad (2-4)$$

wobei  $Q(t)$  der Konsum in der Periode  $t$  und  $S(t)$  den Schadstoffbestand, d.h. die Schadstoffmenge, am Ende der Periode  $t$  darstellen. Einflüsse auf den Produktionsprozess werden über Nebenbedingungen für die Optimierung berücksichtigt.

Betrachtet man zwei gewinnmaximierende Produktionsprozesse, von denen der eine den anderen durch externe Effekte beeinflusst, so erhält man als Ergebnis einen Preis für das Pro-



dukt das unter der Entstehung externer Effekte produziert wurde (Gut 1), der sich von der notwendigen Bedingung für ein Marktgleichgewicht um die Höhe der Auswirkungen der externen Effekte auf den zweiten Produzenten (Produzent 2) unterscheidet (Schmutzler 1993). Als theoretische Lösung des Problems wird die Einführung der sogenannten ‚Pigou-Steuer‘ auf Gut 1 in Höhe der Auswirkungen der externen Effekte angesehen. In der Praxis kann die Höhe der Steuer aufgrund unvollkommener Information lediglich näherungsweise ermittelt werden. Eine wesentliche Aussage, die aus der theoretischen Betrachtung gezogen werden kann ist, dass lediglich der Preis des Guts 1 angepasst werden muss, damit der Verursacher die Kosten des externen Effekts in seiner Gewinnmaximierung berücksichtigt. Über die Verwendung der Steuer, z.B. eine Entschädigungszahlung an Produzent 2 wird keine Aussage getroffen.

Entscheidungsgrundlage für politische Handlungen im Umweltbereich bietet in den meisten Fällen die Nutzen-Kosten-Analyse. Dabei werden den Kosten einer Maßnahme zur Minderung externer Effekte die durch sie entstehenden Nutzengewinne gegenübergestellt. Ein ‚optimales Umweltschutzniveau‘ ist erreicht, wenn die Kosten der letzten Einheit des Umweltschutzes dem durch diese Einheit entstehenden Nutzen entsprechen, das heißt wenn die Grenzkosten und Grenznutzen übereinstimmen.

**Tabelle 2-1:** Kategorisierung der Bewertungsmethoden

	<b>Indirekte Methoden</b>	<b>Direkte Methoden</b>
<b>(1) Umweltgut als Produktionsfaktor</b>	Analyse von Produktionsdaten	
<b>(2) Umweltgut als Konsumgut</b>	(2a) Analyse von Anpassungsverhalten - Vermeidungskostenmethode  (2b) Reisekostenmethode  (2c) Analyse von Marktpreisdifferenzen - Hedonischer Preisansatz	(2d) Kontingente Bewertungsmethode  (2e) Attributbasierte Bewertungsmethoden  (2f) Partizipative Bewertungsmethoden  (2g) Marktsimulation

Voraussetzung dafür eine solche Analyse durchführen zu können ist die Bewertung von Umwelteinflüssen in monetären Einheiten. In einigen Fällen wie z.B. bei Schäden an Gebäudematerialien und Feldpflanzen kann auf **Marktpreise** zurückgegriffen werden. Sind allerdings keine Märkte vorhanden auf denen die Güter gehandelt werden, müssen **marktnahe Bewertungsmethoden** herangezogen werden. Dabei sind direkte und indirekte Verfahren zu unterscheiden (s. (Ahlheim und Frör 2003, Endres und Holm-Müller 1998, Staiger 1992, Hanley und Spash 1995)). **Direkte Verfahren** versuchen die Präferenzen von Individuen zu ermitteln. Zu nennen sind hier die kontingente Bewertungsmethode, attributbasierte Bewertungsmethoden, partizipative Bewertungsmethoden und die Marktsimulation. **Indirekte Methoden** versuchen durch Analyse von Marktdaten Gewinnänderungen bei den Produzenten und Nutzenänderungen bei den Konsumenten zu messen. Dazu werden die Analyse von Produktionsdaten, Vermeidungskosten, Fahrtkosten und der ‚hedonische‘ Preisansatz verwendet (s. auch Tabelle 2-1). Eine umfangreiche Diskussion der verschiedenen Methoden ist etwa von

Endres und Holm-Müller (1998) durchgeführt worden. In der folgenden Diskussion der verschiedenen Bewertungsmethoden wird der Argumentation dieser Studie sowie Ahlheim und Frör (2003) gefolgt.

Wenn es sich bei dem beeinflussten Umweltgut um einen **Produktionsfaktor (1)** handelt, so sollte zur Messung der Nutzeneinbuße idealerweise die Änderung der Konsumenten- und Produzentenrente herangezogen werden. Die Renten stellen Wohlfahrtsgewinne dar, die dadurch entstehen, dass die marginale Zahlungsbereitschaft des Konsumenten für einen Teil der gekauften Güter den gezahlten Preis übersteigt, bzw. dass ein Teil der Güter vom Produzenten auch zu einem geringeren Preis angeboten worden wäre. Um die Renten exakt zu bestimmen müssten die Nachfrage- und die Angebotskurve bekannt sein. In der Praxis können diese jedoch meist nicht abgeleitet werden, so dass auf alternative Größen zurückgegriffen wird. Zur Verfügung stehen dabei Änderungen im Umsatz, in den Kosten und im Gewinn sowie in der Wertschöpfung einer Branche, welche sich in Änderungen der Arbeitseinkommen ausdrückt. Die Größen sind unterschiedlich gut geeignet, um die Wohlfahrtsänderungen durch externe Effekte anzugeben. **Lohnkostensteigerungen** sind ein falsches Maß für die Wohlfahrt. **Umsatzänderungen** sind verwendbar, jedoch können auch Preissteigerungen, denen kein Wohlfahrtsgewinn entgegensteht, zur Erhöhung des Umsatzes führen. **Gewinnänderungen** geben die Produzentenrente exakt wieder, so dass sie bei gegebener vollkommener elastischer Nachfrage verwendbar sind. Für inelastische Nachfragen ist die **Kostenänderung** verwendbar, jedoch führen hier Kostensenkungen, die auf die Einstellung eines neuen Wirtschafts-Gleichgewichts zurückzuführen sind, zu Kostensenkungen, denen kein Wohlfahrtsgewinn entgegensteht.

Geht es darum Nutzenänderungen durch den Einfluss auf die **Umwelt als Konsumgut (2)** zu ermitteln, so wird versucht die Konsumentenrente zu erfassen. Dazu sollen zunächst indirekte Methoden diskutiert werden.

Eine Möglichkeit zur indirekten Erfassung des Nutzenverlusts ist die Ermittlung von **(Schadens-) Vermeidungskosten (2a)**. Bei dieser Methode wird davon ausgegangen, dass das Individuum in dem Sinne rational handelt, dass es den Wert der vermiedenen Umweltschäden als mindestens so hoch einschätzt wie die Kosten, die bei ihrer Vermeidung entstehen. Unter dieser Annahme stellen tatsächlich investierte bzw. zur Erreichung festgelegter Umweltziele notwendige Vermeidungskosten eine untere Abschätzung für die sonst eintretenden Schadenskosten dar. Probleme, die bei dieser Methode auftreten, sind:

- Anpassungsreaktionen haben noch zusätzliche Nutzen.
- Restschäden können verbleiben.
- Die Tatsache, dass keine Vermeidungsmaßnahmen durchgeführt wurden bedeutet nicht automatisch, dass kein Schaden entstanden ist.
- Durch die für Vermeidungsmaßnahmen gezahlten Marktpreise ist die Konsumentenrente nicht erfassbar. Deshalb handelt es sich um eine eher konservative Schadensabschätzung.

Verwendet werden dürfen jedoch nur Anpassungskosten im Gleichgewicht. Es muss unter anderem sichergestellt werden, dass die Betroffenen die Kosten gegebenenfalls auch tatsächlich zahlen würden. Da Schadenskosten, die aus Vermeidungskosten bestimmt wurden, auf einem vorher festgelegten Vermeidungsziel beruhen, können sie insbesondere nicht zur Ermittlung ei-

nes optimalen Vermeidungsniveaus herangezogen werden. Lässt sich gewährleisten, dass Maßnahmen rein aus Umweltschutzgründen getroffen werden, erhält man mit dieser Methode einen guten unteren Schätzwert der Umweltschadenskosten.

Eine weitere Methode zur Bewertung von Umweltschäden ist der **Transport- oder Reisekostenansatz (2b)**. Die Grundlage für diese Methodik bildet die Annahme, dass die investierten Reisekosten als eine Art Eintrittspreis für das besuchte Umweltgut angesehen werden können. Durch Ermittlung der Kosten und Häufigkeit von Besuchen in Abhängigkeit von der Entfernung (= Kostenhöhe) lässt sich unter der Annahme, dass die Konsumenten sich in der Zahlungsbereitschaftsfunktion nicht unterscheiden, die Nachfragekurve und damit die Konsumentenrente für ein bestimmtes Gut bestimmen. Ein Grundproblem bei der Anwendung der Methode ist, dass man von Aufwendungen ausgeht, um Wertschätzungen zu erhalten. Spezielle Probleme sind hier:

- Andere Zwecke können mit der Fahrt verbunden sein.
- Neben den reinen gezahlten Fahrtkosten entsteht weiterer Aufwand, der dem Nutzen gegenübergestellt werden muss (z.B. Autofahrt bei starker Hitze).
- Regionale Einkommensschwankungen müssen berücksichtigt werden.
- Zeitkosten sollten zusätzlich berücksichtigt werden.
- Korrekte Werte für das Umweltgut erhält man nur bei Kapazitätsauslastung vergleichbarer benachbarter Umweltgüter. Freie Kapazitäten führen zur Überschätzung, da die betroffenen Personen bei Zerstörung des Umweltgutes ohne oder nur unter geringem Nutzenverlust auf andere ausweichen können.
- Um aus Umfragen in verschiedenen Regionen eine Zahlungsbereitschaftsfunktion abzuleiten, muss die Annahme gleicher Zahlungsbereitschaftsfunktionen in den Regionen getroffen werden.<sup>2</sup>

Alles in allem erfordert die Reisekostenmethode einen so hohen Aufwand an Datenerhebung, dass sie nie vollständig gelingen kann. Daher können Zahlen, die mit dieser Methode erhoben wurden, nur als Anhaltspunkte angesehen werden.

Eine weitere indirekte Methode stellt der **hedonische Preisansatz (2c)** dar. Bei ihm wird versucht, Marktpreisdivergenzen von Gütern einzelnen Umwelteinflüssen zuzuordnen. Dazu wird die Preisdifferenz eines Objektes, z.B. eines Hauses, unter verschiedenen Umweltsituationen als Näherung für die maximale marginale Zahlungsbereitschaft ermittelt. Probleme bei der Methode sind:

- Nur im Gleichgewicht stimmen Preis und maximale marginale Zahlungsbereitschaft überein. Insbesondere auf Wohnungsmärkten, die zu einem großen Teil reguliert sind, wie es in Deutschland der Fall ist, ist diese Bedingung nicht erfüllt.
- Um aus beobachteten Preisen in verschiedenen Regionen eine Zahlungsbereitschaftsfunktion abzuleiten, muss die Annahme gleicher Zahlungsbereitschaftsfunktionen in den Regionen getroffen werden (s. Transport- und Reisekostenansatz).

---

<sup>2</sup> Bei komplizierteren Studien wird das Problem durch Erhebung von Zahlungsbereitschaftsfunktionen verschiedener sozio-ökonomischer Gruppen gelöst.

- Nur lokale bzw. regionale Unterschiede sind beobachtbar, keine zeitlichen Variationen und globalen Umweltprobleme.
- Mobilitätskriterien, u.a. Umzugskosten, sind oft Hindernisse für einen Umzug. Damit werden Zahlungsbereitschaften für gute Umweltqualität unterschätzt.
- Durch die Auswahl von Gebieten nach ihrer Umweltbelastung erfolgt eine Selektion der analysierten Bevölkerungsgruppen. So wohnen in Gegenden mit hoher Umweltbelastung eher sozial schwächere Schichten bzw. gegen die Umweltbelastung unempfindlichere Personen.

Selbst für lokale Umwelteinflüsse ist der hedonische Preisansatz aufgrund der vielen Umsetzungsprobleme nur mit Einschränkungen einsetzbar. Für den regulierten deutschen Markt konnten mit diesem Ansatz bisher noch keine Aussagen über Zahlungsbereitschaften für geringere Umweltprobleme getroffen werden (Endres und Holm-Müller 1998, S. 67). In den USA ist die Methode jedoch bereits häufig angewandt worden.

Allgemein gesehen neigen indirekte Verfahren eher zur Unterschätzung des Nutzens, da Options- und Existenzwerte (nicht-nutzungsabhängige Nutzen) in Anpassungsverhalten nicht adäquat einfließen. Außerdem ist es möglich, dass für eine Umweltbelastung kein Wert angegeben werden kann, weil die Anpassungsmaßnahmen zu teuer sind, als dass sie bezahlt würden. Eine weitere Schwierigkeit ist, dass Schadensfälle bereits existieren müssen, damit ein Anpassungsverhalten beobachtbar ist. Besonders für globale oder neuartige Probleme und für Werte, die trotz fehlender aktiver Nutzung für einzelne Subjekte vorhanden sind, müssen andere Bewertungsmethoden herangezogen werden.

Direkte Verfahren greifen nicht auf Marktdaten zurück. Bei ihnen unterscheidet man den kontingenten Bewertungsansatz, attributbasierte und partizipative Bewertungsmethoden und die Marktsimulation.

Beim **kontingenten Bewertungsansatz (2d)** werden Befragungen durchgeführt, die **marginale Zahlungsbereitschaften** bzw. **marginale Kompensationsforderungen** für Umweltveränderungen ermitteln sollen. Je nachdem wie das Recht des Konsumenten auf eine gute Umweltsituation eingestuft wird, ergeben sich dabei die Möglichkeiten einer kompensierenden und einer äquivalenten Variation. Im Falle einer kompensierenden Variation wird das Individuum entweder für eine Umweltverschlechterung entschädigt oder das Individuum kompensiert die jeweiligen Akteure für die Anstrengungen eine Umweltverbesserung vorzunehmen. Der gesamte Nutzen (Geld- und Umweltnutzen) des Individuums bleibt ceteris paribus durch die Aktion unverändert. Bei der äquivalenten Variation wird dem Konsumenten das Recht der Endsituation zugestanden. Im Falle einer Umweltverbesserung wird demnach nach der Zahlung gefragt, bei der dieser bereit wäre, auf sein Recht einer Verbesserung der Umweltqualität zu verzichten. Bei einer Umweltverschlechterung wird entsprechend gefragt, wieviel er bereit wäre zur Vermeidung einer Umweltverschlechterung zu zahlen. Im Fall der äquivalenten Variation sind somit die Nutzenniveaus, die dem Individuum zur Auswahl gestellt werden, unterschiedlich. Diese weichen vom dazwischen liegenden Anfangsniveau, das in der kompensierenden Variation zugestanden wird, ab. Anders ausgedrückt wird bei der kompensierenden Variation gefragt, welche Geldsumme notwendig ist, um das ursprüngliche Nutzenniveau wieder zu erreichen, und bei der äquivalenten Variation, welche Einkommensänderung die gleichen bzw. äquivalenten Folgen für die Nutzenänderung hätte wie die Umweltverände-

rungen. Das Ausgehen von verschiedenen Gesamtnutzen (monetäres Einkommen plus Umweltqualität) des Individuums führt bei typischen Nutzenfunktionen dazu, dass die marginale Kompensationsforderung (MKF) generell höher ist als die marginale Zahlungsbereitschaft (MZB). Nach Hanley und Spash (1995) sind auch größere Unterschiede in den Werten mit der Theorie vereinbar. Aus praktischen Erfahrungen weiß man, dass die Ermittlung der MKF problematisch sein kann, da sie sich im Laufe von Befragungen mit der Kenntnis des Marktes verändert, während die MZB nahezu gleiche Werte einnimmt. In einigen Fällen, in denen z.B. Umweltverschlechterungen drohen, ist die Methodik der Kompensationsforderungen vorzuziehen. Für vorsichtige Schätzungen sollte jedoch auf die Zahlungsbereitschaftsanalyse zurückgegriffen werden.

Für die praktische Erhebung von Zahlungsbereitschaften im Rahmen der kontingenten Methode ist es notwendig, dass sowohl „die Eigenschaften des zu beurteilenden Gutes, das Zahlungsinstrument, die Zahlungsregel und die Implementierungsregel genau beschrieben werden“ (Endres und Holm-Müller 1998, S. 116). Außerdem müssen die befragten Personen repräsentativ für die Bevölkerungsgruppe sein und immer nach ihrer persönlichen Zahlungsbereitschaft gefragt werden. Beste Ergebnisse werden erzielt, wenn tatsächlich zu leistende Zahlungen zu erwarten sind. Probleme treten insbesondere durch „Verzerrungen auf Grund der hypothetischen Situation oder auf Grund von strategischem Verhalten“ (Endres und Holm-Müller 1998, S. 117) auf. Diese können jedoch durch die Art der Fragestellung weitestgehend unterdrückt werden. Soweit man die spezielle Situation unter der die Zahlungsbereitschaftsanalysen durchgeführt wurden in der Anwendung der Bewertungen berücksichtigt, sind Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse gut verwendbar.

Eine Abwandlung des kontingenten Bewertungsansatzes stellen die neueren Methoden der **attributbasierten Bewertungsansätze (2e)** dar (Ahlheim und Frör 2003). Bei Ihnen wird nicht nach einem umfassenden Wert für ein Umweltgut, wie z.B. eine schöne Landschaft gefragt, sondern versucht die Charakteristiken der Umweltgüter zu bewerten. Das Gut wird dabei als Summe seiner Charakteristiken interpretiert. Wie bei der kontingenten Bewertungsmethode basieren die Ansätze auf Befragungen. Aufgrund der komplexen Fragestellungen finden diese im allgemeinen als persönliches Gespräch statt. Vertreter dieser Bewertungsmethoden sind Choice Experiments, Contingent Ranking, Contingent Rating und Conjoint Analysis. Den Befragten werden Varianten des gleichen Umweltgutes zur Auswahl vorgelegt. Neben den spezifischen Charakteristika der Varianten, z.B. Waldfläche, Feldfläche, Seen und die Möglichkeiten zu schwimmen, zu jagen oder zu fischen, wird als ein zusätzliches Charakteristikum der finanzielle Kostenbeitrag des Befragten angegeben, der zur Bereitstellung des Gutes mit den jeweiligen Attributen erhoben werden soll. Die verschiedenen Sätze der Charakteristika, die die jeweilige Variante des Umweltgutes beschreiben, werden dem Befragten in mehreren Runden auf sogenannten ‚Choice Cards‘ zur Auswahl vorgelegt. In jeder Runde wählt der Befragte von zwei bis fünf Choice Cards diejenige aus, die er bevorzugt. Aus dem Verhältnis der Kostenbeteiligungen zu den verschiedenen Kombinationen der übrigen Charakteristika lässt sich schließlich statistisch die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Befragten ermitteln. Ein Vorteil der Methode ist, dass die Befragung deutlich detaillierter und ausgearbeiteter ist als bei der kontingenten Bewertung, wodurch die Gefahr strategischer Antworten der Beteiligten verringert wird. Des Weiteren können aus dem Ergebnis mehr Informationen herausgezogen werden und ähnliche Umweltgüter miteinander verglichen werden. Vor allem bei komplexen Sachverhalten wie der Bewertung von Nutzen einer bestimmten Landschaftsform

sind diese Methoden gut anzuwenden. Grundsätzlich treten bei den attributbasierten Bewertungsansätzen die gleichen Schwierigkeiten auf wie bei der kontingenten Bewertungsmethode. Zusätzlich sind die ökonometrischen Methoden, die zur Auswertung attributbasierter Umfragen verwendet werden deutlich komplizierter und fehleranfälliger als die für die kontingente Bewertungsmethode angewandten.

Weitere neuere Methoden zur direkten Bewertung stellen **partizipative Bewertungsansätze (2f)** dar. Sie entstanden aus der Idee heraus, den Nachteil der Befragungsstudien zu beheben, dass die Befragten nicht über genügend Hintergrundinformationen verfügen, um den erfragten Sachverhalt verlässlich monetär zu bewerten. Die bekanntesten Verfahren sind die ‚Citizen Juries‘ und die ‚Market Stalls‘. In beiden Verfahren werden zunächst repräsentative zufällige Stichproben der Bevölkerung gesucht, die die zu bewertenden Sachverhalte mehrere Tage lang in der Gruppe und zusammen mit Experten diskutieren. Bei Citizen Juries treffen sich 10 bis 12 Personen, die am Ende des letzten Treffens über die das Vorgehen bezüglich der diskutierten Sachverhalte entscheiden. In einigen Fällen, jedoch nicht immer, wird nach dem letzten Treffen die gemeinsame monetäre Bewertung eines spezifischen Gutes erfragt. Im Gegensatz zu dieser Herangehensweise, zielt die Methode der Market Stalls direkt auf die monetäre Bewertung der betrachteten Güter. Nach jedem Treffen müssen die beteiligten 8 bis 10 Personen vertraulich ihre Zahlungsbereitschaft für die jeweiligen Güter abgeben. Zwischen den Treffen werden die Beteiligten gebeten ihre Gedanken in einem persönlichen Tagebuch niederzulegen. Bei dem nächsten Treffen werden diese Notizen diskutiert bevor am Ende der Sitzung die Befragten wiederum ihre, möglicherweise aufgrund der zusätzlich diskutierten Aspekte geänderte, Zahlungsbereitschaft angeben müssen. Die Vorteile dieser Verfahren sind, dass die Befragten die Möglichkeit haben die Informationsbasis im Bezug auf ihre Bewertung zu erhöhen, wodurch ihre Entscheidungen tiefgründiger und die geäußerten Zahlungsbereitschaften verlässlicher werden. Unter anderem ergibt sich die Möglichkeit auch etwa ethische und gesellschaftliche Aspekte mit einfließen zu lassen. Anwendungsgebiete sind vor allem komplexe Sachverhalte, die mit Änderungen in der Ökologie, sozialen Konflikten und hohen Unsicherheiten in Verbindung stehen. Die Ergebnisse der Studien spiegeln Präferenzen wieder, wie sie sich in einer Gruppe entwickeln und nicht individuelle Präferenzen. Sie stehen damit in Konflikt mit grundlegenden Annahmen in der Wohlfahrtstheorie, nach denen individuelle Präferenzen unabhängig voneinander sind. Bei einer Extrapolation der Ergebnisse auf die gesamte Bevölkerung muss berücksichtigt werden, dass nur kleine Stichproben untersucht werden können und ein Großteil der übrigen Bevölkerung nicht so informiert ist wie die Beteiligten. Eine Extrapolation würde also eher dem hypothetischen Fall entsprechen, dass die gesamte Bevölkerung an solchen Diskussionsverfahren teilgenommen hat, bzw. den gleichen Informationsstand hatte, bevor sie ihre Bewertung abgab und weniger den Fall einer Befragung der gesamten Bevölkerung mit dem realen Informationsstand. Allerdings wird gerade die größere Information als Grundlage für die Bewertung als Vorteil angesehen, weil sie zur verlässlicheren Werten führt. Ein weiterer Nachteil der Methode ist, dass im Extremfall das gesamte Wissen zu dem beurteilten Sachverhalt erst innerhalb der Diskussionsrunden vermittelt wird. Um die Informationen in dem begrenzten Zeitrahmen zu vermitteln sind unter Umständen Vereinfachungen notwendig, wodurch ein subjektiver Einfluss der beteiligten Experten auf die vermittelten Information und damit auf die Entscheidung nicht auszuschließen ist. Als Teil komplexer politischer Entscheidungen sind partizipative Verfahren sehr hilfreich, allerdings sollten für eine Entscheidungsfindung neben ihnen noch weitere Verfahren herangezogen werden.

Ein weiteres direktes Verfahren zur monetären Bewertung ist die **Marktsimulation (2g)**. Bei dieser Methode wird eine Gruppe zusammengestellt, die auf einem fiktiven Markt für Umweltgüter handelt. Dabei ändern sich die Preise auf diesem Markt als Reaktionen auf die Änderung der Zahlungsbereitschaften und Kompensationsforderungen. Auf diese Weise sollen insbesondere ganze Bündel von Umweltaspekten gleichzeitig bewertet werden und relative, bzw. absolute Wertschätzungen erfasst werden. Allerdings erfordern Marktsimulationen einen hohen Aufwand, so dass sie als alleiniges Instrument für die Ermittlung von Zahlungsbereitschaften größerer Gruppen nicht verwendet werden können. Allerdings kann das Verfahren zur stichprobenartigen Befragung als Unterstützung normaler Zahlungsbereitschaftsanalysen herangezogen werden.

Aus der Diskussion der verschiedenen Bewertungsansätze ergibt sich, dass keine der Methoden ideal für die Bewertung von Umweltschäden ist. Jede der Methoden ist mit Problemen und Ungenauigkeiten behaftet. Da Nutzeneinbußen durch Umweltschäden sehr heterogen sind, muss für eine möglichst weitgehende monetäre Bewertung auf mehrere Methoden zurückgegriffen werden. Dabei muss gewährleistet werden, dass möglichst alle relevanten Funktionen der geschädigten Umwelt bei der Bewertung berücksichtigt sind. Die Bewertung der Erholungsfunktion eines Waldes spiegelt zum Beispiel keinesfalls den Wert der lebenserhaltenden Funktionen dieses Waldes als Teil des globalen Ökosystems wieder.

### 2.1.2 Nachhaltige Entwicklung

#### Verantwortung für zukünftige Generationen und der Begriff der Nachhaltigkeit

Während mit der Wohlfahrtsoptimierung in der Neoklassik insbesondere das Ziel der effizienten Allokation von Produktionsmitteln verfolgt wird, steht bei der Nachhaltigkeit der Aspekt einer gerechten Verteilung der Nutzen im Vordergrund. Wie schon bei der Wohlfahrtsoptimierung beschränkt sich die Diskussion der Nachhaltigkeitskonzepte in dieser Arbeit auf den Bereich, der für die betrachteten Umweltprobleme relevant ist. In diesem Zusammenhang wird der Schwerpunkt auf die Betrachtung der intergenerationellen Verteilungsgerechtigkeit gelegt. Einen historischen Abriss über die Geschichte des Nachhaltigkeitsbegriffs geben z.B. Nutzinger und Radke (1995). Im Folgenden wird kurz auf seine Grundlagen eingegangen.

Ursprünglich entstammt der Nachhaltigkeitsbegriff mittelalterlichen Wiederaufforstungsbemühungen nach großflächigen Waldrodungen, die durch Bevölkerungsdruck notwendig wurden, und nach den Waldschäden im Dreißigjährigen Krieg. Im 19. Jahrhundert wurde der betriebswirtschaftliche Begriff des nachhaltigen Ertrages in der englischen Literatur als ‚sustained yield‘ übernommen. Seit Beginn des 19. Jahrhunderts erfuhr das Konzept eine Erweiterung um die außerdem zu schützenden ökologischen und ästhetischen Funktionen des Waldes. Mit dem ersten Club of Rome Bericht ‚Limits to Growth‘ (Meadows et al. 1972) wurde zum ersten mal darauf hingewiesen, dass das Wirtschaftswachstum Grenzen unterliegen kann. In der Folge wurde der Begriff der Nachhaltigkeit auf verschiedene Gebiete ausgeweitet und erfuhr durch seine Formulierung im Brundtlandreport (WCDE 1987, S. 43) neuen Aufschwung: Sustainable development is a „development that meets the need of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“. In der deutschen Übersetzung ergeben sich Formulierungen wie: Nachhaltige Entwicklung<sup>3</sup> ist eine „Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generati-

onen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Hauff 1987, S. 46). Die abstrakte Formulierung des Begriffs, die Grund für seine breite Akzeptanz als Ziel für eine Wirtschaftsentwicklung ist, führt gleichzeitig dazu, dass der Begriff der nachhaltigen Entwicklung mittlerweile in nahezu jedem Zusammenhang verwendet wird und zu einem reinen Modebegriff zu werden droht. Tatsächlich wurden durch die Formulierung ebenso verschiedene Versuche zur konkreten Umsetzung des Konzeptes angestoßen, die, insbesondere im Umweltbereich, ausgehend von ökonomisch motivierten Differenzierungen in ‚schwache‘ und ‚starke‘ Nachhaltigkeit zu Handlungsempfehlungen und weiter zu konkreten Indikatoren führen. In der Diskussion wird deutlich, dass eine Operationalisierung des Begriffs in Form von Indikatoren und Maßnahmen in Richtung auf eine nachhaltige Entwicklung in kleinen Gebieten möglich ist. Die Formulierung eines allumfassenden Indikators, der sämtliche Aspekte einer nachhaltigen Entwicklung beinhaltet, hat sich bisher als nicht zielführend erwiesen. Unterschiede in den Konzepten sind besonders in der Art des Kapitals<sup>4</sup>, welches als schützenswerte Grundlage der Bedürfnisbefriedigung zukünftiger Generationen gesehen wird, und in der Stärke des notwendigen Schutzes festzustellen.

Im Folgenden soll dazu zunächst auf die Differenzierung nach schwacher und starker Nachhaltigkeit eingegangen werden, die das Spektrum der Vorstellungen, die mit dem Begriff verbunden sind, demonstriert. Obwohl die Autoren der verschiedenen Schulen (Ökologen, Ökologische Ökonomen, neoklassische Umweltökonomien) noch weit voneinander entfernt sind (s. z.B. Costanza et al. (2001)) scheint eine Verschmelzung der beiden Richtungen, der schwachen und der starken Nachhaltigkeit, möglich zu sein ohne zu sehr auf seine Konkretisierung verzichten zu müssen.

### **Umweltökonomie: Die Schwache Nachhaltigkeit**

Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit geht zurück auf die Reaktion neoklassischer Ökonomen auf den ersten Club of Rome Bericht ‚Limits to Growth‘ (Meadows et al. 1972). Um die Aussagen des Berichts genauer zu untersuchen wurden den damaligen Modellrechnungen von ökonomischer Seite aus neue, verfeinerte Modelle gegenübergestellt, die eine bessere Analyse der wirtschaftlichen Entwicklung ermöglichten. Das wohl bekannteste Modell war das von Solow. Er versuchte gleichzeitig sich der Gerechtigkeitstheorie nach Rawls (1971)<sup>5</sup> zu stellen und diese intergenerationell anzuwenden. Ein wichtiger Zusatz zu seinen Resultaten ist die sogenannte Hartwick-Regel (s. auch Abschnitt 2.1.1, Seite 30), die auch Grundlage für die Definition schwacher Nachhaltigkeit ist. Demnach kann in einer Gesellschaft mit einer erschöpflichen Ressource und produziertem Kapital, die hinreichend gut produktionstechnisch gegeneinander substituierbar sind und deren Anfangsbestände groß genug sind, das gesell-

<sup>3</sup> Neben dem Begriff der ‚nachhaltigen Entwicklung‘ werden in verschiedenen Veröffentlichungen auch die Begriffe einer ‚dauerhaften‘ oder ‚zukunftsfähigen‘ Entwicklung, bzw. der Begriff der ‚Tragfähigkeit‘ verwendet. Daneben entstanden in einzelnen Bereichen Spezialbegriffe wie ‚dauerhaft umweltgerechte‘ Entwicklung. In dieser Arbeit soll jedoch der ursprünglich verwendete Begriff der ‚nachhaltigen Entwicklung‘, beziehungsweise der ‚Nachhaltigkeit‘ verwendet werden.

<sup>4</sup> Kapitalformen, die betrachtet werden können, sind Humankapital (Arbeitskraft), von Menschen produziertes Kapital, natürliche Ressourcen und menschliches Wissen.

<sup>5</sup> Näheres dazu siehe „Der Maximin-Pfad“ auf Seite 45.



schaftliche Konsumniveau konstant gehalten werden. Dazu müssen die gesamten „durch die Nutzung erschöpflicher natürlicher Ressourcen erzielten Renten in reproduzierbare Kapitalgüter“ reinvestiert werden (Nutzinger und Radke 1995, S. 32). Die **schwache oder Solow-Hartwick Nachhaltigkeit** erfordert demnach, den Wert des gesamten aggregierten Bestandes an natürlichem und produziertem Kapital mindestens konstant zu halten. Eine äquivalente Formulierung ist, dass die aggregierten Nettoinvestitionen größer oder gleich Null sein müssen (Neumayer 1999).

Seiner Entwicklung nach ist der Begriff der schwachen Nachhaltigkeit der neoklassischen Umweltökonomie zuzuordnen. Allerdings ist strikt zwischen intertemporärer Nutzenmaximierung, also Aspekten effizienter Allokation, die in Abschnitt 2.1.1 diskutiert wurden, und schwacher Nachhaltigkeit, welche sich mit der gerechten Verteilung, der Distribution, beschäftigt zu unterscheiden. Einen Indikator für die schwache Nachhaltigkeit stellen Netto-Investitionen beziehungsweise Ersparnisse unter der Berücksichtigung aller Vermögensänderungen, inklusive der natürlichen, dar. Das Konzept kann angewandt werden, wenn alle Komponenten der Nutzenfunktion Substitute sind und Ressourcen reichlich vorhanden sind, produziertes Kapital immer produktiver als natürliche Ressourcen ist oder technischer Fortschritt den Ressourcenzwang überwinden kann (Neumayer 1999).

Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit wurde in der Folge von seinen Befürwortern nicht nur auf nicht-regenerierbare Ressourcen, sondern auf alle Bereiche natürlichen Kapitals angewandt. In diesem Zusammenhang wurde insbesondere von Seiten der ökologischen Ökonomie Kritik geübt. Das Konzept setzt **vollständige Substituierbarkeit** voraus. Diese führt dazu, dass Kapital ohne jegliche Berücksichtigung seiner Funktion gegen jedes beliebige Kapital ersetzbar ist, sofern es genauso hoch bewertet wird. Natürliche Lebenserhaltungsfunktionen stellen dabei keine Ausnahme dar. Bei kontinuierlicher Substitution von natürlichen Ressourcen durch produziertes Kapital kann man allerdings an die Grenzen der Kapitalakkumulation stoßen. So ist z.B. der Platz, der auf der Erde für Kapitalgüter verwendet werden kann, begrenzt. Schon heute wird vor zu hoher Flächenversiegelung in Siedlungsbereichen gewarnt. Die Hartwickregel trifft **nur Aussagen über das Konsumniveau**, jedoch nicht über den Nutzen, der direkt durch Güter (z.B. Umweltgüter) entsteht, die nicht auf Märkten gehandelt werden. Bei der Erweiterung des Konzepts auf die Berücksichtigung dieser Nutzen ist eine monetäre Bewertung notwendig. Probleme bei der **monetären Bewertung** von Umwelteinflüssen wurden bereits in Abschnitt 2.1.1 angesprochen. Spezielle Probleme in diesem Zusammenhang sind Verfälschungen von Marktpreisen, weil nicht alle Funktionen der gehandelten Güter auf den Märkten bewertet werden, sowie die Variation des bewerteten Kapitalbestandes durch Änderung von Preisen. Dadurch entstehende Fehleinschätzungen im tatsächlichen Wert des Kapitalbestandes können zusammen mit der Annahme der absoluten Substituierbarkeit zu politischen Fehlentscheidungen führen. Die Verwendung einer fixen positiven **Diskontrate** bei der Bewertung ist problematisch, da dadurch der effektiv berücksichtigte Zeithorizont nicht unendlich ist. Weiter ist sowohl **Bevölkerungswachstum** als auch **technischer Fortschritt**, der sich nicht über den Kapitalbestand ausdrückt, nicht berücksichtigt. Außerdem wird keine Aussage über die **soziale Dimension** der Nachhaltigkeit getroffen. (Hampicke 1992, Neumayer 1999)

Werden natürliche Lebenserhaltungsfunktionen adäquat bewertet und sind die Wirkungszusammenhänge detailliert erfassbar und vorhersagbar, so kann ihre Erhaltung auch unter der Annahme vollständiger Substituierbarkeit gewährleistet werden. Bisher ist eine derartige

Berücksichtigung der Lebenserhaltungsfunktionen nicht möglich. Daher lassen Risiken zusammen mit Unwissenheit und Unsicherheit in diesem Bereich, die zu eklatanten Fehlentscheidungen führen können, die alleinige Verwendung von schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren derzeit nicht zu.

### **Ökologische Ökonomie: Die Starke Nachhaltigkeit**

Die ökologische Ökonomie ist als „The Science and Management of Sustainability“ (Costanza 1991) eng mit der Nachhaltigkeits-Idee verknüpft und blühte ebenfalls mit dem Brundtland-Bericht 1987 auf. In ihr vereinigen sich einige ältere Disziplinen der Ökonomie, die bisher lose nebeneinander existiert hatten. Daher sind einige Teile der ökologischen Ökonomie bereits älter (Radke 1999b). Das Hauptanliegen der ökologischen Ökonomie ist das Einflechten der Ökonomie in ökologische Zusammenhänge. Die Heterogenität dieser Richtung der Ökonomie macht es schwer, einen einheitlichen Begriff für starke oder ökologische Nachhaltigkeit zu finden. Ein Extrem markiert in diesem Zusammenhang der Begriff der **sehr starken Nachhaltigkeit**, nach dem jede Komponente des Naturkapitals einzeln mindestens konstant gehalten werden soll. Da diese Forderung in vielen Bereichen und insbesondere für nichterneuerbare Ressourcen praktisch nicht zu erfüllen ist, wird sie jedoch von niemandem ernsthaft vertreten. Zur Entwicklung des Begriffs der starken Nachhaltigkeit wären viele Autoren und Veröffentlichungen zu nennen. Eine Zusammenstellung findet sich zum Beispiel in Rennings (1994). Ernsthaft in der Literatur diskutierte Formulierungen der **starken Nachhaltigkeit** sind (Neumayer 1999, S. 27):

- 1) Starke Nachhaltigkeit erfordert es, sowohl den Wert des gesamten Kapitals als auch den Wert des natürlichen Kapitals konstant zu halten.
- 2) Starke Nachhaltigkeit erfordert die Erhaltung der physischen Bestände nichtsubstituierbaren natürlichen Kapitals, dem sogenannten kritischen natürlichen Kapital. Bei der Nutzung von Flüssen des kritischen natürlichen Kapitals darf die jeweilige Regenerationsfähigkeit nicht überschritten werden, so dass die jeweiligen Umweltfunktionen intakt gehalten werden. Kritische natürliche Ressourcen sind weder untereinander noch durch andere Kapitalformen substituierbar.

Der spezielle Aspekt der ökologischen Ökonomie zeigt sich insbesondere in der Berücksichtigung von Nutzungsgrenzen natürlicher Ressourcen. Besonders deutlich wird dieser aus der zweiten Formulierung für die starke Nachhaltigkeit, welche deswegen in dieser Arbeit als Definition für den Begriff der ‚starken Nachhaltigkeit‘ verwendet wird.

Das verwendete Konzept der starken Nachhaltigkeit zeichnet sich dadurch aus, dass das als ‚kritisches natürliches Kapital‘ identifizierte Kapital nicht substituiert werden darf. Damit ist der Ansatz für Bereiche anwendbar, in denen Risiken, Unsicherheit und Unwissen zusammen mit lebenserhaltenden Funktionen oder (Quasi-) Irreversibilitäten<sup>6</sup> zu beobachten sind,

---

<sup>6</sup> In diesem Zusammenhang wird von Quasi-Irreversibilitäten gesprochen, da es nicht notwendig ist, dass der Zustand physikalisch irreversibel, also nach Naturgesetzen nicht wiederherstellbar ist, sondern ausreicht, dass ein Zustand nur unter unerschwinglichem Aufwand und Kosten wiederhergestellt werden könnte.

und deshalb zur Vermeidung eventueller zu hoher Schäden Nutzungsgrenzen angegeben werden können. Nach Neumayer (1999) stellen z.B. Biodiversität, Ökosysteme, lebensunterstützende Funktionen (z.B. UV-Schutz durch die Ozonschicht und Treibhauseffekt), die Konzentrationen toxischer Substanzen, der Bestand regenerierbarer Ressourcen und der Bestand an nutzbarem Boden kritisches natürliches Kapital dar. Die Wahl dieses Konzepts wird durch die explizite Darstellung der Europäischen Union zur Anwendung des Vorsorgeprinzips gestützt. In Europäische Kommission (2000) heißt es, dass das Vorsorgeprinzip besonders in Fällen anwendbar ist, „in denen die wissenschaftlichen Beweise nicht ausreichen, keine eindeutigen Schlüsse zulassen oder unklar sind, in denen jedoch aufgrund einer vorläufigen und objektiven wissenschaftlichen Risikobewertung begründeter Anlass zu der Besorgnis besteht, dass die möglicherweise gefährlichen Folgen für die Umwelt und die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen mit dem hohen Schutzniveau der Gemeinschaft unvereinbar sein könnten“ (Europäische Kommission 2000, S. 10).

Ein Kritikpunkt an dem verwendeten Konzept (s.o. Punkt 2)) ist, dass die heutige Situation des Bestandes an kritischem Kapital implizit als ‚guter‘ Referenzzustand festgelegt wird. Wegen der starren Nichtsubstituierbarkeit des kritischen natürlichen Kapitals ist außerdem die Substitution seiner Funktionen durch produziertes Kapital, die eventuell durch technischen Fortschritt in der Zukunft möglich sein könnte, von vorne herein ausgeschlossen. Soziale und ökonomische Dimensionen sind in dem Konzept nicht ausreichend berücksichtigt. Unter anderem werden keine Indikatoren wie z.B. bewerteter Kapitalbestand verwendet, die ebenfalls zur Allokation von Emissionen und Ressourcen verwendet werden können. Problematisch ist zusätzlich die Festlegung einer Form kritischen natürlichen Kapitals und die Substitution innerhalb derselben. Alles Kapital, was einer Kapitalform entspricht, muss idealerweise in allen seinen Funktionen, jedoch mindestens in allen seinen wichtigen Funktionen übereinstimmen. Bei einer Substitution müssen die Funktionsflüsse des Substitutes erhöht werden, um eine Reduktion kritischen natürlichen Kapitals auszuschließen.

### **Die Verbindung von Schwacher und Starker Nachhaltigkeit**

Obwohl sich die zwei besprochenen Konzepte zunächst sehr gegensätzlich präsentieren, zeigt genaueres Hinsehen, dass sich ihre wichtigsten Elemente gut miteinander verknüpfen lassen. Einen Ansatz dazu haben z.B. Endres und Radke (1998) entwickelt. Neben der Erhaltung des bewerteten Gesamtkapitals (‚sämtlicher Vermögenskomponenten‘), wird für eine nachhaltige Entwicklung die Erhaltung eines physischen Mindestbestandes von bestimmtem Teilkapital (‚als relevant zu erachtende gesellschaftliche Vermögenskomponenten‘) gefordert. Sie geben schließlich eine ‚allgemeine, zweistufige Nachhaltigkeitsregel‘, die sie dann anhand von Modellen in verschiedenen Bereichen testen (s. auch Radke (1999a)):

„1. Priorität: Stelle stets sicher, daß kritische Bestände sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten nicht erreicht oder gar unterschritten werden.

2. Priorität: Stelle stets sicher, daß sich die angemessen bewerteten Veränderungen sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten zu Null saldieren.“ (Endres und Radke 1998, S. 30)

Ein ‚kritischer Bestand‘ ist ein Bestand, „der zur Gewährleistung einer positiven gesellschaftlichen Wohlfahrt unabdingbar ist“ (Endres und Radke 1998, S. 21). Diese erste Regel entspricht somit der Forderung nach Einhaltung ‚kritischen natürlichen Kapitals‘ entsprechend Neumayer (1999) und dem Vorsorgeprinzip der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2000) (s.o.).

Diese Formulierung ist zu verwenden, wenn eine konstante Wohlfahrt angestrebt wird. Bei dem Ziel einer steigenden Wohlfahrt bzw. einer konstanten Wohlfahrt pro Kopf bei Bevölkerungswachstum ist der Saldo der Vermögenskomponenten positiv zu halten.

### Die Managementregeln

Andere Autoren stellen konkretere Handlungsanweisungen, sogenannte ‚Managementregeln‘ auf, die sie aus den verschiedenen Interpretationen des Nachhaltigkeitsbegriffs entwickeln. Sie unterscheiden sich insbesondere in ihrem Umfang, Detaillierungsgrad und kleinen Unterschieden in der Formulierung. Alle diese Regeln zu diskutieren würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Daher wird hier versucht einen groben Überblick zu geben.

Die Regeln können grob in ökologische, ökonomische und soziale Komponenten unterteilt werden. Die **ökologischen Regeln**, die meist am ausführlichsten behandelt werden, lehnen sich stark an die Regeln von Pearce und Turner (1991) an. Nach Radke (1999a) ergeben sich dabei folgende Regeln als ‚Durchschnittsformulierungen‘:

„Ernteregeln: Nutze erneuerbare natürliche Ressourcen stets derart, dass die Ernte deren natürliche Regeneration nicht überschreitet!

Extraktionsregeln: Extrahiere erschöpfliche natürliche Ressourcen stets nur in dem Maße, in dem funktionsäquivalente Substitute bereitgestellt werden können!

Emissionsregeln: Halte die Schadstoffeinträge in natürliche Umweltmedien stets auf oder unter deren Assimilationskapazität!“ (Radke 1999a, S. 15)

Zusätze anderer Autoren beinhalten außerdem die Gefährdung menschlicher Gesundheit (SRU 1994, UBA 1997, Enquête Kommission 1998). So formuliert z.B. die Enquête Kommission (1998):

„Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.“ (Enquête Kommission 1998, S. 46)

Als eine zusätzliche Regel wird in Majer (1998) die Erhaltungsregel erwähnt, nach der „die Schönheit der Natur ... und die Vielfalt der Arten ... gesund erhalten werden“ (Majer 1998, S. 223) soll. Weitere Autoren, wie z.B. Knaus und Renn (1998) konkretisieren die Regeln in Richtung auf spezielle Umweltbereiche, in denen Umwelteinflüsse besonders kritisch zu betrachten sind.

Bei den **ökonomischen Regeln**, die sich auf die Erhaltung des Gesamtkapitals stützen, geben z.B. Knaus und Renn (1998) eine zusätzliche Regel an, die bei ihnen als generelle Grundregel gekennzeichnet ist:

„Substitutionsgebot von natürlichem und künstlichem Kapital. Jeder Verbrauch natürlichen Kapitals muss durch eine entsprechende Erhöhung des künstlichen Kapi-

tals ausgeglichen werden, so dass die Lebensqualität der kommenden Generation (unter Beachtung der Notwendigkeit, die Lebensqualität der heute noch unterentwickelten Länder zu erhöhen) zumindest gleich bleibt.“ (Knaus und Renn 1998, S. 84)

Weitere ökonomische Regeln werden z.B. bei der Enquête Kommission ‚Schutz des Menschen und der Umwelt‘ des 13. Deutschen Bundestages (Enquête Kommission 1998), Jörissen et al. (1999) und Kopfmüller et al. (2001) formuliert. Diese zielen auf rein ökonomische Größen, wie die Funktionsfähigkeit des Marktes, die Korrektur der Preise durch externe Kosten, die Diskontierung, die Verteilungsproblematik bei Einkommen und Vermögen sowie die Effizienz bei der Produktion von Gütern.

Weitere Regeln der beiden Quellen beziehen sich auf die **soziale bzw. institutionell-politische Dimension der Nachhaltigkeit** und stellen politische Forderungen, die das Staats- und Sozialsystem betreffen, also weitgehend losgelöst von den Umwelteinflüssen zu betrachten sind. Deshalb sollen sie in dieser Arbeit nicht näher besprochen werden.

Die Betrachtung der Handlungsregeln hat gezeigt, dass bei ihnen im Gegensatz zu den Formulierungen der starken und schwachen Nachhaltigkeit, die insbesondere die ökonomische und ökologische Dimension der Nachhaltigkeit in den Vordergrund stellen, häufig der soziale Aspekt gleichwertig daneben gestellt wird. So wie sich diese Dimensionen scheinbar leicht trennen lassen, sind sie doch eng miteinander verwoben. In dieser Arbeit wird hauptsächlich auf die ökologischen und ökonomischen Aspekte der Nachhaltigkeit eingegangen, weil diese für die betrachteten Auswirkungen anthropogen erzeugter Schadstoffe auf die Umwelt wesentlich sind. Trotzdem wird, soweit es notwendig und im Rahmen der Arbeit möglich ist, auch auf die soziale Dimension eingegangen.

### **Der Maximin-Pfad**

Wie bereits im Abschnitt „Umweltökonomie: Die Schwache Nachhaltigkeit“ auf Seite 40 erwähnt, war neben dem Brundtland-Bericht ein zweiter Anstoßpunkt für die Entwicklung der Modelle nach Solow die Gerechtigkeits-theorie nach Rawls (1971). Sie sagt aus, dass die Verteilung als gerecht zu bezeichnen ist, „welche die betroffenen Subjekte aus freiem Entschluss wählen würden, bevor sie die Bühne der wirtschaftlichen Realität betreten und zwar in einem Zustand der völligen Ungewissheit über den Status in dieser Realität“ (Hampicke 1992, S. 271). Für Rawls ist es offensichtlich, dass die Individuen in dieser Situation eine sogenannte Maximin-Strategie verfolgen, d.h. sie fordern den Nutzen des Individuums mit dem jeweils minimalen Nutzen zu maximieren. Rawls sah sein ‚Differenzprinzip‘ nur für intragenerationale Probleme als relevant an. Jedoch wurde es in der Folge ohne große Beachtung seiner philosophischen Grundlagen von Ökonomen wie z.B. Arrow (1973) auch auf intergenerationelle Aspekte angewandt (Hampicke 1992). Die Schlussfolgerung für zukünftige Entwicklungen ergibt eine egalitäre Nutzenverteilung aller Generationen. Um diese zu erreichen müsste allerdings auf den zusätzlichen Nutzen durch Kapitalakkumulation verzichtet werden. „Ist das Anfangsniveau ärmlich, so wird nach dem Maximin-Prinzip die Ärmlichkeit perpetuiert“ (Hampicke 1992, S. 273). Auf der anderen Seite kann allerdings bei einer entwickelten Gesellschaft in der bei einer Maximierung der intertemporären Wohlfahrt Zusammenbruchgefahr besteht (s.

„Wohlfahrtsoptimierung im intergenerationellen Kontext“ auf Seite 28), dieser Zusammenbruch gerade durch die Egalität vermieden werden.

### 2.1.3 Effiziente Nachhaltige Entwicklung

Der Hauptunterschied zwischen den beiden Konzepten, dem der intertemporären Nutzenmaximierung und dem der Nachhaltigkeit, ergibt sich daraus, dass das erste auf eine effiziente Allokation und das zweite auf eine gerechte Distribution abzielt. Das Ziel einer gerechten Distribution im hier betrachteten intergenerationellen Kontext ist dabei nach der verwendeten Nachhaltigkeitsdefinition aus dem Brundtlandbericht (WCDE 1987), dass zukünftige Generationen denselben Nutzen realisieren können wie die gegenwärtigen Generationen (s. auch „Verantwortung für zukünftige Generationen und der Begriff der Nachhaltigkeit“ auf Seite 39). Zum Vergleich der beiden Konzepte soll deswegen im Hinblick auf die Nachhaltigkeit von der gerechten Verteilung nach Rawls, also einem Maximin-Ansatz ausgegangen werden. Im Falle eines utilitaristischen Programms wird zunächst Verzicht auf Konsum geübt, um durch Investitionen in Kapital (Kapitalakkumulation) zukünftig mehr produzieren zu können. Bei der Verwendung einer konstanten positiven Diskontrate für den zukünftigen Nutzen, unter Ausbeutung nichterneuerbarer Ressourcen und nicht ausreichendem technischen Fortschritt, führt die intertemporale Nutzenmaximierung zu Ergebnissen, die dem Maximin-Prinzip gleichen Nutzens widersprechen und damit nicht nachhaltig sind. Zwar wurden in der Vergangenheit auf Grund des Fortschritts scheinbar immer positive Entwicklungen beobachtet, fraglich ist jedoch zum einen an welchen Maßen diese festgemacht wurden und ob sich diese Entwicklungen in Zukunft fortsetzen lassen. Insbesondere reicht es unter Umständen nicht aus, externe Kosten zu internalisieren und damit im Idealfall effizient zu wirtschaften, um eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen. Deswegen müssen Umweltpolitik und Nachhaltigkeitspolitik nicht dasselbe sein. Wenn dagegen ein Maximin-Pfad beschritten wird, so wird der Nutzen auf dem Anfangsniveau eingefroren. Das Ergebnis ist, dass dieses Nutzenniveau für zukünftige Generationen erhalten bleiben kann. Damit liegt der Maximin-Pfad in der Regel in ferner Zukunft über dem utilitaristischen Pfad, wenn bei der Ableitung des utilitaristischen Pfades für Langzeiteffekte eine feste positive soziale Diskontrate verwendet wurde. Ist im Maximin-Pfad noch nicht das maximal mögliche Nutzenniveau erreicht, könnte ein höheres Niveau erreicht werden, indem die früheren Generationen etwas Konsumverzicht üben und in Kapitalgüter investieren.

Ein Konzept zur Verbindung der beiden betrachteten Bereiche, Nachhaltigkeit im Sinne intergenerationaler Gerechtigkeit und intertemporaler Nutzenmaximierung, hat Pezzey (1995) entwickelt. Sein Konzept der ‚Opsustimality‘ oder ‚Optimalen nachhaltigen Entwicklung‘ fordert die

Maximierung des Gegenwartswertes des intertemporalen Nutzens unter der Bedingung, dass ein repräsentatives Mitglied der Gesellschaft einen dauerhaften nichtfallenden Nutzen realisieren kann.

Das Ergebnis von Rechnungen mit diesem Konzept führt zu Entwicklungspfaden, die i.a. zunächst ein steigendes Nutzenniveau aufweisen und dann in einen Maximin-Pfad übergehen, der einem nachhaltig realisierbaren Nutzenniveau entspricht. Dabei liegt das Konsumniveau zu Beginn generell über dem des utilitaristischen Pfades und gegen unendlich über oder genauso hoch wie der Maximin-Pfad (Pezzey 1995, Toman et al. 1994). Der beschriebene Pfad stellt si-

cher das Optimum für den Fall dar, dass wir noch nicht über unsere Verhältnisse leben. Sollte das aber der Fall sein, so muss das Nutzenniveau erst gesenkt werden, bis keine Übernutzung von kritischem natürlichen Kapital mehr vorliegt, also ein Level erreicht ist, der auch in Zukunft gehalten werden kann. In diesem Fall kann es vorkommen, dass die Übernutzung derart hoch gewesen ist, dass nun nur noch ein geringeres nachhaltiges Nutzenniveau erreicht werden kann. Unsicherheit und Unwissen führen in der Realität dazu, dass nicht genau genug erkannt werden kann, wie nah man sich an dem nachhaltigen Pfad befindet. Daher ist immer nur eine Annäherung an diesen Pfad möglich. Jedoch gebietet das Vorsorgeprinzip nach bestem Wissen und Gewissen festzustellen, wo sich die Grenzen der Naturnutzung befinden. In Abschnitt 2.1.2 wurden bereits Systeme von Managementregeln für eine nachhaltige Entwicklung vorgestellt, die sowohl die Komponente der Nutzungsgrenzen (ökologische Dimension), als auch den Aspekt der Effizienz (ökonomische Dimension)<sup>7</sup> enthalten. Mit einem erweiterten Nutzenkonzept sollte es sogar möglich sein soziale Aspekte mit zu berücksichtigen.

## 2.2 Aggregierte Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Bei der Verwendung des Nationaleinkommens oder Inlandsprodukts als Indikator für eine Wirtschaftsentwicklung ergeben sich einige Probleme, die es selbst als Produktionsmaß angreifbar machen (s. Abschnitt 1.2). Insbesondere sind in ihm keine Umwelteinwirkungen durch wirtschaftliche Aktivitäten berücksichtigt. Diese haben jedoch in verschiedener Form direkt und indirekt Einfluss auf den Wirtschaftsprozess und das Wohlergehen der Gesellschaft. Eine Beurteilung der Wirtschaftsentwicklung anhand der Indikatoren der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) führt daher zu Fehlinformationen und damit zu politischen Fehlentscheidungen. Die Folge können die Förderung ineffizienter oder nicht nachhaltiger Wirtschaftsweisen sein. Ziel einer Berücksichtigung von Umwelteinflüssen in den VGR in Form sogenannter Umweltökonomischer Gesamtrechnungen muss es deshalb sein, ein Informationssystem aufzubauen, das Aspekte der Effizienz und der Nachhaltigkeit enthält und damit zur Analyse bisheriger Wirtschaftsentwicklungen und zukünftiger Handlungs- und Entwicklungsmöglichkeiten herangezogen werden kann.

In diesem Abschnitt werden zunächst eine Reihe bestehender Indikatoren und Indikatorensysteme sowie bestehende Systeme für Umweltökonomische Gesamtrechnungen vorgestellt, bevor das verwendete Indikatorenkonzept abgeleitet wird.

### 2.2.1 Bestehende Indikatoren für Wohlfahrt und Nachhaltigkeit

Viele Indikatorenkonzepte sind in der Literatur veröffentlicht worden. Da es nicht Ziel dieser Arbeit ist, einen kompletten Überblick zu geben, sollen hier nur typische bzw. im Zusammenhang mit der Thematik der Umweltökonomischen Gesamtrechnung interessante Konzepte, diskutiert werden. Die Einteilung erfolgt nach monetären und physischen Indikatoren.

---

<sup>7</sup> Konzepte der Enquête Kommission und der Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren (HGF) (Enquête Kommission 1998, Jörissen et al. 1999, Kopfmüller et al. 2001) berücksichtigen bereits unter der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit die Gewährleistung funktionsfähiger Märkte, die eine Voraussetzung für Pareto-Effizienz in der Allokation sind. Insofern werden hier bereits neben der Distributionsgerechtigkeit die Voraussetzungen für effizientes Wirtschaften gefordert.

## Eindimensionale monetäre Indikatoren

### *Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW)*

Der Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), der als erstes von Cobb (1989) vorgestellt wurde, ist ein Versuch, die ökonomische, soziale und ökologische Dimension des Wirtschaftens in einem einzigen monetären Indikator darzustellen. Er baut auf früheren Arbeiten von Nordhaus und Tobin (1972) und Zolotas (1981) auf (Stockhammer et al. 1997). Als Basis für die Berechnung wird der private Konsum, gewichtet mit einem Einkommensindex, verwendet. Dem liegt die Auffassung zugrunde, dass der Wohlfahrtsgewinn einer Gesellschaft durch ein zusätzliches Wachstum des privaten Konsums umso größer ist, je gleicher die Einkommen verteilt sind. Ausgehend vom gewichteten Konsum werden zusätzlich einzelne Größen zugezählt bzw. abgezogen. Nach Diefenbacher (1995) und van Dieren (1995) werden folgende Korrekturen durchgeführt:

1. Addition von Aktivitäten, die im Bruttosozialprodukt (bzw. Bruttonationaleinkommen) (BSP) nicht oder nicht angemessen berücksichtigt sind (z.B. Hausarbeit).
2. Korrektur für Güter, bei denen Kauf und Nutzen zeitlich auseinanderfallen. Dazu erfolgt eine Subtraktion von Ausgaben für langlebige Konsumgüter und eine Addition des Nutzens, der in der Periode durch den Gebrauch langlebiger Konsumgüter entstanden ist.
3. Abzug wohlfahrtsmindernder Güter, Dienstleistungen und Folgen wirtschaftlicher Aktivitäten (z.B. Werbungskosten, Kosten für die Fahrt zwischen Arbeitsplatz und Wohnung/Verkehrsunfälle, erhöhte Lebenshaltungskosten in Ballungsgebieten, Kosten verschiedener Umwelteinflüsse (Luft- und Wasserverschmutzung, Lärmbelastung, Bodenerosion, Verlust von Brachland und Feuchtgebieten)). Außerdem wird die Ausbeutung nichterneuerbarer Ressourcen und die Entstehung langfristiger Umweltschäden berücksichtigt.
4. Zusätzliche Korrekturen, wie der Saldo des Wachstums der Nettokapitalausstattung und der Saldo der Kapitalverkehrsbilanz.

Ein Vergleich berechneter ISEW mit Bruttosozialprodukten (BSP) für Deutschland (Diefenbacher 1995, Rennings 1994), England und die USA (van Dieren 1995) zeigt, dass das ISEW abnehmen kann, während das BSP steigt. Der größte Posten im ISEW ist der Wert unbezahlter Hausarbeit. Er hat wesentlich stärkeren Einfluss auf die Höhe des ISEW als die Kosten der Umweltnutzung.

Mittlerweile wurde das Konzept des ISEW zweimal revidiert. In der ersten Überarbeitung wurden die Werbungskosten und die Kosten der Verstädterung nicht mehr berücksichtigt sowie als neue Kostengrößen private Umweltschutzausgaben und Schäden durch die Ozonschichtzerstörung eingeführt. Insgesamt ergeben sich dadurch keine großen Einflüsse. Eine größere Änderung erfolgte in der zweiten Revision mit der zusätzlichen Berücksichtigung des Wertes des Freizeitverlusts und der Unterbeschäftigung sowie der Waldschäden. Zusammen mit der neuen Revision wurde der Indikator in 'Genuine Progress Indicator' (GPI) umbenannt (Diefenbacher 1995).

Mit der Anwendung des ISEW wird eine Korrektur der Wirtschaftsindikatoren durchgeführt um auf diese Weise ein besseres Maß für die Wohlfahrt zu erlangen. Der Index ist damit



ein Indikator für die Verfolgung der Wohlfahrt über die Zeit. Er trifft keine Aussagen über die Grundlagen für das Wirtschaften, die im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung geschützt werden müssen. Eine Schädigung dieser Grundlagen würde sich in ihm nur indirekt über die Minderung der Wohlfahrt bemerkbar machen.

### ***Sustainable National Income (SNI)***

Huetings Konzept eines Nachhaltigen Einkommens (Sustainable National Income (SNI)) zielt darauf ab aufzuzeigen, wie weit die derzeitige Wirtschaftsweise von einer nachhaltigen entfernt ist (Hueting 1989). Der Indikator basiert auf der komparativ statischen Analyse des aktuellen mit einem hypothetischen nachhaltigen Wirtschaftssystem. Die Nachhaltigkeitsstandards werden dabei unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung der Umweltfunktionen gewählt. Die Ermittlung des SNI erfolgt in vier Schritten (van Dieren 1995):

1. Ermittlung Umweltfunktionen beeinflussender Schadstoffemissionen sowie des Flächen- und Ressourcenverbrauchs.
2. Ermittlung einer gesellschaftlichen Nachfragekurve durch Festlegung des Nachhaltigkeitsstandards für die einzelnen ermittelten Schadstoffe, Ressourcen und Flächen.
3. Ermittlung einer Eliminierungskostenkurve, die für jedes einzelne Umweltproblem als Angebotskurve genutzt wird. Sie entsteht durch die Berechnung der Kosten für die Erreichung des Nachhaltigkeitsstandards, ausgehend von der Berichtsperiode. Technische Maßnahmen und Mengenverlagerungen können dazu genutzt werden. Sollten diese zu einem unannehmbar niedrigen Lebensstandard führen, sollte daran gedacht werden, dass „langfristig eine Bevölkerungsschrumpfung die einzige Möglichkeit ist, den Nachhaltigkeitsstandard zu erreichen“ (van Dieren 1995, S. 245).
4. Ermittlung der Mindestkosten zur Erreichung des nachhaltigen Standards aus den Schnittpunkten der einzelnen Angebots- und Nachfragekurven mit der Berichtsperiode als Ausgangspunkt.

Das SNI erhält man nach Hueting durch die Verminderung des NIP um die aus Punkt 4 erhaltenen Kosten:

$$\text{SNI} = \text{NIP} - \text{Mindestkosten zur Erreichung eines nachhaltigen Wirtschaftszustandes} \quad (2-5)$$

Neben der Problematik, in jedem Bereich Nachhaltigkeitsstandards angeben zu müssen, ist zur Berechnung der Angebots- und Nachfragekurven ein aufwendiges Wirtschaftsmodell notwendig. In dieses gehen unter anderem folgende Annahmen ein:

- Es ist kein Import umweltschädigend produzierter Güter möglich.
- Die Einführung der Umweltmaßnahmen im Land beeinträchtigt in keiner Weise die Import- und Exportströme.
- Die Beschäftigung bleibt konstant.
- Sowohl die relativen Präferenzen bezüglich hergestellter Güter und Dienstleistungen als auch die absolute Präferenz für die nachhaltige Nutzung bleiben unverändert.

Das SNI ist ein Indikator, mit dem sich direkt der Abstand der Gesellschaft zu definierten Umweltzielen darstellen lässt. Der Fokus liegt dabei auf Standards, die zur Erreichung der Nachhaltigkeit eingehalten werden müssen. Damit ist er ein aggregierter Indikator im Sinne des hier verfolgten Konzepts der starken Nachhaltigkeit, der ergänzend zu Vergleichen von physischen Werten mit entsprechenden Standards, z. B. die Überprüfung der Einhaltung von Konzentrationsstandards, verwendet werden kann. Da keine Schadenskosten berücksichtigt sind, macht er keine ausreichenden Aussagen in Bezug auf die Wohlfahrtsentwicklung und kann nicht als Effizienzindikator herangezogen werden.

### ***Dauerhaftigkeitsindikator nach Pearce und Atkinson***

Pearce und Atkinson (1992) sind Vertreter der sogenannten 'Londoner Schule'. Indem sie fordern, dass der gesellschaftliche Kapitalstock nicht sinken darf, folgen sie dem Konzept der schwachen Nachhaltigkeit. Um das Ziel zu erreichen muss die gesamte Ersparnis mindestens so groß sein wie die Summe der Wertminderungen aus menschengemachtem und natürlichem Kapital. Bei der Formulierung des Dauerhaftigkeitsindikators gehen Pearce und Atkinson (1992) von einem weiten Naturkapital-Begriff aus, der neben nichterneuerbaren Ressourcen auch verschiedenste erneuerbare Ressourcen wie Ozonschicht, Tropenwälder, Reinheit von Luft und Wasser umfasst. Das Kriterium für Nachhaltigkeit ist die Nichtnegativität des Netto-Investitionsvolumens.

Eine Berechnung des Dauerhaftigkeitsindikators  $Z$  als Differenz der Ersparnisse und Abschreibungen zeigt, dass nach diesem Konzept bis auf die untersuchten Entwicklungs- und Schwellenländer (Burkina Faso, Äthiopien, Indonesien, Madagaskar, Mali, Papua Neuguinea) alle betrachteten Länder (auch Mexiko und Philippinen (beide  $Z = 0$ )) das Kriterium einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung erfüllen (Pearce und Atkinson 1992).

Pearce und Atkinson hegten starke Skepsis gegen das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit. Gründe waren insbesondere die oben schon erwähnten vorhandenen Unsicherheiten und das Unwissen im Zusammenhang mit der Gefährdung lebenserhaltender Umweltfunktionen. Daher zogen sie die Verwendung einer 'strong sustainability rule' vor, die besagt, dass eine Entwicklung nachhaltig ist, wenn die Wertänderung des natürlichen Kapitals größer oder gleich Null ist. Allerdings wird mit dieser Regel die Substitutionsmöglichkeit innerhalb des Naturkapitals nicht beschränkt. Eine erneute Betrachtung der untersuchten Länder zeigte, dass keines von ihnen diese Regel erfüllen konnte.

Der Indikator von Pearce und Atkinson stellt in der schwachen Variante einen Indikator für schwache Nachhaltigkeit dar. In der starken Variante kann mit ihm die Erhaltung bewerteten natürlichen Kapitals verfolgt werden. Allerdings ist das im Rahmen des hier verfolgten Konzepts der starken Nachhaltigkeit nicht ausreichend. Außerdem erhält man mit dem Indikator keine Aussage über die Wohlfahrtsentwicklung.

## **Systeme physischer Indikatoren**

### ***State-Response Environmental Statistics System (STRESS)***

Im Laufe der Diskussionen und Entwicklungen im Bereich der Nachhaltigkeitsindikatoren sind insbesondere durch internationale Organisationen wie der OECD, UNCSD und Eurostat ver-

schiedene Systeme von physischen Indikatoren aufgestellt worden. Das Verständnis, das diesen Systemen zugrunde liegt, wurde ursprünglich von der statistischen Behörde in Kanada (Rapport und Friend 1979) unter dem Namen STRESS (State-Response Environmental Statistics System) entwickelt. Die ursprünglichen Hauptaussagen und Elemente des Ansatzes waren folgende (Klaus 1994, S. 126):

1. Menschen und Umwelt wirken als Akteure („Stressor“) bei der Veränderung natürlicher Systeme. Die Impulse („Stress“) wirken auf physikalische und biologische Elemente der Umwelt.
2. Die betroffenen Umweltelemente reagieren auf die Impulse („Umwelt-Reaktionen“).
3. Allein der Mensch besitzt die Fähigkeit, die Art und Intensität seiner Umwelteinwirkungen zu verändern.

Entsprechend verfolgt die OECD den sogenannten Pressure-State-Response (PSR)-Ansatz und die UNCSO einen sehr ähnlichen Ansatz, mit dem kleinen Unterschied, dass ‘Pressures’ ‘Driving Forces’ genannt werden. In der Folge entwickelte sich zusätzlich ein Modell mit fünf Elementen, das sogenannte Driving force-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR)-Modell. Die Bedeutung der einzelnen Komponenten ist (Jesinghaus 1999):

- Driving forces: Zugrundeliegende Faktoren, die die relevanten Variablen beeinflussen (z.B. BSP, Autos pro Einwohner).
- Pressure indicators: Beschreiben Variablen, die direkt Einfluss auf die Umwelt haben (können) (z.B. SO<sub>2</sub> Emissionen bestimmter Wirtschaftssektoren, Müllentstehung bei bestimmten Prozessen).
- State indicators: Geben Auskunft über den gegenwärtigen Zustand der Umwelt (z.B. die Blei-Konzentration im Schwebstaub).
- Impact indicators: Beschreiben die Effekte durch Umweltveränderungen (z.B. erhöhte Sterblichkeit aufgrund von Herzinfakten durch Lärm, Gebäudeschäden aufgrund erhöhter saurer Einwirkungen).
- Response indicators: Geben die Höhe der Aufwendungen an, die die Gesellschaft leistet um Umweltprobleme zu lösen (z.B. Prozentzahl an Katalysatoren in Fahrzeugen, Forschungsgelder im Bereich der Solarenergieentwicklung).

Je nach System wurden, aufbauend auf dieser Einteilung, eine Vielzahl von Indikatoren entwickelt und verschieden geordnet. Wichtige Konzepte finden sich in (Eurostat 1999, Jesinghaus 1999, OECD 1998 und 1999, UNCSO 1996). Einige Ansätze sehen sowohl Pressure-, State- als auch Response-Indikatoren vor. Zum Teil werden zusätzlich noch kritische Zustände angegeben, die auf mögliche Auswirkungen (Impacts) hinweisen. Andere wiederum beschränkten sich auf einen Teil der einzelnen Komponenten. Ein Beispiel dieser Indikatorensysteme sind die Eurostat Pressure Indices. Sie gliedern sich in 10 Umweltbereiche, denen jeweils 6 bzw. in der erweiterten Form 10 Indikatoren zugeordnet sind. Diese bestehen nach der obigen Definition sowohl aus Pressure Indicators als auch aus Driving Forces. Die Auswahl und Rangfolge der Indikatoren wurde über Umfragen bei Experten ermittelt. Diese ergaben auch eine relative Bewertung der Indikatoren im Bezug auf ein Umweltthema. Die auf diese Weise ermittelten

Indikatoren können einerseits direkt in einer Multikriterien-Analyse verwendet werden. Andererseits können sie als Grundlage für weitergehende Abschätzung und die Ermittlung von Vermeidungskosten herangezogen werden (Jesinghaus 1999). Weiter stellt Eurostat Response Indikatoren in ihrem 'Europäischen System für die Sammlung umweltbezogener Wirtschaftsdaten' (SERIEE) zur Verfügung. State- und Impact-Indikatoren auf europäischer Ebene werden von der Europäischen Umweltbehörde sowie in internationalen Forschungsprogrammen (Externe/GARP) erarbeitet.

Ein gutes Beispiel dafür, wie physikalische Indikatoren als Grundlage zur Bewertung auf graphischem Wege dargestellt werden können, ist der niederländische Amöbe (Allgemeine Methode zur Ökosystembeschreibung und Bewertung)-Ansatz (Schouten et al. 2000). Zur Darstellung der physischen Beschaffenheit eines Ökosystems sind sternförmig Achsen angebracht, an denen zunächst im gleichen Abstand vom Mittelpunkt die jeweiligen Soll-Werte aufgetragen werden. Zusätzlich dazu werden auf dieselbe Achse die Ist-Werte abgetragen. Durch Verbindung der Ist-Werte miteinander erhält man Gebilde, die in ihrer Form an eine Amöbe erinnern, daher der Name des Ansatzes. Aus dieser Art der Darstellung kann man gut ersehen, inwieweit der durch die Soll-Werte angegebene Referenzzustand im jeweiligen Ökosystem erreicht ist. Durch Addition der Achsen-Abstände zwischen Ist- und Soll-Werten kann bei dieser Methode zusätzlich ein eindimensionaler aggregierter Indikator gebildet werden, der eine Aussage über die Erreichung der Soll-Werte erlaubt.

Die physischen Indikatorenlisten dienen vor allem der Strukturierung der Umweltproblematik in verschiedene wichtige Umweltthemengebiete. Die Verwendung von Größen in für den Aspekt typischen physischen Einheiten führt dazu, dass Daten vergleichsweise leicht in das System integriert werden können. Zu beachten ist allerdings, dass die Größen nicht nur dargestellt werden, sondern möglichst auch, z.B. anhand von Standards, eine Bewertung der physischen Belastungen und Zustände erfolgen sollte. Das ist nicht in jedem der Systeme der Fall. Eine zusammenfassende Bewertung des Umweltzustandes wird meistens nicht durchgeführt. Diese wird in den meisten Fällen den politischen Entscheidungsträgern und Interessensgruppen überlassen. Als technische Hilfsmittel können dazu Methoden der sogenannten Multikriteriellen Entscheidungs-Analyse ('Multicriteria Decision Analysis' MCDA) herangezogen werden. Meist stehen selbst Indikatoren aus demselben Umweltbereich, zwischen denen eindeutig Wirkungszusammenhänge bestehen (z.B. SO<sub>2</sub> Emission und SO<sub>2</sub> Konzentration), beziehungslos nebeneinander. Somit können die Systeme nach dem STRESS-Ansatz zwar einzelne Blicke auf die in diesem Konzept suggerierte Wirkungskette ermöglichen, jedoch geben sie keine kausalen naturwissenschaftlichen Zusammenhänge wieder. Solche Zusammenhänge können aus den Indikatorlisten höchstens auf statistischem Wege abgeleitet werden.

Die besprochenen Indikatorensysteme sind als pragmatische Ansätze zu bezeichnen, die keine Darstellung der Wirkungszusammenhänge geben und innerhalb derer oftmals keine zusammenfassende Bewertung des Umweltzustandes durchgeführt wird. Physische Indikatoren in Form des STRESS-Ansatzes können zur Strukturierung der Sachverhalte und zur Darstellung der Indikatoren im Rahmen von Wirkungszusammenhängen verwendet werden. Zusammen mit Standards bilden sie die Möglichkeit, deren Einhaltung zu überprüfen und somit die Umweltsituation in Bezug auf einzelne Bereiche zu bewerten. Sie stellen damit hilfreiche Zusatzindikatoren dar.

### ***Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)***

Ein weiterer physischer Indikator stellt die ‚Materialintensität pro Serviceeinheit‘ (MIPS) dar (Schmidt-Bleek 1994). Die MIPS wird sowohl als Indikator für die Ressourceneffizienz von Produkten, als auch als Maß für den ökologischen Strukturwandel vorgeschlagen. Sie wird zusammengesetzt aus dem Energie- und Materialverbrauch in Gewichtseinheiten (Zähler) und dem Nutzen durch das jeweilige Produkt in physischen Einheiten (Nenner). Der Kehrwert der MIPS stellt damit die Ressourcenproduktivität dar. Die MIPS ist ein Indikator für Materialbewegungen, die auch ohne Betrachtung ihrer Toxizität aufgrund ihrer Menge eine starke Umweltbelastung darstellen. Sie kann dem Teil der ökologischen Ökonomie zugeordnet werden, der versucht Entropieströme zu messen und auf diese Weise die Beziehungen zwischen Umwelt und Ökonomie abzubilden.

Ein Nachteil der MIPS ist, dass sie nur den Aspekt der Massenbewegung erfasst, ohne die Wirkungen der in die Umwelt eingebrachten Güter oder den Energieinhalt und die Knappheit der verwendeten Ressourcen zu betrachten. Somit kann dieser Indikator als erster Hinweis im Hinblick auf eine ökologisch sinnvolle oder nachhaltige Wirtschaftsweise dienen. Allerdings kann er nur ein Teil eines gesamten Systems sein. Mit Hilfe ergänzender Indikatoren muss zusätzlich eine Bewertung der qualitativen Umweltbelastung stattfinden, um weitere wichtige Aspekte im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung abzubilden. Zur Bewertung von Umwelteinwirkungen durch Schadstoffe ist der Indikator nicht ausreichend, da gerade in diesem Bereich die Wirkung der Schadstoffe sehr unterschiedlich ist und daher ihre Betrachtung für eine Bewertung entscheidend ist.

### **Kombinationen monetärer und physischer Indikatoren**

#### ***Das Indikatorenkonzept von Rennings und Wiggering***

Der Vorschlag von Rennings und Wiggering (1997) zu Umweltindikatoren ist ein Versuch, Indikatoren für schwache und starke Nachhaltigkeit zu verbinden. Sie gehen dabei von denselben Definitionen von schwacher und starker Nachhaltigkeit aus, wie sie in dieser Arbeit verfolgt werden.

In ihrem Konzept verwenden Rennings und Wiggering (1997) Indikatoren, die sich an kritischen Konzentrationen und Einträgen orientieren. Nach Meinung der Autoren ist es notwendig, dass das Critical Levels/Loads-Konzept, wie es bereits für Ökosysteme etabliert ist, auf alle Umweltbereiche übertragen wird. Eine Verbindung von schwacher und starker Nachhaltigkeit, in Rennings und Wiggering (1997) als ‚ökonomischer‘ und ‚ökologischer‘ Aspekt der Nachhaltigkeit bezeichnet, stellen die Autoren her, indem sie Zustandsindikatoren und politische Ziele in Form von Nachhaltigkeitsstandards gegenüberstellen. Dabei gibt es jeweils sowohl eine ökologische als auch eine ökonomische Komponente. Als verwendbare Zustandsindikatoren werden Konzentrationen/Depositionen und Schadenskosten angesehen, als verwendbare Indikatoren auf der Standard-Seite kritische Konzentrationen/Depositionen und Vermeidungskosten.

Als Beispiel für Schadensberechnungen wird die Methodik des ExternE (Externalities of Energy) Projekts der Europäischen Union angeführt (European Commission 1995c). Für die Ableitung von Standards sollen für alle Umweltbereiche naturwissenschaftlich begründete

Standards verwendet werden, die sich an das Critical Levels/Loads-Konzept anlehnen. Diese Standards sollen neben ihrer Indikatorfunktion als Grundlage zur Berechnung von Vermeidungskosten im Sinne des Konzepts von Hueting dienen. Die so ermittelten Kosten stellen dann die ökonomische Komponente der Standard-Seite dar.

Aus der Darstellung der Indikatoren nach Rennings und Wiggering (1997) wird nicht deutlich wie die Indikatoren zusammenwirken sollen. Zudem zeigen sie keine direkte Verbindung der Indikatoren zu konkreten wirtschaftlichen Zielen auf. Insbesondere differenzieren sie für die Anwendung der Indikatoren nicht zwischen Effizienz- und Nachhaltigkeitsaspekten.

Die Indikatoren nach Rennings und Wiggering (1997) geben dennoch einen Hinweis darauf, dass Indikatoren für den (derzeitigen) Zustand (Konzentrationen/Depositionen und Schadenskosten) mit Indikatoren für Politikziele (Nachhaltigkeitsstandards und Vermeidungskosten) verbunden werden können.

### ***Das Indikatorenkonzept von Endres und Radke***

Neben einer theoretisch fundierten Methode zur Verbindung der schwachen und starken Nachhaltigkeit stellen Endres und Radke (1998) in ihrer Studie geeignete Indikatoren für verschiedene Modellsituationen vor, die Problemen in verschiedenen Umweltbereichen entsprechen. Wie bereits im Abschnitt „Die Verbindung von Schwacher und Starker Nachhaltigkeit“ auf Seite 43 dargestellt, muss in ihren zweistufigen Handlungsregeln in der ersten Stufe die Erhaltung kritischen Kapitals und in der zweiten Stufe die Erhaltung des bewerteten Gesamtkapitals gewahrt werden.

Als kritische Bestände werden für die regenerierbare Ressource die kleinste überlebensfähige Population  $\underline{X}^B$  der biologischen Ressource und für die Umweltqualität ein Qualitätsniveau  $\underline{X}^M$ , unterhalb dem kein menschliches Leben mehr möglich wäre, angenommen. Zur Ermittlung des bewerteten Gesamtkapitals werden verschiedene Terme betrachtet. Diese beinhalten in der umfangreichsten Modellvorstellung anthropogenes Kapital, eine erschöpfliche Ressource, eine biologische (erneuerbare) Ressource, produktives Land und das Umweltmedium. Interessant im Zusammenhang mit dieser Arbeit ist insbesondere der Term, mit dem Aussagen über die Auswirkungen von Umweltqualitätseinbußen getroffen werden. Dieser wird dargestellt als

$$\{ U_c(\dot{Z}_D^D - \mu Z_D^D + Y_{R^B}^n G_{X^M}) + U_{X^M} \} [\dot{X}^M] \quad (2-6)$$

Berücksichtigt werden in ihm direkte ( $U_{X^M}$ ) sowie konsumvermittelte ( $U_c(\dots)$ ) bewertete Nutzeinbußen, die mit der zeitlichen ‚Bestands‘-Änderung der Umweltqualität  $\dot{X}^M$  multipliziert werden. Die Umweltqualität wird dabei typischerweise in Schadstoffkonzentrationen dargestellt. Bei den konsumvermittelten Einbußen ergeben sich Kosten aus den Umweltreinigungsaktivitäten  $\dot{Z}_D^D$  sowie Nutzen aus der Selbstreinigung des Mediums  $-\mu Z_D^D$  als auch Kosten durch die Beeinflussung der regenerativen Ressource durch die Änderung der Umweltqualität. Dieser Wirkungszusammenhang wird durch die Ableitung der Regenerationsfähigkeit nach der Umweltqualität  $G_{X^M}$  und die Grenzproduktivität der biologischen Ressource  $Y_{R^B}^n$  ausgedrückt.

Neben anthropogenen Umweltreinigungsaktivitäten, der Selbstreinigung der Umwelt und der direkten Nutzeinbuße, ist der Einfluss der Umweltqualität auf die biologische Ressource berücksichtigt. Damit wird die Wichtigkeit von Wirkungszusammenhängen zwischen

verschiedenem Kapital deutlich. Eine Ergänzung der Formel um weitere Wirkungszusammenhänge und Nutzeneinbußen ist möglich.

Die Indikatoren von Endres und Radke (1998) basieren auf einer theoretischen Fundierung und sind gut für die Indikation von schwacher und starker Nachhaltigkeit anwendbar. Eine Aussage zur Effizienz kann mit den Indikatoren nicht getroffen werden.

### **2.2.2 Konzepte zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und die Korrektur von Wirtschaftsindikatoren**

Für die Berücksichtigung von Umwelteinflüssen innerhalb oder an der Seite von Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen ergeben sich zwei Möglichkeiten. Zum einen interne Änderungen in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen und zum anderen zusätzliche Systeme, in denen Umwelteinflüsse dargestellt werden können, sogenannte Satellitensysteme. Da Umwelteinflüsse bei einer internen Änderung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen lediglich in monetären Einheiten berücksichtigt werden können und man sich zumindest teilweise an der vorhandenen Struktur der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen orientieren muss, sind diese Änderungen nur eingeschränkt möglich und mit hohem Aufwand verbunden. Innerhalb von Satellitensystemen können Umwelteinflüsse sowohl in physischen als auch in monetären Einheiten bilanziert werden und bieten damit deutlich mehr Möglichkeiten. Wie die hier diskutierten Ansätze zeigen, geht die Entwicklung in Richtung der Verwendung von Satellitensystemen.

#### **Das Satellitensystem der Vereinten Nationen SEEA**

Im Jahr 1994 wurde das als Richtlinie für Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen geltende SNA-Konzept der Vereinten Nationen von 1968 (United Nations 1968) revidiert (United Nations 1994). Dabei wurde sowohl das Kernsystem der Gesamtrechnungen verändert, als auch der Vorschlag gemacht das Kernsystem um ein Satellitensystem (System of integrated environmental and economic accounting (SEEA)) zu erweitern. Zu diesem Zweck wurde parallel bereits 1993 ein Konzept des SEEA in Form eines Handbuchs aufgestellt (United Nations 1993). Erste Arbeiten dazu wurden in Ahmad et al. (1989) und Franz und Stahmer (1993) veröffentlicht. Zu nennen sind vor allem die Beiträge von Bartelmus (1989) sowie Stahmer (1993). Das Konzept ist mittlerweile Grundlage für viele nationale Ansätze in diesem Bereich. Beispiele für Umsetzungen sind z.B. in Uno und Bartelmus (1998) zu finden.

Im Jahr 2000 wurde von der sogenannten ‚Nairobi Group‘ eine Anleitung herausgegeben, die die Anwendung des SEEA vereinfachen soll. Anhand von fiktiven Beispielen werden die möglichen Einsatzbereiche der wichtigsten Teile des SEEA durchgespielt. Zielgruppen sind Datenproduzenten im Bereich von offiziellen statistischen Stellen und Pilotprojekten (United Nations 2000).

Ohne den Rahmen der Gesamtrechnungen zu erweitern sind im revidierten SNA93 Konten für produziertes (kultivierte Tiere und Pflanzen aus dem Forst- bzw. Agrarsektor) und nichtproduziertes Naturvermögen (wilde Tiere und Pflanzen, Bodenschätze, wirtschaftlich genutzte Flächen und Wasserreserven) enthalten, sofern sie im Besitz einer Institution sind und über einen Marktwert verfügen. Sie sind das Ergebnis einer Disaggregation des alten SNA. Somit

sind Ausgaben identifizierbar, die zur Schadensbeseitigung bzw. -verhinderung getätigt wurden.

Das Satellitensystem SEEA geht in der Integration umweltbezogener Daten weiter als das revidierte SNA. Es besteht aus fünf Teilen, die miteinander verbunden sind, und bei dessen Aufbau stufenweise hinzugefügt werden können:

- I) VGR-Basissystem zur detaillierten Darstellung umweltrelevanter ökonomischer Aktivitäten.
- II) Die umweltbezogene Disaggregation des SNA, Darstellung der Defensivausgaben in CEPA (Classification of Environmental Protection Activities).
- III) Physische Informationen über die Wechselwirkungen zwischen Umwelt und Wirtschaft, insbesondere Material/Energie Bilanzen und eine natürliche Ressourcenrechnung, mit Verbindungen zu monetären Konten.
- IV) Zusätzliche Bewertung der Umweltbestände und deren Nutzung.
- V) Erweiterung des Produktionsbegriffs im SNA (z. B. um private Haushalte).

Für jeden der fünf Teile gibt es verschiedene Tabellen, die im System als Arbeitsblätter (Worksheets (WS)) bezeichnet werden. Je nachdem, welcher Schwerpunkt in dem System gesetzt werden soll, können verschiedene Tabellen verwendet werden. Zur Umsetzung des SEEA erfolgt in (United Nations 2000) eine Ordnung der Konten in folgender Weise

- WS1 1993 SNA Konten
- WS2 Defensivausgaben
- WS3 Produzierte Vermögenswerte, inklusive natürliches Vermögen (z.B. Feldfrüchte)
- WS4 Physisches nichtproduziertes ökonomisches Vermögen
- WS5 Bewertetes nichtproduziertes ökonomisches Vermögen
- WS6 Physisches nichtproduziertes Umwelt-Vermögen
- WS7 Emissionen in Luft, Wasser und Boden nach ökonomischen Sektoren
- WS8 Vermeidungskosten von Emissionen nach ökonomischen Sektoren
- WS9 Integrierte Umwelt- und Volkswirtschaftliche Konten
- WS10 Vergleich von konventionellen und umweltberichtigten Aggregaten

Im Zusammenhang mit dieser Arbeit sind in erster Linie die Tabellen, in denen die Emissionen von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden angegeben werden, sowie deren Bewertung von Interesse. Durch Einflüsse der Schadstoffe auf produziertes und nicht produziertes Vermögen werden auch die Konten WS4 bis WS6 interessant.

Im SEEA werden Emissionen in physischen Einheiten (Tonnen pro Jahr) angegeben. Für die Bewertung wird die Ermittlung von hypothetischen Vermeidungskosten propagiert. Die Ergebnisse werden dazu genutzt, die konventionellen Aggregate zu berichtigen und die entste-



henden Größen mit den herkömmlichen Aggregaten zu vergleichen (WS 10). Das SEEA-Konzept mit seinen unterschiedlichen Konten ist bewusst modular aufgebaut und allgemein gehalten. Dadurch soll eine landesspezifische Umsetzung ermöglicht werden. Tatsächlich hat sich gezeigt, dass z.B. für Industrieländer eher die Konten, die Einflüsse durch Umweltschadstoffe wiedergeben, von Interesse sind.

In der Revision der SEEA wird von der London Group zusätzlich zur Modellierung einer grüneren Ökonomie auch die Korrektur des Bruttoinlandsprodukts um Gesundheitsschäden vorgeschlagen (United Nations 2003). An diesen neuen Arbeiten sind neben der UN die Europäische Kommission, der Internationale Währungsfond, die OECD und die Weltbank beteiligt.

Ein Kritikpunkt am Konzept des SEEA ist die fehlende Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Umweltphänomenen, obwohl diese für ein Konzept Umweltökonomischer Gesamtrechnungen sehr wichtig ist. Da durch Schadstoffe zusätzlich Schäden sowohl außerhalb des betrachteten Landes als auch zeitlich versetzt auftreten, ist die Berücksichtigung von zeitlichen und räumlichen Im- und Exporten von Umwelteinflüssen notwendig. Räumlich gesehen fallen darunter sowohl physische Exporte von Schadstoffen als auch Emissionen durch im Ausland produzierte und importierte Güter, die als Vorprodukte oder Konsumgüter auf den inländischen Markt kommen. Innerhalb des SEEA sind derartige Unterscheidungen nicht vorgesehen.

### **Europäische Konzepte im Rahmen der COM(94)670: SERIEE, GreenStamp und GARP**

Die europäischen Aktivitäten im Zusammenhang mit Umweltindikatoren und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen außerhalb der UN-Konzepte sind in der Kommunikation zwischen Kommission und Konzil sowie dem Parlament „Directions for the European Union on Environmental Indicators and Green National Accounting (COM(94)670 final)“ dargestellt (European Commission 1994 und 2000b). Das dort vorgestellte Arbeitsprogramm ist in Übereinstimmung mit den Ansichten aus der Agenda 21 und dem UN Satellitensystem SEEA formuliert worden.

Die Kommission sieht große Schwierigkeiten, die mit der Berechnung eines ‚grünen BSP‘ verbunden wären, und lehnt diese daher zunächst ab. Das Programm sieht die Errichtung eines separaten Rahmenwerks zur Darstellung der Wechselwirkungen zwischen Wirtschaft und Umwelt vor. Die Arbeit ist eingeteilt in die Aufstellung von Satellitenkonten in physischen und monetären Einheiten und die Berechnung von physischen Belastungsindikatoren und -indizes. Es werden sechs eng verknüpfte Arbeitsschritte unterschieden:

- 1) Herstellung eines Handbuchs zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen
- 2) Entwicklung eines Europäischen Systems von Umweltbelastungsindikatoren
- 3) Entwicklung Integrierter Ökonomischer und Ökologischer Indizes
- 4) Entwicklung eines Umweltsatellitensystems
- 5) Untersuchung von Schadensbewertung und Monetarisierungstechniken
- 6) Gewährleistung horizontaler Koordination

Schritt 1 und 6 sind mehr koordinativer Natur und deshalb hier nicht interessant.

In Schritt 2 wird das Eurostat Pressure Indices-System entwickelt. Dieses wurde bereits im vorherigen Abschnitt 2.2.1 im Rahmen der Diskussion des STRESS-Ansatzes näher erläutert.

In Schritt 3 wird von Eurostat das Environmental Pressure Information System (EPIS) entwickelt, mit dem Werkzeuge zur Erzeugung und Modellierung von Zeitreihen zu Umweltbelastungen durch verschiedene ökonomische Aktivitäten bereitgestellt werden sollen. Das System basiert auf verschiedenen Datenbanken. Neben CORINAIR Daten sollen Daten aus dem European Pollutant Emission Register (EPER) (EPER 2004) und dem geplanten Integrated Emissions Inventory (IEI) der European Environment Agency (EEA) verwendet werden.

Schritt 4 beinhaltet neben der Ermittlung von Defensivausgaben im ‚Systeme Europeen de Recensement des Informations Economiques sur l’Environment‘ (SERIEE) die Erhebung des Wertes und der Menge an natürlichen Ressourcen und die Berechnung von Materialflüssen.

In Schritt 5 sind verschiedene Europäische Forschungsprojekte zusammengefasst. Dazu gehören im JOULE Programm ‚Externalities of Energy‘ (ExternE) und im ‚Environment and Climate RTD Programme‘ (‚The human dimensions of environmental change research programm‘) unter anderem die Projekte ‚Green Accounting Research Project‘ (GARP) und ‚Methodological Problems in the Calculation of Environmentally Adjusted Income Figures‘ (GreenStamp). Innerhalb des GARP-Konzepts erfolgt die Bewertung durch Marktpreise und die direkte Methode der kontingenten Bewertung, während im GreenStamp-Ansatz das Vermeidungskostenkonzept nach Hueting in veränderter Form verfolgt wird. In ihm steht weniger die Ermittlung eines einzelnen Indikators als mehr die Simulation der Durchführung verschiedener Maßnahmen zur Erreichung von politischen Standards im Vordergrund. Zur Errechnung der Vermeidungskosten wird ein umweltökonomisches Modell verwendet, welches eine „simultane Modellierung von Ökonomie und Ökologie“ (Meyer et al. 1998, S. 43) beinhaltet.

Der Entwicklungsstand der Arbeiten der Europäischen Kommission ist im Bereich der Pressure Indices schon relativ hoch. Dort wurden bereits in einem Bericht erste Zahlen veröffentlicht (European Commission 1999c). Das EPIS Projekt läuft noch und erste Zwischenergebnisse sind präsentiert worden. Im Bereich der Entwicklung des Satellitensystems ist insbesondere die Veröffentlichung von Defensivausgaben im SERIEE-System bereits etabliert (Eurostat 2002). Die Projekte des 4ten Rahmenprogramms der EU sind bereits beendet. Damit liegen z.B. die Ergebnisse von GreenStamp und GARP vor (European Commission 1996 und 1997).

Die einzelnen Ansätze in den verschiedenen Bereichen sind sehr vielversprechend. So ist z.B. eine hohe räumliche Auflösung der jeweiligen Indikatorensysteme für Belastungsindikatoren vorgesehen. Weiter besteht bereits eine sehr detaillierte Darstellung der Umweltschutzausgaben innerhalb des SERIEE-Systems. Die vorhandenen Daten werden zusätzlich bereits in Forschungsprojekten dazu genutzt, sowohl hypothetische Vermeidungskosten als auch Schadenskosten zu quantifizieren. Ein Bereich, der weder stark ausgebaut ist noch im Grundkonzept erwähnt wird, ist die Ermittlung von Zustandsindikatoren. Hier besteht noch hoher Entwicklungsbedarf. Die Arbeiten der Europäischen Union sind in keinen gemeinsamen konzeptionellen Rahmen eingefasst, sondern stellen sich eher als lose nebeneinanderstehende Arbeiten zu den einzelnen Themengebieten dar.

## Das deutsche Konzept Umweltökonomischer Gesamtrechnungen

Bereits seit mehreren Jahren wird im deutschen Statistischen Bundesamt (StaBA) ein Konzept für die nationalen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) entwickelt und mit Daten und Aussagen gefüllt. Vorarbeiten und detaillierte Darstellungen des Konzepts sind in Radermacher und Stahmer (1994, 1995 und 1996) sowie Radermacher et al. (1998) zu finden. Veröffentlichungen zu Einzelbereichen erscheinen in unregelmäßigen Abständen und der aktuelle Stand der Arbeiten wird jährlich auf einer Pressekonferenz bekanntgegeben. Durch Engagement der deutschen Statistiker in den Projekten der EU und der UN wird eine größtmögliche Anlehnung der deutschen Bemühungen an internationale Konzepte erreicht. Begleitet wurden die Arbeiten des Statistischen Bundesamtes durch den Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Vier Stellungnahmen des Beirates wurden veröffentlicht, in denen die Wichtigkeit der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen immer wieder betont wurde und „regelmäßig Fragen der näheren Ausgestaltung und methodischen Grundlagen des UGR-Konzepts erörtert“ (Statistisches Bundesamt 2000a) wurden (BMU 1992, 1996, 1999 und 2002). In der Datenbeschaffung besteht eine enge Kooperation zwischen dem Statistischen Bundesamt und dem Umweltbundesamt. So wurden z.B. unter den Titeln ‚Umweltdaten Deutschland 1998‘ und ‚Umweltdaten Deutschland 2002‘ gemeinsam Umweltdaten in Form eines Umweltberichtsystems veröffentlicht (UBA und StaBA 1998 und 2002).

Das Konzept des StaBA sieht als Ziel der UGR die „statistische Erfassung von Veränderungen im ‚Naturvermögen‘, ausgelöst durch wirtschaftliche Aktivitäten“ (Statistisches Bundesamt 2000a, S. 2) an. In diesem Rahmen sind Daten für die Entstehung der Umweltbelastung, Umweltzustand und Umweltschutzmaßnahmen bereitzustellen. Dabei werden Einzelfälle (z.B. Stoffe, Standorte, Regionen) zu statistischen Maßen aggregiert.

Eine Größe wie ein Ökoinlandsprodukt wird es nach Aussage des StaBA nicht geben. Vielmehr sollen „zur Skizzierung von gesamtwirtschaftlichen Entwicklungspfaden in Richtung ‚Nachhaltige Wirtschaft‘“ (Statistisches Bundesamt 2000a, S. 10) von der Wissenschaft makroökonomische Modellrechnungen durchgeführt werden. Dazu stellt das StaBA in Zusammenarbeit mit Forschungsinstituten Daten bereit, auf deren Grundlage an den Instituten die Durchführung alternativer Umweltschutzmaßnahmen simuliert wird (s. z.B. (Meyer et al. 1998)). Damit liegt in diesem Bereich die Verantwortung außerhalb des Aufgabengebietes der amtlichen Statistik.

Das deutsche Konzept der UGR „ist so aufgebaut, dass bereits Zwischenschritte Antworten auf wirtschafts- und umweltpolitische Fragen geben“ (Statistisches Bundesamt 1999b, S. 2). Die Gesamtrechnungen gliedern sich dabei in 5 Themenbereiche:

- 1) Material- und Energieflussrechnungen, Rohstoffverbrauch, Emittentenstruktur,
- 2) Nutzung von Fläche und Raum,
- 3) Umweltzustand,
- 4) Maßnahmen des Umweltschutzes, Investitionen, Ausgaben,
- 5) Vermeidungskosten zur Erreichung von Standards.

Themenbereiche 1, 4 und 5 werden mit Hilfe von Wirtschaftsstatistiken und Gesamtrechnungsmethoden bearbeitet. Themenbereich 2 enthält Belastungen nicht stofflicher Art und wird unter Verwendung von Fernerkundungen und Geographischen Informationssystemen gefüllt. Im Themenbereich 3 erfolgt eine Verdichtung räumlich und inhaltlich isolierter Mess- und Beobachtungsdaten zu Indikatoren. Die dazu eingeführte ökologische Flächenstichprobe stellt dabei ein „Instrument zur Beobachtung der Veränderung von Landschaften, Pflanzen und Tieren“ (Statistisches Bundesamt 1999b, S.2) dar. Im ersten Konzept eines Indikatorensystems für den Umweltzustand in Deutschland bleiben der „Mensch selbst als Betroffener von anthropogener Umweltbelastung (Gesundheit), umweltbedingte Schäden an Artefakten und Bauwerken als Bestandteilen des kulturellen und produzierten Vermögens oder auch umweltbedingte Beeinträchtigungen wirtschaftlicher Nutzungen ... vorerst unberücksichtigt“ (Radermacher et al. 1998, S. 83). Die Darstellung der UGR erfolgt in einem Satellitensystem in Anlehnung an das SEEA-Konzept der Vereinten Nationen.

Als Resultate stellen die UGR neben den Informationen zu den einzelnen Themenbereichen, Sachdaten über Kosten und Nutzen alternativer Standardwerte im Sinne von physischen Reduktionszielen für den politischen Entscheidungsprozess zur Verfügung.

Kritik an dem Konzept des Statistischen Bundesamtes ist zunächst einmal am losen Nebeneinander von Indikatoren zu üben. Nach dem Beirat zur UGR verlangt ein fundiertes Bewertungssystem nach einer wenigstens groben Wirkungsketten-Abschätzung (BMU 1999). Diese ist jedoch zwischen den einzelnen Indikatoren nicht zu erkennen. Des Weiteren sollte die Abschätzung von Umweltkapital im Konzept des Statistischen Bundesamtes einen stärkeren regionalen Bezug aufweisen.

### **Die Korrektur von Wirtschaftsindikatoren als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen**

Die Verwendung korrigierter Wirtschaftsmaße wie etwa eines korrigierten Bruttonational- oder Bruttoinlandsprodukts als Wohlfahrtsmaß oder Maß für ein nachhaltiges Einkommen wurde bereits zu Beginn der Arbeit in der kurzen Zusammenstellung zum Stand des Wissens in diesem Bereich diskutiert. Demnach kann mit einem solchen ‚Ökologischen Netto-Nationalprodukt‘ (ÖNNP) keine Aussage in Bezug auf das erreichte Wohlfahrtsniveau und das nachhaltige Einkommen getroffen werden (Markandya et al. 2003a). Positive Änderungsraten indizieren jedoch eine gesteigerte Wohlfahrt. Damit ist es möglich, durch die richtige Korrektur der Wirtschaftsindikatoren z.B. im Zeitvergleich, Aussagen über die Wohlfahrtsentwicklung zu treffen.

Welche Art von Korrekturen an den Wirtschaftsmaßen vorgenommen werden könnten, wird z.B. in van Dieren (1995) diskutiert. Da die meisten Umweltschäden einen starken räumlichen Bezug aufweisen, wird statt des Sozialprodukts bzw. Nationaleinkommens das Inlandsprodukt verwendet, das sich auf Wirtschaftsprozesse innerhalb des betrachteten Landes bezieht. Es wird also im Allgemeinen ein Ökoinlandsprodukt (ÖIP) berechnet. Mit der Verwendung des Netto-Inlandsprodukts (NIP) sind Abschreibungen auf produziertes Kapital bereits abgezogen. Sie enthalten unter anderem Investitionen ohne wesentliche Wertsteigerung wozu Reparaturaufwände zählen, so dass Schäden an produziertem und wieder instandgesetztem Kapital bei der Korrektur nicht mehr berücksichtigt werden müssen.

Leipert (1989 und 1994) schlug eine Korrektur der Wirtschaftsindikatoren um getätigte Defensivausgaben vor, um auf diese Weise ein korrekteres Maß für die Wirtschaftsentwicklung zu erhalten. Defensivausgaben sind zum einen „Kosten des Umweltschutzes (also Kosten zur Verminderung, zur Umwandlung und zur Vermeidung von Umweltbelastungen)“ und zum anderen defensive „Schadenskosten (also Kosten der nachträglichen Behandlung und Beseitigung von Umweltschäden sowie der Reparatur bzw. der Kompensation der Schadensfolgen)“ (Leipert 1989, S. 186). Ein korrigiertes Bruttoinlandsprodukt ergibt sich daraus als

$$\text{ÖIP1} = \text{NIP} - \text{Kosten des Umweltschutzes} - \text{defensive Schadenskosten} \quad (2-7)$$

Bei den Schadenskosten muss darauf geachtet werden, dass sie nicht bereits als Investitionen ohne zusätzliche Wertsteigerung in den Abschreibungen und deshalb nicht im NIP enthalten sind.

Das monetarisierte Naturvermögen kann in den Berechnungen formal, analog zu ökonomisch produzierten Gütern, wie ein Vorrat oder ein Kapitalbestand behandelt werden. Quantitative Änderungen, wie zum Beispiel die Nutzung natürlicher Ressourcen zur Energiegewinnung, fallen in die Kategorie der Vorratsänderungen, während qualitative Änderungen, die zum Beispiel bei der Verschmutzung von Luft und Boden entstehen, als Abschreibung auf einen Kapitalstock gesehen werden können. Das ÖIP ergibt sich entsprechend zu

$$\text{ÖIP2} = \text{ÖIP1} - \text{Wertminderung des nichtproduzierten Naturvermögens} \quad (2-8)$$

Die Aufwendung von Wiederherstellungsmaßnahmen führt zu einer Verminderung der Umweltschäden. Zusätzlich muss also die Höhe der Umweltverbesserungen aufgrund von Reparaturmaßnahmen dazugerechnet werden. Aus der Definition Wertänderung = (Wertminderung - Wertzuwachs aufgrund von Reparaturmaßnahmen) ergibt sich

$$\text{ÖIP3} = \text{ÖIP1} - \text{Wertänderung des nichtproduzierten Naturvermögens} \quad (2-9)$$

Ein kritischer Punkt dieser Korrekturen ist die Frage der Bewertung von Umwelteinflüssen, die zur Berücksichtigung von Wohlfahrtsänderungen erfolgen muss. Verschiedene Methoden dazu wurden bereits ausführlich in Abschnitt 2.1.1 diskutiert. Die Verwendung von berechneten Vermeidungskosten zur Einhaltung vorgegebener Standards im Sinne des 'Sustainable National Income (SNI)' nach Hueting wird als alternative Möglichkeit angesehen (van Dieren 1995).

In der derzeitigen Revision des Satellitensystems SEEA der Vereinten Nationen durch die London Group (United Nations 2003) werden zwei Konzepte zur Berechnung korrigierter Aggregate verfolgt, zum einen wird empfohlen ein um Umweltschäden angepasstes Einkommen zu berechnen, zum anderen sollen Wirtschaftsindikatoren einer grünen Ökonomie modelliert werden. Für die Berechnung des um Umweltschäden angepassten Einkommens sollen, zusätzlich zur Wertminderung des Naturvermögens, Verluste im Wohlbefinden durch Krankheit als Minderung der Wohlfahrt abgezogen werden. Die Modellierung der grünen Ökonomie basiert auf dem Konzept von Hueting. Es werden Standards als Indikatoren für die Erreichung von Politikstrategien vorgegeben und mit Hilfe von Modellen die Wirtschaftsindikatoren unter den entsprechend veränderten Bedingungen berechnet, die zur Einhaltung dieser Standards notwendig sind.

In Arbeiten zu den europäischen Projekten zur UGR ergab sich ein alternativer Indikator, der ‚Index of Consumption Corrected for Environmental Damage‘ (ICCED) (Markandya et al. 2003b). Er wird abgeleitet, indem Wohlfahrtseinflüsse durch die Umweltbelastung vom Pro-Kopf-Konsum eines Landes abgezogen werden. Die absolute Höhe des Indikators hat keine Aussagekraft in Bezug auf die Wohlfahrt, jedoch gibt die Änderung des korrigierten Konsums die Änderung der durch die berücksichtigten Komponenten erfahrenen Wohlfahrt wieder.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin Folgen von Umwelteinwirkungen, die zu einer Veränderung des Bruttoinlandsprodukts geführt haben wieder heraus zu rechnen. Auf diese Weise wird ihr direkter Einfluss auf das Bruttoinlandsprodukt verdeutlicht. Es ergibt sich ein ‚um Umwelteffekte bereinigtes Bruttoinlandsprodukt‘.

Die hier vorgestellten Korrekturen von Wirtschaftsindikatoren werden mit Hilfe der in der Arbeit quantifizierten Umweltschäden am Ende der Arbeit im Rahmen der Diskussion durchgeführt. Diese Korrekturen reichen allerdings nicht aus, um die Wirtschaftsentwicklung umfassend zu beschreiben. Mit ihnen können lediglich Umwelteinflüsse herausgerechnet werden bzw. maximal ein Maß für die Änderung eines gewissen Anteils der gesamten Wohlfahrt beschrieben werden. Besonders Aussagen über Nachhaltigkeit sind nur unvollständig möglich. In der Arbeit werden diese deswegen zusätzlich um weitere aggregierte Indikatoren ergänzt, mit denen Aussagen zu Nachhaltigkeit und Effizienz getroffen werden können. Zu diesem Zweck werden im nächsten Abschnitt aus Zielen für eine wirtschaftliche Entwicklung, formuliert in Prioritäten, operative aggregierte Indikatoren sowie Basisgrößen für ihre Berechnung abgeleitet. Zusätzlich zu den aggregierten Indikatoren werden im Laufe der Berechnungen anhand von Zwischenergebnissen einzelne physische Indikatoren für Umwelteinwirkungen, Umweltzustand und Umweltauswirkungen dargestellt.

### **2.2.3 Verwendete aggregierte Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen**

#### **Ziele für eine wirtschaftliche Entwicklung**

Das in dieser Arbeit verwendete Indikatorensystem wird aus den Zielen für eine wirtschaftliche Entwicklung abgeleitet. Die Ziele ergeben sich aus der Diskussion der verschiedenen Aspekte von Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit in Abschnitt 2.1. Die Formulierung der Ziele erfolgt in Form von drei Prioritäten.

Die ersten zwei Prioritäten ergeben sich aus dem Ziel der intergenerationellen Gerechtigkeit oder Nachhaltigkeit nach dem Brundtlandbericht, das sich als Voraussetzung in der Forderung von Pezzey (1995) wiederfindet. Demnach muss gewährleistet sein, dass die derzeitige und die zukünftigen Generationen die gleichen Möglichkeiten besitzen, ihre Bedürfnisse zu befriedigen. Um dieselben Voraussetzungen für die derzeitige und die zukünftigen Generationen schaffen zu können, wird auf das Konzept des Kapitals bzw. des Vermögens zurückgegriffen. Es bildet die Grundlage für die Befriedigung von Bedürfnissen und ist zwischen Generationen vererbbar. Endres und Radke (1998) formulierten die ersten zwei Prioritäten, um eine adäquate Erhaltung des Kapitals zu gewährleisten. Die dritte Priorität entspringt der Forderung von Pezzey (1995), unter der Bedingung einer nachhaltigen Entwicklung den Gegenwartswert des intertemporalen Nutzens zu maximieren. In der Summe ergeben sich die folgenden drei Prioritäten:

**Priorität 1**

Kritische Bestände<sup>8</sup> sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten dürfen nicht unterschritten werden.

**Priorität 2**

Angemessen bewertete Veränderungen sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten müssen sich mindestens zu Null saldieren.

**Priorität 3**

Der Gegenwartswert des intertemporalen Nutzens muss unter der Bedingung der Einhaltung der Prioritäten 1 und 2 maximiert werden.

Um die Erreichung der Prioritäten innerhalb von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen verfolgen bzw. voraussagen zu können, ist es notwendig Indikatoren zu entwickeln, mit denen Aussagen zu den verschiedenen Zielen getroffen werden können und diese entsprechend darzustellen.

**Operative aggregierte Indikatoren zur Überprüfung der Einhaltung der definierten Ziele**

Vergleicht man die vorhandenen Konzepte zu Wohlfahrts- und Nachhaltigkeitsindikatoren mit den abgeleiteten Zielen, so erkennt man, dass jedes der Konzepte lediglich Teilaspekte der Zielerreichung abdeckt. Deswegen werden aus den Anforderungen eigene Indikatoren abgeleitet, die in der Summe eine Mischung der Hauptaspekte einzelner bestehender Indikatoren darstellen.

Zur Verfolgung von **Priorität 1** ist ein Indikator erforderlich, der angibt ob kritische Bestände gesellschaftlichen Vermögens unterschritten werden und zusätzlich Informationen enthält wie die zukünftige Politik gestaltet sein muss, damit die Nutzungsgrenzen eingehalten werden können. Zu diesem Zweck wird in der Arbeit ein aggregiertes Maß für den Abstand des jeweiligen Ist-Zustands zum Soll-Zustand bei Einhaltung der kritischen Bestände bzw. für die Unterschreitungshöhe kritischer Bestände verwendet. Zur Berechnung dieses Maßes für einzelne Bereiche werden, basierend auf den Managementregeln, zunächst, wie von Endres und Radke (1998) empfohlen, Standards für Größen, die im Rahmen des Pressure-State-Response-Ansatzes verwendet werden, identifiziert, deren Einhaltung eine Unterschreitung kritischer Bestände verhindert. Auf diese Weise ergeben sich für jeden der Standards bereits Abstände in den jeweiligen physischen Einheiten, die als detaillierte Indikatoren dienen. Im Fall von Luftschadstoffen können diese zum Beispiel Überschreitungen von Emissionshöchstgrenzen in Tonnen pro Jahr für die einzelnen relevanten Substanzen angeben. Als aggregierter Indikator werden zusätzlich Kosten ermittelt, die für die hypothetische Einhaltung dieser Standards im Betrachtungszeitraum aufgewendet werden müssten. Dabei ist darauf zu achten, dass Kosten in

---

<sup>8</sup> Kritische Bestände von als relevant zu erachtenden Vermögenskomponenten sind dann unterschritten, wenn ein für die Gesellschaft nicht akzeptabler Schaden befürchtet wird. Das ist besonders dann der Fall, wenn die Schädigung lebenserhaltende Funktionen der Umwelt betrifft, bzw. die Schäden nur unter sehr hohem Aufwand oder nicht mehr wiederherstellbar ((quasi)-irreversibel) sind (s. auch „Ökologische Ökonomie: Die Starke Nachhaltigkeit“ auf Seite 42 und „Die Verbindung von Schwacher und Starker Nachhaltigkeit“ auf Seite 43).

Form von Annuitäten herangezogen werden, die, wenn sie jährlich aufgewendet würden, unter unveränderten Rahmenbedingungen, wie z.B. unveränderte Produktion, eine kontinuierliche Einhaltung der Standards gewährleisten würden. Zwei Typen von Standards werden in der Analyse unterschieden. Zum einen Standards, die sich aus naturwissenschaftlichen Untersuchungen ergeben und deren Einhaltung nach derzeitigem Wissen die Unterschreitung kritischer Bestände ausschließt. Sie werden in der vorliegenden Arbeit als Standards für **„kritische ökologische“ Nachhaltigkeit** bezeichnet. Zum anderen werden auf dem Weg zur langfristigen Einhaltung dieser naturwissenschaftlich abgeleiteten Standards als Resultat von politischen Kompromissen Zwischenziele gesetzt. Die mit diesen Zwischenzielen verbundenen Standards werden im Folgenden als Standards für **„intermediäre“ Nachhaltigkeit** bezeichnet. In den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen können sowohl die physischen Abstände von der Einhaltung der Standards in verschiedenen Bereichen als auch der *Abstand zur Einhaltung der kritischen Bestände ausgedrückt in Vermeidungskosten (Indikator 1)* als separate Indikatoren direkt dargestellt werden.

Nach **Priorität 2** muss zusätzlich zum Schutz kritischen Kapitals ebenfalls gewährleistet sein, dass sich die Änderungen im bewerteten Vermögen mindestens zu Null saldieren. Als Indikator in diesem Zusammenhang werden Änderungen im bewerteten Kapital, die aufgrund von Umwelteinflüssen entstehen, herangezogen. Zu diesem Zweck werden die mit den betrachteten Umwelteinwirkungen verbundenen gesamten *Verluste im bewerteten Kapital (Indikator 2)* berechnet, unabhängig davon, wann diese auftreten. Innerhalb von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen können sie als Verschlechterung oder Verminderung der Resource in Konten für produzierte (z.B. bei einmaligen Kulturgütern) bzw. nicht produzierte Güter (z.B. Ökosysteme) aufgeführt werden. Entsprechende Vorschläge dazu sind in United Nations (2000) zu finden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es vor allem bei langsamen Prozessen in der Umwelt dazu kommen kann, dass die Veränderungen im Kapital erst lange nachdem sie verursacht wurden auftreten.

In **Priorität 3** wird zusätzlich zur Einhaltung der ersten beiden Prioritäten die Optimierung des Gegenwartswerts des intertemporalen Nutzens gefordert. Zur Ableitung eines Indikators werden zum einen hypothetische Kosten zur Erreichung eines Umweltschutzniveaus (Vermeidungskosten) und zum anderen die bei dem erreichten Niveau verbleibenden Nutzenverluste durch Umwelteinwirkungen herangezogen. Ausgehend von derselben Basissituation ist das Umweltschutzniveau effizienter, das die geringsten *Gesamtkosten als Summe von Vermeidungskosten zur Erreichung des Umweltziels und verbleibenden Schadenskosten (Indikator 3)* aufweist. Korrigiert man die für das Basisszenario ermittelten Inlandsprodukte um die Vermeidungskosten, so erhält man die Inlandsprodukte, die im Falle der Einhaltung der gesetzten Umweltziele erreicht würden. Alternativ zur expliziten Berechnung von Vermeidungskosten können Wirtschaftsmodelle herangezogen werden, um solche Inlandsprodukte einer ‚grüneren‘ Ökonomie zu ermitteln (siehe auch „greened-economy modelling“, United Nations (2003), S. 449ff). Die Vermeidungskosten dienen in diesem Zusammenhang wieder wie in Indikator 1 als *Maß für den Abstand zur Erreichung des Umweltzustandes*, der jeweils der Betrachtung zugrunde gelegt wird (**Indikator 4**). Aussagen zur Effizienz sind allerdings nur dann möglich, wenn zusätzlich die verbleibenden Nutzenverluste durch Umwelteinwirkungen adäquat berücksichtigt werden. Ein solches um Umweltschäden angepasstes Inlandsprodukt wird unter anderem von den Vorschlägen der United Nations (2003) („damage-adjusted product“, S. 446ff) unterstützt. Die Korrektur des Konsums um Nutzeneinbußen durch Umwelteinflüsse auf



das aktuelle Wohlergehen gibt einen Eindruck über den aufgrund von Wirtschaftsprozessen vom Konsumenten erfahrenen Nutzen innerhalb einer Berichtsperiode. Markandya et al. (2003b) machte einen Vorschlag zu einem solchen ‚Index of Consumption Corrected for Environmental Damage‘ (ICCED). Bei der Analyse der Effizienz ist darauf zu achten, dass als Voraussetzungen die für Priorität 1 identifizierten Nutzungsgrenzen eingehalten werden und sich nach Priorität 2 die Änderungen von als relevant erachteten Vermögenskomponenten mindestens zu Null saldieren. Der sich unter diesen Voraussetzungen ergebende effiziente Zustand wird in dieser Arbeit als ‚**optimal nachhaltiges‘ Umweltschutzniveau** bezeichnet. Die Effizienzanalyse kann sowohl für zukünftige als auch für vergangene Jahre eingesetzt werden. Als reine Berichtsgröße für die wirtschaftliche Entwicklung vergangener Jahre reduziert sich der Indikator der Gesamtkosten auf die Nutzeneinbußen durch Umwelteinflüsse. Die in der Berichtsperiode aufgewendeten Vermeidungskosten sind in den wirtschaftlichen Kenngrößen bereits enthalten. Ein Konzept zur Aufschlüsselung der ökonomischen Ausgaben für die Umwelt an der Seite der nationalen Statistiken ist mit SERIEE („European System for the collection of economic information on the environment“) entwickelt worden (Eurostat 2002). Da es sich um ein bereits etabliertes statistisches System handelt, wird es in dieser Arbeit nicht genauer betrachtet.

Die abgeleiteten Indikatoren ergeben sich aus drei Basisgrößen, die für ihre Berechnung ermittelt werden müssen:

### 1. **Vermeidungskosten zur Einhaltung vorgegebener Umweltziele**

Hypothetische wirtschaftliche Kosten der Minderung von Umwelteinwirkungen in Form von Annuitäten.

Sie werden zum einen direkt als Indikator für *Priorität 1* verwendet und repräsentieren dort ein Maß für den Abstand der Ökonomie von der Einhaltung der Nutzungsgrenzen bzw. die Höhe der Unterschreitung kritischer Bestände. Zum anderen gehen sie in den Gesamtkostenindikator zur Beurteilung der effizienten Einhaltung von Umweltzielen für *Priorität 3* ein. Mit ihrer Hilfe können Inlandsprodukte einer ‚grüneren‘ Ökonomie ermittelt werden. Sie dienen in diesem Zusammenhang als Abstandsmaß für die Entfernung zur ‚grüneren‘ Ökonomie.

### 2. **Wertverlust langlebigen Kapitals**

Gesamte über die Zukunft aggregierte Schadenskosten durch Umwelteinwirkungen an langlebigem natürlichen und produziertem Kapital als Maß für Wertverluste in den bewerteten als relevant erachteten Vermögenskomponenten.

Sie werden zum einen direkt als Indikator für *Priorität 2* verwendet. Außerdem gehen sie wie die Vermeidungskosten in den Gesamtkostenindikator zur Beurteilung der Effizienz in der Einhaltung von Umweltzielen in Bezug auf *Priorität 3* ein. Zusätzlich können sie verwendet werden, um ein ‚um Umweltschäden angepasstes‘ Inlandsprodukt zu ermitteln.

### 3. **Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen**

Schadenskosten durch Umwelt- und Gesundheitseinflüsse auf die derzeit lebende Generation als Maß für Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen.

Sie gehen zum einen wie die beiden anderen Größen in den Gesamtkostenindikator als Effizienzmaß für *Priorität 3* ein. Des Weiteren werden sie verwendet, um durch die Anpas-

sung von Wirtschaftsindikatoren (wie Inlandsprodukten und Konsum) Umwelteffekte in der Beurteilung der wirtschaftlichen Entwicklung zu berücksichtigen bzw. ein Maß für den durch Wirtschaftsprozesse in der Berichtsperiode erfahrenen (Netto-) Nutzen abzuschätzen.

Die abgeleiteten operativen Indikatoren sind teilweise bereits in den diskutierten Konzepten zu Wohlfahrts- und Nachhaltigkeitsindikatoren enthalten. Mit der Berechnung von Abstandsmaßen sind Teile der Konzepte von Huetting (1989) bzw. Endres und Radke (1998) übernommen worden. Der Wertverlust langlebigen Kapitals findet sich z.B. im Nachhaltigkeitsindikator von Pearce und Atkinson (1992) wieder. Einflüsse der Umwelteinwirkungen auf das Wohlergehen und Verluste im bewerteten Kapital wurden bereits im ISEW berücksichtigt. Zusätzlich dazu gehen in den abgeleiteten Gesamtkostenindikator Vermeidungskosten ein. Damit ergibt sich das abgeleitete Indikatorsystem aus einer Kombination der bisher meist getrennt betrachteten Vermeidungs- und verbleibenden Schadenskosten. Die formulierten Indikatoren sind strikt nach der Erreichung der Prioritäten auszuwerten und in diesem Sinne als ein System von Indikatoren zu sehen. Die Ausrichtung nach Prioritäten ermöglicht erstmals die kombinierte Erreichung der unterschiedlichen und teils widersprüchlichen Ziele. Ergänzt werden sie in der Arbeit durch weitere Darstellungen von Umwelteinwirkungen, Umweltzuständen und Umweltauswirkungen in physischen Größen.

### **2.3 Methodik zur Berechnung der abgeleiteten Basisgrößen und Indikatoren**

Die Berechnung der Basisgrößen und Indikatoren beschränkt sich auf zwei der zehn Umweltbereiche, die in den Belastungsindikatoren (Pressure indices) des Europäischen Statistischen Amtes (Eurostat) aufgrund von Umfragen bei Umweltexperten als wichtige Umweltbereiche identifiziert wurden, auf die klassische Luftverschmutzung (Air Pollution) und die Ausbreitung toxischer Substanzen (Dispersion of Toxic Substances).

In Abschnitt 2.3.1 wird zunächst die verfolgte Methode der Wirkungspfadanalyse vorgestellt, bevor in 2.3.2 die Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Dimensionen von berechneten Umweltschäden diskutiert wird.

#### **2.3.1 Der Erweiterte Wirkungspfadansatz**

Die Methodik der Wirkungspfadanalyse ist innerhalb der europäischen Projektserie ExternE ‚External Costs of Energy‘ für die Berechnung von externen Kosten durch Kraftwerke entwickelt worden (European Commission 1995a und 1999a). In Folgeprojekten wurde sie weiterentwickelt und zusätzlich für die Ermittlung externer Kosten durch Verkehr genutzt (European Commission 2000a, Friedrich und Bickel 2001). Die Methodik wurde erstmals innerhalb des ersten GARP-Projektes auf ganze Volkswirtschaften angewendet (Markandya und Pavan 1999). Die Berechnungen waren jedoch noch vergleichsweise unvollständig und basierten auf Konzentrationsdaten, die keine komplette Verfolgung der Wirkungspfade von der Emission bis zu den Auswirkungen erlaubten. Diese Anwendung des Wirkungspfadansatzes wird in der vorliegenden Arbeit weitergeführt, indem mit Hilfe von Modellen der gesamte Pfad von der Emission bis zu den verursachten Schadenskosten verfolgt wird und daraus Schäden durch die Emissionen ganzer Quellsektoren und Volkswirtschaften ermittelt werden.

Das Berechnungsschema des Wirkungspfadansatzes ist in Abb. 2-2 dargestellt. Die Wirkungspfadanalyse ist ein ‚Bottom-up‘-Ansatz zur Abschätzung von Umwelteinflüssen und Schadenskosten durch Umweltschadstoffe. Bei der Berechnung wird soweit wie möglich dem ‚Wirkungspfad‘ gefolgt: Ausgehend von Emissionen einzelner Wirtschaftsbereiche werden Änderungen der Umweltqualität (z.B. Luftqualität) und deren Auswirkungen in Form von physischen Umweltschäden (z.B. Ernteverluste bei landwirtschaftlichen Feldfrüchten) abgeschätzt. Der rechte Arm stellt den ursprünglichen Wirkungspfadansatz dar. Bei seiner Verfolgung werden die ermittelten Schäden soweit möglich in monetär bewerteten Nutzenänderungen (z.B. Instandhaltungskosten bei Materialschäden) ausgedrückt (s. Abb. 2-2, rechts). Die auf diese Weise ermittelten Schadenskosten werden für die Abschätzung des Wertverlustes langlebigen Kapitals und der Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen, die für die Ermittlung der im vorherigen Abschnitt definierten Indikatoren 2 und 3 benötigt werden, herangezogen.

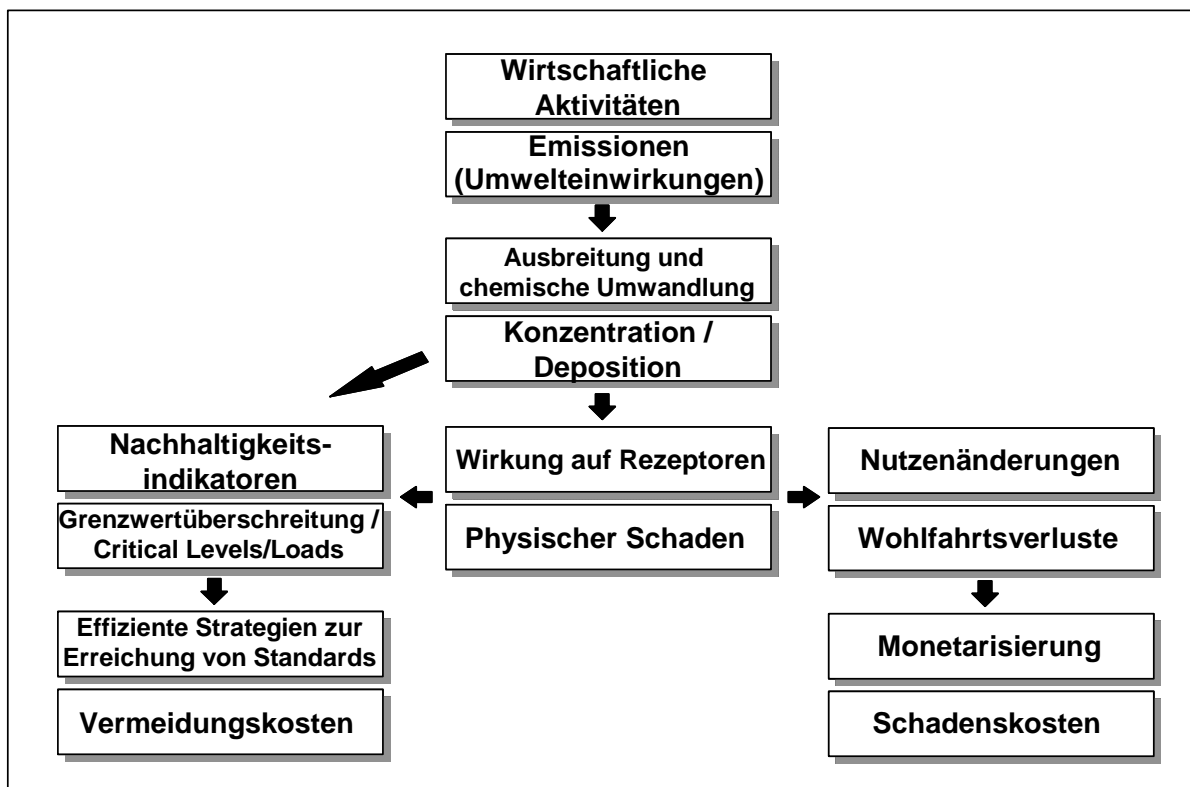
Die Unsicherheiten in den Berechnungen nehmen im Allgemeinen mit dem Verlauf der Wirkungspfade von der Emission über die Konzentration und die Schäden zu. Jedoch selbst wenn die Wirkungspfade für einzelne Stoffe nicht komplett von der Emission bis zur monetären Bewertung verfolgt werden können, bzw. die Unsicherheiten in den Berechnungen zu groß sind, entstehen in der Teilberechnung Zwischenergebnisse wie Konzentrationen, die Höhe der Exposition einzelner Rezeptoren (wie z.B. Menschen, Pflanzen, Materialien) und physische Schäden, die bereits zur Beurteilung des Umweltzustandes herangezogen werden können. Eine Möglichkeit dazu bietet der Vergleich von Konzentrationsdaten mit festgelegten Grenzwerten. Schadenskosten werden nicht berechnet, wenn

- die Bewertung oder die Berechnung der physischen Auswirkungen nicht möglich oder zu unsicher ist oder
- vom wissenschaftlichen Standpunkt her gesehen ein Grenzwert sinnvoll erscheint. Das ist insbesondere der Fall, wenn Schadenskurven im Bereich des Grenzwertes hoch nichtlineares Verhalten aufweisen oder der Grenzwert für die Assimilationskapazität der Umwelt angegeben werden kann.

Ein Beispiel dafür sind Schäden, die aufgrund von Luftschadstoffemissionen in Ökosystemen entstehen, und bisher nicht adäquat erfasst werden können. Der Grund ist in diesem Fall das mögliche Auftreten von Nichtlinearitäten im Zusammenhang mit Unsicherheiten und Unwissenheit im Bereich der Auswirkungen auf grundlegende lebenserhaltende Funktionen der Natur.

Um derartige Effekte berücksichtigen zu können, wird zusätzlich die ursprüngliche Methodik der Wirkungspfadanalyse (Abb. 2-2, rechts) um die Berechnung von Vermeidungskosten zur Einhaltung von Umweltzielen erweitert (s. Abb. 2-2, links). Zu diesem Zweck werden im ersten Schritt Überschreitungen von Grenzwerten (z.B. Critical Levels und Critical Loads) berechnet. Im zweiten Schritt werden auf der Grundlage effizienter Strategien zur Einhaltung dieser Grenzwerte Minderungskosten ermittelt. Je nach untersuchtem Standard können die Kosten unterschiedlich interpretiert werden. Unter der Annahme, dass der betrachtete Grenzwert unter reinen Effizienzerwägungen ermittelt wurde und somit die Wertschätzung der Gesellschaft bezüglich der vermiedenen Umwelteinflüsse wiedergibt, sind Grenzkosten gleich Grenznutzen und die ermittelten Vermeidungskosten können direkt (als Schadenskosten) zur Bewertung und damit z.B. zur Berechnung von Wertverlusten langlebigen Kapitals herangezogen werden. Ein Teil der in dieser Arbeit betrachteten Vermeidungskosten in Form von Emis-

sionsminderungskosten beruht auf Nachhaltigkeitsstandards, die zur Vermeidung der Unterschreitung kritischer Bestände von als relevant erachteten Vermögensbeständen eingehalten werden müssen bzw. politisch festgelegten Zwischenzielen auf dem Weg zur Einhaltung der Standards. Sie repräsentieren ein Maß für den Abstand des Zustandes ohne diese Minderungsmaßnahmen zu dem Zustand, in dem die Standards bzw. Ziele eingehalten werden. Die ermittelten Vermeidungskosten werden für die Berechnung der Abstandsmaße und die Analyse der Effizienz von Umweltzielen, d.h. für die Indikatoren 1, 3 und 4, verwendet. Neben den reinen wirtschaftlichen Kosten der technischen Maßnahmen ist die Einhaltung der Grenzwerte mit weiteren wirtschaftlichen Effekten und Kosten verbunden. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Berechnung der direkten technischen Minderungskosten.



**Abb. 2-2:** Der erweiterte Wirkungspfadansatz

Durch den ‚Bottom-up‘-Ansatz lässt die verfolgte Methodik erstmals eine Zuordnung der berechneten Schäden zu Wirtschaftsaktivitäten in Quellsektoren und Ländern zu. Die zusätzlich zu den aggregierten monetären Indikatoren während der Berechnung des Wirkungspfadens ermittelten physischen Indikatoren können außer zur Einschätzung des Umweltzustandes auch für einen Vergleich mit Umweltindikatoren aus anderen Quellen, wie zum Beispiel beobachteten Konzentrationswerten, herangezogen werden. Ihre logische Anordnung in Form von Ursache-Wirkungsbeziehungen bietet darüber hinaus eine Möglichkeit der Einordnung und Anknüpfung von bereits in Umweltökonomischen Gesamtrechnungen oder Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen berücksichtigten Indikatoren. Im Bereich der Luftschadstoffe ergeben sich als Zwischenergebnisse z.B. Luftschadstoffemissionen verschiedener Länder und Sektoren, Konzentrationen der Schadstoffe in der bodennahen Atmosphäre, Exposition der Rezeptoren und physische Umweltauswirkungen wie etwa das statistisch erhöhte Auftreten von Herz-Kreislauferkrankungen.

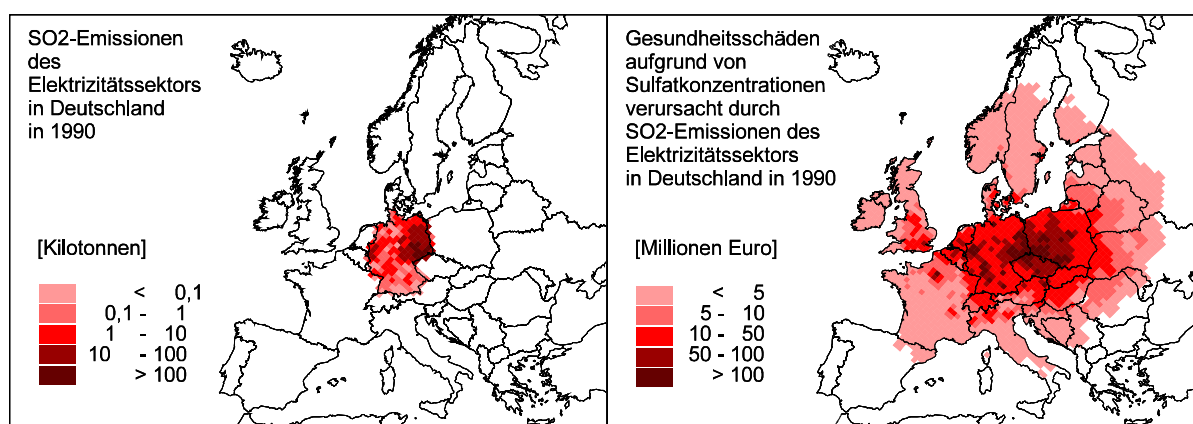
Mit der Berechnung der drei Basisgrößen und der sich daraus ergebenden Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen unter Verwendung des erweiterten Wirkungspfadansatzes, werden die zwei verschiedenen Ansätze weitergeführt und kombiniert, die in den Projekten zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen für die Europäische Kommission ‚Green Accounting Research Project‘ (GARP) (Markandya und Pavan 1999) und im ‚Methodological Problems in the Calculation of Environmental Adjusted National Income Figures‘ (GREEN-STAMP) (European Commission 1997) entwickelt wurden.

### 2.3.2 Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Dimension von Umwelteffekten

Durch die Verfolgung des gesamten Wirkungspfadens von der Quelle bis zur Wirkung, ergibt sich die Möglichkeit jeweilige Umwelteinflüsse direkt ihren Verursachern zuzuordnen. Dabei wird sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dimension der Einflüsse berücksichtigt. Dieser Aspekt ist besonders wichtig für die Einordnung der berechneten Ergebnisse im Vergleich zu Wirtschaftsdaten, die innerhalb der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen für einen geographisch und zeitlich festgelegten Wirtschaftsraum ermittelt werden. Die korrekte Zuordnung von Raum und Zeit sowie die Identifikation von Verursachern der Umwelteffekte bildet damit die Basis für eine Verknüpfung wirtschaftlicher und umweltbasierter Daten.

#### Zuordnung zu Verursachern und die Berücksichtigung der räumlichen Dimension von Umwelteffekten

Bei den in der Arbeit betrachteten Umwelteinflüssen durch klassische Luftschadstoffe und toxische Substanzen ist die Berücksichtigung der räumlichen Verteilung der Schäden wesentlich, da aufgrund des Transports der Stoffe durch die Umweltmedien die Quelle der Umwelteinwirkung und der Ort an dem Auswirkungen entstehen zum Teil um die 1000 km weit voneinander entfernt liegen. Je nachdem welcher Indikator betrachtet wird, werden Abschätzungen der durch bestimmte Umwelteinwirkungen z.B. eines Landes verursachten oder der in einem Land entstehenden Umwelteinflüsse benötigt.



**Abb. 2-3:** Emissionen aus Stromerzeugung, Kraftwärmekopplung und Fernwärme 1990 in Deutschland und die in der Wirkungspfadanalyse durch Szenarienvergleich ermittelte Schadensverteilung durch die zusätzlich gebildeten Sekundärpartikel in Europa

Um eine Zuordnung der Verursacher zu den entstehenden Umweltschäden durchführen zu können, basieren die Berechnungen auf der Verwendung von jeweils zwei ‚Szenarien‘, einem ‚Referenz-Szenario‘ und einem ‚Analyse-Szenario‘. Das Referenz-Szenario entspricht der unveränderten Emissionssituation in einem bestimmten Jahr. Das Analyse-Szenario ergibt sich aus der Änderung des Referenz-Szenarios um die zu analysierenden Emissionen. Zum Beispiel enthält das Analyse-Szenario bei der Betrachtung des Beitrages eines einzelnen Wirtschaftssektors in 1998 dieselben Werte wie das Referenz-Szenario, nur werden die Emissionen des analysierten Sektors auf Null gesetzt. Für beide Szenarien wird der komplette Wirkungspfad durchgerechnet. Die Differenzen der Ergebnisse für die beiden Szenarien in den verschiedenen Stufen der Wirkungspfadanalyse stellen die Effekte dar, die durch die Emissionen des betrachteten Sektors entstanden sind. Abb. 2-3 zeigt als Beispiel die Emissionen von SO<sub>2</sub> durch deutsche Kraftwerke (Stromerzeugung, Kraftwärmekopplung und Fernwärme) in 1990 und die dadurch resultierende Erhöhung der Schäden durch Sulfate als Sekundärpartikel in Europa. Durch Umrechnung der Ergebnisse von dem verwendeten 50x50 km<sup>2</sup>-Gitter auf administrative Einheiten werden die in den einzelnen Ländern auftretenden Schäden ermittelt. Liegen zwei Länder in einer Gitterzelle, erfolgt die Zuordnung gewichtet nach den Flächenanteilen. Für die lokalen Schäden, die im Umkreis von etwa 25 Kilometern um die Quelle auftreten, wird angenommen, dass sie in dem emittierenden Land entstehen.

Bei diesem Ansatz werden in jeder Szenario-Analyse alle Hintergrundkonzentrationen, die durch Emissionen der nicht analysierten Quellen entstehen, berücksichtigt. Dieses ist wichtig, da die betrachteten chemischen Reaktionen nichtlinear sind und von der Gesamtkonzentration der jeweiligen Reaktanden abhängen. Aufgrund dieser Nichtlinearität kann es dazu kommen, dass Schäden in den Szenarien der einzelnen Sektoren und Länder in Europa in der Summe nicht denselben Wert ergeben wie die Berechnung der Gesamtschäden durch anthropogene Emissionen, in dem ein Szenario ohne anthropogene Emissionen bzw. mit nur natürlichen Emissionen als Analyse-Szenario verwendet wird. Diese Unterschiede in den Ergebnissen werden in der Analyse korrigiert. Dabei wird die Summe der Einzelergebnisse auf das Gesamtergebnis normiert. Neben der Berechnung der Gesamtschäden durch anthropogene Emissionen wird diese Methodik in der Arbeit insbesondere dazu verwendet, die Zuordnung der Umweltschäden zu Herkunftsländern, den Im- und Export von Umweltschäden innerhalb der Europäischen Union und die durch deutsche Quellsektoren verursachten Umwelteffekte zu ermitteln.

Für die Analyse der Verluste an bewertetem natürlichem Kapital, die aufgrund der Exposition mit toxischen Substanzen entstehen, wird auf Ergebnisse, die mit einem Wasser-Boden-Modell gerechnet wurden, zurückgegriffen. Diese Berechnungen folgen ebenfalls dem Wirkungspfad-Ansatz. Auf der Wirkungsseite kann genauso wie bei der Verwendung der Luftqualitätsmodelle unterschieden werden, in welcher geographischen Region die Schäden auftreten.

### **Berücksichtigung der zeitlichen Dimension von Umwelteffekten**

Je nach Beschaffenheit der Umweltschäden wird in der Berechnung für die Indikatoren unterschieden, ob es sich um Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen oder auf langlebiges Kapital handelt.

Als Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen werden Auswirkungen interpretiert, die in der Berechnungsperiode verursacht werden und einen Einfluss auf die lebende Generation haben. Das sind bei den betrachteten Umwelteinwirkungen Schäden an Gesundheit, Feldpflanzen

und Gebäudematerialien, die aufgrund der Exposition kurze Zeit nach der Emission durch Schadstoffkonzentrationen in der Luft entstehen. Zur genaueren Analyse auf der Wirkungsseite wird bei Einflüssen auf die aktuelle Wohlfahrt zusätzlich unterschieden, wann die Nutzenverluste eintreten, ob innerhalb des Berichtszeitraums für die Gesamtrechnungen (z.B. einem Jahr) oder später. Eine verursacherorientierte Berechnung, d.h. Berechnung der durch die Emissionen in einem Berichtszeitraum entstehenden gesamten Umweltauswirkungen ohne eine Differenzierung nach ihrem zeitlichen Auftreten, ist unter anderem für die Effizienzanalyse notwendig.

Neben direkten Nutzenverlusten der betroffenen Individuen durch Schmerz, Leiden und Zeitverlust sind Gesundheitsschäden mit Produktivitätsverlusten und Gesundheitsausgaben zur Minderung und Bekämpfung von Krankheiten verbunden (Hunt und Markandya 2001). Soweit möglich erfolgt bei der detaillierten Berechnung der Umwelteinflüsse eine Aufschlüsselung nach Kostentypen, so dass eine Einrechnung in die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen erfolgen kann. Bei akuten Gesundheitsschäden entstehen die Nutzenverluste direkt nach der Exposition, also innerhalb der Berechnungsperiode. Bei chronischen Effekten entstehen die physischen Schäden grundsätzlich ebenfalls direkt nach der Exposition in derselben Periode, sind dann jedoch in der Regel noch nicht beobachtbar. Die damit verbundenen Nutzenverluste treten im Allgemeinen erst Jahre später auf. Bei der Berechnung der Wohlfahrtsverluste durch Umwelteinwirkungen in der Berichtsperiode wird entsprechend zwischen Nutzeneinbußen, die bereits innerhalb der Berichtsperiode auftreten, und späteren Nutzeneinbußen unterschieden. Die zweiten stellen einen zeitlichen Export von Nutzenverlusten in andere Berichtsperioden dar und werden zur Berechnung der gesamten Nutzenverluste durch die Aktivitäten in der Berichtsperiode abdiskontiert und zu den ersten hinzuaddiert. Entsprechend entstehen auch zeitliche Importe von Nutzenverlusten durch chronische Effekte aus früheren Jahren.

Feldpflanzen werden im Allgemeinen in der Periode geerntet und konsumiert, in der sie geschädigt werden. Ernteverluste durch Luftschadstoffe stellen in diesem Fall Produktionsverluste dar, die sich in einer Minderung der Wertschöpfung ausdrücken und damit bereits in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen enthalten sind.

Bei den betrachteten Materialschäden werden mit Nutzgebäuden Investitionsgüter geschädigt, die relativ langlebig sind. Die Schäden an den Außenfassaden führen direkt zu Nutzeneinbußen, die bei einer einzelnen Materialfläche erst aggregiert ab einer gewissen Gesamtschädigung deutlich sichtbar werden. Da verschiedene Altersklassen von Gebäuden vertreten sind, kann allerdings ohne einen großen Fehler zu machen angenommen werden, dass die Vorschädigung der Materialien homogen verteilt ist. Die Materialinstandsetzung erfolgt also kontinuierlich. Durch erhöhte Luftverschmutzung in einer Periode (z.B. in einem Jahr) werden alle Materialien stärker geschädigt. Wenn auch nur stark vorgeschädigte Flächen wieder instandgesetzt werden, die in der Periode das Instandsetzungskriterium erreichen, also nicht exakt die in der Periode verursachten Schäden behoben werden, erreichen in dem Maße mehr Materialien innerhalb der Periode die Instandsetzungskriterien wie in dieser Zeit das gesamte Material zusätzlich geschädigt wurde. Damit entsprechen die in der Periode investierten Instandsetzungskosten dem zusätzlichen Nutzenverlust durch Schädigungen in der Periode. Diese sind bereits in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen in Form von Bauinvestitionen ohne wesentlichen Wertzuwachs in Abschreibungen und den entsprechenden Instandsetzungsaktivitäten enthalten. Im Berichtszeitraum werden keine Materialien nur aufgrund von Schäden, die vor der Periode entstanden sind, instandgesetzt, denn sonst wären sie bereits spätestens

in der vorherigen Periode instandgesetzt worden. Eine Vererbung der Materialschäden an Nutzgebäuden an nachfolgende Generationen findet nicht statt. Sie stellen eine Minderung des aktuellen Wohlergehens dar.

Neben den Einbußen im aktuellen Wohlergehen werden auch Schäden an langlebigem natürlichem Kapital bewertet. Dazu zählen insbesondere Schäden an Ökosystemen und in ihrer Originalität schützenswerten Kulturgütern sowie die langfristige qualitative Verschlechterung von Umweltmedien aufgrund aktueller Emissionen. Diese langfristigen Schäden werden an zukünftige Generationen vererbt und werden deshalb unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit behandelt.

Bei der Beeinträchtigung von Ökosystemen durch Luftschadstoffe handelt es sich um Schäden, die in der Regel innerhalb derselben Periode auftreten. Der Wert langlebigen Kapitals wird damit in der Berechnungsperiode reduziert. Ein Teil der entstehenden Schäden ist wenn überhaupt nur sehr schwer wiederherstellbar. Zudem sind die Wirkungsketten dermaßen komplex, dass eine genaue Ermittlung der Effekte und damit die Bewertung von Schäden an Ökosystemen derzeit nicht möglich ist. Dadurch, dass Ökosysteme eine Reihe lebensunterstützender Funktionen bereitstellen, kann ihre Schädigung zu unüberschaubar hohen Auswirkungen führen. Kapitalgüter, deren Schädigung mit derartigen Auswirkungen verbunden ist, werden in der Arbeit als ‚kritisches ökologisches Kapital‘ bezeichnet (s. auch „Ökologische Ökonomie: Die Starke Nachhaltigkeit“ auf Seite 42). Um Umweltzustände trotz wenig Informationen hinsichtlich der Auswirkungen auf kritisches ökologisches Kapital bewerten zu können, wird auf die Verwendung von Standards zurückgegriffen (vgl. linker Pfad von Abb. 2-2 auf Seite 68).

Kulturgüter werden in ihrer Originalität ebenfalls direkt geschädigt, obwohl der Nutzenverlust wie bei Nutzgebäuden erst ab einem bestimmten Aggregationsniveau eintritt. Die Bewertung von Schäden an Kulturgütern ist wegen der Heterogenität des Bestandes und der Erfassung des Wertes einzelner Unikate sehr schwierig. Instandsetzungskosten decken nicht den vollen Wertverlust ab, da die ursprüngliche Originalität auch durch Instandsetzung nicht wiederhergestellt werden kann. Alternativ können für die Bewertung der Umweltbelastung in diesem Bereich akzeptierte Grenzwerte für atmosphärische Korrosion herangezogen werden.

**Tabelle 2-2:** Aufstellung der in der Arbeit betrachteten Umwelteinflüsse

<b>Einflüsse auf aktuelles Wohlergehen (Basisgröße 3)</b>	<b>Einflüsse auf zukünftige Generationen und Wirtschaftsentwicklung (Basisgrößen 1 und 2)</b>
Effekte auf menschliche Gesundheit aufgrund aktueller Exposition (Nutzenverluste können auch nach der Berichtsperiode auftreten)	Effekte auf menschliche Gesundheit aufgrund zukünftiger Exposition
Ernteverluste bei Nutzpflanzen	Schädigung von Ökosystemen
Materialschäden an Nutzgebäuden	Schäden an einmaligen Kulturgütern

Die Verschmutzung des Umweltmediums Boden stellt eine langfristige Beeinflussung der Umweltqualität dar, die nicht wieder rückgängig gemacht werden kann. Eine deutliche Verringerung der Konzentrationen ist zum Teil erst nach einigen hundert bis tausend Jahren zu er-



warten. Es handelt sich damit um eine Schädigung der Umwelt, die an nachfolgende Generationen weitergegeben wird. In der Analyse wird das Medium Boden sowie das Medium der Oberflächengewässer als Folglied in der Wirkungskette Luft-Boden-Wasser berücksichtigt. Als Expositionspfad wird die Nahrungsaufnahme betrachtet. Durch die langsame Ausbreitung innerhalb des Bodens können Emissionen, die heute stattfinden, zum Teil in mehreren tausend Jahren noch zu Umweltauswirkungen führen. Aufgrund fehlender Kenntnisse über das Auftreten gesundheitlicher Effekte durch die Aufnahme der betrachteten Substanzen kann der Wirkungspfad in diesem Fall lediglich bis zur Exposition der Bevölkerung verfolgt werden. Diese wird herangezogen um die zeitliche Verteilung der Auswirkungen zu analysieren.

Eine Aufstellung der in der Arbeit betrachteten Umwelteinflüsse ist in Tabelle 2-2 gegeben. Den Schwerpunkt der Arbeit bildet die Ermittlung von Einflüssen auf das aktuelle Wohlergehen. In Kapitel 3 erfolgt eine Beschreibung der Methodik zur Berechnung von Umweltschäden durch Luftschadstoffe. Darauf folgend werden in Kapitel 4 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf das aktuelle Wohlergehen in den Jahren 1990 und 1998 ermittelt, bevor in Kapitel 5 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung am Beispiel des Jahres 2005 analysiert werden.



### 3 Methodik zur Berechnung von Umweltschäden durch Luftschadstoffe

Zur Ermittlung der Einflüsse von Schadstoffemissionen auf das Wohlergehen wird dem rechten Arm des Wirkungspfadsansatzes (s. Abb. 2-2 auf Seite 68) gefolgt. Ausgehend von Emissionen werden mit Hilfe von Luftqualitätsmodellen zunächst Konzentrationen und Depositionen berechnet. Diese werden zusammen mit detaillierten Daten zur Rezeptorverteilung (z.B. Bevölkerungsdichte) und Expositions-Wirkungsbeziehungen genutzt, um Wirkungen in physischen Einheiten abzuschätzen. Zum Schluss erfolgt soweit möglich eine monetäre Bewertung der Effekte. Im Folgenden werden die wichtigsten Grundlagen der angewandten Methodik zur Berechnung von Umweltschäden in der Reihenfolge des Wirkungspfades diskutiert, beginnend mit der Erstellung von Emissionsdaten in der benötigten räumlichen Auflösung.

Den Schwerpunkt der Analysen in dieser Arbeit bilden Wirkungen durch Emissionen der klassischen Luftschadstoffe Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ), reaktive Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ), Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), flüchtige organische Stoffe außer Methan (NMVOC) und Kohlenmonoxid (CO) sowie Partikel. Zusätzlich werden Auswirkungen durch Emissionen der toxischen Substanzen Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Luft untersucht.

#### 3.1 Ableitung räumlich hoch aufgelöster Emissionsdaten für die Jahre 1990 und 1998

Der Startpunkt für die Abschätzung der Einwirkungen von Luftschadstoffen auf Umwelt und menschliche Gesundheit ist wie in Kapitel 2.3 beschrieben die Emission der Schadstoffe im Zusammenhang mit verschiedenen wirtschaftlichen Aktivitäten. Das optimale Format für die verwendeten Modelle bieten Emissionen auf dem sogenannten EMEP 50-Gitter, unterteilt nach Quellsektoren. Das Gitter wurde vom ‚European Monitoring and Evaluation Programme‘ (EMEP) eingeführt und hat in Mitteleuropa etwa eine Auflösung von  $50 \times 50 \text{ km}^2$ . Eine genauere Beschreibung wird im nächsten Abschnitt gegeben. Um die passende räumliche Auflösung und die Einteilung nach Quellsektoren zu erhalten, wurden Emissionsdaten von Haupt-Quellsektoren, die auf Länderebene und zum Teil für Deutschland auf Ebene der Bundesländer verfügbar sind, geographisch nach kleineren administrativen Einheiten verteilt und danach auf das EMEP 50-Gitter umgerechnet.

Soweit möglich wird bei der Abschätzung der Umwelteinwirkungen auf Emissionsdaten zurückgegriffen, die offiziell von den Mitgliedsländern der UN-ECE im Rahmen des ‚European Monitoring and Evaluation Programme‘ (EMEP) berichtet wurden. Vor ihrer Veröffentlichung wurden die gesammelten Daten aufbereitet und wenn notwendig aus weiteren Quellen ergänzt. Die öffentlich zugängliche Datenbank enthält insbesondere Emissionen für Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ), reaktive Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ), Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), flüchtige organische Stoffe außer Methan (NMVOC) und Kohlenmonoxid (CO) (Vestring 2001, EMEP 2002). Daten zu Emissionen für die betrachteten toxischen Substanzen Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) stehen nur teilweise zur Verfügung (EMEP 2002). Für Partikelemissionen musste auf Daten von TNO zurückgegriffen werden (TNO 1997 und 2002). Die Daten liegen als Ländersummen zum Teil mit sektoraler Auflösung vor und weisen je nach Schadstoff verschieden große Lücken auf. Zur Ergänzung wurden daher Daten aus weiteren Emissionsinventaren herangezogen.

Die geographische Auflösung innerhalb der Länder und eine weitere Einteilung in Quellsektoren von  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_x$ -,  $\text{NH}_3$ - und NMVOC-Emissionen in 1990 wurde der Datenbasis CORINAIR 1990 entnommen, die Emissionen insbesondere in Deutschland bis auf Kreisebene enthält (McInnes 1996). Zur Ergänzung der von EMEP veröffentlichten Emissionen für 1998 wurden die bestmöglichen Daten, die verfügbar waren, verwendet. Diese waren entweder CORINAIR-Emissionen aus den Jahren 1990 oder 1994 oder EMEP-Emissionen aus früheren Jahren (McInnes 1996, Richardson 1999, European Environment Agency 2000, EMEP 2002). Die Daten zu 1998er Emissionen in Deutschland wurden zusätzlich mit Ergebnissen von Wickert (2001), die auf Kreisebene vorlagen, aktualisiert. Von EMEP berichtete Emissionen von CO für 1990 und 1998 wurden nach Einwohnerdichte geographisch verteilt.

Für Partikelemissionen in 1990 wurde auf ein Inventar von TNO zurückgegriffen, das für Europa Emissionen nach Ländern und Quellsektoren beinhaltet (TNO 1997). Als beste Näherung für Partikelemissionen in 1998 wurde auf Schätzungen von TNO zu Emissionen in 1995 zurückgegriffen, welche die gleiche räumliche und sektorale Auflösung zeigen (TNO 2002). Die Daten wurden innerhalb der Länder nach Emissionen von Substanzen verteilt, die ein ähnliches Emissionsmuster aufweisen wie Partikel. Für verkehrsverbundene Sektoren wurde  $\text{NO}_x$ , für sonstige Sektoren mit einem hohen Anteil an Verbrennungsprozessen  $\text{SO}_2$  verwendet. Für die Landwirtschaft wurde  $\text{NH}_3$  und für die Produktionssektoren NMVOC zur Verteilung herangezogen.

Genauso wie Staubemissionen sind auch Schwermetallemissionen nicht in einer höheren Auflösung als Länderebene verfügbar. Zur Ergänzung der von EMEP berichteten Emissionen wird hier auf ein Inventar zurückgegriffen, das in Kooperation von TNO und UBA erstellt wurde (Berdowski et al. 1997). Da sie an Partikel angelagert emittiert werden, erfolgte die räumliche Verteilung innerhalb der Länder für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und PAK analog zur Verteilung der Partikelemissionen.

## **3.2 Modellierung der Luftqualität**

### **3.2.1 Modelle zur Ausbreitung und Umwandlung von Emissionen im regionalen Bereich**

Die Wirkungsanalyse von Schadstoffen in der Umwelt erfolgt auf der Basis von jährlichen Werten zu Konzentrationen und Depositionen. Zur Modellierung der Erhöhung von Jahresmittelwerten der Konzentration und der jährlichen Deposition aufgrund der betrachteten Emissionen im regionalen Bereich, d.h. in Gesamteuropa, werden zwei Modelle verwendet, das Windrose Trajectory Model (WTM) und das Source Receptor Ozone Model (SROM).

Das WTM ist ein Trajektorienmodell, das vom Nutzer individuell konfiguriert werden kann (Trukenmüller und Friedrich 1995). Es basiert auf dem Windrosen-Trajektorien-Ansatz, der in den Harwell Laboratories, Großbritannien, entwickelt wurde (Derwent et al. 1988, Derwent und Nodop 1986). Auf der Basis von Daten zu Windgeschwindigkeit, Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen und Niederschlag werden in Kreissegmenten auf strahlenförmigen Trajektorien sukzessive Emissionen gesammelt sowie Konzentrationen berechnet. Auf diese Weise wird die Durchschnittskonzentration in der Zielzelle im Mittelpunkt des Kreises berechnet. Dieser Algorithmus wird für jede einzelne Zelle im Gitter durchgeführt.

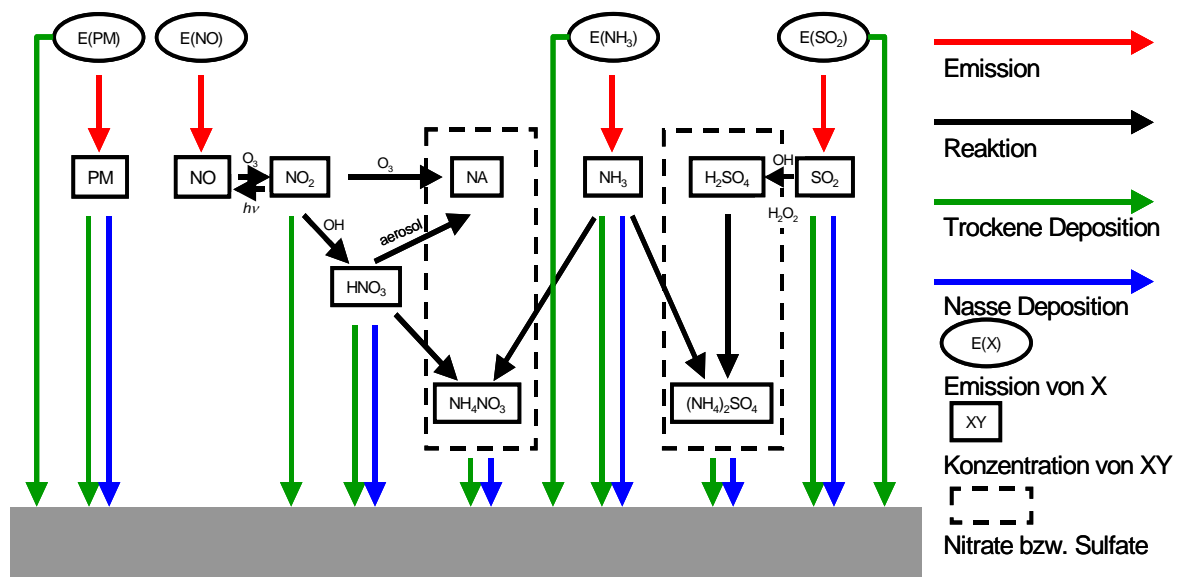


Abb. 3-1: Chemiemechanismus des WTM-Modells (Trukenmüller 2003)

Das Modell dient in der Arbeit dazu, die Einflüsse von klassischen sowie toxischen Schadstoffen zu ermitteln. Zu diesem Zweck werden, ausgehend von jährlichen SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>-, NH<sub>3</sub>-, CO- und Partikelemissionen, Jahresdurchschnittskonzentrationen von SO<sub>2</sub>, CO, Primär- und Sekundärpartikeln (Nitrate und Sulfate) sowie die Deposition von Schwefel, Stickstoff und Säuren berechnet. Das Modell ermöglicht die Berücksichtigung von chemischen Reaktionsmechanismen basierend auf Jahresmittelwerten. Die implementierten Prozesse sind in Abb. 3-1 dargestellt (Trukenmüller 2003). Des Weiteren werden Jahresdurchschnittskonzentrationen und jährliche Depositionen der persistenten Stoffe Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) modelliert. Die persistenten toxischen Substanzen werden wie die direkt emittierten Partikel als inert betrachtet. Somit verbleibt für sie als Senke lediglich die Deposition auf dem Boden. Die ermittelten Depositionen werden unter anderem als Eingangsdaten für das Wasser und Bodenmodell WATSON genutzt, welches für Berechnungen im Rahmen der Nachhaltigkeitsanalyse herangezogen wird (Bachmann 2003).

Da das WTM auf der Basis von Jahresmittelwerten rechnet, werden als Eingangswerte jährliche Emissionen benötigt. Mit dem EMEP 50-Gitter wird zur Modellierung ein regelmäßiges Standardgitter von EMEP verwendet. Dieses ist in der polar-stereographischen Projektion rechtwinklig, bestehend aus quadratischen Gitterzellen mit einer Seitenlänge von 50 Kilometern. Da die Projektion nicht flächentreu ist, verändert sich mit den Breitengraden die reale Fläche der Gitterzellen. Durch die Übersetzung der Daten auf das EMEP 50-Gitter ist die maximale geographische Auflösung der Eingangsdaten für das WTM etwa 50x50 km<sup>2</sup>.

Das zweite regionale Modell SROM wird zur Ermittlung von Ozon-Jahresmittelwerten und AOT40<sup>1</sup>-Werten für Feldpflanzen sowie Wäldern genutzt. Dazu werden Quell-Rezeptor-Matrizen verwendet, die im Rahmen von EMEP (European Monitoring and Evaluation Pro-

<sup>1</sup> AOT40: ‚Accumulated Ozone Concentration above a Threshold of 40 ppbV‘. Dieser Wert wird nur für die jeweiligen Wachstumsperioden errechnet. Somit sind Werte für Wälder und Feldpflanzen, die verschiedene Wachstumsperioden aufweisen, zu unterscheiden.

gramme) ermittelt wurden (Simpson et al. 1997). Das Modell basiert auf dem Iterationsmodell von Simpson und Eliassen (1997). Die zeitliche Auflösung der Eingangsdaten ist ein Jahr. Die maximale räumliche Auflösung für die Emissionen ist die Ausdehnung der verschiedenen Länder. Die räumliche Auflösung auf der Seite der Ozonkonzentration ist etwa  $150 \times 150 \text{ km}^2$  (EMEP 150-Gitter). Das EMEP 150-Gitter hat dieselbe Orientierung wie das EMEP 50-Gitter. Neun Zellen des EMEP 50-Gitters bilden jeweils eine EMEP 150-Gitterzelle.

### **3.2.2 Berücksichtigung der Unterschätzung von Konzentrationen durch regionale Modelle im lokalen Bereich nahe der Quelle**

Die beschriebenen Modelle sind für den mesoskaligen oder regionalen Bereich geeignet. Sie decken die gesamte Fläche Europas ab. Dabei zeigen sie eine geographische Auflösung von maximal etwa  $50 \times 50 \text{ km}^2$ . Diese relativ geringe Auflösung kann in Quellnähe zu Fehleinschätzungen in den Konzentrationswerten führen. Aus diesem Grund wurden für den lokalen Bereich um die Quelle Ergebnisse herangezogen, die innerhalb der ExternE-Projekte für Kraftwerke und Kraftfahrzeuge mit Modellen feinerer räumlicher Auflösung berechnet wurden.

Eine Analyse von lokalen Berechnungen für Kraftwerke im ExternE Projekt zeigte, dass aufgrund der Emissionen in großer Höhe die berechneten Schäden im Bereich um die Quelle mit nur etwa 2 Prozent einen sehr geringen Anteil an den gesamten Schadenskosten ausmachen (European Commission 1995b). Neuere Berechnungen zeigen, dass durch die Verwendung eines detaillierteren Gitters als in den damaligen Rechnungen, die lokalen Konzentrationen zum Teil sogar überschätzt werden. Für die Ableitung eines Korrekturfaktors für hohe Emissionsquellen im lokalen Bereich wären weitere umfangreiche Analysen mit lokalen Modellen an verschiedenen Standorten notwendig. Da diese voraussichtlich nur zu einer sehr geringen Korrektur führen würden, wird in dieser Arbeit für Emissionen in großer Höhe auf eine Korrektur im lokalen Bereich verzichtet.

Die Analyse von Kraftfahrzeugemissionen in Friedrich und Bickel (2001) zeigte demgegenüber einen sehr großen Einfluss von Emissionen klassischer Luftschadstoffe in niedrigen Höhen auf die Rezeptoren nahe der Quelle. Der Beitrag durch Primärpartikel zu Umweltschadenskosten im lokalen Bereich entspricht dabei mehr als 98 Prozent (Schmid et al. 2001). Die lokalen Einflüsse repräsentierten z.T. mehr als zwanzig Prozent der Gesamtschäden durch Luftschadstoffe. In dieser Arbeit wird daher für niedrige Emissionen durch Primärpartikel eine Korrektur der Unterschätzungen im lokalen Bereich durchgeführt.

Die Korrektur der Abschätzungen im lokalen Bereich basiert auf Berechnungen, die von Schmid et al. (2001) für Kraftfahrzeugemissionen in Baden-Württemberg durchgeführt wurden. In den Rechnungen wurden Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von unter  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) berücksichtigt. Die in dieser Arbeit verwendeten Eingangswerte sind Emissionen von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als  $10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ). Aufgrund der besseren Lungengängigkeit zeigt die Fraktion der kleineren Partikel ( $\text{PM}_{2,5}$ ) eine um etwa  $5/3$  höhere Wirksamkeit als  $\text{PM}_{10}$  (Hurley und Miller 2001). Tabelle 3-1 zeigt die für die Analysen entsprechend angepassten Wirkungsfaktoren, die mit denselben Expositions-Wirkungsbeziehungen und monetären Werten berechnet wurden, wie die restlichen Ergebnisse in dieser Arbeit.

Die Einteilung der Emissionen nach Quellsektoren erlaubt ihre direkte Anwendung für Verkehrsemissionen auf Autobahnen, im ländlichen und städtischen Bereich. Für Emissionen, die nicht dem Verkehrssektor zugerechnet werden, wird als erste Näherung angenommen, dass sie gleichmäßig auf städtische und ländliche Umgebungen verteilt sind. Entsprechend wird für sie ein Durchschnittswert von 24000 Euro<sub>2000</sub> pro Tonne emittiertem PM<sub>10</sub> verwendet.

**Tabelle 3-1:** Wirkungsfaktoren zur lokalen Berechnung von Schadenskosten berechnet in Schmid et al. (2001) und Bickel (2003)

Lokale Umgebung	[€ <sub>2000</sub> /tPM <sub>10</sub> ]
Städtisch	40000
Ländlich	7800
Autobahn	9700

Um sowohl mit dem lokalen als auch mit dem regionalen Modell rechnen zu können, wurde in dieser Arbeit eine Methodik entwickelt, mit der eine Doppelzählung der Schäden ausgeschlossen wird. Dazu wurden die Schäden, die durch das regionale Modell im Bereich des lokalen Modells ermittelt wurden (25 Kilometer um die Quelle (Schmid 2003)) in der Analyse nicht berücksichtigt. Die besondere Schwierigkeit besteht darin, dass die untersuchten Quellen keine einzelnen Punkt- oder Linienquellen sind, sondern multiple Quellen mit unbekannter Form.

Da direkt emittierte Partikel als chemisch inert angenommen werden, sind für diese die berechneten Effekte proportional zu der emittierten Menge. Bei einer homogenen Bevölkerungsverteilung hängen die berechneten Schäden damit nicht von der geographischen Verteilung der Emissionen ab. Unter der vereinfachenden Annahme, dass alle Schäden im lokalen Bereich innerhalb der Zelle der Emission entstehen und dass die Bevölkerung innerhalb der Zelle homogen verteilt ist, können ohne Einfluss auf das Ergebnis die gesamten Emissionen in der Zelle als Emission einer einzigen Punktquelle in der Mitte der Zelle interpretiert werden. Für jedes Element des regionalen Gitters in dem die Bevölkerungsdichte größer als Null ist, wurde mit Hilfe des WTM-Modells berechnet, wie groß der mit diesem Modell ermittelte Schaden im Umkreis von 25 Kilometern, d.h. im lokalen Bereich dieser Punktquelle ist. Grundlage dafür bilden Rechenläufe mit dem regionalen Modell, in denen für 7000 Zellen die Schäden durch die jeweiligen Emissionen innerhalb derselben Zelle, die eine Größe von etwa 50 mal 50 Quadratkilometern aufweisen, berechnet wurden. Die so berechnete Korrektur wird von dem Schaden, der mit Hilfe der lokalen Faktoren ermittelt wird, abgezogen. Bei der lokalen Korrektur werden keine Exporte in Nachbarländer berücksichtigt, daher wird sie vereinfachend jeweils dem Land zugerechnet, in dem die Emissionsquelle liegt.

Die betrachteten persistenten toxischen Substanzen werden als chemisch inert angesehen. Deswegen werden sie in den Berechnungen wie Primärpartikel behandelt.

### 3.3 Daten zur Meteorologie und Rezeptorverteilung

Tabelle 3-2 zeigt eine Zusammenstellung der in den Berechnungen verwendeten Daten zur Meteorologie und Rezeptorverteilung.

Das verwendete regionale Luftqualitätsmodell WTM benötigt meteorologische Daten zu Windgeschwindigkeiten, Häufigkeit der verschiedenen Windrichtungen und Niederschlag für

alle 20083 Zellen des EMEP 50x50-Gitters. Dazu werden Daten für die Jahre 1990 und 1998 von EMEP verwendet.

**Tabelle 3-2:** Verwendete Meteorologie und Rezeptordaten

	Räumliche Auflösung	Quelle
<b>Rezeptordaten</b>		
Bevölkerung	Administrative Einh., EMEP 50-Gitter	EUROSTAT REGIO Datenbank, The Global Demography Project
Produktion von Weizen, Gerste, Zuckerrüben, Kartoffeln, Hafer, Roggen, Reis, Tabak, Sonnenblumensaat	Administrative Einh., EMEP 50-Gitter	EUROSTAT REGIO Datenbank, Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO) Statistische Datenbank
Inventar von Materialoberflächen: Naturstein, Sandstein, Zink, galvanisierter Stahl, Mörtel, Putz, Anstriche	Administrative Einh., EMEP 50-Gitter	Extrapolation basierend auf Inventaren einiger europäischer Städte (Berry 1995)
<b>Meteorologische Daten für 1990 und 1998</b>		
Windgeschwindigkeit	EMEP 50-Gitter	European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)
Windrichtung	EMEP 50-Gitter	European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)
Niederschlag	EMEP 50-Gitter	European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)

Die Schadstoffexposition durch die Luft wird mit Hilfe von geographisch aufgelösten Rezeptordaten für ganz Europa errechnet. Daten zu Feldpflanzen und Bevölkerung sind der Eurostat Regio Datenbank entnommen (Eurostat 1996). Die Daten liegen ursprünglich in administrativen Einheiten nach der Eurostat NUTS (Nomenclature of territorial units for statistics) vor. Die meisten Daten sind bis zum NUTS-Level 3 verfügbar, der in Deutschland der Kreisebene entspricht.

Für Gebäudematerialien existieren keine offiziell verfügbaren Inventare, die direkt zur Schadensberechnung verwendet werden könnten. Die Abschätzungen wurden mit Hilfe eines Gebäudeinventars durchgeführt, das im Rahmen der Externe-Projektserie aus Studien für verschiedene europäische Städte auf Europa extrapoliert wurde. Eine detaillierte Beschreibung findet sich bei (Berry et al. 1995).

Da die Luftqualitätsmodelle auf dem EMEP 50-Gitter rechnen, werden die Rezeptordaten in einem zusätzlichen Rechenschritt von den NUTS-Einheiten auf dieses in Deutschland etwa 50x50 km<sup>2</sup> entsprechende regelmäßige Gitter übertragen.

### 3.4 Standards für Schadstoffkonzentrationen in Luft

Einen ersten Anhaltspunkt zur Beurteilung von Konzentrationswerten in der Umwelt bieten Standards. Zu unterscheiden sind dabei insbesondere Richtwerte, die von der WHO oder der Europäischen Gemeinschaft vorgeschlagen bzw. vorgeschrieben werden und Standards, die aus naturwissenschaftlichen Untersuchungen resultieren und den politisch festgelegten Werten zugrundeliegen, wie ‚no observed adverse effect levels‘ (NOAEL) und ‚lowest observed adverse effect levels‘ (LOAEL) oder Referenzdosen (RfD). Ein LOAEL stellt den niedrigsten experimentell oder durch Beobachtung gefundenen Konzentrationswert dar, bei dem eine ungünstige Veränderung der betrachteten Organismen bezüglich Morphologie, Körperfunktionen, Wachstum, Entwicklung oder Lebensdauer feststellbar ist. Ein NOAEL hingegen stellt den höchsten gefundenen Wert dar, bei dem derartige Veränderungen nicht feststellbar sind



(WHO 2000b). Die Referenzdosis (RfD) ist ein Wert, der aus einem entsprechenden LOAEL/NOAEL abgeleitet wird, indem dieser durch einen zusätzlichen Faktor dividiert wird. Auf diese Weise wird versucht, Schädigungen der Organismen aufgrund von Unsicherheiten in der Formulierung der Grenzwerte zu vermeiden. Die Referenzdosis wird auch definiert als der Wert für eine lebenslange Exposition unterhalb dem keine Schädigung der untersuchten Organismen zu erwarten ist (Dourson 1993). Derartige Grenzwerte für toxische Substanzen konnten insbesondere für nicht-karzinogene Effekte ermittelt werden. Für karzinogene Wirkungen sind nach derzeitigem Wissen keine Wirkungsschwellen bekannt.

**Tabelle 3-3:** Konzentrationsgrenzwerte für toxische Substanzen in Luft

Substanz	Referenz	Gesundheitseffekt	NOAEL/LOAEL über 70 Jahre	RfD	Richtwert
Arsen	EK Positions Papier (European Commission 2001a)				4-13 ngm <sup>-3</sup>
Cadmium	(Jarup et al. 1998)	Nierenleiden	0,3 µgm <sup>-3</sup>		
Cadmium	(Alfven et al. 2000), (Staessen et al. 1999)	Osteoporose	0,1 µgm <sup>-3</sup>		
Cadmium	(WHO 2000a), (European Commission 2001a)	Alle Gesundheitseffekte			0,005 µgm <sup>-3</sup>
Chrom	(HSE 1989)	Nierenleiden	0,2-2 µgm <sup>-3</sup>		
Chrom <sup>(1)</sup>	(ATSDR 2002)	Atemwegserkrankungen	0,5 µgm <sup>-3</sup>	0,005 µgm <sup>-3</sup>	
Chrom <sup>(2)</sup>	(ATSDR 2002)	Atemwegserkrankungen	30 µgm <sup>-3</sup>	1 µgm <sup>-3</sup>	
Chrom <sup>(3)</sup>	(IRIS 2002)	Rückbildung der Nasenscheidewand	0,714 µgm <sup>-3</sup>	0,008 µgm <sup>-3</sup>	
Chrom <sup>(4)</sup>	(IRIS 2002)	LDH in bronchoalveolärer Lavage	34 µgm <sup>-3</sup>	0,1µgm <sup>-3</sup>	
Blei	(EPAQS 1998)	Neuropathie	6-10 µgm <sup>-3</sup>		
Blei	(EPAQS 1998)	Anemie	16 µgm <sup>-3</sup>		
Blei	(EPAQS 1998)	Kolik	8 µgm <sup>-3</sup>		
Blei	(EPAQS 1998)	Kognitive Entwicklung	2 µgm <sup>-3</sup>		
Blei	(EPAQS 1998)	Erythropoetische Protoporphyrinurie	3-4 µgm <sup>-3</sup>		
Blei	Directive 1999/30/EG, (WHO 2000a)	Alle Effekte			0,5 µgm <sup>-3</sup>
Nickel	(ATSDR 2002)	Atemwegserkrankungen	6 µgm <sup>-3</sup>	0,2 µgm <sup>-3</sup>	
Nickel	EC Position Paper (European Commission 2001a)				10-50 ngm <sup>-3</sup>
PAK	EC Position Paper (European Commission 2001b)				0,5 - 1,0 ng BaP m <sup>-3</sup>

<sup>(1)</sup> only Cr<sup>VI</sup> Aerosol Nebel

<sup>(2)</sup> Cr<sup>VI</sup> Partikel

<sup>(3)</sup> Cr<sup>VI</sup> Nebel und Aerosole

<sup>(4)</sup> Cr<sup>VI</sup> Partikel

**Tabelle 3-4:** Von der Europäischen Kommission festgelegte Grenzwerte für Jahresdurchschnitte und Jahresakkumulation klassischer Luftschadstoffkonzentrationen

Substanz	Wert	Einzuhalten ab	Schutzziel	Referenz
Stickoxide (NO <sub>x</sub> ) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	30	19.07.2001	Vegetation	Richtlinie 1999/30/EG
Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> ) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	40	01.01.2010	Menschliche Gesundheit	Richtlinie 1999/30/EG
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> ) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	20	19.07.2001	Ökosysteme	Richtlinie 1999/30/EG
O <sub>3</sub> , AOT40 <sup>(1)</sup> Feldpflanzen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ ]	17000 6000	2010 Langzeitziel	Vegetation	Richtlinienentwurf KOM(1999) 125 endg.
Partikel (PM <sub>10</sub> ) <sup>(2)</sup> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	40 20	01.01.2005 01.01.2010	Menschliche Gesundheit	Richtlinie 1999/30/EG

<sup>(1)</sup> Akkumulierte Ozon Exposition über dem Grenzwert von 40 ppbV (parts per billion per volume).

<sup>(2)</sup> Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 10  $\mu\text{m}$

Tabelle 3-3 zeigt eine Zusammenstellung von Richtwerten, NOAEL/LOAEL und RfD für die Inhalation von toxischen Schadstoffen. Tabelle 3-4 listet Grenzwerte für die Konzentration klassischer Luftschadstoffe auf. Im Gegensatz zu den toxischen Substanzen sind hier neben Gesundheitseffekten auch Schädigungen an der übrigen Umwelt berücksichtigt. Da die Grenzwerte für eine erste Bewertung der ermittelten Jahresmittelkonzentrationen herangezogen werden sollen, beschränkt sich die Aufstellung auf Grenzwerte für Jahresmittelwerte.

### 3.5 Expositions-Wirkungs-Modelle

Die Abschätzung der Schädigung von Mensch und Umwelt durch Stoffe in der sie umgebenden Atmosphäre erfolgt innerhalb der Wirkungspfadanalyse mit Hilfe von sogenannten Expositions-Wirkungs-Beziehungen. Diese stellen für die verschiedenen Rezeptoren einen Zusammenhang zwischen einer Konzentrationsänderung und der Schädigung des exponierten Rezeptors dar. Tabelle 3-5 zeigt eine Auflistung der Einflüsse, die sich im Rahmen der ExternE Projekte als die wichtigsten quantifizierbaren Effekte erwiesen haben. Die verwendeten Expositions-Wirkungs-Beziehungen wurden von Expertenteams innerhalb der ExternE Studien zusammengestellt und fortwährend überarbeitet (European Commission 1995a und 1999a, Friedrich und Bickel 2001).

Alle hier betrachteten Effekte haben lediglich Einfluss auf das Wohlergehen der derzeitigen Generation und wirken nicht auf die Lebensgrundlage der nachfolgenden Generationen. Die betrachteten Schäden an der menschlichen Gesundheit, betreffen unmittelbar nur die exponierten Individuen. Des Weiteren betreffen die Schäden an Feldpflanzen unmittelbar nur die Ernte in der aktuellen Periode. Nicht berücksichtigt sind Schäden an menschlichem, pflanzlichem oder tierischem Erbgut. Da sie direkt die nächste Generation betreffen, müssten solche Schäden unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit betrachtet werden. Jedoch sind solche Schäden als Folge von Luftschadstoff-Emissionen mit den verfügbaren Expositions-Wirkungs-Funktionen nicht quantifizierbar. Erythropoetische Protoporphyrinurie ist der einzige vererbte Effekt, für den ein Grenzwert angegeben werden konnte (s. Tabelle 3-3). Seine Einhaltung in 1998 wird in Abschnitt 4.2 diskutiert.

Zusätzlich werden Schäden an Wohngebäuden berücksichtigt. Zwar stellen Gebäude vom Menschen produzierte Kapitalgüter dar, die im allgemeinen eine Generation überdauern, jedoch werden die entstandenen Schäden meist in wesentlich kürzeren Perioden wieder instandgesetzt und somit nicht vererbt. Eine Ausnahme bilden Schäden an Denkmälern und Kunstwerken, die zu einem Verlust der Originalität führen. Diese werden im Zusammenhang

mit Nachhaltigkeitseffekten diskutiert (s. Kapitel 5) und in der Analyse aktuellen Wohlergehens nicht berücksichtigt.

**Tabelle 3-5:** In der Kernanalyse betrachtete Umwelteffekte durch Luftschadstoffe

Schadstoff	Effekt
<b>Menschliche Gesundheit - Sterblichkeit</b>	
Partikel, Kanzerogene	Reduktion der Lebenserwartung aufgrund von Kurz- und Langzeiteinwirkungen
SO <sub>2</sub> , Ozon	Reduktion der Lebenserwartung aufgrund von Kurzeiteinwirkungen
<b>Menschliche Gesundheit - Erkrankungen</b>	
Partikel, Ozon	Erkrankungen der Atemwege Tage eingeschränkter Aktivität
Partikel	Zerebrovaskuläre Erkrankungen (Erkrankungen der Hirnblutgefäße) Kongestive Herzinsuffizienz (Herzversagen durch Verstopfung der Gefäße) Chronische Bronchitis Chronischer Husten bei Kindern Husten bei Asthmatikern Verwendung von Bronchodilatoren Geringe Atemwegssymptome (Keuchen)
Ozon	Asthmaanfälle Atemwegssymptome
Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Lungenkrebs
Cadmium	Nierenleiden
Blei	Reduktion des IQ bei Kindern
<b>Baumaterial an Nutzgebäuden</b>	
SO <sub>2</sub> , Nasse Saure Deposition	Verstärkte Alterung durch Korrosion von galvanisiertem Stahl, Kalkstein, Sandstein, Mörtel, Anstrichen, Putz und Zink an Nutzgebäuden
<b>Landwirtschaftliche Nutzpflanzen</b>	
SO <sub>2</sub>	Ertragsänderungen bei Weizen, Gerste, Hafer, Roggen, Kartoffeln und Zuckerrüben
Ozon	Ertragsänderungen bei Weizen, Gerste, Hafer, Roggen, Kartoffeln, Reis, Tabak und Sonnenblumenkernen
Saure Deposition	Erhöhter Kalkbedarf aufgrund von Versauerung
N-Deposition	Düngeeffekt

### 3.5.1 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Die für die Abschätzungen von Schäden an der menschlichen Gesundheit verwendeten Expositions-Wirkungs-Faktoren sind in Tabelle 3-6 und Tabelle 3-8 aufgelistet.

**Tabelle 3-6:** Expositions-Wirkungsfaktoren für Gesundheitseffekte (Hurley und Donnan 1997, European Commission 1995a, Hurley und Miller 2001, Searl 2002c)

Rezeptor	Wirkungskategorie	Quelle	Schadstoff	Faktor <sub>ew</sub>
<b>ASTHMATIKER (3,5 % der Bevölkerung)</b>				
<i>Erwachsene</i>	Vewendung von Bronchodilatoren	(Dusseldorp et al. 1995)	PM <sub>10</sub> ,	0,163
			Nitrate,	0,082
			Sulfate	0,272
	Husten	(Dusseldorp et al. 1995)	PM <sub>10</sub> ,	0,168
			Nitrate,	0,084
			Sulfate	0,280
Geringe Atemwegssymptome (Keuchen)	(Dusseldorp et al. 1995)	PM <sub>10</sub> ,	0,061	
		Nitrate,	0,031	
		Sulfate	0,101	
<i>Kinder</i>	Vewendung von Bronchodilatoren	(Roemer et al. 1993)	PM <sub>10</sub> ,	0,078
			Nitrate,	0,039
			Sulfate	0,129
	Husten	(Pope and Dockery 1992)	PM <sub>10</sub> ,	0,133
			Nitrate,	0,067
			Sulfate	0,223
Geringe Atemwegssymptome (Keuchen)	(Roemer et al. 1993)	PM <sub>10</sub> ,	0,103	
		Nitrate,	0,052	
		Sulfate	0,172	
<i>Alle</i>	Asthma Attacken (AA)	(Whittemore and Korn 1980)	O <sub>3</sub>	4,29E-3
<b>ÄLTERE (über 65) (14% der Bevölkerung)</b>				
	Kongestive Herzinsuffizienz	(Schwartz and Morris 1995)	PM <sub>10</sub> ,	1,85E-5
			Nitrate,	9,25E-6
			Sulfate,	3,09E-5
			CO	5,55E-7
<b>KINDER (20% der Bevölkerung)</b>				
	Chronischer Husten	(Dockery et al. 1989)	PM <sub>10</sub> ,	2,07 <sup>E</sup> -3
			Nitrate,	1,04E-3
			Sulfate	3,46E-3
<b>ERWACHSENE (80% der Bevölkerung)</b>				
	Tage mit eingeschränkter Aktivität	(Ostro, 1987)	PM <sub>10</sub> ,	0,025
			Nitrate,	0,013
			Sulfate	0,042
	Tage mit gering eingeschränkter Aktivität	(Ostro and Rothschild 1989)	O <sub>3</sub>	9,76E-3
	Chronische Bronchitis	(Abbey et al. 1995a/b)	PM <sub>10</sub> ,	2,5E-5
			Nitrate,	1,3E-5
			Sulfate	3,9E-5
<b>GESAMTBEVÖLKERUNG</b>				
	Krankenhausaufenthalt wegen Atemwegserkrankungen	(Dab et al. 1996)	PM <sub>10</sub> ,	2,07E-6
			Nitrate,	1,04E-6
		(Ponce de Leon et al. 1996)	Sulfate	3,46E-6
			SO <sub>2</sub>	2,04E-6
			O <sub>3</sub>	3,54E-6
	Krankenhausaufenthalt wegen Zerebrovaskulärer Erkrankungen	(Wordley et al. 1997)	PM <sub>10</sub> ,	5,04E-6
			Nitrate,	2,52E-6
			Sulfate	8,42E-6
	Tage mit Atemwegssymptomen	(Krupnick et al. 1990)	O <sub>3</sub>	0,033
	Reduzierte Lebenserwartung aufgrund von Kurzzeiteexposition	(Anderson et al. 1996), (Touloumi et al. 1996) (Sunyer et al. 1996)	SO <sub>2</sub>	0,07%
			O <sub>3</sub>	0,06%
			PM <sub>10</sub> ,	0,13%
	Reduzierte Lebenserwartung aufgrund von Langzeiteexposition	(Pope et al. 1995)	Nitrate,	0,06%
			Sulfate	0,21%

Anmerkung: Einheiten für Morbiditätseffekte sind [Fall/(Jahr · Person · µg/m<sup>3</sup>)], für Änderungen der Lebenserwartung [%Änderung in der jährlichen Mortalitätsrate/(µg/m<sup>3</sup>)]. Konzentrationen entsprechen Jahresmittelwerten, bei Ozon saisonalen 6-Stunden-Mitteln

**Tabelle 3-7:** Expositions-Wirkungsfaktoren für die Sensitivitätsanalyse (Hurley und Donnan 1997, European Commission 1995a, Hurley und Miller 2001, Searl 2002c)

Rezeptor	Wirkungskategorie	Quelle	Schadstoff	Faktor <sub>ew</sub>
<b>ÄLTERE (über 65) (14% der Bevölkerung)</b>				
	Ischämische Herzkrankheiten	(Schwartz und Morris 1995)	PM <sub>10</sub>	1,75E-5
			Nitrate	0,88E-5
			Sulfate	2,92E-5
			CO	4,17E-7
<b>GESAMTBEVÖLKERUNG</b>				
	Krankenhausaufenthalte aufgrund von Atemwegserkrankungen	(Ponce de Leon et al. 1996)	NO <sub>2</sub>	1,40E-6
	Stationäre Behandlungen von chronisch obstruktiver Lungenerkrankung (COPD)	(Sunyer et al. 1993)	Nitrate	3,60E-6
			PM <sub>10</sub>	7,20E-6
			Sulfate	1,20E-5
	Stationäre Behandlungen von Asthma	(Schwartz, et al. 1993), (Bates et al. 1990)	Nitrate	3,23E-6
			PM <sub>10</sub>	6,45E-6
		(Cody et al. 1992), (Bates et al. 1990)	Sulfate	1,08E-5
			O <sub>3</sub>	1,32E-5
	Stationäre Behandlungen von Krupp bei Vorschulkindern	(Schwartz et al. 1991)	Nitrate	1,46E-5
			PM <sub>10</sub>	2,91E-5
			Sulfate	4,86E-5
	Reduzierte Lebenserwartung aufgrund von Kurzzeitexposition	(Touloumi et al. 1994)	CO	0,00145%
		(Sunyer et al. 1996), (Anderson et al. 1996)	NO <sub>2</sub>	0,034%

Die Faktoren für klassische Luftschadstoffe sind den Empfehlungen der ExterneE Projekte entnommen. Detaillierte Ausführungen dazu sind in Hurley et al. (1999) und Hurley und Miller (2001) zu finden. Aufgrund von Unsicherheiten in den Abschätzungen ihrer Schädlichkeit werden zusätzlich nach Searl (2002c) die Schadensfaktoren von Nitraten aus Hurley et al. (1999) halbiert. Tabelle 3-6 zeigt die in der Hauptanalyse verwendeten Faktoren, während in Tabelle 3-7 Faktoren zusammengestellt sind, die für die Hauptanalyse zu unsicher sind. Sie werden für die Sensitivitätsanalyse verwendet.

Krankenhausaufenthalte aufgrund von Atemwegserkrankungen (*KAA*), Kongestiver Herzinsuffizienz (*KH*) und zerebrovaskulären Erkrankungen (*KAZ*) sind in den abgeschätzten Tagen mit eingeschränkter Aktivität (*TEA*) bereits enthalten. Zur Vermeidung von Doppelzählungen werden deshalb bei der Abschätzung der *NettoTEA* die diesen Erkrankungen entsprechenden Tage mit eingeschränkter Aktivität abgezogen. Unter der Annahme, dass die Länge der eingeschränkten Aktivität jeweils 10, 7 und 45 Tage beträgt, ergibt sich

$$NettoTEA = TEA - (0,8 \cdot KAA \cdot 10) - (KH \cdot 7) - (0,8 \cdot KAZ \cdot 45) \quad (3-1)$$

Ähnlich verhält es sich mit Tagen leichter eingeschränkter Aktivität (*TLEA*). Unter der Annahme, dass Tage mit Asthmaattacken (*AA*) Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität entsprechen und 3,5% der erwachsenen Bevölkerung (80% der Bevölkerung) Asthmatiker sind, ergibt sich

$$NettoTLEA = TLEA - (AA \cdot 0,8) \quad (3-2)$$

Bei Effekten, die zu einer Verkürzung der Lebenszeit führen, kann zwischen akut auftretenden Effekten und Effekten aufgrund von Langzeitbelastungen unterschieden werden. Für

akute Effekte wird eine zeitliche Verzögerung von einem 3/4 Jahr angenommen (Markandya und Milborrow 1999). Bei Langzeiteffekten, sogenannten chronischen Effekten, werden Latenzzeiten von 0 bis 20 Jahren angenommen. Zur Ableitung der Lebenszeitverluste werden Berechnungen mit Sterbetafeln durchgeführt. Unter der Verwendung des Faktors von (Pope et al. 1995) ergeben sich als Durchschnitt Lebenszeitverluste von 157 Jahren pro 100000 Personen für einen Anstieg der  $PM_{10}$ -Konzentration um  $10 \mu g/m^3$  (Hurley und Miller 2001). Entsprechend den Expositions-Wirkungsfaktoren aus Tabelle 3-6 ergibt sich durch eine Halbierung des  $PM_{10}$ -Wertes der Faktor für Lebenszeitverluste durch Nitrate. Für die Ermittlung der Expositions-Wirkungsfaktoren für Sulfate wurde aus der Studie von Dockery und Pope (1994) ein Faktor von 5/3 ermittelt (Hurley et al. 1999).

Tabelle 3-8 gibt einen Überblick über die in der Literatur verfügbaren Risikofaktoren für die Exposition mit toxischen Substanzen. Angegeben ist das Risiko durch eine lebenslange Exposition. In der Analyse wird angenommen, dass sich die Risiken gleichmäßig über den Expositionszeitraum verteilen. Teilt man die Faktoren, die für eine lebenslange Exposition angegeben sind durch die durchschnittliche Lebensdauer von etwa 70 Jahren, so erhält man den jeweiligen Faktor für das Risiko aufgrund einer Exposition mit der Dauer von einem Jahr zu erkranken.

**Tabelle 3-8:** Expositions-Wirkungsfaktoren für Gesundheitseffekte durch toxische Substanzen (Searl 2002b)

Wirkungskategorie	Quelle	Substanz	Expositions-Wirkungs-Faktoren: Risikofaktoren durch eine lebenslange Exposition
Lungenkrebs	(WHO 2000a)	Arsen	$1,5 \times 10^{-3} / \mu g m^{-3}$
	(IRIS 2002)	Arsen	$4,3 \times 10^{-3} / \mu g m^{-3}$
	(Thun et al. 1985)	Cadmium	$1,8 \times 10^{-3} / \mu g m^{-3} (1)$
	(IRIS 2002)	Cadmium	$1,8 \times 10^{-3} / \mu g m^{-3}$
	(WHO 2000a)	Chrom <sup>(2)</sup>	$4 \times 10^{-2} / \mu g m^{-3}$
	(EPA 2002) <sup>(3)</sup>	Chrom <sup>(2)</sup>	$1,2 \times 10^{-2} / \mu g m^{-3}$
	(IRIS 2002)	Chrom <sup>(2)</sup>	$1,2 \times 10^{-2} / \mu g m^{-3}$
	(WHO 2000a)	Nickel	$3,8 \times 10^{-4} / \mu g m^{-3}$
	(WHO 1998)	Poly-Aromatische-Kohlenwasserstoffe (PAK) <sup>(5)</sup>	$8,7 \times 10^{-5} / ng m^{-3}$ B(a)P
Leukämie	(IRIS 2002)	Benzol	$2,2 \times 10^{-6} / \mu g m^{-3}$
	(Paxton 1996)	Benzol	$1,54 \times 10^{-6} / \mu g m^{-3}$
Tödlicher Krebs	(NRPB 1998)	Radionuklide	0,05/Sv
Nicht-tödlicher Krebs	(ICRP 1991)	Radionuklide	0,12/Sv
IQ-Verlust	(EPAQS 1998)	Blei <sup>(4)</sup>	1 IQ point/ $\mu g m^{-3}$
Nierenleiden	(ACGIH 2000)	Cadmium	$0,055 / \mu g m^{-3}$

<sup>(1)</sup> unsicher wegen Störung durch Arsen

<sup>(2)</sup> Nur Chrom(VI)

<sup>(3)</sup> Die meisten Schätzungen für Krebsrisiken der EPA entsprechen eher Höchstgrenzen als Mittelwerte.

<sup>(4)</sup> Für Blei wird angenommen, dass die Exposition 12 Monaten = 1 Jahr entspricht. Der angegebenen Wert entspricht also das Risiko pro Jahresmittelwert der Exposition/Konzentration.

<sup>(5)</sup> Studien für das Vereinigte Königreich zeigen, dass BaP im allgemeinen etwas weniger als 1% der gesamten PAK Emissionen ausmacht. Deshalb wird zur Abschätzung einer ‚BaP equivalent concentration‘ die Exposition mit PAK durch 100 geteilt und mit 10/4 multipliziert.

### 3.5.2 Auswirkungen auf Feldpflanzen

#### Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)

Schwefeldioxid wird als Nährstoff von Pflanzen aufgenommen, führt jedoch in höheren Konzentrationen zu Schäden. Um beide Effekte zu beschreiben wird eine angepasste Funktion von (Baker et al. 1986) verwendet (Hornung et al. 1999). Der maximale Ertrag ergibt sich nach der Funktion bei 6,8 ppbV SO<sub>2</sub>. Sie ist anwendbar für die Berechnung von Ernteverlusten bei Weizen, Gerste, Hafer, Roggen, Kartoffeln und Zuckerrüben.

$$y = \begin{cases} 0.74/(\text{ppb Jahr}) \cdot [\text{SO}_2] - 0,055/(\text{ppb}^2 \text{ Jahr}) \cdot [\text{SO}_2]^2; & 0 < [\text{SO}_2] < 13,6 \text{ ppbV} \\ -0.69/(\text{ppb Jahr}) \cdot [\text{SO}_2] + 9,35/\text{Jahr} & ; \quad [\text{SO}_2] > 13,6 \text{ ppbV} \end{cases} \quad (3-3)$$

mit

$y$  : relative Ertragsänderung in Prozent pro Jahr

$[\text{SO}_2]$ : SO<sub>2</sub>-Jahresdurchschnittskonzentration in ppbV

ppbV : Zahl der Teilchen pro Milliarde pro Volumeneinheit

#### Ozon (O<sub>3</sub>)

Für die Auswirkungen erhöhter Ozonkonzentrationen auf Feldpflanzen wird eine lineare Beziehung zwischen Ernteverlusten und der über dem Wachstumszeitraum von etwa drei Monaten akkumulierten Ozonkonzentration oberhalb des Schwellwerts von 40 ppbV (AOT40) angenommen (Hornung et al. 1999, Fuhrer 1996). Als Formel für die Ernteverluste ergibt sich

$$y = 99,7/\text{Jahr} - \alpha \cdot \text{AOT40}_{\text{crops}} \quad (3-4)$$

mit

$y$  : relative Ertragsänderung in Prozent pro Jahr

$\alpha$  : Sensitivitätsfaktor in 1/ (Zahl der Teilchen pro Milliarde pro Volumeneinheit · Stunde · Jahr), [1/(ppbV h Jahr)], siehe Tabelle 3-9

**Tabelle 3-9:** Sensitivitätsfaktoren für verschiedene Feldpflanzenarten

Feldpflanzenart	Sensitivität	$\alpha$ [1/(ppb h Jahr)]
Roggen, Hafer, Reis	Gering sensitiv	0,85
Weizen, Gerste, Kartoffel, Sonnenblumensaat	Sensitiv	1,7
Tabak	Sehr sensitiv	3,4

#### Deposition von sauren Substanzen

Für die Abschätzung von Schäden durch Versauerung von landwirtschaftlichen Böden wird die Menge des zur Anpassung des pH-Wertes zusätzlich notwendigen Kalks ermittelt. Mit den verfügbaren Daten zu landwirtschaftlichen Nutzflächen war es nicht möglich, den Anteil der kalkarmen Böden zu ermitteln. Daher wird die Funktion auf alle Böden angewandt, was einer

Überschätzung des Effekts entspricht. Die zusätzlich benötigte Menge ergibt sich nach Murray und Wilson (1990) und Mayerhofer et al. (1997) aus

$$\Delta Kalk = 50 \text{ kg/meq} \cdot A \cdot [H^+]_{dep} \quad (3-5)$$

mit

$\Delta Kalk$ :	zusätzlich benötigte Menge Kalk in kg/Jahr
$A$ :	landwirtschaftliche Nutzfläche in $\text{m}^2$
$[H^+]_{dep}$ :	jährliche saure Deposition in $\text{meq/m}^2/\text{Jahr}$

### Deposition von oxidiertem Stickstoff

Stickstoff ist ein wichtiger Nährstoff für Pflanzen, der innerhalb der Landwirtschaft in großen Mengen in Form von Kunstdünger auf Felder ausgebracht wird. Zusätzlicher Dünger in Form von atmosphärischem, oxidiertem Stickstoff führt dazu, dass in demselben Maße weniger künstlicher Stickstoff-Dünger verwendet werden muss. Unter der Annahme, dass nur soviel gedüngt wird wie notwendig, ergibt sich der eingesparte Dünger unter Verwendung des Molekulargewichts von Stickstoff mit 14,0067 g/mol zu

$$\Delta Duenger = 14,0067 \text{ g/mol} \cdot A \cdot \Delta N_{dep} \quad (3-6)$$

mit

$\Delta Duenger$ :	Einsparung im Düngemittelverbrauch in kg/Jahr
$A$ :	landwirtschaftliche Nutzfläche in $\text{km}^2$
$\Delta N_{dep}$ :	jährliche Stickstoffdeposition in $\text{mol}/(\text{Jahr m}^2)$

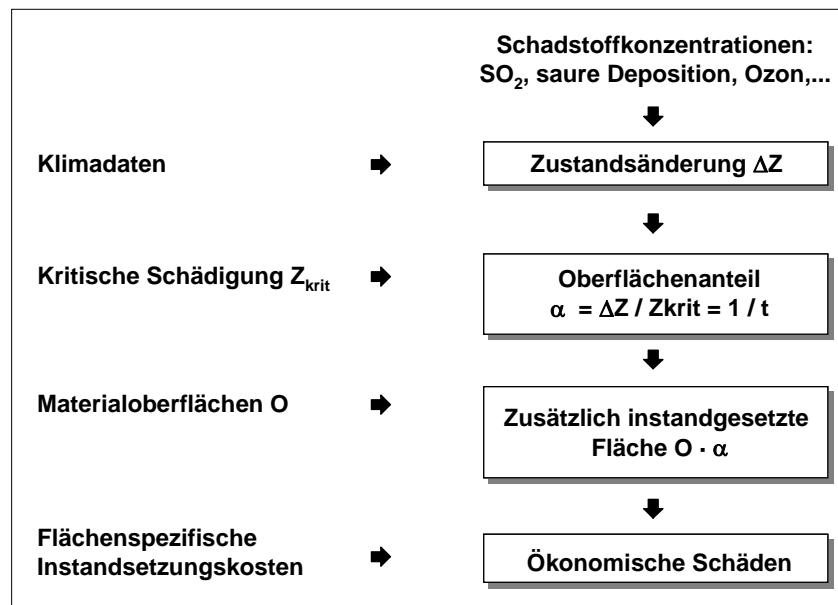
### 3.5.3 Auswirkungen auf Baumaterialien

In der Abschätzung von Auswirkungen auf Materialien beschränkt sich diese Arbeit auf Baumaterialien an Nutzgebäuden. Im Gegensatz zur Ermittlung von Schäden an Feldpflanzen müssen zur Erfassung von Materialschäden zusätzlich zur Ermittlung der physischen Zustandsänderung weitere Schritte erfolgen. Diese sind in Abb. 3-2 schematisch dargestellt.

Als erster Schritt in der Berechnung von Umweltauswirkungen auf Materialien werden aufgrund von Daten zu Klimaparametern und Schadstoffkonzentrationen Korrosionsraten berechnet. Diese werden als Zustandsänderung  $\Delta Z$  interpretiert. Zur Bewertung der jährlichen Schädigung anhand von Instandsetzungskosten werden zusätzlich Instandsetzungskriterien in Form von kritischen Zustandsänderungen verwendet. Bei Erreichen des jeweiligen Kriteriums, wird die Fläche instandgesetzt. Der Quotient aus Zustandsänderung und kritischer Zustandsänderung ergibt die Instandsetzungsfrequenz  $\alpha$ . Unter der Annahme, dass das betrachtete Material homogen vorgeschädigt ist, entspricht diese dem Anteil des in dem Jahr zusätzlich instandgesetzten Materials. Durch Multiplikation dieses Wertes mit dem Bestand an Materialoberfläche ergibt sich die aufgrund der Umweltbelastung zusätzlich instandgesetzte Fläche.



Multipliziert man diesen Wert mit den spezifischen Instandsetzungskosten, so erhält man die zusätzlich entstehenden Kosten für die Instandsetzung der Materialien (s. Abschnitt 3.6).



**Abb. 3-2:** Flussbild für die Berechnung von Umweltauswirkungen auf Materialien

Zur Ermittlung der Korrosion wurden Funktionen verwendet, die im ‚International Co-operative Programme (ICP) Materials‘ das im Rahmen der UN-ECE ‚Convention on Long-range Transboundary Air Pollution‘ für eine Exposition von acht Jahren Dauer abgeleitet wurden. Im Folgenden findet sich eine Auflistung der Funktionen für Materialkorrosion und der entsprechenden Instandsetzungsfrequenz. Detaillierte Diskussionen sind zu finden in Mayerhofer et al. (1997), Krewitt et al. (1999), Tidblad und Kucera (2001) und UN-ECE (2003).

*Kalkstein (Funktion ursprünglich abgeleitet für Portland Kalkstein)*

$$D = (2,7[\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018T} + 0,019\text{Regen}[\text{H}^+]) \cdot t^{0,96} \quad (3-7)$$

$$1/t = [(2,7[\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018T} + 0,019\text{Regen}[\text{H}^+])/D_{\text{krit}}]^{1/0,96} \quad (3-8)$$

mit

$D$ :	Dickeverlust in $\mu\text{m}$
$1/t$ :	Instandsetzungsfrequenz in 1/Jahr
$t$ :	Zeit in Jahren
$[\text{SO}_2]$ :	$\text{SO}_2$ -Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$T$ :	Temperatur in Grad Celsius ( $^\circ\text{C}$ )
$\text{Regen}$ :	Niederschlag in mm/Jahr
$[\text{H}^+]$ :	Wasserstoff-Ionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l
$D_{\text{krit}}$ :	kritischer Oberflächenabtrag, angenommener europäischer Durchschnitt: 4000 mm

*Sandstein, andere Natursteine, Mörtel, Putz (Funktion ursprünglich abgeleitet für Mansfield Sandstein)*

$$D = (2,0[\text{SO}_2]^{0,52} e^{f(T)} + 0,028\text{Regen}[\text{H}^+]) \cdot t^{0,91} \quad (3-9)$$

$$1/t = [(2,0[\text{SO}_2]^{0,52} e^{f(T)} + 0,028\text{Regen}[\text{H}^+])/D_{\text{krit}}]^{1/0,91} \quad (3-10)$$

mit

$D$ :	Dickeverlust in $\mu\text{m}$
$1/t$ :	Instandsetzungsfrequenz in 1/Jahr
$t$ :	Zeit in Jahren
$[\text{SO}_2]$ :	$\text{SO}_2$ -Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$T$ :	Temperatur in Grad Celsius ( $^\circ\text{C}$ )
$f(T)$ :	$f(T) = \begin{cases} 0 & ; T < 10 \text{ }^\circ\text{C} \\ -0,013(T - 10); & T > 10 \text{ }^\circ\text{C} \end{cases}$
$\text{Regen}$ :	Niederschlag in mm/Jahr
$[\text{H}^+]$ :	Hydrogeniumionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l
$D_{\text{krit}}$ :	kritischer Oberflächenabtrag, angenommener europäischer Durchschnitt: 4000 mm

*Zink und galvanisierter Stahl (Funktion ursprünglich abgeleitet für Zink)*

$$M = 1,4[\text{SO}_2]^{0,22} e^{0,018Rh + f_1(T)} t^{0,85} + 0,029\text{Regen}[\text{H}^+]t \quad (3-11)$$

$$1/t = 1,4[\text{SO}_2]^{0,26} e^{0,021Rh + f_2(T)}/D_{\text{krit}}^{1,18} + 0,0041\text{Regen}[\text{H}^+]/D_{\text{krit}} \quad (3-12)$$

mit

$M$ :	Massenverlust in $\text{g}/\text{m}^2$
$1/t$ :	Instandsetzungsfrequenz in 1/Jahr
$t$ :	Zeit in Jahren
$[\text{SO}_2]$ :	$\text{SO}_2$ -Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$Rh$ :	Relative Feuchte in Prozent
$T$ :	Temperatur in Grad Celsius ( $^\circ\text{C}$ )
$f_1(T)$ :	$f_1(T) = \begin{cases} 0,062(T - 10); & T < 10 \text{ }^\circ\text{C} \\ -0,021(T - 10); & T > 10 \text{ }^\circ\text{C} \end{cases}$
$f_2(T)$ :	$f_2(T) = \begin{cases} 0,073(T - 10); & T < 10 \text{ }^\circ\text{C} \\ -0,025(T - 10); & T > 10 \text{ }^\circ\text{C} \end{cases}$
$\text{Regen}$ :	Niederschlag in mm/Jahr
$[\text{H}^+]$ :	Hydrogeniumionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l
$D_{\text{krit}}$ :	kritischer Dickeverlust in $\mu\text{m}$ , berechnet anhand der Dichte von Zink ( $7,14 \text{ g}/\text{cm}^3$ ), länderspezifische Werte

*Anstrich auf Stahl (Funktion ursprünglich abgeleitet für Silizium-Alkyd-Anstriche auf Stahlplatten)*

$$A = (0,033[\text{SO}_2] + 0,013Rh + f(T) + 0,0013\text{Regen})t^{0,41} \quad (3-13)$$

$$1/t = [(0,033[\text{SO}_2] + 0,013Rh + f(T) + 0,0013\text{Regen})/A_{krit}]^{1/0,41} \quad (3-14)$$

mit

$A$ : Qualitätseinstufung  $A = (10 - ASTM)$ ;  $1 \leq ASTM \leq 10$  (10: unbeschädigt)

$1/t$ : Instandsetzungsfrequenz in 1/Jahr

$t$ : Zeit in Jahren

$[\text{SO}_2]$ :  $\text{SO}_2$ -Konzentration in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$Rh$ : Relative Feuchte in Prozent

$T$ : Temperatur in Grad Celsius ( $^\circ\text{C}$ )

$$f(T): \quad f(T) = \begin{cases} 0,015(T - 11); & T < 11 \text{ } ^\circ\text{C} \\ -0,15 (T - 11); & T > 11 \text{ } ^\circ\text{C} \end{cases}$$

$\text{Regen}$ : Niederschlag in mm/Jahr

$[\text{H}^+]$ : Hydrogeniumionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l

$A_{krit}$ : kritischer Qualitätsverlust; der europäische Wert beträgt 5

*Anstrich auf galvanisiertem Stahl (Funktion ursprünglich abgeleitet für Alkyd-Melamin-Anstiche auf verzinktem Stahlblech)*

$$A = (0,0084[\text{SO}_2] + 0,015Rh + f(T) + 0,00082\text{Regen})t^{0,43} \quad (3-15)$$

$$1/t = [(0,0084[\text{SO}_2] + 0,015Rh + f(T) + 0,00082\text{Regen})/A_{krit}]^{1/0,43} \quad (3-16)$$

mit

$A$ : Qualitätseinstufung  $A = (10 - ASTM)$ ;  $1 \leq ASTM \leq 10$  (10: unbeschädigt)

$1/t$ : Instandsetzungsfrequenz in 1/Jahr

$t$ : Zeit in Jahren

$[\text{SO}_2]$ :  $\text{SO}_2$ -Konzentration in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$Rh$ : Relative Feuchte in Prozent

$T$ : Temperatur in Grad Celsius ( $^\circ\text{C}$ )

$$f(T) \quad f(T) = \begin{cases} 0,04 (T - 10); & T < 10 \text{ } ^\circ\text{C} \\ -0,064(T - 10); & T > 10 \text{ } ^\circ\text{C} \end{cases}$$

$\text{Regen}$ : Niederschlag in mm/Jahr

$[\text{H}^+]$ : Hydrogeniumionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l

$A_{krit}$ : kritischer Qualitätsverlust; der europäische Wert beträgt 5

*Andere Fassaden-Anstriche (Funktion ursprünglich abgeleitet für Anstriche auf Karbonatbasis)*

$$D = 0,12(1 - e^{-0,121Rh/(100-Rh)})[SO_2] + 0,0174Regen[H^+] \quad (3-17)$$

$$1/t = (0,12(1 - e^{-0,121Rh/(100-Rh)})[SO_2] + 0,0174Regen[H^+])/D_{krit} \quad (3-18)$$

mit

$D$ :	Jährlicher Dickeverlust in $\mu\text{m}/\text{Jahr}$
$1/t$ :	Instandsetzungsfrequenz in $1/\text{Jahr}$
$Rh$ :	Relative Feuchte in Prozent
$[SO_2]$ :	$SO_2$ -Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$Regen$ :	Niederschlag in $\text{mm}/\text{Jahr}$
$[H^+]$ :	Hydrogeniumionen-Konzentration im Niederschlag in $\text{mg}/\text{l}$
$MV_{krit}$ :	kritischer Massenverlust $\text{g}/\text{m}^2$ , länderspezifische Werte

### 3.6 Monetäre Bewertung

Im letzten Schritt der Wirkungspfadanalyse erfolgt die Bewertung der entstandenen physischen Auswirkungen von Luftschadstoffkonzentrationen und -depositionen auf die Rezeptoren. Die Basis dafür bieten Empfehlungen der ökonomischen Expertengruppe in den ExterneE-Projekten. Tabelle 3-10 zeigt eine Liste der verwendeten Werte.

**Tabelle 3-10:** Verwendete monetäre Werte für Auswirkungen durch klassische Luftschadstoffe (Markandya und Milborrow 1999, Hunt und Markandya 2001)

Auswirkungen	Wert [€ <sub>2000</sub> ]
<b>Gesundheitseffekte</b>	
Verlust eines Lebensjahres [Jahre]	104760
Fall chronischer Bronchitis [Fälle]	169330
Krankenhausaufnahme bei Zerebrovaskulären Erkrankungen (Schlaganfall, transiente ischämische Attacke (TIA)) [Fälle]	16730
Krankenhausaufnahme bei Atemwegserkrankungen (Asthma, Lungenentzündung, Bronchitis, chronisch obstruktive Lungenerkr. (COPD)) [Fälle]	4320
Fall kongestiver Herzinsuffizienz [Fälle]	3260
Ischämische Herzkrankheiten [Fälle]	1840
Stationäre Behandlung	620
Fall chronischen Hustens bei Kindern	240
Tag mit eingeschränkter Aktivität	110
Asthmaanfall	75
Tag mit Husten	45
Tag mit gering eingeschränkter Aktivität	45
Tag mit Atemwegs-Symptomen	45
Nutzung Bronchienerweiternder Medikamente	40
Tage mit geringen Atemwegs-Symptomen (Erschwerte Atmung)	8

**Tabelle 3-10:** Verwendete monetäre Werte für Auswirkungen durch klassische Luftschadstoffe (Markandya und Milborrow 1999, Hunt und Markandya 2001)

<b>Auswirkungen</b>	<b>Wert [€<sub>2000</sub>]</b>
<b>Feldpflanzen</b>	
Gerste - Ernteverlust [dt]	6,3
Hafer - Ernteverlust [dt]	6,6
Kartoffeln - Ernteverlust [dt]	9,6
Reis - Ernteverlust [dt]	255,8
Roggen - Ernteverlust [dt]	18,3
Zuckerrüben - Ernteverlust [dt]	5,6
Sonnenblumensaat - Ernteverlust [dt]	25,1
Tabak - Ernteverlust [dt]	3414,2
Weizen - Ernteverlust [dt]	11,3
Zusätzlich notwendiger Düngemittleinsatz [kg]	0,53
Zusätzlich notwendiger Kalkeinsatz [kg]	0,018
<b>Gebäudematerialien</b>	
Galvanisierter Stahl - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	länderspez. (17 - 55)
Kalkstein - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	299
Mörtel in Backsteinbauten - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	33
Anderer Naturstein - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	299
Anstrich - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	13
Putz - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	33
Sandstein - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	299
Zink - instandzusetzende Fläche [m <sup>2</sup> ]	27

**Tabelle 3-11:** Enthaltene Anteile der Kostenkomponenten [%] für Krankheiten, die in der Kernanalyse benutzt und bei denen neben der Zahlungsbereitschaftskomponente weitere Kostenkomponenten berücksichtigt werden (Hunt und Markandya 2001, Bickel 2004)

<b>Auswirkung</b>	<b>Zahlungs- bereitschaft</b>	<b>Produktivitäts- verlust</b>	<b>Kosten im Gesundheitssystem</b>
<b>Krankenhausaufenthalte</b>			
Atemwegserkrankungen	11	20	69
Kongestive Herzinsuffizienz	15	21	64
Ischämische Herzkrankheiten	27	25	49
Zerebrovaskuläre Erkrankungen	3	17	80
<b>andere Effekte</b>			
Asthmaanfälle	21	79	
Tage mit eingeschränkter Aktivität	47	53	

Die Kosten im Bereich der Gesundheitseffekte enthalten drei Komponenten: Produktivitätsverluste, Kosten im Gesundheitssystem und den individuellen Verlust im Wohlbefinden, der durch eine Abschätzung der individuellen Zahlungsbereitschaft ausgedrückt wird. Die ersten beiden Komponenten werden in dem Begriff Krankheitskosten subsummiert. Für die in der Kernanalyse betrachteten Effekte (s. Tabelle 3-6) ergeben sich Krankheitskosten insbesondere für Krankenhausaufenthalte, Asthmanfälle und Tage mit eingeschränkter Aktivität. Eine Aufstellung der einzelnen Komponenten ist in Tabelle 3-11 gegeben. Die übrigen für die Kernana-

lyse verwendeten Werte stellen Abschätzungen für die individuellen Zahlungsbereitschaften dar.

Ernteverluste und Kosten der Materialinstandsetzung werden Marktpreisen entnommen. Detaillierte Diskussionen der Werte sind in den Berichten zu den Externe-Projekten zu finden (Markandya und Milborrow 1999, Hunt und Markandya 2001).

Für die Berechnung des Werts für den Verlust eines Lebensjahres wird der statistische Wert eines Menschenlebens von 3,36 Millionen Euro durch die Anzahl der verlorenen Lebensjahre dividiert. Diese ergeben sich für Männer zwischen 35 und 45 Jahren aus Sterbetafeln im Durchschnitt zu etwa 32 verlorenen Lebensjahren. Somit erhält man für ein direkt verlorenes Lebensjahr den in der Tabelle angegebenen Wert von 104760 Euro<sub>2000</sub> unter der Annahme einer Diskontrate von 0 Prozent. In der vorliegenden Arbeit wird eine Diskontrate von 3 Prozent verwendet<sup>2</sup>. Für die Ableitung des Wertes für akute Effekte bedeutet das, dass unterstellt werden muss, dass zukünftige Jahre in einer Weise weniger berücksichtigt werden, wie man sie bei der Diskontierung mit einer Diskontrate von 3 Prozent erreicht. Zur Berechnung wird, den Sterbetafeln folgend, der zeitliche Verlauf der Lebenszeitverluste ermittelt und zukünftige Jahre entsprechend abdiskontiert. Auf diese Weise ergibt sich mit 165700 Euro<sub>2000</sub> für 3 Prozent ein höherer Gegenwartswert für den akuten Verlust eines Lebensjahres als für 0 Prozent Diskontrate (akute Effekte).

Bei Lebenszeitverlusten aufgrund von Langzeitexposition, auch ‚chronische‘ Mortalitätseffekte genannt, führt die Exposition des Menschen zu einer prozentualen Anhebung der Sterberate für alle Altersgruppen. Diese tritt für die Exposition mit erhöhten Partikelkonzentrationen nach einer Latenzzeit ein, für die angenommen wird, dass sie zwischen 0 und 20 Jahren liegt (Hurley und Miller 2001). Zur Bewertung der einzelnen verlorenen Lebensjahre wird der für akute Effekte verwendete Wert eines Lebensjahres verwendet. Für 3 Prozent Diskontrate entspricht dieser 165700 Euro<sub>2000</sub> (s.o.). Da die Nutzenverluste aufgrund der Latenzzeit und der deutlich höheren Zahl der verlorenen Lebensjahre erst in Zukunft auftreten, ist hier ein weiterer Diskontierungsschritt notwendig. Zu diesem Zweck werden wieder die Überlebenswahrscheinlichkeiten der exponierten Personen herangezogen und über die Folgejahre fortgeschrieben. Durch die Erhöhung der Mortalitätsrate nach 0 bis 20 Jahren verändern sich die jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten. Da die Menschen früher sterben, sind die jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten zunächst geringer und später höher als im Referenzfall ohne Umweltbelastung. Aus dem Unterschied zwischen der Situation, in der die Bevölkerung einer zusätzlichen Umweltbelastung von 10 µg/m<sup>3</sup> erhöhter Jahresdurchschnittskonzentration von Partikeln ausgesetzt ist, und der Situation ohne diese Mehrbelastung ergibt sich die zeitliche Verteilung der Nutzenverluste. Die Zahl der insgesamt verlorenen Lebensjahre hängt sowohl von der Bevölkerungsstruktur, als auch von der Verteilung der Mortalitätsrate ab. Je jünger die Bevölkerung ist, desto mehr Lebensjahre gehen pro Person verloren. Ist die Bevölkerung älter, so ist die absolute Änderung der Mortalitätsrate höher. Für eine Diskontrate von 3 Prozent ergibt sich aus der Abschätzung für die europäische Bevölkerung bei Mortalität durch Langzeiteinwirkungen (chronische Effekte) der Wert eines verlorenen Lebensjahres von 96500 Euro<sub>2000</sub>.

---

<sup>2</sup> Zur Diskussion siehe „Wohlfahrtsoptimierung im intergenerationellen Kontext“ auf Seite 28.

Die durchschnittliche Latenzzeit bei der Ableitung der Werte betrug 10 Jahre. Der durchschnittliche Zeitraum bis zum Eintritt des Nutzenverlusts lässt sich durch eine Vereinfachung der Sterbetafelrechnungen mit denen der chronische Wert (96500 Euro<sub>2000</sub>) aus dem akuten Wert (165700 Euro<sub>2000</sub>) ermittelt wurde, berechnen. Dazu fasst man die Berechnung auf einfache Weise zusammen:

$$WVLJ_c = WVLJ_a \cdot \frac{1}{(1+r)^t} \quad (3-19)$$

Aufgelöst nach der Zeit ergibt sich daraus eine Abschätzung des durchschnittlichen Zeitraums bis zum Eintritt des Nutzenverlusts:

$$t = \frac{\ln\left(\frac{WVLJ_a}{WVLJ_c}\right)}{\ln(1+r)} \quad (3-20)$$

$WVLJ_c$ :	Wert eines verlorenen Lebensjahres bei chronischen Effekten
$WVLJ_a$ :	Wert eines verlorenen Lebensjahres bei akuten Effekten
$r$ :	angenommene Diskontrate
$t$ :	durchschnittlicher Zeitraum bis zum Eintritt des Nutzenverlusts

Setzt man die für 3 Prozent abgeleiteten Werte ein, bekommt man als Ergebnis einen durchschnittlichen Zeitraum von etwa 18,3 Jahren heraus, also etwa 8 Jahre nach Auftreten des Effekts. Diese zeitliche Verzögerung zeigt auf, dass selbst wenn der Effekt direkt eintreten würde (Latenzzeit von 0 Jahren), die meisten Nutzenverluste erst zeitlich verzögert eintreten werden. Die Nutzenverluste werden sozusagen zeitlich exportiert. Auf diese Weise kommen auch ‚Importe‘ von Nutzenverlusten aus vergangenen Jahren in das Berichtsjahr zustande. Dieser zeitliche Im- und Export wird anhand von Berechnungen mit Sterbetafeln detailliert in Abschnitt 4.3.3 diskutiert.

**Tabelle 3-12:** Verwendete monetäre Werte für Auswirkungen toxischer Substanzen auf die menschliche Gesundheit (Markandya und Milborrow 1999, Friedrich und Bickel 2001, Hunt 2003a, Hunt 2003b)

Auswirkungen	Wert [€ <sub>2000</sub> ]
Sterbefälle durch Lungenkrebs (90% der Erkrankungen), zusätzliche Fälle	1640000
Sterbefälle durch Leukämie (70% der Erkrankungen), zusätzliche Fälle	2420000
Nicht tödliche Krebsfälle (Krankheitskosten), zusätzliche Fälle	480000
Intelligenzverlust, Verluste an IQ-Punkten	8600
Nierenleiden	160

Die verwendeten monetären Werte für Gesundheitseffekte durch toxische Substanzen sind in Tabelle 3-12 aufgelistet. Sie basieren auf Berechnungen von Markandya und Milborrow (1999). Die dort veröffentlichten Werte wurden in Preise des Jahres 2000 umgerechnet. Wie in den ExternE Projekten wird hier pro Krebsfall, der nicht zum Tode führt, ein Wert von 480000 Euro angenommen. Unter der Annahme einer Latenzzeit von 15 Jahren, einer durchschnittlichen Lebenszeitverlusts von 16 Jahren und einer Diskontrate von 3 Prozent wur-

de aufgrund von Berechnungen mit Hilfe von Sterbetafeln für tödlichen Lungenkrebs inklusive der Krankheitskosten ein Wert von 1,64 Millionen Euro ermittelt. Für Leukämie wird mit 8 Jahren eine deutlich niedrigere Latenzzeit angenommen. Bei 3 Prozent Diskontrate und im Durchschnitt 22 verlorenen Lebensjahren ergeben sich 2,42 Millionen Euro pro tödlichem Fall durch Leukämie (Markandya und Milborrow 1999). Die Sterblichkeitsraten werden zu 90% für Lungenkrebs und 70% für Leukämie angenommen (Markandya und Milborrow 1999, Friedrich und Bickel 2001). Sehr ähnliche Zahlen werden in Ferley et al. (1999) berichtet. Die Bewertung für Intelligenzverlust und Nierenleiden sind Hunt (2003a) und Hunt (2003b) entnommen.



## 4 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf das aktuelle Wohlergehen

In diesem Teil der Arbeit erfolgt eine Ex-post-Analyse der Einflüsse von Umweltschadstoffen auf das aktuelle Wohlergehen für vergangene Jahre. Zu diesem Zweck wurden Berechnungen für die Jahre 1990 und 1998 durchgeführt. Die Ergebnisse aus diesem Kapitel finden direkt Eingang in den dritten der abgeleiteten Basisgrößen ‚Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen‘ (s. Abschnitt 2.2.3).

In einer detaillierten Berechnung der durch die einzelnen Stoffe entstehenden Gesamtschäden werden zunächst die wichtigsten Effekte identifiziert und nach dem Typus des Nutzeninflusses charakterisiert. In einer weiteren Untersuchung der wichtigsten Umwelt- und Gesundheitsschäden werden räumliche Importe und Exporte zwischen den Europäischen Ländern ermittelt. Neben der räumlichen Verteilung der Schadstoffe bildet die Diskussion des zeitlichen Auftretens der Nutzenverluste einen wichtigen Aspekt für die Berücksichtigung der Ergebnisse an der Seite von nationalen Gesamtrechnungen, da diese für einen zeitlich klar abgegrenzten Zeitraum erstellt werden. Eine Zuordnung zu wirtschaftlichen Aktivitäten erfolgt durch die Berechnung von Schäden durch Emissionen deutscher Quellsektoren.

Zunächst werden in Abschnitt 4.1 anhand von abgeleiteten, räumlich hoch aufgelösten Emissionsszenarien die Umwelteinwirkungen durch Schadstoffe in Deutschland und Europa dargestellt. Im Anschluss daran werden die berechneten Schadstoffkonzentrationen in Europa anhand von Grenzwerten für die einzelnen Substanzen diskutiert (Abschnitt 4.2). In Abschnitt 4.3 werden die Wohlfahrtseinbußen durch die anthropogen bedingte Konzentrationserhöhung einzelner Schadstoffe in Deutschland und der EU-15 in 1990 und 1998 abgeschätzt. Dabei werden Auswirkungen detailliert dargestellt, auf räumliche und zeitliche Im- und Exporte untersucht sowie einzelnen Verursachern zugeordnet. In Abschnitt 4.4 erfolgt zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse in der die wesentlichen Annahmen, Datengrundlagen und Modelle analysiert werden. Insbesondere beinhaltet sie einen Vergleich von modellierten und gemessenen Daten.

### 4.1 Umwelteinwirkungen durch Schadstoffemissionen in Deutschland und der EU-15 in 1990 und 1998

#### 4.1.1 Schadstoffemissionen der EU-15-Länder

Tabellen 4-1 bis 4-3 zeigen die in der Analyse verwendeten Ländersummen anthropogener Emissionen in 1990 und 1998. Es ist zu erkennen, dass Deutschland, das Vereinigte Königreich, Spanien, Italien und Frankreich in beiden Jahren bei allen Schadstoffen die höchsten Emissionen aufweisen und damit am meisten zur Umweltbelastung in Europa beitragen. Für die meisten Länder sind zwischen den beiden Jahren Emissionsreduktionen zu beobachten. Besonders hoch sind diese in Deutschland. Ein Grund hierfür ist die Stilllegung eines großen Teils der Produktion und der Kraftwerke im Osten Deutschlands nach 1990. Die anteilmäßig größte Reduktion ist mit etwa 80 Prozent für SO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland zu erkennen. Portugal, Spanien und Griechenland haben im Gegensatz dazu in 1998 zum Teil höhere Emissionen als in 1990 zu verzeichnen. Dieses ist vor allem die Folge von Produktionserhöhung und Wirtschaftswachstum ohne die gleichzeitige Implementierung ausreichender Emissionsminderungsmaßnahmen.

Die Emissionen für toxische Substanzen in Europa sind in Tabelle 4-3 dargestellt. Für 1990 konnten Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und PAK betrachtet werden. Für 1998 standen aufgrund der schlechten Datenbasis lediglich Emissionswerte für Arsen, Cadmium und Nickel zur Verfügung. Das Bild sieht hier ähnlich aus wie bei den klassischen Luftschadstoffen. Die höchsten Emissionen werden für Italien, Deutschland und das Vereinigte Königreich beobachtet, wobei für Deutschland zwischen 1990 und 1998 eine starke Reduktion zu verzeichnen ist. In Portugal bleiben die Emissionen von Arsen und Cadmium nahezu konstant, während sie für Nickel leicht abfallen. In Spanien sind für alle drei Schwermetalle deutliche Erhöhungen zwischen den beiden Jahren zu erkennen.

**Tabelle 4-1:** Ländersummen der anthropogenen Emissionen in der EU-15 in 1990<sup>3</sup>

Land	SO <sub>2</sub> [kt]	NO <sub>x</sub> [kt]	NH <sub>3</sub> [kt]	NMVOC [kt]	CO [kt]	PM <sub>10</sub> [kt]
Belgien	371	339	107	343	1112	83
Dänemark	183	272	128	169	704	51
Deutschland	5323	2705	764	3220	11213	1321
Finnland	259	299	38	209	558	46
Frankreich	1279	1865	790	2459	10773	402
Griechenland	506	326	79	333	1328	55
Irland	186	118	112	110	401	32
Italien	1653	1938	466	2192	7822	292
Luxemburg	15	23	8	19	176	6
Niederlande	203	580	226	502	1196	64
Österreich	91	193	80	345	1307	38
Portugal	359	317	105	380	0	31
Schweden	132	398	74	533	1347	41
Spanien	2048	1156	472	1880	3899	183
Vereinigtes Königreich	3754	2756	338	2479	7155	274

**Tabelle 4-2:** Ländersummen der anthropogenen Emissionen in der EU-15 in 1998<sup>4</sup>

Land	SO <sub>2</sub> [kt]	NO <sub>x</sub> [kt]	NH <sub>3</sub> [kt]	NMVOC [kt]	CO [kt]	PM <sub>10</sub> [kt]
Belgien	212	312	102	268	967	84
Dänemark	77	231	101	134	601	33
Deutschland	915	2006	708	1756	5341	335
Finnland	90	252	38	172	451	30
Frankreich	808	1592	807	1860	7614	450
Griechenland	541	382	74	398	1500	62
Irland	176	122	127	115	318	23
Italien	1039	1594	438	1764	6317	319
Luxemburg	4	17	7	13	51	5
Niederlande	107	423	170	298	723	64
Österreich	47	171	72	236	970	46
Portugal	375	369	103	484	0	51
Schweden	52	255	61	424	1005	42
Spanien	1498	1194	517	2515	3661	226
Vereinigtes Königreich	1567	1732	350	1780	4960	260

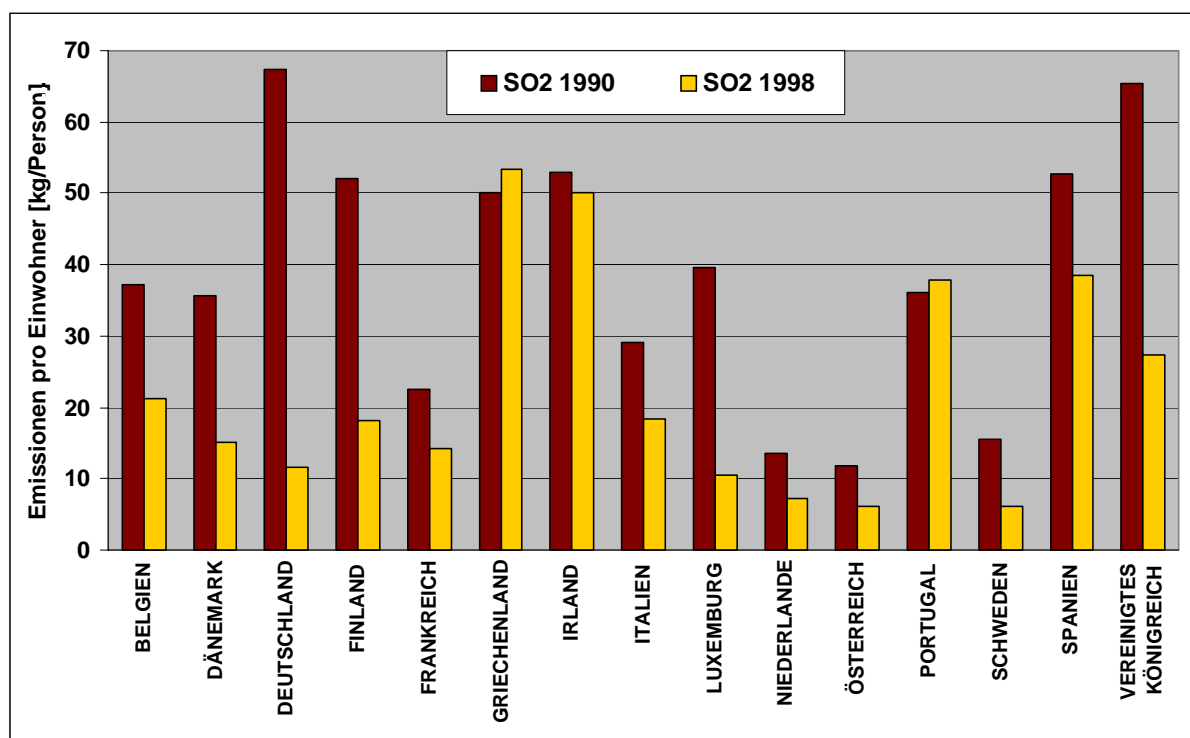
<sup>3</sup> In Ermangelung von Daten zu PM<sub>10</sub>-Emissionen für 1990 in den Niederlanden wurde der Wert für 1995 angenommen.

<sup>4</sup> Partikelemissionen (PM<sub>10</sub>) sind für das Jahr 1995 angegeben.

Für einen bewertenden Vergleich der Emissionshöhen in den einzelnen Ländern müssen die verschiedenen Größen der Länder berücksichtigt werden. Zu diesem Zweck wurden die Emissionen der Vorläufersubstanzen für Sekundärpartikel, die nach bisherigen Studien den größten Anteil an den entstehenden Umweltschäden ausmachen, auf die Bevölkerung bezogen und in den Abbildungen 4-1 bis 4-3 dargestellt.

**Tabelle 4-3:** Ländersummen der anthropogenen Emissionen toxischer Substanzen in der EU-15 in 1990 und 1998

Land	1990						1998		
	Arsen [t]	Cadm. [t]	Chrom [t]	Nickel [t]	Blei [t]	PAK [t]	Arsen [t]	Cadm. [t]	Nickel [t]
Belgien	11	10	56	109	604	356	5	3	70
Dänemark	2	1	7	27	128	76	1	1	20
Deutschland	123	31	262	282	2344	431	33	12	158
Finnland	33	7	29	68	326	17	12	1	21
Frankreich	25	17	379	283	4339	2061	23	13	246
Griechenland	6	5	13	112	506	152	4	3	102
Irland	3	2	5	38	134	42	1	1	22
Italien	205	59	238	1184	4305	696	166	30	846
Luxemburg	1	1	3	15	78	6	0	0	1
Niederlande	2	2	12	85	272	172	1	1	51
Österreich	5	4	5	31	202	547	3	2	36
Portugal	5	3	12	140	632	136	5	3	132
Schweden	7	2	25	27	544	185	1	1	31
Spanien	34	14	34	225	2757	316	55	20	324
Vereinigtes Königreich	89	22	149	426	2836	253	52	7	195



**Abb. 4-1:** SO<sub>2</sub>-Emissionen pro Einwohner in den EU-15 Staaten in 1990 und 1998

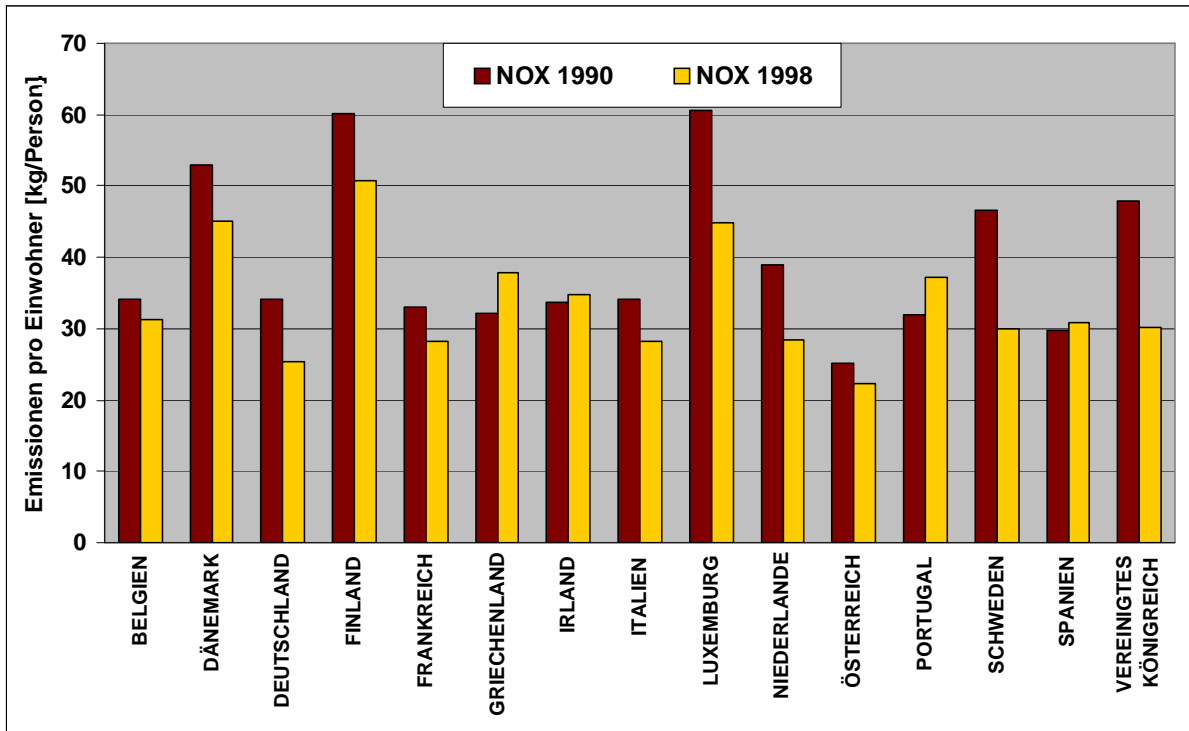


Abb. 4-2: NO<sub>x</sub>-Emissionen pro Einwohner in den EU-15 Staaten in 1990 und 1998

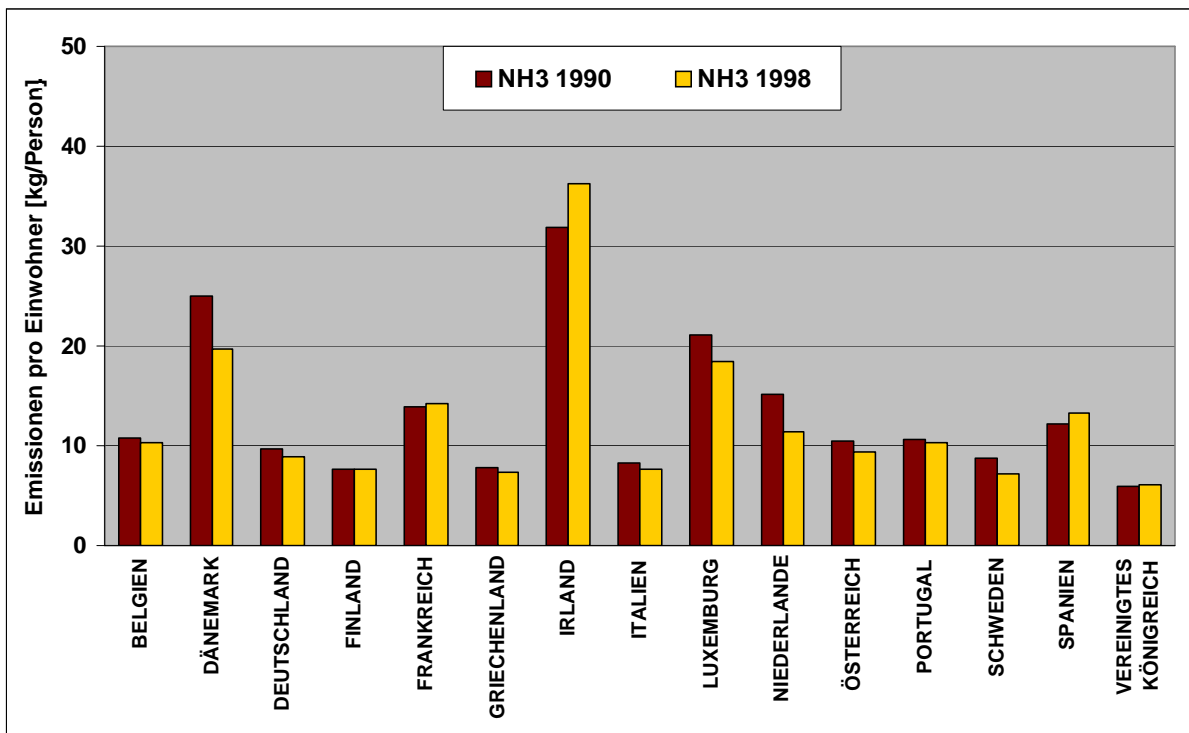


Abb. 4-3: NH<sub>3</sub>-Emissionen pro Einwohner in den EU-15 Staaten in 1990 und 1998

In diesen Darstellungen zeigt sich ein viel differenzierteres Bild. Die höchsten Pro-Kopf-Emissionen von SO<sub>2</sub> traten in 1990 mit bis zu 67 kg pro Person in Deutschland, im Vereinigten Königreich, Irland, Spanien, Finnland und Griechenland auf. In 1998 ergaben sich die höchsten Werte für Griechenland, Irland, Spanien, Portugal und das Vereinigte Königreich. Sie erreichten bis zu 53 kg pro Person.

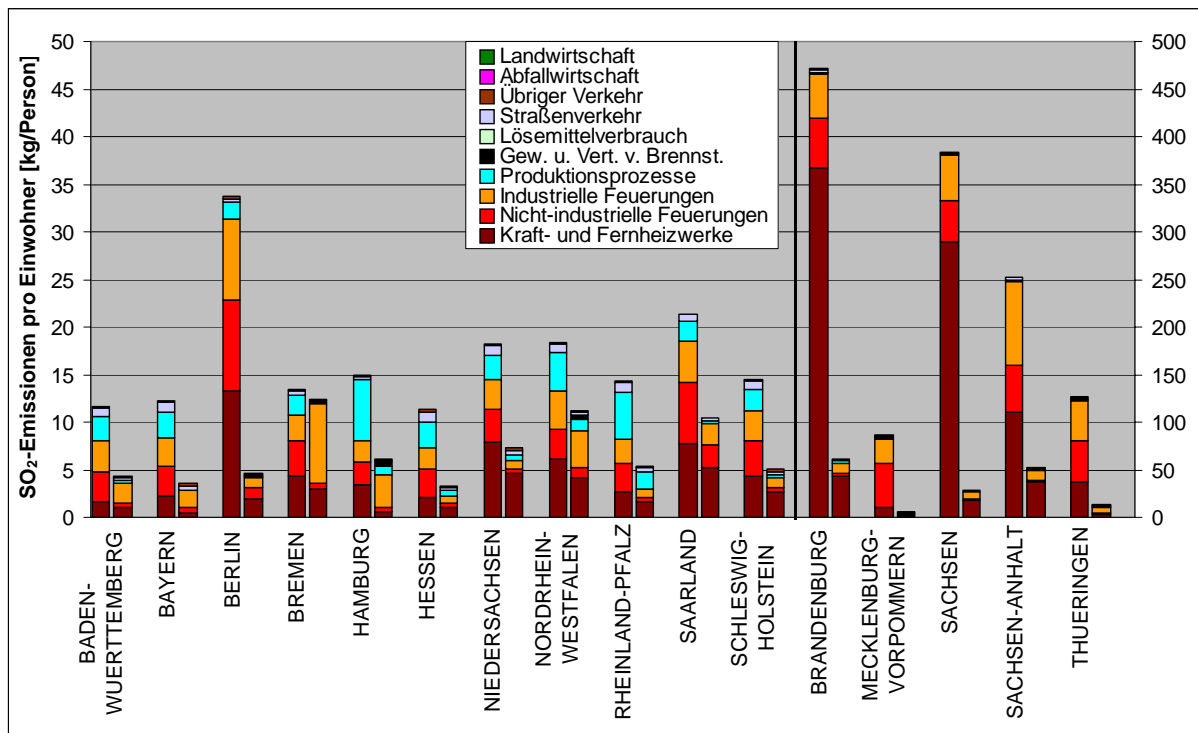
Für  $\text{NO}_x$  sind die höchsten Emissionen pro Einwohner in 1990 in Luxemburg, Finnland, Dänemark, dem Vereinigten Königreich und Schweden zu beobachten. In 1998 zeigten Schweden und das Vereinigte Königreich deutlich geringere Emissionen und wurden damit an der Spitze der Pro-Kopf-Emissionen abgelöst. In den übrigen drei Ländern wurden zwar Emissionen reduziert, trotzdem stellen sie für 1998 die höchsten Werte dar.

Bei den Ammoniak-Emissionen ( $\text{NH}_3$ ) waren in beiden Jahren bei weitem die höchsten Pro-Kopf-Emissionen in Irland zu beobachten, gefolgt von Dänemark und Luxemburg.

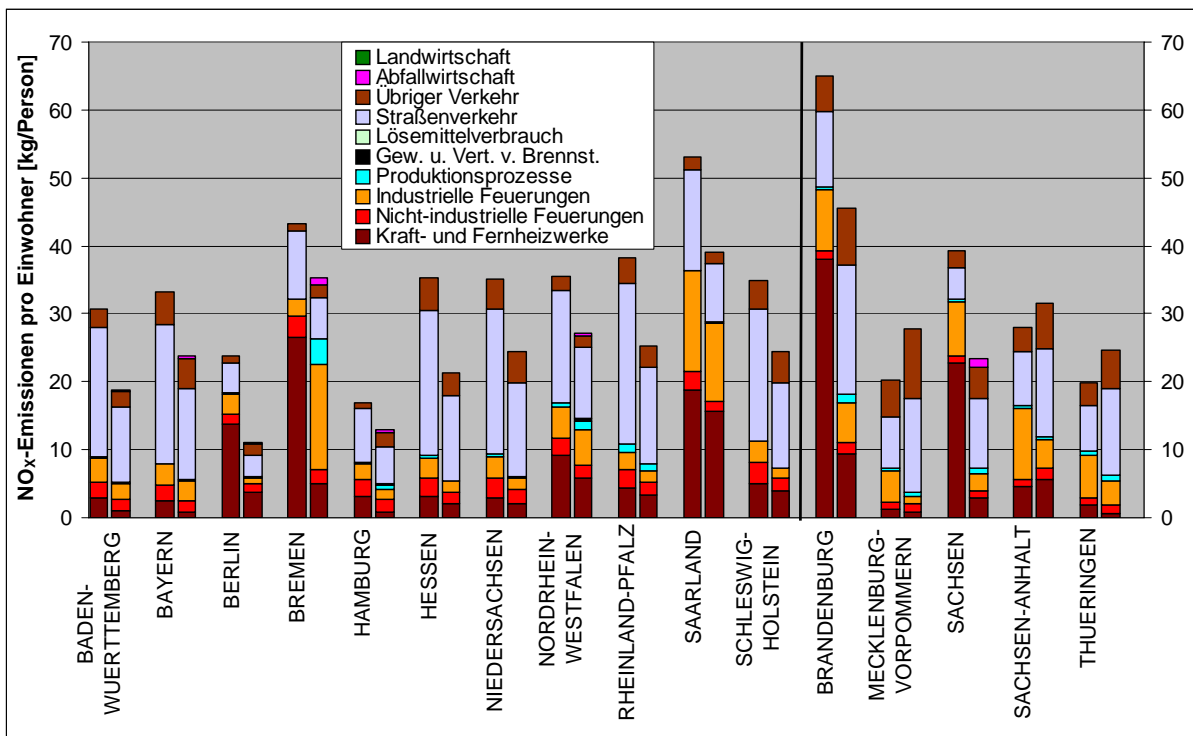
Ein direkter Vergleich der Emissionen verschiedener Substanzen ist auf dieser Ebene nur anhand der Massenflüsse möglich. Da die Wirkungen einer jeweils zusätzlichen Tonne Schadstoff für die verschiedenen Stoffe unterschiedlich sind, sagen die Massenflüsse nichts über die Auswirkungen der Schadstoffe auf Mensch und Umwelt aus. Hierzu ist eine weitergehende Analyse anhand des Wirkungspfades notwendig.

#### 4.1.2 Deutsche Emissionen von $\text{SO}_2$ , $\text{NO}_x$ , $\text{NH}_3$ , NMVOC und Partikeln nach Bundesländern und Quellsektoren

Effekte der klassischen Luftschadstoffe, die zur erhöhten Exposition der Menschen und der Umwelt mit Partikeln und Ozon führen, dominierten bereits in früheren Abschätzungen von Umweltschäden im Rahmen der Externe-Projektserie deutlich die Ergebnisse (European Commission 1999b, Friedrich und Bickel 2001). Abbildungen 4-4 bis 4-8 zeigen die Emissionen der Vorläufersubstanzen dieser Schadstoffe  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , NMVOC und Partikel. Dargestellt sind die Pro-Kopf-Emissionen in Deutschland für 1990 und 1998, differenziert nach Bundesländern und Quellsektoren. Zum besseren Vergleich der Dominanz unterschiedlicher Sektoren bei den einzelnen Substanzen wurde für jede Abbildung dieselbe Farbskala verwendet.



**Abb. 4-4:**  $\text{SO}_2$ -Emissionen nach Quellsektoren und Bundesländern für die Jahre 1990 (jeweils linke Säule) und 1998 (jeweils rechte Säule). Die linke Skala gilt für die alten Bundesländer die rechte für die neuen



**Abb. 4-5:** NO<sub>x</sub>-Emissionen nach Quellsektoren und Bundesländern für die Jahre 1990 (jeweils linke Säule) und 1998 (jeweils rechte Säule)

Bei den SO<sub>2</sub>-Emissionen ist in allen Ländern ein starker Rückgang zwischen 1990 und 1998 zu verzeichnen. Abb. 4-4 zeigt, dass die neuen Länder 1990 (rechte Skala) deutlich höhere Pro-Kopf-Emissionen aufweisen als die alten (linke Skala). Auch in 1998 treten die höchsten Pro-Kopf-Emissionen in den neuen Ländern auf, jedoch sind sie seit 1990 deutlich zurückgegangen. Für 1990 addieren sich die Beiträge der vier größten Emittenten zu 78 Prozent der Gesamtemissionen in Deutschland auf. 1998 stellen diese nur noch 50 Prozent der gesamten SO<sub>2</sub>-Emissionen dar. Dabei sind die Kraft- und Fernheizwerke zusammen mit den Feuerungsprozessen die Hauptverursacher der Belastungen (dunkelrot bis orange). In den alten Ländern spielen zusätzlich nichtfeuerungsbedingte Emissionen aus Produktionsprozessen eine gewisse Rolle.

Gegenüber den SO<sub>2</sub>-Emissionen entsteht der größte Teil der NO<sub>x</sub>-Emissionen in den alten Ländern im Verkehr (braun und hellblau). Während in den neuen Bundesländern in 1990 noch die Kraft- und Fernheizwerke und die anderen Feuerungsprozesse dominieren, gleicht sich das Muster bis 1998 in etwa dem der alten Bundesländer an. Dabei steigen die Emissionen im Verkehrsbereich an, während sie in den anderen Bereichen sinken. Die emissionsreichsten Länder sind in 1990 wie in 1998 Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen. 57 beziehungsweise 58 Prozent der gesamten Emissionen in den verschiedenen Jahren sind diesen Ländern zuzuschreiben. In den Pro-Kopf-Emissionen zeigt sich ein etwas anderes Bild. Dort dominieren Brandenburg und das Saarland deutlich.

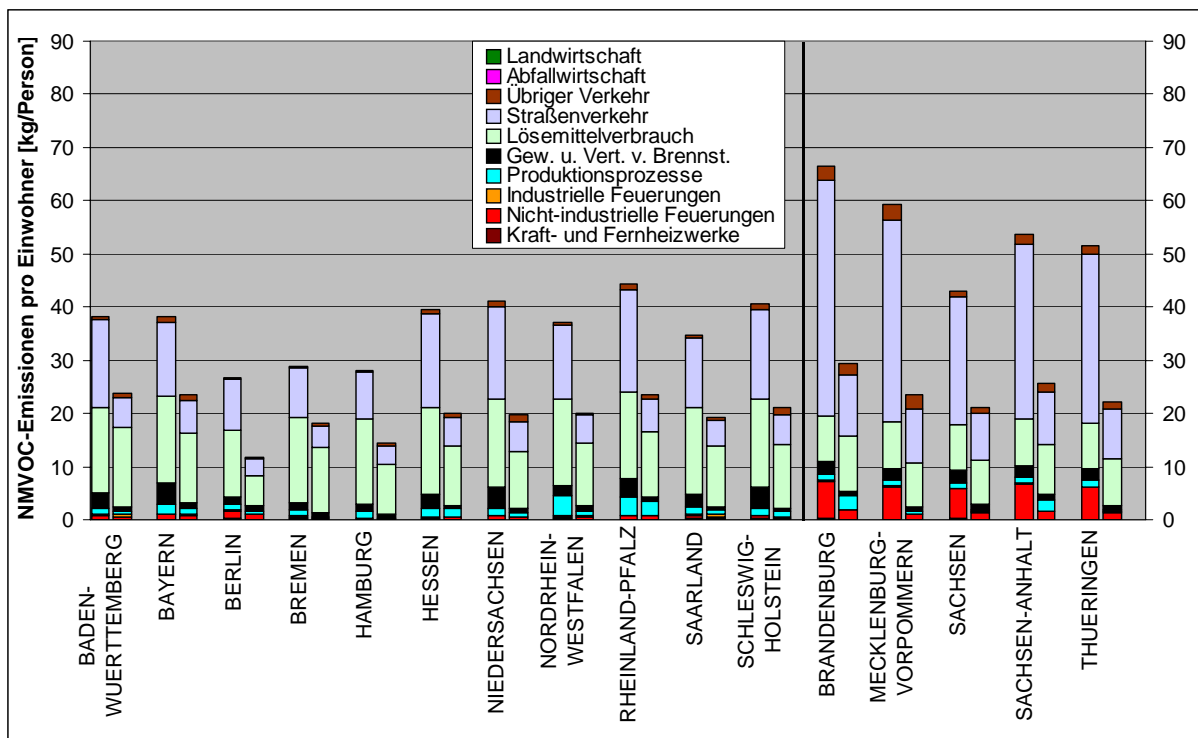


Abb. 4-6: NMVOC-Emissionen nach Quellsektoren und Bundesländern für die Jahre 1990 (jeweils linke Säule) und 1998 (jeweils rechte Säule)

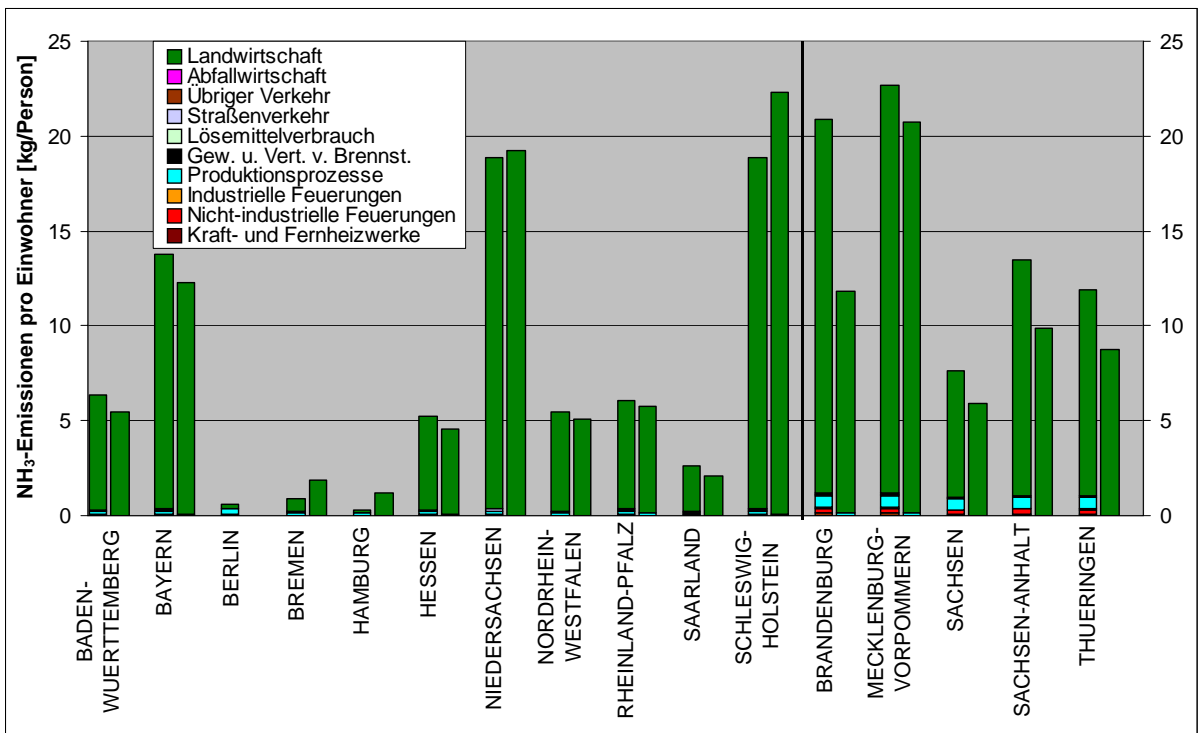
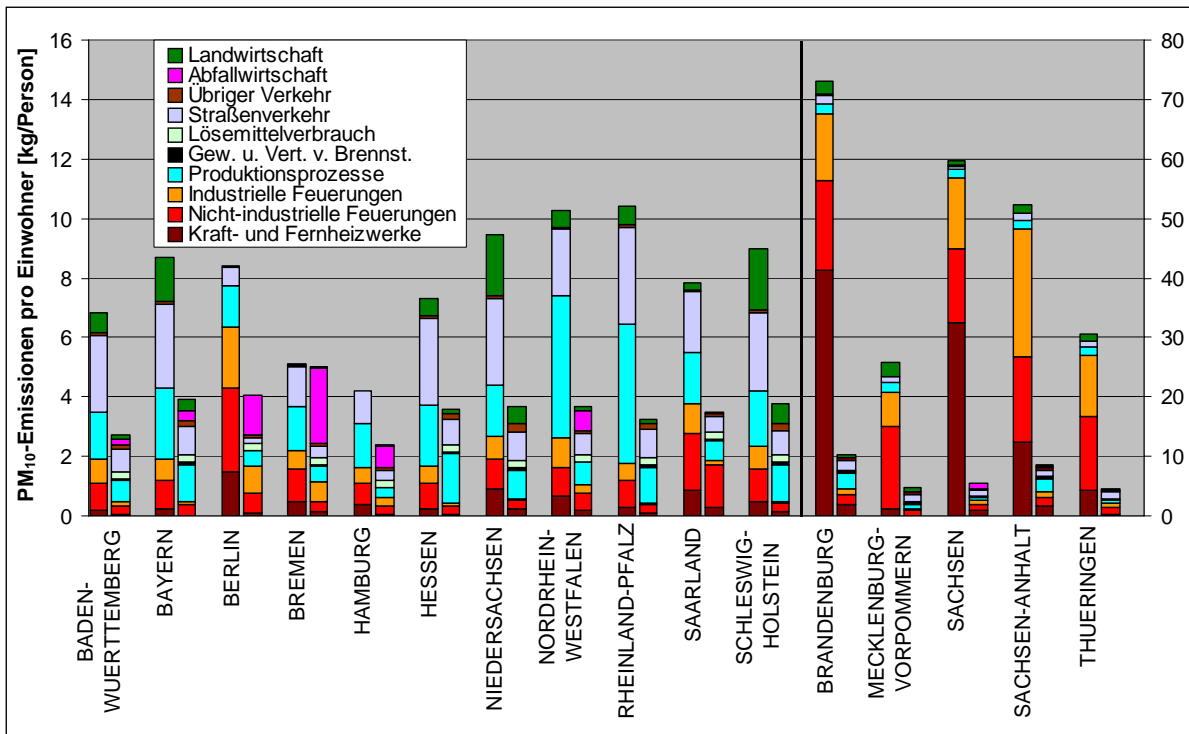


Abb. 4-7: NH<sub>3</sub>-Emissionen nach Quellsektoren und Bundesländern für die Jahre 1990 (jeweils linke Säule) und 1998 (jeweils rechte Säule)



**Abb. 4-8:** Partikelemissionen (PM<sub>10</sub>) nach Quellsektoren und Bundesländern für die Jahre 1990 (jeweils linke Säule) und 1995 (jeweils rechte Säule)<sup>5</sup>, die linke Skala gilt für die alten Bundesländer, die rechte für die neuen.

Hohe Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC) sind insbesondere beim Lösemittelverbrauch (hellgrün), im Verkehr (braun und hellblau) und bei der Gewinnung und Verteilung von Brennstoffen (schwarz) zu beobachten (s. Abb. 4-6). Im Gegensatz zu den alten Bundesländern, in denen der Beitrag durch Lösemittelverbrauch etwa gleich hoch ist, dominiert in den neuen Bundesländern in 1990 der Sektor Verkehr. In 1998 sind die Beiträge aus den beiden Quellsektoren in den neuen Bundesländern in etwa gleich, während in den alten Ländern aufgrund zurückgehender Emissionen im Verkehrsbereich der Lösemittelverbrauch dominiert. In den neuen Bundesländern tragen nicht-industrielle Verbrennungen deutlich mehr bei als in den alten. Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen sind in beiden Jahren die Hauptverursacher von NMVOC-Emissionen in Deutschland. In 1990 tragen sie 54 Prozent und in 1998 60 Prozent bei. Die höchsten Pro-Kopf-Emissionen sind für Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Thüringen zu beobachten. In 1998 nehmen die Unterschiede zwischen diesen und den restlichen Ländern deutlich ab.

Die Ammoniak-Emissionen sind klar dominiert durch landwirtschaftliche Prozesse (grün). Wie Abb. 4-7 zeigt, sind kleine Beiträge aus anderen anthropogenen Quellen zu vernachlässigen. Die Hauptverursacher sind Bundesländer mit einem hohen landwirtschaftlichen Anteil wie Bayern und Niedersachsen. Gemessen an Gesamtemissionen steht Nordrhein-Westfalen hinter diesen beiden Ländern an dritter Stelle. Die drei Länder tragen in 1990 und 1998 51 beziehungsweise 55 Prozent zu den gesamten Emissionen in Deutschland bei. Die bei weitem größten Pro-Kopf-Emissionen in 1990 waren für Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein zu beobachten.

<sup>5</sup> Da zur Zeit für Partikel lediglich Emissionsdaten zu 1995 zur Verfügung stehen, wurden diese als beste Abschätzung für 1998 herangezogen.



Die abgeschätzten Partikelemissionen bezogen auf die Einwohnerzahl der einzelnen Länder sind in Abb. 4-8 dargestellt. Wie oben beschrieben waren für Primärpartikelemissionen lediglich Daten für 1995 verwendbar. Entsprechend ist in der jeweils linken Säule der Wert für 1990 und in der jeweils rechten Säule der Wert für 1995 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Emissionen zwischen 1990 und 1995 in den meisten Ländern stark zurückgegangen sind. In 1990 weisen besonders Verbrennungsprozesse in Kraft- und Fernheizwerken sehr hohe Emissionen auf. In einzelnen Ländern wie Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz sind auch hohe Anteile durch den Produktionsbereich zu erkennen. Durch die starke Reduktion der Partikel-Emissionen in den Verbrennungsprozessen haben die übrigen Sektoren in 1990 in den alten Bundesländern und in 1998 in allen Ländern, insbesondere die Produktionsprozesse und der Straßenverkehr, deutlich höhere Anteile an den Gesamtemissionen. Die räumliche Verteilung der Partikelemissionen basiert für Verbrennungsprozesse auf den  $\text{SO}_2$ -Emissionen. Daher dominieren in 1990 die neuen Länder in den abgeschätztem Pro-Kopf-Emissionen deutlich, während sie in 1995 in etwa auf das Niveau der alten Länder zurückgehen.

### 4.1.3 Karten der Schadstoffemissionen in Europa

Um die abgeschätzten Emissionen für Berechnungen mit den Luftqualitätsmodellen nutzen zu können, werden sie auf das regelmäßige EMEP 50-Gitter verteilt. In den Abbildungen 4-9 bis 4-14 sind einzelne Karten der Emissionen klassischer Luftschadstoffe in 1998 und toxischer Substanzen in 1990 auf dem EMEP 50-Gitter dargestellt. Sie werden direkt als Eingangsdaten für die Luftqualitätsmodelle verwendet. Die dargestellten Emissionen der klassischen Luftschadstoffe  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  beinhalten neben anthropogenen auch natürliche Emissionen, die den CORINAIR 1990 Daten entnommen wurden. Gut zu erkennen sind die hohen  $\text{SO}_2$ -Emissionen des Vulkans Äthna auf Sizilien.

Große Mengen  $\text{NO}_x$ -Emissionen sind insbesondere für den Sektor Verkehr ermittelt worden. Entsprechend sind in Abb. 4-9 hohe Werte in und um dicht besiedelte Gebiete zu erkennen. Hohe  $\text{SO}_2$ -Emissionen sind hauptsächlich Kraftwerken zuzuschreiben. Diese stehen eher außerhalb dicht besiedelter Gebiete. Entsprechend konzentrieren sich  $\text{SO}_2$ -Emissionen stärker als  $\text{NO}_x$ -Emissionen auf vereinzelt Regionen. Die abgeleitete Karte der Partikelemissionen ( $\text{PM}_{10}$ ) in 1995, die für das 1998er Szenario verwendet werden, zeigt eine stärkere Verteilung als die  $\text{SO}_2$ -Emissionen, was auf die höheren Emissionen außerhalb der Energiesektoren zurückzuführen ist. Allerdings stechen die Regionen in denen hohe  $\text{SO}_2$ -Emissionen zu beobachten sind, heraus.

Die geographische Zuordnung der Schwermetallemissionen innerhalb der Länder erfolgte anhand der Partikelemissionen der einzelnen Sektoren. Es ist zu erkennen, dass Cadmium relativ hohe Emissionen in allen Sektoren der Energieumwandlung aufweist. Wenig Cadmium wird dagegen in den meisten Ländern etwa im Verkehrssektor emittiert. Das ungewöhnlich hohe flächendeckende Niveau von Cadmium-Emissionen in Italien kommt durch die hohen angegebenen Werte für Industrieprozesse und Verkehrsemissionen zustande. Chromemissionen treten vorwiegend im Produktionssektor und in den Energiesektoren auf, im Verkehrssektor sind sie relativ wenig zu finden. Entsprechend ist in einigen Gebieten eine flächige Verteilung zu beobachten, in anderen weniger. Bei den Emissionen von Blei dominiert der Verkehrssektor deutlich. In der Karte ist dementsprechend eine flächige Verteilung über das gesamte Gebiet zu erkennen (s. Abb. 4-14).

NO<sub>x</sub> Emissionen  
in Europa  
in 1998

[Kilotonnen]

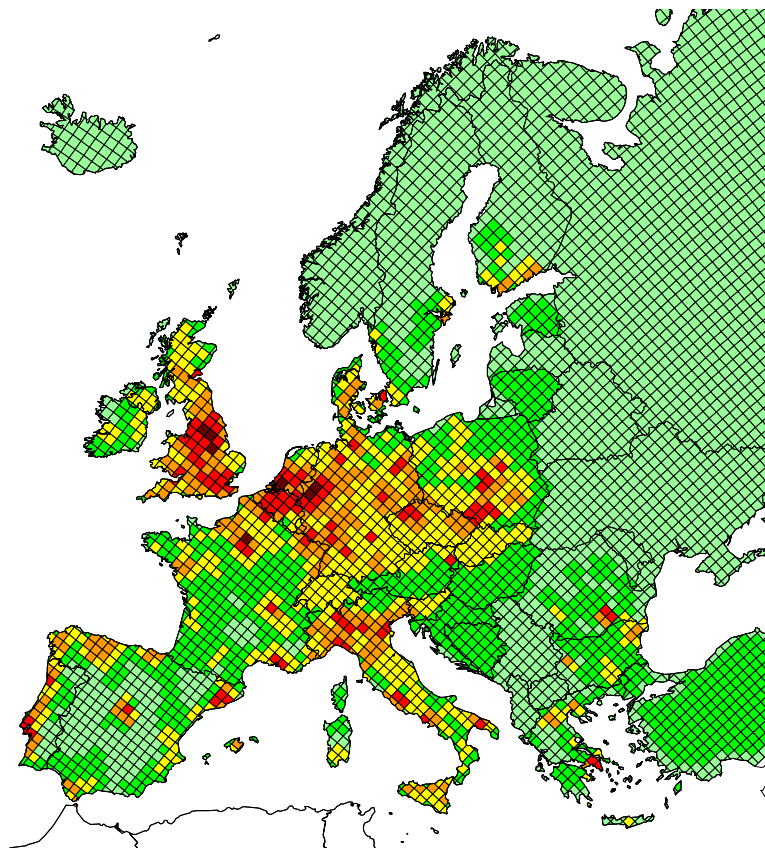
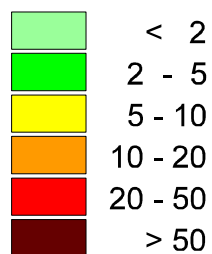


Abb. 4-9: NO<sub>x</sub>-Emissionen im Emissionsszenario für 1998 verteilt auf das EMEP 50-Gitter

SO<sub>2</sub> Emissionen  
in Europa  
in 1998

[Kilotonnen]

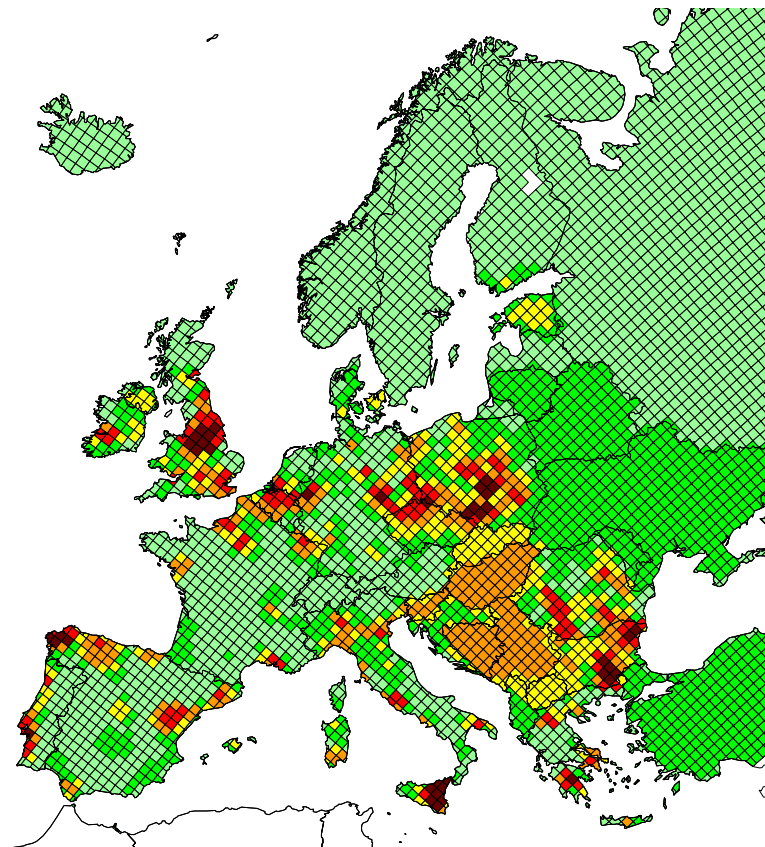
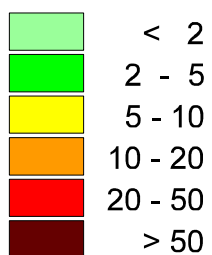


Abb. 4-10: SO<sub>2</sub>-Emissionen im Emissionsszenario für 1998 verteilt auf das EMEP 50-Gitter

Partikel Emissionen  
in Europa  
in 1995

[Kilotonnen]

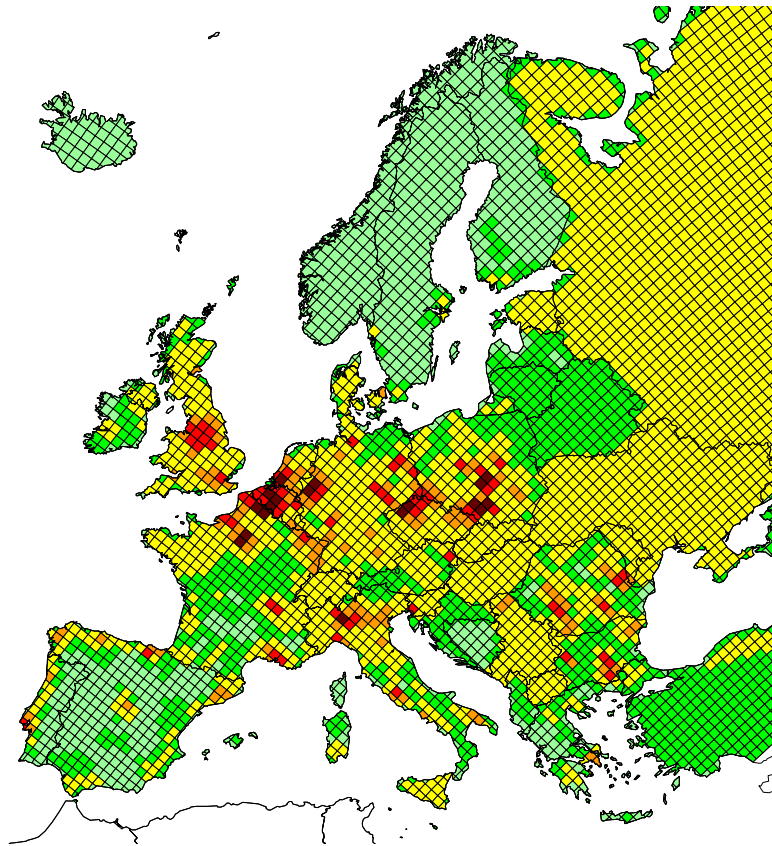
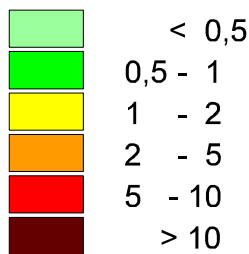


Abb. 4-11: Partikel-Emissionen (PM<sub>10</sub>) für 1995 (Emissionsszenario 1998) verteilt auf das EMEP 50-Gitter

Cadmium Emissionen  
in Europa  
in 1990

[kg/a]

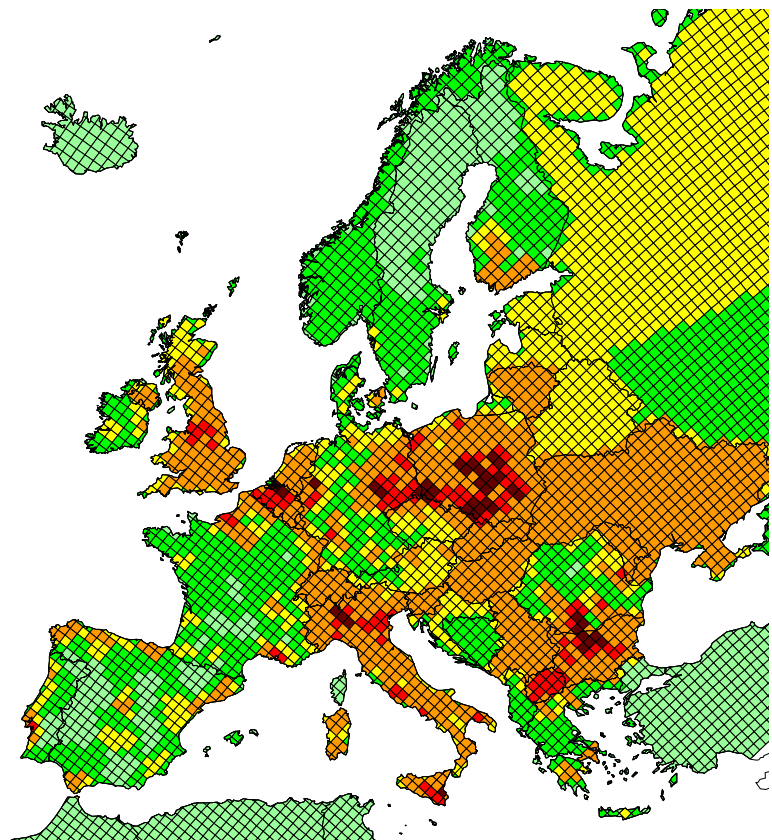
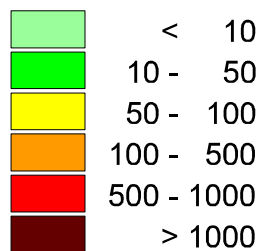


Abb. 4-12: Cadmium-Emissionen im Emissionsszenario für 1990 verteilt auf das EMEP 50-Gitter

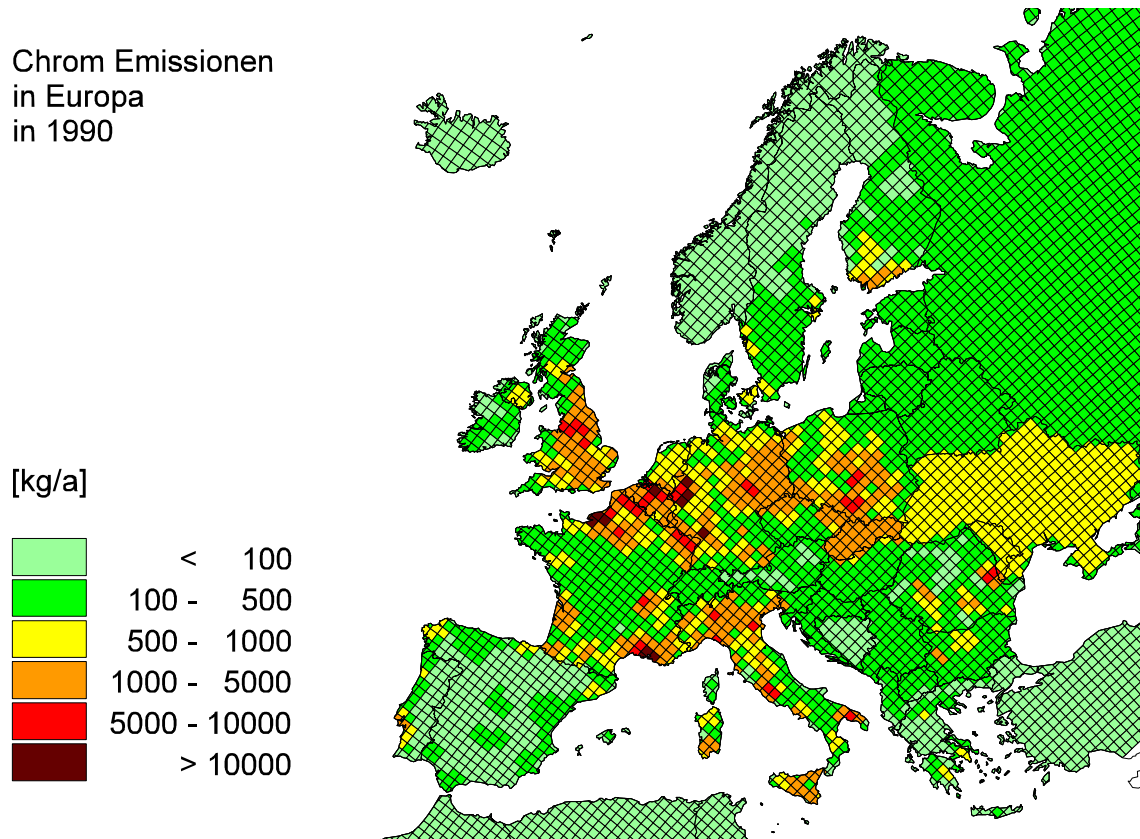


Abb. 4-13: Chrom Emissionen im Emissionsszenario für 1990 verteilt auf das EMEP 50-Gitter

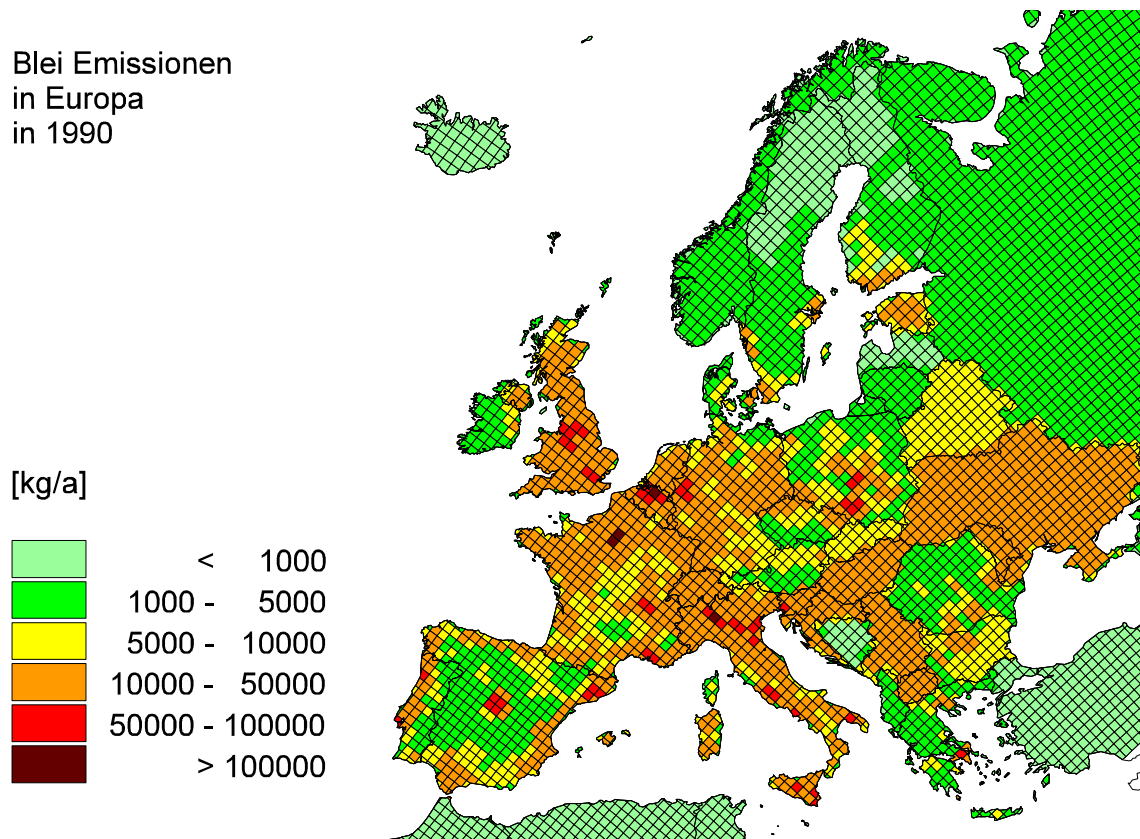
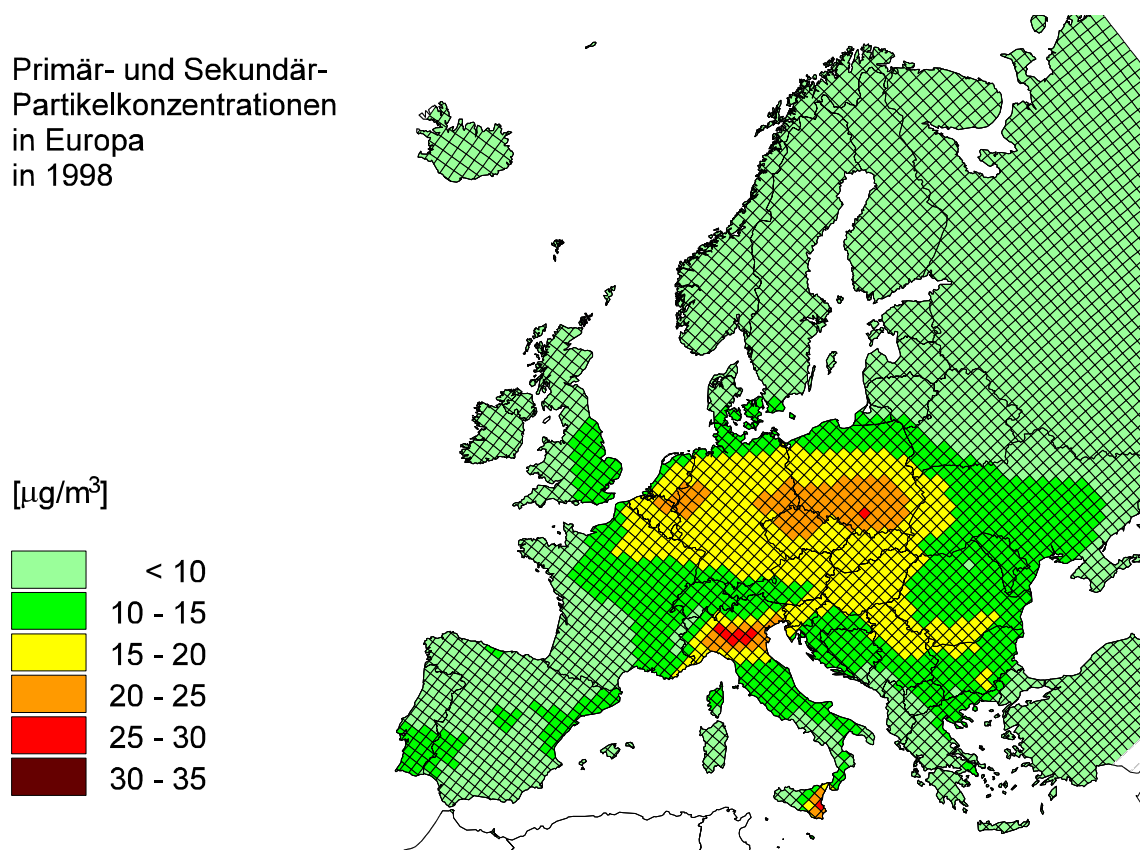


Abb. 4-14: Blei-Emissionen im Emissionsszenario für 1990 verteilt auf das EMEP 50-Gitter

## 4.2 Konzentrationswerte in Europa in 1990 und 1998

Im nächsten Schritt der Wirkungspfadanalyse werden Konzentrationen und Depositionen ermittelt. Sie stellen wichtige Basisindikatoren für die Beurteilung von Umweltbelastungen dar. Da die Absolutwerte von Konzentrationen und Depositionen alleine noch keine Aussagen über die Umweltauswirkungen ermöglichen, sind für eine Bewertung des Zustandes zusätzlich Maßstäbe wie Grenz- oder Richtwerte erforderlich. Physische Auswirkungen können allerdings erst in weiteren Schritten ermittelt werden. Dazu sind zusätzlich Informationen über die Rezeptorverteilung notwendig (s. Abschnitt 4.3).



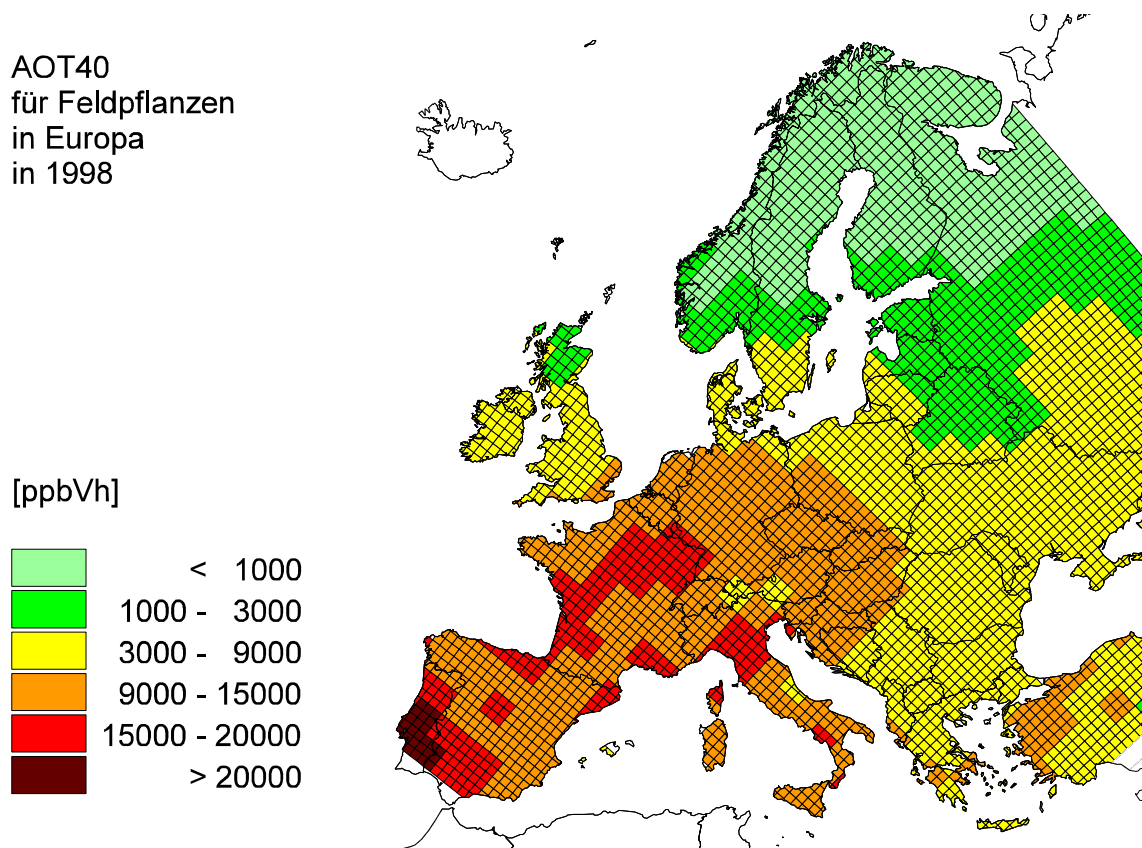
**Abb. 4-15:** Abgeschätzte Jahresmittelkonzentrationen von Partikeln ( $\text{PM}_{10}$ ) als Summe von Primärpartikeln, Nitraten und Sulfaten 1998 in Europa<sup>6</sup>

Abb. 4-15 zeigt die aus Primärpartikelemissionen und der Bildung von Nitraten und Sulfaten als Sekundärpartikel abgeleiteten Konzentrationen an Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als  $10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) in 1998. Die Zahlen sind als untere Grenze für die Konzentration einzuschätzen, weil bisher für einige Prozesse zur Bildung von Sekundärpartikeln, z.B. durch organische Substanzen, keine anwendbaren Modelle zur Verfügung stehen und diese daher nicht berücksichtigt werden konnten. Zudem sind natürliche Emissionen von Primärpartikeln nicht berücksichtigt.

Partikel in der Luft gefährden besonders die menschliche Gesundheit. Der Vergleich von 1990 und 1998 zeigt bereits einen deutlichen Rückgang der Konzentrationen. Im östlichen Teil

<sup>6</sup> Für die Primärpartikelemissionen in 1998 wurden als beste Näherung Emissionen von 1995 angenommen. Natürliche Quellen sind nicht berücksichtigt.

Europas und in Norditalien sind in 1998 jedoch immer noch hohe Konzentrationen von bis zu etwa  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  abgeschätzt worden. Die diskutierten Grenzwerte für 2005 und 2010 liegen bei 20 und  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (s. Tabelle 3-4). Damit wird durch die modellierten Konzentrationen der Grenzwert für 2005 eingehalten und der Grenzwert für 2010 in einzelnen Regionen überschritten, obwohl die abgeschätzten Konzentrationswerte, wie oben diskutiert, eine Untergrenze darstellen.



**Abb. 4-16:** Abgeschätzte Aggregierte Ozon-Konzentration oberhalb einer Konzentration von 40 ppbV integriert über die Wachstumsperiode für Feldpflanzen (AOT40 für Feldpflanzen) in 1998

Eine Karte der akkumulierten Ozonkonzentration oberhalb des Wertes von 40 ppbV integriert über die Wachstumsperiode von Feldpflanzen (AOT40 für Feldpflanzen) ist in Abb. 4-16 zu sehen. Im Vergleich zu den angestrebten Grenzwerten von 6000 und 17000  $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$  (s. Tabelle 3-4), umgerechnet etwa 3000 und 9000 ppbVh, sind für 1998 sehr hohe Werte zu erkennen. Der untere langfristige Grenzwert ist in Kern-Europa praktisch in keiner Region unterschritten, während der kurzfristige Wert für 2010 lediglich im Osten Europas, Großbritannien und Irland eingehalten wird.

Der festgelegte Grenzwert für  $\text{SO}_2$  bezüglich Schäden an Ökosystemen liegt bei  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (s. Tabelle 3-4). Er wird in verschiedenen kleinen Gebieten Osteuropas, Englands, auf Sizilien und im äußersten Nordwesten Spaniens überschritten. Die weitaus höchsten Werte von  $\text{SO}_2$  wurden aufgrund der Vulkanaktivitäten des Äthna auf Sizilien abgeschätzt.

Für  $\text{NO}_x$  sind zwei Grenzwerte definiert (s. Tabelle 3-4). Der Grenzwert zum Schutze der menschlichen Gesundheit für Stickstoffdioxid beträgt  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und der Grenzwert für Stickoxide bezüglich Vegetationsschäden  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Beide werden in 1998 in keinem Bereich der Karte erreicht (s. Abb. 4-18). In 1990 sind vereinzelt geringe Überschreitungen der  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Deutschland im Ruhrgebiet und in der Mitte Englands zu beobachten.

SO<sub>2</sub>  
Konzentrationen  
in Europa  
in 1998

[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

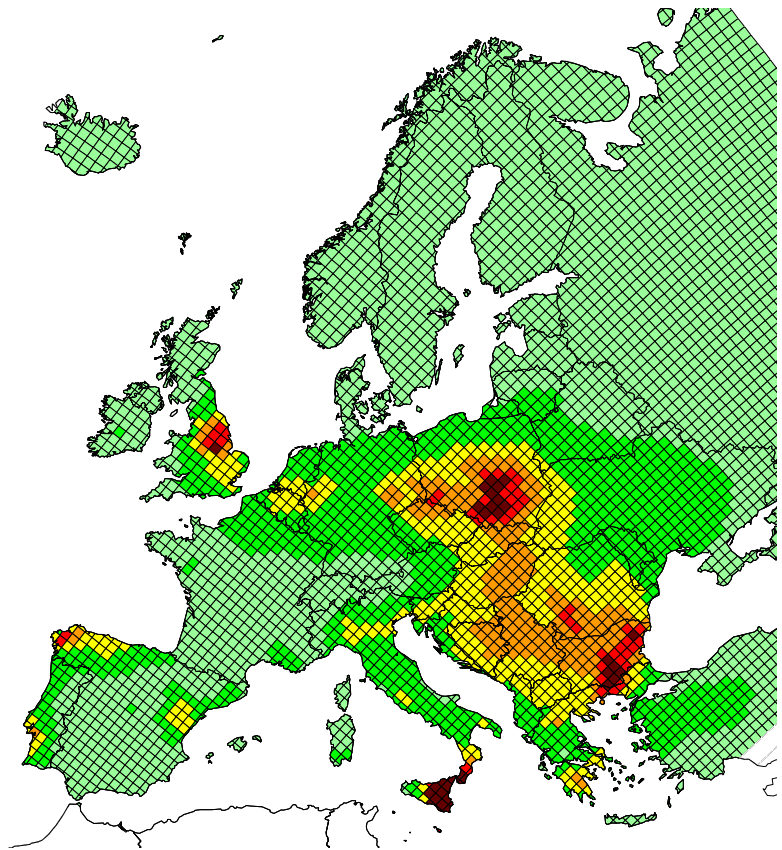
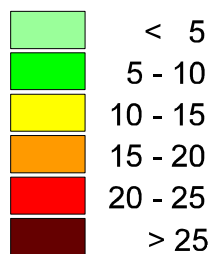


Abb. 4-17: Abgeschätzte SO<sub>2</sub>-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1998

NO<sub>x</sub>  
Konzentrationen  
in Europa  
in 1998

[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

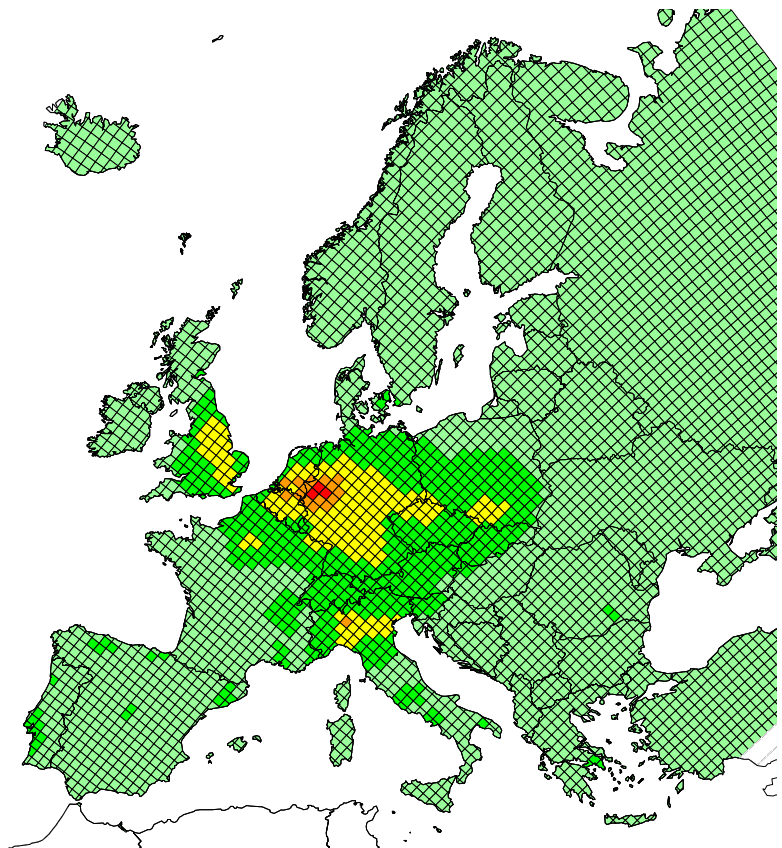
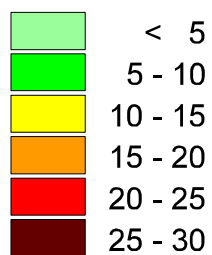


Abb. 4-18: Abgeschätzte NO<sub>x</sub>-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1998

Blei  
Konzentrationen  
in Europa  
in 1990

[ng/m<sup>3</sup>]

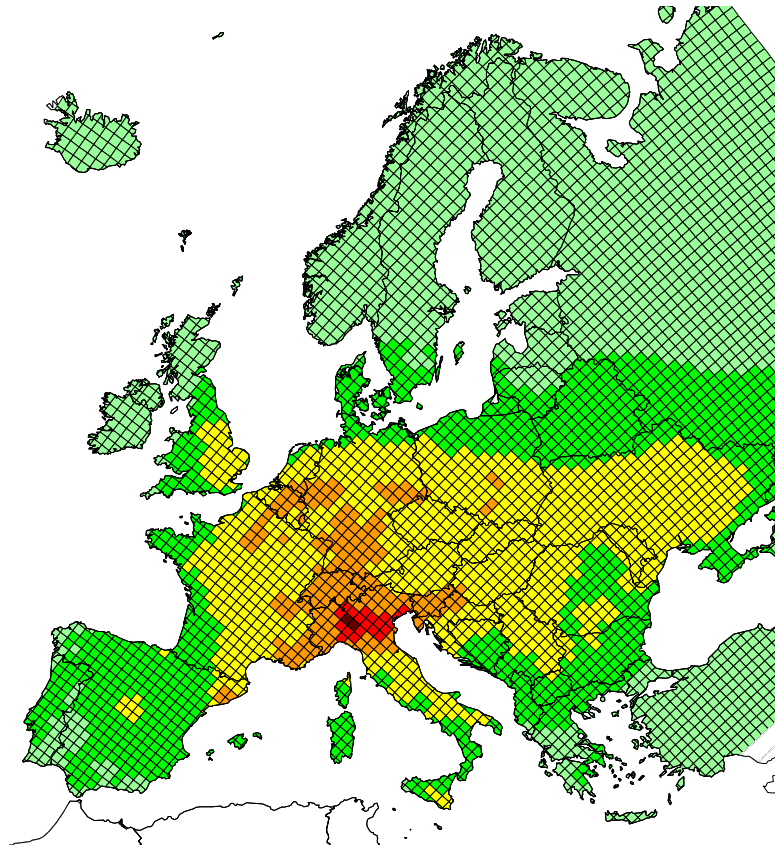
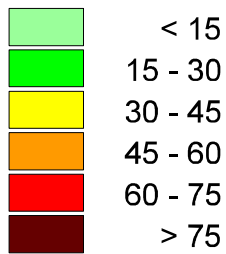


Abb. 4-19: Modellierte Blei-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1990

Cadmium  
Konzentrationen  
in Europa  
in 1990

[ng/m<sup>3</sup>]

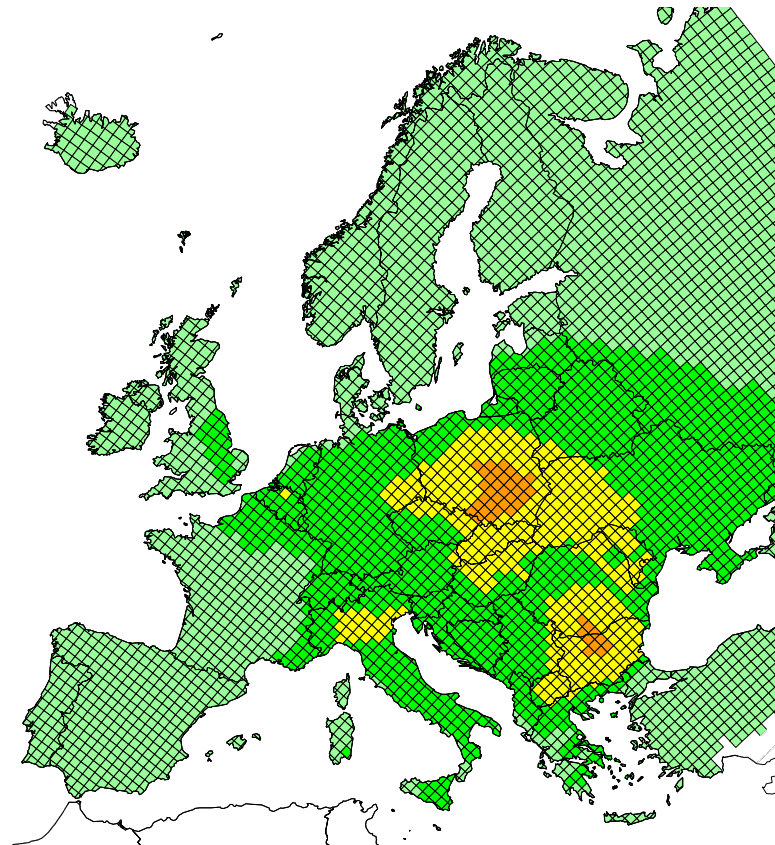
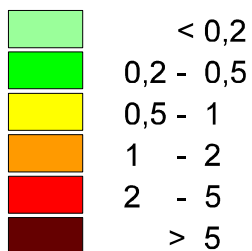
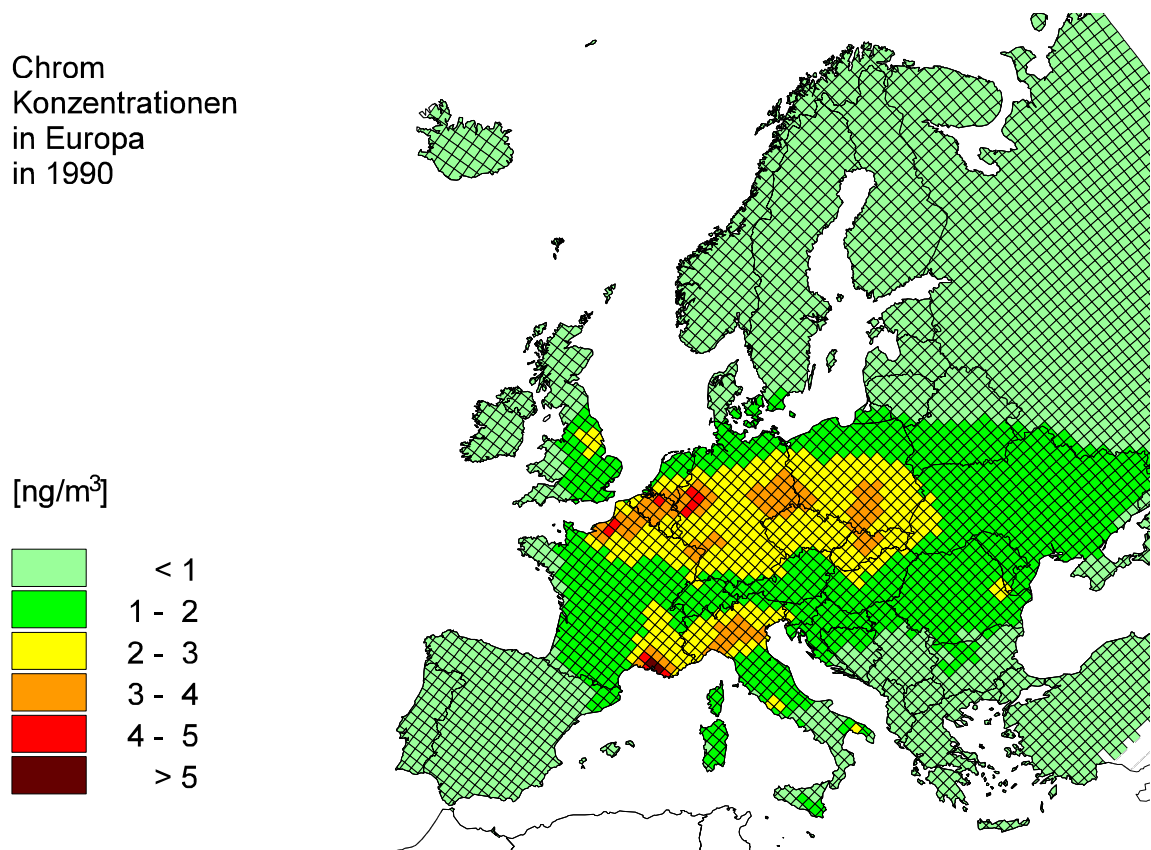


Abb. 4-20: Modellierte Cadmium-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1990





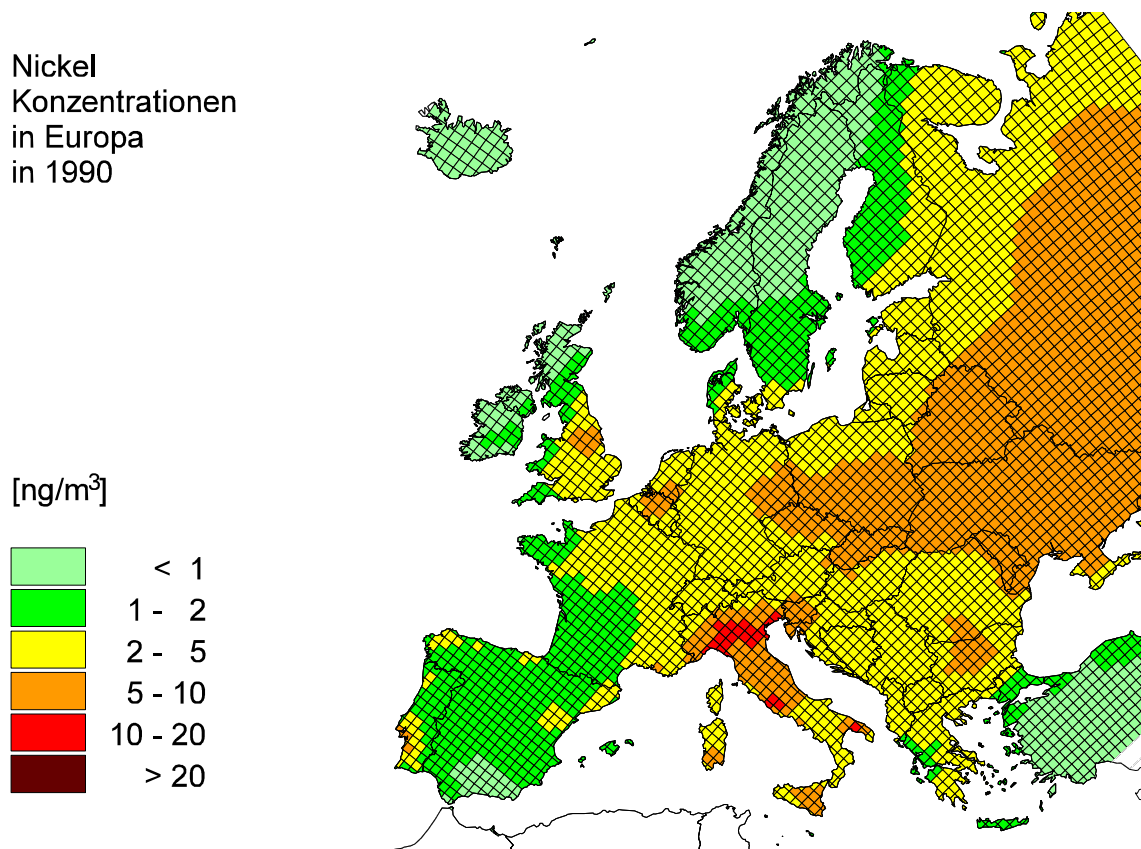
**Abb. 4-21:** Modellierte Chrom-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1990

Wie bereits in Kapitel 3 erwähnt sind Grenzwerte für toxische Substanzen nach derzeitigem Wissen nur für nicht-karzinogene Effekte ableitbar. Die Diskussion von Expositions-Wirkungs-Beziehungen zeigte zudem, dass Risiko-Faktoren, aus denen Wirkungsfaktoren abgeleitet werden können, im Gegensatz dazu insbesondere für Krebsleiden bekannt sind. Während sich also die Berechnung der Umweltschäden mit Hilfe der Expositions-Wirkungs-Beziehungen hauptsächlich auf Krebseffekte beschränkt, ermöglicht die in diesem Abschnitt durchgeführte Analyse eine Einschätzung der Umweltsituation in 1990 bezüglich nicht-karzinogener Effekte.

Die Blei-Konzentrationen in 1990 sind sehr viel geringer als die berichteten NOAEL/LOAEL Werte, von denen der kleinste bei  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegt und der Richtwert der WHO  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  beträgt. Die höchsten Blei-Konzentrationen von etwa  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wurden für 1990 in Norditalien berechnet, sie liegen um einen Faktor 5 unter dem Richtwert der WHO, der auf der Basis verschiedener gesundheitlicher Effekte abgeleitet wurde (s. Abb. 4-19).

Die berechneten Cadmium-Konzentrationen zeigen selbst in 1990 wesentlich niedrigere Werte als die abgeleiteten NOAEL/LOAEL für Nierenleiden und Osteoporose (s. Tabelle 3-3). Die höchsten berechneten Werte liegen etwa einen Faktor hundert unterhalb. Der Richtwert der WHO von  $5 \text{ ng}/\text{m}^3$ , der ebenfalls von der Europäischen Kommission empfohlen wird, ist überall unterschritten. Die maximalen Konzentrationen sind etwa um einen Faktor drei niedriger. In 1998 sind die maximalen Konzentrationen mit etwa  $0,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  noch einmal erheblich geringer. NOAEL/LOAEL-Werte können nur einen Hinweis auf tatsächliche Wirkungsschwellen geben, die sehr viel geringer sein können. Für die Abschätzung der zusätzlichen Nierenleiden durch

die Inhalation von Cadmium in der Umwelt im nächsten Abschnitt wurde deshalb keine Wirkungsschwelle angenommen.



**Abb. 4-22:** Modellierte Nickel-Jahresmittelkonzentrationen in Europa 1990

Die berechneten Konzentrationen von Chrom in der Atemluft sind verglichen mit dem NOAEL/LOAEL für Nierenleiden von  $0,2\text{-}2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  sehr gering. Die höchsten Konzentrationen in 1990 liegen ungefähr um einen Faktor hundert unter diesem Wert. Die übrigen Grenzwerte in Tabelle 3-3 beziehen sich auf Chrom mit der Oxidationsstufe VI (Cr-VI). Nach French et al. (1998) weisen bei typischen Verbrennungsprozessen etwa 10 bis 20 Prozent des Chroms die Oxidationsstufe VI auf. Maximal wurden etwa 34 Prozent beobachtet. Selbst unter der unrealistischen Annahme, dass das gesamte Chrom in der Umgebungsluft die Oxidationsstufe VI aufweist, würde in den Berechnungen für 1990 lediglich die Referenzdosis für Atemwegserkrankungen in der Region um Marseille in Südfrankreich minimal überschritten.

Wie bei den anderen toxischen Substanzen wurden vergleichsweise geringe Konzentrationswerte für Nickel in 1990 und 1998 ermittelt. Die Maximalwerte in 1990 wurden für Italien berechnet. Sie liegen etwa einen Faktor zehn unterhalb der Referenzdosis für Atemwegserkrankungen von  $0,2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In einigen Gebieten ist der untere Wert des Richtwertes der Europäischen Union mit  $10\ \text{ng}/\text{m}^3$  in 1990 und 1998 überschritten. Der obere Wert wird jedoch in keiner Region erreicht.

Die mit dem regionalen Modell abgeschätzte Maximalkonzentration von Arsen in 1990 beträgt  $4\ \text{ng}/\text{m}^3$ . Dieser Wert entspricht dem minimalen Wert des Bereichs, der von der Arbeitsgruppe zu Arsen, Cadmium und Nickel-Substanzen der Europäischen Kommission vorgeschlagen wurde ( $4\text{-}13\ \text{ng}/\text{m}^3$ , s. Tabelle 3-3). Der abgeschätzte Maximalwert für 1998 betrug  $2,5\ \text{ng}/\text{m}^3$ .

Die maximalen modellierten Konzentrationen von PAK betragen  $35 \text{ ng/m}^3$ . Unter der Annahme, dass 2,5 Prozent der PAK BaP entsprechen (Searl 2002b) würde dieser Wert eine BaP-Konzentration von  $0,9 \text{ ng/m}^3$  bedeuten. Dieser Wert liegt in dem Bereich, der von der Europäischen Kommission als Grenzbereich für BaP angegeben wird. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Abschätzung des BaP-Anteils an PAK sehr grob ist.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für die klassischen Luftschadstoffe Partikel,  $\text{SO}_2$  und Ozon vor allem langfristige Grenzwerte in einzelnen Gebieten Europas selbst in 1998 überschritten sind. Hier sind weitere Minderungen der entsprechenden Emissionen notwendig, um Grenzwerte einzuhalten. Entsprechend sind hohe Schäden an Gesundheit und Umwelt zu erwarten. Für  $\text{NO}_x$  wurden für 1998 keine und für 1990 lediglich vereinzelt Grenzwertüberschreitungen ermittelt.

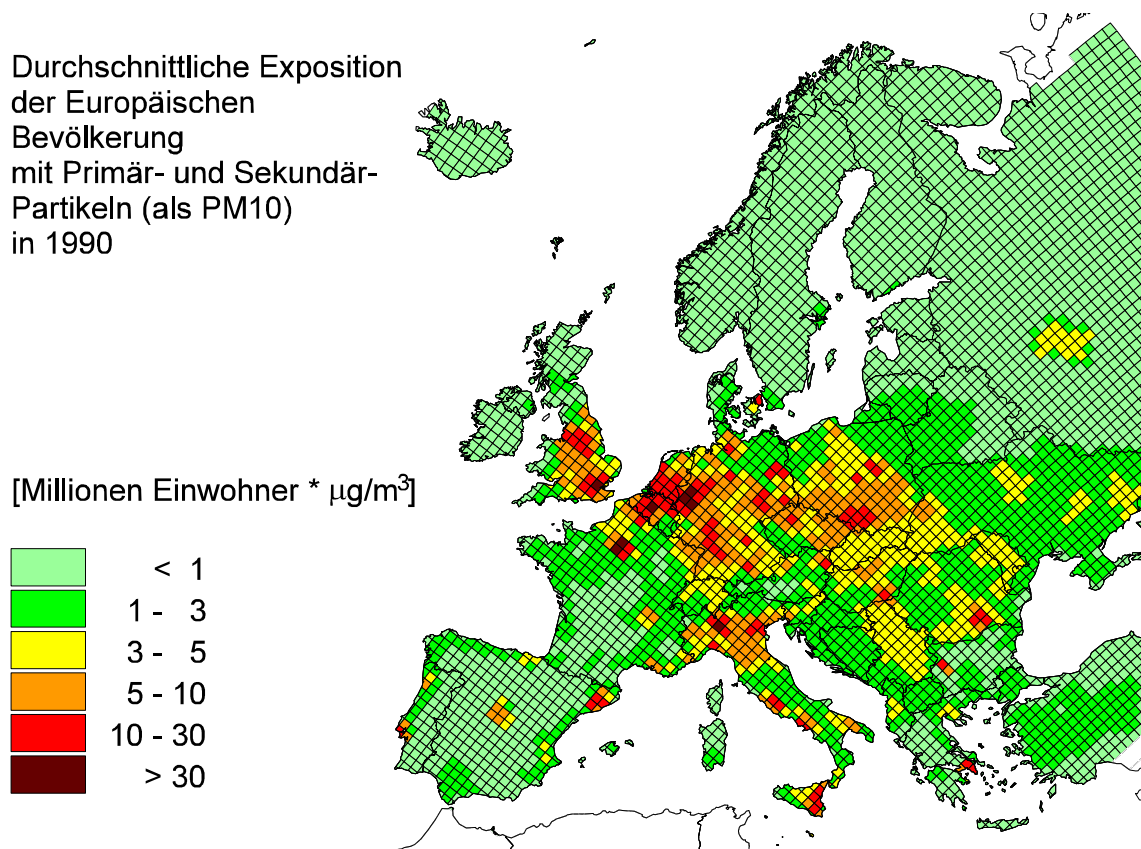
Obwohl bei den mit dem regionalen Modell ermittelten Konzentrationen für keinen der betrachteten toxischen Stoffe nennenswerte Überschreitungen der NOAEL/LOAEL, Referenzdosen und Richtwerte für 1990 und 1998 zu beobachten sind, liegen die Maximalwerte für einige Substanzen nahe an Standards und zum Teil in dem vorgeschlagenen Grenzwertbereich. Weil das regionale Modell Konzentrationen in der Nähe der Quellen deutlich unterschätzt, ist damit zu rechnen, dass in einigen Gebieten in 1990 und 1998 tatsächlich eine Überschreitung der Grenzwerte zu verzeichnen war. Für eine genauere Analyse dieser ‚Hot Spots‘ würden detaillierte Modelle auf der lokalen Ebene benötigt, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.

### 4.3 Physische Auswirkungen und Schadenskosten in Deutschland und Europa in 1990 und 1998

#### 4.3.1 Gesamtwirkungen und -schadenskosten

##### Akkumulierte Exposition

Der nächste Schritt in Richtung Schadensberechnung beinhaltet die Abschätzung der Exposition der Rezeptoren mit Umweltschadstoffen. Abb. 4-23 zeigt die akkumulierte Exposition der Europäischen Bevölkerung durch die bedeutendsten Luftschadstoffe, Primär- und Sekundärpartikel, in 1998. Die Konzentrationen der Primärpartikel sowie der Nitrate und Sulfate als Sekundärpartikel sind gewichtet nach ihrer epidemiologischen Wirkung dargestellt. Die verwendete Einheit für die Konzentration ist die epidemiologisch-äquivalente Primärpartikelkonzentration von  $PM_{10}$  in Mikrogramm pro Kubikmeter. Es ist zu erkennen, dass insbesondere in Zentral- und Osteuropa hohe Belastungen auftreten. In einigen Ballungsgebieten ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Exposition von mehr als 30 Millionen Personen  $\cdot \mu g/m^3$ .



**Abb. 4-23:** Abgeschätzte akkumulierte Exposition der europäischen Bevölkerung durch Primär- und Sekundärpartikel

Im Folgenden wird unter anderem diese abgeschätzte Exposition durch Partikel zur Ermittlung von Gesundheitseffekten herangezogen. Grundlage dazu bilden die in Kapitel 3 diskutierten Expositions-Wirkungsfaktoren und monetären Werte.

## Detaillierte Diskussion der Wirkungen und Schadenskosten

**Tabelle 4-4:** Gesundheitseffekte innerhalb der Europäischen Union in 1990 verursacht durch anthropogene Emissionen klassischer Luftschadstoffe (Werte gerundet)

Gesundheitseffekt	Einheit	Verursacht durch						Schadenskosten [Mio € <sub>2000</sub> ]
		Sulfate	Nitrate	Primär- PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	
Lebenserwartungsverlust	[tausend Jahre]	640	310	490	12	34	0	150000
Kongestive Herzinsuffizienz	[tausend Fälle]	11	5	8	0	0	0,3	79
Chronische Bronchitis	[tausend Fälle]	77	39	61	0	0	0	30000
Unwohlsein	[tausend Tage]	82000	40000	61000	0	0	0	20000
Ben. von Bronchodilatoren	[tausend Fälle]	19000	9100	14000	0	0	0	1700
Husten, erwachsene Asthmatiker	[tausend Tage]	19000	9400	15000	0	0	0	1900
Leichte Atemwegssymptome, Erw.	[tausend Tage]	7000	3400	5200	0	0	0	120
Gebr. von Bronchodilatoren, Kinder	[tausend Fälle]	2200	1100	1700	0	0	0	200
Husten, athmakranke Kinder	[tausend Tage]	3800	1900	2900	0	0	0	390
Leichte Atemwegssymptome, Kind.	[tausend Tage]	3000	1400	2200	0	0	0	53
Chronischer Husten, Kinder	[tausend Epis.]	1700	830	1300	0	0	0	920
Zerebrovaskuläre Krankheit	[tausend Fälle]	21	10	16	0	0	0	780
Atemwegserkrankung	[tausend Fälle]	9	4	6	10	13	0	180
Leichtes Unwohlsein, Erw.	[tausend Tage]	0	0	0	15000	0	0	660
Asthmaattacke	[tausend Tage]	0	0	0	400	0	0	30
Atemwegssymptome	[tausend Tage]	0	0	0	88000	0	0	4000
<b>Summe</b>		-	-	-	-	-	-	<b>210000</b>

**Tabelle 4-5:** Gesundheitseffekte innerhalb der Europäischen Union in 1998 verursacht durch anthropogene Emissionen klassischer Luftschadstoffe (Werte gerundet)

Gesundheitseffekt	Einheit	Verursacht durch						Schadenskosten [Mio € <sub>2000</sub> ]
		Sulfate	Nitrate	Primär- PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	
Lebenserwartungsverlust	[tausend Jahre]	260	240	360	11	15	0	88000
Kongestive Herzinsuffizienz	[tausend Fälle]	4	4	6	0	0	0,3	48
Chronische Bronchitis	[tausend Fälle]	32	30	45	0	0	0	18000
Unwohlsein	[tausend Tage]	34000	30000	46000	0	0	0	12000
Ben. von Bronchodilatoren	[tausend Fälle]	7700	6900	10000	0	0	0	1000
Husten, erwachsene Asthmatiker	[tausend Tage]	8000	7100	11000	0	0	0	1200
Leichte Atemwegssymptome, Erw.	[tausend Tage]	2900	2600	3900	0	0	0	75
Gebr. von Bronchodilatoren, Kinder	[tausend Fälle]	920	830	1200	0	0	0	120
Husten, athmakranke Kinder	[tausend Tage]	1600	1400	2100	0	0	0	230
Leichte Atemwegssymptome, Kind.	[tausend Tage]	1200	1100	1700	0	0	0	32
Chronischer Husten, Kinder	[tausend Epis.]	700	630	950	0	0	0	550
Zerebrovaskuläre Krankheit	[tausend Fälle]	9	8	12	0	0	0	470
Atemwegserkrankung	[tausend Fälle]	4	3	5	9	6	0	110
Leichtes Unwohlsein, Erw.	[tausend Tage]	0	0	0	14000	0	0	640
Asthmaattacke	[tausend Tage]	0	0	0	390	0	0	29
Atemwegssymptome	[tausend Tage]	0	0	0	85000	0	0	3800
<b>Summe</b>		-	-	-	-	-	-	<b>130000</b>

Tabellen 4-4 und 4-5 enthalten die Ergebnisse der Abschätzungen von Gesundheitseffekten in der Europäischen Union in 1990 und 1998 verursacht durch die anthropogenen Emissionen klassischer Luftschadstoffe. Die abgeschätzten Schadenskosten von 210 Milliarden Euro durch Emissionen in 1990 gehen in 1998 deutlich zurück auf 130 Milliarden Euro. Der reine Verlust im Wohlbefinden errechnet sich aus den abgeschätzten Schäden auf der Basis von Zahlungsbereitschaften. Produktionsverluste und Kosten im Gesundheitssystem zählen nicht dazu. Der reine Verlust im Wohlbefinden ergibt sich aus Tabelle 3-11 zu 120 und 200 Milliarden Euro in



Die Schäden, die aufgrund von Emissionen klassischer Luftschadstoffe in 1990 und 1998 innerhalb von Deutschland entstanden, ergeben sich zu 77 Milliarden Euro bzw. 32 Milliarden Euro. Der reine Verlust im Wohlbefinden beziffert sich dabei entsprechend Tabelle 3-11 zu 73 bzw. 30 Milliarden Euro. Damit haben sich die Gesundheitseffekte durch Luftschadstoffemissionen von 1990 zu 1998 mehr als halbiert. Eine Minderung der Effekte kann insbesondere für Sulfate und Primärpartikel beobachtet werden. Eine Betrachtung der Emissionen in den beiden Jahren in Deutschland zeigt (s. Tabelle 4-1 und 4-2), dass gerade die Emissionen von SO<sub>2</sub> und Primärpartikeln von 1990 nach 1998 sehr stark zurückgegangen sind. Grund dafür ist vor allem die Stilllegung eines großen Teils der Produktion im Osten Deutschlands. Einem Rückgang der Emissionen von SO<sub>2</sub> um 83 und Partikeln um 75 Prozent steht ein Rückgang der Effekte durch Sulfate und Primärpartikel um jeweils lediglich 59 und 23 Prozent entgegen. Dass die Emissionsminderungen nicht zu noch höheren Reduktionen in den in Deutschland verursachten Schadenskosten führen, ist dadurch zu erklären, dass lediglich ein Teil von ihnen durch deutsche Emissionen verursacht wird. Eine genauere Analyse des Exports und Imports von Luftschadstoffen innerhalb der Europäischen Union erfolgt im nächsten Abschnitt. Wie bei den Werten für die Europäische Union, gilt auch für die für Deutschland berechneten Schäden, dass mit 52 und 21 Milliarden Euro durch Emissionen in 1990 und 1998 die meisten Nutzenverluste erst in den Folgeperioden auftreten.

**Tabelle 4-8:** Zusammenfassung der berechneten Gesundheitseffekte pro Zahl der Betroffenen und Jahr

Gesundheitseffekt	Einheit pro betroffener Person und Jahr	1990		1998	
		Deutschland	EU-15	Deutschland	EU-15
Lebenserwartungsverlust	[Tage]	2,5	1,5	1,0	0,9
Kongestive Herzinsuffizienz	[10 <sup>-5</sup> Fälle]	80,0	47,0	33,0	28,0
Chronische Bronchitis	[10 <sup>-5</sup> Fälle]	100,0	60,0	42,0	36,0
Unwohlsein	[Tage]	1,1	0,6	0,4	0,4
Ben. von Bronchodilatoren, Erwachsene	[Benutzung]	7,0	4,0	2,8	2,4
Husten, erwachsene Asthmatiker	[Tage]	7,2	4,2	2,9	2,5
Leichte Atemwegssymptome, Erwachsene	[Tage]	2,6	1,5	1,0	0,9
Ben. von Bronchodilatoren, Kinder	[Benutzung]	3,3	1,9	1,3	1,2
Husten, asthmakranke Kinder	[Tage]	5,7	3,3	2,3	2,0
Leichte Atemwegssymptome, Kinder	[Tage]	4,4	2,5	1,8	1,5
Chronischer Husten, Kinder	[Episoden]	0,1	0,1	0,0	0,0
Zerebrovaskuläre Krankheit	[10 <sup>-5</sup> Fälle]	22,0	13,0	8,7	7,5
Atemwegserkrankung	[10 <sup>-5</sup> Fälle]	17,0	11,0	7,6	7,0
Leichtes Unwohlsein, Erw.	[Tage]	5e-2	5e-2	4e-2	5e-2
Asthmaattacke	[Tage]	3e-2	3e-2	3e-2	3e-2
Atemwegssymptome	[Tage]	0,3	0,3	0,3	0,3

Eine Zusammenfassung der Gesundheitsschäden, die durch klassische Luftschadstoffe in 1990 und 1998 in Deutschland und Europa verursacht wurden, ist in Tabelle 4-8 dargestellt. Zum besseren Vergleich und zur einfacheren Erfassung der Zahlen wurden die einzelnen Effekte auf Pro-Kopf-Zahlen umgerechnet. Die Werte für Deutschland liegen in 1990 deutlich

über dem EU-15 Durchschnitt. Zum Teil sind sie fast doppelt so hoch. Grund dafür sind die hohen Emissionen im Osten Deutschlands (s. auch Abschnitt 4.1). In 1998 liegen die Gesundheitseffekte nur noch leicht über dem Durchschnitt, was hauptsächlich in der Lage Deutschlands in der Mitte von Europa begründet ist. Der Lebenserwartungsverlust in Deutschland in 1990 liegt demnach bei 2,5 Tagen pro Person, der EU-15-Durchschnitt bei 1,5 Tagen pro Person. In 1998 nähern sich die Werte mit 1,0 und 0,9 Tagen pro Person für Deutschland und die gesamte EU-15 einander an.

Statistiken ist zu entnehmen, dass etwa 10 bis 12 Prozent der Menschen in Deutschland an chronischer Bronchitis leiden (Aufatmen-in-Deutschland 2004). Damit bedeuten die 0,042 Prozent (=  $42 \cdot 10^{-5}$  Fälle pro betroffener Person) in 1998 einen Anstieg der Fälle chronischer Bronchitis in Deutschland um etwa 0,4 Prozent. Nach Searl (2002a) beträgt die Häufigkeit der Nutzung von Bronchodilatoren durch Asthmatiker im Vereinigten Königreich 1 mal pro Tag. Des Weiteren wurde festgestellt, dass jeder Asthmatiker durchschnittlich 60 Hustentage pro Jahr erleidet. Die abgeschätzte Nutzung von Bronchodilatoren aufgrund der Luftbelastung entspricht demnach in 1998 bei Erwachsenen etwa 0,8 Prozent und bei Kindern etwa 0,4 Prozent. Die Zahl der zusätzlichen Hustentage wird nach den Berechnungen in 1998 bei Erwachsenen um etwa 3,8 Prozent und bei Kindern um etwa 4,8 Prozent erhöht.

**Tabelle 4-9:** Abgeschätzte Wirkungen und Schadenskosten durch die Inhalation toxischer Substanzen

		<b>EU-15</b>	<b>Deutschland</b>	<b>EU-15</b>	<b>Deutschland</b>
		<b>Gesundheitseffekte</b>		<b>Schadenskosten</b>	
				<b>[Millionen €<sub>2000</sub>]</b>	
<b>1990</b>					
Arsen	Lungenkrebs	11 - 31	2 - 7	16 - 47	4 - 10
Cadmium	Lungenkrebs	6	1	9	2
Cadmium	Nierenerkrankung	171	35	0,028	0,006
Chrom	Lungenkrebs	35 - 116	9 - 31	53 - 180	14 - 47
Nickel	Lungenkrebs	14	2	21	4
Summe				99 - 250	24 - 63
Blei	Kognitive Entwicklung	313	55	2700	470
PAK (BaP)	Lungenkrebs	127	39	190	59
<b>1998</b>					
Arsen	Lungenkrebs	8 - 20	1 - 2	13 - 30	1 - 4
Cadmium	Lungenkrebs	3	0	4	1
Cadmium	Nierenerkrankung	87	15	0,014	0,002
Chrom	Lungenkrebs	16 - 52	5 - 15	24 - 79	7 - 23
Nickel	Lungenkrebs	9	1	14	2
Summe				55 - 130	11 - 30

Die Analyse der Inhalation toxischer Substanzen ergibt, dass durch die Aufnahme von Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel über die Atemluft in 1990 bis zu 170 neue Krebsfälle in der Europäischen Union entstanden sind (s. Tabelle 4-9).

Wie bei der Bewertung bereits diskutiert liegt die Latenzzeit für Lungenkrebs bei etwa 15 Jahren. Damit treten auch diese Schäden erst in den Folgeperioden auf. Eine Erhöhung nicht-kanzerogener Erkrankungen ist nach derzeitigem Wissen insbesondere durch die Inhalation von Cadmium (Nierenerkrankungen) und Blei (kognitive Entwicklung) zu erwarten. Allerdings sind die bewerteten Effekte durch Nierenerkrankung um Größenordnungen niedriger als die Krebserkrankungen. Die Expositions-Wirkungsfunktionen bezüglich des Einflusses von



Blei auf die kognitive Entwicklung von Kindern sind sehr unsicher, weil aus den grundlegenden Studien die Zielgruppe nicht klar definiert werden kann. Je nach Annahmen ergeben sich Unterschiede um bis zu einen Faktor von 30. Auch die Effekte durch PAK sind nur sehr unsicher bezifferbar, weswegen sie in der Summe der Gesundheitsschäden durch die Inhalation toxischer Substanzen nicht berücksichtigt werden.

Im Gegensatz zu den klassischen Luftschadstoffen sind die Schadenskosten durch die Inhalation toxischer Substanzen vergleichsweise gering. In den EU-15 Ländern entstehen nach den Abschätzungen durch die regionale Verteilung von den in 1990 in die Luft emittierten betrachteten toxischen Substanzen 99 bis 250 Millionen Euro Gesundheitsschäden. Diese Werte sind um etwa drei Größenordnungen kleiner als die durch Luftschadstoffe abgeschätzten Effekte. Bezieht man die in dieser Summe nicht berücksichtigten, nur recht unsicher ableitbaren Schäden durch Blei und Benzo-a-pyren mit ein, so ergeben sich um einen Faktor zehn höhere Werte. Damit würde die Gesamthöhe der Effekte allerdings trotzdem lediglich etwa einen hundertstel des abschätzbaren Gesamtschadens entsprechen. Aus der Höhe der nur unsicher bezifferbaren Schäden durch Blei und der Tatsache, dass in der durchgeführten Analyse nur ein Teil der in Luft emittierten toxischen Substanzen berücksichtigt werden konnte, erkennt man insbesondere im Bereich der Dosis-Wirkungs-Modelle bezüglich der Inhalation toxischer Substanzen einen deutlichen Forschungsbedarf. Obwohl, wie in Abschnitt 3.2 diskutiert, die Unterschätzung innerhalb regionaler Modelle durch eine lokale Korrektur für den Nahbereich weitestgehend behoben ist, sind den Emissionsdaten keine einzelnen Quellen mit hohen Emissionsmengen (sogenannte ‚hot spots‘) entnehmbar. Daher stellen die Abschätzungen eine untere Grenze für die tatsächlich entstehenden Gesundheitsschäden durch anthropogen verursachte Konzentrationen toxischer Substanzen in Luft in 1990 dar.

**Tabelle 4-10:** Ernteverluste durch Luftschadstoffe in der EU-15 1990

<b>Effekt</b>	<b>Einheit</b>	<b>Saure Deposition</b>	<b>Stickstoff- deposition</b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Schadenskosten [Millionen €<sub>2000</sub>]</b>
Ernteverlust						
Gerste	[kt]	-	-	11000	-460	650
Hafer	[kt]	-	-	580	-75	33
Kartoffeln	[kt]	-	-	15000	-770	1400
Reis	[kt]	-	-	280	-	720
Roggen	[kt]	-	-	460	-10	82
Sonnenblumensaat	[kt]	-	-	1300	-	330
Zuckerrüben	[kt]	-	-	-	-1500	-82
Tabak	[kt]	-	-	330	-	11000
Weizen	[kt]	-	-	25000	-990	2700
Zusätzlich benötigt						
Kalk	[kt]	10000	-	-	-	190
Dünger	[kt]	-	-1600	-	-	-830
<b>Summe</b>		-	-	-	-	<b>17000</b>

**Tabelle 4-11:** Ernteverluste durch Luftschadstoffe in der EU-15 1998

<b>Effekt</b>	<b>Einheit</b>	<b>Saure Deposition</b>	<b>Stickstoff- deposition</b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Schadenskosten [Millionen €<sub>2000</sub>]</b>
Ernteverlust						
Gerste	[kt]	-	-	9200	-590	550
Hafer	[kt]	-	-	480	-58	28
Kartoffeln	[kt]	-	-	12300	-860	1100
Reis	[kt]	-	-	260	-	650
Roggen	[kt]	-	-	370	-52	58
Sonnenblumensaat	[kt]	-	-	1100	-	290
Zuckerrüben	[kt]	-	-	-	-1300	-71
Tabak	[kt]	-	-	270	-	9200
Weizen	[kt]	-	-	20800	-1100	2200
Zusätzlich benötigt						
Kalk	[kt]	7900	-	-	-	140
Dünger	[kt]	-	-1500	-	-	-770
<b>Summe</b>		-	-	-	-	<b>13000</b>

Die Schäden an Feldpflanzen in der EU-15 gemessen in Produktionsverlusten, verursacht durch klassische Luftschadstoffe in 1990 und 1998, ergeben sich zu 17 und 13 Milliarden Euro (s. Tabelle 4-10 und 4-11). Betrachtet man sich die Tabellen genauer, so sieht man, dass die Einflüsse von Ozon überwiegen. Der Düngeeffekt von SO<sub>2</sub> bei niedrigen Konzentrationen spiegelt sich in den Erntezuwächsen, die als negative Ernteverluste dargestellt sind, wider. Die höchsten Ernteverluste in Masseneinheiten wurden für Weizen, Kartoffeln und Gerste berechnet. Einer der geringsten Ernteverluste in Masseneinheiten, jedoch der höchste Wertverlust wurde für die Schädigung von Tabak durch Ozon ermittelt. Im Vergleich der Situationen in 1990 und 1998 ist zusätzlich zu erkennen, dass für einige Feldpflanzen die in weiten Teilen Europas deutlich niedrigeren Konzentrationen in 1998 dazu führen, dass der Düngeeffekt von SO<sub>2</sub> stärker dominiert als in 1990. Aufgrund der unterschiedlichen geographischen Verteilung der Ernteflächen ist das bei Hafer und Zuckerrüben nicht der Fall.

**Tabelle 4-12:** Ernteverluste durch Luftschadstoffe in Deutschland 1990

<b>Effekt</b>	<b>Einheit</b>	<b>Saure Deposition</b>	<b>Stickstoff- deposition</b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Schadenskosten [Millionen €<sub>2000</sub>]</b>
Ernteverlust						
Gerste	[kt]	-	-	4000	14	250
Hafer	[kt]	-	-	260	-29	15
Kartoffeln	[kt]	-	-	8200	-220	770
Reis	[kt]	-	-	0	-	0
Roggen	[kt]	-	-	330	10	62
Sonnenblumensaat	[kt]	-	-	2	-	0
Zuckerrüben	[kt]	-	-	-	-13	-1
Tabak	[kt]	-	-	10	-	350
Weizen	[kt]	-	-	5300	-12	600
Zusätzlich benötigt						
Kalk	[kt]	167	-	-	-	3
Dünger	[kt]	-	-21	-	-	-11
<b>Summe</b>		-	-	-	-	<b>2000</b>

**Tabelle 4-13:** Ernteverluste durch Luftschadstoffe in Deutschland 1998

<b>Effekt</b>	<b>Einheit</b>	<b>Saure Deposition</b>	<b>Stickstoff- deposition</b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Schadenskosten [Millionen €<sub>2000</sub>]</b>
Ernteverlust						
Gerste	[kt]	-	-	3000	-220	180
Hafer	[kt]	-	-	200	-26	12
Kartoffeln	[kt]	-	-	6100	-420	550
Reis	[kt]	-	-	0	-	0
Roggen	[kt]	-	-	260	-40	40
Sonnenblumensaat	[kt]	-	-	1	-	0
Zuckerrüben	[kt]	-	-	-	-150	-8
Tabak	[kt]	-	-	7	-	220
Weizen	[kt]	-	-	4000	-260	420
Zusätzlich benötigt						
Kalk	[kt]	87	-	-	-	2
Dünger	[kt]	-	-17	-	-	-9
<b>Summe</b>		-	-	-	-	<b>1400</b>

Wie in den Tabellen 4-12 und 4-13 zu sehen, sind die Ernteverluste durch Luftschadstoffe in Deutschland sowohl mengenmäßig als auch in Schadenskosten bestimmt durch Schäden an Kartoffeln, Weizen und Gerste. In der Summe ergeben sich Schadenskosten von 2 und 1,4 Milliarden Euro in 1990 und 1998. Damit entsprechen sie 11 bis 12 Prozent des Wertes, der für die Europäische Union berechnet wurde.

**Tabelle 4-14:** Schäden an Materialoberflächen von Wohngebäuden in der EU-15 1990

Geschädigte Gebäudeoberfläche	Einheit	Nasse saure Deposition und SO <sub>2</sub>	Schadenskosten
			[Millionen € <sub>2000</sub> ]
Galvanisierter Stahl	[m <sup>2</sup> ]	12000000	570
Kalkstein	[m <sup>2</sup> ]	56000	17
Mörtel (speziell...)	[m <sup>2</sup> ]	3200000	100
Andere Natursteine	[m <sup>2</sup> ]	46000	14
Anstrich auf galvan. Stahl	[m <sup>2</sup> ]	8200000	110
Anstrich auf Stahl	[m <sup>2</sup> ]	108000000	1500
Anstrich auf anderen Materialien	[m <sup>2</sup> ]	141000000	1900
Putz	[m <sup>2</sup> ]	5900000	190
Sandstein	[m <sup>2</sup> ]	67000	20
Zink	[m <sup>2</sup> ]	830000	25
<b>Summe</b>		-	<b>4400</b>

**Tabelle 4-15:** Schäden an Materialoberflächen von Wohngebäuden in der EU-15 1998

Geschädigte Gebäudeoberfläche	Einheit	Nasse saure Deposition und SO <sub>2</sub>	Schadenskosten
			[Millionen € <sub>2000</sub> ]
Galvanisierter Stahl	[m <sup>2</sup> ]	8700000	440
Kalkstein	[m <sup>2</sup> ]	39000	12
Mörtel (speziell...)	[m <sup>2</sup> ]	2000000	65
Andere Natursteine	[m <sup>2</sup> ]	31000	9
Anstrich auf galvan. Stahl	[m <sup>2</sup> ]	3500000	47
Anstrich auf Stahl	[m <sup>2</sup> ]	37000000	600
Anstrich auf anderen Materialien	[m <sup>2</sup> ]	93000000	1200
Putz	[m <sup>2</sup> ]	3900000	130
Sandstein	[m <sup>2</sup> ]	45000	13
Zink	[m <sup>2</sup> ]	580000	16
<b>Summe</b>		-	<b>2500</b>

Materialschäden an Wohngebäuden durch anthropogene Luftschadstoffemissionen addieren sich in den EU-15-Staaten für 1990 und 1998 zu 4,4 bzw. 2,5 Milliarden Euro auf (s. Tabellen 4-14 und 4-15). Den größten Beitrag stellen dabei Schäden an Anstrichen dar. Gemessen in Schadenskosten entsprechen diese wesentlich mehr als 50 Prozent des gesamten Wertes. Die zusätzlich notwendigen Instandsetzungskosten von anderen Gebäudeoberflächen sind wesentlich geringer. Während für Schäden an Natursteinen und Zink um zwei Größenordnungen niedrigere Werte berechnet wurden, liegen die Werte für Putz und galvanisierten Stahl dazwischen.

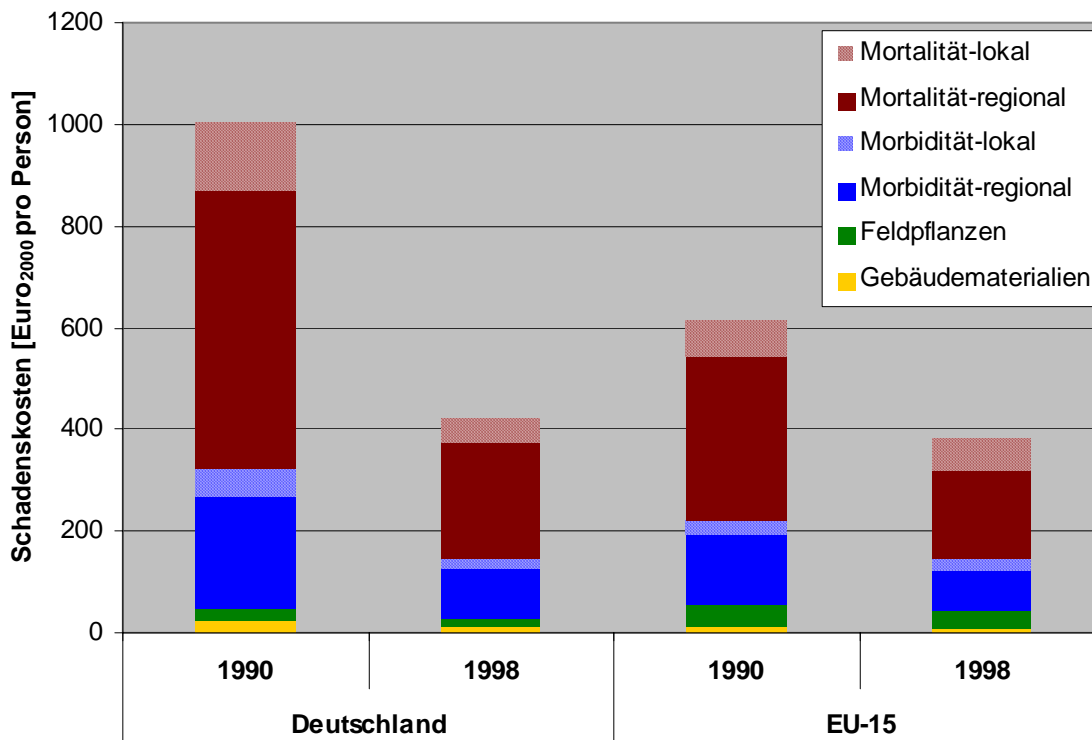
**Tabelle 4-16:** Schäden an Materialoberflächen von Wohngebäuden in Deutschland 1990

Geschädigte Gebäudeoberfläche	Einheit	Nasse saure Deposition und SO <sub>2</sub>	Schadenskosten
			[Millionen € <sub>2000</sub> ]
Galvanisierter Stahl	[m <sup>2</sup> ]	1200000	35
Kalkstein	[m <sup>2</sup> ]	30000	9
Mörtel	[m <sup>2</sup> ]	0	0
Andere Natursteine	[m <sup>2</sup> ]	25000	7
Anstrich auf galvan. Stahl	[m <sup>2</sup> ]	4200000	56
Anstrich auf Stahl	[m <sup>2</sup> ]	62000000	830
Anstrich auf anderen Materialien	[m <sup>2</sup> ]	64000000	850
Putz	[m <sup>2</sup> ]	2300000	77
Sandstein	[m <sup>2</sup> ]	36000	11
Zink	[m <sup>2</sup> ]	120000	3
<b>Summe</b>		-	<b>1900</b>

**Tabelle 4-17:** Schäden an Materialoberflächen von Wohngebäuden in Deutschland 1998

Geschädigte Gebäudeoberfläche	Einheit	Nasse saure Deposition und SO <sub>2</sub>	Schadenskosten
			[Millionen € <sub>2000</sub> ]
Galvanisierter Stahl	[m <sup>2</sup> ]	810000	25
Kalkstein	[m <sup>2</sup> ]	18000	5
Mörtel	[m <sup>2</sup> ]	0	0
Andere Natursteine	[m <sup>2</sup> ]	15000	4
Anstrich auf galvan. Stahl	[m <sup>2</sup> ]	1500000	20
Anstrich auf Stahl	[m <sup>2</sup> ]	19000000	260
Anstrich auf anderen Materialien	[m <sup>2</sup> ]	40000000	540
Putz	[m <sup>2</sup> ]	1400000	45
Sandstein	[m <sup>2</sup> ]	21000	6
Zink	[m <sup>2</sup> ]	81000	2
<b>Summe</b>		-	<b>900</b>

Wie in den Ergebnissen für die EU-15 dominieren bei den Schäden in Deutschland die Anstriche deutlich. Im Vergleich zu den Gesundheitsschäden sind die Materialschäden in der Summe gesehen mit 1,9 und 0,9 Milliarden Euro sehr gering. Allerdings repräsentieren sie in 1990 bzw. 1998 43 und 36 Prozent der gesamten Schadenskosten an Gebäudematerialien in der Europäischen Union.



**Abb. 4-24:** Durchschnittliche Schadenskosten pro Person in Deutschland und den EU-15 Staaten

Abb. 4-24 zeigt eine Zusammenstellung der berechneten Schäden durch Luftschadstoffemissionen in 1990 und 1998 in Form von verursachten Schadenskosten pro Person. Die einzelnen Säulen sind nach den betrachteten Schadenskategorien Lebenszeitverlust (Mortalität), Krankheit (Morbidität), Gebäudematerialien und Feldpflanzen aufgeteilt. Angegeben sind die Schäden pro Person. Die Ordnung erfolgte nach der qualitativ zu erwartenden Genauigkeit der Einzelergebnisse. Mit 210 und 130 Milliarden Euro repräsentieren die Gesundheitsschäden bei weitem den größten Beitrag zu den in 1990 und 1998 innerhalb der Europäischen Union verursachten Schadenskosten. Pro Kopf ergeben sich Werte von 560 und 340 Euro, die jeweils etwa 90 Prozent der Gesamtkosten von 620 und 380 Euro pro Person in den EU-15-Staaten entsprechen. Die Lebenszeitverluste, von denen die meisten erst in den Folgeperioden zu Nutzenverlusten führen, machen allein bereits etwa 60 Prozent des Gesamtschadens aus. Die Gesamtkosten entsprechen dabei etwa 3,4 und 1,9 Prozent des Bruttoinlandsprodukts der EU-15 in 1990 bzw. 1998.

Der Vergleich der Schadenskosten in Deutschland und der EU-15 zeigt, dass in Deutschland insbesondere in 1990 wesentlich höhere Kosten pro Kopf als im EU-15 Durchschnitt entstehen. Sie entsprechen 4,6 und 1,7 Prozent der jeweiligen Bruttoinlandsprodukte.

### 4.3.2 Räumlicher Import und Export von Umweltschäden

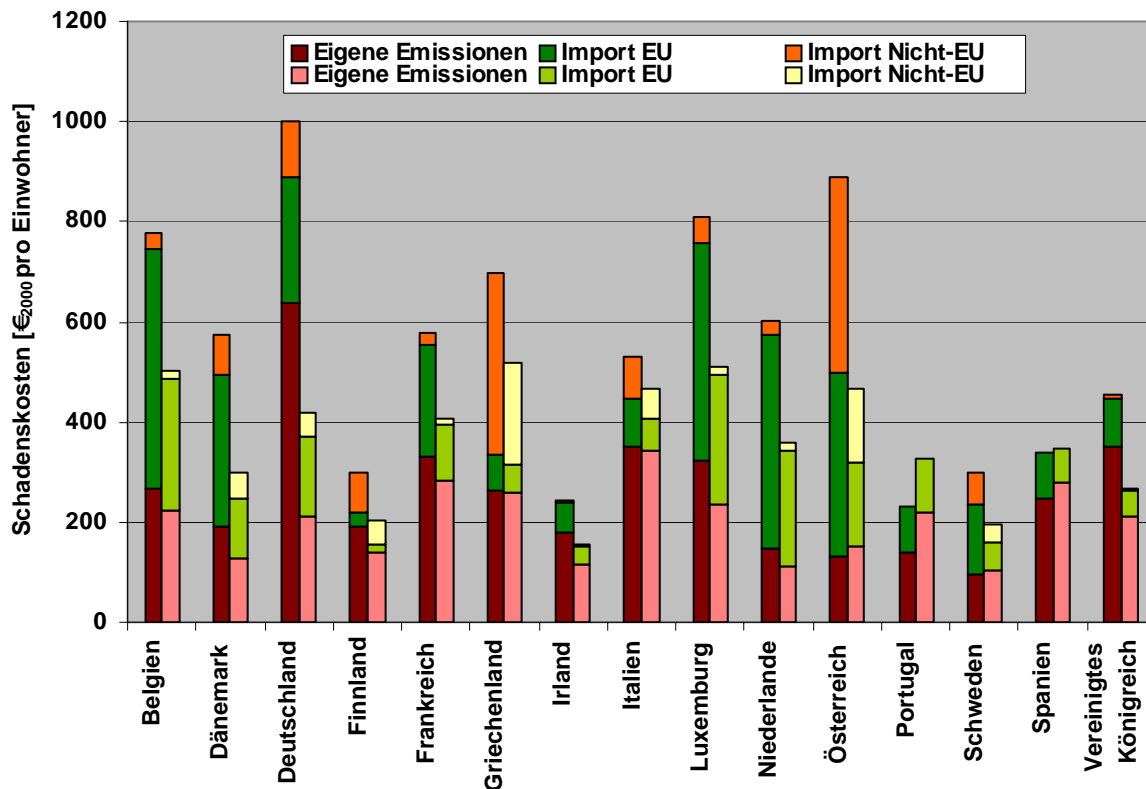
Neben den Berechnungen der verursachten Schadenskosten in Deutschland und der Europäischen Union wurden die Schadstoffflüsse über die Grenzen der einzelnen Länder innerhalb der

EU ermittelt. Tabelle 4-18 zeigt die Ergebnisse. Netto-Importeure von Umweltschäden sind in grün und Netto-Exporteure in gelb dargestellt. Wie zu erwarten führen die Emissionen kleiner Länder zu einem größeren Schaden außerhalb als innerhalb des eigenen Landes. Beispiele dafür sind die Benelux-Staaten und Dänemark. Bei größeren Ländern hingegen wird ein Großteil der Schäden im eigenen Land verursacht. Dies gilt in noch höherem Maße für Länder am Rande der Europäischen Union, wie z.B. Italien. Netto-Exporteure innerhalb der Europäischen Union sind Belgien, Spanien, Frankreich, Irland, Luxemburg, Portugal und das Vereinigte Königreich. Diese Länder liegen am westlichen Rand der Europäischen Union. Mit dem vorwiegend westlichen Wind werden die dort emittierten Schadstoffe vor allem in den östlichen Teil der Europäischen Union getragen.

**Tabelle 4-18:** Import und Export von Schadenskosten durch Luftschadstoffe innerhalb der europäischen Union (gelb: Netto-Exporteure, grün: Netto-Importeure)

		1990														
[Milliarden € <sub>2000</sub> ]	Belgien	Deutschland	Dänemark	Finnland	Frankreich	Griechenland	Irland	Italien	Luxemburg	Niederlande	Österreich	Portugal	Schweden	Spanien	Vereinigtes Königreich	
Schäden durch eigene Emissionen	2,7	51,8	1,0	1,0	19,7	2,7	0,6	20,2	0,1	2,3	1,0	1,4	0,8	9,7	20,5	
Import aus der EU	4,8	20,3	1,6	0,2	13,2	0,8	0,2	5,4	0,2	6,5	2,9	0,9	1,2	3,5	5,4	
Export in die EU	6,4	14,2	1,0	0,1	16,2	0,1	1,0	3,0	0,4	4,4	0,8	1,4	0,4	5,0	12,8	
		1998														
[Milliarden € <sub>2000</sub> ]	Belgien	Deutschland	Dänemark	Finnland	Frankreich	Griechenland	Irland	Italien	Luxemburg	Niederlande	Österreich	Portugal	Schweden	Spanien	Vereinigtes Königreich	
Schäden durch eigene Emissionen	2,2	17,1	0,7	0,7	16,9	2,7	0,4	19,6	0,1	1,7	1,2	2,2	0,9	10,8	12,2	
Import aus der EU	2,7	12,9	0,6	0,1	6,6	0,6	0,1	3,6	0,1	3,5	1,3	1,1	0,5	2,7	3,1	
Export in die EU	3,9	5,3	0,5	0,1	10,3	0,1	0,8	2,2	0,3	2,9	0,7	1,8	0,3	3,7	6,6	

Deutschland ist nach dieser Berechnung sowohl in 1990 als auch in 1998 ein Netto-Importeur. In 1990 entstehen durch die Emissionen der übrigen EU-15-Länder Schäden in einer Höhe von 20 Milliarden Euro in Deutschland. Dem stehen Schadenskosten von 14,2 Milliarden Euro gegenüber, die durch deutsche Emissionen im EU-15 Ausland entstehen. In 1998 beträgt der Import aus der EU 12,9 Milliarden und der Export 5,3 Milliarden Euro. Bei der Berücksichtigung des gesamten Modellgebietes, d.h. vor allem Osteuropa und nicht nur der EU-15, nimmt durch die hohen Emissionen im Osten des Landes Deutschland in 1990 die Rolle eines Netto-Exporteurs ein, in 1998 die des Netto-Importeurs.



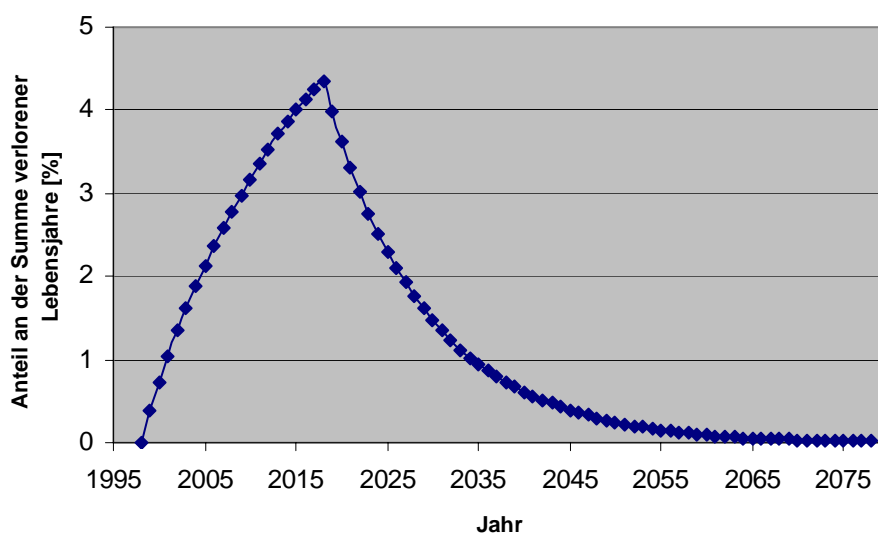
**Abb. 4-25:** Schadenskosten in den EU-15 Staaten, jeweils links in dunklen Farben für 1990 und rechts in hellen Farben für 1998

Abb. 4-25 zeigt die in den Ländern der Europäischen Union verursachten Schadenskosten pro Einwohner. Die Balken sind jeweils unterteilt in den Anteil, der durch ihre eigenen Emissionen, den Import aus den EU-15-Ländern und den Import aus Ländern außerhalb der Europäischen Union verursacht wird. Die höchsten Schadenskosten mit ungefähr 1000 Euro pro Person sind für Deutschland in 1990 ermittelt worden. Wie im Diagramm zu sehen, werden diese hauptsächlich durch eigene Emissionen verursacht. Für 1998 reduzieren sich die Schäden auf ungefähr die Hälfte des Wertes. Die Schäden durch eigene Emissionen sind sogar um zwei Drittel geringer. Die zweithöchsten Kosten pro Einwohner werden für Österreich berechnet. Allerdings ist dieser hohe Wert im Gegensatz zu Deutschland nicht selbst verschuldet. Weit aus die meisten Schäden werden aus dem Ausland, u.a. aus Deutschland, importiert. Obwohl die Schäden durch eigene Emissionen in 1998 ansteigen, halbieren sich die Gesamtschäden pro Person aufgrund hoher Emissionsminderungen in den Nachbarländern nahezu. Die geringsten Kosten pro Einwohner in 1990 wurden für Portugal berechnet. Aufgrund des Anstiegs dieser Schadenskosten durch die Erhöhung der portugiesischen Emissionen wurden für 1998 in Irland, Finnland und Schweden niedrigere Pro-Kopf-Schadenskosten als in Portugal berechnet. Portugal und Spanien sind die einzigen Länder, für die die in dem Land verursachten Schadenskosten nach den Berechnungen zwischen 1990 und 1998 ansteigen.



### 4.3.3 Zeitlicher Import und Export von Umweltschäden

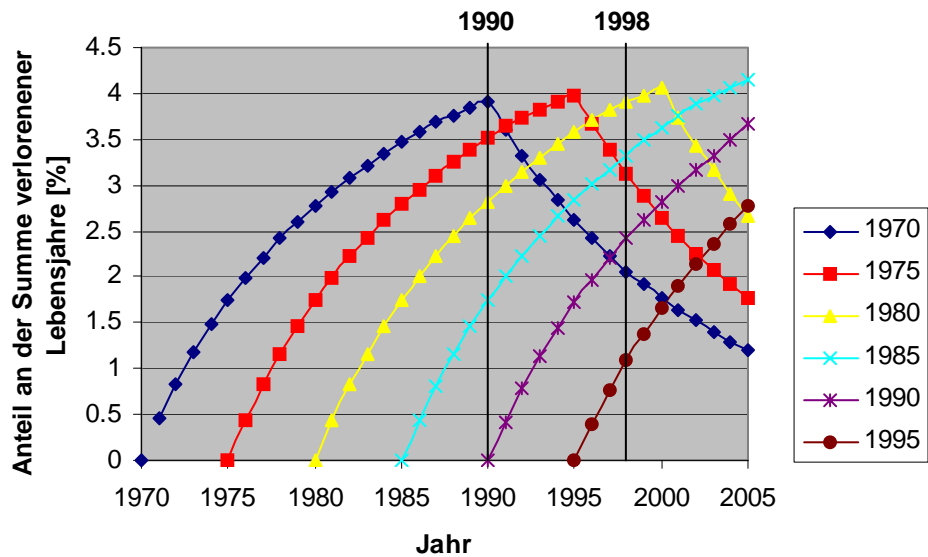
In Abschnitt 3.6 wurde bereits ausführlich diskutiert, dass Lebenszeitverluste durch Langzeitexposition erst deutlich nach der Berichtsperiode auftreten. Dabei wird von einer Latenzzeit zwischen 0 und 20 Jahren ausgegangen. Die für die Bewertung relevanten Nutzenverluste entstehen sogar noch später, nämlich erst in den Folgejahren nach dem Anstieg der Mortalitätsrate.



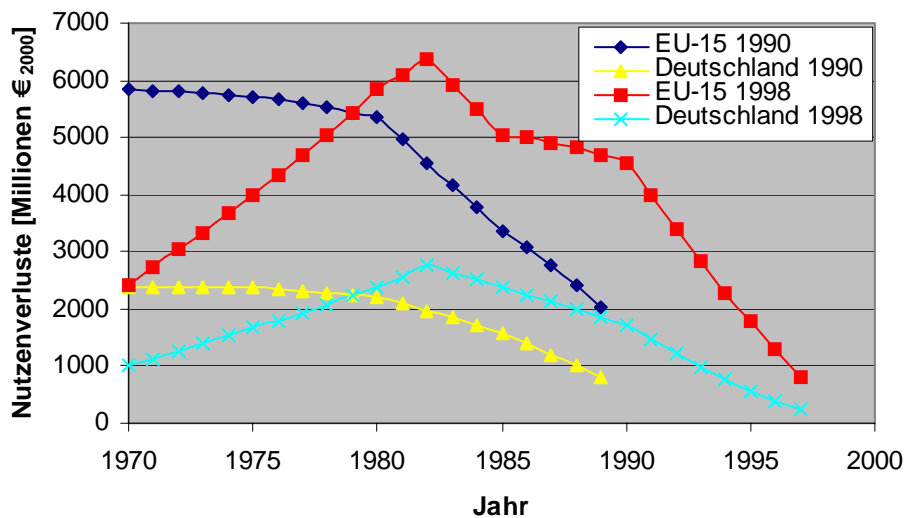
**Abb. 4-26:** Verteilung der verlorenen Lebensjahre über die Folgejahre unter der Annahme der Gleichverteilung der Risikoänderung zwischen erstem und zwanzigstem Jahr

Zur Untersuchung von zeitlichen Im- und Exporten aufgrund von Effekten durch Langzeitexposition werden die in Deutschland verursachten Schäden genauer betrachtet. Basis für die Analyse bilden Sterbetafeln für Deutschland für die Jahre 1932/34 und 1997/99. Für die dazwischen liegenden Jahre wurden die Daten linear interpoliert. Detaillierte Bevölkerungsdaten liegen lediglich für jüngere Jahre vor. Für die Berechnungen des Imports wurden Daten für die Bevölkerungsstruktur von 1998 in Deutschland verwendet (Statistisches Bundesamt 2000b und 2001a). Bei den Abschätzungen des zeitlichen Exports wurden die Sterbetafeln und Daten zur Bevölkerungsstruktur für Deutschland ebenfalls auf die europäischen Nachbarländer angewandt. Variationen in den Eingangsdaten zeigen, dass die damit verbundenen Unsicherheiten wesentlich geringeren Einfluss haben als die Unsicherheiten in den Annahmen über die Latenzzeit.

Abb. 4-26 zeigt die zeitliche Verteilung der verlorenen Lebensjahre unter der Annahme gleichmäßiger Verteilung der Risikoänderung zwischen dem ersten und zwanzigsten Jahr nach der Exposition. Das Maximum der verlorenen Lebensjahre wird im letzten Jahr, in dem die Mortalitätsrate erhöht ist, beobachtet, also nach zwanzig Jahren (2018). Da ein Teil der Bevölkerung auch ohne Schadstoffbelastung bereits in den Jahren kurz nach der Exposition bzw. nach der Latenzzeit gestorben wäre, ist der Anstieg bei Gleichverteilung nicht linear und ein Abfall nach der Latenzzeit von 20 Jahren zu beobachten.



**Abb. 4-27:** Zeitlicher Verlauf des Anteils verlorener Lebensjahre für die Luftschadstoffemissionen in 1970 bis 1995



**Abb. 4-28:** Nutzenverluste durch verlorene Lebensjahre in 1990 und 1998 dargestellt nach Verursacher-Jahren

Für den Import von verlorenen Lebensjahren aus vergangenen Jahren in die derzeitige Periode müssen die zeitlichen Verteilungen für Umwelteinwirkungen in vergangenen Jahren ermittelt werden. Unter der Annahme, dass die Änderung der Mortalitätsrate zwischen dem ersten und dem zwanzigsten Jahr gleich gleichverteilt ist, ergibt sich jeweils ein ähnlicher Zeitverlauf wie für die Auswirkungen der Emissionen in 1998, der in Abb. 4-26 in der blauen Kurve dargestellt ist (s. Abb. 4-27). Die Anteile der verlorenen Lebensjahre, die durch die Einwirkungen der vergangenen Jahre in den Jahren 1990 und 1998 verursacht werden, ergeben sich aus den Punkten der Kurven, die auf den senkrechten Linien in Abb. 4-27 liegen. Um die Nutzen-

verteilung zu ermitteln, müssen die vom Emissionsjahr aus zukünftigen Schäden mit dem jeweiligen Anteil in 1990 und 1998 multipliziert und zusätzlich mit der verwendeten Diskontrate von 3 Prozent abdiskontiert werden.

Abb. 4-28 stellt die so ermittelten Nutzenverluste aufgrund verlorener Lebensjahre in 1990 und 1998 durch Emissionen in 1970 bis 1997 dar (EMEP 2002, UBA 1994 und 2003). Für die Zeit vor 1980 sind keine internationalen Emissionsdaten verfügbar. Eine grobe Abschätzung wurde dennoch aufgrund der Emissionsentwicklung in Deutschland vor 1980 durchgeführt. Dabei wurden für die übrigen Staaten gleiche relative Änderungen der Emissionen wie in Deutschland angenommen. Nach der Abschätzung entsteht der höchste Beitrag für 1998 durch die Emissionen in 1982. Für Deutschland entspricht dieser etwa 2,7 Milliarden und für die EU-15 etwa 6,4 Milliarden Euro oder 5,9 und 5,6 Prozent der bezifferbaren Kosten. In der Summe ergeben sich für 1998 Beiträge von 47 Milliarden Euro für Deutschland und 114 Milliarden Euro für die EU-15 Staaten. Diese übertreffen die durch die übrigen Effekte erlittenen Nutzenverluste in 1998 deutlich. Für das Jahr 1990 ist nur ein Ausschnitt der Beiträge aus der Vergangenheit berechnet worden. Dieser entspricht jedoch bereits Nutzenverlusten in Höhe von 93 und 40 Milliarden Euro. Dem Verlauf der Kurve für 1998 nach zu urteilen ist zu vermuten, dass die Beiträge früherer Jahre etwa noch einmal soviel ausmachen.

#### 4.3.4 Schäden durch Luftschadstoffemissionen deutscher Quellsektoren

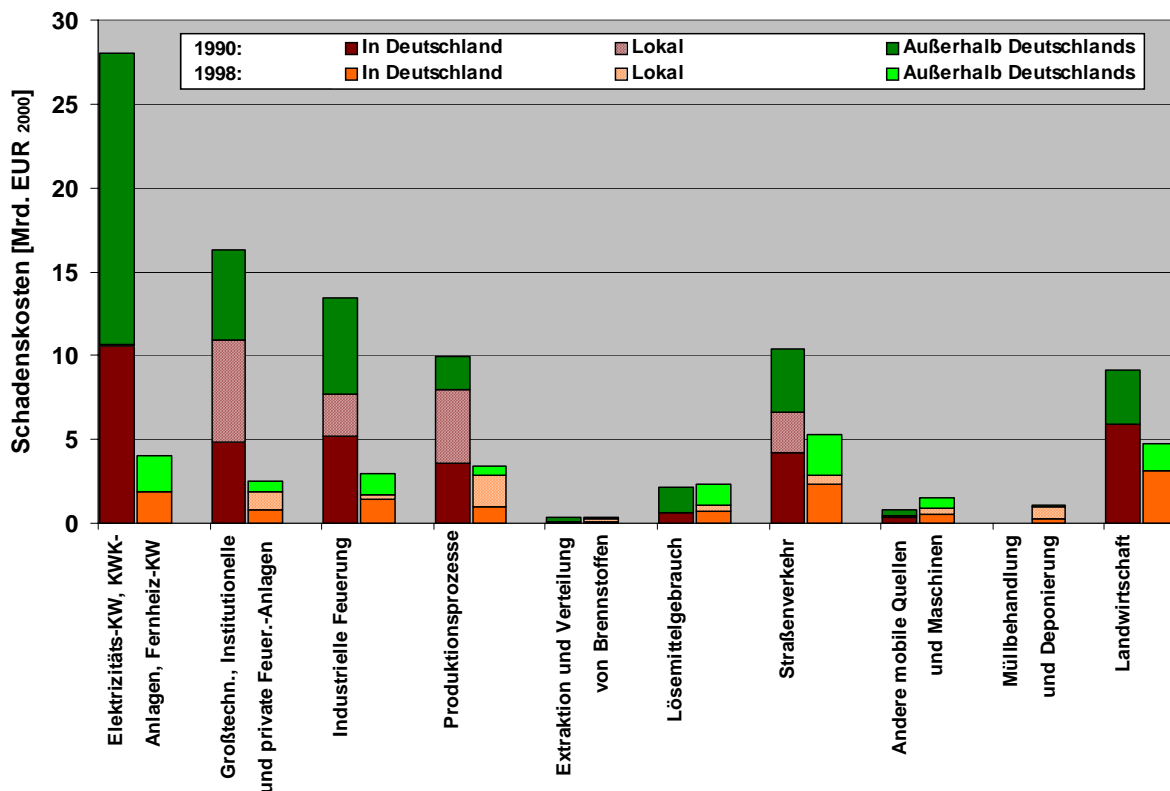
Eine weitere Analyse im Rahmen der Schäden durch Luftschadstoffe beinhaltet die Berechnung der Schadenskosten, die durch bestimmte wirtschaftliche Aktivitäten in Deutschland entstehen. Zu diesem Zweck werden verschiedene sogenannte Quellsektoren unterschieden, die nicht den üblicherweise in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen verwendeten Wirtschaftssektoren, sondern einer technischen Einteilung der Wirtschaftsaktivitäten entsprechen. Für die Analyse wird die für Emissionsdaten übliche Nomenklatur für Quellsektoren ‚SNAP‘ (Selected Nomenclature for Air Pollution) verwendet. Sowohl die Emissionen von CORINAIR<sup>7</sup> als auch die offiziell vom European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) bereitgestellten Emissionen verwenden diese Einteilung. Die Ermittlung der Gesamtschäden hat gezeigt, dass die relativ sicher abschätzbaren Schadenskosten durch toxische Substanzen um etwa drei Größenordnungen geringer sind als die durch klassische Luftschadstoffe errechneten, weswegen sie in dieser Analyse nicht berücksichtigt werden.

Abb. 4-29 zeigt die Ergebnisse dargestellt nach den zehn betrachteten Hauptsektoren. Die ersten drei entsprechen den Sektoren der Energieumwandlung, dann folgen Produktionsprozesse (ohne Verbrennungsprozesse), Extraktion und Verteilung von Brennstoffen, Lösemittelverwendung, Straßenverkehr, andere mobile Quellen, Abfallbehandlung und Landwirtschaft. Jeweils links, in dunklen Farben, sind die Schadenskosten in 1990 und jeweils rechts, in hellen Farben, die Ergebnisse für 1998 dargestellt. Die einzelnen Kosten sind unterteilt in Schadenskosten, die in Deutschland entstehen (rot/orange) und Schadenskosten, die außerhalb Deutschlands entstehen (grün). Die Schäden im lokalen Bereich um die Quellen sind schraffiert dargestellt.

---

<sup>7</sup> CORINAIR war Teil des CORINE (Coordination of information on the environment)-Programms der Europäischen Umweltbehörde (EEA), welches in 1985 begann und seit 1995 vom European Topic Centre on Air Emissions (ETC/AEM) übernommen wurde.

Bei weitem die meisten Schäden in 1990 werden durch Feuerungsanlagen in Kraftwerken, der Industrie, Großtechnischen Anlagen und privaten Haushalten verursacht. Kraftwerke dominieren dabei deutlich mit einem Beitrag von 28 Milliarden Euro der insgesamt etwa 90 Milliarden Euro verursachten Schadenskosten. Es folgen die drei Sektoren Straßenverkehr, Produktionsprozesse und Landwirtschaft. Grund für die hohen Schäden sind große Mengen an Emissionen von Primärpartikeln, bzw.  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  oder  $\text{NH}_3$ , die zu Sekundärpartikeln reagieren. Mit etwa 51 Milliarden Euro entstehen 56 Prozent der Schäden innerhalb und 44 Prozent außerhalb Deutschlands. Die Unterschätzung der lokalen Schäden im Nahbereich der Quelle durch das regionale Modell entspricht etwa 17 Prozent der Gesamtschäden. Der Vergleich mit 1998 zeigt, dass insbesondere die Schäden durch Verbrennungsprozesse stark zurückgegangen sind. Die höchsten Schäden für 1998 werden für den Verkehrssektor beziffert, direkt gefolgt vom Sektor Landwirtschaft. Erst danach sind die drei Energiesektoren zu nennen. Ursache dafür ist der starke Rückgang der wirtschaftlichen Aktivitäten zwischen 1990 und 1998 in Ostdeutschland. Damit verbunden sind starke Emissionsreduktionen, besonders in bei  $\text{SO}_2$ - und Primärpartikel-Emissionen (s. Abschnitt 4.1). Dadurch werden die Sektoren mit großen Mengen von  $\text{NO}_x$ - und  $\text{NH}_3$ -Emissionen, Verkehr und Landwirtschaft, wichtiger. Insgesamt kann jedoch ein starker Rückgang der Umwelt- und Gesundheitsbelastung zwischen 1990 und 1998 festgestellt werden. Die Schadenskosten durch deutsche Quellsektoren reduzierten sich in der Summe um etwa zwei Drittel von 90 Milliarden auf 28 Milliarden Euro.



**Abb. 4-29:** Quantifizierbare Umweltschäden durch Luftschadstoffe in 1990 und 1998 durch deutsche Quellsektoren

Um diese Ergebnisse direkt an nationale Gesamtrechnungssysteme koppeln zu können wäre in einem zusätzlichen Schritt die Übersetzung der Quellsektoren in Wirtschaftssektoren

notwendig. Zwei Systeme sind entwickelt worden, um die verwendeten SNAP Sektoren auf die von der Europäischen Statistischen Behörde verwendete Nomenklatur für Produktionssektoren (NACE) umzurechnen: NAMEA (National Accounts Matrix including Environmental Accounts), entwickelt und implementiert in verschiedenen nationalen Arbeiten (s. z.B. Eurostat (1997)), und NOSE (Nomenclature for sources of emissions), entwickelt von Eurostat (1998).

Die Arbeiten zu diesem Thema zeigen, dass eine einfache feste Übersetzung der beiden Systeme ineinander nicht möglich ist. Der Grund sind die verschiedenen Ziele von SNAP und NACE. Probleme bereiten insbesondere die Energiesektoren (SNAP 1, 2, 3 (teilweise)) und die Sektoren, die mobile Quellen und andere Maschinen beinhalten (SNAP 7, 8). Während diese Sektoren in der SNAP Nomenklatur von anderen getrennt sind, sind sie in der NACE Nomenklatur anteilmäßig in allen Sektoren vertreten (Ahamer et al. 1998, Eurostat 1998). Somit wäre für eine Zuordnung der berechneten Schadenskosten zu Produktionssektoren gerade für die wichtigsten Quellsektoren eine Aufteilung auf verschiedene Sektoren notwendig. Eine Studie für Österreich hat gezeigt, dass neben detaillierten statistischen Daten zum Teil Expertenschätzungen eingeholt werden müssen, um die sektorale Zuordnung komplettieren zu können (Ahamer et al. 1998). Außerdem müsste für eine exakte Zuordnung die detaillierte geographische Auflösung der Emissionen in sehr hoher sektoraler Aufteilung berücksichtigt werden. Zwar ist diese durch die Verteilung der Emissionen nach CORINAIR 1990 grundsätzlich berechenbar, jedoch führt die Annahme, dass sich die Sektor-Struktur von 1990 bis 1998 nicht geändert hat, für kleinere Sektoreinteilungen zu hohen Unsicherheiten.

Die großen Unsicherheiten und die hohe Datenanforderung lässt derzeit mit vertretbarem Aufwand keine ausreichend verlässliche Zuordnung der Quell- zu Wirtschaftssektoren zu. Deswegen wird sie in dieser Arbeit nicht durchgeführt. Eine Zuordnung der Emissionen zu Wirtschaftsaktivitäten bereits bei dem Bericht der Emissionsdaten würde eine solche nachgeschobene Berechnung überflüssig machen und die Zuordnung der auf Basis der Emissionsdaten ermittelten Umweltschäden zu konkreten Wirtschaftsaktivitäten deutlich erleichtern.

#### **4.4 Unsicherheiten in der Berechnung von Einflüssen auf das aktuelle Wohlergehen**

Die Berechnung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe beinhaltet eine ganze Reihe von Unsicherheiten. Sie nehmen im Allgemeinen im Verlauf der Wirkungspfadanalyse zu. Gleichzeitig sind im Zusammenhang mit Statistiken wie den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen hohe Unsicherheiten unerwünscht, weshalb die Nutzbarkeit solcher Berechnungen im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen oft kontrovers diskutiert wird.

In diesem Abschnitt sollen so gut wie möglich Unsicherheiten in der Berechnung der Umwelt- und Gesundheitsschäden aufgezeigt, zum Teil quantitativ abgeschätzt und eingeordnet werden. Eine der größten Unsicherheiten besteht in der Ungenauigkeit der verwendeten Modelle und damit der berechneten Konzentrationen und Depositionen. Daher findet zunächst soweit wie möglich ein Vergleich von gemessenen und modellierten Werten statt. Danach werden alle mit der Wirkungspfadanalyse zusammenhängenden Ungenauigkeiten und Unsicherheiten diskutiert und wo möglich mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen untersucht.

#### 4.4.1 Vergleich von modellierten und gemessenen Werten für Konzentrationen und Depositionen

Modelle stellen immer Vereinfachungen der beschriebenen Vorgänge dar und können daher die tatsächlichen Prozesse nicht hundertprozentig exakt nachbilden. Daher ergibt sich bei der Modellierung immer eine Unsicherheit in der Berechnung von Ergebnissen. Um die Unsicherheiten in den hier durchgeführten Abschätzungen ermitteln zu können, wird für die wichtigsten Schadstoffe ein Vergleich von modellierten zu gemessenen Daten durchgeführt.

Zwei regionale Modelle wurden zur Berechnung der Ergebnisse herangezogen, das ‚Source Receptor Ozone Model‘ (SROM) und das ‚Windrose Trajectory Model‘ (WTM). Für die Korrektur der Unterschätzung von Konzentrationen im lokalen Bereich um die Quelle wurden Berechnungen von Schmid et al. (2001) herangezogen. Die dieser Korrektur zugrundeliegenden Luftschadstoffmodellierungen werden hier nicht diskutiert.

Die verglichenen Werte auf Seite der Messungen stellen Jahresmittelwerte für den Punkt, an dem die Messstation aufgestellt ist, dar. Modellerte Werte hingegen repräsentieren immer einen Durchschnitt für eine gesamte EMEP-Zelle. Deshalb würden sie, selbst wenn das Modell perfekt rechnen würde, in den meisten Fällen nicht mit den gemessenen Werten übereinstimmen. Kleine Abweichungen, die mit lokal schwankenden Jahresmittelwerten zusammenhängen, wären selbst dann zu erwarten. Um trotzdem den Vergleich der Ergebnisse der regionalen Modelle mit gemessenen Daten durchführen zu können, wurden internationale Messdaten von EMEP verwendet, die explizit zum Zweck der Validierung des ebenfalls regionalen EMEP-Modells ermittelt wurden.

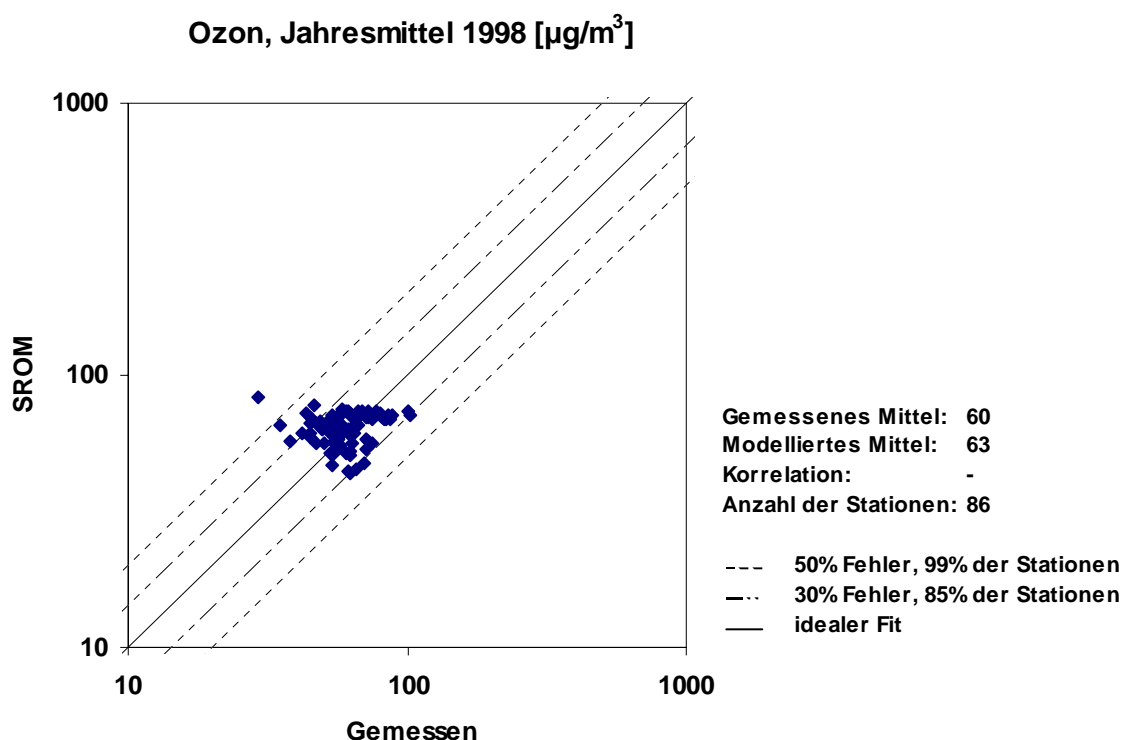
##### Das SROM-Modell

Das SROM-Modell ist ein vereinfachtes Modell, basierend auf Matrizen, die aus einer großen Zahl von Rechnungen mit dem EMEP-Euler-Modell ermittelt wurden. Das damit dem Modell zugrundeliegende EMEP-Modell wird kontinuierlich anhand von Messdaten und Ergebnissen älterer Modelle verifiziert (Malik et al. 1996, Simpson et al. 1997). Die verwendeten Ergebnisse wurden auf dem EMEP-150-Gitter gerechnet. Sie haben somit in etwa eine Auflösung von  $150 \times 150 \text{ km}^2$ .

Die nachfolgenden Abbildungen für Konzentrationsvergleiche sind alle gleich aufgebaut (siehe Abb. 4-30 bis 4-37). Die Konzentrationswerte sind in einem sogenannten ‚Scatter-Plot‘ doppelt-logarithmisch gegeneinander aufgetragen. Dadurch ist ein übersichtlicher Vergleich von Daten über verschiedene Größenordnungen möglich. Bei Gleichheit der Werte liegt der jeweilige Punkt auf der Winkelhalbierenden, die ebenfalls eingezeichnet ist. Zusätzlich sind anhand weiterer paralleler Linien die 30- und 50-Prozent-Fehlerbereiche eingezeichnet. Wenn ein Punkt im 30-Prozent-Fehlerbereich liegt, bedeutet das, dass der modellierte Wert mindestens 70 Prozent des gemessenen und umgekehrt der gemessene Wert mindestens 70 Prozent des modellierten Wertes entspricht. Der 50-Prozent-Fehlerbereich bezieht sich entsprechend auf eine maximale Abweichung von 50 Prozent. Zusätzlich zu dem Diagramm sind die Mittelwerte der gemessenen und modellierten Werte angegeben. Wenn eine Korrelationsabschätzung durch einen Trend möglich ist, so ist die Höhe des Korrelationskoeffizienten ebenfalls angegeben. Des Weiteren ist die Anzahl der berücksichtigten Stationen angeführt. Außerdem ist jeweils der

Prozentsatz der Punkteanzahl innerhalb der zwei Fehlerbereiche von 30 und 50 Prozent aufgelistet.

Abb. 4-30 zeigt den direkten Vergleich von mit dem SROM modellierten und gemessenen Jahresdurchschnittskonzentrationen von Ozon in 1998. Die gemessenen Daten stammen von Hjellbrekke (2000b). Lediglich Stationen mit einer zeitlichen Abdeckung von mindestens 80 Prozent wurden zum Vergleich herangezogen. Da die Variation in den gemessenen Daten nur etwa einem Faktor fünf entspricht, liegen die Punkte aufgrund der doppelt-logarithmischen Darstellung nahe beieinander. Diese geringe Variation in den Konzentrationswerten liegt in derselben Größenordnung wie die Abweichungen zwischen dem modellierten und gemessenen Daten. Dadurch ist keine Korrelation der Daten über einen Trend ableitbar. Jedoch liegen 99 Prozent der Punkte im 50 Prozent- und 85 Prozent im 30-Prozent-Fehlerbereich. Des Weiteren stimmen ebenfalls die Mittelwerte mit  $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die gemessenen und  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die modellierten Werte sehr gut überein. Die abgeschätzten Gesamtkonzentrationen sind also recht gut durch das Modell berechenbar. Für den Vergleich wäre es günstiger gewesen, wenn auch zusätzlich wesentlich niedrigere Ozonkonzentrationen beobachtet bzw. modelliert worden wären. Allerdings weist Ozon im Gegensatz zu den meisten anderen Luftschadstoffen im Allgemeinen keine räumlichen Variationen der Jahresmittelwerte um ganze Größenordnungen auf.

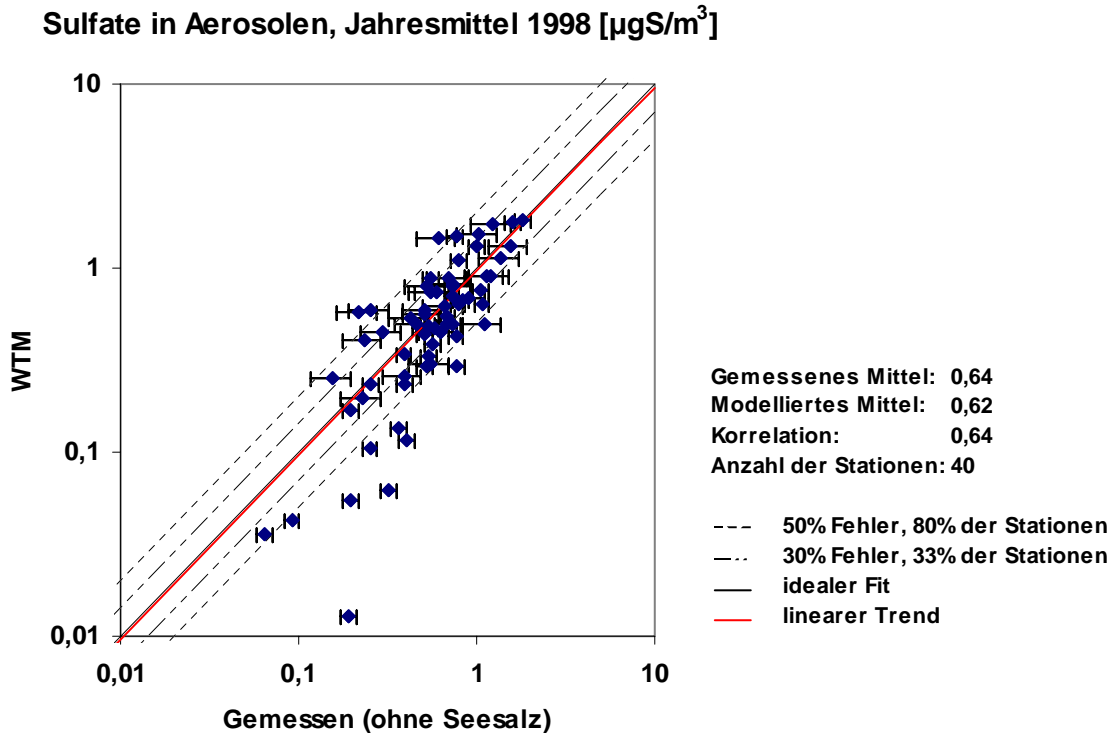


**Abb. 4-30:** Vergleich der SROM Ergebnisse mit gemessenen Daten für Ozon-Jahresmittel-Konzentrationen

### Das WTM Modell

Wie in Kapitel 3 bereits beschrieben ist das WTM ein Trajektorien-Modell, das Konzentrationen und Depositionen auf dem EMEP-50-Gitter mit etwa  $50 \times 50 \text{ km}^2$  Auflösung berechnet.

Messdaten für den Vergleich mit den Modellergebnissen wurden Pedersen et al. (1992), Berg et al. (1996), Hjellbrekke (1997), Hjellbrekke (2000a) und NILU (2002) entnommen. Der Vergleich beschränkt sich auf die klassischen und toxischen Schadstoffe, die jeweils einen großen Beitrag zu Gesundheitseffekten leisten und für die ausreichende Daten verfügbar sind.



**Abb. 4-31:** Vergleich der modellierten mit gemessenen Sulfat-Konzentrationen in Aerosolen für 1998

Abb. 4-31 zeigt den Vergleich von Sulfat-Konzentrationen in 1998. Zusammen mit den Messwerten wurden Angaben zur erwarteten Qualität der Messung gemacht. Unterschieden wurde in Hjellbrekke (2000a):

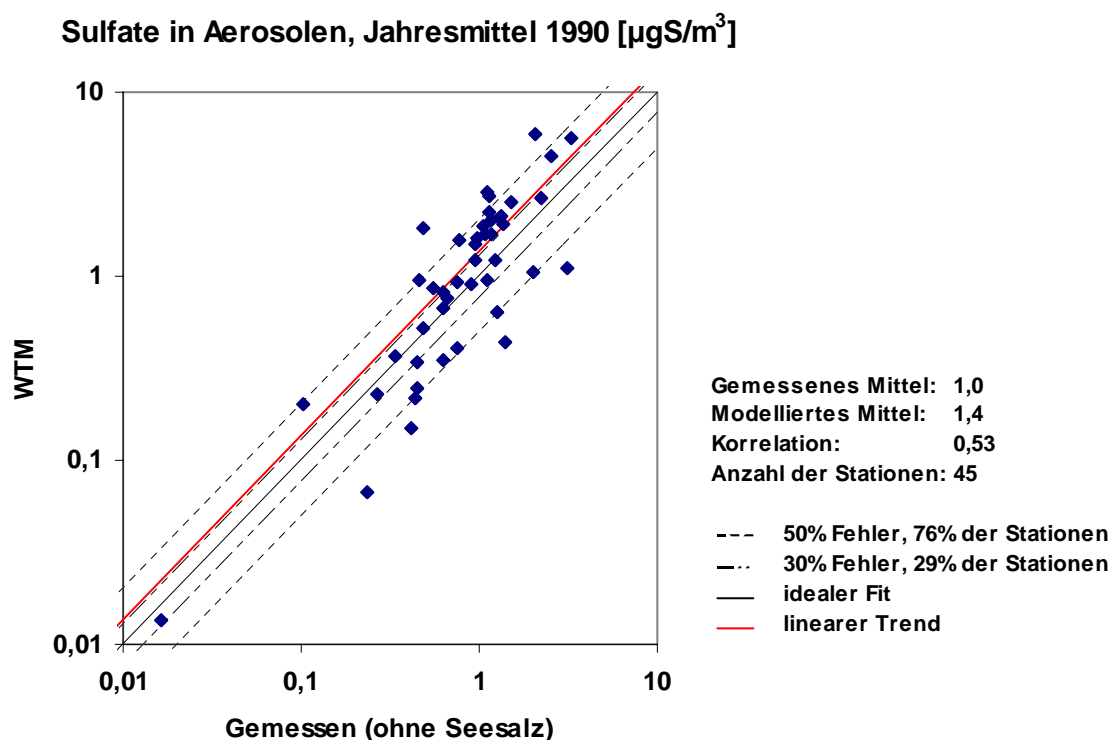
- A: erwarteter Fehler von 10% oder besser,
- B: erwarteter Fehler von 25% oder besser,
- C: erwarteter Fehler von 30% oder besser,
- D: erwarteter Fehler schlechter als 30% oder unbekannt bzw. nicht dokumentiert.

Für den Vergleich für 1998 wurden nur Sulfat-Messungen der Qualität B oder besser verwendet. Die erwarteten maximalen Fehler sind jeweils als waagerechte Fehlerbalken eingezeichnet. Zusätzlich wurden Stationen mit einer zeitlichen Abdeckung von weniger als 80 Prozent nicht berücksichtigt. Die gemessenen Konzentrationswerte sind um den Seesalz-Anteil korrigiert. Dazu wurde angenommen, dass in der Luft derselbe Anteil an Seesalz enthalten ist wie im ebenfalls gemessenen deponierten Sulfat.

Eine lineare Regression mit den Daten führt zu einer Steigung von 0,95 und einem Achsenabschnitt von 0,01. Die Trendlinie durch den Nullpunkt mit der Steigung von 0,96 ist in der



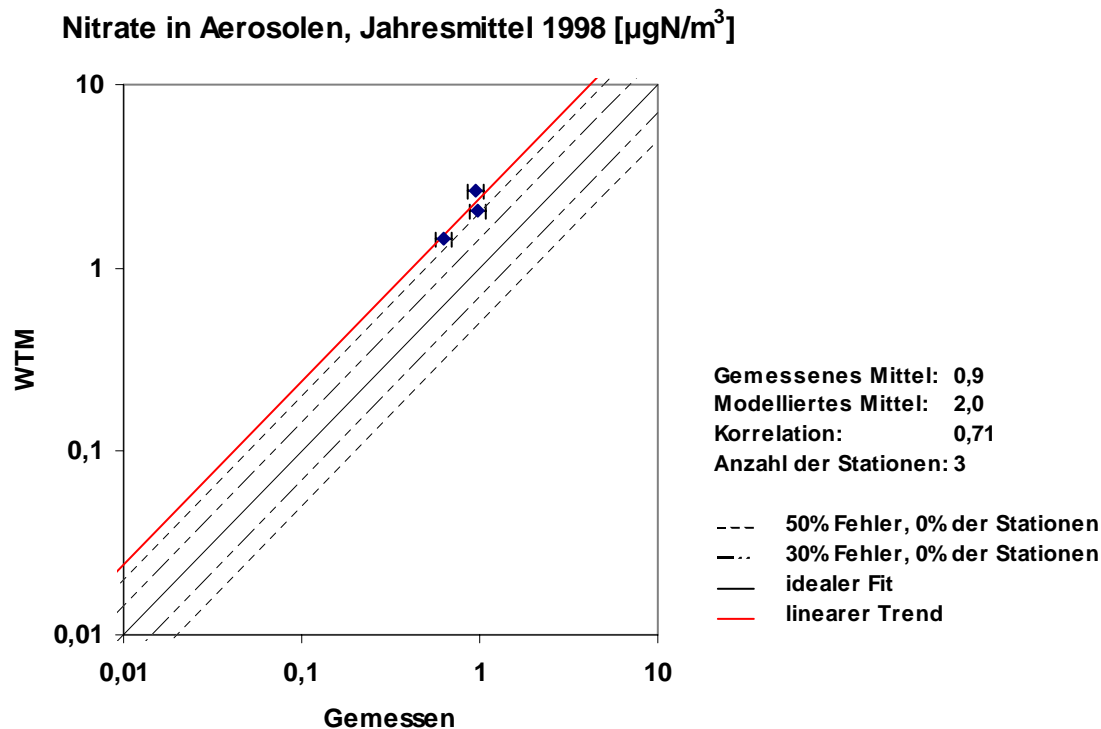
Abbildung dargestellt. Der Korrelationskoeffizient für beide Trends beträgt 0,64. 80 Prozent der Punkte liegen innerhalb des 50-Prozent-Fehlerbereichs und 33 Prozent innerhalb des 30-Prozent-Fehlerbereichs. Die Mittelwerte über alle Stationen sind mit  $0,64 \mu\text{gS}/\text{m}^3$  für die Messungen und  $0,62 \mu\text{gS}/\text{m}^3$  für die berechneten Werte sehr ähnlich.



**Abb. 4-32:** Vergleich der modellierten mit gemessenen Sulfat-Konzentrationen in Aerosolen für 1990

Das Ergebnis des Vergleichs für Sulfate in 1990 ist in Abb. 4-32 dargestellt. Leider enthalten die Messdaten für 1990 keine Angaben über die zu erwartende Genauigkeit der Messungen. Da allerdings die Messungen in 1998 eine sehr hohe Qualität aufwiesen, ist zu erwarten, dass auch die Messdaten für 1990 von guter Qualität sind. Stationen mit einer zeitlichen Abdeckung von weniger als 80 Prozent wurden nicht zum Vergleich herangezogen.

Die Steigung des Trends durch den Ursprung mit 1,36 indiziert eine leichte Überschätzung der Konzentrationen in 1990 von etwa 40 Prozent. Die starken Variationen der Punkte um die Trendlinie führen zu einem nur geringen Korrelationskoeffizienten von  $R^2 = 0,53$ . Weniger Werte liegen unterhalb dem idealen Trend als darüber, jedoch zeigen diese im Allgemeinen eine größere Abweichung als die Werte oberhalb. 76 Prozent der Werte liegen im 50-Prozent-Fehlerbereich und 29 Prozent im 30-Prozent-Fehlerbereich. Die Mittelwerte über alle Stationen geben die Steigung der Trendlinie wieder. Die gemessenen Daten zeigen einen Mittelwert von  $1,0 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ , die modellierten von  $1,4 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ .

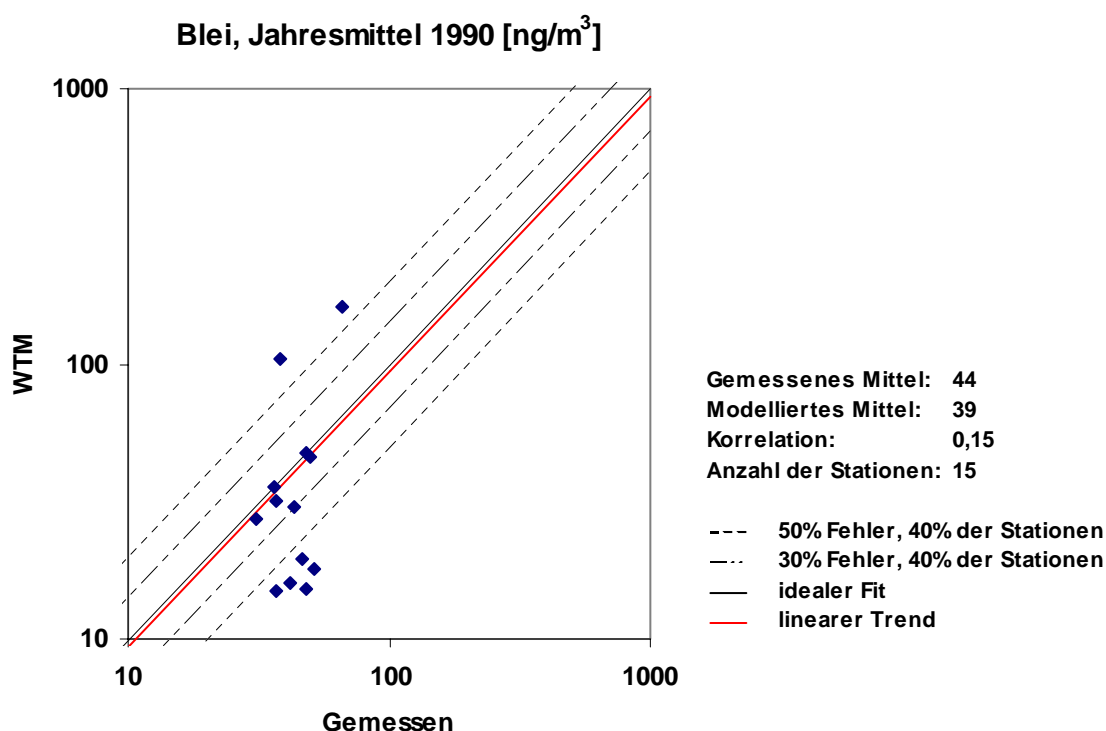


**Abb. 4-33:** Vergleich der modellierten mit gemessenen Nitrat-Konzentrationen in Aerosolen für 1998

Die Ergebnisse aus dem Vergleich für Nitratkonzentrationen in 1998 sind in Abb. 4-33 dargestellt. Lediglich Werte mit einem erwarteten Fehler von maximal 30 Prozent wurden verwendet. Werte ohne Fehlerlimit (Klasse D) wurden nicht berücksichtigt. Dadurch reduzieren sich die verwendbaren Messungen auf drei Jahresmittelwerte. Berücksichtigt man die horizontalen Fehlerbalken, liegen die drei Punkte sehr gut auf einer Trendlinie durch den Ursprung mit einer Steigung von 2,4 und einem Korrelationskoeffizienten von 0,71. Der Faktor zwischen den Mittelwerten über die Stationen mit  $0,9 \mu\text{gN}/\text{m}^3$  für die gemessenen Werte und  $2,0 \mu\text{gN}/\text{m}^3$  für die modellierten Werte entspricht etwa dieser Steigung. Die Analyse zeigt, dass das WTM Modell die Nitrat-Konzentrationen um etwa einen Faktor von 2,4 überschätzt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass aufgrund der schlechten Verfügbarkeit von Messdaten nur drei Messwerte für den Vergleich verwendet werden konnten. Da wie für die Sulfat-Daten auch für die Nitrat-Messungen in 1990 keine Qualitätsangaben vorhanden waren und die Qualität in 1998 schlecht war, wurde eine Analyse für 1990 nicht durchgeführt.

Die Überprüfung der Modellrechnungen für direkt emittierte Partikel ist schwierig. Zum einen werden von EMEP keine Messdaten für unspezifische Partikel berichtet und zum anderen werden natürlich neben den direkt emittierten Partikeln ebenfalls Sekundärpartikel mitgemessen. Durchschnittliche Messungen in einzelnen Ländern für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 10 Mikrometer ( $\text{PM}_{10}$ ) in 1997 zeigen Konzentrationen von  $32\text{--}45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in den Niederlanden,  $10\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Vereinigten Königreich,  $13\text{--}51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der Tschechischen Republik und  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der Schweiz (Lazaridis et al. 2000). Grobe Abschätzungen der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen aus Gesamtstaubmessungen in Deutschland ergeben in 1998 Konzentrationen von 20 bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mit einem Maximum bei etwa  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ein Ver-

gleich mit den modellierten Partikel-Konzentrationen in Abb. 4-15 zeigt, dass die berechneten Werte im Allgemeinen unter den gemessenen liegen. Ein Grund dafür ist, dass natürliche Partikelemissionen in den abgeschätzten Werten nicht berücksichtigt sind. Da in dieser Arbeit nur der Einfluss anthropogen emittierter Substanzen auf Umwelt und Gesundheit untersucht werden sollen und die Partikel bei der Ausbreitung inert sind, werden natürliche Partikelemissionen für die Berechnungen nicht benötigt. Des Weiteren werden die Konzentrationen nahe der Quelle durch regionale Modelle unterschätzt. In der Analyse der Schadenskosten werden zur Korrektur der Konzentrationen im Bereich nahe der Quelle Ergebnisse aus dem ExternE-Projekt verwendet (s. Kapitel 3). Weitere Gründe für eine Unterschätzung stellen andere, bisher in ihrer Stärke nicht bekannte Quellen für Primärpartikel und die Nichtberücksichtigung von Sekundärpartikeln, die durch organische Substanzen entstehen, dar.



**Abb. 4-34:** Vergleich der modellierten mit gemessenen Blei-Konzentrationen für 1990

Im Folgenden wird eine Analyse der wichtigsten toxischen Substanzen durchgeführt. Sie wurde allgemein auf das Jahr 1990 beschränkt, da für dieses das vollständigste und konsistenteste Emissionsinventar vorlag. Die Datenbasis für die gemessenen Werte ist im Vergleich zu den klassischen Luftschadstoffen deutlich schlechter. Die maximal verfügbare Anzahl von Werten stand mit 15 für Blei zur Verfügung.

Abb. 4-34 zeigt einen Vergleich der modellierten mit gemessenen Konzentrationen für Blei in Luft für das Jahr 1990. Die Punkte streuen stark um den idealen Fit. 40 Prozent der Punkte liegen innerhalb des 50- und 30-Prozent-Fehlerbereichs. Die Korrelation für die lineare Regression durch den Nullpunkt ist mit einem Wert von 0,15 sehr gering. Jedoch ist die Steigung des Trends mit 0,94 sehr nahe an 1. Die Mittelwerte sind ebenfalls sehr ähnlich.

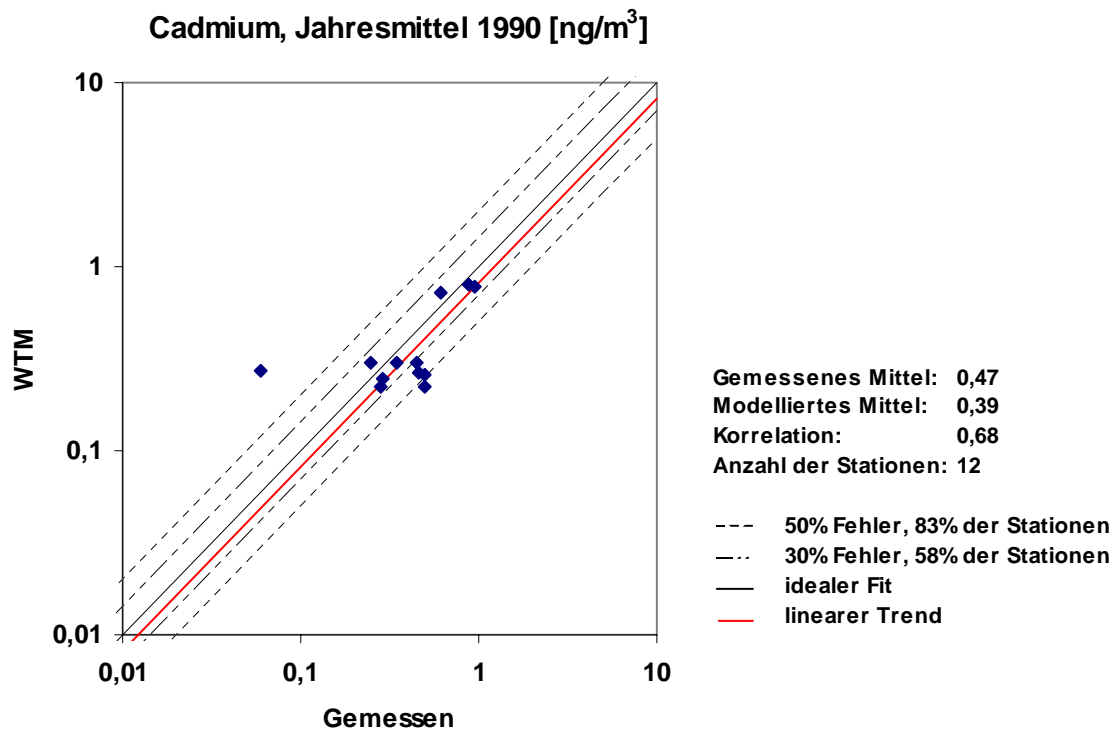


Abb. 4-35: Vergleich der modellierten mit gemessenen Cadmium-Konzentrationen für 1990

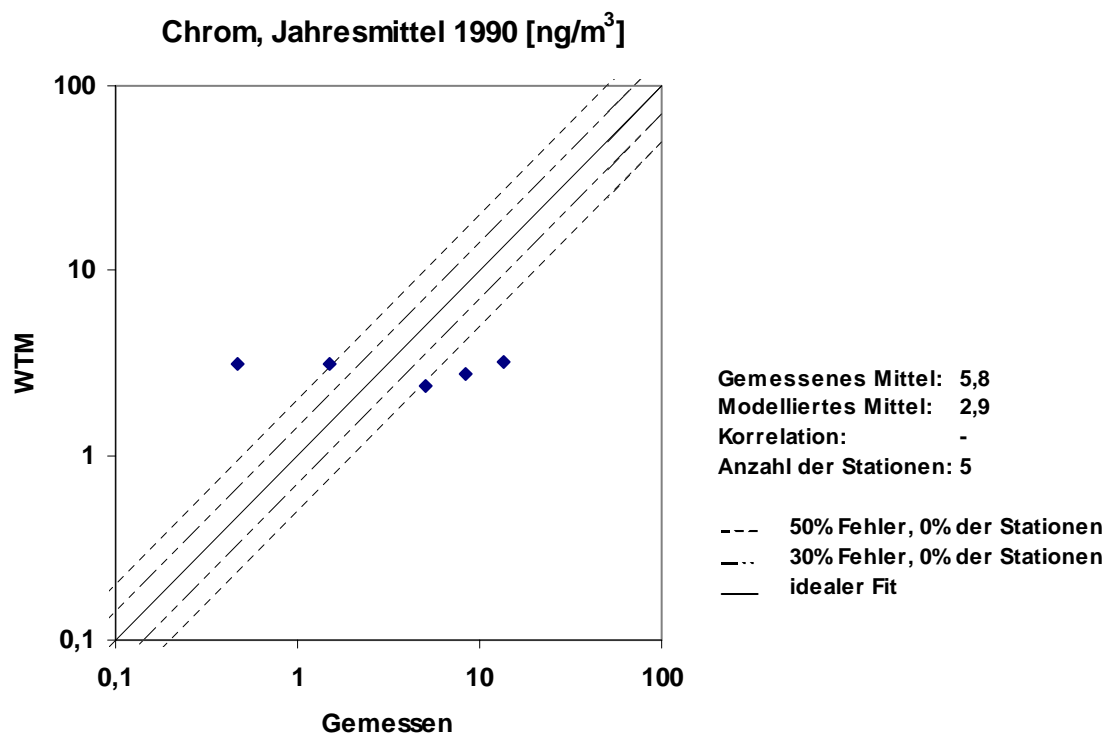
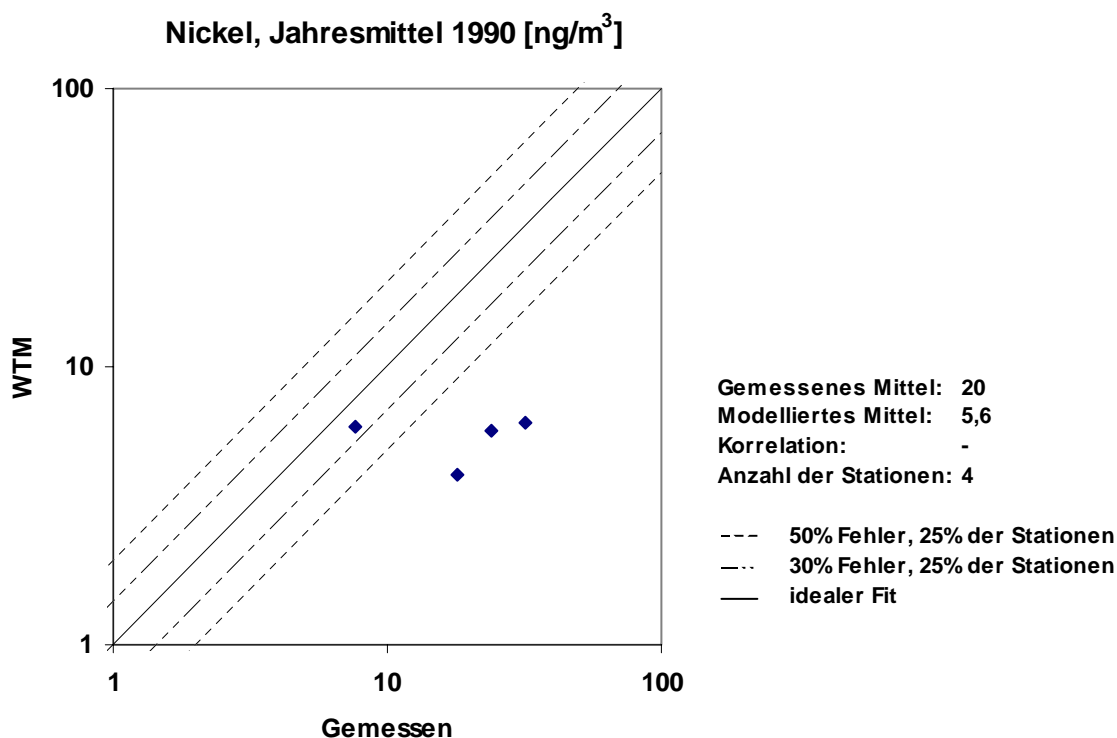


Abb. 4-36: Vergleich der modellierten mit gemessenen Chrom-Konzentrationen für 1990



**Abb. 4-37:** Vergleich der modellierten mit gemessenen Nickel-Konzentrationen für 1990

Abb. 4-35 zeigt den Vergleich für die Jahresmittelkonzentrationen von Cadmium. 12 Stationen konnten für die Analyse berücksichtigt werden. Die lineare Regression durch den Nullpunkt zeigt eine Korrelation von 0,68. Die Steigung ist 0,82. Dabei liegen 83 Prozent der Punkte innerhalb des 50-Prozent-Fehlerbereichs, 58 Prozent innerhalb des 30-Prozent-Fehlerbereichs. Wie die Steigung des Trends zeigen auch die Mittelwerte der Konzentrationen mit 0,47 ng/m<sup>3</sup> für die gemessenen und 0,39 ng/m<sup>3</sup> für die modellierten Werte eine leichte Unterschätzung durch das Modell.

Für Chrom standen für 1990 lediglich Daten von fünf Messstationen zur Verfügung (s. Abb. 4-36). Die gemessenen Konzentrationen zeigen hohe Variationen in den Werten, während die modellierten Zahlen für alle Bereiche in etwa auf demselben Niveau lagen. Alle Werte liegen außerhalb des 30- und 50-Prozent-Fehlerbereichs. Eine Korrelation mit einem Trend durch den Ursprung ist nicht beobachtbar. Aufgrund der wenigen Datenpunkte kann durch einen Vergleich der Mittelwerte keine Aussage getroffen werden.

Die Situation für Nickel präsentiert sich ähnlich wie für Chrom (s. Abb. 4-37). Nur vier Stationen konnten in die Analyse einbezogen werden. Die Variationen der gemessenen Daten sind im Vergleich mit den berechneten ebenfalls hoch. Eine Korrelation ist nicht erkennbar und ein Vergleich der Mittelwerte nicht aussagekräftig.

#### 4.4.2 Statistische und systematische Unsicherheiten

In den ExternE Studien werden vier Kategorien von Unsicherheiten für Berechnungen mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse betrachtet (Rabl et al. 1999, Rabl und Spadaro 1999 und 2001):

Unsicherheiten durch

- a) Ungenauigkeiten in Eingangsdaten und Modellen,
- b) Unwissenheit bezüglich der Politik und ethischer Entscheidungen,
- c) Unwissenheit bezüglich der Zukunft,
- d) Unwissenheit aufgrund fehlender Forschungsergebnisse/Information.

Unsicherheiten, die aus Ungenauigkeiten in Daten und Modellen entstehen, können mit einer statistischen Analyse ermittelt werden. Zur Untersuchung der Bandbreiten, die sich durch die übrigen Kategorien ergeben, können Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden.

Zunächst wird eine grobe Abschätzung der allgemeinen statistischen Unsicherheiten vorgestellt, bevor einige der Unsicherheiten in einer Sensitivitätsanalyse quantitativ ermittelt werden.

### Allgemeine statistische Unsicherheiten in der Wirkungspfadanalyse

Indem sie die Unsicherheiten in sämtlichen Schritten der Wirkungspfadanalyse berücksichtigten, konnten Rabl und Spadaro (1999) zeigen, dass die Ergebnisse wegen der multiplikativen Struktur der Methode einer Log-Normal-Verteilung folgen. Dieses Wissen ermöglichte die Verwendung von statistischen Instrumenten zur Analyse von Unsicherheiten. Anstelle von Zahlen wurden die abgeleiteten Unsicherheiten in Form von Kategorien A, B und C ausgedrückt:

A = hohe Genauigkeit (geometrische Standardabweichung  $\sigma_g = 2.5$  bis 4),

B = mittlere Genauigkeit (geometrische Standardabweichung  $\sigma_g = 4$  bis 6),

C = geringe Genauigkeit (geometrische Standardabweichung  $\sigma_g = 6$  bis 12).

Der Grund ist, keinen falschen Eindruck von der Präzision der Unsicherheits-Abschätzungen zu vermitteln, die zum Teil auf subjektiven Entscheidungen beruhen. Rabl et al. (1999), Rabl und Spadaro (1999) und Neuberechnungen der  $\sigma_g$  in Rabl und Spadaro (2001) ergeben für die in dieser Arbeit verfolgten Wirkungspfadkategorien:

Erhöhte Sterblichkeit durch Langzeiteinwirkungen:	A
Erhöhte Sterblichkeit durch Kurzeiteinwirkungen:	C
Morbidität:	A bis B
Ernteverluste (durch O3):	A
Materialschäden	B
Schäden durch As, Cd, Cr, Ni:	B

## **Sensitivitätsanalyse und qualitative Diskussion der spezifischen Unsicherheiten für klassische Luftschadstoffe**

Neben statistischen Unsicherheiten ist die Methode der Wirkungspfadanalyse aufgrund von Wissenslücken sowie politischen und ethischen Entscheidungen durch eine Reihe systematischer Unsicherheiten charakterisiert. Die wichtigsten Annahmen, die in den Berechnungen der Umwelt- und Gesundheitseinwirkungen durch klassische Luftschadstoffe getroffen wurden, und deren Auswirkungen werden im Folgenden diskutiert.

### *Sensitivitätsanalyse*

- Quantifizierungsansatz für Lebenszeitverluste

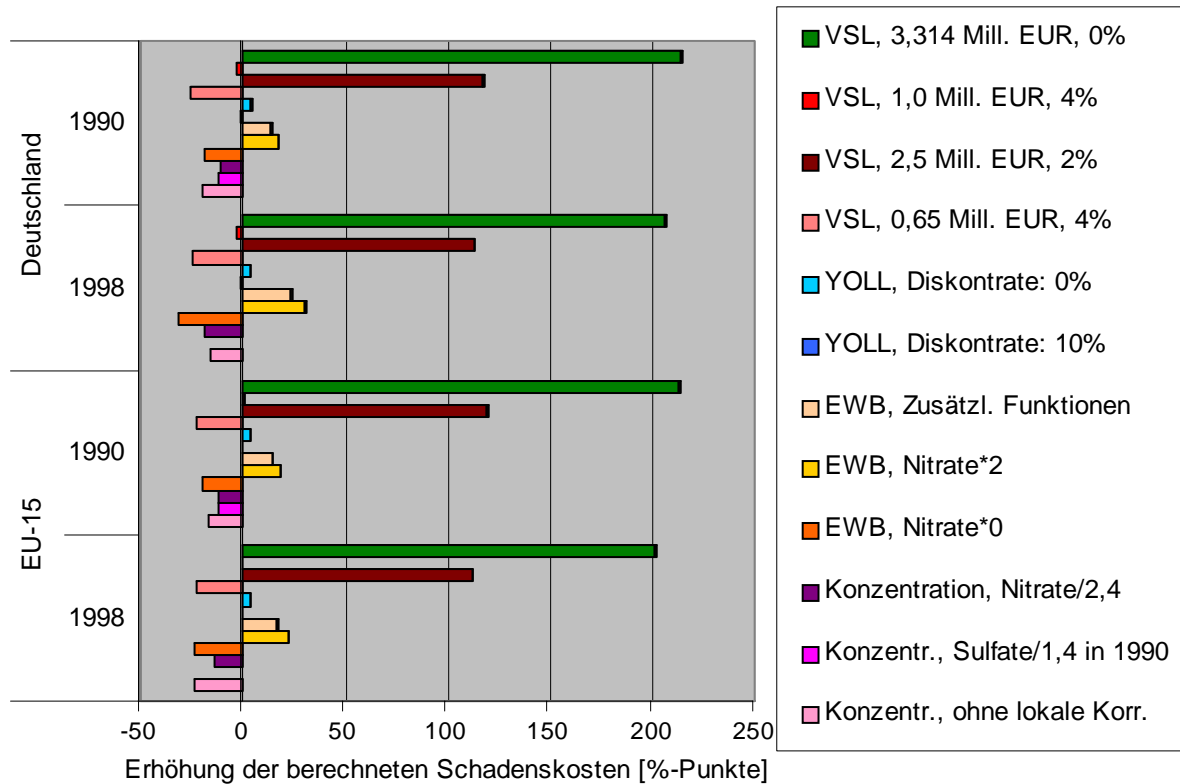
Die Berechnung von Lebenszeitverlusten („Years of Life Lost“ (YOLL)) zur Ermittlung von Mortalitätseffekten durch die Inhalation von Luftschadstoffen wie es im Rahmen von ExternE empfohlen wird, wird kontrovers diskutiert. Als Alternative ist deshalb hier zusätzlich der Ansatz berücksichtigt, in dem man direkt den frühzeitigen Tod mit dem Wert eines Statistischen Menschenlebens („Value of Statistical Life“ (VSL)) bewertet. Einer der Hauptbefürworter dieser Methode ist die Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission (GD Umwelt).

Neben dem grundsätzlichen Ansatz stehen die verwendeten monetären Werte und die angenommenen Diskontraten im Mittelpunkt der Diskussion. Für die Sensitivitätsanalyse werden die beiden Methoden mit verschiedenen vorgeschlagenen Bewertungsansätzen und Diskontraten durchgerechnet. Die höchsten Ergebnisse erhält man wenn man den Wert eines Statistischen Lebens aus den ExternE Projekten (3,36 Millionen Euro<sub>2000</sub>) mit einer Diskontrate von 0% verwendet (Hunt und Markandya 2001). Als zweiter Ansatz wird der von der DG Environment empfohlene Minimal- und Mittelwert mit der dort empfohlenen Diskontrate von 4% benutzt. Zusätzlich, um die maximale Schwankungsbreite der Ergebnisse zu zeigen, wird der empfohlene Maximalwert der GD Umwelt zusammen mit der minimalen, für Sensitivitätsanalysen empfohlenen Diskontrate von 2% zur Berechnung herangezogen (DG Environment 2000). Es wird eine Latenzzeit von 10 Jahren angenommen. Des Weiteren werden für die Berechnung der Lebenszeitverluste statt der verwendeten Diskontrate von 3%, die für Sensitivitätsanalysen empfohlenen Diskontraten von 0% und 10% angewendet. Zusammenfassend werden die folgenden Kombinationen in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt:

- VSL-Ansatz, 3,36 Millionen Euro<sub>2000</sub>, 0% Diskontrate
- VSL-Ansatz, 1 und 0,65 Millionen Euro<sub>2000</sub>, 4% Diskontrate
- VSL-Ansatz, 2,5 Millionen Euro<sub>2000</sub>, 2% Diskontrate
- YOLL-Ansatz, 0% und 10% Diskontrate

Die Ergebnisse zeigen, dass bei weitem die meisten Schwankungen durch die Verwendung verschiedener monetärer Werte entstehen. Die Verwendung des VSL-Ansatzes zusammen mit dem Wert, der innerhalb ExternE empfohlen wird, führt zu Ergebnissen, die um einen Faktor 3 höher sind als die Ergebnisse dieser Arbeit für Schadenskosten in Deutschland und die EU-15 in 1990 und 1998. Die Annahme des Minimalwertes, der von dem GD Um-

welt empfohlen wird, führt zu um 20 bis 25 Prozent niedrigeren Ergebnissen. Die Benutzung der besten Annahme für den Wert und die Diskontrate nach GD Umwelt führt zu Abweichungen von lediglich -2,2 bis 1,3 Prozent.



**Abb. 4-38:** Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für klassische Luftschadstoffe. Die Prozentpunkte sind bezogen auf die Ergebnisse für Schadenskosten in Deutschland und der EU-15 in den Jahren 1990 und 1998 (VSL: Value of Statistical Life, YOLL: Years of Life Lost, EWB: Expositions-Wirkungsbeziehungen, weitere Erläuterungen siehe Text).

- Gesundheitseffekte durch Nitrate

Im Abschnitt über Methoden zur Wirkungspfadanalyse wurde bereits diskutiert, dass es im Gegensatz zur Wirkung von Sulfaten für die Schädlichkeit von Nitraten keinen direkten epidemiologischen Nachweis gibt. Daher wurden die in der Arbeit angewandten Expositions-Wirkungsbeziehungen halbiert. Für die Sensitivitätsanalyse wird diese Anpassung zum einen rückgängig gemacht und zum anderen angenommen, dass Nitrate überhaupt keine Wirkungen besitzen:

- Multiplikation der für Nitrate verwendeten Expositions-Wirkungsbeziehungen (EWB) mit dem Faktor 2
- Keine Berücksichtigung der Effekte durch Nitrate - Nitrate mal 0

Die Ergebnisse dieser Variationen sind in Abb. 4-38 dargestellt. Die berechneten Schadenskosten steigen bei Verdopplung der Nitratschäden um 18 bis 31 Prozent, abhängig davon, welches Jahr und ob man die EU-15 oder Deutschland betrachtet. Die Herausnahme



von Nitraten aus den Ergebnissen führt zu einer Verringerung der Ergebnisse um dieselbe Zahl von Prozentpunkten.

- Nicht betrachtete Umwelt und Gesundheits-Effekte

In der Arbeit sind die Umwelt- und Gesundheits-Effekte berücksichtigt, die im Rahmen der ExternE-Projekte als die wichtigsten Effekte durch klassische Luftschadstoffe identifiziert wurden. Allerdings gibt es nach wie vor eine große Zahl von Wissenslücken bezüglich der Auswirkungen von Luftschadstoffen. Oftmals sind Effekte bekannt, jedoch noch nicht so weit erforscht, dass sie in der Wirkungspfadanalyse berücksichtigt werden könnten. Zu diesen gehören unter anderem Wirkungen auf Ökosysteme, Änderungen in der Biodiversität, mögliche Effekte aufgrund chronischer Exposition durch Ozon, Schäden an Kulturgütern, Verschmutzung von Materialien und direkte/indirekte ökonomische Effekte durch Änderung der Produktivität in der Forstwirtschaft. Das Wissen über diese Effekte reicht für eine quantitative Betrachtung in der Sensitivitätsanalyse nicht aus. Einige Auswirkungen von Luftschadstoffen, wie die auf Ökosysteme und Kulturgüter, sind unter anderem deshalb nur schwer zu berücksichtigen, weil sie zu langfristigen Schäden führen, die zum Teil nicht wieder rückgängig zu machen sind und deshalb einen direkten Einfluss auf die nachfolgenden Generationen haben. Bei diesen steht eindeutig der Aspekt der Nachhaltigkeit im Vordergrund. Daher werden sie detaillierter in Abschnitt 5.1 behandelt.

Effekte, die zwar bekannt, aber nur unsicher quantifizierbar sind, werden hingegen in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt. Eine Auflistung der entsprechenden Expositions-Wirkungsbeziehungen (EWB) findet sich in Tabelle 3-7. Die Ergebnisse zeigen, dass die zusätzlichen Effekte eine Erhöhung der Gesamtergebnisse um 15 bis 24 Prozent bewirken. Den größten Anteil betragen dabei die Mortalitätseffekte durch  $\text{NO}_x$  mit 73 bis 78 Prozent. Mehr als 90 Prozent der restlichen Schäden machen die Mortalitätseffekte durch CO aus. Während diese direkten Effekte von  $\text{NO}_x$  lediglich in der Sensitivitätsanalyse Berücksichtigung finden, sind indirekte Effekte durch  $\text{NO}_x$ -Emissionen in den Schäden durch Nitrate und Ozon enthalten.

- Unsicherheiten in den berechneten Schadstoffkonzentrationen

Der begrenzte geographische Bereich der Modelle sowie Unsicherheiten durch die Eingangsdaten und die Algorithmen in den Modellen führen zu Unsicherheiten in den berechneten Konzentrationswerten. Diese Unsicherheiten wurden in einem Vergleich mit gemessenen Konzentrationsdaten für die wichtigsten Substanzen im vorhergehenden Abschnitt ausführlich diskutiert. Anhand der wenigen vorhandenen Messdaten wurde festgestellt, dass insbesondere Nitrat-Konzentrationen in 1998 durch das Modell um etwa einen Faktor 2,4 überschätzt werden. Leider waren verwendbare Konzentrations-Messdaten für Nitrat in 1990 nicht verfügbar. Für die Sensitivitätsanalyse wird deshalb angenommen, dass die Nitrat-Konzentrationen in 1990 um denselben Faktor überschätzt werden wie in 1998. Eine leichte Überschätzung konnte ebenfalls für Sulfatkonzentrationen in 1990 ausgemacht werden. Entsprechend wird für 1990 ein Faktor von 1,4 angesetzt. Für 1998 stimmen die gemessenen und modellierten Konzentrationen bis auf 4 Prozent Abweichung überein. Daher wird Sulfat für 1998 nicht berücksichtigt. Eine detaillierte Analyse der Primärpartikelkonzentrationen bzw. der Gesamtpartikelkonzentrationen (inklusive Sekundärpartikel wie Nitrate und Sulfate) war aufgrund der schlechten Datenlage nicht möglich. Allerdings zeigten grobe Abschätzungen, dass die regionalen Modelle sie wie erwartet insgesamt eher unterschätzen. Um der Tatsache gerecht zu werden, dass die Primärpartikelkonzentrationen von den regionalen Modellen in der Nähe der Quelle unterschätzt werden, wurde diese Unterschätzung aufgrund von lokalen Berechnungen in anderen Studien ab-

geschätzt und zu den Ergebnissen hinzuaddiert (s. Kapitel 3). Um den Einfluss dieser ‚lokalen Korrektur‘ auf das Ergebnis darzustellen, wird diese für die Sensitivitätsanalyse herausgenommen. Zusammengefasst enthält die Sensitivitätsanalyse:

- Nitratkonzentrationen in 1990 und 1998 durch den Faktor 2,4 dividiert
- Sulfate in 1990 durch den Faktor 1,4 dividiert
- Herausnahme der ‚lokalen Korrektur‘

Die Ergebnisse zeigen, dass der Einfluss auf die Abschätzung der Schadenskosten in Deutschland und den EU-15-Ländern 10 bis 18 Prozent für Änderungen in den Nitratkonzentrationen und etwa 10 Prozent für die Änderungen in den Sulfatkonzentrationen beträgt. Die durchgeführten Korrekturen für den lokalen Bereich entsprechen 15 bis 23 Prozent der Gesamtergebnisse.

#### *Qualitative Diskussion weiterer Unsicherheiten*

- Verwendete Parameter in den Expositions-Wirkungsbeziehungen - Gesundheitseffekte durch Partikel

Expositions-Wirkungsbeziehungen für Gesundheitseffekte werden aus epidemiologischen Studien abgeleitet. Diese stellen statistische Zusammenhänge zwischen gemessenen Parametern wie z.B. Konzentrationen von Schadstoffen und beobachteten Gesundheitseffekten her. Die Wirkungsprozesse sind jedoch in den meisten Fällen noch nicht bekannt, so dass es z.B. für Partikel nicht klar ist, ob die einfache Konzentration oder andere Faktoren wie Inhaltsstoffe oder Anzahl der Teilchen die relevanteren Faktoren sind. Wenn also die Konzentration, die derzeit als Parameter verwendet wird, nicht aussagekräftig im Hinblick auf die Wirkungen sein sollte, könnte dieses zu einer Über- oder Unterschätzung der Ergebnisse führen.

- Hohe lokale Konzentrationen über einen kurzen Zeitraum - räumliche und temporale ‚Hot Spots‘

Die Abschätzungen der Gesundheitseffekte basieren hauptsächlich auf Jahresdurchschnittskonzentrationen. Diese geben die Höhe und Zahl von Spitzenkonzentrationen, z.B. von Ozon, in dicht besiedelten Gebieten nicht adäquat wieder. Des Weiteren wird die Unterschätzung der regionalen Modelle im lokalen Bereich um die Quelle zwar durch Faktoren korrigiert, diese repräsentieren aber lediglich eine grobe Abschätzung. Für eine genauere Analyse müssten lokale Modelle direkt angewandt werden.

- Begrenzter geographischer Bereich der verwendeten Modelle

Die verwendeten Modelle haben eine begrenzte geographische Abdeckung. Sie sind auf den Bereich beschränkt, der durch die verwendeten EMEP-Gitter vorgegeben ist. Deshalb können Einflüsse durch einige Länder im Osten Europas und in Asien nicht berücksichtigt werden. Der Einfluss auf die berechneten Schadenskosten in und durch Deutschland und die EU-15-Länder wird als gering eingeschätzt, weil Deutschland und die meisten EU-15-Länder weit entfernt von den Grenzen des EMEP-Gitters liegen.

Die Analyse der Unsicherheiten in der Berechnung der Wirkungen der zum derzeitigen Stand des Wissens wichtigsten Luftschadstoffemissionen, den Substanzen  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , NMVOC, CO und Partikel, hat gezeigt, dass noch nicht für alle Effekte eine komplette Wirkungspfadanalyse durchgeführt werden kann. Ein Teil der nicht berücksichtigten Effekte ist auch einer quantitativen Sensitivitätsanalyse nicht zugänglich. Effekte, die Einfluss auf die nachfolgenden Generationen haben, das sind insbesondere Schäden an Ökosystemen und Kulturgütern, werden in Abschnitt 5.1 diskutiert.

Von den in der Sensitivitätsanalyse diskutierten Variationen zeigte eine Veränderung bei der Abschätzung und Bewertung von Mortalitätseffekten den größten Einfluss auf das Ergebnis. Je nach Annahmen ergeben sich bis zu einem Faktor 3 höhere Gesamtergebnisse. Allerdings ist für die Verwendung der im Rahmen der ExternE-Studien empfohlenen und in dieser Arbeit benutzten Annahmen im Vergleich zum Vorschlag von der GD Umwelt bezüglich Bewertung und Methode im Gesamtergebnis lediglich ein geringer Unterschied von etwa -2 bis +1 Prozent zu beobachten. Die Verwendung verschiedener Diskontraten für die verfolgte Methode führt nur zu sehr geringen Unterschieden im Ergebnis. Mehr Einfluss haben die Unsicherheit in der Schädlichkeit der Nitrate, Unsicherheiten in den Konzentrationswerten und zusätzliche Expositions-Wirkungsbeziehungen. Jeder einzelne dieser Aspekte kann zu Unterschieden in den Ergebnissen von bis zu einigen zehn Prozent führen.

Einige verbleibende systematische Unsicherheiten konnten nicht quantitativ abgeschätzt werden. Unter diesen sind die Einflüsse durch Schäden, die aufgrund des heutigen Kenntnisstandes noch nicht berücksichtigt werden konnten, Einflüsse durch die nicht explizite Berücksichtigung von Effekten sehr hoher Konzentrationen in kurzen Zeiträumen und Einflüsse durch die begrenzten geographischen Bereiche der Modelle als größer anzunehmen als der Einfluss durch die Verwendung falscher Parameter in der Berechnung von Effekten durch Partikel, die unter Umständen zu einer Verringerung des Ergebnisses führen könnte. Daher sind die ermittelten Einflüsse auf das Wohlergehen durch klassische Luftschadstoffe eher als eine untere Abschätzung zu interpretieren.

### **Sensitivitätsanalyse und qualitative Diskussion der spezifischen Unsicherheiten für toxische Luftschadstoffe**

Da die Wirkungen der klassischen Luftschadstoffe den größten Teil der Ergebnisse ausmachen ist zu erwarten, dass die oben diskutierten Unsicherheiten einen wesentlich höheren Einfluss auf das Ergebnis haben als die bezüglich der Wirkungen von toxischen Substanzen. Nichtsdestotrotz sollen Unsicherheiten in diesem Bereich hier genauer beleuchtet werden.

#### *Sensitivitätsanalyse*

- Ansatz für tödlichen Krebs

Wie bereits im vorherigen Abschnitt erwähnt wird die Verwendung des Ansatzes zur Berechnung von Lebenszeitverlusten („Years of Life Lost“ (YOLL)) anstatt der Berechnung über vorzeitige Todesfälle auf der Basis des Werts eines Statistischen Menschenlebens („Value of a Statistical Life“ (VSL)) kontrovers diskutiert. Die Variation der benutzten Diskontrate und die alternative Verfolgung des VSL-Ansatzes unter der Verwendung verschiedener Werte führt auch in den Ergebnissen für toxische Substanzen zu großen Variationen (s. Tabelle 4-19). Für die Sensitivitätsanalyse wurden dieselben Werte einge-

setzt wie für klassische Luftschadstoffe (s.o.), sie basieren auf Empfehlungen in Friedrich und Bickel (2001) und GD Umwelt (2000).

**Tabelle 4-19:** Variation in den Annahmen für die Berechnung für tödlichen Lungenkrebs<sup>8</sup>

Annahme	Zusätzlicher Schaden [%]	Referenz
YOLL: 0% Diskontrate	31	ExternE: Sensitivitätsanalyse
YOLL: 10% Diskontrate	-42	ExternE: Sensitivitätsanalyse
VSL : 1,0 Millionen Euro, 4% Diskontrate	-36	DG Environment: Bester Wert
VSL : 0,65 Millionen Euro, 4% Diskontrate	-47	DG Environment: Minimum Annahme
VSL : 2,5 Millionen Euro, 2% Diskontrate	42	DG Environment: Maximum Annahme
VSL : 3,314 Millionen Euro, 0% Diskontrate	128	ExternE

### *Qualitative Diskussion weiterer Unsicherheiten*

- Wirkungsfaktoren

Die Risikofaktoren, die zur Ableitung der Expositions-Wirkungsfaktoren verwendet wurden, werden im Allgemeinen ohne Informationen zu Unsicherheiten veröffentlicht. Trotzdem kann bereits daran, dass verschiedene Publikationen völlig unterschiedliche Faktoren berichten, gesehen werden, dass mit ihrer Ermittlung hohe Unsicherheiten verbunden sind. Für die Inhalation von Cadmium und Chrom beträgt die Abweichung zwischen verschiedenen Quellen in etwa einen Faktor vier.

- Nicht betrachtete Effekte

Die Berechnungen in dieser Arbeit beschränken sich auf einige toxische Substanzen, für die im Rahmen zu erwartender Ungenauigkeiten Expositions-Wirkungsbeziehungen und monetäre Werte zur Bewertung der von diesen Substanzen verursachten Effekte verfügbar waren. Allerdings ist bekannt, dass eine weitaus größere Zahl von toxischen Substanzen Einfluss auf die menschliche Gesundheit hat. Die Schäden, die für 1990 durch Blei berechnet und als grobe Schätzungen angegeben wurden, zeigten, dass Schäden durch toxische Substanzen durchaus ähnliche Größenordnungen wie Schäden durch klassische Luftschadstoffe verursachen können. Der maximal abgeschätzte Wert für Blei beträgt sogar über 10 Prozent der Schadenskosten durch klassische Luftschadstoffe.

- Unsicherheiten in den Schadstoffkonzentrationen

Der Vergleich gemessener und modellierter Werte für die toxischen Substanzen zeigte, dass die Datenverfügbarkeit bei den Messdaten sehr schlecht ist. Für jeden Stoff waren maximal einige wenige Messwerte verfügbar. Jedoch konnte aus dem Vergleich gesehen werden, dass die mit dem Modell abgeschätzten Konzentrationen für alle Schadstoffe dieselben Größenordnungen aufwiesen wie die gemessenen Werte. Allerdings konnten keine quantitativen Faktoren für Abweichungen ermittelt werden, die in einer Sensitivitätsanalyse verwendet werden könnten.

Die Korrektur der Unterschätzung der regionalen Modellen für Schäden nahe der Quelle macht für Deutschland etwa 30 Prozent der insgesamt berechneten Schäden aus. Diese ba-

<sup>8</sup> Als Latenzzeit wird wie in den übrigen Berechnungen in dieser Arbeit 15 Jahre angenommen.

siert allerdings auf Jahresmittelwerten und berücksichtigt damit keine kurzzeitig lokal auftretenden hohen Konzentrationen, die z.B. bei Unfällen freigesetzt werden.

Wie in der Abschätzung der Unsicherheiten für die klassischen Luftschadstoffe ist je nach verwendeter Bewertungsmethode bei der Mortalität eine starke Schwankung in den Ergebnissen zu erwarten. Als wesentlich schwerwiegender ist jedoch einzuschätzen, dass bei weitem nicht alle toxisch wirkenden Substanzen in der Analyse berücksichtigt werden konnten. Zudem ist ein Vergleich gemessener und modellierter Werte nur sehr schwer möglich, da lediglich sehr wenige Messdaten verfügbar sind und für die verfügbaren Daten keine Information über die erwarteten Ungenauigkeiten angegeben ist. Die modellierten und gemessenen Werte, die miteinander verglichen werden konnten, lagen jeweils in derselben Größenordnung. Unregelmäßigkeiten in Produktionsprozessen wie Unfälle, die zu größeren Emissionen toxischer Stoffe führen, wurden in der Analyse nicht berücksichtigt.

Alles in allem stellen die Ergebnisse für toxische Substanzen, insbesondere aufgrund der nicht berücksichtigbaren Effekte und Substanzen, eher Werte für eine untere Abschätzung dar. In der Summe ist zu erwarten, dass sie einige Prozent der Schäden durch klassische Luftschadstoffe ausmachen können. Allerdings ist wegen des großen Unterschieds zu vermuten, dass die klassischen Luftschadstoffe in der Berechnung nach wie vor dominieren.

### **Fazit aus den Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen**

Die Analysen ergaben, dass sowohl die Berechnungen für Luftschadstoffe und toxische Substanzen recht hohe Unsicherheiten und Sensitivitäten aufweisen. Die hohen Werte in den abgeleiteten Unsicherheiten ergaben sich unter anderem durch die Einbeziehung von Unsicherheiten in den Ausbreitungsrechnungen und der Bewertung, die zusätzlich in den Sensitivitäten betrachtet wurden. Betrachtet man die Effekte, die zu den höchsten Schäden führen, erhöhte Sterblichkeit durch Langzeiteinwirkungen, so ergeben sich für die einzelnen Substanzen ohne die Berücksichtigung der Ausbreitungsrechnung und der Bewertung sehr gute  $\sigma_g$ -Werte um 1,7 bis 1,8. Die  $\sigma_g$ -Werte der Schwermetalle Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel liegen bei 4,2, also nahe an der Grenze zur Qualitätsstufe A.

Bei der Diskussion der Sensitivitäten ist zwischen der Bewertung von Mortalitätseffekten, Unsicherheiten bezüglich Expositions-Wirkungsbeziehungen und Unsicherheiten in den Konzentrationen zu unterscheiden. Hohe Änderungen der Gesamtergebnisse ergeben sich lediglich bei den Extremmaßnahmen bezüglich der Bewertung von Mortalitätseffekten. Diese relativieren sich deutlich, wenn man die in dieser Arbeit verfolgte Methode mit Ergebnissen für die von den GD Umwelt vorgeschlagene Methode vergleicht. Die mit der Methode der GD Umwelt berechneten Ergebnisse unterscheiden sich von denen in dieser Arbeit um -2,2 bis +1,3 Prozent. Solche Variationen sind nur dann interessant, wenn die absoluten Schadenskosten von Interesse sind. Bei dem Vergleich zweier Sektoren oder zweier Länder ändert sich nichts an der Reihenfolge solange es sich nicht um Änderungen einer ganzen Größenordnung handelt und dadurch z.B. Effekte auf Feldpflanzen deutlich an Bedeutung gewinnen. Sie betreffen in dem Fall alle Sektoren oder Länder in etwa gleichermaßen.

Unsicherheiten bezüglich Expositions-Wirkungsbeziehungen und in der Ermittlung der Konzentrationen betreffen verschiedene Substanzen unterschiedlich. Insbesondere beim Vergleich verschiedener Sektoren kann es bei hohen Änderungen für nur eine Substanz auch zu

Verschiebungen in der Rangfolge kommen. Im absoluten Gesamtergebnis machen diese Einflüsse jeweils wenige zehn Prozent aus.

## **5 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung**

Luftschadstoffemissionen haben nicht nur Auswirkungen auf die derzeit lebende Generation, sondern auch auf die nachfolgenden Generationen, indem sie die Umwelt in einem Maße schädigen, dass sie nicht oder nur unter sehr hohem Aufwand wiederhergestellt werden kann und unter Umständen sogar lebensunterstützende Funktionen geschädigt werden.

In Kapitel 2 wurden aus den wirtschaftlichen Zielen der intertemporal optimalen Wohlfahrtsentwicklung und der Nachhaltigen Entwicklung drei Prioritäten abgeleitet. Aus ihnen ergaben sich vier Indikatoren zur Beurteilung von Umwelteinflüssen in Bezug auf die wirtschaftliche Entwicklung.

Während im ersten dieser Indikatoren Abstände als Hinweis auf die Entfernung von festgelegten Nachhaltigkeitsstandards zum Schutze lebenserhaltender Funktionen angegeben werden, zielt der zweite dieser Indikatoren auf den Erhalt bewerteten langlebigen Kapitals. Beide geben Auskunft über eventuelle Missstände im Hinblick auf eine Nachhaltige Entwicklung. Der dritte Indikator entspricht den Gesamtkosten bei der Einhaltung von Umweltzielen. Durch Vergleich verschiedener Optionen, z.B. weiterer zusätzlicher Minderungen mit der reinen Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards, erhält man mit ihm einen relativen Indikator für die Effizienz der gesetzten Umweltziele. Der vierte Indikator stellt wie der erste einen Abstandsindikator dar, der in diesem Zusammenhang die Entfernung von der Erreichung der in der Effizienzanalyse betrachteten Umweltziele angibt.

In diesem Kapitel sollen die Indikatoren anhand vorhandener Modellrechnungen in einer Ex-ante-Analyse des Jahres 2005 abgeleitet werden. Abschnitt 5.1 beschäftigt sich mit der Schädigung langlebigen Kapitals und dessen Bewertung, bevor in Abschnitt 5.2 auf die Möglichkeit einer Definition und Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards eingegangen wird. Abschnitt 5.3 beschäftigt sich mit der Analyse der Effizienz im Falle der Einhaltung definierter Nachhaltigkeitsstandards.

### **5.1 Schwache Nachhaltigkeit - langfristige Schädigung der Umwelt durch aktuelle Belastungen**

#### **5.1.1 Geschädigtes langlebiges Kapital**

Im Zusammenhang mit langfristigen Effekten durch Schadstoffemissionen sind insbesondere Schäden an Kulturgütern und Ökosystemen sowie die Verschlechterung der Bodenqualität zu nennen.

Der wesentliche Unterschied von Kulturgütern zu Nutzgebäuden, die in der Berechnung aktueller Einflüsse auf das Wohlergehen berücksichtigt wurden (s. Kapitel 4), ist, dass Kulturgüter im Allgemeinen zwar ebenfalls wieder instandgesetzt werden können, dadurch allerdings ihre Originalität verlorenght. Aus diesem Grunde ergeben sich durch ihre Schädigung deutlich höhere Wertverluste als durch die Abschätzung von Instandsetzungskosten ausgedrückt werden kann.

Heutige Schäden an Ökosystemen haben starken Einfluss auf ihre zukünftige Entwicklung. Sie können durch gegenwärtige Umweltbelastungen so stark geschädigt werden, dass sie sich von selbst nicht wieder regenerieren können. Eine Wiederherstellung durch menschliche Eingriffe ist lokal in begrenztem Maße möglich, wenn man die grundsätzlich notwendigen

Rahmenbedingungen schafft und bestimmte Arten wieder ansiedelt. Problematisch wird es allerdings, wenn Arten ausgestorben sind. Obwohl die Gentechnik bereits weit fortgeschritten ist, sind bisher noch keine ausgestorbenen Arten wieder zum Leben erweckt und erfolgreich in die Umwelt integriert worden. Im besten Falle ist bei Schädigung von Ökosystemen zur Wiederherstellung ein starker Eingriff des Menschen erforderlich, wodurch Kosten und damit Einflüsse auf das Wohlergehen zukünftiger Generationen entstehen. Ist die Wiederherstellung nicht möglich, müssen zukünftige Generationen mit den bewirkten Veränderungen der Ökosysteme leben. Besonders wenn wichtige Funktionen der Ökosysteme für den Menschen betroffen sind, ist ein starker Einfluss auf das zukünftige Wohlergehen zu erwarten. Wenn die Höhe der Auswirkungen irreversibler Schädigungen nicht abgeschätzt werden können, müssen diese nach dem Vorsorgeprinzip vermieden werden.

Durch Emissionen nicht abbaubarer Schadstoffe entstehen sehr langfristige Einflüsse auf die Umwelt und damit auch auf das Wohlergehen. In dieser Arbeit sind in diesem Zusammenhang insbesondere die persistenten toxischen Substanzen wie Schwermetalle zu nennen. Persistente Substanzen akkumulieren in der Umwelt so lange der Eintrag höher als der Abfluss ist. Bei zunehmender Konzentration im Boden erhöhen sich allerdings die Austräge ebenfalls, so dass ein Fließgleichgewicht entsteht, bei dem sich unter Annahme konstanter Umweltbedingungen nach einiger Zeit bestimmte Konzentrationswerte in Boden und Wasser einstellen. Aufgrund der Langwierigkeit von Prozessen in Boden und Grundwasser führen gegenwärtige Emissionen von persistenten toxischen Substanzen zu Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit, die zum Teil weit in der Zukunft liegen.

### **5.1.2 Schädigung von Kulturgütern**

#### **Möglichkeiten zur Abschätzung von Schäden an Kulturgütern**

Wie bereits in Kapitel 3 beschrieben, kann ein Großteil von Schäden an Kulturgüter dem Wirkungspfad folgend durch die Anwendung entsprechender Expositions-Wirkungsbeziehungen berechnet werden. Die Schwierigkeit bezüglich Kulturgütern gegenüber Nutzbauten liegt in zwei Eigenschaften begründet.

Zum einen sind Kulturgüter sehr heterogen, wodurch eine Erfassung des Bestandes sehr schwierig ist. Deswegen ist bisher kein entsprechendes Inventar für Europa verfügbar und konkrete Berechnungen können nicht durchgeführt werden.

Zum zweiten sind Kulturgüter aufgrund ihrer Einzigartigkeit nur sehr schwer zu bewerten. Insbesondere sind wie bereits oben erwähnt Instandsetzungskosten nicht ausreichend, um einen Wertverlust durch Schäden abzuschätzen, da es nicht möglich ist, durch eine Instandsetzung das Original wiederherzustellen. Eine Bewertung muss sehr individuell je nach Objekt durchgeführt werden. Eine derartige Abschätzung vor allem europaweit erfordert einen extrem hohen Aufwand.

Anstelle der Ermittlung tatsächlicher Schäden an Kulturgütern werden die Luftschadstoffkonzentrationen deshalb anhand von Grenzwerten bewertet. Die UN-ECE hat zu diesem Zweck sogenannte akzeptable Korrosionsraten ermittelt, die auf den umfangreichen Messungen der Korrosionsraten im Rahmen des UN International Cooperative Programme (ICP) Materials basieren (UN-ECE 2003). Als akzeptable Korrosionsraten werden das 1,5-, 2,0- und 2,5-fache der gemessenen Hintergrundkorrosionsraten vorgeschlagen. Kürzlich durchgeführte



Berechnungen für das ‚UN-ECE National Focal Center‘ für Deutschland, das Umweltbundesamt, zeigen ausführliche Ergebnisse für den Vergleich akzeptabler mit aktuellen Korrosionsraten in 1990 und 1999 (Anshelm et al. 2003). Diese werden im Folgenden zu einer qualitativen Abschätzung der Situation bezüglich der Schädigung von Kulturgütern herangezogen.

### **Ergebnisse zu Belastungen von Kulturgütern**

In ihren Berechnungen betrachten Anshelm et al. (2003) verwitterungsbeständigen Stahl, Zink, Aluminium, Kupfer, Bronze, Portland Kalkstein und Mansfield Sandstein. Je nach Annahme für die akzeptable Korrosionsrate ergeben sich für 1990 großflächig hohe (um einen Faktor von 2 bis 3) bis sehr hohe Überschreitungen (um einen Faktor von 3 bis 8). Diese sind insbesondere im Osten Deutschlands beobachtbar. Hohe Überschreitungen wurden bei verwitterungsbeständigen Stahl festgestellt. Geringe Überschreitungen konnten für Zink und Aluminium ermittelt werden. Unterschreitungen in größerem Maß wurden für 1990 lediglich für Kalkstein und Sandstein unter der Annahme des höchsten Werts der akzeptablen Korrosionsrate berechnet. In 1999 ist für alle betrachteten Materialien eine Verbesserung der Situation zu erkennen. Allerdings sind trotzdem für verwitterungsbeständigen Stahl und Aluminium in keinem der betrachteten Fälle Unterschreitungen der akzeptablen Korrosionsraten in größeren Gebieten erkennbar. Großflächige Unterschreitungen für Zink und Kupfer sind nur für den höchsten Wert der akzeptablen Korrosionsrate ermittelt worden. Bronze zeigt auch für den mittleren Wert Unterschreitungen in einzelnen Gebieten. Für Kalk- und Sandstein wurden großflächige Unterschreitungen des mittleren und vereinzelt Unterschreitungen des unteren Werts der akzeptablen Korrosionsrate in 1999 festgestellt. Nimmt man aufgrund von Vorsorge-Aspekten den kleinsten Wert der akzeptablen Korrosionsrate mit dem 1,5-fachen der Hintergrundkorrosion an, so werden Unterschreitungen in 1999 lediglich für Natursteine beobachtet.

Die Betrachtung zeigt, dass die Situation bezüglich Luftschadstoffen im Hinblick auf die Schädigung von Materialien an Kulturgütern in 1990 und 1999 bedenklich war. Nimmt man das 1,5-fache der Hintergrundkorrosion als Maßstab für die akzeptable Korrosionsrate an, sind in beiden Jahren bei jedem Schadstoff großflächige Überschreitungen mit zum Teil bis zu einem Faktor 8 zu beobachten.

### **5.1.3 Schädigung von Ökosystemen**

#### **Möglichkeiten zur Abschätzung von Schäden an Ökosystemen**

Bei der Berechnung von Schäden an Ökosystemen treten zwei Schwierigkeiten auf. Zum einen sind die Wirkungsketten sehr unsicher und zum Teil unbekannt. Zum anderen stellt sich die Bewertung als sehr schwierig heraus.

#### ***Wirkungsabschätzung***

Das Unwissen und die Unsicherheiten in den kausalen Zusammenhängen führen dazu, dass die Wirkungen innerhalb der Ökosysteme nicht für jedes Ökosystem im Detail berechnet werden können, wie es für die komplette Wirkungspfadanalyse notwendig wäre. Insbesondere ist unbekannt inwiefern Nichtlinearitäten eintreten können, die gegebenenfalls dazu führen, dass ab einer gewissen Vorschädigung kleine zusätzliche Einwirkungen mit großen Auswirkungen ver-

bunden sind, die unter Umständen zu einem Zusammenbruch gesamter Ökosysteme führen können.

Statt der Verfolgung der Wirkungskette hat sich das Konzept der Definition kritischer Werte, sogenannter ‚Critical Levels‘ bzw. ‚Critical Loads‘, durchgesetzt. Sie stellen quantitative Schätzungen für Expositionen durch Konzentrationen bzw. Depositionen dar, unter denen nach derzeitigem Wissen keine signifikant schädlichen Effekte auf spezifische sensitive Elemente der Umwelt entstehen (UBA 1996). Werden diese Werte also überall eingehalten, so ist nach derzeitigem Wissen kein Schaden an Ökosystemen durch die jeweiligen Schadstoffe zu erwarten. Das Konzept wird vor allem für Arbeiten im Rahmen der Konvention zu ‚Long-Range Transboundary Air Pollution‘ (LRTAP) verwendet. Um Änderungen in der Belastung von Ökosystemen über die Zeit zu verfolgen, wurden Methoden für die Berechnung und die Darstellung von Überschreitungen der kritischen Werte und der geschützten Ökosystemflächen entwickelt und seit 1991 regelmäßig in Berichten veröffentlicht (s. z.B. Posch et al. (2001), Posch et al. (1999) und Posch et al. (1997)). Für klassische Luftschadstoffe werden zwei relevante Prozesse unterschieden, Eutrophierung und Versauerung. Für Schwermetalle oder andere toxische Substanzen sind bisher keine Grenzwerte in Form von offiziell festgelegten kritischen Konzentrationen oder Einträgen mit einer ähnlichen Basis wie für klassische Luftschadstoffe abgeleitet worden. Einzelne vergleichsweise unspezifische Grenzwerte können für sie trotzdem bereits angegeben werden (s. Abschnitt 5.2.1).

### ***Bewertung***

Für Abschätzungen im Rahmen der schwachen Nachhaltigkeit ist es notwendig, eine Berechnung des geschädigten Kapitals in monetären Einheiten durchzuführen. Es sind viele Bewertungsstudien durchgeführt worden, um den Wert der Funktionen des globalen Ökosystems abzuschätzen. Viele der Studien berücksichtigen nur einzelne Funktionen bestimmter Ökosysteme. Hier sind insbesondere Befragungsstudien zu nennen. Nachteile dieser Studien sind:

- sie können nur schwer von dem speziellen Ökosystem auf andere übertragen werden,
- sie decken nicht den gesamten Nutzenbereich ab,
- sie können methodisch nicht mehr als einen lokalen direkten Nutzen dieses Ökosystems für den Menschen abschätzen, regionale oder gar globale Nutzen sowie indirekte Nutzen sind nicht erfassbar und
- der ‚intrinsische Wert‘ von Ökosystemen kann nicht erfasst werden.

Costanza et al. (1998) fassen viele Studien zusammen, die mit verschiedensten Methoden durchgeführt wurden. Für die betrachteten 17 Funktionen von Ökosystemen, die z.B. Erholungsfunktion, kulturellen Wert, atmosphärische Zusammensetzung, Klimaeinflüsse und Wasserflüsse einschließen, kommen sie auf einen Wert von 16 bis 54 Billionen US-Dollar. Im Durchschnitt ergeben sich 33 Billionen US-Dollar, was damals fast dem Doppelten des Welt-Nationaleinkommens entsprach. Allerdings ist ein solcher Gesamtwert nur sehr schwer auf die teilweise Schädigung einzelner Ökosysteme zu übertragen.

Eine Alternative ist die Verwendung von Schadensvermeidungs- oder Schadensbeseitigungskosten. Als Schadensvermeidungskosten können in diesem Fall z.B. Investitionen angeführt werden, die notwendig sind um Emissionen in dem Maße zu mindern, dass politisch vereinbarte Standards eingehalten werden können. Unter der Annahme, dass die Basis für die Festlegung der Standards eine detaillierte Abschätzung der Auswirkungen dieser festgelegten Emissionsniveaus ist, können die Kosten als gute Näherung der Werteinschätzung der beteiligten Entscheidungsträger für die geschützten Ökosysteme angesehen werden. Die Investitionen geben damit direkt den Wert der geschützten Ökosystemfläche wieder. In der Praxis ergeben sich vor allem dadurch Schwierigkeiten, dass bei der politischen Festlegung der Ziele im Allgemeinen mehrere Aspekte wie z.B. auch Gesundheitseinflüsse und strategische Erwägungen eine Rolle gespielt haben. Für die Ableitung eines Wertes für Ökosysteme muss jedoch gewährleistet werden, dass sich dieser lediglich auf Ökosysteme bezieht.

Schadensbeseitigungskosten spiegeln nur einen Teil des Schadens wider und auch nur dann, wenn dieser beseitigt werden kann, also nicht irreparabel ist. Irreparable Schäden spielen jedoch gerade im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung eine große Rolle. Schadensbeseitigungskosten sind damit nicht ausreichend für Bewertungen langlebigen Kapitals mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass einige Ansätze zur Bewertung von Ökosystemen existieren. Sie bewerten einzelne Funktionen von Ökosystemen. Metastudien wie die von Costanza et al. (1998) fassen diese zusammen. Die Ergebnisse sind im höchsten Maße unsicher und der volle sozio-ökonomische Wert gesamter Ökosysteme ist nach wie vor nicht abschätzbar. Vermeidungskosten stellen eine Alternative dar, sind jedoch nur schwer ermittelbar. Des Weiteren ist die Aussagekraft eines Gesamtwertes aller Ökosysteme zweifelhaft. Insbesondere lassen sich daraus lediglich Durchschnittskosten berechnen. Unter Umständen auftretende Nichtlinearitäten in der Bewertung können nicht berücksichtigt werden.

Zusätzlich zu den Schwierigkeiten in der Bewertung besteht Unsicherheit und Unwissenheit bezüglich der Auswirkungen der Schadstoffe auf Ökosysteme. Dadurch können gerade in diesem Bereich, in dem Fehleinschätzungen zu großen Folgen führen können, weil Ökosysteme nicht wiederherstellbar geschädigt und in ihren lebensunterstützenden Funktionen eingeschränkt werden können, keine gesicherten Abschätzungen gemacht werden, ab welcher Belastung diese Schäden in einem nicht mehr vertretbaren Maße eintreten.

### **Ergebnisse zu Belastungen von Ökosystemen**

Wie bereits diskutiert ist vor allem aufgrund fehlenden Wissens über die kausalen Zusammenhänge eine Berechnung von Ökosystemschäden bis hin zur Bewertung nicht möglich. Stattdessen wird die Belastung von Ökosystemen auf der Basis der Berechnungen in dieser Arbeit und den Berichten der UN-ECE anhand des Konzeptes der ‚Critical Levels‘ und ‚Critical Loads‘ abgeschätzt.

Die Überschreitungen von Grenzwerten für Schadstoffkonzentrationen, die bezüglich Vegetation inklusive natürlicher Pflanzen und Ökosysteme angegeben wurden, ist bereits in Abschnitt 4.2 diskutiert worden. Der langfristige Grenzwert für Ozon, der dem ‚Critical Level‘ entspricht, ist in 1998 in weiten Teilen Europas überschritten. Ebenfalls überschritten sind die Grenzwerte für SO<sub>2</sub> für Ökosysteme. Der Grenzwert für NO<sub>x</sub> bezüglich Vegetation wird nach den Berechnungen nicht erreicht. Es ist allerdings anzumerken, dass die Ergebnisse der Mo-

dellrechnungen regionalen Konzentrationen entsprechen und die Werte deshalb vor allem im lokalen Bereich um die Quelle unterschätzt werden. Selbst wenn nach den Karten keine Überschreitungen beobachtbar sind, können diese dennoch lokal auftreten.

Nach den Berichten der UN-ECE waren für die Jahre 1990 und 1996 starke Überschreitungen der Critical Loads für Eutrophierung und Versauerung zu beobachten. Projektionen in die Zukunft zeigen, dass selbst unter der Annahme einer maximal möglichen Reduktion der Emissionen in 2010 nicht die gesamte Ökosystemfläche geschützt werden kann, das heißt dass ein hundertprozentiges Schließen der Lücke („gap closure“) zwischen derzeitiger Überschreitung und keiner Überschreitung nicht erreicht werden kann. Statt dem Ziel, einen Zustand mit Null Überschreitungen zu erreichen, wurden deshalb Ziele für Zwischenschritte definiert. Berechnungen der UN-ECE zeigen dass die angestrebte Politik dazu führt, dass Überschreitungen z.B. in 2010 zwar verringert, jedoch nicht komplett unterbunden werden. Es sind nach wie vor großflächige Überschreitungen, wenn auch in geringerer Höhe, zu erwarten (Posch et al. 2001).

#### **5.1.4 Schadstoffemissionen in Boden und Wasser und Folgeschäden in der Zukunft**

##### **Möglichkeiten zur Abschätzung von Schäden durch Schadstoffemissionen in Boden und Wasser**

Die Berechnungen im aktuellen Wohlergehen beschränkten sich bei den Gesundheitsschäden auf die Wirkung durch Inhalation von Schadstoffen aus der Umgebungsluft. Um die langfristige Belastung der Umwelt aufgrund gegenwärtiger Emissionen insbesondere persistenter toxischer Substanzen untersuchen zu können, bedarf es einer Betrachtung der Schadstoffausbreitung in Wasser und Boden. Zu diesem Zweck wurden zusätzlich zur Ermittlung von Depositionen dieser Substanzen Modellläufe mit dem Wasser- und Boden-Expositions-Modell WATSON durchgeführt (Bachmann 2003). Beispielhaft wurden die zwei Schwermetalle Cadmium und Blei untersucht.

##### ***Atmosphärische Ausbreitung***

Wie in Abschnitt 3.2 beschrieben wird die atmosphärische Ausbreitung mit Hilfe des Windrose Trajectory Models (WTM) durchgeführt. Dieses Modell berechnet zusätzlich zu Schwermetall-Konzentrationen in der Luft, Depositionen dieser Stoffe in Wasser und Boden. Diese Werte werden als Eingangswerte für das Wasser- und Boden-Modell verwendet. Auf diese Weise werden die Berechnungen in dieser Arbeit soweit wie möglich konsistent gehalten.

##### ***Integriertes Wirkungsmodell für Wasser und Boden***

In der Diskussion des Wasser- und Bodenmodells WATSON (Integrated WATer and SOil environmental fate, exposure and impact assessment model of Noxious substances for Europe) wird der Beschreibung nach Bachmann (2003) gefolgt.

WATSON ist ein Multimedia-Modell, das auf einer Massenbilanz basiert, die in einem Satz von linearen Differentialgleichungen erster Ordnung formuliert ist. Neben der Möglichkeit die Konzentrationen für den Fall eines Fließgleichgewichts berechnen zu können, ist eine ‚quasi‘-dynamische Berechnung möglich. ‚Quasi‘ deshalb, weil nur für die Konzentrationen, nicht jedoch für die Umweltparameter Änderungen über die Zeit angenommen werden. Es wird

in jährlichen Zeitschritten gerechnet. Diese Rechnungen werden dazu genutzt, um bei der Untersuchung kontinuierlicher Emissionen die Zeit abzuschätzen, bis ein bestimmter Teil der Gleichgewichtskonzentration erreicht ist, und bei der Untersuchung von kurzen Emissionsanstiegen, sogenannten Pulsemissionen, den Zeitverlauf der Auswirkungen zu ermitteln.

Das Modell deckt ganz Europa ab und ist geographisch in 3400 Zonen unterteilt, die Wassereinzugsgebieten entsprechen. Das HYDRO1k GIS Dataset dient dabei als Grundlage (U.S. Geological Survey's EROS Data Center 1996). Die aus einem Höhenmodell abgeleiteten Grenzen der Einzugsgebiete wurden, soweit Abweichungen festgestellt wurden, durch einen Vergleich mit Daten aus ERICA Version (1998), EEA Data Service (1998) und Cleveland et al. (1984) korrigiert. Jede Zone besteht in dem Modell aus verschiedenen Kompartimenten: Böden mit verschiedener Landnutzung, seminatürlichen Ökosystemen, bebauten Gebieten und Oberflächengewässern mit dazugehörigen Sedimenten. Meere und deren Sedimente sind derzeit nicht berücksichtigt. Innerhalb der einzelnen Kompartimente wird eine homogene Verteilung der Schadstoffe angenommen.

Wie bereits oben erwähnt sind die für diese Arbeit modellierten Substanzen Blei und Cadmium. Als Eingangsdaten dienen mit dem Atmosphärenmodell berechnete Depositionen. Da Blei und Cadmium keinen nennswerten Gasdruck aufweisen, können sie höchstens durch Resuspendieren wieder in die Atmosphäre gelangen. Diese Rückkopplungen können in erster Näherung vernachlässigt werden und werden deshalb vom Modell nicht berücksichtigt. Prozesse, die in dem Modell abgebildet sind, sind Abbauprozesse sofern relevant, Abfluss, Zirkulation bei sehr großen Seen, Versickerung, Makroporenfluss, Bodenerosion, Oberflächenabfluss, Sedimentation, Resuspension, Verlagerung in tiefere Sedimentschichten, Schmelzen von Gletschern sowie diffusiver Austausch zwischen Wasser und Sedimenten.

### ***Expositionsmodell***

Neben der Ausbreitung wird in WATSON zusätzlich der Expositionspfad des Menschen über die Nahrungskette berechnet. Das beinhaltet die Modellierung der Nahrungskette sowie des Handels mit Nahrungsmitteln und Annahmen zum Konsumverhalten. Bei der Berechnung der Exposition wurde der Ansatz der US EPA verwendet (US EPA 1998a). Um Handel zu berücksichtigen werden, die auf Landesebene oder für kleinere Gebiete berechneten Konzentrationen in Nahrungsmitteln über Europa gemittelt und angenommen, dass sie in den jeweiligen Ländern gemäß Konsum- bzw. Angebots-Statistiken verzehrt werden. Die Nahrungsketten über den Verzehr von Fisch- und Schweinefleisch sind nicht berücksichtigt. Bei verzehrtem Fisch handelt es sich hauptsächlich um Salzwasserfische. Um sie zu berücksichtigen wäre ein globales Modell notwendig. Zur Berücksichtigung von Schweinefleisch sind keine ausreichenden Eingangsdaten verfügbar.

### ***Expositions-Wirkungsbeziehungen und Bewertung***

Derzeit sind keine Expositions-Wirkungsbeziehungen für die Aufnahme von Cadmium und Blei über die Nahrung bekannt (Searl 2002b). Daher wird stattdessen ein Vergleich der aufgenommenen Mengen über die Pfade Luft und Wasser/Boden durchgeführt.

Eine Bewertung kann hier nicht erfolgen, da dazu die Wirkungen bekannt sein müssen.

### Zukünftige Belastungen durch Emissionen von Schadstoffen in Wasser und Boden

Da ein konsistentes und umfangreiches Emissionsszenario von Cadmium und Blei in Luft lediglich für 1990 vorliegt (s. Kapitel 3), wurde die Analyse auf Emissionen in 1990 beschränkt. Berechnet wurden die Auswirkungen einer einjährigen ‚Pulsemission‘ im ersten Jahr. Die aufgenommene Menge der Schadstoffe wurde über die verschiedenen Zeiträume von einem Jahr, 10 und 100 Jahren integriert. Zusätzlich wurde das Ergebnis für die Exposition im Falle des Fließgleichgewichts angegeben. Die Ergebnisse sind Tabelle 5-1 zu entnehmen.

**Tabelle 5-1:** Aufgenommene Anteile von Cadmium und Blei aufgrund der einjährigen Pulsemission der Substanzen in Luft im Anfangsjahr der Betrachtung, 1990 (Bachmann 2003)

Expositionshorizont	Aufgen. Anteil der emittierten Menge	Anteil der aufgenommenen Menge aufgrund der Exposition über						
		Milch	Rind- fleisch	Weizen	Gerste	Roggen	Kartoffeln	Inhala- tion <sup>(1)</sup>
<b>Cadmium</b>								
1 a	0,0006%	0,015%	0,013%	22,9%	0,31%	3,4%	2,0%	71,3%
10 a	0,0022%	0,040%	0,036%	63,8%	0,86%	9,4%	5,7%	20,1%
100 a	0,0157%	0,047%	0,042%	77,4%	1,04%	11,7%	7,0%	2,79%
Fließgleichgewicht	0,0796%	0,045%	0,039%	79,3%	1,04%	11,8%	7,2%	0,55%
<b>Blei</b>								
1 a	0,0006%	0,08%	0,00%	3,0%	0,04%	0,2%	0,2%	96,4%
10 a	0,0008%	0,58%	0,04%	22,9%	0,31%	1,8%	1,7%	72,8%
100 a	0,0026%	1,64%	0,10%	66,0%	0,90%	5,1%	4,7%	21,6%
Fließgleichgewicht	0,0467%	1,91%	0,12%	85,0%	1,11%	5,6%	5,1%	1,22%

<sup>(1)</sup> da es sich um eine Pulsemission handelt, tritt Exposition durch Inhalation nur im ersten Jahr auf

Zunächst ist zu erkennen, dass lediglich ein geringer Teil der emittierten Menge an Cadmium und Blei vom Menschen aufgenommen wird (s. Tabelle 5-1, Spalte 2). Für Cadmium wurde ein Anteil von 0,8 Promille und für Blei von 0,5 Promille der emittierten Menge errechnet. 71 Prozent des im ersten Jahr aufgenommenen Cadmiums und 96 Prozent des aufgenommenen Bleis erfolgen via Inhalation. Weizen spielt eine große Rolle bei der langfristigen Exposition durch Cadmium. Bereits im ersten Jahr erfolgen etwa 23 Prozent der Cadmium-Aufnahme über Weizen. Mit zunehmender Länge des Betrachtungszeitraums wird der Anteil der durch Inhalation aufgenommenen Menge zusehends geringer, während der Anteil, der durch Weizen und andere Nahrungsmittel aufgenommenen wird, immer weiter anwächst. Integriert man die aufgenommenen Mengen über 100 Jahre, beträgt der Anteil durch Inhalation bei Cadmium lediglich 2,8 Prozent und bei Blei 22 Prozent. Integriert man bis zur Erreichung des Gleichgewichts, reduzieren sich die Anteile weiter. Für Blei beträgt er dann nur noch 1 und für Cadmium 0,6 Prozent. Nach 100 Jahren erreichen erst 20 Prozent des bis zur Einstellung des Fließgleichgewichts aufgenommenen Cadmiums den Menschen. Bei Blei sind es nach 100 Jahren erst 5,6 Prozent. Das zeigt, dass sich das Gleichgewicht nach 100 Jahren bei weitem noch nicht eingestellt hat.

Die Analyse der Expositionspfade zeigt auf, dass aufgrund ihrer Persistenz über die langfristige Exposition wie erwartet wesentlich höhere Mengen aufgenommen werden als über die Inhalation der Schadstoffe. Dabei sind in der Analyse nur einige Expositionspfade berücksichtigt. Der Verzehr von Schweinefleisch und Fisch ist zum Beispiel nicht enthalten. Aufschluss darüber, ob die hohen Mengen durch die langfristigen Aufnahmen der Substanzen zu höheren

Effekten führen kann nur durch eine Effektanalyse erhalten werden. Diese ist ebenfalls notwendig um die durch die Verschmutzung des Bodens entstandene Wertminderung in Form von Nutzenverlusten durch die Aufnahme der Schadstoffe über die Nahrungskette zu ermitteln. Da zur Zeit keine Expositions-Wirkungsbeziehungen für die Aufnahme der Schadstoffe mit der Nahrung zur Verfügung stehen, kann diese im Rahmen der Arbeit nicht durchgeführt werden.

### **Unsicherheiten**

Für eine erste Abschätzung der Unsicherheiten in der Analyse wurde in verschiedenen Medien ein Vergleich der Gleichgewichtskonzentrationen mit gemessenen Daten durchgeführt. Dazu wurde angenommen, dass die Emissionen auf dem Niveau von 1990 bleiben bis sich die Konzentrationen im Gleichgewicht befinden. Die gemessenen Konzentrationsdaten in Gewässern, Böden und Pflanzen sind ein Resultat der historischen Emissionen sowie natürlicher Vorkommen und daher nicht direkt mit den berechneten Konzentrationen vergleichbar. Jedoch sollten sie in der gleichen Größenordnung liegen. Das konnte durch einen Vergleich beobachteter und modellierter Werte gezeigt werden (Bachmann 2003).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass das Modell die Belastung im Bereich um die Quelle derzeit nicht adäquat abbilden kann, da die Eingangsdaten für Depositionen aus einem regionalen Atmosphärenmodell stammen. Gerade im Nahbereich um die Quellen können deshalb deutlich höhere Konzentrationen auftreten als mit dem Modell berechnet werden.

Transformationsprozesse von Schwermetallen sind derzeit im Modell nicht berücksichtigt. Damit sind sowohl der Prozess der ‚irreversiblen‘ Bindung von Schwermetallen im Boden als auch der Niederschlag nichtlöslicher Schwermetalle nicht enthalten. Zudem sind Unterschiede in Aufnahmeraten und Sorptionsverhalten verschiedener Metallverbindungen nicht berücksichtigt.

Für die Berechnung der Konzentrationen im Fließgleichgewicht wird angenommen, dass die Umweltparameter sowie die Prozesse über die gesamte Zeit konstant bleiben. Diese Annahmen können zur Ermittlung hypothetischer Konzentrationen getroffen werden. Allerdings sind sie nicht dazu gedacht und geeignet, ein realistisches Bild von tatsächlichen Konzentrationen in der Zukunft zu vermitteln.

### **5.1.5 Zusammenfassung der Abschätzung von Schäden an langlebigen Kapitalgütern**

Drei wesentliche Einflüsse auf Kapitalgüter, die direkt den Nutzen zukünftiger Generationen beeinflussen, wurden in diesem Abschnitt analysiert.

Da kein Inventar an Kulturgütern verfügbar und eine Bewertung von Kulturgütern derzeit nicht möglich ist, kann der Verlust an Kulturgütern nicht in Werten ausgedrückt werden. Ein Vergleich der akzeptablen und aktuellen Korrosionsraten in den Jahren 1990 und 1999 zeigte je nach Definition eine großflächige und zum Teil hohe Überschreitung der akzeptablen Korrosionsraten. Allerdings hat sich die Situation zwischen den beiden Jahren deutlich verbessert.

Die Prozesse, die zur Schädigung von Ökosystemen führen, sind sehr komplex, weswegen derzeit nicht der komplette Wirkungspfad berechnet werden kann. Zudem ist eine Bewertung der Funktionen von Ökosystemen nur sehr grob möglich. Selbst die ableitbaren Zahlen können ohne die Abschätzung der Höhe des Schadens, der durch die Umwelteinwirkungen ent-

steht, nicht genutzt werden. Alternativ zur Verfolgung des kompletten Wirkungspfads wurden Critical Levels/Loads herangezogen, die ökosystemspezifisch angeben wie hoch eine Belastung sein darf, so dass durch sie keine Schäden verursacht werden. Der Vergleich von Critical Levels/Loads mit Konzentrationen zeigt, dass die Werte zur Zeit stark überschritten sind und selbst unter den Emissionsreduktionen wie sie für 2010 geplant sind hohe Überschreitungen beobachtbar sein werden.

Ein Teil des Wertverlusts an langlebigem Kapital entsteht durch die Beeinträchtigung der Wasser- und Bodenqualität. Gemessen werden kann dieser Verlust durch die Verfolgung des Wirkungspfadansatzes von der Deposition der Stoffe auf den Boden über die Verbreitung in Wasser und Boden bis hin zur Exposition über die Nahrungsaufnahme. Da für die betrachteten Schwermetalle Blei und Cadmium keine Expositions-Wirkungsbeziehungen vorhanden sind, wurde alternativ ein Vergleich der über Inhalation und Nahrung aufgenommenen Mengen durchgeführt. Dazu wurden die Emissionen von 1990 als eine einjährige Pulsemission separat betrachtet. Eine Analyse der Exposition über verschiedene Zeiträume führte zu dem Ergebnis, dass die Exposition über die Inhalation, die bereits in der Analyse des aktuellen Wohlergehens berücksichtigt wurde, für Blei und Cadmium langfristig gesehen nur einen geringen Anteil ausmacht.

Der Indikator im Bereich der schwachen Nachhaltigkeit ist Verlust in bewertetem Kapital. Um diesen ermitteln zu können, muss der Wirkungspfad komplett bis zur Bewertung durchlaufen werden. Dieses war in keinem der drei betrachteten Themengebiete möglich. Damit offenbaren sich die Grenzen im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit. Es mag vom theoretischen Standpunkt her zur Berücksichtigung intergenerationeller Gerechtigkeit vollkommen ausreichend sein Wertverluste im Kapital zu ermitteln und in die wirtschaftlichen Analysen mit einzubeziehen, jedoch ist gerade die Berechnung der Wertverluste des Kapitals in einigen wesentlichen Bereichen nur sehr schwer durchzuführen.

## **5.2 Starke Nachhaltigkeit - Strategien und Kosten zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards**

Wie bereits in Abschnitt 2.1.2 diskutiert werden in dieser Arbeit unter ‚starker Nachhaltigkeit‘ Konzepte zusammengefasst, die darauf basieren, dass Nachhaltigkeits-Standards ohne jegliche Substitutionsmöglichkeit durch Nutzensgewinne eingehalten werden müssen. Je nachdem auf welcher Art Standards sie basieren, werden zwei operationalisierte Formen der starken Nachhaltigkeit, die ‚intermediäre‘ Nachhaltigkeit und die ‚kritische ökologische‘ Nachhaltigkeit unterschieden.

Bei der ersten Variante werden Standards herangezogen, die im Rahmen von politischen Prozessen, vor allem auf der Ebene der Europäischen Union, definiert worden sind, um langfristig einen Schutz lebensunterstützender Funktionen zu erreichen. Ziel der intermediären Nachhaltigkeit ist es, diese Standards einzuhalten. Bei der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit werden Standards aufgrund von naturwissenschaftlich abgeleiteten Grenzwerten zum Schutze von lebensunterstützenden Funktionen definiert. Dazu werden in dieser Arbeit Grenzwerte herangezogen, die im Rahmen der Arbeiten der UN-ECE zu kritischen Konzentrationen und Eintragsraten (Critical Levels/Loads) erarbeitet wurden. Ihre Einhaltung gewährleistet im Bereich der Luftschadstoffe ohne Kompromisse einen Schutz der Ökosysteme vor Eutrophierung und Versauerung, Ozonschäden sowie vor Schäden durch toxische Substanzen.



Im Folgenden werden zunächst die in der Arbeit verwendeten Standards diskutiert, bevor deren Einhaltung für die Jahre 1990 und 1998 überprüft wird. Im Falle der Nichteinhaltung werden Minderungsstrategien identifiziert, deren Verfolgung in 2005 zu einer Einhaltung der Standards führen würde. Die Kosten der Strategien geben dann die Entfernung der Situation in 2005 zur Einhaltung der jeweiligen Ziele, der intermediären und kritischen ökologischen Nachhaltigkeit, an und bilden die entsprechenden Indikatoren im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen.

### 5.2.1 Nachhaltigkeitsstandards

#### Standards für kritische ökologische Nachhaltigkeit

**Tabelle 5-2:** Level 1 Critical Levels und Critical Loads für Jahresdurchschnittskonzentrationen und jährliche Akkumulation (UBA 1996)

Schadstoff	Wert	Schutzziel
Stickoxide (NO <sub>x</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	30	Alle Vegetationsarten
Ammoniak (NH <sub>3</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	8	Alle Vegetationsarten
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	10	Blualgen-Flechten
	20	Waldökosysteme, Natürliche Vegetation
	30	Landwirtschaftliche Erträge
O <sub>3</sub> , AOT40crops [ppbh]	3000	Landwirtschaftliche Erträge, natürliche Vegetation,
		Wälder
O <sub>3</sub> , AOT40forest [ppbh]	10000	Wälder
Deposition von S und N [meq/m <sup>2</sup> ]	Ökosystem spezifisch	Ökosysteme

**Tabelle 5-3:** Offizielle Werte für kritische Werte bezüglich Schwermetallkonzentrationen in Böden in Bezug auf die multifunktionelle Nutzung [mg/kg] (de Vries und Bakker 1998)

Land	Blei	Cadmium
Kanada	25	0,5
Tschechische Republik	70	0,4
Dänemark	40	0,3
Finnland	38	0,3
Deutschland	40-100	0,4-1,5
Irland	50	1
Russland, Ukraine, Moldova, Weißrussland	32	2
Schweden	30-60	-
Schweiz	50	0,8
Niederlande	85	0,8

Als ein Maß für das Erreichen einer kritischen ökologischen Nachhaltigkeit wird die Einhaltung der kritischen Grenzen für Konzentrationen und Depositionen (Critical Levels/Critical Loads) verwendet. Diese geben die höchsten Konzentrationen und Depositionen an, bei denen keine Schädigung von Ökosystemen zu erwarten ist. Tabelle 5-2 zeigt eine Zusammenstellung der relevanten sogenannten Level 1-Werte<sup>1</sup> im Bereich der klassischen Luftschadstoffe (UBA 1996). Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4 zeigen kritische Werte und „Maximal Erlaubte Konzentrationen“.

<sup>1</sup> Die Level 1-Kartierung stellt den einfachsten Ansatz dar um die Minimalanforderungen zur Kartierung kritischer Werte zu erfüllen (UBA 1996, S. 44).

onen' (Maximum Permissible Concentrations (MPC)), die aus den Handbüchern zur Berechnung von kritischen Depositionen für Schwermetalle entnommen wurden (de Vries und Bakker 1998, de Vries et al. 1998). Die MPC sind definiert als Konzentrationen, oberhalb derer die durch sie verursachten Effekte nicht mehr akzeptabel sind.

**Tabelle 5-4:** Maximal erlaubte Konzentrationen (MPC) und kritische Grenzwerte für Boden und Pflanzen [mg/kg] (de Vries et al. 1998)

Wert	Blei	Cadmium
MPC-Wert für direkte Effekte auf Bodenorganismen	55	0,76
MPC-Wert für indirekte Effekte auf terrestrische Fauna	-	0,08
Kritischer Grenzwert in der Humusschicht – Mikrobiotika	50	0,35
Kritischer Grenzwert in der Humusschicht – Wirbellose	15	1
Kritische Konzentrationen in Laub, Nahrungsqualität	0,3-0,5	0,1-0,2
Kritische Konzentrationen in Laub, Phytotoxizität	3	0,5

### Standards für intermediäre Nachhaltigkeit

Standards für intermediäre Nachhaltigkeit basieren auf politischen Festlegungen bezüglich kritischer Schädigungen der Umwelt. Im Fall von Luftschadstoffen sind in diesem Zusammenhang Grenzwerte, die zum Schutze der Ökosysteme definiert wurden interessant. Da Umweltschäden in der Europäischen Union im Mittelpunkt der Analysen stehen werden Standards herangezogen, die im Rahmen von Direktiven der Europäischen Kommission festgelegt wurden.

Die Zahl der Direktiven, die auf europäischer Ebene im Bereich der Luftschadstoffe eingeführt wurden, ist sehr groß. Sie setzen auf verschiedensten Ebenen an, um die Umweltproblematik zu lösen. Einige Direktiven schreiben bestimmte Technologien vor, andere wiederum zielen direkt auf Gesamtemissionswerte eines Landes oder Konzentrationshöchstwerte. Ebenfalls variabel ist der Fokus der Direktiven in Bezug auf die Wirtschaftssubjekte. Zum Teil zielen Direktiven auf einzelne Komponenten in der Produktion einer Wirtschaft und zum Teil auf gesamte Volkswirtschaften ab. Vorgeschriebene Konzentrationsstandards unterscheiden sich zudem durch die Zeitspanne auf die sie sich beziehen. Besonders für Ozon, aber auch für andere Stoffe, werden Kurzzeit-Grenzwerte angegeben, die der Vermeidung von akuten Effekten dienen.

Die Wirkungsbereiche der Direktiven unterscheiden sich stark untereinander. Eine Direktive, die sich auf bestimmte Technologien beschränkt, wie z.B. die Direktive „zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft“ (2001/80/EG), hat lediglich Auswirkungen auf einen Teil der Jahresdurchschnittskonzentration des jeweiligen Stoffes. Dagegen wurde in 1999 erstmals mit der Definition von Emissionshöchstwerten für 2010 für einzelne Länder und mehrere Schadstoffe gleichzeitig ein Multi-Schadstoff-Konzept verfolgt. Bei ihrer Definition wurden die Wirkungen verschiedener zusammenhängender Stoffe auf das Niveau der Ozonkonzentrationen, die Eutrophierung und die Versauerung berücksichtigt.

Als Standards im Rahmen der intermediären Nachhaltigkeit werden Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen und -depositionen herangezogen, die zum Schutze von Vegetation

und Ökosystemen formuliert wurden. Tabelle 5-5 zeigt eine Zusammenstellung für verschiedene Stoffe.

Um der Einhaltung von kritischen Konzentrationen und Depositionen näher zu kommen, wurde in diesem Bereich das Konzept des ‚Gap Closure‘ entwickelt, bei dem man als Ziel angibt, zu welchem Prozentsatz man die Lücke zwischen der derzeitigen Situation und der Einhaltung der Critical Levels und Loads schließen möchte. Die Europäische Union formuliert ihre Ziele als Verbesserungen in Bezug auf das Jahr 1990.

**Tabelle 5-5:** Jahresdurchschnittskonzentrationen als Grenz- und Richtwerte, definiert als Umweltpolitikziele der Europäischen Union

Schadstoff	Wert	Zieldatum	Schutzziel	Quelle
Stickoxide (NO <sub>x</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	30	19.07.2001	Vegetation	Richtlinie 1999/30/EG
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	20	19.07.2001	Ökosysteme	Richtlinie 1999/30/EG
Ozon (O <sub>3</sub> ) [µg/m <sup>3</sup> ]	40	Referenzwert für jährliche Berichte	Materialien	Vorläufige Ozon-Richtlinie KOM(1999) 125 endg.
O <sub>3</sub> , AOT40crops [µg/m <sup>3</sup> h] <sup>1</sup>	17000 6000	2010 Langzeitziel	Vegetation	Vorläufige Ozon-Richtlinie KOM(1999) 125 endg.
O <sub>3</sub> , AOT40forest [µg/m <sup>3</sup> h] <sup>1</sup>	20000	Referenzwert für jährliche Berichte	Wälder	Vorläufige Ozon-Richtlinie KOM(1999) 125 endg.
Saure Deposition, [% ‚area gap closure‘ für ‚critical load‘-Überschreitung]	50% keine Überschreitung	2010 Langzeitziel	Ökosysteme	KOM(1997) 88 endg.

<sup>1</sup> 2µg/m<sup>3</sup>h entsprechen für Ozon bei 1013 hPa und Jahresdurchschnittstemperatur etwa 1 ppbh.

**Tabelle 5-6:** Standards bezüglich der Aufnahme von Cadmium mit der Nahrung

Art des Wertes	Wert	Referenz
<b>Trinkwasser</b>		
Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) [µg/kg Körpergewicht]	7	(WHO 1996)
Konzentration in Trinkwasser [µg/l]	5	Richtlinie 98/83/EG
Konzentration in Oberflächengewässern genutzt zur Trinkwassergewinnung [mg/l]	0,001 bis 0,005	Richtlinie 75/440/EWG
<b>Nahrungsmittel</b>		
Aufnahme	-	
Konzentration in Nahrungsmitteln [mg/kg Frischgewicht]		Verordnung (EG) 466/2001 der Kommission zu Richtlinie 2001/22/EG
<i>Fleisch von Rindern, Schafen, Schweinen und Geflügel, ausgenommen Schlachtnebenerzeugnisse</i>	0,05	
<i>Pferdefleisch</i>	0,2	
<i>Leber (Rinder, Schafe, Schweine, Geflügel)</i>	0,5	
<i>Niere (Rinder, Schafe, Schweine, Geflügel)</i>	1,0	
<i>Muskelfleisch von Fischen</i>	0,05 / 0,1	
<i>Krebstiere (ohne braunes Krabbenfleisch)</i>	0,5	
<i>Muscheln, Kopffüßer ohne Innereien</i>	1,0	
<i>Getreide (ohne Kleie, Keime, Weizengetreide und Reis)</i>	0,1	
<i>Kleie, Keime, Weizengetreide und Reis</i>	0,2	
<i>Sojabohnen, Blattgemüse, frische Kräuter, Knollensellerie und alle Kulturpilze</i>	0,2	
<i>Stängelgemüse, Wurzelgemüse und (geschälte) Kartoffeln, (ohne Knollensellerie)</i>	0,1	
<i>Andere Gemüse und Früchte</i>	0,05	
Konzentration auf Ackerland (bei pH 6-7) [mg/kg Trockenmasse]	1-3	Richtlinie 86/278/EWG

**Tabelle 5-7:** Standards bezüglich der Aufnahme von Blei mit der Nahrung

Art des Wertes	Wert	Referenz
<b>Trinkwasser</b>		
Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) [µg/kg Körpergewicht]	25	(WHO 1996)
Konzentration im Trinkwasser [µg/l]	10	Richtlinie 98/83/EG
Konzentration in Oberflächengewässern genutzt zur Trinkwassergewinnung [mg/l]	0,05	Richtlinie 75/440/EWG
<b>Nahrungsmittel</b>		
Aufnahme	-	
Konzentration in Nahrungsmitteln [mg/kg Frischgewicht]		Verordnung (EG) 466/2001 der Kommission zu Richtlinie 2001/22/EG
<i>Milch, Säuglingsanfangsnahrung und Folgenahrung</i>	0,02	
<i>Fleisch(Rinder, Schafe, Schweine, Geflügel)</i>	0,1	
<i>Genießbare Schlachtnebenerzeugnisse (Rinder, Schafe, Schweine, Geflügel)</i>	0,5	
<i>Muskelfleisch von Fischen</i>	0,2–0,4	
<i>Krebstiere (ohne braunes Krabbenfleisch)</i>	0,5	
<i>Muscheln, Kopffüßler ohne Innereien</i>	1	
<i>Getreide (einschl. Buchweizen) und Hülsenfrüchte</i>	0,2	
<i>Kohlgemüse, Blattgemüse und Kulturpilze</i>	0,3	
<i>Beeren, kleine Früchte</i>	0,2	
<i>Andere Gemüse und Früchte, Fette und Öle (einschl. Milchfett)</i>	0,1	
<i>Weine</i>	0,2	
<i>(Konzentrierte) Fruchtsäfte</i>	0,05	
Konzentration auf Ackerland (bei pH 6-7) [mg/kg Trockenmasse]	50 - 300	Richtlinie 86/278/EWG

**Tabelle 5-8:** Qualitätsanforderungen bezüglich Cadmium und Blei in Wasser [µg/l]. Im Falle von Klassifizierungsstufen ist die Mindestgrenze der angestrebten Qualitätsstufe angegeben.  
**Fett: Grenzwerte** (Schäfers 1999)

Land	Blei	Cadmium
Bulgarien (Klasse I)	<b>20</b>	<b>5</b>
Kanada	7	1,8
Tschechische Republik	50	5
Finnland (Klasse 4)	<b>50</b>	<b>5</b>
Deutschland (Klasse II)	3,4	0,07
Indien	2	0,16
Japan	<b>10</b>	<b>10</b>
Norwegen (Klasse 2)	3	0,1
Poland	<b>50</b>	<b>5</b>
Slowakei	20	5
Schweden	1	0,05
Niederlande	25	0,2

**Tabelle 5-9:** Qualitätsanforderungen bezüglich Cadmium und Blei in Sediment oder Schwebstoff [mg/kg]. Im Falle von Klassifizierungsstufen ist die Mindestgrenze der angestrebten Qualitätsstufe angegeben (Schäfers 1999).

Land	Blei	Cadmium
Kanada	35	0,596
Deutschland (Klasse II)	100	1,2
Indien	860	14
Schweden	30	0,7
Niederlande (Klasse 2)	530	2

Im Bereich der toxischen Substanzen stehen Grenzwerte bezüglich Wirkungen im Blickpunkt, die langfristig aufgrund ihrer Akkumulation in der Umwelt auftreten können. Dabei konzentriert sich die europäische Politik auf den Schutz des Menschen vor einer zu hohen Ex-

position über die Nahrungskette. Die festgelegten Grenzwerte sind in Tabelle 5-6 und Tabelle 5-7 aufgelistet. Für Oberflächengewässer bestehen noch keine europaweiten Formulierungen für Grenzwerte. Stattdessen ist für sie eine Reihe von Grenz- und Kennwerten für Konzentrationen in Wasser, Sedimenten und Schwebstoffen angegeben, die in verschiedenen Ländern auf nationaler Ebene festgelegt wurden (s. Tabelle 5-8 und Tabelle 5-9).

## **5.2.2 Analyse der Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards in 1990 und 1998**

### **Einflüsse klassischer Luftschadstoffe auf Ökosysteme**

Eine Analyse von Luftschadstoffkonzentrationen im Hinblick auf Grenzwertüberschreitungen erfolgte bereits in Abschnitt 4.2. Neben Grenzwerten, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit aufgestellt wurden, sind Grenzwerte für Vegetation untersucht worden, um einen Eindruck über die Belastung von Feldpflanzen zu bekommen.

Die Berechnungen zeigen, dass der kritische Wert für AOT40 für Feldpflanzen in 1990 und 1998 in Mitteleuropa großflächig überschritten war. Überschreitungen der Grenzwerte für SO<sub>2</sub> sind für 1998 nur in einzelnen kleinen Regionen zu beobachten. Grenzwerte für NO<sub>x</sub> werden in 1998 nicht überschritten.

Die Situation bezüglich der Belastung des Bodens durch Eutrophierung und Versauerung wurde bereits im Zusammenhang mit der Diskussion langfristiger Schädigungen der Umwelt und deren Bewertung in Abschnitt 5.1.3 diskutiert. Offizielle Publikationen der UN-ECE zeigen hohe Überschreitungen bis Ende der 90er Jahre und selbst bei der derzeitigen Gesetzgebung eine großflächige Überschreitung in 2010.

Damit sind die Standards, die für die kritische ökologische Nachhaltigkeit definiert wurden, in 1990 und 1998 deutlich überschritten und selbst durch die derzeitige Politik in 2010 nicht einzuhalten. Die derzeitige Gesetzgebung zielt auf das Schließen der Lücke zwischen kritischen Werten und dem Zustand in 1990. Dieses Ziel ist in 1998 noch nicht erreicht.

### **Einflüsse toxischer Substanzen auf die Bodenqualität**

Wie bereits in Abschnitt 5.1.4 gesehen, müssen die Einflüsse von toxischen Substanzen auf die Bodenqualität sehr langfristig betrachtet werden. Aufgrund der Rückhaltevermögen der Böden treten Effekte zum großen Teil erst nach sehr langen Zeiträumen auf. Zur Analyse von Nachhaltigkeitsstandards wird die potentielle Akkumulation der Substanzen im Boden und damit die möglichen langfristig auftretenden Auswirkungen auf die Umwelt untersucht. Dazu wird angenommen, dass die Emissionen auf dem Niveau des analysierten Jahres konstant bleiben, wodurch sich ein Fließgleichgewicht einstellen kann. Die Konzentrationen in diesem hypothetischen Fließgleichgewicht geben Aufschluss darüber, wie hoch der potentielle langfristige Einfluss eines Emissionsniveaus auf die Wasser- und Bodenbelastung ist. Die Methode wird zur Untersuchung der Emissionen toxischer Substanzen in 1990 verwendet.

Zur Berechnung wurde wie im vorherigen Abschnitt ebenfalls das Atmosphärenmodell WTM zusammen mit dem Wasser und Boden-Expositionsmodell WATSON verwendet (s. Abschnitt 5.1.4). Da hier ein Vergleich der absoluten Konzentrationen mit Grenzwerten durchgeführt werden soll, wurden zusätzlich zu den Emissionen in Luft direkte Emissionen in Wasser berücksichtigt. Dazu wurden Daten des Umweltbundesamtes herangezogen, die jährliche

Emissionen in Wasser, dargestellt nach acht großen Wassereinzugsgebieten in Deutschland (Donau, Rhein, Ems, Weser, Elbe, Oder, Ostsee, Nordsee) und nach verursachenden Quellen, d.h. industrielle Sektoren, Kommunen, diffuse Quellen sowie die größten Punktquellen, enthalten (UBA 2000). Bei den diffusen Einträgen wurden die mit dem Luftqualitätsmodell berechneten Depositionen abgezogen. Die Punktquellen wurden den Flussabschnitten zugeordnet, an denen sie angesiedelt sind. Da das Modell lediglich anthropogene Quellen als Emissionen berücksichtigen kann, werden zusätzlich Hintergrundkonzentrationen für die obere Kontinentalkruste von 0,1 ppm für Cadmium und 17 ppm für Blei addiert (Bachmann 2003).

**Tabelle 5-10:** Maximale Konzentrationen in verschiedenen Kompartimenten, die in dem hypothetischen Gleichgewicht entstehen würden. Zusätzlich angegeben sind die durch die Überschreitung von Grenzwerten betroffenen Flächen- bzw. Produktionsanteile. Die oberen Werte der angegebenen Bereiche resultieren aus der Berücksichtigung von Hintergrundkonzentrationen für Cadmium und Blei (Bachmann 2003).

	Standard	Maximale Konzentration im Fließgleichgewicht		Durch Überschreitung betroffener Flächenanteil bzw. Anteil der betroffenen Jahresproduktion	
		Europa	Deutschland	Europa	Deutschland
<b>Kritisch Ökologische Nachhaltigkeit</b>					
<i>Boden multifunktionelle Nutzung [mg/kg Trockenmasse]</i>					
<b>Cadmium</b>	0,3	1,57-1,67	0,24-0,34	0,6-1,6%	0-0,3%
<b>Blei</b>	38	2738-2755	82-99	3,9-12,7%	5,0-14,8%
<b>Intermediäre Nachhaltigkeit</b>					
<i>Ackerland [mg/kg Trockenmasse]</i>					
<b>Cadmium</b>	1	1,13-1,23	0,22-0,32	0,02-0,02%	0%
<b>Blei</b>	50	92-109	51-68	1,8-5,4%	0,8-3,8%
<i>Oberflächengewässer – Trinkwassernutzung [mg/l]</i>					
<b>Cadmium</b>	0,001	0,002	0,0003 <sup>(1)</sup>	0,01%	0% <sup>(1)</sup>
<b>Blei</b>	0,05	0,048	0,012 <sup>(2)</sup>	0%	0% <sup>(2)</sup>
<i>Konzentration in Nahrungsmitteln [mg/kg Frischgewicht]</i>					
<b>Cadmium</b>					
Getreide	0,1	0,03	0,02	0%	0%
Rindfleisch	0,05	0,0002	5,9 10 <sup>-5</sup>	0%	0%
<i>Konzentration in Nahrungsmitteln [mg/kg Frischgewicht]</i>					
<b>Blei</b>					
Getreide	0,3	0,65	0,51	6,0%	2,7%
Milch	0,02	0,04	0,013	0,2%	0%
Rindfleisch	0,1	0,04	0,012	0%	0%

<sup>(1)</sup> für die Berücksichtigung direkter Emissionen wird im Gleichgewicht eine maximale Konzentration von  $5,08 \cdot 10^{-4}$  mg Cadmium/l berechnet, welche unterhalb des Standards liegt

<sup>(2)</sup> für die Berücksichtigung direkter Emissionen wird im Gleichgewicht eine maximale Konzentration von 0,0174 mg Blei/l berechnet, welche unterhalb des Standards liegt

Zur Bewertung werden die in Abschnitt 5.2.1 diskutierten Grenzwerte verwendet. Wenn für sie keine Einzelwerte, sondern Bereiche oder verschiedene Grenzwerte für einzelne Länder angegeben wurden, ist jeweils der kleinste Wert zum Vergleich mit den Konzentrationen herangezogen worden.

Die Ergebnisse der Analyse sind in Tabelle 5-10 dargestellt. Betrachtet man ganz Europa, so ergeben sich besonders bei Boden und Ackerland zum Teil sehr hohe Überschreitungen der Standards. Zum Beispiel werden die Grenzwerte für Boden bezüglich multifunktionaler Nutzung, die als Standards für kritische ökologische Nachhaltigkeit interpretiert werden, durch die höchsten ermittelten Konzentrationswerte für Cadmium um mehr als einen Faktor 5 und für Blei um fast zwei Größenordnungen überschritten. Die maximalen Konzentrationen in Deutschland sind wesentlich geringer. Die maximale Konzentration für Cadmium inklusive Hintergrundkonzentration liegt nur geringfügig oberhalb des Grenzwertes von 0,3 mg/kg Trockenmasse (TM). Bei Nichtberücksichtigung der grob abgeschätzten Hintergrundkonzentration wird der Grenzwert nicht überschritten. Bei Blei werden für Deutschland Maximalwerte berechnet, die um etwa einen Faktor 2 höher liegen als der Grenzwert von 38 mg/kg TM. Bei Ackerland werden geringere Werte festgestellt. Der Grenzwert für Ackerland ist in einer Richtlinie der EU festgelegt worden und wird deshalb als Grenzwert für intermediäre Nachhaltigkeit interpretiert. Da dieser höher ist als der Wert für multifunktionelle Bodennutzung, sind die Überschreitungen in diesem Bereich geringer.

Der rechte Teil der Tabelle zeigt, dass die Überschreitungen der Grenzwerte jeweils nur auf einen kleinen Teil der gesamten Fläche beschränkt sind. Der Grenzwert für Boden bezüglich allgemeiner Nutzung wird in Europa unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration (in Klammern: ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration) lediglich auf 1,6 (0,6) bzw. 12,7 (3,9) Prozent der relevanten Fläche überschritten. In Deutschland sind es 0,3 (0) und 14,8 (5) Prozent. Durch Überschreitungen der Grenzwerte für Ackerland sind in Europa mit 0,02 (0,02) und 5,4 (1,8) Prozent noch geringere Flächenanteile betroffen. In Deutschland wurden keine Überschreitungen des Wertes für Cadmium festgestellt. Für Blei waren sie für 3,8 (0,8) Prozent der Fläche zu beobachten.

Im Bereich der Oberflächengewässer sind Überschreitungen nur auf 0,01 Prozent der Flächen in Europa ermittelt worden. Für Deutschland wurden keine Werte berechnet, die oberhalb des Grenzwertes liegen. Überschreitungen von Grenzwerten für Nahrungsmittel konnten lediglich für Blei in Getreide festgestellt werden, wobei allerdings keine Vorbelastungen natürlichen oder anthropogenen Ursprungs berücksichtigt wurden. Auch wurde z.B. die Cadmium-Belastung über Dünger nicht betrachtet.

Abschätzungen der Emissionen für spätere Jahre als 1990 sind lediglich für toxische Substanzen möglich, für die angenommen werden kann, dass sie gut mit den Emissionen von Partikeln korrelieren. Der Rückgang in den Bleiemissionen ist jedoch vor allem auf Veränderungen in den Kraftstoffzusammensetzungen zurückzuführen, die keine Auswirkungen auf die Partikelemissionen haben. Deshalb konnten Abschätzungen für die Situation in 2005 lediglich für Cadmium durchgeführt werden. Unter Berücksichtigung der Reduktion der Cadmium-Emissionen, die durch die Reduktion von Partikelemissionen entstehen, wurde ein Szenario für Cadmium-Emissionen in 2005 entwickelt. Die Berechnung der Konzentrationswerte im Gleichgewicht unter der Annahme, dass die Emissionen auf dem Stand von 2005 eingefroren werden, ergab wesentlich geringere Überschreitungen als bei den Emissionen in 1990. Konzentrationswerte oberhalb der Standards werden nur für den Grenzwert für Boden bezüg-

lich allgemeiner Nutzung und für den Wert für Oberflächengewässer erwartet. Sie betreffen unter Berücksichtigung des Hintergrundes 0,029 und 0,002 Prozent bzw. 0,8 Prozent der entsprechenden Gesamtflächen in Europa.

Die für einzelne Länder verfügbaren Daten zu Bleiemissionen in 1998 zeigen, dass für einige europäische Länder zwischen 1990 und 1998 bereits starke Emissionsreduktionen zu beobachten waren (EMEP 2002). Aufgrund dieser Emissionsreduktionen ist auch für Blei mit einer starken Reduktion der Überschreitungen zu rechnen.

Für die Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Analyse der Grenzwertüberschreitungen nur für die Expositionspfade durchgeführt wurde, die mit den Berechnungen abgedeckt wurden und die Analyse einige Unsicherheiten birgt. Eine Diskussion der Unsicherheiten erfolgte bereits im Zusammenhang mit der Diskussion des Wertverlusts langlebigen Kapitals in Abschnitt 5.1.4. Unsicherheiten in der Analyse der Standardüberschreitungen ergeben sich demnach aus den folgenden Aspekten:

Das Modell schätzt Konzentrationen ab, die durch Transport von toxischen Substanzen im regionalen Bereich entstehen. Lokale Belastungsschwerpunkte werden nicht berücksichtigt. Schwermetallkonzentrationen können jedoch gerade in der Nähe der Quelle hohe Werte erreichen. Zur Validierung des Modells wurden bereits in Abschnitt 5.1.4 gemessene Konzentrationsdaten mit den berechneten Modellergebnissen im Fließgleichgewicht verglichen. Dadurch kann nur festgestellt werden, ob die berechneten Konzentrationswerte in etwa im richtigen Bereich liegen. Für eine detaillierte Überprüfung wäre die Verwendung historischer Emissionsdaten sowie natürlicher Hintergrundemissionen und anderer anthropogener Quellen notwendig, um mit dem Modell die heutige Konzentration abschätzen zu können. Ebenso sind einige Prozesse nicht berücksichtigt und insbesondere bei den Spitzenkonzentrationen ist es fraglich, ob diese unter den getroffenen Annahmen für Emissionen und Umweltparameter tatsächlich so auftreten würden. Die Annahme der über die Zeit konstanten Emissionen und Umweltparameter sind zu grob als dass sie zu einer Abschätzung tatsächlicher Konzentrationen in der Zukunft herangezogen werden können. Dies ist aber auch nicht das Ziel der Analyse der Grenzwertüberschreitungen. Vielmehr soll betrachtet werden, ob die Emissionen in dem betrachteten Jahr in dem Sinne nachhaltig sind, dass heutige Emissionen, würden sie konstant gehalten, bei unveränderten Umweltbedingungen zu keiner Überschreitung der Grenzwerte führen würden.

### **5.2.3 Vorhandene Strategien zur zukünftigen Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards**

#### **Minderung der Belastung durch klassische Substanzen**

Auf der Ebene der Europäischen Union wurde mit der Festlegung von Emissionshöchstgrenzen für einzelne Länder für 2010 eine Strategie zur Einhaltung der politisch gesetzten Grenzwerte zum Schutz von Ökosystemen entwickelt. Grundlage für die Definition der Emissionsgrenzwerte waren Berechnungen des International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Im Zuge der endgültigen politischen Verhandlungen der Emissionsgrenzwerte wurden die von der IIASA als notwendig ermittelten Emissionshöchstgrenzen aufgeweicht, damit entspricht die endgültige Formulierung nicht mehr genau den ursprünglichen Ergebnissen der IIASA (Amann et al. 1999). Um die Einhaltung der oben definierten Nachhaltigkeitsstandards für intermediäre und kritische ökologische Nachhaltigkeit zu gewährleisten wird deshalb anstatt auf



die Emissionshöchstgrenzen auf die originalen IIASA-Szenarien, die für die Länder der Europäischen Union gerechnet wurden, zurückgegriffen (Amann et al. 2000a). Das mittlere der drei analysierten IIASA-Szenarien entspricht den Umweltzielen der Europäischen Union im Hinblick auf die Schließung der Lücken zur Einhaltung der kritischen Werte in 2010:

- 50% Schließung der Lücke für kritische Werte in Bezug auf Versauerung (= 95% Schließung der Lücke in Bezug auf den akkumulierten Überschuss an sauren Substanzen)
- 50% Schließung der Lücke für kritische Werte in Bezug auf den akkumulierten Überschuss an Stickstoff-Deposition
- 33% Schließung der Lücke für AOT40<sub>Vegetation</sub> und maximale Überschreitung von 10000 ppbh

**Tabelle 5-11:** Anthropogene Emissionen in der Europäischen Union im Falle, dass die intermediären Standards in 2005 soweit wie möglich eingehalten werden (= Maximum aus dem mittleren IIASA-Szenario (K1) und den maximal möglichen Emissionsreduktion in 2005, nach IIASA-Emissionsminderungskurven für 2005 (Amann et al. 2000a, Klimont 2003))

Land	SO <sub>2</sub> [kt]	NO <sub>x</sub> [kt]	NH <sub>3</sub> [kt]	NMVOC [kt]
Belgien	76	145	60	107
Dänemark	55	127	69	85
Deutschland	463	1073	423	974
Finnland	116	152	31	110
Frankreich	219	834	721	927
Griechenland	546	343	73	236
Irland	40	63	116	55
Italien	500	957	419	965
Luxemburg	3	8	7	6
Niederlande	56	266	105	169
Österreich	39	107	66	142
Portugal	170	255	73	153
Schweden	67	167	57	219
Spanien	774	714	353	644
Vereinigtes Königreich	502	1176	264	1023

**Tabelle 5-12:** Anthropogene Emissionen im Fall der maximal möglichen Emissionsreduktionen in 2005 (Klimont 2003)

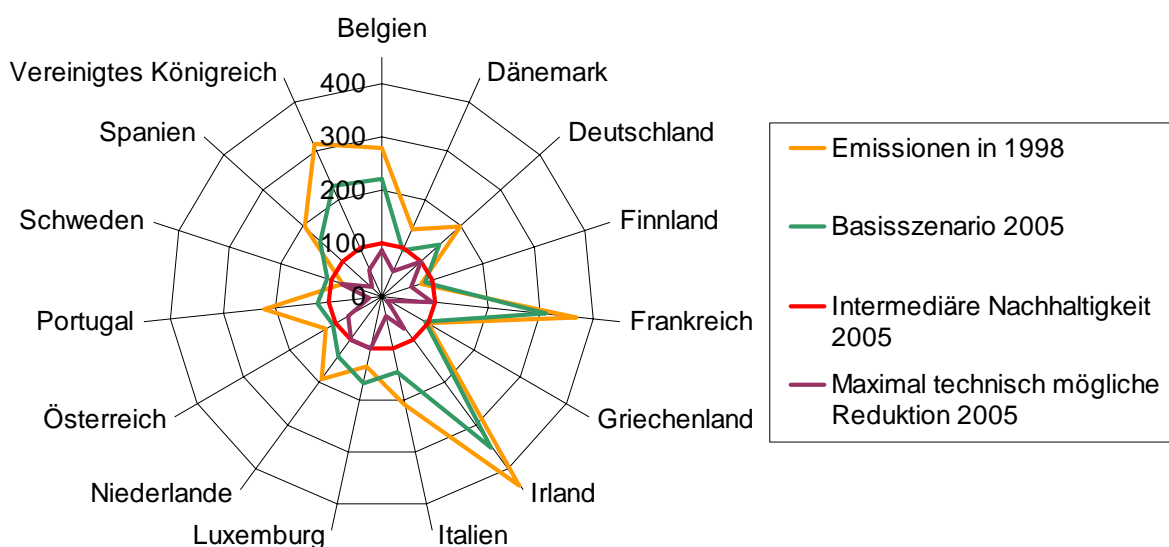
Land	SO <sub>2</sub> [kt]	NO <sub>x</sub> [kt]	NH <sub>3</sub> [kt]	NMVOC [kt]
Belgien	66	145	58	107
Dänemark	29	109	43	67
Deutschland	462	1014	382	974
Finnland	66	122	24	74
Frankreich	206	834	531	747
Griechenland	71	218	59	134
Irland	29	51	113	35
Italien	181	957	281	898
Luxemburg	3	8	6	6
Niederlande	56	245	102	169
Österreich	29	107	48	122
Portugal	41	198	52	153
Schweden	53	167	44	136
Spanien	206	672	225	482
Vereinigtes Königreich	280	883	221	976

Für die Berechnung des Abstandes von der intermediären Nachhaltigkeit in 2005 werden die Emissionsniveaus des mittleren IASA-Szenarios als Standards angesetzt. Als Maß für den Abstand dienen die hypothetischen Kosten, die notwendig sind um dieses Emissionsniveau bereits in 2005 zu erreichen.

Berechnungen der IASA für 2010 zeigen, dass selbst bei der maximal technisch möglichen Reduktion in 2010 die Einhaltung der Langzeitziele der EU und hierbei insbesondere die Einhaltung der kritischen Werte nicht möglich ist (Amann 1999). Deswegen wird anstelle der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit die maximal technisch mögliche Reduktion für 2005 angenommen. Dieses ist das Szenario für 2005, welches einer Einhaltung der kritischen Werte am nächsten kommt. Die resultierenden Kosten sind als untere Schätzung für die Entfernung vom Ziel anzusehen.

Zur Berechnung der jährlichen Kosten zur Erreichung der intermediären Standards bzw. der maximal technisch möglichen Reduktion werden Kostenkurven der IASA herangezogen (Klimont 2003). Nicht alle Emissionsreduktionen, die für die Erreichung der Standards für das mittlere Szenario in 2010 notwendig sind, können bereits in 2005 durchgeführt werden. Zum Beispiel ist das Ziel der Emissionsreduktion in 2010 für NMVOC in Deutschland eine Emissionshöhe von 925 Kilotonnen. Erreicht werden können jedoch nur 974 Kilotonnen. Die Emissionswerte für die beiden Reduktionsszenarien sind in Tabelle 5-11 und Tabelle 5-12 dargestellt.

Abb. 5-1 zeigt einen Vergleich der Emissionshöhen bei der Einhaltung der intermediären Standards in 2005 mit Emissionen in 1998, Emissionen in 2005, die aufgrund der derzeitigen Gesetzgebung erwartet werden, und der maximal technisch möglichen Reduktion in 2005. Die projizierten  $\text{SO}_2$ -Emissionen für 2005 liegen nach dem Vergleich um bis zu einem Faktor 3,5 oberhalb des Standards für intermediäre Nachhaltigkeit (s. Abb. 5-1, Irland). Für  $\text{NO}_x$  ist maximal ein Faktor 1,5, für  $\text{NH}_3$  1,3 und für NMVOC 1,9 festgestellt worden. Besonders bei NMVOC, aber auch bei den anderen Substanzen liegen die Emissionen in 1998 deutlich oberhalb der Standards. Ausgehend von den intermediären Standards sind zusätzliche Emissionsminderungen von mehr als 50 Prozent vor allem für  $\text{SO}_2$  in Griechenland, Portugal, Spanien und Italien technisch möglich.



**Abb. 5-1:** Vergleich der  $\text{SO}_2$ -Emissionen in 1998 und der drei Szenarien für 2005 in Prozenten der Emissionen bei Einhaltung der intermediären Standards (relative Einheiten, Emissionen der intermediären Nachhaltigkeit sind gleich 100 gesetzt)

## **Minderung der Belastung durch toxische Substanzen**

Zwei toxische Substanzen konnten bezüglich einer möglichen Grenzwertüberschreitung aufgrund heutiger Emissionen analysiert werden, Cadmium und Blei. Die Berechnungen mit dem Wasser und Boden-Expositionsmodell WATSON zeigten, dass die Beibehaltung der Emissionshöhen in 1990 sowohl bei Cadmium als auch bei Blei unter den getroffenen Annahmen zu Überschreitungen von Standards führen würden. Da der Standard für kritische ökologische Nachhaltigkeit bzw. für die multifunktionelle Nutzung des Bodens strenger ist als die Standards für intermediäre Nachhaltigkeit und auch die zu berücksichtigende Fläche erheblich größer ist, wurden bei ihm wesentlich höhere Überschreitungen festgestellt. Damit ist das Emissionsniveau in 1990 für beide Substanzen nicht nachhaltig, weder im Sinne der kritischen ökologischen noch im Sinne der intermediären Nachhaltigkeit.

Für Cadmium konnte zusätzlich eine Analyse der für 2005 erwarteten Emissionen durchgeführt werden. Der Vergleich der errechneten Konzentrationen mit den Grenzwerten zeigte, dass der Standard für intermediäre Nachhaltigkeit in Bezug auf Ackerland nicht mehr überschritten wurde. Geringe Überschreitungen waren noch für den Standard für kritische ökologische Nachhaltigkeit bezüglich multifunktionaler Nutzung des Bodens und den intermediären Standard für Oberflächengewässer zur Trinkwassernutzung auszumachen.

Für die quantitative Analyse von Blei in späteren Jahren als 1990 standen keine ausreichenden Daten zur Verfügung. An den vorhandenen Daten konnte jedoch festgestellt werden, dass sich die Emissionen aufgrund der Einführung bleifreien Benzins zwischen 1990 und 1998 deutlich verringert haben. Dies lässt darauf schließen, dass die bereits beschlossenen Emissionsminderungen zu einer starken Verbesserung der Umweltbelastung führen werden.

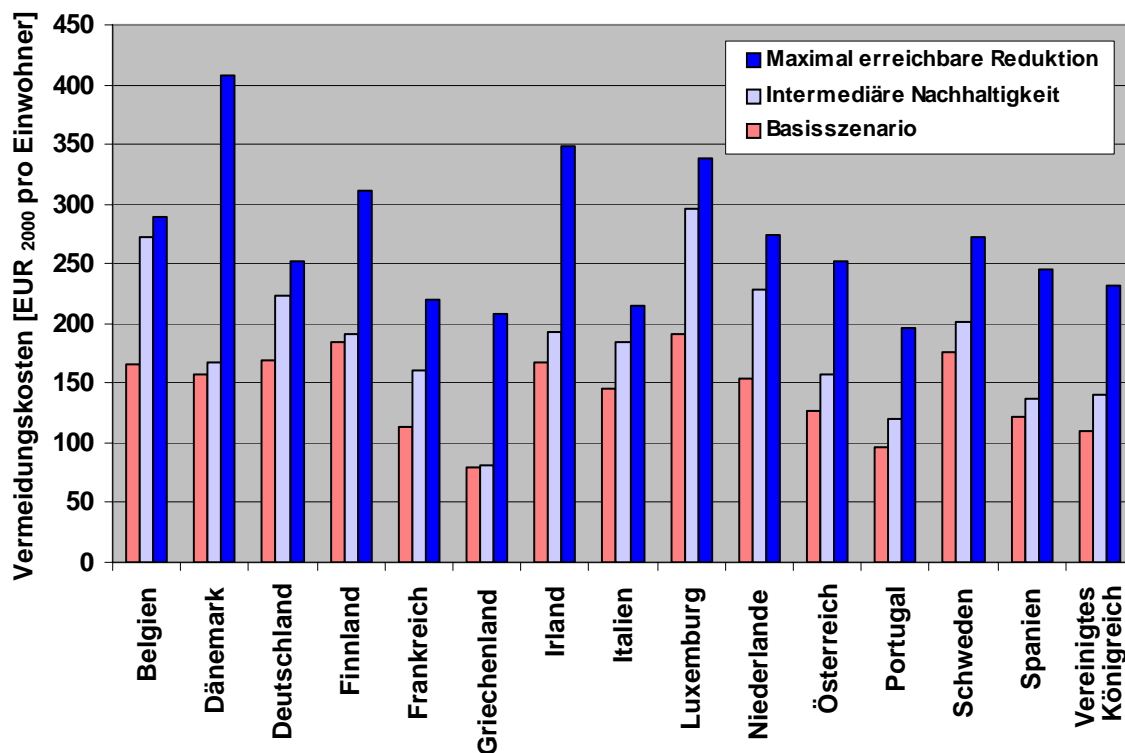
Aus der Analyse der Grenzwertüberschreitungen konnten keine Aussagen bezüglich der Formulierung von Politikstrategien zur Reduktion der Schwermetallbelastung gewonnen werden. Die derzeitige Gesetzgebung wird nach der Analyse voraussichtlich bereits zu einer deutlichen Verbesserung der Umweltbelastung im regionalen Bereich führen.

### **5.2.4 Kosten zur Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards in 2005**

Zusätzlich zu den Vermeidungskosten für die Erreichung der intermediären Standards und der maximal technischen Reduktion wurden die Vermeidungskosten unter der derzeitigen Gesetzgebung für 2005 berechnet. Als Grundlage dazu dienten neben den besprochenen Emissionsminderungsszenarien Kostenkurven, die von der IIASA zur Verfügung gestellt wurden (Klimont 2003). In den Kostenkurven sind Reduktionsmaßnahmen zusammen mit Minderungspotentialen nach marginalen Kosten sortiert. In den Berechnungen wird angenommen, dass effizient gemindert wird. Das heißt, dass die Maßnahmen mit den geringsten Kosten pro Tonne reduzierter Emissionen als erstes implementiert werden. Weil Maßnahmen im Verkehrsbereich NMVOC und NO<sub>x</sub> reduzieren, sind Kosten für diese Schadstoffe nur als Summe angegeben.

Die Ergebnisse sind in Abb. 5-2 dargestellt. Während in Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Irland, Italien, Luxemburg, den Niederlanden und Schweden bereits im Basiszenario jährliche Minderungskosten von etwa 150 Euro pro Person und mehr investiert werden, betragen die Investitionen z.B. in Griechenland lediglich etwa die Hälfte. Im Falle der Einhaltung der intermediären Standards, die ursprünglich für 2010 festgelegt wurden, entstän-

den in 2005 Kosten von bis über 250 Euro pro Person. Die Benelux-Staaten und Deutschland stellen dabei die Spitzenreiter dar. Die geringsten Pro-Kopf-Kosten sind in diesem Fall für Griechenland, Portugal, Spanien und das Vereinigte Königreich zu beobachten. Die Kosten einer maximal möglichen Reduktion sind in Dänemark mit über 400 Euro pro Kopf in 2005 bei weitem am höchsten, in Portugal am niedrigsten. Insbesondere die vergleichsweise geringen Unterschiede zwischen den Kosten im Basisszenario bzw. im Falle der Einhaltung intermediärer Standards und der maximal technisch möglichen Reduktion für einzelne Länder, wie zum Beispiel Griechenland, Portugal, Spanien und dem Vereinigten Königreich zeigen, dass dort noch hohe Minderungspotentiale existieren. Vor allem die Benelux-Staaten und Deutschland sind im Falle der Einhaltung der intermediären Standards bereits vergleichsweise nahe an den technisch durchführbaren Emissionsminderungen.



**Abb. 5-2:** Vermeidungskosten pro Einwohner in den EU-15 Ländern

Eine Aufteilung der Kosten nach verschiedenen Schadstoffen zeigt, dass die meisten Investitionen für  $\text{NO}_x$  und NMVOC ausgegeben werden. Wenig dahinter liegt im Allgemeinen  $\text{SO}_2$ . Für  $\text{NH}_3$  werden im Basisszenario und in den meisten Ländern auch im Szenario zur Erreichung der intermediären Standards um eine Größenordnung niedrigere Investitionen getätigt. Aus den Kosten unter der Annahme maximal möglicher Reduktionen ist jedoch zu ersehen, dass die Kosten insgesamt in derselben Größenordnung liegen wie bei den anderen Schadstoffen.

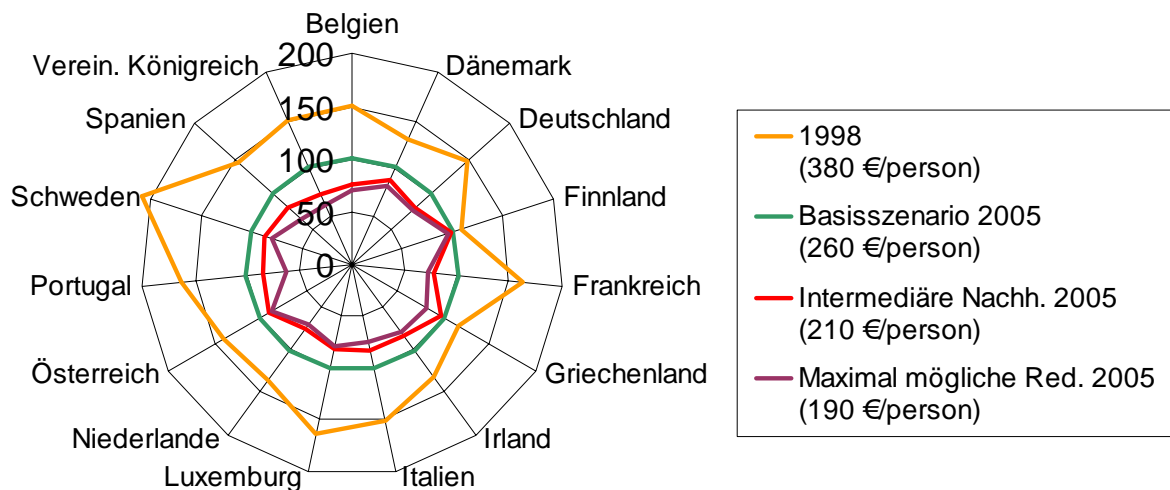
Die Differenz der Vermeidungskosten im Fall der Einhaltung intermediärer Standards und dem Basisfall gehen als Abstände zur intermediären Nachhaltigkeit direkt in das in dieser Arbeit verfolgte Konzept der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen ein. Sie stellen eigenständige Indikatoren dar, die Aussagen über die Entfernung der projizierten Situation in 2005

zu einer Situation in der die intermediären Nachhaltigkeits-Standards eingehalten werden, erlauben.

Die Ergebnisse zeigen, dass einige Länder, insbesondere Dänemark, Finnland und Griechenland, in 2005 nur noch wenige zehn Euro pro Person von der Einhaltung der intermediären Standards entfernt sind. Allerdings gibt es auch zahlreiche Länder wie die Benelux-Staaten und Deutschland, die einen Abstand von über 50 Euro pro Person und Jahr aufweisen. Allerdings sind in diesem Fall weniger die geringen Anstrengungen dieser Länder in Bezug auf die Emissionsminderungen ausschlaggebend, als die ehrgeizig gesetzten Ziele für 2010, die als intermediäre Standards herangezogen wurden. Abstände zur maximal technisch möglichen Reduktion um 100 Euro pro Person und darunter treten nur in Deutschland, Italien, Portugal und Schweden auf. Jedoch wäre wie bereits diskutiert selbst die maximal mögliche Reduktion in 2005 nicht ausreichend um das langfristige Ziel einer Einhaltung von Critical Levels und Loads zu erreichen.

### 5.2.5 Verbleibende Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen bei Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards in 2005

Selbst im Falle der Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards in 2005 würden trotzdem noch Umwelt- und Gesundheitsschäden entstehen. Um ein komplettes Bild der Situation zu erhalten werden deshalb hier die verbleibenden Wirkungen auf Materialien, Feldpflanzen und menschliche Gesundheit analog zu den Berechnungen in Kapitel 4 abgeschätzt. Zur genaueren Beschreibung der Methodik siehe Kapitel 3. Zusätzlich zu den oben bereits dargestellten Emissionen für die Schadstoffe  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , NMVOC und  $\text{NH}_3$  werden  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen für das Jahr 2005 verwendet, die Schätzungen der IIASA entnommen sind (IIASA 2002).



**Abb. 5-3:** Schadenskosten pro Einwohner in 1998 und den verschiedenen Szenarien prozentual dargestellt in Bezug auf die Situation im Basisszenario (=100%). Die berechneten Durchschnittswerte für die EU-15 sind in Klammern angegeben.

Abb. 5-3 zeigt das Ergebnis der Berechnungen. Wie bei den Emissionen in Abschnitt 5.2.3 werden hier die Situationen in 1998, im Basisszenario für 2005 und bei der maximal technisch möglichen Reduktion in 2005 mit der Belastung unter Einhaltung der Standards für intermediäre Nachhaltigkeit verglichen. Die Schadenskosten im Falle des Basisszenarios sind als

Kreis mit einem Radius von 100% dargestellt. Die absoluten Kosten pro Person sind für die drei Szenarien in 2005 Abb. 5-9 zu entnehmen. Die Durchschnittskosten in der Europäischen Union sind zusätzlich als Absolutwerte in Klammern angegeben. Es ist zu erkennen, dass die Schadenskosten insbesondere in Schweden in 1998 deutlich höher waren als es in 2005 zu erwarten ist. Mit 197 Euro pro Person sind in Schweden um einen Faktor 2,1 höhere Schäden ermittelt worden als im Basisfall mit 95 Euro pro Person. Für Deutschland ergeben sich für 1998 420, für das Basiszenario 287, für die intermediäre Nachhaltigkeit 231 und für die maximale Reduktion 220 Euro pro Person als verbleibende Schadenskosten. Damit liegen die einzelnen Werte deutlich über dem europäischen Durchschnitt, was durch die Belastung Deutschlands durch die Nachbarländer zu erklären ist, die aufgrund der geographische Lage Deutschlands mitten in Europa und nahe an den osteuropäischen Ländern stärker ist als bei anderen Ländern in der EU-15.

### **5.2.6 Unsicherheiten in der Berechnung der Vermeidungskosten und verbleibenden Schadenskosten**

Eine detaillierte Diskussion der Unsicherheiten in den Ermittlungen von Schadenskosten wurde bereits in Kapitel 4 durchgeführt. Zusätzliche Unsicherheiten ergeben sich hier durch die Projektion der Emissionen in die Zukunft.

Die errechneten Vermeidungskosten enthalten ebenfalls Unsicherheiten, die allerdings nicht detailliert quantitativ diskutiert werden können, da zu den Daten keine entsprechenden Angaben verfügbar waren.

Qualitativ ergeben sich unter anderem Unsicherheiten

- in den abgeschätzten Emissionen,
- in den Abschätzungen zur Effektivität von Maßnahmen,
- in den Kostenabschätzungen für die Implementierung der Maßnahmen,
- in der Berechnung der Annuitäten, z.B. durch Annahmen über die Nutzungsdauern der Minderungstechnologien,
- durch Nichtberücksichtigung von Maßnahmen oder ineffiziente Implementierung der Maßnahmen und
- durch Ungenauigkeiten in den verwendeten Modellen.

### **5.3 Effizienzanalyse von Minderungen zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards**

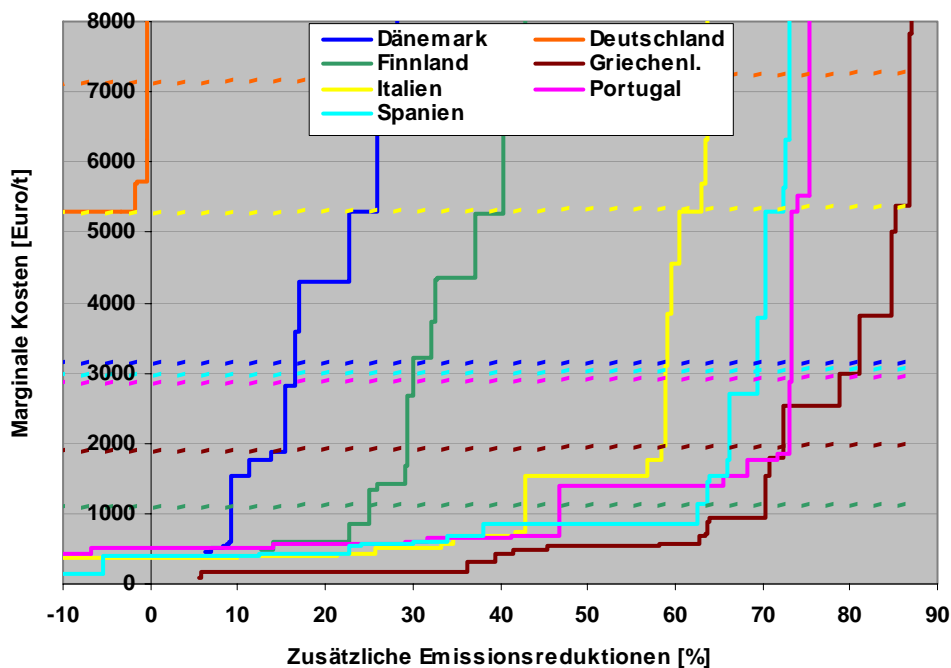
Die Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards ist nicht notwendigerweise mit dem Ziel einer möglichst effizienten Reduktion der Schadstoffemissionen im ökonomischen Sinn vereinbar. Vielmehr kann die Einhaltung der Standards dazu führen, dass das ‚optimale Emissionsniveau‘ über- oder unterschritten wird. Der optimale Zustand ist erreicht, wenn die marginalen Schadenskosten pro emittierter Einheit gleich den entsprechenden marginalen Vermeidungskosten sind. Auf der Basis von berechneten Schadenskosten pro Tonne Emission und Vermeidungskostenkurven der IIASA (Klimont 2003) werden im Folgenden zunächst die Emissionshöhen

im Optimum unter der Nebenbedingung der Einhaltung der Standards bestimmt. Danach werden die gesamten Vermeidungskosten als Maß für den Abstand zu dem so bestimmten nachhaltig optimalen Zustand ermittelt.

Im folgenden Abschnitt 5.3.1 wird auf die angewandte Methodik eingegangen, bevor in Abschnitt 5.3.2 die Effizienz der Minderungen bei Einhaltung der intermediären Standards untersucht und in 5.3.3 die Kosten zur Erreichung des effizienten intermediär nachhaltigen Umweltschutzniveaus diskutiert werden.

### 5.3.1 Ermittlung des optimalen Umweltschutzniveaus in 2005

Bei absoluter Information und insbesondere dem Wissen über Schadenskosten, die durch die Emissionen verursacht werden, ist es optimal so lange in die Reduktion von Emissionen zu investieren, bis die Vermeidungskosten pro emittierter Einheit die vermiedenen Schadenskosten übersteigen. Da die Vermeidungskosten mit Verringerung des Emissionsniveaus deutlich stärker ansteigen als die Schadenskosten, gibt es auf jeden Fall einen Punkt ab dem die Vermeidungskosten die Schadenskosten übersteigen. Dieser entspricht dem optimalen Umweltschutzniveau.



**Abb. 5-4:** Marginale Schadenskosten- (gestrichelt) und Vermeidungskostenkurven (durchgezogen) für SO<sub>2</sub>

Um zu identifizieren welche Minderungen aus Effizienzgründen über das nachhaltige Niveau hinaus durchzuführen sind, wurden, ausgehend von den identifizierten intermediär nachhaltigen Umweltzielen für jedes Land in der EU-15, die Schadenskosten im gesamten Modellgebiet für eine Erhöhung der Emissionen um 10 Prozent sowie eine Minderung um 10, 20, 40 und 80 Prozent berechnet. Aus diesen Berechnungen wurde der Verlauf der Schadens-

kosten mit verändertem Konzentrationsniveau abgeschätzt. Die *ceteris paribus* Annahme, dass jeweils nur in einem Land gemindert wird, stellt dabei eine Näherung dar. Eine genaue Berechnung würde ein iteratives Vorgehen erfordern. In ihm würden zunächst einem Minderungspfad folgend Minderungen in allen Ländern implementiert. Die für diese Situation berechneten Schadenskosten müssten dann als erneute Eingangsdaten für die Entscheidung über weitere Minderungen in Richtung eines optimalen Zustands verwendet werden. Die Implementierung eines solchen iterativen Verfahrens für die Optimierung würde jedoch den Rahmen der Arbeit sprengen.

Marginale Vermeidungskosten wurden den Kostenkurven der IIASA entnommen (Klimont 2003), die bereits für die Ableitung der Vermeidungskosten als Abstandsmaß herangezogen wurden. Die Kurven sind so konstruiert, dass die Maßnahmen mit den geringsten Kosten als erstes eingesetzt werden. Verwendet wurden lediglich Kostenkurven für stationäre Quellen. Für die Emissionen aus mobilen Quellen wurde eine Entwicklung nach der derzeitigen Gesetzgebung angenommen.

Abb. 5-4 zeigt für einige Länder am Beispiel von SO<sub>2</sub>-Emissionen die ermittelten Schadenskostenkurven zusammen mit den Vermeidungskostenkurven der IIASA. Null Prozent Reduktion entspricht dabei der Einhaltung der Emissionswerte für intermediäre Nachhaltigkeit (s. Tabelle 5-11). Die Schadenskostenkurven sind gestrichelt und die Vermeidungskostenkurven durchgezogen dargestellt. Der jeweils optimale Punkt ergibt sich aus dem Schnittpunkt der gestrichelten mit der durchgezogenen Linie derselben Farbe. Aus der Darstellung ist zu erkennen, dass Deutschland sein optimales Emissionsniveau knapp oberhalb der Einhaltung des intermediären Standards erreicht. Dies ist eine Folge der Implementierung von teuren Emissionsreduktionen bereits im Falle der intermediären Standards. Für Portugal und Spanien hingegen sind zur Erreichung des optimalen Emissionsniveaus in 2005 nach den Berechnungen Minderungen um weitere etwa sieben Prozent notwendig.

### **5.3.2 Effizienz der Minderungen im Falle der Einhaltung politischer Standards und der maximal möglichen Reduktion in 2005**

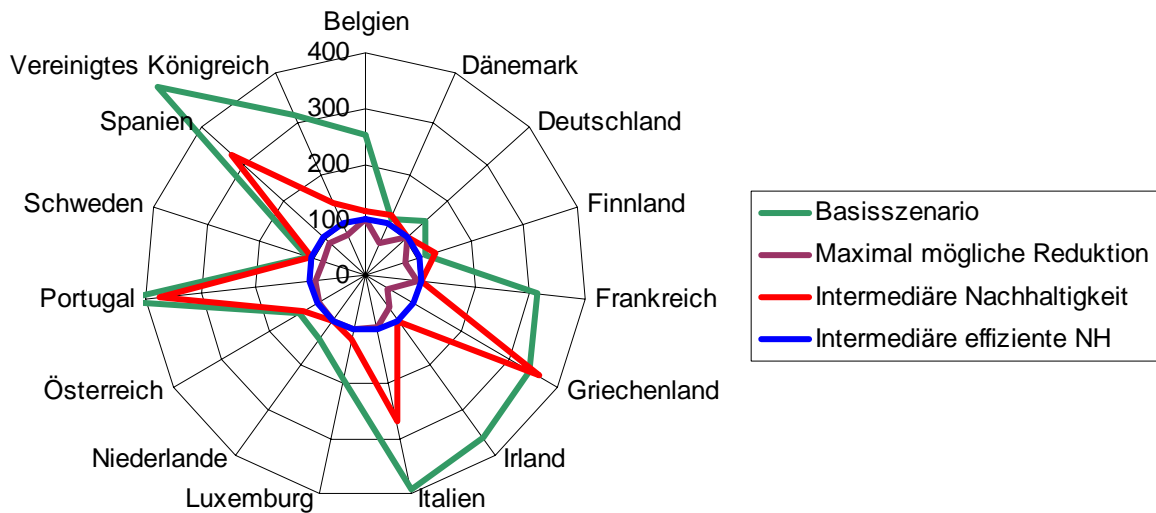
Die Analyse der marginalen Schadens- und Vermeidungskosten führt zu einem optimalen Emissionsniveau, das zum Teil oberhalb und zum Teil unterhalb der Standards für intermediäre Nachhaltigkeit liegt. Da allerdings in erster Priorität Nachhaltigkeitsstandards eingehalten werden müssen, sind nur zusätzliche Minderungen über die Einhaltung der Standards hinaus von Interesse. Es ergeben sich daraus Emissionsniveaus die der intermediären effizienten Nachhaltigkeit entsprechen.

Abb. 5-5 bis Abb. 5-8 zeigen die ermittelten intermediär effizient nachhaltigen Emissionsniveaus im Vergleich zu den jeweiligen politischen Standards. Zusätzlich dargestellt sind die aufgrund der betrachteten Maßnahmen maximal möglichen Reduktionen der Emissionen. Die jeweiligen Emissionswerte sind prozentual in Bezug auf den Zustand der intermediär effizienten Nachhaltigkeit dargestellt. In einigen Fällen fällt das ‚optimale‘ Emissionsniveau mit der maximal möglichen Reduktion zusammen. Das bedeutet, dass selbst bei maximaler Reduktion die Schadenskosten einer zusätzlichen Tonne der jeweiligen Emission größer oder gleich den Kosten der teuersten technischen Maßnahmen sind.

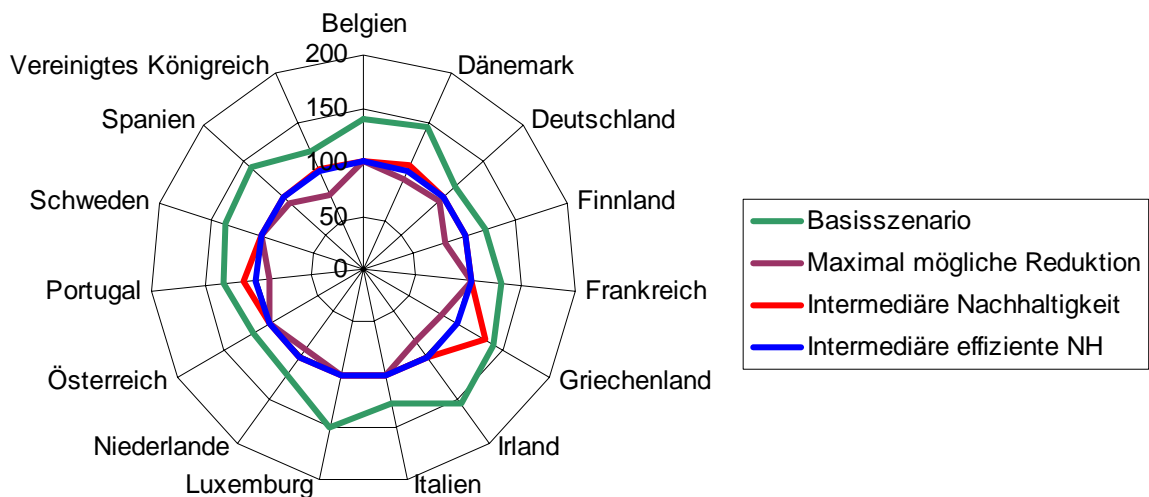
Für SO<sub>2</sub> ist zu erkennen, dass insbesondere im Falle von Portugal, Spanien, Griechenland und Italien eine zusätzliche Emissionsreduktion über die Einhaltung der intermediären Stan-



dards hinaus nach den Berechnungen effizient ist. Hingegen befinden sich die Niederlande bereits bei der Einhaltung der intermediären Standards sehr nahe an den maximal technisch möglichen Emissionsreduktionen. Deutschland und Schweden liegen im Falle der Einhaltung der intermediären Standards bereits unterhalb des optimalen Emissionsniveaus, Frankreich, Irland und die Niederlande liegen oberhalb, aber sehr nahe dran.



**Abb. 5-5:** SO<sub>2</sub>-Emissionen bei intermediärer effizienter Nachhaltigkeit (=100%) im Vergleich zu der bloßen Einhaltung der intermediären Standards, dem Basisszenario und den maximal möglichen Reduktionen für das Jahr 2005

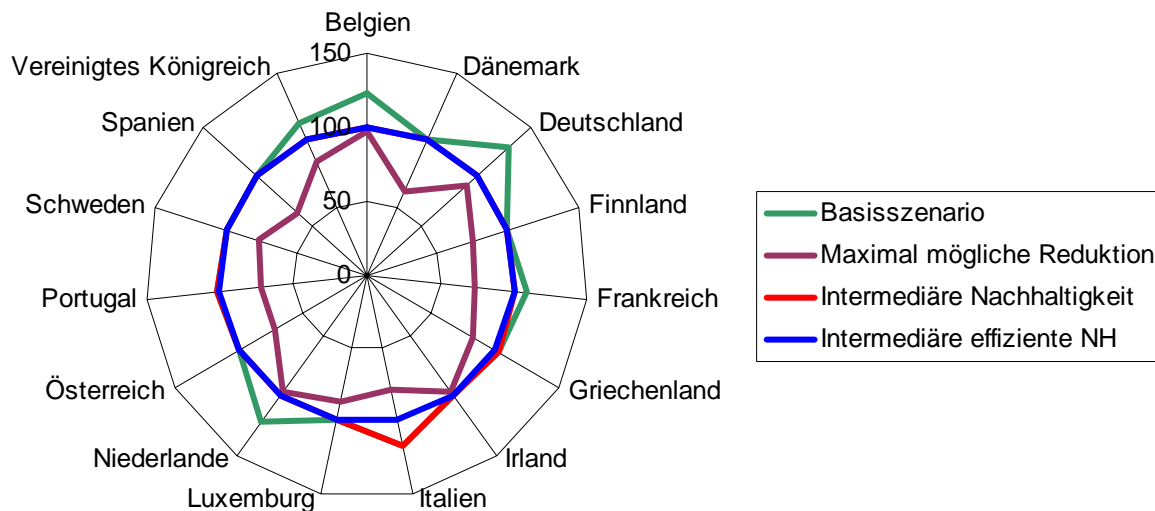


**Abb. 5-6:** NO<sub>x</sub>-Emissionen bei intermediärer effizienter Nachhaltigkeit (=100%) im Vergleich zu der bloßen Einhaltung der intermediären Standards, dem Basisszenario und den maximal möglichen Reduktionen für das Jahr 2005

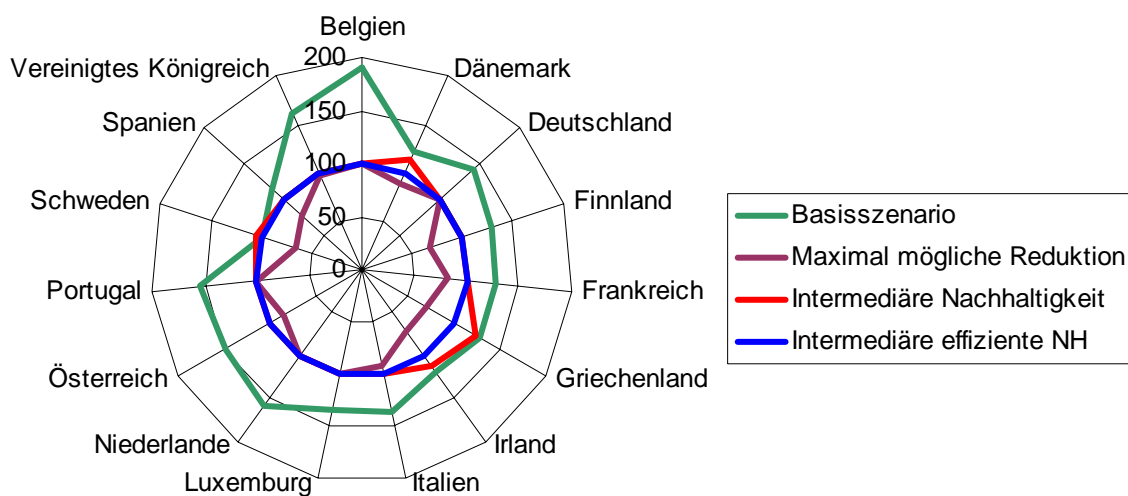
Für die Emissionen von NO<sub>x</sub> ist zu sehen, dass aus Sicht der Effizienz lediglich für Griechenland, Portugal, Dänemark und das Vereinigte Königreich zusätzliche Emissionsreduktionen notwendig sind. Alle anderen Länder sind im Falle der Einhaltung der intermediären Standards bereits unterhalb des optimalen Emissionsniveaus. Für sechs der fünfzehn Länder,

Belgien, Frankreich, Italien, Luxemburg, Österreich und Schweden, ist bereits bei Einhaltung der intermediären Standards die maximal technisch mögliche Reduktion erreicht.

Im Falle der  $\text{NH}_3$ -Emissionen sind ausgehend von den Emissionsstandards der intermediären Nachhaltigkeit deutliche Emissionsreduktionen nur für Italien und geringe für Griechenland und Portugal notwendig um das optimale Emissionsniveau zu erreichen. In sieben der fünfzehn Länder, Dänemark, Finnland, Irland, Luxemburg, Österreich, Schweden und Spanien, ist bereits vom Basisszenario aus keine weitere Emissionsreduktion aus Effizienzerwägungen sinnvoll. Keines der Länder erreicht mit dem Niveau der intermediären Nachhaltigkeit bereits die maximal technisch möglichen Emissionsreduktionen.



**Abb. 5-7:**  $\text{NH}_3$ -Emissionen bei intermediärer effizienter Nachhaltigkeit (=100%) im Vergleich zu der bloßen Einhaltung der intermediären Standards, dem Basisszenario und den maximal möglichen Reduktionen für das Jahr 2005

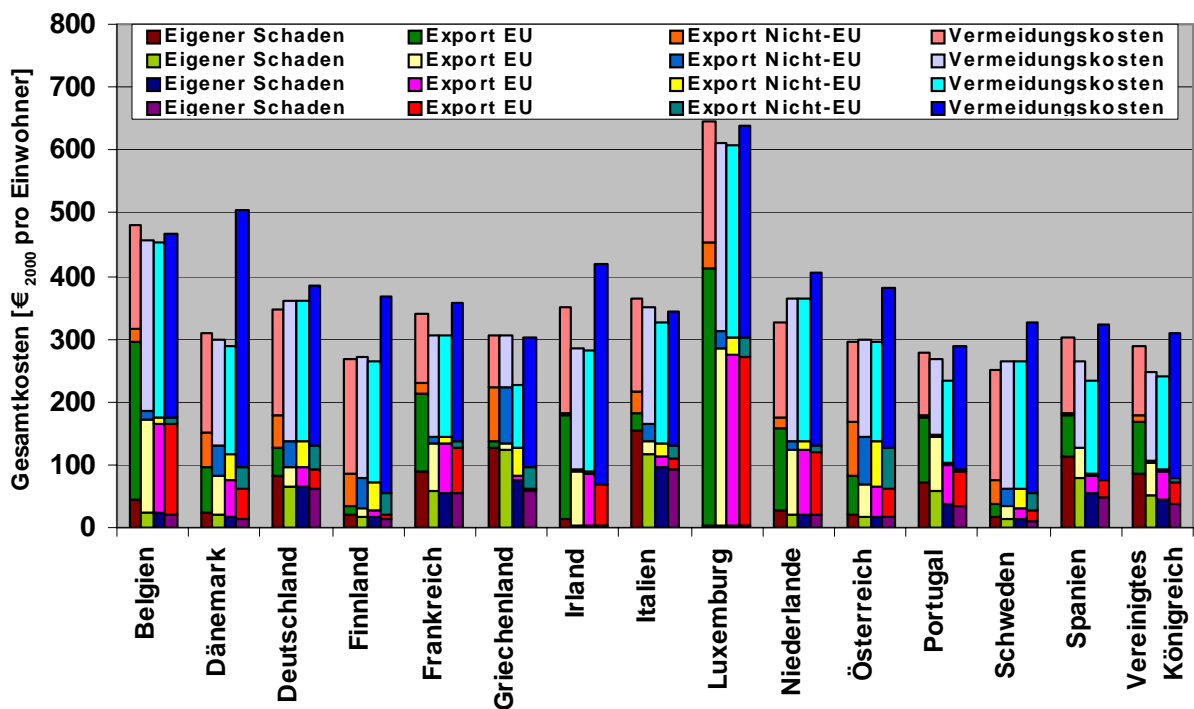


**Abb. 5-8:** NMVOC-Emissionen bei intermediärer effizienter Nachhaltigkeit (=100%) im Vergleich zu der bloßen Einhaltung der intermediären Standards, dem Basisszenario und den maximal möglichen Reduktionen für das Jahr 2005

Die Darstellung der verschiedenen Emissionsniveaus für NMVOC in Abb. 5-8 zeigt, dass es insbesondere für die Emissionen von Griechenland, Dänemark, Irland und Schweden effizient ist, über die intermediären Standards hinaus zu mindern. Belgien, Deutschland, Niederlande und Portugal erreichen bereits bei dem Versuch den intermediären Standard einzuhalten, die maximal technisch mögliche Emissionsreduktion.

### 5.3.3 Kosten zur Erreichung des effizienten intermediären Nachhaltigkeitsniveaus in 2005

Der Abstandsindikator für Umweltziele, der in Abschnitt 5.2.4 zur Messung des Abstandes zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards verwendet wurde, wird im Folgenden zusammen mit den abgeschätzten verbleibenden Schadenskosten dazu herangezogen, Gesamtkosten zu ermitteln. Diese bilden einen genauen Indikator für die Effizienz von Emissionsminderungen.



**Abb. 5-9:** Vermeidungskosten und Umweltschadenskosten pro Person im Falle verschiedener Alternativen für Emissionsniveaus in 2005. Von links nach rechts sind für jedes Land das Basisszenario und die Szenarien der intermediären Nachhaltigkeit, der effizienten intermediären Nachhaltigkeit und der technisch maximal möglichen Reduktion dargestellt.

Abb. 5-9 zeigt die Gesamtkosten als Summe aus Vermeidungskosten und verbleibenden Schadenskosten, die sich für die Erreichung der Emissionsniveaus in den verschiedenen Szenarien in 2005 ergeben. Für jedes Land ist von links nach rechts das Basisszenario unter Annahme ‚derzeitiger Gesetzgebung‘, das Szenario der intermediären Nachhaltigkeit, der effizienten intermediären Nachhaltigkeit und der maximal möglichen Minderung dargestellt. Über den Schäden, die in dem jeweiligen Land entstehen, werden jeweils von unten nach oben die Schäden innerhalb der EU, den Nicht-EU-Ländern und die Vermeidungskosten dargestellt. Es ist zu erkennen, dass im Falle der effizienten intermediären Nachhaltigkeit in der Gesamtsumme weniger oder maximal gleich viel Umweltkosten entstehen als im Falle der intermediären Nachhaltigkeit.

ären Nachhaltigkeit. Besonders hohe Einsparungen in den Gesamtkosten durch zusätzliche Minderungen wurden für Griechenland, Spanien und Portugal ermittelt. Allerdings sind die Gesamtkosten zur Einhaltung der intermediären Standards zum Teil höher als die Kosten im Falle der einfachen Projektion unter Annahme der ‚derzeitigen Gesetzgebung‘. Dies ist etwa für Deutschland und die Niederlande der Fall. Wie im vorherigen Kapitel diskutiert, reicht in diesen Ländern die ‚derzeitige Gesetzgebung‘ jedoch nicht aus, um eine Einhaltung der intermediären Standards zu gewährleisten. Es ist anzumerken, dass für das Szenario der technisch maximal möglichen Reduktionen alle Reduktionsmaßnahmen herangezogen wurden, die von der IIASA für 2005 als technisch möglich angesehen wurden. Es stellt kein Szenario der insgesamt maximal möglichen Reduktion dar. Zum Beispiel könnten durch einen zusätzlichen Stillstand von Teilen der Ökonomie weitere Emissionsreduktionen erreicht werden. Die berücksichtigten technischen Maßnahmen könnten also insbesondere durch nicht-technische Maßnahmen ergänzt werden was zu höheren maximal möglichen Emissionsminderungen, aber auch Kosten führen würde.

Neben den Informationen über die Effizienz verschiedener Strategien für 2005 und möglichen politischen Korrekturen der Umweltmaßnahmen, die daraus geschlossen werden können, demonstrieren die Grafiken die einfache Anwendbarkeit des Indikators der Gesamtkosten in der Politikanalyse. Der reine Indikator der Vermeidungskosten, wie er im europäischen GreenStamp-Projekt entwickelt wurde und etwa in den deutschen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen des Statistischen Bundesamtes verfolgt wird, stellt nur einen Teil der Information dar, die notwendig ist, um eine Aussage über die Effizienz von Politikmaßnahmen zu treffen.

#### **5.3.4 Unsicherheiten in der Effizienzanalyse**

Bei der Berechnung der Schadenskosten für die Effizienzanalyse von Umweltzielen ist mit denselben Unsicherheiten zu rechnen wie bei der Ermittlung von Einbußen im aktuellen Wohlergehen. Eine detaillierte Diskussion wurde in Abschnitt 4.4 durchgeführt. Zusätzlich dazu ergeben sich Unsicherheiten durch die Projektion der Emissionen im Basisfall und in der Bestimmung der Umweltziele sowie weiteren Annahmen bezüglich der zukünftigen Entwicklung zugrundeliegender Daten.

Unsicherheiten auf Seiten der Vermeidungskosten liegen besonders in Annahmen über zukünftige Technologien und technische Möglichkeiten zu Emissionsminderungen begründet (s. auch Abschnitt 5.2.6). Eine genauere Analyse der Daten ist hier nicht möglich. Eine detaillierte Diskussion der Methode kann den Berichten der IIASA entnommen werden (IIASA 2003). Neuere Methoden zur Ermittlung von Zukunftsstrategien für die Minderung von Emissionen basieren nicht auf Minderungskostenkurven, sondern auf der Ermittlung ganzer Bündel von Maßnahmen. Auf diese Weise können in der Realität auftretende technische Zusammenhänge zwischen verschiedenen Einzelmaßnahmen und Minderungspotentiale einer Maßnahme bezüglich mehrerer Schadstoffe berücksichtigt werden.

## 6 Diskussion der Ergebnisse

### 6.1 Zusammenfassende Diskussion der berechneten Indikatoren

#### 6.1.1 Konzept zu Basisgrößen und Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Im ersten Teil der Arbeit wurden ausgehend von verschiedenen ökonomischen Ansätzen zur intertemporalen Wohlfahrtsoptimierung und Nachhaltigkeit sowie bestehenden Konzepten zu Indikatoren und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen Basisgrößen zur Berechnung von aggregierten Indikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen abgeleitet. Mit ihnen werden Aussagen getroffen über

1. Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen,
2. Änderungen im bewerteten Kapital und
3. Vermeidungskosten zur Einhaltung vorgegebener Umweltziele (insbesondere Ziele zum Schutz lebensunterstützender Funktionen der Umwelt).

Zur Berücksichtigung der kurzfristigen und langfristigen Auswirkungen von Umwelteinflüssen, die zu Änderungen im aktuellen Wohlergehen und im bewerteten Kapital führen, werden Schadenskosten ermittelt.

Vermeidungskosten zur Einhaltung vorgegebener Umweltziele können als Abstandsindikatoren auf verschiedene erstrebte Umweltziele angewendet werden. Insbesondere werden sie herangezogen, um die Entfernung einer Ökonomie zur Einhaltung von Standards zum Schutz lebenserhaltender Funktionen zu ermitteln, die als Standards für eine nachhaltige Entwicklung interpretiert werden. Es wird dabei zwischen Standards, die auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen basieren, wie Critical Levels und Critical Loads und Standards, die auf politischen Entscheidungen fußen, z.B. die Lücke zur Einhaltung von Critical Levels und Critical Loads zunächst um einen gewissen Prozentsatz zu schließen, unterschieden. Die beiden Typen von Standards entsprechen zwei in der Arbeit verfolgten Konzepten von ‚starker‘ Nachhaltigkeit: ‚kritische ökologische‘ und ‚intermediäre‘ Nachhaltigkeit. Zusätzlich zur Einhaltung dieser Nachhaltigkeitsstandards können aus Effizienzgründen weitere Emissionsminderungen sinnvoll sein. Auch in diesem Fall sind Abstandsindikatoren ein Maß für die Entfernung, diesmal jedoch vom sogenannten ‚optimal nachhaltigen‘ Umweltzustand. Zur Berechnung der Abstandsindikatoren werden die minimal notwendigen Kosten für die jeweilige Emissionsminderung herangezogen.

Aus der Addition der Vermeidungskosten zur Erreichung der Umweltziele und der verbleibenden Schadenskosten erhält man einen Gesamtkostenindikator, der zum Vergleich der Effizienz der jeweiligen Umweltziele herangezogen werden kann. Das effizienteste Umweltziel ist das mit den geringsten Gesamtkosten. Einen Hinweis auf zusätzliche Minderungspotentiale geben außerdem marginale Schadens- und Vermeidungskosten. Der Gesamtkostenindikator reduziert sich bei der Ex-post-Analyse vergangener Jahre auf die Schadenskosten, die Nutzenverluste durch die verursachte Umweltbelastung angeben. Diese können herangezogen

werden, um um Umwelteinflüsse korrigierte Wirtschaftskenngrößen, wie Inlandsprodukte und Konsum zu ermitteln.

Zur Berechnung der Basisgrößen und Indikatoren wurde der erweiterte Wirkungspfadansatz verwendet. Der erste Teil des Pfades sieht die Berechnung von Schadenskosten zur Abschätzung von Einflüssen auf das aktuelle Wohlergehen und das bewertete langlebige Kapital ausgehend von den verursachenden wirtschaftlichen Aktivitäten vor. Dabei werden als Zwischenschritte Emissionen, Konzentrationen/Depositionen und physische Schäden, wie z.B. die Zahl zusätzlicher Asthmakranker, ermittelt. Zusätzlich werden über Strategien zur kosteneffizienten Einhaltung von Umweltzielen Vermeidungskosten abgeschätzt. Sie werden insbesondere dann herangezogen, wenn die Berechnung physischer Auswirkungen nicht oder nicht ausreichend genau möglich ist oder diese nicht bewertet werden können, beziehungsweise wenn vom wissenschaftlichen Standpunkt her gesehen ein Grenzwert sinnvoll erscheint. Die verfolgte Methode stellt damit eine Synthese der Ansätze in den europäischen Projekten zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, GARP und GreenStamp, dar (European Commission 1997, Markandya und Pavan 1999).

Mit dem entwickelten Konzept stehen Indikatoren für die Optimierung der intertemporären Wohlfahrt sowie für die Entwicklung im Sinne sowohl der schwachen (Minderung des Wertes langlebigen Kapitals) als auch der starken Nachhaltigkeit (Indikator zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards) zur Verfügung. Die Verwendung der Wirkungspfadanalyse gewährleistet zudem eine lückenlose Verfolgung der Zusammenhänge ausgehend von den Umwelteinwirkungen bis zu den entsprechenden Auswirkungen. Des Weiteren ermöglicht sie eine geographisch differenzierte Betrachtung von Einwirkungen und Auswirkungen und die Möglichkeit Zwischenergebnisse auf verschiedenen Ebenen der Wirkungskette darzustellen und sie mit Ergebnissen anderer Studien oder Messdaten zu vergleichen.

### 6.1.2 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf das aktuelle Wohlergehen

Im ersten Teil der Anwendung wurden die Jahre 1990 und 1998 betrachtet. Für sie wurden in einem ersten Schritt, basierend auf verschiedenen Emissionsdaten aus CORINAIR und EMEP sowie von Wickert (2001), geographisch detaillierte Kataster für europaweite Emissionen von  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , NMVOC, Partikeln und CO sowie den toxischen Substanzen Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Arsen zusammengestellt. An den Emissionsdaten ist bereits zu erkennen, dass insbesondere in Deutschland zwischen 1990 und 1998 starke Emissionsreduktionen bezüglich  $\text{SO}_2$  und  $\text{PM}_{10}$ <sup>1</sup> stattgefunden haben. Auch die übrigen europäischen Länder zeigten durchweg verringerte Emissionsniveaus. Ausnahmen bildeten lediglich Portugal, Spanien und Griechenland. Die zusammengestellten Jahresemissionen mit einer räumlichen Auflösung von  $50 \times 50 \text{ km}^2$  wurden als Eingangsdaten für die regionalen Ausbreitungsmodelle verwendet.

Anhand der berechneten Konzentrationen in den Jahren 1990 und 1998 konnten Vergleiche mit verschiedenen Grenzwerten für die Wirkung von Luftschadstoffkonzentrationen auf menschliche Gesundheit, Pflanzen, Tiere und Ökosysteme durchgeführt werden (s. Abschnitt 4.2). Zu diesem Zweck wurden die berechneten Konzentrationen auf Karten mit einer räumlichen Auflösung von  $50 \times 50 \text{ km}^2$  dargestellt. Bei der Diskussion ist zu beachten, dass hohe Kon-

---

<sup>1</sup> für  $\text{PM}_{10}$  waren lediglich Emissionswerte für 1995 verfügbar, diese wurden als Näherung für das Jahr 1998 herangezogen

zentrationen in der Nähe von Quellen aufgrund der geringen örtlichen Auflösung der regionalen Modelle in dieser Analyse nicht abschätzbar sind. Das betrifft insbesondere direkt emittierte Schadstoffe wie Primärpartikel, Schwermetalle, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>.

Die Berechnungen zeigen einen deutlichen Rückgang in den Partikelkonzentrationen zwischen 1990 und 1998. Von den festgelegten Grenzwerten für Partikel (s. Tabelle 3-4) wird der mittelfristige Grenzwert zum Schutze der menschlichen Gesundheit für 2010 durch die berechneten regionalen Konzentrationen in 1998 nur noch vereinzelt überschritten. Grenzwertüberschreitungen im lokalen Bereich aufgrund hoher Emissionswerte können nicht ausgeschlossen werden. Für Ozon sind auf der Basis der untersuchten Jahresmittelwerte nur Standards zum Schutz der Vegetation formuliert worden. Zur Analyse von Grenzwerten zum Schutz der Gesundheit ist eine detailliertere zeitliche Auflösung der Modelle notwendig. Sowohl der lang- als auch der kurzfristige Grenzwert für Vegetation ist in 1998 noch großflächig überschritten. Eine Überschreitung des Grenzwertes für Jahresmittelkonzentrationen von SO<sub>2</sub> zum Schutz von Ökosystemen wird in einigen Gebieten Osteuropas, England und Siziliens festgestellt. Bei weitem die höchsten Konzentrationen entstehen aufgrund der vulkanischen Emissionen des Äthna auf Sizilien. Grenzwertüberschreitungen bezüglich NO<sub>x</sub> in 1998 aufgrund der betrachteten Konzentrationserhöhungen durch die regionale Ausbreitung von Schadstoffen wurden in keiner Region Europas beobachtet. Vereinzelt sind für 1990 Überschreitungen des Grenzwertes für Vegetation zu beobachten. Für toxische Substanzen wurden aus den regionalen Rechnungen keine wesentlichen Überschreitungen von Grenzwerten beobachtet. Allerdings liegen einige Konzentrationen nahe an den Standards beziehungsweise zum Teil im politisch festgelegten Grenzbereich. Da bei toxischen Substanzen eine starke Unterschätzung der Konzentrationen in Quellnähe zu erwarten ist, ist es sehr wahrscheinlich, dass im lokalen Bereich um die Emissionsquellen Überschreitungen von Grenzwerten in 1990 und 1998 stattgefunden haben.

Für einen ersten Eindruck über Gesundheitsschäden wurde die Karte der akkumulierten Exposition der europäischen Bevölkerung durch Partikel in der Atemluft dargestellt. Als nächste Stufe wurden physische Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Feldpflanzen und Gebäudematerialien abgeschätzt. Der Verlust an Lebenserwartungen vor allem aufgrund von erhöhten Partikelkonzentrationen in der Luft in der Europäischen Union lag demnach bei 1,5 und 0,9 Tagen pro Person in 1990 und 1998. In Deutschland lagen die Werte in 1990 bei 2,5 und in 1998 bei 1 Tag pro Person. Die durch Exposition mit den toxischen Substanzen Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel in der Atemluft entstandenen neuen Krebsfälle wurden, je nach verwendetem Expositions-Wirkungsfaktor, in 1998 auf bis zu 170 in der Europäischen Union geschätzt, davon allein 33 in der Bundesrepublik Deutschland. 1990 waren die Zahlen noch etwa doppelt so hoch. Die relativ grobe Abschätzung von Effekten durch PAK für 1990 ergab noch einmal etwa 130 zusätzliche Fälle. Ernteverluste bei Feldpflanzen bezifferten sich in der Europäischen Union je nach Pflanze auf wenige hundert bis wenige zehntausend Kilotonnen. Geschädigte Gebäudeoberflächen ergaben sich zu wenigen zehntausend Quadratmetern bei Natursteinen bis zu einigen hundert Quadratkilometern bei Anstrichen. Wie bei den übrigen Schäden war auch hier ein deutlicher Rückgang zwischen 1990 und 1998 zu beobachten.

Bei den aus den physischen Schäden berechneten Schadenskosten dominieren die Gesundheitsschäden deutlich. Dabei machen Lebenszeitverluste etwa 70 Prozent der gesamten Kosten durch Gesundheitsschäden aus. Die sicher abschätzbaren Schäden durch toxische Substanzen entsprechen demgegenüber lediglich etwa 1 Promille der Gesundheitseffekte und sind

damit vernachlässigbar. Die hohen Unsicherheiten führen allerdings dazu, dass, je nachdem welche Annahme man für die Wirkungen der Exposition, bzw. die Bewertung trifft, Anteile von bis zu einigen Prozent erwartet werden. Schadenskosten an Feldpflanzen und Gebäudematerialien entsprechen in der Summe etwa 10 Prozent der Gesamtschäden, davon etwa 1 bis 2 Prozentpunkte durch Materialschäden. In der Summe ergaben sich in den EU-15-Staaten Schadenskosten von 230 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in 1990 und 140 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in 1998. In Deutschland wurden in 1990 und 1998 Schäden von 81 Milliarden beziehungsweise 34 Milliarden Euro<sub>2000</sub> verursacht. Pro Kopf ergaben sich 610 und 380 Euro als EU-15-Durchschnittswerte. Deutschland liegt mit 1000 und 420 Euro pro Einwohner in 1990 deutlich und in 1998 etwas über dem Durchschnitt. Die deutliche Verbesserung ist insbesondere auf die hohen Emissionsreduktionen in den östlichen Gebieten Deutschlands zurückzuführen. Der trotz hoher Emissionsminderungen noch überdurchschnittliche Wert in 1998 ergibt sich aufgrund der relativ zentralen Lage Deutschlands in der Mitte Europas und die damit verbundene starke Belastung durch Nachbarländer.

Des Weiteren wurde die Berechnung der in den übrigen EU-15 Ländern entstandenen Schadenskosten und die Zuordnung der verursachten Schäden zu Herkunftsländern durchgeführt. Der Anteil der Schäden, die durch die Emissionen innerhalb desselben Landes entstanden variierte zwischen etwa 80 (Vereinigtes Königreich und Spanien) und 15 Prozent (Österreich). Der Import fand je nach Lage des Landes vor allem aus EU-15-Ländern (z.B. Niederlande) beziehungsweise aus Ländern außerhalb der EU statt (z.B. Griechenland). In Deutschland entstanden in 1990 64% der Schäden durch eigene Emissionen, 25% durch Emissionen der Nachbarländer der EU-15 und 11% durch Emissionen von Nachbarn, die nicht der EU-15 angehören. In 1998 verschoben sich die Anteile zu 50%, 38% und 12%. Wie oben bereits erwähnt war die verbesserte Umweltsituation in 1998 zu einem großen Teil auf die Reduktion eigener Emissionen zurückzuführen.

Importe und Exporte innerhalb der Europäischen Union wurden genauer analysiert. Auf diese Weise ließen sich Ungleichgewichte zwischen verursachten Umwelteinwirkungen und erlittenen Umweltauswirkungen in Form von Netto-Import und -Export-Ländern identifizieren. Zu den Netto-Exporteuren zählten in 1990 wie in 1998 Belgien, Frankreich, das Vereinigte Königreich, Irland, Luxemburg, Portugal und Spanien. Die übrigen Länder importierten mehr Schäden als sie exportierten. Berücksichtigt man in der Analyse Importe und Exporte von und zu Ländern außerhalb der EU-15, ändert sich besonders für Länder mit Nachbarn, die sich nicht in der EU-15 befinden, die Export-Import-Bilanz deutlich. So führten hohe Emissionen im Osten Deutschlands in 1990 dazu, dass Deutschland, nimmt man alle anderen Länder im Modellgebiet hinzu, mehr Schäden im Ausland verursachte als durch ausländische Emissionen in Deutschland entstanden. Deutschland war in 1990 also insgesamt ein Netto-Exporteur. Durch starke Emissionsminderungen veränderte sich die Bilanz in 1998 deutlich und Deutschland wurde zu einem Netto-Importeur.

Die Analyse des zeitlichen Auftretens von Umweltschäden zeigte, dass insbesondere Lebenszeitverluste aufgrund von Langzeiteffekten zu einem großen Teil erst sehr viel später als in dem Jahr, in dem sie verursacht werden, zu Nutzenverlusten führen. Die genaue Verteilung hängt stark von der Latenzzeit der Effekte ab. Es wird angenommen, dass diese zwischen 0 und 20 Jahren liegt. Für die Untersuchung der zeitlichen Verteilung wurde eine Gleichverteilung der Latenzzeit über die ersten 20 Jahre angenommen. Die Berechnungen zeigten, dass der Anteil der durch Emissionen in 1998 verursachten Lebenszeitverluste aufgrund von Langzeitef-



fekten, der in derselben Periode entsteht, vernachlässigt werden kann. Für Abschätzungen der Auswirkungen solcher Langzeiteffekte durch Einwirkungen in vergangenen Jahren konnten Emissionen von 1970 bis 1997 herangezogen werden. Die Ergebnisse ergaben in 1998 einen Nutzenverlust von 50 Milliarden Euro<sub>2000</sub> für Deutschland und 110 Milliarden Euro<sub>2000</sub> für die EU-15. Der höchste Beitrag wurde dabei durch die Emissionen des Jahres 1982 abgeschätzt. Die so ermittelten Nutzenverluste in 1998 übertreffen deutlich die gesamten Nutzenverluste aufgrund erhöhter Mortalität durch Langzeitexposition, die durch die Emissionen in 1998 verursacht wurden und größtenteils erst in Zukunft auftreten werden, mit 21 und 80 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in Deutschland bzw. den EU-15-Staaten.

Die Analyse der Schäden durch die Emissionen deutscher Quellsektoren ergab besonders in 1990 einen hohen Anteil von Schadenskosten durch Emissionen von Kraftwerken. Aufgrund hoher Emissionsminderungen bei SO<sub>2</sub> und Partikeln vor allem in diesem Sektor sanken die gesamten Schadenskosten durch Emissionen deutscher Sektoren zwischen 1990 und 1998 deutlich von 90 Milliarden auf 28 Milliarden Euro. Relativ nahm damit die Bedeutung der Sektoren mit hohen NO<sub>x</sub>- und NH<sub>3</sub>-Emissionen wie Landwirtschaft und Straßenverkehr deutlich zu. Sektoren, die durch hohe NMVOC Emissionen gekennzeichnet sind, wie der Quellsektor der Lösemittelverwendung, führen über die Erhöhung von Ozonkonzentrationen ebenfalls zu Umwelt- und Gesundheitsschäden. Diese sind in der Summe allerdings bei weitem nicht so hoch wie die gesamten Schäden durch Primär- und Sekundärpartikel. Der Schaden durch den Sektor der Lösemittelverwendung stieg zwischen 1990 und 1998 leicht an. Der Hauptgrund für diesen Effekt sind Unterschiede in den Emissionsinventaren für Partikel. Während für 1990 keine Daten zu Primärpartikelemissionen für diesen Sektor vorlagen, konnten diese für 1995 abgeschätzt und in der Analyse berücksichtigt werden.

### 6.1.3 Einflüsse der Umweltverschmutzung auf die wirtschaftliche Entwicklung

Zur Beurteilung von Umwelteinwirkungen bezüglich der zukünftigen Entwicklung einer Gesellschaft wurden die ökonomischen Konzepte der nachhaltigen Entwicklung und optimalen Wirtschaftsweise herangezogen. Insbesondere wurden Analysen der langfristigen Schädigung der Umwelt (schwache Nachhaltigkeit), der Einhaltung von Grenzwerten zum Schutz von lebenserhaltenden Funktionen (starke Nachhaltigkeit) und der Optimalität der Nachhaltigkeitsstandards im Hinblick auf zusätzliche Minderungspotentiale (effiziente Nachhaltigkeit) durchgeführt.

Als langfristige Schädigungen der Umwelt und damit Wertminderungen von langlebigem Kapital konnten im Zusammenhang mit Luftschadstoffen Auswirkungen auf Kulturgüter, Ökosysteme und die langfristige Qualität von Umweltmedien identifiziert werden. Bei allen drei Effekten ergeben sich jedoch Probleme, die damit verbundenen Wertminderungen zu erfassen. Bei Kulturgütern ist die Abschätzung des Inventars sowie die Bewertung sehr schwierig. Größtenteils handelt es sich um Unikate, die in ihrer Originalität nicht wieder hergestellt werden können. Im Fall von Ökosystemen sind die Wirkungszusammenhänge im einzelnen nicht bekannt. Zudem treten aufgrund der hohen Zahl von Funktionen der Ökosysteme hohe Unsicherheiten in der Bewertung auf. Die langfristige Minderung der Qualität von Umweltmedien wie die Verschmutzung des Bodens durch toxische Substanzen kann methodisch mittels der durch diese Verschmutzung entstehenden Schäden beziffert werden. Allerdings sind Expositions-Wirkungsbeziehungen für Effekte durch Aufnahme der untersuchten Schwermetalle

Cadmium und Blei mit der Nahrung bisher nicht bekannt. Deshalb kann auch in diesem Bereich derzeit keine Wertminderung ermittelt werden.

Grenzwerte zum Schutz lebenserhaltender Funktionen können für die Schädigung von Ökosystemen durch klassische und persistente toxische Stoffe sowie für Gesundheitsschäden bei nachfolgenden Generationen durch persistente toxische Stoffe formuliert werden. In beiden Fällen kann zwischen politikbasierten und rein naturwissenschaftlich abgeleiteten Standards unterschieden werden. Diese beiden Typen von Standards wurden unter den Bezeichnungen ‚intermediäre‘ beziehungsweise ‚kritische ökologische‘ Nachhaltigkeit untersucht. Auf der Basis der Emissionen für die persistenten toxischen Substanzen Cadmium und Blei in 1990 konnten Konzentrationen im Fließgleichgewicht ermittelt werden, das sich bei über die Zeit konstanten Umweltbedingungen und konstanten Emissionen ergeben würde. Diese hypothetischen Konzentrationen wurden mit festgelegten Grenzwerten für Boden und Nahrungsmittel verglichen. Weitgehende Überschreitungen wurden insbesondere im Falle von Blei für die multifunktionelle Nutzung des Bodens, für Ackerland und in Getreiden ermittelt. Überschreitungen für Cadmium auf mehr als einem Prozent der relevanten Fläche konnte lediglich für die multifunktionelle Nutzung des Bodens ermittelt werden (1,6 Prozent der Bodenfläche). Für den Schutz von Ökosystemen vor erhöhten Säure- und Nahrungsstoffeinträgen durch Luftschadstoffe wurden in der Umweltpolitik sogenannte kritische Konzentrationen und Einträge definiert. Des Weiteren wurden zur Unterstützung politischer Maßnahmen zur Annäherung an diese kritischen Werte bereits Emissionsminderungsstrategien auf der Basis von Szenarienrechnungen entwickelt. Das Ziel war, eine möglichst effiziente Minderung unter der Bedingung festgelegter Annäherungen an die Einhaltung der Standards zu erreichen. In der vorliegenden Arbeit wurde das politische Zwischenziel für 2010 für die Analyse ‚intermediärer‘ Nachhaltigkeit und die Erreichung der kritischen Werte als ‚kritische ökologische‘ Strategie interpretiert. Die Szenarien-Rechnungen der IIASA zeigen, dass selbst die Implementierung aller technisch möglichen Maßnahmen in 2010 nicht zur Einhaltung der kritischen Werte führen würde. Deswegen wurde statt der ‚kritischen ökologischen‘ Strategie die maximal mögliche Reduktion für das analysierte Jahr 2005 betrachtet. Die Abstände der nach der derzeitigen Gesetzgebung in 2005 zu erwartenden Umweltsituation zum Zustand der ‚intermediären Nachhaltigkeit‘ und der maximal möglichen Reduktion für das Jahr 2005 ergeben sich in den EU-15-Ländern zu einigen 10 bis über 200 Euro pro Person. In der Analyse wurde deutlich, dass einige Länder hohe Abstände zu den intermediären Zielen aufweisen, dies liegt jedoch vor allem daran, dass die Ziele in diesen Ländern bereits recht ehrgeizig gewählt sind und nahe an der maximal technisch möglichen Reduktion liegen. Zu beobachten ist das vor allem bei den Benelux-Staaten und Deutschland. Einen deutlicheren Indikator für die Bemühungen im Hinblick auf Emissionsreduktionen bietet daher der Abstand zur maximal möglichen Reduktion. Zu diesem Indikator sind allerdings keine Aussagen über die Höhe des Schutzes der Ökosysteme enthalten. Für die EU-15 Länder ergibt sich ein Abstand zur Einhaltung der intermediären Standards von 41 Euro pro Person und ein Abstand zur maximal technisch möglichen Reduktion von 105 Euro pro Person.

Mit Hilfe der näherungsweisen Berechnung von marginalen Schadenskosten und den Vermeidungskostenkurven der IIASA wurden ausgehend von der Einhaltung der intermediären Standards zusätzliche effiziente Emissionsminderungen identifiziert. Einen genauer bestimm- baren und allgemeineren Indikator für die Effizienzanalyse als marginale Kosten stellen Gesamtkosten bestehend aus Vermeidungskosten und den durch die verbleibenden Emissionen

des Landes entstehenden Schadenskosten dar. Diese wurden verwendet, um einen Vergleich verschiedener Minderungsszenarien durchzuführen. Dabei konnte festgestellt werden, dass der mit Hilfe der marginalen Kosten ermittelte intermediär effizient nachhaltige Zustand tatsächlich gleich hohe oder niedrigere Kosten verursacht als der intermediär nachhaltige Zustand. Sofern zum Erreichen des intermediär nachhaltigen Zustands Emissionsminderungen über das Optimum hinaus notwendig sind, sind die Gesamtkosten höher als im Basisszenario, das der derzeitigen Gesetzgebung für 2005 entspricht. Mit weiteren Minderungen steigen sie weiter an. Dieses Verhalten der Gesamtkosten ist für einige Länder zu beobachten. Die Ineffizienz im Falle der Einhaltung politischer Standards ist zum einen darauf zurückzuführen, dass die Standards nicht für das Jahr 2005 sondern für 2010 formuliert wurden. Zum anderen sind sie nicht unter dem Gesichtspunkt der Effizienz festgelegt worden, sondern um die für Ökosysteme gesetzten Standards unter der geringsten Aufwendung von Minderungskosten einzuhalten. Ein Beispiel für höhere Gesamtkosten im Falle der Einhaltung intermediärer Standards als im Basisszenario, das der derzeitigen Gesetzgebung in 2005 entspricht, stellt Deutschland dar. Die Darstellung der Vermeidungskostenkurven zeigte, dass die optimale Emissionsreduktion in 2005 für Deutschland bereits bei etwas geringeren Minderungen als zur Einhaltung der Standards notwendig sind erreicht wird. Der Abstand des Basisszenarios zur effizienten Einhaltung der intermediären Standards in 2005 ausgedrückt in Vermeidungskosten beträgt in den EU-15-Staaten 45 Euro pro Kopf.

#### 6.1.4 Unsicherheiten

Neben der Berechnung der Umweltschäden und Vermeidungskosten erfolgte eine detaillierte Analyse der Unsicherheiten in der Abschätzung von Umweltschäden. In diesem Zusammenhang wurden vor allem Vergleiche der errechneten Umweltkonzentrationen mit Messwerten durchgeführt. Nicht für jede Substanz standen für einen Vergleich ausreichend Messwerte zur Verfügung. Insbesondere bezüglich Partikelkonzentrationen in Luft sind die Daten sehr lückenhaft. Gute Messdaten liegen lediglich für Sulfate vor (Sekundärpartikel, die durch Reaktion von  $\text{SO}_2$  mit  $\text{NH}_3$  entstehen). Der Vergleich ergab eine sehr gute Übereinstimmung. Für 1990 ist eine leichte Überschätzung durch die modellierten Daten zu beobachten. Für 1998 wurden sehr gute Übereinstimmungen festgestellt. Lediglich bei geringen Konzentrationsniveaus findet eine Unterschätzung der Werte durch das Modell statt. Für die Sekundärpartikel Nitrate sind nur wenige verlässliche Messdaten verfügbar. Die verfügbaren Daten weisen darauf hin, dass das Modell die Konzentrationen möglicherweise um etwa einen Faktor zwei überschätzt. Ein Vergleich der gemessenen Jahresmittel der Ozonkonzentrationen mit den modellierten Werten zeigte gute Übereinstimmung, obwohl ein eindeutiger Trend nicht auszumachen war. Für die Konzentrationen von Schwermetallen sind nur sehr wenige Messdaten verfügbar. Vergleiche mit den verfügbaren Daten für 1990 zeigten, dass die modellierten Mittelwerte recht gut mit den gemessenen Mittelwerten übereinstimmen, die Messdaten bei Chrom und Nickel jedoch sehr viel höhere Variationen aufwiesen, während bei den Bleikonzentrationen die modellierten Werte stärker variierten als die entsprechenden Messwerte. Neben den quantifizierbaren Unsicherheiten in den Konzentrationen wurden als weitere Einflüsse in einer Sensitivitätsanalyse Variationen in den Expositions-Wirkungsbeziehungen und der Bewertung berücksichtigt. Es zeigte sich, dass verschiedene Annahmen in der Bewertung von Lebenszeitverlusten beziehungsweise menschlichen Lebens höheren Einfluss haben als Unsicherheiten in den berechne-

ten Konzentrationen und Expositions-Wirkungsbeziehungen. Allerdings führen der verfolgte Ansatz und der von der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Union favorisierte Ansatz in etwa zu denselben Ergebnissen. Unsicherheiten in den Konzentrationen und Expositions-Wirkungsbeziehungen können vor allem beim Vergleich von Schäden durch verschiedene Sektoren Auswirkungen haben. Die Einflüsse auf das Gesamtergebnis betragen wenig zehn Prozent.

Die Aussagen zu den Unsicherheiten in den Berechnungen der Gesamtschäden für die Jahre 1990 und 1998 können zum Teil direkt auf die übrigen Berechnungen, d.h. Berechnungen von Umweltschäden, die durch einzelne Länder oder Sektoren verursacht werden und Berechnungen für zukünftige Jahre, übertragen werden. Ein Vergleich von modellierten zu gemessenen Daten kann aufgrund fehlender Messdaten für diese Berechnungen nicht durchgeführt werden. Eine gute Reproduktion der Konzentrationswerte der Messdaten in ganz Europa mit Hilfe der Modelle, basierend auf den gesamten Schadstoffemissionen in 1990 und 1998, wurde für die Sekundärpartikel Sulfate beobachtet, die neben Primärpartikeln und Nitraten zu den höchsten Schadenskosten führen. Für die übrigen Substanzen standen großteils nur wenige Messdaten oder Messdaten nicht ausreichender Qualität zur Verfügung. Für Sulfate lässt sich jedoch ableiten, dass die Modelle unter verschiedensten Niveaus von Hintergrundkonzentrationen eine gute Abschätzung der Konzentrationswerte liefern. Damit ist zu erwarten, dass die Abschätzungen für die übrigen Modellierungen für Sulfate ebenfalls zu guten Ergebnissen führen.

Vermeidungskosten beinhalten ebenfalls eine Reihe von Unsicherheiten, die aufgrund fehlender Informationen in dieser Arbeit nicht quantitativ diskutiert werden können. Qualitativ sind Unsicherheiten durch Schätzungen der Emissionswerte, Angaben zur Effektivität von Maßnahmen, Angaben zu Kosten von Maßnahmen, der Berechnung der Annuitäten, ineffiziente Implementierungen von Maßnahmen in der Realität und Ungenauigkeiten in den verwendeten Modellen zu erwarten. Zur Demonstration für die verwendeten Indikatoren wurden als Beispiele für Vermeidungskosten Kostenkurven aus Berechnungen der IIASA für 2005 verwendet. Bezüglich detaillierter Aussagen über Unsicherheiten in diesen Werten wird auf Berichte der IIASA verwiesen (IIASA 2003).

Trotz der vielseitigen Unsicherheiten in den Berechnungen der Schadenskosten können mit ihnen bereits gute Aussagen bezüglich der Höhe der Umweltschäden durch klassische Luftschadstoffe und toxische Substanzen getroffen werden. Die Hauptanwendung der Ergebnisse sind Vergleiche zwischen verschiedenen Jahren, Ländern, Sektoren und Politikszenerarien. Dabei sind die relativen Unterschiede wichtiger als die absoluten Werte. Solange die verglichenen Ergebnisse konsistent mit derselben Methode gerechnet wurden, haben die Unsicherheiten nur sehr geringere Auswirkungen auf das Resultat, so dass sie für diese Zwecke sehr gut herangezogen werden können. Bei dem Vergleich marginaler Schadens- und Vermeidungskosten, konnte am Beispiel der Kostenkurven für  $\text{SO}_2$  (Abb. 5-4) gesehen werden, dass sich die Kurven in einem Bereich schneiden in dem Variationen in der absolute Höhe der berechneten marginalen Schadenskosten z.B. aufgrund von Unsicherheiten nur sehr wenig Einfluss auf die Höhe der Emissionsminderung haben. Damit können die berechneten Schadenskosten auch in diesem Zusammenhang gut verwendet werden.

## 6.2 Verwendung der Ergebnisse für Umweltökonomische Gesamtrechnungen

### 6.2.1 Einflüsse auf das aktuelle Wohlergehen

Zur Demonstration der Verwendbarkeit der Ergebnisse für aktuelle Nutzenverluste durch Umwelteinflüsse in Umweltökonomischen Gesamtrechnungen werden zwei Konzepte verfolgt, zum einen der Vorschlag der London Group zur Berücksichtigung von Schadenskosten im Satellitensystem für Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Vereinten Nationen (United Nations 2003) und zum anderen der Vorschlag von Markandya et al. (2003b), einen sogenannten ‚Index of Consumption Corrected for Environmental Damage‘ (ICCED) zu ermitteln. In einer weiteren Anwendung wird ermittelt, wie hoch der Anteil der bereits im Bruttoinlandsprodukt enthaltenen Umweltschäden ist.

### UN System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA)

Im überarbeiteten ‚System of Integrated Environmental and Economic Accounting‘ (SEEA) der Vereinten Nationen wird von der ‚London Group of Environmental Accounting‘ empfohlen ein um Umweltschäden angepasstes Einkommen zu berechnen (United Nations 2003). Schädigungen von Kapital sollen dabei genauso vom Inlandsprodukt abgezogen werden wie Einflüsse auf das aktuelle Wohlbefinden der Bevölkerung. Dabei stehen Effekte im Vordergrund, die noch nicht adäquat in den Aggregaten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen berücksichtigt sind. Das Maß ist dazu gedacht einen Eindruck darüber zu vermitteln, in welche Richtung sich ein Land entwickelt. Auf diese Weise sollen problematische Trends identifiziert werden.

Für die in dieser Arbeit berechneten Umweltschäden bedeutet dies, dass Schäden an Feldpflanzen in der Korrektur nicht berücksichtigt werden, weil sie bereits als Produktionseinbußen in das Nationaleinkommen eingehen. Materialschäden stellen eine Schädigung produzierten Kapitals dar. Als erhöhte Instandsetzungskosten sind sie bereits im Nationaleinkommen eines Landes enthalten. Genau genommen werden zwar in der Berichtsperiode geschädigte Materialien zum Teil erst später instandgesetzt, jedoch werden ebenso Materialien, die bereits in der Vergangenheit geschädigt wurden, in der Berichtsperiode instandgesetzt. Unter der Annahme einer homogenen Verteilung von Vorschädigungen ist diese Ungenauigkeit zu vernachlässigen. Bewertete Gesundheitsschäden bestehen aus verschiedenen Komponenten: Zum einen aus Krankheitskosten, die Kosten im Gesundheitssystem oder durch die Minderung der Arbeitsproduktivität entsprechen und zum anderen aus einer Komponente, die den reinen Nutzenverlust bei den erkrankten Personen, ihrem Verlust im Wohlbefinden durch Schmerz und Leiden darstellt. Dieser letztgenannte Nutzenverlust ist bisher nicht in den aggregierten Werten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen berücksichtigt. Daher wird von United Nations (2003) eine Korrektur des Netto-/Bruttoinlandsprodukts um diese Größe vorgeschlagen. Der abgeschätzte reine Verlust im Wohlbefinden der Bevölkerung beziffert sich in den EU-15-Ländern aufgrund von Emissionen in 1990 auf 200 und aufgrund von Emissionen in 1998 auf 120 Milliarden Euro<sub>2000</sub>. Für Deutschland ergeben sich Werte von 73 und 30 Milliarden Euro<sub>2000</sub>.

Nach Vorschlägen von Leipert (1989) sollten zusätzlich die Kosten abgezogen werden, die im Gesundheitssystem entstehen. Diese Kosten ergeben sich für die Schäden, die in der Ar-

beit analysiert wurden, in den EU-15 Ländern zu 750 und 450 Million Euro<sub>2000</sub> und in Deutschland zu 280 und 110 Millionen Euro<sub>2000</sub> für 1990 und 1998. Diese zusätzliche Korrektur nach Leipert entspräche bis zu 0.1 Promille des Bruttoinlandsprodukts. Da sie im SEEA System nicht explizit vorgesehen ist, wird sie in Tabelle 6-1 nicht durchgeführt.

Korrekturweise müsste zunächst ein Wert für die vorhandene Gesundheit in der Gesellschaft zugerechnet werden, bevor krankheitsbedingte Minderungen abgezogen werden. Allerdings lässt sich der Wert der Gesundheit nicht beziffern. Im Vergleich verschiedener Jahre kommt es ohnehin nur auf die Änderungen in der Gesundheit an, so dass stattdessen lediglich eine Korrektur um die Gesundheitsschäden durchgeführt wird.

**Tabelle 6-1:** Um Schäden durch Luftschadstoffe korrigiertes Bruttoinlandsprodukt in den EU-15-Staaten und Deutschland in 1990 und 1998<sup>2</sup>

[Milliarden Euro <sub>2000</sub> ]	EU-15		Deutschland	
	1990	1998	1990	1998
Bruttoinlandsprodukt (BIP)	6701	7407	1739	2004
- Verlust an Wohlbefinden	196	119	73	30
um Schäden korrigiertes BIP	6505	7288	1665	1974

Die Änderungen der Bruttoinlandsprodukte in 1990 und 1998 sind in Tabelle 6-1 dargestellt. Es ergeben sich für die EU-15-Staaten Korrekturen von 2,9 und 1,6 Prozent in 1990 und 1998. Für Deutschland betragen die Korrekturen 4,2 und 1,5 Prozent. Damit wurden in Deutschland in 1990 deutlich überdurchschnittlich viele Gesundheitsschäden verursacht. In 1998 lagen die verursachten Kosten durch Verlust im Wohlbefinden etwas unter dem europäischen Durchschnitt.

### Index of Consumption Corrected for Environmental Damage (ICCED)

Der ‚Index of Consumption Corrected for Environmental Damage‘ (ICCED), vorgeschlagen von Markandya et al. (2003b), besteht aus privatem Pro-Kopf-Konsum, korrigiert um alle relevanten Umwelteinflüsse. Dabei ist zu beachten, dass es sich nur um Einflüsse handelt, die das aktuelle Wohlergehen betreffen. Nachhaltigkeitsaspekte werden nicht berücksichtigt. Der Index soll den derzeitigen Nutzen durch Konsum unter Berücksichtigung der sich auf das Wohlergehen in der Periode auswirkenden Umwelteffekte beinhalten.

Auch hier sind lediglich Nutzen relevant, die nicht bereits über den Markt in die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen eingehen. Das sind wie oben insbesondere die Verluste im Wohlbefinden der Bevölkerung. Krankheitskosten sind größtenteils im Konsum des Staates enthalten und müssen daher nicht berücksichtigt werden. Es ist zu unterscheiden, ob ein Maß für den verursachten Nutzengewinn oder den in der Berichtsperiode tatsächlich erfahrenen Nutzengewinn abgeleitet werden soll.

Ein Maß für den in der Periode verursachten Nutzengewinn durch Konsum von Gütern unter Berücksichtigung von Umwelteinflüssen durch Luftschadstoffe erhält man, indem man den Konsum der privaten Haushalte und privaten Organisationen ohne Erwerbzweck um die durch Wirtschaftsprozesse verursachten Umweltschäden korrigiert. Das Ergebnis ist in Tabelle 6-2 dargestellt. Die Korrekturen betragen mit etwa 530 und 900 Euro<sub>2000</sub> pro Kopf 5

<sup>2</sup> Quellen für Daten zum BIP: (Eurostat 2001, Statistisches Bundesamt 2003)

und 7 Prozent für die EU-15 und Deutschland in 1990 und mit etwa 320 und 370 Euro<sub>2000</sub> pro Kopf jeweils 3 Prozent in 1998.

**Tabelle 6-2:** ICCED errechnet aus den in der jeweiligen Periode verursachten Umweltschäden in den EU-15-Staaten und Deutschland in 1990 und 1998<sup>3</sup>

[Euro <sub>2000</sub> pro Person]	EU-15		Deutschland	
	1990	1998	1990	1998
Konsum pro Kopf	10555	11438	12292	13904
- Verlust an Wohlbefinden pro Kopf	528	321	901	369
ICCED	10028	11117	11391	13534

Um ein Maß für den in der Periode erfahrenen Nutzengewinn abschätzen zu können müsste zunächst der Konsum nach kurzlebigen und langlebigen Konsumgütern unterschieden werden. Denn ein Konsumgut, das länger als die Berechnungsperiode genutzt wird, führt auch in der Folgeperiode zu mehr Nutzen. Somit müssten Teile der Nutzen durch die in der Periode gekauften langlebigen Konsumgüter abgezogen und Teile der Nutzen durch die in vorherigen Perioden gekauften langlebigen Konsumgüter hinzugezählt werden. Dieses angepasste Maß für den Konsum müsste um die in dem Jahr durch die Schadstoffbelastung der Umwelt verlorenen Nutzen korrigiert werden. Diese Korrekturen ergeben sich zu 400 Euro pro Person in der EU-15 und 680 Euro pro Person in Deutschland. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Abschätzungen lediglich die Emissionen ab 1970 enthalten. Der hohe Wert für Deutschland ergibt sich aus der besonders im Osten des Landes starken Belastung durch Luftschadstoffe bis Anfang der 90er Jahre.

### Um Umwelteffekte bereinigtes Bruttoinlandsprodukt

Einige der in der Arbeit berechneten Effekte beeinflussen das Bruttoinlandsprodukt (BIP) und können ohne die Abschätzungen nicht als Folge von Umwelteinwirkungen identifiziert werden. Zwei Arten von Einflüssen sind zu unterscheiden: Zum einen Produktionsverluste, die zu einem niedrigeren Bruttoinlandsprodukt führen und zum anderen Schäden an Materialien und an der menschlichen Gesundheit, die sich in den Kosten zu ihrer Wiederherstellung widerspiegeln.

Wie bereits bei der Berechnung für die beiden anderen Konzepte diskutiert, sind Ernteverluste und Materialschäden, die durch Schadstoffkonzentrationen verursacht werden sowie zusätzliche Krankheitskosten (Kosten im Gesundheitssystem und Produktivitätsverluste) in den Aggregaten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen bereits enthalten. Ernteverluste führen zu Produktionsausfällen in der Landwirtschaft und damit zu einer Reduktion der Werte. Materialschäden sind als Bauinvestitionen ohne wesentliche Werterhöhung in den Abschreibungen enthalten und werden positiv in das Bruttoinlandsprodukt eingerechnet, sind jedoch aus dem Nettoinlandsprodukt herausgerechnet. Kosten im Gesundheitswesen gehen auf der Entstehungsseite als Bruttowertschöpfung der öffentlichen und privaten Dienstleister ein. Produktivitätsverluste führen zu einer Minderung des Bruttoinlandsprodukts.

Das ‚um Umwelteffekte bereinigtes Bruttoinlandsprodukt‘ gibt Auskunft darüber wie hoch das BIP wäre, wenn keine Umweltschäden entstehen würden. Produktionsausfälle durch

<sup>3</sup> Quellen für Daten zu Konsumausgaben der privaten Haushalte: (Eurostat 2001, Statistisches Bundesamt 1999a und 2003)

Schäden an Feldpflanzen und Krankheit sind demnach hinzu zu zählen. Die Kosten durch die Reparatur von Materialschäden und durch medizinische Behandlungen würden alternativ für andere Konsum- oder Investitionsgüter ausgegeben. Außer der Struktur der Beiträge würde sich also am Bruttoinlandsprodukt nichts ändern. Vor allem würden Ersatzinvestitionen für die Reparatur von Materialschäden zu Nettoinvestitionen bzw. Konsumausgaben, die im Gegensatz zu den Ersatzinvestitionen zum Nettoinlandsprodukt hinzugezählt werden. Das Nettoinlandsprodukt wäre also größer. Der Wegfall der Gesundheitskosten durch Umweltschadstoffe hätte weder Auswirkungen auf die Höhe des Brutto- noch des Nettoinlandsprodukts.

**Tabelle 6-3:** Korrektur des Bruttoinlandsprodukts um Beiträge durch Umwelteffekte<sup>4</sup>

[Millionen Euro <sub>2000</sub> ]	EU-15		Deutschland	
	1990	1998	1990	1998
Bruttoinlandsprodukt (BIP)	6701000	7407000	1739000	2004000
+ Produktionsverluste durch Krankheit	11160	6677	4186	1694
+ Ernteverluste	16595	13382	2038	1400
Um Umwelteffekte bereinigtes BIP	6728755	7427059	1745224	2007094

Aus den ermittelten Produktionsverlusten durch Krankheit und Ernteaussfälle ergeben sich für die EU-15 Einbußen im BIP von 27,8 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in 1990 und 20,1 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in 1998. Diese entsprechen etwa 0,4 Prozent und 0,3 Prozent des Bruttoinlandsprodukts (siehe auch Tabelle 6-3). Für Deutschland ergeben sich die entsprechenden Einbußen zu 6,2 und 3,1 Milliarden Euro<sub>2000</sub> in 1990 und 1998, welches etwa 0,4 und 0,2 Prozent entspricht. Diese Verluste im Bruttoinlandsprodukt sind um jeweils etwa eine Größenordnung geringer als die Schadenskosten durch Nutzeneinbußen im Wohlbefinden.

### 6.2.2 Beurteilung der zukünftigen Entwicklung

Wie bereits erläutert konnten Verluste im langlebigen Kapital aufgrund fehlenden Wissens nicht berechnet werden. Deshalb beschränkt sich die Diskussion von Indikatoren der zukünftigen Entwicklung auf die Verwendung der Ergebnisse für den Effizienzindikator und die Abstandsindikatoren. Der Effizienzindikator ist bisher in keinem der vorgeschlagenen Systeme zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen vorgesehen. Er wird deshalb als eigenständiger Indikator dargestellt. Die Abstandsmaße stellen ebenfalls eigenständige Indikatoren dar, die isoliert berichtet und nicht zur Korrektur von Wirtschaftsindikatoren herangezogen werden. Damit wird die Nichtsubstitutierbarkeit der Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards unterstrichen.

#### Der Effizienzindikator

Um Aussagen über die Effizienz eines Minderungsziels treffen zu können wurde in der Arbeit der Indikator der Gesamtkosten, bestehend aus der Summe der Vermeidungskosten und der verbleibenden Schadenskosten, eingeführt. Beispielhaft wurden verschiedene Minderungsszenarien für 2005 auf ihre Effizienz hin untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6-4 dargestellt. Es ergeben sich für die EU-15 und Deutschland Gesamtkosten in Höhe von 330 bis 385 Euro pro Person.

<sup>4</sup> Quellen für Daten zum BIP: (Eurostat 2001, Statistisches Bundesamt 2003)



**Tabelle 6-4:** Gesamtkosten pro Person für die verschiedenen Szenarien in 2005

Gesamtkosten [Euro <sub>2000</sub> pro Person]	EU-15	Deutschland
Derzeitige Gesetzgebung	330	346
Einhaltung intermediärer Standards	315	361
Effiziente Einhaltung intermediärer Standards	303	361
Maximal technisch mögliche Reduktion	354	385

Betrachtet man den Durchschnitt der Gesamtkosten für alle EU-15-Staaten, so ist ersichtlich, dass sie bei Einhaltung der intermediären Standards geringer sind als unter der derzeitigen Gesetzgebung. Die Einhaltung der Standards ist deshalb effizienter. Noch geringere Gesamtkosten ergeben sich durch zusätzliche Minderungen in einzelnen Ländern. Hochgerechnet entsprechen die Verminderungen der Gesamtkosten etwa 0,06 und 0,11 Prozent des geschätzten Bruttoinlandsprodukts<sup>5</sup> der EU-15 Staaten in 2005. Für Deutschland führt die Einhaltung der intermediären Standards zu einer Erhöhung der Gesamtkosten. Auf das Bruttoinlandsprodukt bezogen entsprechen diese 0,06 Prozent, die sich aus der Summe der zusätzlichen Vermeidungskosten von etwa 0,2 Prozent und zusätzlichen Schadenskosten von etwa -0,14 Prozent des Bruttoinlandsprodukts ergeben. Sie lassen sich durch weitere effiziente Minderungen nur geringfügig senken. Diese Änderungen sind so gering, dass sie ohne Angabe der Nachkommastellen aus den Zahlen in der Tabelle nicht ersichtlich sind.

### Die Abstandsindikatoren

Zusätzlich zum Effizienzindikator wurden Abstandsindikatoren eingeführt, die die Entfernung von der Einhaltung verschiedener Umweltziele angeben. Die berechneten Abstände für die Szenarien der Einhaltung intermediärer Standards, der effizienten Einhaltung der Umweltziele und der maximal technisch möglichen Reduktion sind in Tabelle 6-5 dargestellt.

Die Abstände ergeben sich zu 41, 45 und 105 Euro pro Person für die EU-15 Länder. Die Abstände für Deutschland zur bloßen Einhaltung der intermediären Standards und der effizienten Einhaltung der Standards beträgt mit etwa 55 Euro pro Person deutlich mehr als im europäischen Durchschnitt. Der Abstand zu den technisch maximal möglichen Reduktionen hingegen ist geringer. Daran zeigt sich, dass in Deutschland mit der derzeitigen Gesetzgebung bereits deutlich höhere Emissionsminderungen verbunden sind als im Durchschnitt in den übrigen EU-Ländern.

**Tabelle 6-5:** Abstand des Projektionsszenarios der derzeitigen Gesetzgebung zu den verschiedenen Szenarien in 2005

Abstand in [Euro <sub>2000</sub> pro Person] zu	EU-15	Deutschland
Einhaltung intermediärer Standards	41	55
Effiziente Einhaltung intermediärer Standards	45	55
Maximal technisch mögliche Reduktion	105	83

<sup>5</sup> BIP in 2005 geschätzt aus Zahlen für 2003 (Eurostat 2003, Statistisches Bundesamt 2004a)

**Tabelle 6-6:** Einwirkung, Zustandsänderung und Auswirkungen sowie räumlich zeitliche Relevanz verschiedener Umwelteinflüsse (European Commission 1999b, Lammers und Gilbert 1999, Mersch-Sundermann 1999, UNEP 1999). Die Auflistung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Umweltbereich	Einwirkungen/Emissionen	Zustandsänderungen	Auswirkungen	Zeitliche/Räumliche Relevanz
Chemisch/Physikalisch wirkende Umweltschadstoffe	in Luft: SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , VOC, CO, Partikel in Wasser/Boden: Nitrat, Phosphor, Nitrit, Nitrosamine, org. Nitroverbindungen Mikroschadstoffemissionen: Schwermetalle, aliphatische/monozyklische Kohlenwasserstoffe (KW), persistente organische Stoffe	Konzentrationen der Schadstoffe und ihrer Reaktionsprodukte (z.B. Ozon und Sekundärpartikel) in Umweltmedien, Erhöhte Aufnahme von Schadstoffen	Verschiedenste human-/ökotoxische Wirkungen (u.a. Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen, Krebs), optische Veränderung der Atmosphäre, Geruchsbelästigung, Versauerung von Wasser und Boden, Eutrophierung, Materialschäden	Konzentrationen in Luft: Kurzfristig, Konzentrationen in Grundwasser und Boden: Langfristig, Wirkungen auf Ökosysteme und Kulturgüter: Langfristig/ Raumskala: Lokal bis Regional, einzelne persistente Stoffe global
Stratosphärischer Ozonabbau	FCKW, andere halogenierte KW, chlorierte KW	Verringerung der Ozonschicht und Erhöhung der Strahlungsintensität von UV-Strahlung	Sonnenbrand, Hautkrebs, Augenkrankheiten, Immunsystemschwächung, Änderung von Ökosystemprozessen, Materialschäden	Mittel- bis langfristige Wirkung / Raumskala: Global
Klimawandel	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> , FCKW und Substitute, Ozonvorgängersubstanzen, Aerosolbildner, Aerosole	Klimawandel über längere Zeit beginnend bei einigen Jahren nach der Emission	Hitzestress, Kältestress, parasitäre/über Organismen übertragbare Krankheiten, Asthmaerkrankungen, Allergien, sozial bedingte Effekte/Krankheiten durch Wasserkontamination, extreme Vorkommnisse, Sturmschäden, Änderung von Populationen/Artenverteilungen/Ökosystemen, Ernteausfälle, Landverlust, Schädigung von produzierten Gütern	Mittel- bis langfristige Wirkung / Raumskala: Global
Lärm	Emission lauter, unerwünschter Geräusche	Anstieg des Geräuschpegels	Psychosoziale und stressbedingte Störung des Wohlbefindens, Stresserkrankungen, Störung von Ökosystemen, Schädigung empfindlicher Materialien	Kurzfristige Lärmbelastung, ggf. langfristige Wirkung auf Ökosysteme / Raumskala: Lokal
Niederfrequente elektromagnetische Strahlung	Elektromagnetische Wellen durch Wechselstromleitungen und hohe Magnetfelder	Erhöhte elektromagnetische Strahlung	Bei sehr hohen Feldstärken direkte Wirkungen auf Zellen und Organe, Schmerz/Belästigung durch Funkenschlag, Beeinflussung von elektrischen Geräten, insbesondere Körperhilfen	Kurzfristige Strahlenbelastung und Wirkungen / Raumskala: Lokal
Ionisierende Strahlung	Ionisierende Strahlung, radioaktive Substanzen	Erhöhte ionisierende Strahlung	Krebs, genetische Effekte, Produktionseinbußen	Kurz- bis langfristige Auswirkungen und Konzentrationserhöhungen in der Umwelt / Raumskala: Lokal bis global
Ressourcennutzung	Ressourcennutzung mit/ohne Verbrauch und mit/ohne Regeneration (Bsp.: Energieressourcen, Landnutzung)	Geringerer nutzbarer Ressourcenbestand, veränderte Umgebung	Änderung der Ressourcennutzbarkeit, Einfluss auf die direkte Umgebung des (Herkunfts-) Orts der genutzten Ressource	Mittel- bis langfristige Auswirkungen / Raumskala: Lokal bis global

Verglichen mit den Kosten, die bereits unter der derzeitigen Gesetzgebung anfallen, machen die Kosten im Falle der Einhaltung der intermediären Standards etwa zusätzliche 30 Prozent aus. Die Kosten um eine maximal mögliche Reduktion durchzuführen, entsprechen für die EU-15 zusätzlichen 77 Prozent und für Deutschland zusätzlichen 49 Prozent.

Die zusätzlichen Investitionen zur Einhaltung der Standards, bzw. effizienten Einhaltung der Standards stellen mit ca. 15 bzw. 17 (EU-15) und 4 Milliarden Euro<sub>2000</sub> (Deutschland) etwa 0,2 Prozent des jeweiligen Bruttoinlandsprodukts<sup>6</sup> in 2005 dar. Die Kosten für die maximal technisch mögliche Reduktion entsprechen 0,5 Prozent (etwa 39 Milliarden Euro<sub>2000</sub>) in den EU-15-Staaten und 0,3 Prozent (etwa 7 Milliarden Euro<sub>2000</sub>) in Deutschland. Eine Einhaltung der langfristigen Ziele zum Schutz der Ökosysteme wird in 2005 selbst bei der maximal technisch möglichen Reduktion nicht erreicht. Diese benötigt noch deutlich höhere Anstrengungen als die abgeschätzten Kosten angeben.

### **6.3 Übertragung der Methodik auf weitere Umweltbereiche**

Der Bereich der physikalisch-chemisch wirksamen Umweltschadstoffe wurde in der Arbeit bereits anhand von Luftschadstoffen sowie toxischen persistenten Substanzen und deren Wirkungen durch direkte Exposition, Inhalation und Nahrungsaufnahme betrachtet. In diesem Teil der Diskussion soll aufgezeigt werden, wie die verwendete Methode des erweiterten Wirkungspfadansatzes auch auf andere Umweltbereiche angewendet werden kann.

#### **6.3.1 Ermittlung von Schadenskosten/Einbußen in aktuellem Wohlergehen**

Zur Ermittlung von Schadenskosten mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes in anderen Umweltbereichen als dem der physikalisch chemisch wirksamen Umweltschadstoffe, ist analog zu diesem die Kette von Ursache/Umwelteinwirkung - Zustandsänderung - Auswirkung - Nutzenänderung zu verfolgen.

Die Aufstellung in Tabelle 6-6 zeigt einige Umwelteinflüsse, dargestellt nach Einwirkungen, Zustandsänderungen, Auswirkungen sowie deren zeitliche beziehungsweise räumliche Relevanz. Sie gibt einen Eindruck davon, wie die Methode der Wirkungspfadanalyse auf andere Bereiche übertragen werden kann. Soweit keine ausreichenden Daten und Modelle zur Verfolgung des gesamten Wirkungspfadens zur Verfügung stehen, können durch Angaben für Zwischenergebnisse bereits erste Aussagen über den Umweltzustand getroffen werden.

Nutzeneinbußen entstehen durch die in Tabelle 6-6 genannten Auswirkungen auf verschiedene Weise. Direkte Einbußen werden durch Störung des Wohlbefindens beim Menschen aufgrund von Krankheit oder veränderten Umweltbedingungen verursacht. Damit eng verbunden ist der Optionsnutzen und der Nutzen durch die reine Existenz (z.B. die Existenz einer bestimmten, vom Aussterben bedrohten Tierart, die man nie selbst zu sehen bekommt). Des Weiteren entsteht Nutzen durch den Konsum von Gütern und durch deren Verwendung als Vorleistung in Produktionsprozessen. Nutzeneinbußen können außerdem in der Gesellschaft entstehen, z.B. durch Gesundheitskosten, verringerte Arbeitsproduktivität oder durch Kosten zur Vermeidung und Behebung von Umweltschäden.

---

<sup>6</sup> BIP in 2005 geschätzt aus Zahlen für 2003 (Eurostat 2003, Statistisches Bundesamt 2004a)

Weitere Effekte, die zusätzlich in der Analyse physikalisch-chemisch wirkender Schadstoffe abgedeckt werden können, sind Einflüsse im Wohlergehen durch Veränderung der Umwelt wie z.B. Ökosystemen, etwa in Wäldern, Flüssen und Seen. Betroffen ist dadurch unter anderem die Erholungsfunktion dieser Gebiete für den Menschen. Darüber hinaus ist die Liste der Substanzen zu erweitern. Insbesondere persistente organische Substanzen und deren globale Ausbreitung aufgrund ihrer extrem hohen Lebensdauer und Flüchtigkeit sollten in Zukunft zusätzlich untersucht werden.

### **6.3.2 Ermittlung von Abstandsmaßen zu festgelegten Umweltzielen**

In Abschnitt 2.2.3 wurde bereits diskutiert, dass mit Hilfe der vorgeschlagenen Indikatoren grundsätzlich verschiedene Standards und Politikszenerarien auf ihre Auswirkungen hin analysiert werden können. Für die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sind aber vor allem Standards interessant, die zum Schutze lebenserhaltender Funktionen aufgestellt wurden. Diese basieren zunächst auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, können jedoch durch die gesellschaftliche Diskussion und politische Festlegung gewisse Kompromisse beinhalten. Zum Teil, wie bei den betrachteten Luftschadstoffen, sind die von der Naturwissenschaft abgeleiteten notwendigen Ziele (Standards für ‚kritische ökologische‘ Nachhaltigkeit) kurz- und mittelfristig nicht erreichbar, so dass alternativ Zwischenziele auf dem Weg zu ihrer Einhaltung herangezogen werden müssen. Diese sind dann nach der verfolgten Nomenklatur als Standards für ‚intermediäre‘ Nachhaltigkeit zu verstehen.

Um Kosten als Maß für den Abstand einer Situation zur Einhaltung ‚kritisch ökologisch‘ oder ‚intermediär‘ nachhaltiger Umweltziele abzuschätzen sind die folgenden Schritte durchzuführen:

- Ermittlung von Zielen im Hinblick auf die Erhaltung kritischen ökologischen Kapitals, wie etwa lebensunterstützender Funktionen der Umwelt.
- Umsetzung der Ziele in konkrete Grenzwerte bzw. Standards.
- Ermittlung einer Strategie zur möglichst effizienten Einhaltung der Standards.
- Erfassung der Kosten der in den Strategien verfolgten Maßnahmen.

Es ist zu betonen, dass im vorliegenden Konzept zunächst nur die umweltseitige und intergenerationelle Komponente der Nachhaltigkeit als die wichtigsten Aspekte im Zusammenhang mit Umweltbelastung durch Schadstoffe berücksichtigt sind. In anderen Bereichen ist zusätzlich darauf zu achten, welche weiteren Aspekte im jeweiligen Zusammenhang zusätzlich zu berücksichtigen sind. Das können sowohl spezielle soziale oder ökonomische Komponenten als auch die Betrachtung der intragenerationellen Verteilung sein.

Beschränkt man sich auf die diskutierte intertemporale Komponente, so fallen verschiedene Umweltprobleme wie zum Beispiel Lärm aus der Nachhaltigkeitsbetrachtung heraus. Lärm ist sehr flüchtig und führt zu keinen derzeit bezifferbaren Schäden an Kapitalgütern, die an nachfolgende Generationen vererbt werden. Zwar hat Lärm z.B. Einfluss auf Ökosysteme, jedoch sind die Belastungen bisher nicht bezifferbar und können daher in Analysen nicht be-

rücksichtigt werden. Spezifische Lärmgrenzwerte zum Schutz von Ökosystemen wurden ebenso bisher nicht formuliert.

### **6.3.3 Identifizierung zusätzlicher effizienter Verbesserungen der Umweltqualität**

Zur Analyse der Effizienz von Umweltzielen wurde in dieser Arbeit der Gesamtkostenindikator eingeführt. Insbesondere ist für die Festlegung zukünftiger Strategien zu untersuchen, ob über die Einhaltung der abgeleiteten Standards hinaus zusätzliche Verbesserungen der Umweltqualität aus Effizienzgründen durchgeführt werden sollten. Eine erste Ermittlung zusätzlicher Verbesserungspotentiale kann, wie in dieser Arbeit, anhand der marginalen Vermeidungs- und Schadenskosten erfolgen. Solange die vermiedenen Schadenskosten durch Verminderung der Umwelteinwirkungen höher sind als die Kosten der Reduktionsmaßnahmen, ist es effizient weitere Minderungen durchzuführen. Sind marginale Schadens- und Vermeidungskosten nicht berechenbar, so können trotzdem verschiedene Zukunftsszenarien verglichen werden, wenn die gesamten Vermeidungskosten und die Kosten aufgrund der verbleibenden Umweltauswirkungen ermittelt werden können. Dazu ist es erforderlich, diese mit der verwendeten Methodik nicht nur für vergangene Jahre, sondern auch für zukünftige Szenarien ableiten zu können. Aus der Addition der Schadens- und Vermeidungskosten erhält man schließlich die Gesamtkosten. Die Variante mit den geringsten Gesamtkosten ist die effizienteste.

Die exakteste Methode zur Ableitung der effizienten Variante ist die Kopplung der Vermeidungs- und Schadenskostenrechnungen. Durch Minimierung der errechneten Gesamtkosten mit Hilfe von Optimierungsalgorithmen lässt sich auf diese Weise die optimale Variante ermitteln.



## 7 Schlussbetrachtungen

Innerhalb der letzten Jahrzehnte wurde immer deutlicher, dass mit der Wirtschaftsentwicklung neben der Steigerung des materiellen Wohlstands starke Umwelteinflüsse einhergingen. Deshalb stellte sich die Frage, ob mit dem materiellen Wohlstand auch das gesamte Wohlergehen der Bevölkerung gesteigert wurde. Zur Messung der wirtschaftlichen Entwicklung werden bis heute regelmäßig Wirtschaftsindikatoren aus den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen wie Bruttonationaleinkommen bzw. Bruttoinlandsprodukte herangezogen. In diesen sind die Auswirkungen der Wirtschaft auf die Umwelt entweder gar nicht oder nicht adäquat berücksichtigt. Sie können daher nicht zur Beantwortung der Frage nach gesteigertem Wohlergehen herangezogen werden. Vielmehr noch stellt die nur teilweise bzw. falsche Berücksichtigung von Umwelteffekten zusätzlich die tatsächliche Aussagekraft der berechneten Indikatoren im Hinblick auf die wirtschaftliche Entwicklung in Frage.

In der vorliegenden Arbeit wurde aufbauend auf vorhandenen Ansätzen und einer detaillierten theoretischen Diskussion der Ziele einer wirtschaftlichen Entwicklung ein geschlossenes System von Umweltindikatoren abgeleitet, das im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen angewandt werden kann. Dieses wurde im zweiten Teil der Arbeit anhand der klassischen Luftschadstoffe  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , NMVOC, CO und Partikel sowie für die persistenten toxischen Substanzen Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) angewandt. Dabei stand die regionale Auswirkung der Schadstoffemissionen im Vordergrund. Betrachtungszeiträume waren die Jahre 1990, 1998 und 2005.

### 7.1 Verbesserte Indikatoren für Umwelteinflüsse durch Schadstoffe und Berechnungsmethodik

Zur Ableitung von aggregierten Umweltindikatoren für Umweltökonomische Gesamtrechnungen wurde zunächst eine detaillierte Diskussion der wichtigen Ziele einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung, Nachhaltigkeit und Wohlfahrtsoptimierung, durchgeführt. Ein Vergleich der notwendigen Anforderungen mit bereits bestehenden Konzepten zu Indikatoren in diesem Bereich zeigte auf, dass diese im besten Fall nur auf Teile der identifizierten Ziele anwendbar waren. Zusätzlich dazu wurden derzeit diskutierte und zum Teil bereits umgesetzte Umweltökonomische Gesamtrechnungssysteme und Konzepte zur Korrektur von Wirtschaftsindikatoren um Umwelteffekte diskutiert. Im Anschluss erfolgte die Ableitung eines Systems aggregierter Indikatoren, das einige Aspekte bestehender Indikatoren übernimmt und in Umweltökonomische Gesamtrechnungen integriert werden kann. Die Basis dafür bildeten operationalisierbare Ziele der wirtschaftlichen Entwicklung in Form von drei Prioritäten.

Der erste Indikator beinhaltet den Abstand der betrachteten Situation zu der Einhaltung definierter Nachhaltigkeitsstandards, die zum Schutze vor der Unterschreitung sogenannter kritischer Bestände von als relevant erachteten gesellschaftlichen Vermögenskomponenten (Priorität 1) definiert wurden. Derartige kritische Vermögensbestände sind dann erreicht, wenn ein für die Gesellschaft nicht akzeptabler Schaden befürchtet wird. Zwei Arten von Standards werden berücksichtigt, naturwissenschaftlich abgeleitete und politisch festgelegte Standards. Während die naturwissenschaftlich abgeleiteten Standards bei Ihrer Einhaltung nach bestem Wissen dazu führen sollen, dass kritische Bestände nicht unterschritten werden, stellen politische Standards intermediäre Ziele auf dem Weg zur nachhaltigen Entwicklung dar. Die ersten werden

Standards für ‚kritische ökologische‘ Nachhaltigkeit, die zweiten Standards für ‚intermediäre‘ Nachhaltigkeit genannt.

Der zweite Indikator beinhaltet Verluste im bewerteten Kapital, die durch die Umweltbelastung entstehen. Hintergrund dazu ist die abgeleitete Priorität 2, die aussagt, dass sich angemessen bewertete Änderungen sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten in der Summe mindestens zu Null saldieren müssen. Diese Vermögenskomponenten beinhalten sowohl produziertes Kapital (z.B. Kulturgüter) als auch natürliches Kapital (z.B. Ökosysteme).

Der dritte Indikator ergibt sich aus der Forderung nach Optimierung der intertemporalen Wohlfahrt unter der Bedingung der Einhaltung der Prioritäten 1 und 2 (Priorität 3). Er stellt die Gesamtkosten dar, die sich aus der Summe der notwendigen Vermeidungskosten zur Einhaltung der Standards und den verbleibenden Schadenskosten ergibt. Der Zustand mit den im Vergleich niedrigsten Gesamtkosten entspricht dem effizientesten Zustand.

Als vierter Indikator wird wieder ein Abstandsmaß in Form von Vermeidungskosten herangezogen. In diesem Fall allerdings als Abstand zur Erreichung des in der Effizienzanalyse untersuchten Zustands und nicht notwendigerweise als Abstand zur Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards.

Die vier Indikatoren lassen sich aus den drei Basisgrößen Vermeidungskosten zur Einhaltung vorgegebener Umweltziele, Wertverlust langlebigen Kapitals und Verluste im aktuellem Wohlergehen errechnen.

Zur Berechnung der Basisgrößen und Indikatoren wurde der erweiterte Wirkungspfadansatz eingeführt. Dabei handelt es sich um eine Bottom-up-Methode, mit der ausgehend von Schadstoffemissionen über die Modellierung der Konzentrationen und Depositionen, schließlich die physischen Auswirkungen auf die Umwelt ermittelt werden können. Sie kann alternativ sowohl zur Erfassung von Vermeidungs- als auch von Schadenskosten herangezogen werden. Zur Berechnung von Vermeidungskosten werden zu den einzuhaltenden Standards kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen identifiziert. Dabei können die Standards prinzipiell auf verschiedenen Ebenen des Wirkungspfades ansetzen. Schadenskosten werden über spezifische monetäre Werte für die ermittelten physischen Umweltauswirkungen (z.B. Preis pro Tonne Getreide bei entsprechenden Ernteverlusten) abgeschätzt.

## **7.2 Anwendung der Methode zur Berechnung von Indikatoren und Basisgrößen als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen**

Bei der Berechnung der Indikatoren und Basisgrößen konnte gezeigt werden, dass selbst Zwischenschritte in der Berechnung die Möglichkeit boten Einblicke in den Umweltzustand zu erhalten. Zum Teil konnten anhand von verschiedenen Grenzwerten bereits auf diesen Ebenen einzelne Bewertungen durchgeführt werden. Damit verknüpft die Methode die einzelnen Schritte der Wirkungspfadanalyse kausal miteinander ohne die Möglichkeit zur Darstellung von Informationen auf den verschiedenen Ebenen einzuschränken. Vielmehr bieten die Zwischenergebnisse zusätzlich die Möglichkeit Vergleiche mit Daten aus anderen Quellen, z.B. gemessenen Konzentrationsdaten durchzuführen und sie auf diese Weise in die Berechnungen zu integrieren.

Die Basis für die Analyse von Einflüssen auf das aktuelle Wohlergehen in 1990 und 1998 boten die in der Arbeit abgeleiteten Emissionsinventare für Europa in einer Auflösung von 50



mal 50 Quadratkilometern für die Jahre 1990 und 1998. In der Summe ergaben sich für die EU-15-Staaten Nutzenverluste in Höhe von 230 und 140 Milliarden Euro<sub>2000</sub>. Für Deutschland bezifferten sie sich zu 81 und 34 Milliarden Euro<sub>2000</sub>. Dies entsprach für die EU-15 3,4 und 1,9 und für Deutschland 4,6 und 1,7 Prozent des jeweiligen Bruttoinlandsprodukts. In weiteren Analysen wurden hohe Im- und Exporte zwischen Ländern der Europäischen Union berechnet. Belgien, Frankreich, Irland, Luxemburg, Portugal, Spanien und das Vereinigte Königreich wurden als Netto-Exporteure von Schäden innerhalb der EU-15 identifiziert. Deutschland nahm nach den Berechnungen innerhalb der EU-15 die Rolle eines Netto-Importeurs ein. Insgesamt, wenn man die östlichen Nachbarn mitbetrachtet, war Deutschland in 1990 Netto-Exporteur und in 1998 Netto-Importeur. Zusätzlich zu den Im- und Exporten wurde eine Zuordnung der Schäden innerhalb der EU-15-Länder nach Herkunftsländern durchgeführt. Je nach Lage und Größe des Landes dominierten Importe aus EU-15- oder Nicht-EU-15-Ländern, bzw. die Schäden durch eigene Emissionen. Zusätzlich zu räumlichen wurden zeitliche Im- und Exporte diskutiert. Es konnte festgestellt werden, dass aufgrund der zeitlichen Verzögerung mancher Effekte, viele Nutzenverluste erst in den Folgejahren auftreten bzw. umgekehrt im Betrachtungsjahr hohe Nutzenverluste auftreten, die auf Wirtschaftsaktivitäten in Vorjahren zuzuführen sind. Die Zuordnung der Schäden durch deutsche Emissionen zu Quellsektoren zeigte auf, dass mit der starken Reduktion von SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen Sektoren mit hohen NH<sub>3</sub>-Emissionen wie die Landwirtschaft deutlich an Relevanz gewinnen.

Die Analyse der Nachhaltigkeit und Effizienz der wirtschaftlichen Entwicklung zeigte, dass durch derzeitige Emissionen hohe Belastungen von langlebigen Kapitalgütern wie Ökosystemen, Kulturgütern und Böden zu beobachten sind. Aufgrund fehlenden Wissens und zu hoher Unsicherheiten konnte eine quantitative Analyse der Minderung im bewerteten Kapital nicht durchgeführt werden. Der Vergleich der Situation in 2005 mit Umweltzielen zeigte, dass die kritischen ökologischen Standards in Form von sogenannten Critical Levels und Loads für die Belastung durch Luftschadstoffe in 2005 bei weitem nicht unterschritten werden können. Die Abschätzung der hypothetischen Kosten der maximal technisch möglichen Reduktion in 2005 als Untergrenze für die Vermeidungskosten zur Einhaltung der kritischen ökologischen Standards ergab 39 Milliarden bzw. 7 Milliarden Euro<sub>2000</sub> für die EU-15 bzw. Deutschland. Dies entspricht 0,5 bzw. 0,3 Prozent des geschätzten jeweiligen Bruttoinlandsprodukts für 2005. Eine Unterschreitung der für 2010 anvisierten Ziele in diesem Bereich ist technisch allerdings für die meisten Länder bereits in 2005 möglich. Der Abstand der Projektion aufgrund der derzeitigen Gesetzgebung zu der Einhaltung dieser Ziele bezifferte sich nach den Abschätzungen für die EU-15 und Deutschland zu 15 und 4 Milliarden Euro<sub>2000</sub>. Diese entsprechen jeweils etwa 0,2 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Zählt man zu den ermittelten Vermeidungskosten noch jeweils die verbleibenden Schadenskosten hinzu und reduziert die Emissionen über die Einhaltung der Standards hinaus, so erkennt man, dass sich sowohl für die EU-15 als auch für Deutschland effizientere Minderungen erreichen lassen. In der Summe ergaben sich für die EU-15-Länder durch die Einhaltung der Standards bereits Nutzengewinne. Diese lagen im Bereich von 0,06 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Weitere effiziente Minderungen führten nach den Berechnungen zu zusätzlichen Nutzengewinnen von 0,05 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. In Deutschland wurden bereits mit dem Szenario der derzeitigen Gesetzgebung niedrige Emissionsniveaus erreicht. Deswegen führte die weitere Reduktion auf ein Niveau bei dem die politischen Grenzwerte eingehalten werden in 2005 zur Erhöhung der Gesamtkosten. Diese lag in Höhe von etwa 0,06 Prozent des Bruttoinlandsprodukts. Weitere effi-

ziente Minderungen waren nach den Berechnungen nur für wenigen Substanzen möglich, wodurch sich nur sehr geringe zusätzliche Nutzengewinne ergaben.

Die Verwendung der berechneten Indikatoren im Rahmen von Korrekturen der Wirtschaftsindikatoren wie sie innerhalb von Projekten der Europäischen Kommission und Aktivitäten der Vereinten Nationen vorgeschlagen wurden, zeigt die Anwendbarkeit der Ergebnisse für Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Des Weiteren wurde die Anwendbarkeit auf weitere Umweltbereiche diskutiert.

### **7.3 Schlussfolgerungen und Ausblick**

Mit dieser Arbeit ist es erstmalig gelungen, ein konsistentes Konzept zur Berücksichtigung von Umweltschäden in Umweltökonomischen Gesamtrechnungen zu entwickeln, mit dem aggregierte Indikatoren für die Beurteilung der wirtschaftlichen Entwicklung sowohl im Hinblick auf Nachhaltigkeit als auch auf Wohlfahrtsoptimierung zur Verfügung gestellt werden. Es kann sowohl für die Ex-ante-Analyse von Politikstrategien als auch für Ex-post-Analysen im Rahmen eines kontinuierlichen Berichtssystems eingesetzt werden. Des Weiteren wurde erstmals eine Bottom-up-Methode für die Berechnung der gesamten Umweltschäden in einzelnen Ländern verwendet. Einige Vorteile dieser Methode gegenüber anderen Berechnungsansätzen konnten gezeigt werden:

- Die durch die Berechnungen mögliche detaillierte Zuordnung der Umweltschäden zu den verursachenden Ländern und Quellsektoren weist Ansatzpunkte zur Reduktion der Umweltbelastungen auf.
- Zusätzlich ermöglicht die transparente Verfolgung des Wirkungspfades von den einzelnen Emissionen über die Konzentrationen zu den physischen Auswirkungen und schließlich Schadenskosten die Verwendung und Verknüpfung von Umweltinformationen auf verschiedenen Ebenen des Wirkungspfades, die z.B. zusätzlich aus Messdaten zur Verfügung stehen, sowie die Bewertung der Umweltzustände über physische Grenz-, Richt- oder Referenzwerte.
- Die durchgeführte Analyse hat außerdem gezeigt, dass mit der Methode sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht eine scharfe Trennung zwischen Umwelteinwirkungen und -auswirkungen möglich ist. Diese wird benötigt um Umweltschäden für zeitlich und räumlich klar abgegrenzte Berichtsabschnitte zu ermitteln, wie es für Umweltökonomische Gesamtrechnungen erforderlich ist.
- Des Weiteren wurde demonstriert, dass die Verwendung von Modellen zur Ermittlung von Umweltschäden in Kombination mit ermittelten erforderlichen Vermeidungskosten die Analyse von Politikscenarien in Form komplexer Maßnahmenbündel ermöglicht.

Die Umsetzung der Indikatoren für die Analyse vergangener Jahre erfolgte auf der Basis international verfügbarer Daten, so dass eine Fortschreibung und Aktualisierung leicht möglich ist. Auf diese Weise können Zeitreihen von Abschätzungen aufgebaut werden, die fortwährend aktualisiert und erweitert werden können, wie es für ein kontinuierliches Berichtssystem notwendig ist.

Für die Analyse von Politikstrategien wurden Daten herangezogen, die in der europäischen Politik zur Festlegung von Standards verwendet wurden. Als Jahr wurde 2005 gewählt, welches nicht das Jahr ist, für das die Standards festgelegt wurden. Auf diese Weise konnte gezeigt werden, wie die Indikatoren für Zwischenjahre auf dem Weg zur Einhaltung von Umweltzielen dazu genutzt werden können den Stand der Entwicklung in Richtung der Einhaltung dieser Ziele darzustellen. Dabei konnten Aussagen im Hinblick auf Nachhaltigkeit und Effizienz der projizierten Umweltsituation getroffen werden.

Eine Unsicherheitsanalyse und der Vergleich der Berechnungen mit gemessenen Daten machte deutlich, mit welcher Genauigkeit Ergebnisse der Schadensberechnung ermittelt werden können. Dieses ist ein unverzichtbarer Teil für die Nutzung der Ergebnisse innerhalb von Berichtssystemen. Es hat sich gezeigt, dass nach wie vor noch hohe Unsicherheiten mit den Ergebnissen verbunden sind, die zu einem großen Teil auf den Bereich der Bewertung von Umweltschäden zurückzuführen sind. Die extremen Schwankungen der Ergebnisse, die sich aus unterschiedlichen Ansätzen für die Bewertung erhöhter Mortalität ergeben, werden dadurch relativiert, dass die von verschiedenen Institutionen verfolgten Ansätze zu sehr ähnlichen Ergebnissen führen. Allerdings sind weitere Studien auf diesem Gebiet dringend erforderlich. Zusätzlich lassen sich die Unsicherheiten durch Weiterentwicklung der Methodik sowie insbesondere durch Entwicklungen im Bereich der Expositions-Wirkungsabschätzung verringern. Weitere Verbesserungen sind durch genauere Berechnungen mit Hilfe komplexerer Umweltmodelle sowie detailliertere Berechnungen im Nahbereich der Quellen möglich. In einem ersten Schritt in diese Richtung sollten Vergleiche mit weiteren Umweltmodellen durchgeführt werden. Die Tatsache, dass vor allem aufgrund fehlenden Wissens nicht alle Umwelteffekte berücksichtigt werden können, lässt darauf schließen, dass die Abschätzungen in dieser Arbeit eher Untergrenzen darstellen.

Die Schwierigkeiten bei der quantitativen Abschätzung von Wertverlusten im langlebigen Kapital zeigten auf, dass in diesem Bereich noch viele weitere Arbeiten notwendig sind. Zu nennen sind die Bewertung und Quantifizierung von Schäden an Ökosystemen, einmaligen Kulturgütern und Böden. In Bezug auf Ökosysteme sind detailliertere Kenntnisse über Zusammenhänge sowie weitere Entwicklungen bei Bewertungsansätzen notwendig. Im Bereich der Kulturgüter muss eine detaillierte Erfassung des Bestandes erfolgen und weiter an Möglichkeiten der Bewertung gearbeitet werden. Die Arbeiten zur Quantifizierung von Wertverlusten in Böden sind derzeit am weitesten fortgeschritten. Hier sind zusätzlich zu den Ergebnissen, die in dieser Arbeit präsentiert wurden, Quantifizierungen von Effekten durch die zukünftige Belastung sowie die Bewertung dieser Effekte durchzuführen. Neben Gesundheitseffekten und Effekten auf Ökosysteme können hier auch Verluste im Wert der ökonomischen Ressource Boden herangezogen werden.

Zur Ergänzung von Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen um Umweltaspekte mit Hilfe von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sind detaillierte Informationen über das zeitliche und räumliche Auftreten sowie die Art der auftretenden Umweltauswirkungen und die Identifizierung der Verursacher erforderlich. In diesem Zusammenhang wurden für vergangene Jahre zeitliche und räumliche Importe und Exporte von Umweltschäden analysiert sowie die auftretenden Schäden detailliert dargestellt. Zusätzlich erfolgte eine Zuordnung zu Quellsektoren, die eine Identifizierung der Hauptverursacher und damit Hinweise für Ansatzpunkte zukünftiger Politikstrategien ermöglicht. Aus den Ergebnissen der Arbeit lässt sich folgern, dass nach starken Emissionsminderungen in den Energiesektoren zukünftig ebenso Augenmerk auf

andere Sektoren, unter anderem Emittenten großer Mengen Ammoniak wie der Landwirtschaft, gelegt werden muss. Ergänzend zur Identifizierung weiterer Handlungsbereiche eröffnet diese Zuordnung die Möglichkeit einer detaillierteren Anbindung von Umwelteinflüssen an die Ergebnisse der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen außerhalb der aggregierten Indikatoren. Um diese durchführen zu können ist allerdings eine Zuordnung der Umwelteinwirkungen zu Wirtschaftssectoren notwendig, die aufgrund der derzeit verwendeten technischen Quellsectoren für den Bericht von Emissionsdaten nur sehr ungenau möglich ist. Erste Arbeiten der statistischen Ämter in Deutschland gehen in die Richtung der Regionalisierung statistischer Daten in Bezug auf Emissionen und Emittentenstrukturen (Bühringer und Haug 2004). Mit der derzeit verfügbaren Basis erhobener statistischer Daten ist eine Bereitstellung von Emissionsdaten von Seiten der Statistik in der erforderlichen räumlichen und wirtschaftssektoralen Auflösung nicht möglich. Eine detaillierte Anbindung der Berechnungen an Wirtschaftssectoren erfordert es bereits beim Bericht der Umweltdaten eine Zuordnung zu verursachenden Wirtschaftssectoren durchzuführen.

Durch die Korrektur von Aggregaten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen anhand der berechneten Ergebnisse, wie sie von der ‚London Group‘ zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und in dem letzten der europäischen Projekte zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen ‚GreenSense‘ vorgeschlagen worden sind, wurde die Anwendbarkeit der ermittelten Schadenskosten demonstriert. Zusätzlich wurden bereits im Bruttoinlandsprodukt enthaltene Beiträge, die aufgrund von Umweltschäden durch Luftschadstoffe entstanden sind, identifiziert. Für die Einrichtung eines permanenten Berichtsystems ist zu berücksichtigen, dass neue Erkenntnisse bezüglich Umweltdaten und Weiterentwicklungen in der Methode es erfordern, die Berechnungen auch für vergangene Jahre von Zeit zu Zeit zu revidieren, damit sie sich jederzeit auf dem aktuellen Stand des Wissens befinden und untereinander vergleichbar sind.

Die Ergebnisse für das Jahr 2005 wurden dazu genutzt, die Situation Deutschlands im Vergleich zum europäischen Durchschnitt im Hinblick auf Nachhaltigkeit und Effizienz zu diskutieren. Es wurde deutlich, dass intermediäre Umweltziele, die zur Einhaltung der gesetzten Standards mit dem Ziel Ökosysteme und damit ihre lebensunterstützenden Funktionen zu schützen für 2010 festgelegt worden sind, in 2005 bei weitem noch nicht erreicht wurden. Wesentlich weiter entfernt ist die Wirtschaft in 2005 von der Einhaltung der formulierten Langfristziele im Bereich der Ökosysteme. Die Analyse zeigt, dass weitere Anstrengungen notwendig sind, um besonders im Bereich der klassischen Luftschadstoffe nachhaltig zu wirtschaften. Die Effizienzanalyse machte deutlich, dass selbst bei Einhaltung der intermediären Umweltziele in einzelnen Ländern der EU in 2005 aus Kosten-Nutzen-Erwägungen weitere Emissionsminderungen sinnvoll wären. Die Abstandsmaße zeigten, dass die projizierte Situation in 2005, die der derzeitigen Gesetzgebung entspricht, von diesen Minderungen weit entfernt ist. Daraus ergibt sich die Forderung, Kosten-Nutzen-Erwägungen, wie sie in dieser Arbeit durchgeführt wurden, stärker in die Festlegung der Umweltziele miteinzubinden als es bisher der Fall ist. Bei der Überarbeitung der Umweltziele für die Europäische Union im Rahmen des ‚Clean Air for Europe (CAFE)‘-Programms wird eine solche stärkere Einbindung der verwendeten Methode für Kosten-Nutzenanalysen erfolgen. Zusätzlich kann die regelmäßige Ableitung der Abstandsindikatoren auch für gegenwärtige und vergangene Jahre dazu beitragen, die Schritte in Richtung Einhaltung der Ziele zu überprüfen. Außerdem können die Ge-

samtkosten dazu dienen, kosteneffiziente Minderungspfade bis zur endgültigen Einhaltung der Ziele im Zieljahr, wie etwa 2010, zu entwickeln.

Neben der Anwendung der Methode für die klassischen Luftschadstoffe und toxische persistente Substanzen wurden mögliche Erweiterungen in diesen Bereichen und die Übertragung auf andere Umweltbereiche diskutiert. Die abgeleiteten Indikatoren konzentrieren sich auf umweltseitige Nachhaltigkeit und intergenerationelle Aspekte, welche für die betrachteten Schadstoffe wesentlich sind. Deswegen ist bei der Übertragung besonders zu prüfen, inwiefern weitere Gesichtspunkte, die von den hier abgeleiteten Indikatoren nicht adäquat wiedergegeben werden, wie z.B. intragenerationelle Gerechtigkeit oder weitere soziale, wirtschaftliche und kulturelle Aspekte für die Bewertung der Situation im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung in dem analysierten Umweltbereich eine wichtige Rolle spielen. Unter anderem ist zu einer solchen Erweiterung der Einsatz weiterer komplexer Modelle, z.B. ökonomischer Gleichgewichtsmodelle, notwendig.

Die Methodenentwicklung und Berechnungen im Zusammenhang nicht-statistischer Ergänzungen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen wie sie z.B. innerhalb dieser Arbeit durchgeführt wurden, erfolgen derzeit lediglich innerhalb wissenschaftlicher Institutionen im Zusammenhang internationaler und nationaler zeitlich begrenzter Projekte. Zur Installation solcher und ähnlicher wissenschaftlicher Berechnungen im Rahmen von regelmäßigen Berichten zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) oder Umweltberichterstattungen ergänzend zu UGR ist eine kontinuierliche Aktualisierung der Daten und der Methoden sowie die regelmäßige Erstellung von Zeitreihen notwendig. Diese Arbeiten sollten innerhalb einer unabhängigen Institution wie in Deutschland zum Beispiel dem Statistischen Bundesamt oder dem Umweltbundesamt erfolgen. Die statistischen Arbeiten im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sowie die Konzeptentwicklung werden in Deutschland derzeit beim Statistischen Bundesamt durchgeführt. Eine Erweiterung um nicht-statistische Berechnungen erscheint aufgrund der Definition seiner Aufgaben über die Bereitstellung und Verbreitung statistischer Informationen, „die objektiv, unabhängig und qualitativ hochwertig sind“ (Statistisches Bundesamt 2004b) derzeit nicht sinnvoll. Besser würden solche Arbeiten auf deutscher Ebene in den Themenbereich des Umweltbundesamtes passen. Unter seinen Leistungen gibt es unter anderem an: „Wir ermitteln, beschreiben und bewerten den Zustand der Umwelt, um Beeinträchtigungen von Mensch und Umwelt möglichst frühzeitig und umfassend zu erkennen“ (UBA 2004). Eine Alternative könnte die Einrichtung von Bereichen innerhalb unabhängiger Forschungszentren sein.



## Literaturverzeichnis

Abbey, D. E., Hwang, B. L., Burchette, R. J., Vancuren, T. und Mills, P. K. (1995a). Estimated long-term ambient concentrations of PM10 and development of respiratory symptoms in a non-smoking population. *Arch Env Health* 50, 139-152

Abbey, D. E., Lebowitz, M. D., Mills, P. K., Petersen, F. F., Lawrence Beeson, W. und Burchette, R. J. (1995b). Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* 7, 19-34

ACGIH (2000). TLVs and other occupational exposure values 2000 (CD-Rom, includes criteria dokuments). American Conference of Government Industrial Hygienists

Ahamer, G., Hanauer, J. und Wolf, M. E. (1998). Methodik der NAMEA der Luftschadstoffe. Hrsg. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Jänner

Ahlheim, M. und Frör, O. (2003). Valuing the non-market production of agriculture. *Agrarwirtschaft* 52, Heft 8, 356-369

Ahmad, Y. J., Serafy, S. E. und Lutz, E. (Hrg.) (1989). *Environmental Accounting for Sustainable Development*. The World Bank, Washington, D.C.

Alfven, T., Elinder, C. G., Carlsson, M. D. und Grubb, A. (2000). Low-level cadmium exposure and osteoporosis. *Journal of Bone and Mineral Research* 15, 1579-1586

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z. und Schöpp, W. (1999). *Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe*, a report prepared by IIASA for the Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. The International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z. und Schöpp, W. (2000). *Cost-effective Control of Acidification and Ground-level Ozone: Further Analysis*. The International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Report to the European Commission, DG Environment, Study Contract B4-3040/99/17203/MAR/D3, Laxenburg

Anderson, H. R., Ponce de Leon, A., Bland, J. M., Bower, J. S. und Strachan, D. P. (1996). Air pollution and daily mortality in London: 1987-92. *BMJ* 312, 665-669

Anshelm, F., Gauger, T. und Schuster, H. (2003). Kartierung von Materialschäden in Deutschland. In F. Anshelm, B. Droste-Franke, R. Friedrich, T. Gauger, F. Reichert und H. Schuster: Kartierung von Materialschäden in Deutschland (Mapping material damages in Germany), Endbericht, Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA Umweltbundesamt, FE-Nr. 201 43 205, Berlin

Arrow, K. J. (1973). Rawls' Principle of Just Saving. *Swedish Journal of Economics* 75, 323-335

Asheim, G. B. (2000). Green National Accounting, why and how? *Environment and Development Economics* 5(1-2), 25-48

Asheim, G. B. und Weitzman, M. L. (2001). Does NNP Growth Indicate Welfare Improvement, Working Paper

ATSDR (2002). USA Agency for toxic substances and disease registry. [www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)

Aufatmen-in-Deutschland (2004). Krankheitsbilder. Deutscher Allergie- und Asthmabund e.V., Patientenliga Atemwegserkrankungen e.V., Die Deutsche Atemwegsliga e.V. <http://www.aufatmen-in-deutschland.de/pages/krankheitsbilder.php3>

Bachmann, T. M. (2003), Beschreibung und Ergebnisse von Modellrechnungen mit dem Multimediamodell und Modell zu Wirkungsabschätzungen WATSON. IER, Universität Stuttgart. Persönliche Mitteilung.

Baker, C. K., Colls, J. J., Fullwood, A. E. und al., e. (1986). Depression of Growth and yields in winter barley exposed to sulfur dioxide in the field. *New Phytologist* 104, 233 - 141

Bartelmus, P. (1989). Environmental Accounting and the System of National Accounts. In Y. J. Ahmad, S. E. Serafy und E. Lutz: *Environmental Accounting for Sustainable Development*, The World Bank, Washington, D.C.

Bates, D. V., Baker-Anderson, M. und Sizto, R. (1990). Asthma attack periodicity: A study of hospital emergency visits in Vancouver. *Environ Res* 51, 51-70

Berdowski, J. J. M., Bass, J., Bloss, J. P. J., Visschedijk, A. J. H. und Zandveld, P. Y. J. (1997). The European Atmospheric Emission Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Pol-



lutants. Umweltbundesamt, TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Forschungsbericht, 104 02 672/03, Berlin, June

Berg, H. R. T., Hjellbrekke, A. G. und Skjelmoen, J. E. (1996). Heavy Metals and POPs within the EC region. Norsk insitutt for luftforskning (NILU), EMEP/CCC-Report, Kjeller

Berry, J., Holland, M., Watkiss, P., Krewitt, W., Mayerhofer, P., Trukenmüller, A. und Greßmann, A. (1995). Impacts of air pollution on building materials. In E. Commission: ExternE, Externalities of Energy, ExternE Report Vol. 2, Methodology, European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, Brussels

Bickel, P. (2003), Schadensfaktoren für die lokalen Auswirkungen des Verkehrs. Persönliche Mitteilung.

Bickel, P. (2004), Aufteilung der Werte verwendet in der ExternE Core Transport-Studie nach verschiedenen Kostenkomponenten. Persönliche Mitteilung.

BMU (1992). Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Stellungnahme des Beirats Umweltökonomische Gesamtrechnung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, in: Umweltpolitik, BMU 752/92, Bonn

BMU (1996). Umweltökonomische Gesamtrechnung, Zweite Stellungnahme des Beirats Umweltökonomische Gesamtrechnung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, in: Umweltpolitik, Bonn

BMU (1999). Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Dritte Stellungnahme des Beirats Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, in: Umweltpolitik, Bonn

BMU (2002). Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Vierte und abschließende Stellungnahme zu den Umsetzungskonzepten des Statistischen Bundesamtes. Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

Brümmerhof, D. (1995). Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. 5. Auflage, Oldenbourg Verlag, München

Büringer, H. und Haug, S. (2004). Klimagase, Luftschadstoffe: Emissionen und Emittentenstrukturen. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Vortrag beim "Kongress zu den Um-

weltökonomischen Gesamtrechnungen der Länder", Arbeitsgruppe Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder, 23. Juni 2004, Düsseldorf

Cleveland, W. A. und et al. (1984). Britannica Atlas, Encyclopaedia Britannica, Chicago

Cobb, C. W. (1989). The Index for Sustainable Economic Welfare. In H. E. Daly und J. B. Cobb: For the Common Good - Redirecting the Economy toward Community, the Environment, and a Sustainable Future, Beacon Press, Boston

Cody, R. P., Weisel, C. L., Birnbaum, G. und Liroy, P. J. (1992). The effect of ozone associated with summertime photo-chemical smog on the frequency of asthma visits to hospital emergency departments. *Environ Res* 58, 184-194

Costanza, R. (Hrg.) (1991). *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press, New York

Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. und Norgaard, R. (2001). *Einführung in die Ökologische Ökonomik*. Lucius & Lucius, Stuttgart

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. und van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Ecological Economics* 25, 3-15

Dab W, Q. S., Le Moullec Y, Le Tertre A, Thelot B, Monteil C, Lameloise P, Pirard P, Momas I, Ferry R, Festy B. (1996). Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), 42-46

Daly, H. E. und Cobb, J. B. (1989). *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*, Beacon Press, Boston

de Vries, W. und Bakker, D. J. (1998). *Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data*. DLO Winand Staring Centre; TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research; Ministry of Housing, Spatial planning and the environment, Report, 166, Wageningen

de Vries, W., Bakker, D. J. und Sverdrup, H. U. (1998). *Manual for calculating critical loads of heavy metals for aquatic ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data*. DLO Winand Staring Centre; TNO Netherlands Organization for Applied Scientific

Research; Chemical Engineering, LUND University; Ministry of Housing, Spatial planning and the environment, Report, 165, Wageningen

Derwent, R. G., Dollard, G. J. und Metcalfe, S. E. (1988). On the nitrogen budget for the United Kingdom and north-west Europe. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 114, 1127-1152

Derwent, R. G. und Nodop, K. (1986). Long-Range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe. *Nature* 324, 356-358

DG Environment (2000). Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis. European Commission DG Environment, Brussels, Paper to the Workshop on the value of reducing the risk of ill-health or a fatal illness

Diefenbacher, H. (1995). Der "Index of Sustainable Economic Welfare", Eine Fallstudie für die Bundesrepublik Deutschland 1950-1992. Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft (FEST), Reihe B, Nr. 24, Heidelberg, Juli

Dockery, D. W. und Pope, C. A. (1994). Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Ann Rev Public Health* 15, 107-132

Dockery, D. W., Speizer, F. E., Stram, D. O., Ware, J. H., Spengler, J. D. und Ferries, B. G. (1989). Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *Am Rev Respir Dis* 139, 587-594

Dourson, M. L. (1993). Reference Dose of the United States Environment Protection Agency. *Scand J Work Environ Health* 19, suppl 1, 115-118

Droste-Franke, B., Krewitt, W. und Friedrich, R. (1998a). The Methodology for the Estimation of Impacts and Damage Costs Caused by Ambient Air Pollution. In European Commission: Green Accounting Research Project (GARP II), European Commission, DGXII, Brussels

Droste-Franke, B., Krewitt, W. und Friedrich, R. (1998b). Revised Estimates of Impacts and Damage Costs Using Measured Concentration Data. In European Commission: Green Accounting Research Project (GARP II), European Commission, DGXII, Brussels

Droste-Franke, B., Krewitt, W., Friedrich, R. und Trukenmüller, A. (1998c). Attribution of the Damages to Countries and Economic Sectors of Origin. In European Commission: Green Accounting Research Project (GARP II), European Commission, DGXII, Brussels

Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G. und van Oudvorst, A. B. (1995). Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory. *Am J Respir Crit Care Med* 152, 1932-1939

EEA Data Service (1998). European rivers and catchments database (ERICA). European Environment Agency Data Service

EMEP (2002). UNECE/EMEP emission database. UNECE/EMEP (United Nations Economic Commission for Europe/Co-operative programme for monitoring and evaluation of long range transmission of air pollutants in Europe). <http://webdab.emep.int/index.html>

Endres, A. und Holm-Müller, K. (1998). Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren, Verlag W. Kohlhammer

Endres, A. und Radke, V. (1998). Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung, Duncker & Humblot, Berlin

Enquête Kommission (1998). Konzept Nachhaltigkeit - Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht. Enquête Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages

EPA (2002). US EPA. [www.epa.gov](http://www.epa.gov)

EPAQS (1998). Lead. Expert Panel on Air Quality Standards, Department of the Environment and the Regions. The Stationery Office. EPAQS

EPER (2004). European Pollutant Emission Register. <http://www.eper.cec.eu.int>

Europäische Kommission (2000). Mitteilung der Kommission, die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, COM 2000 (1), Brüssel

European Commission (1994). Communication of the Commission to the Council and the European Parliament - Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting. The integration of Environmental and Economic Information Systems. European Commission, (COM(94) 670 FINAL), Brussels

European Commission (1995a). ExternE, Externalities of Energy, ExternE Report Vol. 2, Methodology. European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, EUR 16521, Brussels

European Commission (1995b). ExternE, Externalities of Energy, ExternE Report Vol. 3, Coal & Lignite. European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, EUR 16522

European Commission (1995c). ExternE, Externalities of Energy, ExternE Reports Vol. 1-6. European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, EUR 16520-16525, Brussels

European Commission (1996). Green Accounting Research Project (GARP), Green Accounting in Europe, The role of Damage Estimation, Four Case Studies. European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, Brussels

European Commission (1997). Methodological Problems in the Calculation of Environmental Adjusted National Income Figures (GreenStamp). European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, Final Report, Contract No. EV5V-CT94-0363, Brussels, March

European Commission (1999a). Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update. European Commission, DG XII, EUR 19083, Brussels

European Commission (1999b). Externalities of Energy., Vol. 7-10. European Commission, DG XII, EUR 19083, 18836, 18887, 18528, Brussels

European Commission (1999c). Towards Environmental Pressure Indicators for the EU - First Edition 1999, European Commission, Brussels

European Commission (2000a). ExternE Core/Transport, final report, No. JOS3CT-97-0015, Brussels

European Commission (2000b). Practical steps towards the implementation of the Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Directions for the European Union on Environmental Indicators and Green National Accounting (COM(94) 670 final). Eurostat. [http://www.e-m-a-i-l.nu/tepi/com\(94\).htm](http://www.e-m-a-i-l.nu/tepi/com(94).htm)

European Commission (2001a). Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds. Position Paper. European Commission, Brussels, 10/2000

European Commission (2001b). Ambient air pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH). Position Paper. European Commission, Brussels, 27/07

European Commission (2003). An applied integrated environmental impact assessment framework for the European Union (GREENSENSE). European Commission DG Research, Energy Environment and Sustainable Development Programme, 5th Framework Programme, Final Report, Contract EVG1-CT-2000-00022, Brussels, July 2003

European Environment Agency (2000). CORINAIR 94, European Air Emissions for 1994. European Topic Centre Air Emissions. <http://www.aeat.co.uk/netcen/corinair/94/>

Eurostat (1996). REGIO Database, data on Crops, Landuse, and Population for 1993/94 (A2CROPS, A2LAND, D3POP). European Statistical Office (Eurostat)

Eurostat (1997). NAMEA Workshop 17-19 March 1997. Statistical Office of the European Communities (Eurostat), Luxembourg

Eurostat (1998). NOSE Nomenclature for sources of emissions Manual, Version 1.0. Statistical Office of the European Communities (Eurostat), Luxembourg, 15/12

Eurostat (1999). Towards Environmental Pressure Indicators for the EU (TEPI) - The Indicators. Statistical Office of the European Communities (Eurostat). <http://www.e-m-a-i-l.nu/tepi/indicat.htm>

Eurostat (2001). Eurostat Jahrbuch, Europa im Blick der Statistik, Daten aus den Jahren 1988-1999. Europäische Kommission Statistisches Amt (Eurostat), Luxemburg

Eurostat (2002). SERIEE European System for the collection of economic information on the environment -1994 Version. Statistical Office of the European Communities (Eurostat), Luxembourg

Eurostat (2003). Eurostat Yearbook 2003, Measuring the construction of Europe. Statistical Office of the European Communities (Eurostat). <http://europa.eu.int/comm/eurostat/Public/data-shop/print-product/EN?catalogue=Eurostat&product=yearbook03-EN&file=free.html>

Faber, M. und Proops, J. L. R. (1994). Evolution, Time, Production and the Environment, Springer-Verlag, Heidelberg and Keele

Ferley, J., Bray, F., Sankila, R. und Parkin, D. M. (1999). EUCAN: Cancer Incidence, Mortality and Prevalence in the European Union 1998, version 5.0. IARC CancerBase No. 4. Lyon. IARC-CPress. Limited version available from: URL: <http://www-dep.iarc.fr/eucan/eucan.htm>, Last updated on 17/3/2003.

- Franz, A. und Stahmer, C. (Hrg.) (1993). Approaches to Environmental Accounting. Proceedings of the IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden, 27-29 May 1991. Physica-Verlag, Heidelberg
- French, C. L., Maxwell, W. H., Peters, W. D., Rice, G. E., Bullock, O. R., Vasu, A. B., Hetes, R., Colli, A., Nelson, C. und Lyons, B. F. (1998). Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units - Final Report to Congress. U.S. Environmental Protection Agency: Emission Standards Division/Air Quality Strategies and Standards Division; Office of Air Quality Planning and Standards, EPA-453/R-98-004a,-b, February 1998
- Frenkel, M. und John, K. D. (1996). Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, WiSo Kurzlehrbücher. 3. Auflage, Verlag Vahlen, München
- Friedrich, R. und Bickel, P. (Hrg.) (2001). Environmental Costs of Transport. Springer-Verlag, Berlin
- Fuhrer, J. (1996). The critical level for effects of ozone on crops and the transfer to mapping. Testing and Finalizing the Concepts - UN-ECE Workshop, Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Kuopio, Finland, 15 - 17 April
- Gale, D. (1967). On Optimal Development in a Multi-Sector-Economy. Review of Economic Studies 34, 1-18
- Hampicke, U. (1991). Neoklassik und Zeitpräferenz - der Diskontierungsnebel. In F. Beckenbach: Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie, Metropolis Verlag, Marburg
- Hampicke, U. (1992). Ökologische Ökonomie, Individuum und Natur in der Neoklassik, Natur in der ökonomischen Theorie: Teil 4, Westdeutscher Verlag, Opladen
- Hanley, N. und Spash, C. L. (1995). Cost-Benefit Analysis and the Environment. 3rd Edition, Edward Elgar, UK
- Hartwick, J. M. (1977). Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. American Economic Review 67, 972-974
- Hauff, V. (Hrg.) (1987). Unsere gemeinsame Zukunft, Der Brundtlandbericht der Welkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp Verlag, Greven

Hauser, R. (1996). Zur Messung individueller Wohlfahrt und ihrer Verteilung. In Statistisches Bundesamt: Wohlfahrtsmessung - Aufgabe der Statistik im gesellschaftlichen Wandel, Beiträge zum wissenschaftlichen Kolloquium am 16./17. November 1995 in Wiesbaden. Band 29 der Schriftenreihe Forum der Bundesstatistik, Metzler Poeschel, Wiesbaden

Hicks, J. R. (1939). Value and Capital, Oxford University Press, Oxford

Hjellbrekke, A.-G. (1997), Data on concentration measurements within the EMEP Programme in Europe for the year 1990. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, Norsk insitutt for luftforskning (NILU). Persönliche Mitteilung.

Hjellbrekke, A.-G. (2000a). Data Report 1998, Part 1: Annual summaries. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, Norsk insitutt for luftforskning (NILU), EMEP/CCC-Report 3/2000, Kjeller

Hjellbrekke, A.-G. (2000b). Ozone measurements 1998. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, Norsk insitutt for luftforskning (NILU), EMEP/CCC-Report 5/2000, Kjeller

Hornung, M., Jones, H., Howard, D., Howson, G., Rosengren-Brinck, U., Holland, M., Berry, J., Watkiss, P., Boyd, R., Forster, D., Lee, D., Krewitt, W., Friedrich, R., Greßmann, A., Mayerhofer, P., Heck, T., Trukenmüller, A., Markandya, A. und Milborrow, I. (1999). Impacts on Terrestrial Ecosystems. In European Commission: Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update. EUR 19083, European Commission, DG XII, Brussels

HSE (1989). The toxicity of chromium and inorganic chromium compounds. Toxicity Review 21. HSE

Huetting, R. (1989). Correcting National Income for Environmental Losses: Toward a practical solution. In Y. J. Ahmad, S. E. Serafy und E. Lutz: Environmental Accounting for Sustainable Development, The World Bank, Washington, D.C.

Hunt, A. (2003a). Monetary Valuation of Human Developmental Impairment. University of Bath, Internal paper for the Greensense project, Bath

Hunt, A. (2003b), Recommendations to the valuation of renal effects and human development impairment. University of Bath. Persönliche Mitteilung.



- Hunt, A. und Markandya, A. (2001). Economic Valuation, Sustainability Indicators and Alternative Assessment Techniques. In R. Friedrich und P. Bickel: Environmental External Costs of Transport, Springer-Verlag, Berlin
- Hurley, F., Donnan, P., Miller, B. und Pilkington, A. (1999). Health Effects of PM10, SO2, NOx, O3 and CO. In European Commission: Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update, European Commission, DGXII, Brussels
- Hurley, F. und Miller, B. (2001). Health Effects: Exposure-Response Functions. In R. Friedrich und P. Bickel: Environmental Costs of Transport, Springer-Verlag, Berlin
- Hurley, F. J. und Donnan, P. (1997). An Update of Exposure-Response (E-R) Functions for the Acute and Chronic Public Health Effects of Air Pollution. Institute for Occupational Medicine (IOM), Internal paper for ExternE Project, Edinburgh
- ICRP (1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Pergamon Press, Annals of the ICRP, Vol. 21, No. 1-3, Oxford
- IIASA (2002). IIASA PM Web. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). [http://www.iiasa.ac.at/~rains/cgi-bin/rains\\_pm](http://www.iiasa.ac.at/~rains/cgi-bin/rains_pm)
- IIASA (2003). RAINS Technical Model Documentation. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). [http://www.iiasa.ac.at/~rains/modelling\\_reports.html?sb=10](http://www.iiasa.ac.at/~rains/modelling_reports.html?sb=10)
- IRIS (2002). IRIS - USA EPA integrated risk information system. [www.epa.gov/iris/index](http://www.epa.gov/iris/index)
- Jarup, L., Berglund, M. und Eliner, C. G. (1998). Health effects of cadmium exposure- a review of the literature and a risk estimate. Scandinavian Journal of Work and Environment and Health 24 suppl 1, 1-52
- Jesinghaus, J. (1999). A European System of Environmental Pressure Indices. First Volume of the Environmental Pressure Indices Handbook: The Indicators - Draft version. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Systems, Informatics and Safety (ISIS). [http://esl.jrc.it/envind/theory/Handb\\_.htm](http://esl.jrc.it/envind/theory/Handb_.htm)
- Jörissen, J., Kopfmüller, J. und Brandl, V. (1999). Ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung. Forschungszentrum Karlsruhe, Technik und Umwelt, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6393, Karlsruhe, Dezember

Klaus, J., Chies, L., Ebert, W. und Reichert, F. (1994). Umweltökonomische Berichterstattung - Ziele, Problemstellungen und praktische Ansätze, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

Klimont, Z. (2003), Data on costs curves for the reduction of NMVOC, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, and NH<sub>3</sub> emissions in 2005 from the Rains model. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Persönliche Mitteilung.

Knaus, A. und Renn, O. (1998). Den Gipfel vor Augen: Unterwegs in eine nachhaltige Zukunft, Ökologie und Wirtschaftsforschung, Metropolis-Verlag, Marburg

Koopmans, T. C. (1965). On the Concept of Optimal Economic Growth. *Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia* 28, 225-300

Kopfmüller, J., Brandl, V., Jörisen, J., Paetau, M., Banse, G., Coenen, R., Grunwald, A. (2001). Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet: Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren. *Global zukunftsfähige Entwicklung - Perspektiven für Deutschland*, 1, Edition Sigma, Berlin

Krewitt, W., Friedrich, R., Greßmann, A., Mayerhofer, P., Heck, T., Trukenmüller, A., Holland, M., Berry, J., Watkiss, P., Boyd, R., Forster, D. und Lee, D. (1999). References impacts of air pollution on building materials. In *European Commission: Externalities of Energy.*, Vol. 7 Methodology 1998 update, European Commission, DG XII, Brussels

Krewitt, W., Mayerhofer, P., Trukenmüller, A., Greßmann, A., Heck, T. und Friedrich, R. (1997). Entwicklung eines rechnergestützten Instrumentariums zur Ermittlung und vergleichenden Bewertung der Gesundheits- und Umweltauswirkungen und der daraus resultierenden externen Kosten der Stromerzeugung. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Endbericht, Stuttgart

Krupnick, A. J., Harrington, W. und Ostro, B. (1990). Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data. *J. Environ Econ Manage* 18, 1-18

Külp, B. und Knappe, E. (1984). *Wohlfahrtsökonomik I, Die Wohlfahrtskriterien*. 2. Auflage, Werner Verlag, Düsseldorf

Lammers, P. E. M. und Gilbert, A. J. (Hrg.) (1999). *Towards Environmental pressure indicators for the EU: Indicator Definition*. European Commission, Eurostat, Luxembourg

Lazaridis, M., Semb, A., Larssen, S., Hjellbrekke, A.-G., Hov, Ø., Hanssen, J. E., Schaug, J., Tarrason, L. und Tsyro, S. (2000). Status report with respect to measurements of particulate

matter in EMEP. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, NILU, NMI, EMEP/CCC-Report 1/2000, Kjeller/Oslo

Leipert, C. (1989). Defensive Ausgaben und Sozialproduktrechnung zur Identifikation von versteckten Kosten der Wirtschaftsentwicklung. In C. Leipert und R. Zieschank: Perspektiven der Wirtschafts- und Umweltberichterstattung, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung, Berlin

Leipert, C. (1994). Bruttosozialprodukt, defensive Ausgaben und Nettowohlfahrtsmessung. Zur Ermittlung eines von Wachstumskosten bereinigten Konsumindikators, Zeitschrift für Umweltpolitik, 7. Jg., Heft 3, 229-255

London Group (2002). SEEA 2000 Revision. The London Group on Environmental Accounting. <http://www4.statcan.ca/citygrp/london/publicrev/pubrev.htm>

Majer H. (1998). Wirtschaftswachstum und nachhaltige Entwicklung, R. Oldenbourg Verlag, München

Malik, S., Simpson, D., Hjellbrekke, A.-G. und ApSimpson, H. (1996). Photochemical Model Calculations over Europe for Summer 1990. Model Results and Comparison with Observations. EMEP/MSW, Report, 2/96, Oslo, July

Malinvaud, E. (1972). Lectures on Microeconomic Theory. 1st edition, North-Holland Publishing Company Amsterdam.London, American Elsevier Publishing CO., INC. New York, Paris

Markandya, A. (1995). General Issues in Valuation: the Treatment of Discounting. In European Commission: ExternE, Externalities of Energy, ExternE Report Vol. 2, Methodology, European Commission, DGXII, Science, Research, and Development, Brussels

Markandya, A., Mason, P., Hunt, A. und Dale, N. (2003a). Green National Accounting and Sustainability; A review of the literature. In: An applied integrated environmental impact assessment framework for the European Union (GREENSENSE), final report, European Commission DG Research, Energy Environment and Sustainable Development Programme, 5th Framework Programme, Contract EVG1-CT-2000-00022, Brussels

Markandya, A., Mason, P., Hunt, A. und Dale, N. (2003b). An Integrated framework for Economic and Environmental Reporting. In: An applied integrated environmental impact assessment framework for the European Union (GREENSENSE), final report, European

Commission DG Research, Energy Environment and Sustainable Development Programme, 5th Framework Programme, Contract EVG1-CT-2000-00022, Brussels

Markandya, A. und Milborrow, I. (1999). Valuation of Health Impacts. In European Commission: Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update, European Commission, DG XII

Markandya, A. und Pavan, M. (Hrg.) (1999). Green Accounting in Europe - Four Case Studies. Fondazione Enrico Mattei Series. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL)

Mayerhofer, P., Krewitt, W., Trukenmüller, A. und Friedrich, R. (1997). Schäden durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. In R. Friedrich und W. Krewitt: Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung, Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen, Springer Verlag, Berlin Heidelberg

McInnes, G. (Hrg.) (1996). Atmospheric Emission Inventory Guidebook, A joint EMEP/CORINAIR Production, First Edition. EMEP Task Force on Emission Inventories, European Environment Agency, Copenhagen

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. und Behrens, W. (1972). The Limits to Growth. A Report for the Club of Rome's Projects on the Predicament of Mankind, Universe Books, New York

Mersch-Sundermann, V. (Hrg.) (1999). Umweltmedizin. Thieme, Stuttgart

Meyer, B., Bockermann, A., Ewerhart, G. und Lutz, C. (1998). Modellierung der Nachhaltigkeitslücke, Physica-Verlag

Mishan, E. J. (1969). Survey of welfare economics: 1939-1959. In Welfare Economics: Ten Introductory Essays, Random House, New York

Murray, F. und Wilson, S. (1990). Growth responses of barley exposed to SO<sub>2</sub>. New Phytologist 114, 537 - 541

Neumayer, E. (1999). Weak versus Strong Sustainability, Exploring the Limits of two Opposing Paradigms, Edward Elgar, Cheltenham

NILU (2002). EMEP measurement data online. Norwegian Institute for Air Research. <http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>

Nordhaus, W. und Tobin, J. (1972). Is Growth obsolete? In Economic Growth, National Bureau of Economic Research, General Series No. 96, New York

NRPB (1998). Living with radiation. The National Radiological Protection Board (NRPB), Chilton

Nutzinger, H. G. und Radke, V. (1995). Das Konzept der nachhaltigen Wirtschaftsweise. In H. G. Nutzinger: Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung, Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte, Metropolis-Verlag, Marburg

OECD (1998). Towards sustainable Development: Environmental Indicators, OECD, Paris

OECD (1999). Advanced Air Quality Indicators and Reporting -Methodological Study and Assessment. Working Party on Prevention and Control, Environment Directorate, Environment Policy Committee, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), ENV/EPOC/PPC(99)9/FINAL, September, 27th

Ostro, B. D. (1987). Air pollution and morbidity revisited: A specification test. J Environ Econ Manage 14, 87-98

Ostro, B. D. und Rothschild, S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants. Environ Res 50, 238-247

Paxton, M. B. (1996). Leukemia risk associated with benzene exposure in the Pliofilm cohort. Environmental Health Perspectives 104 suppl 6, 1431-1436

Pearce, D. W. und Atkinson, G. (1992). Are National Economies Sustainable? Measuring Sustainable Development. CSERGE, CSERGE Working Paper, GEC 92-11, Norwich

Pearce, D. W. und Turner, R. K. (1991). Economics of Natural Resources and the Environment. 2nd Edition (1st Edition: 1990), Johns Hopkins University Press, Baltimore

Pedersen, U., Schaug, J. und Skjelmoen, J. E. (1992). Data Report 1990, Part 1: Annual Summaries. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, Norsk institutt for luftforskning (NILU), EMEP/CCC-Report 2/92, Kjeller

Pemberton, M. und Ulph, D. (2001). Measuring income and measuring sustainability. *Scandinavian Journal of Economics* 103 (1), 25-40

Pezzey, J. (1995). The optimal sustainable depletion of non-renewable resources. - Draft Version.

Pigou, A. C. (1920). *Economics of Welfare*

Ponce de Leon, A., Anderson, H. R., Bland, J. M., Strachan, D. P. und Bower, J. (1996). Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), 63-70

Pope, C. A. und Dockery, D. W. (1992). Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *Am Rev Respir Dis* 145, 1123-1126

Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E. und Heath, C. W. (1995). Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Resp Crit Care Med* 151, 669-674.

Posch, M., de Smet, P. A. M., Hettelingh, J.-P. und Downing, R. J. (Hrg.) (1999). Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1999. Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM Report No. 259101009, Bilthoven

Posch, M., de Smet, P. A. M., Hettelingh, J.-P. und Downing, R. J. (Hrg.) (2001). Modelling and Mapping of Critical Tresholds in Europe: Status Report 2001. Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM Report No. 259101010, Bilthoven

Posch, M., Hettelingh, J.-P., de Smet, P. A. M. und Downing, R. J. (Hrg.) (1997). Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe, Status Report 1997 Coordination Center for Effects. Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM Report No. 259101007, Bilthoven

Rabl, A. (1996). Discounting of Long Term Costs: What Would Future Generations Prefer Us to Do? *Ecological Economics* Vol.17, 137-145

Rabl, A., Curtiss, P. und Spadaro, J. V. (1999). Assessment of Uncertainty. In E. Commission: Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update, European Commission, DG XII, Brussels

Rabl, A. und Spadaro, J. (1999). Damages and Costs of Air Pollution: an Analysis of Uncertainties. *Environment International* Vol. 25, No. 1, pp. 29-46

Rabl, A. und Spadaro, J. V. (2001). Uncertainty. In R. Friedrich und P. Bickel: *Environmental Costs of Transport*, Springer Verlag, Berlin

Radermacher, W. und Stahmer, C. (1994). Vom Umwelt-Satellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland -Erster Teil-. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 7, H 4, 531-541

Radermacher, W. und Stahmer, C. (1995). Vom Umwelt-Satellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland -Zweiter Teil-. *Zeitschrift für Umweltforschung* 8, H 1, 99-109

Radermacher, W. und Stahmer, C. (1996). Abschied vom Wohlfahrtsmaß, monetäre Bewertung in den UGR. In Statistisches Bundesamt: *Wohlfahrtsmessung - Aufgabe der Statistik im gesellschaftlichen Wandel. Beiträge zum wissenschaftlichen Kolloquium am 16./17. 11. 1995 in Wiesbaden. Band 29 der Schriftenreihe Forum der Bundesstatistik*, Metzler-Poeschel, Stuttgart

Radermacher, W., Zieschank, R., Hoffmann-Kroll, van Nouhuys, J., Schäfer, D. und Seibel, S. (1998). Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. Statistisches Bundesamt Wiesbaden, Band 5 der Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Metzler-Poeschel, Stuttgart

Radke, V. (1999a). Nachhaltige Entwicklung: Konzept und Indikatoren aus wirtschaftstheoretischer Sicht. W. A. Müller und M. Bihn, *Umwelt und Ökonomie*. 1. Auflage, Band 30, Physica-Verlag, Heidelberg

Radke, V. (1999b). Natur und Wirtschaft - Neoklassik versus ökologische Ökonomie. *ZfE* 2/99, 137-145

Rapport, D. und Friend, A. (1979). *Towards a Comprehensive Framework for Environmental Statistics: a Stress-Response Approach*. Statistics Canada, Ottawa

Rawls, J. (1971). *A Theory of Justice*, Harvard University Press, Cambridge

Rennings, K. (1994). Indikatoren für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Materialien zur Umweltforschung, Metzler-Poeschel Stuttgart, Stuttgart

Rennings, K. (1997). Ökonomische Bewertung von externen Effekten der Stromerzeugung. In R. Friedrich und W. Krewitt: Umwelt und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung, Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen, Springer Verlag, Berlin

Rennings, K. und Wiggering, H. (1997). Steps towards indicators of sustainable development: Linking economic and ecological concepts. *Ecological Economics*, 20, 25 - 36

Richardson, S. (Hrg.) (1999). Atmospheric Emission Inventory Guidebook, A joint EMEP/CO-RINAIR Production, Second Edition. EMEP Task Force on Emission Inventories, European Environment Agency, Copenhagen

Roemer, W., Hoek, G. und Brunekreef, B. (1993). Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *Am Rev Respir Dis* 147, 118-124

Schäfers, C. (1999). Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern (Description and comparative assessment of national and international approaches to the classification of river health). Umweltbundesamt, Forschungsbericht, UBA\_FB 99-003, Texte 21/99, Berlin

Schmid, S. (2003), Information über die Ausdehnung des lokalen Bereichs bei den lokalen Berechnungen in dem ExterneE Core Transport Projekt. Persönliche Mitteilung.

Schmid, S., Bickel, P., Friedrich, R. und Krewitt, W. (2001). The External Costs of Road Transport in the Federal State of Baden-Württemberg, Germany. In R. Friedrich und P. Bickel: Environmental Costs of Transport, Springer-Verlag, Berlin

Schmidt-Bleek, F. (1994). Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften, Berlin, Basel, Boston

Schmutzler, A. (1993). Grundsätzliches zur Umwelt- und Ressourcenökonomik. Lehrstuhl für Wirtschaftstheorie II, Alfred-Weber-Institut, Universität Heidelberg, Heidelberg

Schouten, A. J., Bloem, J., Breure, A. M., Didden, W. A. M., van Esbroek, M., de Ruiter, P. C., Rutgers, M., Siepel, H. und Velvis, H. (2000). Pilotproject Bodembioologische Indicator voor



Life Support Functions van de bodem. RIVM, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM report no. 607604001, Bilthoven

Schumann, J. (1992). Grundzüge der mikroökonomischen Theorie. 6. Auflage, Springer Verlag, Berlin

Schwartz, J. und Morris, R. (1995). Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit. *Am J Epidem* 142, 13-35, *Am J Epidem.* 137, 701-705

Schwartz, J., Slater, D., Larson, T. V., Pierson, W. E. und Koenig, J. Q. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am Rev Respir Dis* 147, 826-831

Schwartz, J., Spix, C., Wichmann, H. E. und Malin, E. (1991). Air pollution and acute respiratory illness in five German communities. *Environ Res* 56, 1-14

Searl, A. (2002a). Background rates of Incidence/Prevalence for the UK. Institute for Occupational Medicine (IOM), Internal paper for the Green Sense project, Edinburgh

Searl, A. (2002b). List of recommended dose response functions and threshold values for toxic substances. Institute for Occupational Medicine (IOM), Internal paper for the Green Sense project, Edinburgh

Searl, A. (2002c). Quantification of health impacts associated with secondary nitrates. Institute for Occupational Medicine (IOM), Internal paper for the Green Sense project, Edinburgh

Simpson, D. und Eliassen, A. (1997). Control strategies for ozone and acid deposition - an iterative approach. EMEP/MSC-W, Note, 5/97, Oslo, July

Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Storen, E. und Unger, S. (1997). Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. EMEP/ MSC-W, Report, 3/97, Oslo, July

Smith, A. (1776). An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations. 1. Aufl., London

Solow, R. M. (1974). Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. *Review of Economic Studies* 41, 29-45 (Symposium Supplement)

SRE (1992). Jahresgutachten 1992/93. Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung des Deutschen Bundestages, Drucksache 12/3774

SRU (1994). Umweltgutachten 1994, Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart

Staessen, J. A., Roels, H. A., Emelianov, D. und Kuznetsova, T. (1999). Environmental Exposure to cadmium, forearm bone density and risk of fractures: prospective population study. *Lancet* 353, 1140-1144

Stahmer, C. (1993). System for Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA) of the United Nations. In A. Franz und C. Stahmer: *Approaches to Environmental Accounting - Proceedings of the IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden, 27-29 May 1991*, Physica-Verlag, Heidelberg

Staiger, B. (1992). Monetarisierung von Umweltschäden. Universität Lüneburg, Weiterbildungsstudiengang Umweltrecht & Umweltökonomie, Studienmaterialien O-03, Lüneburg

Statistisches Bundesamt (1999a). Statistisches Jahrbuch 1999, Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart

Statistisches Bundesamt (1999b). Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR), Kurzinformation über Methode, aktuellen Arbeitsstand und erzielte Ergebnisse. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, September

Statistisches Bundesamt (2000a). Methodenaufsatz UGR für "Wissenschaftsforum" Internet: Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR) - Ziele, Konzepte und methodische Grenzen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

Statistisches Bundesamt (2000b). Statistisches Jahrbuch 2000, Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart

Statistisches Bundesamt (2001a). Statistisches Jahrbuch 2001, Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart

Statistisches Bundesamt (2001b). Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR) - Ziele, Konzepte und methodische Grenzen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, October

- Statistisches Bundesamt (2003). Statistisches Jahrbuch 2003, Metzler-Poeschel-Verlag, Stuttgart
- Statistisches Bundesamt (2004a). Bruttoinlandsprodukt 2003 für Deutschland, Informationsmaterialien zur Pressekonferenz am 15. Januar 2004 in Wiesbaden. Statistisches Bundesamt der Bundesrepublik Deutschland. <http://www.destatis.de/presse/deutsch/pk/2004/bip2003i.pdf>
- Statistisches Bundesamt (2004b). Über uns - Unsere Aufgaben. Statistisches Bundesamt der Bundesrepublik Deutschland. [http://www.destatis.de/allg/d/ueber/ueber\\_start.htm#Aufg](http://www.destatis.de/allg/d/ueber/ueber_start.htm#Aufg)
- Stobbe, A. (1994). Volkswirtschaftliches Rechnungswesen, Springer Verlag, Berlin/Heidelberg
- Stockhammer, E., Hochreiter, H., Obermayr, B. und Steiner, K. (1997). The index of sustainable economic welfare (ISEW) as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian (revised) ISEW calculation 1995 - 1992. *Ecological Economics* 21, 19 - 34
- Sunyer, J., Castellsague, J., Saez, M., Tobias, A. und Anto, J. M. (1996). Air pollution and mortality in Barcelona. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), 76-S80
- Sunyer, J., Saez, M., Murillo, C., Castellsague, J., Martinez, F. und Antó, J. M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *Am J Epidem* 137, 701-705
- Thun, M. J., Schnorr, T. M., Smith, A. B. und Halperin, W. E. (1985). Mortality among a cohort of US cadmium production workers -an update. *Journal of the National Cancer Institute*. 74, 325-333
- Tidblad, J. und Kucera, V. (2001). Impacts on Building Materials. In R. Friedrich und P. Birkel: *Environmental Costs of Transport*, Springer-Verlag, Berlin
- TNO (1997). Particulate matter emissions (PM10 - PM2.5 - PM0.1) in Europe in 1990 and 1993. TNO Institute of Environmental Science, Energy, Research and Process Innovation, Apeldoorn
- TNO (2002). CEPMEIP Database - PM10 emissions for 1995. Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance (CEPMEIP). <http://www.air.sk/tno/cepmeip/>

Toman, M. A., Pezzey, J. und Krautkraemer, J. (1994). Neoclassical Economics and "Sustainability". Models of Sustainable Development. Exclusive or Complementary Approaches of Sustainability?, Université Panthéon-Sorbonne and afcet, Paris, March 16-18, 1994

Touloumi, G., Pocock, S. J., Katsouyanni, K. und Trichopoulos, D. (1994). Short-term effects of air pollution on daily mortality in Athens: A time-series analysis. *Int J Epidemiol* 23, 957-967

Touloumi, G., Samoli, E. und Katsouyanni, K. (1996). Daily mortality and 'winter type' air pollution in Athens, Greece - a time series analysis within the APHEA project. *J Epidemiol Comm Health* 50 (suppl 1), 47-51

Trukenmüller, A. (2003), Flussdiagramm des implementierten Chemiemechanismus des WTM. Persönliche Mitteilung.

Trukenmüller, A. und Friedrich, R. (1995). Die Abbildung der großräumigen Verteilung, chemischen Umwandlung und Deposition von Luftschadstoffen mit dem Trajektorienmodell. In Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart (ALS): Jahresbericht "Ausbreitung von Luftverunreinigungen", ALS, Universität Stuttgart, Stuttgart

U.S. Geological Survey's EROS Data Center (1996). HYDRO1k geographic database developed from the USGS' 30 arc-second digital elevation model (DEM) of the world (GTOPO30). U.S. Geological Survey (USGS) in cooperation with UNEP/GRID Sioux Falls. <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>; <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/europe.html>

UBA (1994). Daten zur Umwelt 1992/1993, Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag, Berlin

UBA (1996). Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas Where They are Exceeded. Umweltbundesamt, Texte 71 - 96, Berlin, September

UBA (1997). Sustainable Germany - towards an environmentally sound development. Umweltbundesamt, Berlin

UBA (2000). Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 53 - 00, Berlin, November

UBA (2003). Umweltdaten Deutschland Online - Emissionen nach Emittentengruppen in Deutschland 1990 bis 2001. Umweltbundesamt (UBA). <http://www.env-it.de/umweltdaten/jsp/dispatcher?event=WELCOME>

UBA (2004). Unser Leitbild: Umweltbundesamt - für Mensch und Umwelt. Umweltbundesamt der Bundesrepublik Deutschland. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info/leitbild.htm>

UBA und StaBA (1998). Umweltdaten Deutschland 1998. Umweltbundesamt Fachgebiet I 4.3 "Umweltberichterstattung, Umweltstatistik" und Statistisches Bundesamt, Gruppe IV B "Umweltökonomische Gesamtrechnungen", Berlin und Wiesbaden

UBA und StaBA (2002). Umweltdaten Deutschland 2002. Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt. <http://www.umweltbundesamt.de/udd/udd2002.pdf>

UNCSD (1996). CSD Working List of Indicators of Sustainable Development. United Nations Division for Sustainable Development. <http://www.un.org/esa/sustdev/worklist.htm>

UN-ECE (2003). Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded (2003, revised version). United Nations Economic Commission for Europe International Cooperative Programme (UN ECE ICP) on Modelling and Mapping. <http://www.oekodata.com/icpmapping/html/manual.html>

UNEP (1999). Environmental Effects of Ozone Depletion 1998 Assessment. United Nations Environment Programme (UNEP)

United Nations (1968). A System of National Accounts, Studies in Methods. United Nations, Series F, No. 2, Rev. 3, Sales No. E.69.XVII.3, New York

United Nations (1993). Integrated Environmental and Economic Accounting, Handbook of National Accounting, Studies in Methods. United Nations, Series F, Nr. 61, Sales No. E. 93. XVII.12, New York

United Nations (1994). System of National Accounts, Studies in Methods. United Nations, Series F, No. 2, Rev. 4, Sales No. E.94.XVII.4, New York

United Nations (2000). Integrated Environmental and Economic Accounting - An Operational Manual, Series F, No. 78, Series F, No. 78, New York

United Nations (2003). Integrated Environmental and Economic Accounting 2003 - Handbook of National Accounting - Final draft circulated for information prior to official editing. United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank, to be issued in Studies in Methods, Series F, No.61, Rev.1 (ST/ESA/STAT/SER.F/61/Rev.1)

Uno, K. und Bartelmus, P. (Hrg.) (1998). Environmental Accounting in Theory and Practice. Economy & Environment, Volume 11. Kluwer, Dordrecht

US EPA (1998). Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, Support Materials, EPA530-D-98-001A-C, U.S. Environmental Protection Agency Region 6 U.S. EPA Multimedia Planning and Permitting Division Office of Solid Waste, Center for Combustion Science and Engineering, July 1998

van Dieren, W. (Hrg.) (1995). Mit der Natur rechnen, Der neue Club-of-Rome-Bericht. Birkhäuser Verlag, Basel

Vestreng, V. (2001). Emission data reported to UNECE/EMEP: Evaluation of the spatial distribution of emissions. Co-operative programme for monitoring and evaluation of long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP), EMEP MSC-W Note, 1/01, Blindern, Norway, July

von Weizsäcker, C. C. (1965). Existence of Optimal Programs of Accumulation for an Infinite Time Horizon. Review of Economic Studies 32, 85-104

Walras, L. (1874). *Eléments d'économie politique pure une théorie de la richesse social*

WCDE (1987). *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford

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

Weitzman, M. L. (1999). Just Keep Discounting, But... In P. R. Portney und J. P. Weyant: Discounting and Intergenerational Equity, Resources for the Future, Washington, DC

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. und Schmidt, R. (Hrg.) (1993). Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer Verlag, Berlin

---

Whittemore, A. S. und Korn, E. L. (1980). Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *Am J Public Health* 70, 687-696

WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed., Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization (WHO), Geneva

WHO (1998). Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Health Criteria* 202. (1998a). WHO

WHO (2000a). Air quality guidelines for Europe. WHO

WHO (2000b). Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen

Wickert, B. (2001). Berechnung anthropogener Emissionen in Deutschland für Ozonsimulationen, Modellentwicklung und Sensitivitätsstudien. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) Universität Stuttgart, Dissertation, Stuttgart

Wordley, J., Walters, S. und Ayres, J. G. (1997). Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution. *Occup Environ Med* 54, 108-116

Zolotas, X. (1981). *Economic Growth and Declining Social Welfare*, New York

