

Forschungsbericht

**Grüne Bilanzierung –
Internalisierung von
Umwelt- und
Gesundheitsschäden
im Rahmen der Input-
Output-Rechnung**

Wolf Genius

Grüne Bilanzierung – Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitsschäden im Rahmen der Input-Output-Rechnung

Von der Fakultät Energie-, Verfahrens- und Biotechnik der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Wolf Genius, geb. Müller

geboren in Braunschweig

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich

Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. A. Voß

Tag der Einreichung: 04. Juli 2014

Tag der mündlichen Prüfung: 06. April 2016

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart

Prof. Dr.-Ing. K. Hufendiek

Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)

Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich

2016

ISSN 0938-1228

D 93 (Dissertation der Universität Stuttgart)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. Rainer Friedrich für die Begleitung dieser Arbeit, für seine konstruktive und ideenreiche Unterstützung und für die Übernahme des Hauptreferats. Herrn Prof. Dr. Alfred Voß möchte ich recht herzlich für die Übernahme des Koreferats danken.

Mein besonderer Dank gilt den Mitarbeitern der Abteilung „Technikfolgenabschätzung und Umwelt“ und des Fachbereichs „Technikbewertung“. Insbesondere Herrn Dipl.-Ing. Philipp Preiss danke ich für die kritische Begleitung und die Durchsicht meiner Arbeit. Frau Dr.-Ing. Sandra Torras danke ich für die Motivation und die fünf Jahre im gemeinsamen Büro. Für die gute Zusammenarbeit und die fruchtbaren Diskussionen bedanke ich mich bei Frau Dr.-Ing. Ulrike Kugler, Herrn Dr. Jochen Theloke, Frau Dipl.-Ing. Tatjana Kampffmeyer und Herrn Dipl.-Inf. Christian Schieberle.

Meinen Kollegen am IER danke ich für die sehr angenehme Arbeitsatmosphäre und die freundschaftliche Zusammenarbeit. Besonders danken möchte ich Herrn Dipl.-Ing Sebastian Bothor, Herrn Dr.-Ing Niklas Hartmann, Herrn Dr.-Ing Thomas Telsnig und Herrn Dr.-Ing Steffen Wissel.

Meinen Eltern und Brüdern danke ich herzlich für ihre Rückendeckung während der Fertigstellung dieser Arbeit. Ein großes Dankeschön geht an Frau Diana Genius, M.Sc. für ihre nie ermüdende Motivation und ihre Unterstützung in allen Phasen dieser Arbeit.

Augsburg, im Juli 2016

Wolf Genius

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	XI
Kurzfassung	XIII
Abstract	XV
1 Einführung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Problemstellung	2
1.3 Ziel und Aufbau der Arbeit	5
2 Stand des Wissens	7
2.1 Ansätze zur Berücksichtigung von Umwelt- und Gesundheitsschäden in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung	7
2.2 Ansätze zur grünen Bilanzierung auf europäischer Ebene	9
2.3 Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitseffekten im Rahmen der Input- Output-Rechnung	12
2.4 Verbesserungsansätze für die Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitseffekten im Rahmen der Input-Output-Rechnung	17
3 Darstellung der Vorgehensweise	19
3.1 Methoden zur Bewertung von Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden	19
3.1.1 Überblick	19
3.1.2 Ansätze zur monetären Bewertung	22
3.1.3 Bewertung von Gesundheitsschäden	24
3.1.4 Bewertung von Ökosystemschäden	26
3.1.5 Bewertung von Klimaschäden	27
3.1.6 Bewertung des Ressourcenabbaus	29
3.2 Ermittlung sektorspezifischer Kostenfaktoren	30
3.3 Vergleich zwischen Deutschland und Frankreich	30
3.4 Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung ..	31
3.4.1 Das Verursacherprinzip	32
3.4.2 Das Inlandsprinzip	34
3.4.3 Das Verbraucherprinzip	38
3.5 Erweiterte Input-Output-Tabellen	39
3.5.1 Eigenschaften und Aufbau der Input-Output-Tabellen	39
3.5.2 Satellitentabellen zur Eingliederung von Umwelteffekten	40
3.5.3 Multiregionales Input-Output Model	41
3.5.4 Verwendung der MR-EEIO Tabellen zur Berechnung der Schadenskosten durch den Endkonsum	43
3.5.5 Die CMLCA-Software	44
4 Berechnung sektorspezifischer Schadens- und Kostenfaktoren	46
4.1 Ermittlung der relevanten, zu betrachtenden Schadstoffe	47
4.2 Ermittlung der Emissionen der einzelnen Wirtschaftsbereiche	49
4.3 Definition von sektorspezifischen Emissionskategorien	52
4.3.1 Die zeitliche Perspektive	52
4.3.2 Die räumliche Perspektive	52

4.3.3	Bestimmung sektorspezifischer Charakteristika zur Verbesserung der räumlichen Kostenfaktoren	53
4.4	Berechnung der Schadens- und Kostenfaktoren unter Berücksichtigung der Freisetzungshöhe der Emissionen	55
4.4.1	Das EcoSenseWeb Modell	56
4.4.2	Berechnung der Schadens- und Kostenfaktoren mit LCIA Daten	60
4.5	Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Emissionsquellen	69
4.5.1	Methodik	70
4.5.2	Definition der Emissionsquellen	71
4.5.3	Ergebnisse	73
4.6	Kostenfaktoren für Emissionen aus dem Straßenverkehr	76
4.7	Berücksichtigung der Klimaschäden durch Luftschadstoffe	78
4.8	Darstellung der berechneten Schadens- und Kostenfaktoren	78
4.8.1	Schadensfaktoren für die Berechnung sektorspezifischer Gesundheitseffekte	78
4.8.2	Faktoren für die Berechnung sektorspezifischer Schadenskosten	85
4.9	Darstellung der Unsicherheiten	95
4.9.1	Unsicherheiten in den räumlichen Eigenschaften	95
4.9.2	Unsicherheiten in den Kostenfaktoren	95
4.9.3	Unsicherheiten in den LCIA-Daten	96
5	Berechnung der Schadenskosten durch Emissionen aus den Wirtschafts- und Verbrauchssektoren	98
5.1	Methode der Berechnung der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden durch Schadstoffemissionen	98
5.2	Berechnung der Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftssektoren	101
5.3	Berechnung der monetären Gesundheitsschäden durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche	109
5.4	Berechnung der monetären Umweltschäden durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche	114
5.5	Berechnung der Klimaschäden nach Wirtschaftssektoren durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche	119
5.6	Berechnung der gesamten Schadenskosten nach Wirtschaftssektoren durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche	124
5.7	Zusammenfassung und Einordnung der Ergebnisse	129
6	Berechnung der Schadenskosten durch Schadstoffemissionen aus der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern	132
6.1	Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für den inländischen Endverbrauch	133
6.2	Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Nutzung von Konsumgütern im Inland	138
6.3	Schadenskosten durch die Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Konsumgütern für den inländischen Endverbrauch	138
6.4	Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für den ausländischen Endverbrauch	140
6.5	Zusammenfassung der Ergebnisse	140
7	Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung	142
7.1	Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung	143

7.2	Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Verursacherprinzip	145
7.3	Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Inlandsprinzip.....	146
7.4	Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Verbraucherprinzip	148
7.5	Internalisierung der berechneten Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung für Frankreich	149
7.6	Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung für Europa..	150
7.7	Zusammenfassender Vergleich der Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung	152
7.8	Ermittlung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland.....	153
7.8.1	Schadenskosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung für jeden Sektor in Deutschland	153
7.8.2	Schadenskosten im Verhältnis zum Produktionswert für jeden Sektor in Deutschland.....	157
8	Diskussion der Ergebnisse	161
8.1	Zusammenfassung der Ergebnisse der externen Schadenskosten.....	161
8.2	Zusammenfassung der Internalisierungsansätze	163
8.3	Berücksichtigung nicht-marginaler Ereignisse	165
8.4	Darstellung des weiteren Forschungsbedarfs.....	167
8.4.1	Unsicherheiten in den Schadenskosten	167
8.4.2	Schadenskosten für nicht-europäische Länder.....	167
8.4.3	Externe Kosten durch Lärm, Landnutzungsänderungen und Ressourcenabbau.....	168
8.4.4	EXIOBASE Datenbank.....	168
8.4.5	Internalisierung der Schadenskosten.....	169
9	Zusammenfassung	170
	Literaturverzeichnis.....	173
	Anhang A – Tabellen	I
	Anhang B – Bestimmung relevanter Schadstoffe für die Betrachtung und monetäre Bewertung externer Effekte in Europa.....	XXVIII
	Anhang C – Emissionsdaten für die verschiedenen Wirtschaftssektoren	LXII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Zusammensetzung einer „grünen Wirtschaft“	9
Abbildung 3-1:	Der Wirkungspfadansatz	20
Abbildung 4-1:	Aufbau von IMPACT2002+	61
Abbildung 4-2:	Darstellung der Anteile der monetären Werte pro Tonne Schadstoffemission an den drei Schadenskategorien aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland	88
Abbildung 4-3:	Darstellung der gesamten monetären Werte pro Tonne Schadstoffemission aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland	88
Abbildung 5-1:	Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 15.000 DALY), Jahr 2000	104
Abbildung 5-2:	Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 100.000 DALY), Jahr 2000	105
Abbildung 5-3:	Vergleich der Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen, Jahr 2000	107
Abbildung 5-4:	Gesundheitseffekte in Millionen DALY verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren, Jahr 2000	107
Abbildung 5-5:	Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 1 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	112
Abbildung 5-6:	Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 5 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	112
Abbildung 5-7:	Monetäre Gesundheitsschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	113
Abbildung 5-8:	Monetäre Gesundheitsschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in den EU-27 Mitgliedsstaaten nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	114
Abbildung 5-9:	Schadenskosten durch Ökosystemschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 250 Mio. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	116
Abbildung 5-10:	Schadenskosten durch Ökosystemschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 1 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	117
Abbildung 5-11:	Monetäre Umweltschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	118
Abbildung 5-12:	Monetäre Umweltschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	118
Abbildung 5-13:	Monetäre Klimaschäden in Millionen € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren ($\geq 0,5$ Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	120
Abbildung 5-14:	Kosten durch Treibhausgasemissionen in Milliarden € ₂₀₁₀ in der EU-27 nach Sektoren (≥ 2 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	121

Abbildung 5-15:	Monetäre Klimaschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	123
Abbildung 5-16:	Monetäre Klimaschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Treibhausgasemissionen in der EU-27 nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	123
Abbildung 5-17:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Wirtschaftsbereichen (≥ 2 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000.....	126
Abbildung 5-18:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Wirtschaftsbereichen (≥ 5 Mrd. € ₂₀₁₀) im Jahr 2000	126
Abbildung 5-19:	Monetäre Gesamtschäden in Milliarden € ₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000	128
Abbildung 5-20:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren im Jahr 2000	128
Abbildung 6-1:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in Deutschland und Frankreich in Milliarden € ₂₀₁₀ im Jahr 2000.....	135
Abbildung 6-2:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in der EU-27 in Milliarden € ₂₀₁₀ im Jahr 2000	136
Abbildung 6-3:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Sektoren in Milliarden € ₂₀₁₀ im Jahr 2000	137
Abbildung 6-4:	Gesamtschadenskosten in Milliarden € ₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren in Milliarden € ₂₀₁₀ im Jahr 2000	137
Abbildung 7-1:	Schadenskosten für Gesundheitseffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000.....	155
Abbildung 7-2:	Schadenskosten für Umwelteffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000.....	156
Abbildung 7-3:	Schadenskosten für Klimaeffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000.....	156
Abbildung 7-4:	Gesamtschadenskosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000.....	157
Abbildung 7-5:	Schadenskosten durch Gesundheitseffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000	158
Abbildung 7-6:	Schadenskosten durch Ökosystemeffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000	159
Abbildung 7-7:	Schadenskosten durch Klimaeffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000	160
Abbildung 7-8:	Gesamtschadenskosten im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000	160
Abbildung B-1:	Struktur von Eco-Indicator99	XXXVII
Abbildung B-2:	Aufbau von IMPACT2002+.....	XLI
Abbildung B-3:	Struktur von ReCiPe.....	XLIV

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union.....	10
Tabelle 3-1:	Monetäre Werte für verschiedene Gesundheitsendpunkte.....	26
Tabelle 3-2:	Treibhauspotentiale für verschiedene Schadstoffe	28
Tabelle 3-3:	Allgemeine Form einer symmetrischen Input-Output Tabelle	40
Tabelle 3-4:	Erweiterung einer symmetrischen Input-Output-Tabelle um eine Satellitentabelle	41
Tabelle 4-1:	Schadstoffe für die Berechnung der Kostenfaktoren	49
Tabelle 4-2:	Globale Emissionen nach Schadstoffen, aggregiert nach Sektoren, Jahr 2000	51
Tabelle 4-3:	Schadstoffe für die Berechnung der externen Kostenfaktoren mit EcoSenseWeb.....	57
Tabelle 4-4:	Monetäre Werte zur Berechnung der Schäden in € ₂₀₁₀	60
Tabelle 4-5:	Anstieg der akkumulierten Exposition durch Emission eines Gramms Benzol und Chlorwasserstoff in unterschiedlichen Entfernungen zur Emissionsquelle (0,5km, 5km und 10km) mit verschiedenen Emissionshöhen (1m, 25m und 150m) und in verschiedenen Klimazonen ¹⁾	64
Tabelle 4-6:	Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff- Emissionen aus 25 m Höhe	64
Tabelle 4-7:	Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff- Emissionen aus 1 m Höhe	66
Tabelle 4-8:	Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff- Emissionen aus 150m Höhe	66
Tabelle 4-9:	Verteilung der EU-27 Mitgliedsstaaten auf vier geographische Regionen zur Berechnung der akkumulierten Exposition nach Potting	67
Tabelle 4-10:	Faktoren zur räumlichen Anpassung der LCIA Schadensfaktoren.....	67
Tabelle 4-11:	Faktoren zur räumlichen Anpassung der LCIA Schadensfaktoren für die EU-27	68
Tabelle 4-12:	Einteilung der Schadstoffe für die räumliche Anpassung nach Potting nach ihrer Verweildauer in der Atmosphäre	69
Tabelle 4-13:	Kategorien für deutsche Städte nach Einwohnerzahl.....	72
Tabelle 4-14:	Aufschlagfaktoren für Emissionen von PPM _{2.5} und PPM _{coarse} in Groß- und Weltstädten nach Emissionshöhe, in Deutschland.....	74
Tabelle 4-15:	Aufschlagfaktoren für Emissionen von PPM _{2.5} und PPM _{coarse} in klein- und mittelstädtischen Gebieten nach Emissionshöhe, in Deutschland.....	74
Tabelle 4-16:	Kostenfaktoren für Feinstaubpartikel aus städtische und ländliche Emissionsquellen für Deutschland, in € ₂₀₁₀ pro emittierte Tonne im Jahr 2000	75
Tabelle 4-17:	Durchschnittliche Aufschlagfaktoren für externe Kostenwerte für Feinstaubemissionen in Großstädten für die EU-27 Mitgliedsstaaten....	75
Tabelle 4-18:	Durchschnittliche Aufschlagfaktoren für externe Kostenwerte für Feinstaubemissionen in städtischen Gebieten für die EU-27 Mitgliedsstaaten	75
Tabelle 4-19:	Transportbezogene Sektoren im Rahmen NACE-Systematik der Input-Output Tabellen.....	76
Tabelle 4-20:	Externe Kostenfaktoren für Feinstaubemissionen aus dem Straßenverkehr, in € ₂₀₁₀ pro emittierte Tonne im Jahr 2000	77

Tabelle 4-21:	Gesundheitsendpunkte aus Preiss et al. (2008) und Friedrich et al. (2011).....	80
Tabelle 4-22:	Schadensfaktoren für Gesundheitsschäden nach Schadstoffen in Deutschland [DALY pro emittierter Tonne]	81
Tabelle 4-23:	Schadensfaktoren für Gesundheitsschäden für Feinstaub in Deutschland [DALY pro emittierter Tonne]	82
Tabelle 4-24:	Schadensfaktoren für klassische Luftschadstoffe in Deutschland nach Gesundheitsendpunkten [DALY pro emittierter Tonne].....	83
Tabelle 4-25:	Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus dem Straßenverkehr in Deutschland [€ ₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]	90
Tabelle 4-26:	Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus niedriger Emissionshöhe in Deutschland [€ ₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]	91
Tabelle 4-27:	Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland [€ ₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]	92
Tabelle 4-28:	Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus hoher Emissionshöhe in Deutschland [€ ₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]	93
Tabelle 4-29:	Externe Kostenfaktoren für Feinstaub aus den unterschiedlichen Emissionshöhen in Deutschland [€ ₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]	94
Tabelle 4-30:	Qualitative Einschätzung der Unsicherheiten in IMPACT2002+	97
Tabelle 5-1:	Beispiel für die Vorgehensweise bei der Berechnung der Schadenskosten eines Sektors anhand der PPM _{2,5} -Emissionen der Zement-, Kalk- und Gips Herstellung in Deutschland, Jahr 2000	100
Tabelle 5-2:	DALY nach Schadstoffen emittiert in Deutschland im Jahr 2000	101
Tabelle 5-3:	Einteilung der Sektoren in übergeordnete Wirtschaftsbereiche	105
Tabelle 5-4:	Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen in Deutschland im Jahr 2000 nach verschiedenen Endpunkten und Emissionshöhen.....	108
Tabelle 5-5:	Gesundheitseffekte durch Emissionen klassischer Luftschadstoffe in Deutschland im Jahr 2000 nach verschiedenen Endpunkten und Schadstoffen	109
Tabelle 5-6:	Gesundheitsschadenskosten durch Emissionen im Jahr 2000 in Milliarden € ₂₀₁₀	110
Tabelle 5-7:	Wichtigste Schadstoffe für die Betrachtung der Gesundheitseffekte in Deutschland	111
Tabelle 5-8:	Gesamtschadenskosten für Umweltschäden durch Emissionen im Jahr 2000 in Milliarden € ₂₀₁₀	115
Tabelle 5-9:	Wichtigste Schadstoffe für die Betrachtung der Ökosystemschäden in Deutschland	115
Tabelle 5-10:	Gesamtschadenskosten für Treibhausgasemissionen in Milliarden € ₂₀₁₀ , Jahr 2000	122
Tabelle 5-11:	Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	124
Tabelle 5-12:	Die wichtigsten emittierten Schadstoffe in Deutschland in Milliarden € ₂₀₁₀	125
Tabelle 5-13:	Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren in Deutschland, Frankreich und der EU-27 im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀ (bzw. Milliarden Euro ₂₀₀₀).....	130
Tabelle 6-1:	Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	134

Tabelle 6-2:	Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Nutzung von Konsumgütern in den Verbrauchssektoren im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	138
Tabelle 6-3:	Schadenskosten durch Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	139
Tabelle 6-4:	Schadenskosten durch Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch nach Regionen im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	139
Tabelle 6-5:	Anteil der Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch nach Ländern im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	140
Tabelle 6-6:	Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Herstellung von Gütern für den ausländischen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	140
Tabelle 6-7:	Zusammenfassung der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀ (€ ₂₀₀₀)	141
Tabelle 7-1:	Input-Output-Tabelle mit Schadenskosten.....	144
Tabelle 7-2:	Input-Output-Tabelle mit Schadenskosten durch Endkonsum	145
Tabelle 7-3:	Daten der IOR für Deutschland, in € ₂₀₀₀ und € ₂₀₁₀	145
Tabelle 7-4:	Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Verursacherprinzip) für das Jahr 2000, in € ₂₀₁₀	146
Tabelle 7-5:	Import und Export von Schadenskosten durch Luftschadstoffe innerhalb der EU-15 Mitgliedsstaaten im Jahr 1998	147
Tabelle 7-6:	Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Inlandsprinzip) für das Jahr 2000, in € ₂₀₁₀	148
Tabelle 7-7:	Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Verbraucherprinzip) für das Jahr 2000, in € ₂₀₁₀	149
Tabelle 7-8:	Daten der IOR für Frankreich, in € ₂₀₀₀ und € ₂₀₁₀	149
Tabelle 7-9:	Korrigiertes BIP und ÖIP für Frankreich für das Jahr 2000, in € ₂₀₁₀	150
Tabelle 7-10:	Daten der IOR für die EU-27, in € ₂₀₀₀ und € ₂₀₁₀	151
Tabelle 7-11:	Korrigiertes BIP und ÖIP für die EU-27 für das Jahr 2000, in € ₂₀₁₀	152
Tabelle 8-1:	Zusammenfassung der berechneten Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen in DALY im Jahr 2000	161
Tabelle 8-2:	Zusammenfassung der berechneten Schadenskosten durch Luftschadstoffemissionen aus allen Sektoren im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	162
Tabelle 8-3:	Zusammenfassung der berechneten Schadenskosten durch die gesamten Emissionen im Jahr 2000, in Milliarden € ₂₀₁₀	163
Tabelle 8-4:	Prozentuale Änderung des BIP nach Internalisierungsansatz für das Jahr 2000	164
Tabelle A-1:	Länder aus dem EU-Projekt EXIOPOL.....	I
Tabelle A-2:	Liste der Wirtschaftssektoren für die Input-Output-Sektoren.....	II
Tabelle A-3:	Emissionshöhen für verschieden Anlagetypen	VI
Tabelle A-4:	Anteile der Sektoren an verschiedenen Emissionshöhen [%].....	VII
Tabelle A-5:	Emissionshöhen für verschiedene Industriesektoren	VIII
Tabelle A-6:	Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten.....	X
Tabelle A-7:	Kaufkraftparitäten für die Berechnung der Schadensfaktoren für die Länder außerhalb der EU-27.....	XVII

Tabelle A-8:	Anteile von Ruß und organischem Kohlenstoff an den PPM _{2,5} -Emissionen der Sektoren	XVIII
Tabelle A-9:	Umrechnungsfaktoren für Verbraucherpreisindices.....	XXI
Tabelle A-10:	Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden € ₂₀₁₀)	XXII
Tabelle B-1:	Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in die Luft	XXXI
Tabelle B-2:	Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in Böden.....	XXXI
Tabelle B-3:	Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in Gewässer.....	XXXII
Tabelle B-4:	Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits- und Umwelteffekte, Eco-Indicator99	XXXIX
Tabelle B-5:	Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits-, Umwelt- und Klimaeffekten, IMPACT2002+.....	XLII
Tabelle B-6:	Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits- und Umwelteffekten, ReCiPe	XLV
Tabelle B-7:	Monetäre Werte zur Berechnung der Schäden in € ₂₀₁₀	XLVI
Tabelle B-8:	Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, Eco-Indicator99 .	XLVII
Tabelle B-9:	Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, IMPACT2002+ .	XLVIII
Tabelle B-10:	Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, ReCiPe	XLIX
Tabelle B-11:	Ergebnis der Untersuchung nach relevanten Schadstoffen	LI
Tabelle B-12:	Pedigree-Matrix zur Unsicherheitsbetrachtung in EcoInvent 2.0	LIV
Tabelle B-13:	Ergebnisse der Unsicherheitsbetrachtung in EcoInvent 2.0	LIV
Tabelle B-14:	Qualitative Einschätzung der Unsicherheiten in IMPACT2002+.....	LVII

Abkürzungsverzeichnis

AHE	accumulated human exposure
As	Arsen
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BC	Black carbon (Ruß)
Benzo(a)p.	Benzo(a)pyren
Benzo(b)p.	Benzo(a)pyren
Benzo(k)p.	Benzo(a)pyren
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BWS	Bruttowertschöpfung
CAFE	Clean Air For Europe
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cr	Chrom
CRF	Concentration-response-functions (Konzentrations-Wirkungsbeziehungen)
Cu	Kupfer
CV	Contingent valuation
DALY	Disability Adjusted Life Year
EEA	European Environmental Agency
EF	Ecological Footprint
EMEP	European Monitoring and Evaluation Program
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register
ESPROME	Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe
ESVG	Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen
EU	Europäische Union
EXIOPOL	A new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis
ExternE	Externalities of Energy
FAO	United Nations Food and Agriculture Organisation
HDI	(United Nations) Human Development Index
HEIMTSA	Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment
Hg	Quecksilber
Indeno(p.	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
INTARESE	Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe
IOR	Input-Output-Rechnung
IOT	Input-Output-Tabellen
IPA	Impact Pathway Approach
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IVHHN	International Volcanic Health Hazard Network
GARP	Green Accounting Research Project
GHG	Greenhouse Gas / Treibhausgase
GREENSTAMP	Greened National Statistical and Modelling Procedure
LCA	Life Cycle Analysis

LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MEW	Measure of Economic Welfare
MRAD	Minor restricted activity days
NACE	Statistischen Systematik der Wirtschaftszweige der Europäischen Gemeinschaft
NAMEA	National Accounts Matrix including Environmental Accounts
NEEDS	New Energy Externalities Development for Sustainability
netRAD	Net restricted activity days
NH ₃	Ammoniak
Ni	Nickel
NIP	Nettoinlandsprodukt
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds
NNP	Nettonationalprodukt
NO _x	Reaktive Stickoxide, Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid
OC	Organic carbon (organischer Kohlenstoff)
ÖIP	Ökoinlandsprodukt
Pb	Blei
PD	population density / Bevölkerungsdichte
pdf	Potentially Disappeared Fraction
PM	Particulate Matter (Feinstaub)
PPM	Primary Particulate Matter
PPM _{2.5}	Primary Particulate Matter (diameter <2.5µm)
PPM _{coarse}	Primary Particulate Matter (diameter 2.5µm<x<10 µm)
PRODCOM	Production Commanditaire; europäische Produktionsstatistik
RAINS	Regional Air Pollution Information and Simulation Modell
SDS	Sustainable Development Strategy
Se	Selen
SEEA	System of Economic and Environmental Accounting
SHDI	Sustainable Human Development Index
SNA	System of National Accounts
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution
SNI	Sustainable National Income
SOMO35	Summe der Tage mit durchschnittlichen Ozonkonzentrationen über 35 ppb
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _x	Schwefeloxide
SRM	Source receptor matrices
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt der Bundesrepublik Deutschland
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnungen
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen
VOLY	Value of a life year
VSL	Value of a statistical life
WATSON	Water and Soil environmental fate and exposure model of noxious substances at the European scale
WHO	World Health Organisation
WLD	work loss day
WTA	Willingness to Accept
WTP	Willingness to Pay
YOLL	Year of life lost
Zn	Zink

Kurzfassung

Die Berücksichtigung von Veränderungen des Umweltzustandes im Rahmen der verschiedenen Systeme der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung ist zunehmend in den Mittelpunkt der Diskussion um die Betrachtung einer nachhaltigen Entwicklung, d.h. einer Entwicklung, die ökologisch, ökonomisch und sozial generationengerecht ist, gerückt. Daraus haben sich zahlreiche unterschiedliche Ansätze für die Anpassung der bestehenden Indikatoren der Nachhaltigkeits- und Wohlfahrtsmessung ergeben. Die größte Schwierigkeit ergibt sich dabei aus dem Vergleich monetärer ökonomischer Größen mit Angaben über den physischen Zustand und die Veränderungen der Umwelt.

Ziel dieser Arbeit ist es, diese Lücke zu schließen und eine gesamtwirtschaftliche Bewertung von Umwelt-, Gesundheits- und Klimaeffekten zu ermöglichen sowie eine Gegenüberstellung mit den bestehenden monetären Größen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zu gewährleisten. Dazu werden sektorspezifische Kostenfaktoren für die Bewertung von Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden errechnet, die die unterschiedlichen Eigenschaften der verschiedenen Wirtschaftsbereiche hinsichtlich der Freisetzungshöhe und der Bevölkerungsverteilung in der Umgebung berücksichtigen. Auf diese Weise wird eine genauere Abschätzung der Schadenskosten möglich. Insgesamt werden sektorspezifische Kostenfaktoren für 29 Luftschadstoffe, Treibhausgase, Schwermetalle und weitere Substanzen sowie für 130 Wirtschaftssektoren in 43 Ländern weltweit abgeleitet. Zur Berechnung der gesamtwirtschaftlichen Schadenskosten werden die ermittelten Kostenfaktoren mit den Emissionen der Schadstoffe aus den verschiedenen Wirtschaftsbereichen verknüpft. Dabei werden sowohl die Emissionen aus den Aktivitäten der Sektoren als auch die gesamten, d.h. direkten und indirekten Emissionen unter Berücksichtigung der vorgelagerten Prozesse sowie der Emissionen aus der Herstellung importierter Konsumgüter hinsichtlich ihrer Schadenswirkungen bewertet. Die Bewertung der Emissionen anhand der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden erfolgt für Deutschland, Frankreich und die EU-27 Mitgliedsstaaten.

Aus den Berechnungen wird deutlich, dass die Schäden an der menschlichen Gesundheit den größten Anteil an den Gesamtschadenskosten für die drei betrachteten Gebiete haben. Danach folgen die Klimaschadenskosten vor den Schadenskosten durch Umweltbeeinträchtigungen. Die höchsten Schadenskosten für Deutschland, Frankreich und die EU-27 ergeben sich aus den Emissionen aus den Verbrauchssektoren, welche überwiegend aus Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen bestehen. Während für Deutschland die Schadenskosten durch Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle noch vor den Schadenskosten für die landwirtschaftlichen Sektoren folgen, spielt dieser Sektor aufgrund der Unterschiede in den Energiesektoren für Frankreich eine weniger bedeutende Rolle. Für Deutschland ergibt sich für die Schadstoffemissionen aus den verschiedenen Wirtschaftsbereichen ein Gesamtwert von etwa 131 Milliarden €₂₀₁₀.

Die Berechnung der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern, die von den Haushalten, dem Staat und den verschiedenen Wirtschaftssektoren

ren nachgefragt werden, umfasst auch die Emissionen aus vorgelagerten Produktionsprozessen. Dabei wird unterschieden nach Schadenskosten durch die Emissionen, die durch die inländische Konsumnachfrage im Inland freigesetzt werden und Schadenskosten durch die Emissionen, die bei der Herstellung von Import- und Exportgütern im Aus- bzw. Inland entstehen. Zusätzlich werden auch die Schadenskosten durch Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter berücksichtigt. Aus den Berechnungen ergibt sich eine Schadenssumme von etwa 134 Milliarden €₂₀₁₀ durch die gesamten Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für die Konsumnachfrage in Deutschland. Die Berechnungen für die EU-27 ergeben, dass die Schadenskosten durch die innereuropäischen Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern größer sind als die Schadenskosten durch die außereuropäischen Emissionen aus der Herstellung von Importgütern.

Für die Internalisierung der Schadenskosten in die Systeme der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung werden Input-Output-Tabellen herangezogen, da diese für eine Integration der Emissionen und der Schadenskosten besonders geeignet sind. Dazu wird das bestehende Konzept der Input-Output-Tabellen um sogenannte Satellitentabellen erweitert. Für die Internalisierung der errechneten Schadenskosten werden drei Ansätze diskutiert, die sich im Umfang der Gesamtsumme der Schadenskosten unterscheiden. Dabei werden das Verursacher-, das Inlands- und das Verbraucherprinzip ausführlich diskutiert und miteinander verglichen. Die angepassten Input-Output-Tabellen werden dazu verwendet, eine Korrektur des Bruttoinlandsprodukts hinsichtlich der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden durch die Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche durchzuführen. Zudem wird über die Anpassung des Nettoinlandsprodukts ein Ökoinlandsprodukt errechnet. Für Deutschland ergibt sich dabei je nach Ansatz eine Korrektur des Bruttoinlandsprodukts (BIP) zwischen 5,1% und 5,9%. Die größte Anpassung des BIP erfolgt für Deutschland bei der Verwendung des Inlandsprinzips. Für Frankreich und die EU-27 führt das Verbraucherprinzip zu den höchsten Korrekturen des BIP. Der Umfang der Anpassung des BIP nach dem Inlandsprinzip unterscheidet sich für Deutschland und Frankreich dahingehend, dass Deutschland ein Netto-Importeur von Schadenskosten ist, während Frankreich als Netto-Exporteur betrachtet werden kann.

Die berechneten Schadenskosten können zudem für die Entwicklung umweltpolitischer Indikatoren verwendet werden, die sich auf die Gegenüberstellung der Schadenskosten mit den wirtschaftlichen Kennzahlen der Bruttowertschöpfung und des Produktionswertes der verschiedenen Sektoren beziehen. Diese Indikatoren können politischen Entscheidungsträgern als Informationsquelle für die Entwicklung möglicher Maßnahmen dienen.

Die Berechnung von Emissionen sowie die Bewertung der Schadenspotentiale dieser Emissionen sind immer mit Unsicherheiten verbunden. Die zugrundeliegenden Daten werden diskutiert und bestehende Unsicherheiten dargestellt. Dabei werden qualitative und quantitative Unsicherheitsbetrachtungen herangezogen, um die mögliche Bandbreite der berechneten Schadenskosten abzuschätzen und zu beschreiben. Die Arbeit schließt mit einer Darstellung des weiteren Forschungsbedarfs hinsichtlich der Verbesserung der verwendeten Methoden.

Abstract

The integration of changes in the state of the environment within the various systems of national accounting increasingly becomes the centre of discussions about the assessment of a sustainable development, i.e. ecologic, economic and social developments which guarantee intergenerational justice. Consequently, numerous approaches for the adaption of existing indicators for measuring sustainability and welfare have been developed. However, these approaches face the difficulty to enable a comparison between the monetary economic measures and the physical data describing the state and the changes of the environment.

This thesis aims to close this gap and to facilitate a macroeconomic assessment of the impacts on the environment, human health and climate as well as a comparison with the existing monetary measures of national accounting. For this purpose, sector-specific cost factors for the valuation of damages to the environment, health and climate will be derived which take into account the differences in the characteristics of different economic sectors with respect to the height of emission release and the location of the emitting source with respect to the density of the population within the direct surroundings to the source. This allows for a more precise estimation of the damage costs. A total number of 29 substances including air pollutants, greenhouse gases, heavy metals and other substances emitted into the air from 130 economic sectors in 43 countries will be analysed. For the assessment of macroeconomic damage costs, the derived cost values will be linked to the emission of pollutants from the economic sectors. These emissions will include the production based emissions released by activities of the different sectors as well as consumption based emissions including pre-processes for domestic production and emissions released during the production processes for imported goods for final consumption. The quantification of damage costs for environmental, health and climate impacts will be based on emissions released in Germany, France and the overall EU-27 Member States.

The estimated damage costs show that the damages to human health have the greatest share in total damage costs for all of the three countries. These are followed by the damage costs for climate effects and the damage cost for environmental impacts. The highest damage costs for Germany, France and the EU-27 result from emissions from consumption sectors – which consist of emissions from road transport and small combustion installations. While for Germany damage costs caused by emissions from the generation of electricity by coal follow second before the agricultural sectors, this sector is playing a minor role in the results for France due to the differences in the energy systems between the two countries. In Germany, a total sum of damage costs caused by emissions released from production processes of the various sectors of 131 billion €₂₀₁₀ in the year 2000 is estimated.

The assessment of damage costs due to emissions released from the production processes of goods, which are consumed by private households, the government and the different sectors, also includes emissions from upstream processes. A differentiation is made between damage costs caused by emissions, which are released from domestic production processes to

meet domestic consumption demand, as well as the damage costs caused by emissions from the production of imported and exported consumption goods. Additionally, the damage costs caused by emissions the use of consumption goods are included. The estimations result in damage costs of about 134 billion €₂₀₁₀ caused by the consumption related emissions for the domestic demand in Germany. The results for the EU-27 show that the damage costs caused by total emissions for exports are higher than those for imports.

The internalisation of the quantified damage costs within the system of national accounting will be based on input-output-tables as these are particularly suitable for the integration of emissions and damage costs. Therefore, the existing concept of input-output-tables will be expanded by so-called satellite tables. To internalise the estimated damage costs, three approaches are discussed and compared, which differ in the extent of the total sum of the damage costs. These approaches are the polluter principle (Verursacherprinzip), the domestic principle (Inlandsprinzip) and the consumer principle (Verbraucherprinzip). The adjusted input-output-tables will be applied to estimate a correction of the value of gross domestic product (GDP) with respect to damages to the environment, health and climate caused by emission from different economic sectors. For Germany, a correction of GDP between 5.1% and 5.9% is estimated depending on the approach chosen. The largest correction of GDP for Germany results for the domestic principle. For France and the EU-27 the adjustments of GDP are highest for the consumer principle. The extent of correction of GDP for the domestic principle differs between Germany and France as Germany is a net importer of damage costs while France is a net exporter.

The estimated damage costs can additionally be applied to develop potential eco-political indicators which relate to the comparison of damage costs with the economic information on gross value added and production value of the various sectors. These indicators can serve as an information base for political actors.

There are certain uncertainties linked with the quantification of emissions and the estimation of damage potentials of these emissions. Therefore, the underlying data will be analysed with respect to qualitative and quantitative uncertainty assessment in order to approximate and describe the potential range of calculated damage costs. This work closes with a presentation of further needs for research with respect to an improvement of the applied methods.

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Die Auswirkungen von Umweltbelastungen auf die Gesundheit der Menschen sowie auf die Ökosysteme und das Klima werden zunehmend als problematisch empfunden. Vor allem das wachsende Bewusstsein über den fortschreitenden Klimawandel hat dazu geführt, dass große Teile in der Bevölkerung und der Politik ein Umdenken im Umgang mit der Umwelt fordern. Die Umwelt und ihre Dienstleistungen, wie zum Beispiel saubere Luft oder Artenvielfalt, sind ein bedeutender Produktionsfaktor und dienen zum Erhalt des gegenwärtigen Wohlstandsniveaus. Eine Verminderung der Umweltqualität in Form von Umweltverschmutzung geht mit erheblichen Einbußen der Lebensqualität einher, wenn diese Verschmutzungen zu zusätzlichen Erkrankungen und Umweltzerstörungen führen. Um den Produktionsfaktor Umwelt zu erhalten, muss dieser verstärkt in das wirtschaftspolitische Kalkül der Unternehmen und des Staates aufgenommen werden. Die daraus ableitbaren Forderungen nach Minderungsmaßnahmen beziehen sich neben den Emissionen von Klimagasen auch auf die Emissionen von Schadstoffen, welche die Gesundheit oder die Natur direkt, d.h. zeitnah, gefährden.

Auf gesellschaftlicher Ebene ist die Erkenntnis gewachsen, dass der Wohlstand eines Landes nicht allein von einer „gesunden“ Wirtschaft, sondern auch von der Gesundheit der Menschen und der Umwelt abhängt. Eine Steigerung der ökonomischen Leistung wird vor diesem Hintergrund nicht mehr als der alleinige Faktor für die Einschätzung des Wohlbefindens der Bevölkerung angesehen. In diesem Zusammenhang wurde die Wirtschafts- und Finanzkrise der vergangenen Jahre häufig als Chance angesehen, die bisher gültigen Maßstäbe zur Berechnung der ökonomischen Wohlfahrt um ökologische und soziale Aspekte zu erweitern und zu verbessern. Als Ziel wird dabei eine nachhaltige Entwicklung der Länder angestrebt. Dies bedeutet, dass wirtschafts-, umwelt- und sozialpolitische Maßnahmen zu einem Erhalt des gegenwärtigen Wohlfahrtsniveaus beitragen und gleichzeitig zukünftigen Generationen eine mindestens ebenso hohe Wohlfahrt ermöglichen sollen.

Aus diesen Gründen wurde bereits mehrfach eine Anpassung der Methoden zur Berechnung und Bewertung der nationalen Wohlfahrt gefordert. Bisher beziehen sich diese Werte fast ausschließlich auf wirtschaftliche Kennzahlen wie Produktions- oder Verkaufszahlen. Und obwohl bereits eine Vielzahl verschiedener Ansätze zur Berücksichtigung der Umweltfaktoren in den Methoden der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung existieren, haben diese Ansätze zur „grünen Bilanzierung“ bisher nur den Status unterstützender oder erweiternder Optionen der bestehenden Methoden. Dieser Status begründet sich in der fehlenden monetären Bewertung der Umweltfaktoren. Diese monetäre Bewertung ist notwendig um einerseits die unterschiedlichen Umwelteffekte mit einander vergleichbar zu machen und andererseits die ökologischen und gesundheitlichen Auswirkungen des wirtschaftlichen Handelns mit den wirtschaftlichen Kennzahlen, z.B. Produktion, Konsum oder Außenhandel verknüpfen zu können. Diese Verknüpfung wird nur dann möglich, wenn auch die Bewertung der Umwelteffekte in monetären Einheiten erfolgen kann. Ziel dieser Arbeit ist daher die

Verbesserung der Ansätze zur monetären Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsschäden sowie deren Eingliederung in die Messung einer nachhaltigen Entwicklung.

1.2 Problemstellung

Die Erfassung der wirtschaftlichen Aktivitäten eines Landes erfolgt im Rahmen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR). Die VGR verfolgen das Ziel, die Einkommens- und Güterströme innerhalb eines bestimmten Zeitraumes und innerhalb einer Volkswirtschaft zu erfassen und abzubilden. In den letzten 70 Jahren hat sich das Bruttoinlandsprodukt (BIP) zum bedeutendsten Indikator für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes entwickelt. Das BIP erfasst den Wert aller in einer bestimmten Periode für den Endverbrauch erzeugten Waren und Dienstleistungen im Inland. Im Gegensatz zum Nettoinlandsprodukt (NIP) umfasst das BIP auch die Abschreibungen auf Kapitalgüter. Die Veränderungen des BIP im Zeitablauf werden zur Beschreibung des gesamtwirtschaftlichen Wachstums der jeweiligen Volkswirtschaft herangezogen. Hinzu kommt, dass die Berechnung des BIP auf Basis eines größtenteils weltweit standardisierten Ansatzes durchgeführt und in der Mehrzahl der Industrie- und Entwicklungsländer ermittelt wird. Diese beiden Punkte erlauben den Vergleich zwischen Ländern und haben die enorme Bedeutung dieses Indikators auf wirtschaftspolitischer Ebene ermöglicht. Eine Erweiterung des BIP ist das Bruttonationaleinkommen. Dieses wird aus der Addition des BIP mit dem Saldo der Erwerbs- und Vermögensleistungen, welche an das Ausland gezahlt bzw. aus dem Ausland bezogen werden, errechnet [Statistisches Bundesamt (2009a)].

Die beiden Indikatoren beschreiben die wirtschaftliche Leistung eines Landes bzw. der Angehörigen eines Staates und obwohl sie ursprünglich nicht als Maß für die Wohlfahrt dienen sollten, wurden sie im Laufe der Zeit und mit der Entwicklung der kapitalistischen Marktwirtschaft als eben dieses Maß eingesetzt. So wird ein im Zeitverlauf gestiegenes BIP als Indikator für den Anstieg der wirtschaftlichen Leistung und des materiellen Wohlstandes gesehen und dabei angenommen, dass die gestiegenen ökonomischen Wahlmöglichkeiten auch die gesellschaftliche Wohlfahrt erhöhen. Eben diese Verwendung des BIP als Maßeinheit für die Wohlfahrt in einem Land hat nicht erst seit dem Beginn der gegenwärtigen Wirtschafts- und Finanzkrise für Kritik gesorgt.

Bereits zu Beginn des letzten Jahrhunderts forderten Kritiker eine Anpassung der Indikatoren der VGR. Die Kritik an der gegenwärtigen Zusammensetzung des BIP bezieht sich dabei auf Faktoren, die sich direkt auf die Wohlfahrt auswirken, aber nicht oder nur unzureichend berücksichtigt werden. So zweifelte bereits Pigou (1920) an der Tauglichkeit des BIP als Indikator für die Wohlfahrt, da produktive Aktivitäten, die nicht in Marktpreisen bewertet werden können, in den Berechnungen unberücksichtigt bleiben. Darunter fallen der Konsum von Produkten, die innerhalb der privaten Haushalte hergestellt werden oder Güter- und Dienstleistungen, die vom Staat gebührenfrei zur Verfügung gestellt werden. Diese öffentlichen Güter und Dienstleistungen können aufgrund fehlender Marktpreise nur anhand ihrer Herstellungskosten bewertet werden. Dies stellt ein methodisches Problem dar, da bei

Weiterverwendung der Güter als Zwischenprodukte Doppelzählungen auftreten können, gleichzeitig gehen mit diesen Aktivitäten auch Wohlfahrtsgewinne für die Menschen innerhalb der Volkswirtschaft einher. Zudem sind in der VGR Faktoren enthalten, die nicht direkt für die Wohlfahrt relevant sind, z.B. Defensivausgaben, die lediglich dazu dienen, ein bestimmtes Wohlfahrtsniveau wieder herzustellen. Diese gehen positiv in die errechneten Indikatoren ein. Ein Problem ergibt sich auch im Zusammenhang mit der Betrachtung von Gütern, die für den langlebigen Konsum produziert wurden, da diese nur in der Periode verrechnet werden, in der sie gekauft wurden. Der durch den zukünftigen Konsum entstandene Nutzen für den Konsumenten bleibt unberücksichtigt. Eine weitere Kritik erfährt die Verwendung des BIP im Hinblick auf die Einbeziehung der Abschreibungen. Diese Ausgaben für die Erneuerung und Instandhaltung des produktiven Kapitals sollten nicht in die Berechnungen eingehen, da sonst ein falsches Bild über die tatsächlichen Konsummöglichkeiten innerhalb einer Volkswirtschaft entsteht. Diese Kritik deutet auf die Empfehlung hin, dass das NIP als Indikator für die Veränderungen des nationalen Wohlstandsniveaus verwendet werden sollte. Soll zudem eine Berücksichtigung der zunehmenden Globalisierung und der damit einhergehenden Kapitalströme erfolgen, wird die Verwendung des Nettonational- oder Nettosozialprodukts (NNP bzw. NSP) als Wohlfahrtsindikator für notwendig erachtet, da dieser die finanziellen Beziehungen mit dem Ausland einschließt.

Problematisch bei der Verwendung des BIP ist auch, dass die Produktion eines bestimmten Gutes immer in ein und demselben Wert für die VGR resultiert, unabhängig davon, ob es im Laufe der Herstellung des Gutes zu Umweltschäden gekommen ist oder nicht. Während entstandene Umweltschäden also nicht die Höhe des BIP und der anderen Indikatoren der VGR verringern, werden die Indikatoren gleichzeitig um den Wert der „Produktion“ der aufgewandten Aktivitäten zur Wiederherstellung des Umweltzustandes erhöht. Um diesen Fehler in der Berechnung der Indikatoren der VGR zu bereinigen, müssen Umwelt- und Gesundheitsschäden als negativer Output in die Berechnungen einfließen. Zu dieser „Output-Anomalie“ gesellt sich nach Drechsler (1976) auch eine „Input-Anomalie“. Diese bezieht sich auf die Umweltschutzausgaben der Wirtschaftssubjekte. Wenn diese Ausgaben von Seiten der Unternehmen getätigt werden, verringern sie den Wert des Indikators der VGR, da sie als Zwischenkonsum betrachtet werden. Sind es allerdings die Haushalte oder der Staat, die solche Ausgaben auf sich nehmen, so erhöhen sich das BIP bzw. das NIP, da dies als Endkonsum in die Berechnungen eingeht. Auch Woll (1981) sieht in der Nicht-Berücksichtigung der Schäden an der Umwelt den wichtigsten Grund für die Untauglichkeit des Indikators Sozialprodukt als Maß für die Wohlfahrt eines Landes. Das BIP berücksichtigt in seiner derzeitigen Form weder die Folgen des Klimawandels, den Abbau nicht-erneuerbarer Rohstoffe oder Schädigungen durch Luftverschmutzungen noch die sozialen Ungleichheiten innerhalb der Länder.

Die genannten Schwächen der VGR, allen voran des BIP, verdeutlichen die Problematik der Anwendung dieser Indikatoren als Wohlfahrtsmaße. Die existierenden Indikatoren stellen lediglich ein Maß für das Einkommen der gesamten Volkswirtschaft dar. Wenn nun zusätz-

lich zur Frage nach der Eignung des BIP für die Messung der Wohlfahrt eines Landes auch die Frage nach einem Maß für eine nachhaltige Entwicklung gestellt wird, tauchen weitere Probleme hinsichtlich der Verwendung des BIP auf.

Als wichtiger Ausgangspunkt der Diskussion um die Messung einer nachhaltigen Entwicklung dient der Bericht des Club of Rome [Meadows et al. (1972)]. Die Ergebnisse des Berichts führten dazu, dass ein steigendes Bewusstsein darüber entstand, dass neben der Betrachtung einer reinen ökonomischen Nachhaltigkeit auch der Abbau von Rohstoffen sowie Schäden an der Umwelt und den Menschen eine Berücksichtigung in den Berechnungen der wirtschaftlichen Leistung und der nationalen Wohlfahrt finden sollten. 30 Jahre nach diesem Bericht erschien eine überarbeitete Version von Meadows et al. (2004), in dem darauf hingewiesen wurde, dass es auch gegenwärtig umfangreicher Umweltschutzmaßnahmen bedarf, um in Zukunft ein konstantes Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum auf der Erde zu erhalten. Allerdings sind nach Ansicht der Autoren die notwendigen politischen Maßnahmen bisher noch nicht ergriffen worden. Der Bericht von Meadows et al. (1972) diente als Grundlage für viele nachfolgende Studien und Modelle zur Erreichung eines konstanten Konsumniveaus, welches als ein Indikator für eine ökonomisch nachhaltige Entwicklung betrachtet wurde [Solow (1974), Hartwick (1977)].

Die bekannteste Definition des Begriffs der nachhaltigen Entwicklung entstammt aus dem Bericht der Brundtland Kommission (1987) für Weltkommission für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen. Darin wird nachhaltige Entwicklung als eine Entwicklung definiert, die die heutigen Bedürfnisse erfüllt, ohne die Befriedigung der Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu gefährden. Die sehr allgemeine Definition einer nachhaltigen Entwicklung der Brundtland-Kommission führte zwar dazu, dass sie eine große Akzeptanz in der Anwendung erfuhr, jedoch wurden daraus auch unterschiedliche Formen der Nachhaltigkeit entwickelt, die im Hinblick auf das Ausmaß ihrer Forderungen klar voneinander zu unterscheiden sind. Diese Unterscheidung ist vor allem für die Varianten der ökologischen und der ökonomischen Nachhaltigkeit notwendig. Dabei wird die Strategie der (umwelt-) ökonomischen Nachhaltigkeit über die „grüne Bilanzierung“ als schwache Nachhaltigkeit beschrieben, da angenommen wird, dass das produzierte Kapital und das natürliche Kapital substituierbar sind. Diese Form der Nachhaltigkeit spiegelt sich in der von Hartwick (1977) aufgestellten Regel wider, wonach die Investition der Erträge aus dem Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen in reproduzierbares Kapital, z.B. Maschinen, zu einer nachhaltigen Entwicklung führt und der Abbau nicht-erneuerbarer Rohstoffe auf diese Weise keine Wohlfahrtsverluste für zukünftige Generationen zur Folge hat. Dem gegenüber steht die ökologische oder starke Nachhaltigkeit. Dabei werden die Indikatoren für die ökologische Nachhaltigkeit zumeist in physischen Einheiten angegeben und sogenannte kritische Eintragsraten (critical loads) und kritische Konzentrationen (critical level) errechnet, welche für den Erhalt eines Umweltzustandes nicht über- oder unterschritten werden dürfen. Bei einer Verletzung der kritischen Eintragsraten bzw. Konzentrationen wird angenommen, dass es zu irreversiblen Schäden am natürlichen Kapital kommt. Somit wird im Fall der starken Nachhaltigkeit

eine Substituierbarkeit zwischen dem natürlichen und dem produzierten Kapital wie im Falle der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit abgelehnt. Zusätzlich zur ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit wird zudem häufig die Komponente der sozialen Nachhaltigkeit betont. Diese bezieht sich auf das kulturelle, gesellschaftliche und religiöse Kapital und wird zumeist über das Bildungsniveau einer Gesellschaft ermittelt. Aufgrund der Schwierigkeiten geeignete Bewertungsansätze für eine sozial nachhaltige Entwicklung zu bestimmen, ist dieser Bereich noch nicht vollständig erforscht worden und noch kaum in die Betrachtung der Nachhaltigkeit eingegangen.

1.3 Ziel und Aufbau der Arbeit

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die dargestellten Schwächen der Indikatoren der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) hinsichtlich der Berücksichtigung von Umwelteinwirkungen zu verbessern und somit einen Indikator für eine ökonomisch und ökologisch nachhaltige Entwicklung zu bestimmen. Um dieses Ziel zu erreichen, werden die Umwelt- und Gesundheitsschäden, die durch Schadstoffemissionen in die Luft und deren Ausbreitung in der Luft, Böden und Gewässern aus verschiedenen wirtschaftlichen Prozessen entstehen, quantifiziert und in das System der VGR internalisiert. Für die Quantifizierung und monetäre Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsschäden wird ein detaillierter Bewertungsansatz für eine Vielzahl von Schadstoffen entwickelt und für die Ermittlung der gesamten Schadenskosten durch Schadstoffemissionen in einem Land angewendet. Diese Gesamtschadenskosten werden anschließend in die VGR eingegliedert und für eine Korrektur des BIP angewendet. Auf diese Weise wird ein Ökoinlandsprodukt (ÖIP) ermittelt. Diese Form der „grünen“ Bilanzierung kann als Indikator für eine ökonomisch und ökologisch nachhaltige Entwicklung dienen.

Im anschließenden Kapitel erfolgt eine Darstellung bereits entwickelter Ansätze zur Verbesserung der Indikatoren der VGR. Daraus werden die Verbesserungsansätze abgeleitet, die im Rahmen dieser Arbeit entwickelt werden. Im dritten Kapitel erfolgt eine Zusammenfassung der theoretischen Grundlagen für die Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden sowie der Ansätze zur monetären Bewertung der Schäden. Hier wird auch das methodische Vorgehen für die Berechnung der Schadenskosten erläutert. Zudem erfolgt in diesem Kapitel eine Darstellung des Vorgehens hinsichtlich der Internalisierung der ermittelten Schadenskosten im Rahmen der Input-Output-Rechnung.

Im darauffolgenden vierten Kapitel werden sektorspezifische Kostenfaktoren in Abhängigkeit von den räumlichen und zeitlichen Eigenschaften der Emissionen aus den 130 Wirtschaftsbereichen für verschiedene Schadstoffe abgeleitet. Diese Eigenschaften beziehen sich auf die Höhe der Emissionsquelle und die Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten. Die Quantifizierung der Schadenskosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaeffekte durch die Emissionen aus den unterschiedlichen Wirtschaftsbereichen erfolgt in den beiden folgenden Kapiteln. Im fünften Kapitel werden die Schadenskosten durch die Emissionen aus den Produktionsprozessen der Sektoren in Deutschland, Frankreich und der EU-27 ermittelt und

die Ergebnisse diskutiert. In Kapitel 6 werden zusätzlich die Schadenskosten durch die Emissionen aus der vorgelagerten Herstellung von Zwischenprodukten für die unterschiedlichen Wirtschaftsbereiche berücksichtigt. Auf diese Weise lassen sich die Schadenskosten durch die gesamten Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern berechnen. Dabei erfolgt eine Unterscheidung der Schadenskosten nach Schäden, die durch die freigesetzten gesamten Emissionen zur Befriedigung der inländischen Nachfrage im Inland und im Ausland entstehen. Zusätzlich werden noch die Schadenskosten ermittelt, die durch die Freisetzung von Emissionen zur Befriedigung der ausländischen Nachfrage im Inland entstehen, d.h. die im Zusammenhang mit dem Export der Konsumgüter einhergehen. Aufgrund der Verfügbarkeit der Daten werden die Berechnungen für Emissionen im Jahr 2000 erfolgen. Im Anschluss daran werden die berechneten externen Schadenskosten in Kapitel 7 in den VGR für Deutschland, Frankreich und der EU-27 internalisiert. Dafür werden verschiedene Ansätze der Internalisierung im Rahmen der Input-Output-Rechnung einander gegenübergestellt. Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung und Diskussion der ermittelten Ergebnisse und einer Darstellung der Bereiche mit besonderem Forschungsbedarf.

2 Stand des Wissens

2.1 Ansätze zur Berücksichtigung von Umwelt- und Gesundheitsschäden in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Aus der Kritik an den bestehenden Indikatoren der VGR hat sich die umweltökonomische Gesamtrechnung (UGR) gebildet. Die UGR verfolgt das Ziel, Indikatoren zu entwickeln, welche das Grundprinzip einer für die Gesellschaft nachhaltigen Entwicklung erfüllen. Damit müssen sowohl die Kriterien der ökonomischen und ökologischen als auch der sozialen Nachhaltigkeit eingehalten werden. Die Bestrebungen zur Entwicklung eines Maßes für eine ökologisch und ökonomisch nachhaltige Entwicklung haben zu deutlich unterschiedlichen Ansätzen für die VGR bzw. UGR geführt. Eine kritische Diskussion über die gesamtwirtschaftliche Bestimmung der Wohlfahrt führten bereits Nordhaus und Tobin (1972) mit der Einführung des Maßes für ökonomische Wohlfahrt (measure of economic welfare, MEW). Das MEW berücksichtigt auch den Verbrauch natürlicher, nicht-erneuerbarer Ressourcen und den Ausstoß von Schadstoffen. Der beim MEW angenommene Substitutionseffekt zwischen ökonomischem und ökologischem Kapital findet sich auch in der Studie von Grossmann und Krueger (1995), die aufzeigen, dass mit zunehmendem wirtschaftlichen Wachstum – und daraus folgendem steigendem BIP pro Kopf – die Verschmutzungen der Luft zurückgehen. Dieser Effekt wird darauf zurückgeführt, dass es mit steigendem Einkommensniveau auch zu einer gestiegenen Nachfrage nach Umweltschutzmaßnahmen kommt. Beide Ansätze beziehen sich allerdings nur auf die ausgestoßenen Schadstoffmengen und beinhalten keine Bewertung der Auswirkungen dieser Emissionen.

Einen weiteren wichtigen Beitrag zur Diskussion über die Anpassung des BIP leisteten Daly und Cobb (1989) mit der Entwicklung des Index für nachhaltige ökonomische Wohlfahrt (Index of Sustainable Economic Welfare, ISEW). Der Grundgedanke dieses Ansatzes ist, dass durch einen Anstieg des privaten Konsums der Wohlfahrtsgewinn einer Gesellschaft dann am größten ist, wenn die Einkommen gleich verteilt sind. Zur Berechnung dieses Indexes sind Korrekturen an der Zusammensetzung des BIP im Hinblick auf die wohlfahrtsrelevanten Güter und Dienstleistungen sowie ein Abzug der Kosten für Wasser, Luftverschmutzung, Lärmbelästigung und des Abbaus von natürlichen Ressourcen notwendig. Später wurde der Indikator in den ‚Genuine Progress Indicator‘ (GPI) umbenannt und dient nun als reines Maß für die Entwicklung der Wohlfahrt, ohne allerdings Aussagen über die Nachhaltigkeit der wirtschaftlichen Entwicklung zu ermöglichen. Aufbauend auf den beiden Indikatoren entwickelten Diefenbacher und Zieschank (2010) im Rahmen eines Projekts des Umweltbundesamtes (UBA) einen nationalen Wohlfahrtsindex. Dieser Index umfasst 23 Indikatoren zur Messung von Wohlfahrtsaspekten. Durch die Berücksichtigung ökologischer und gesellschaftlicher Aspekte beschreibt dieser nationale Wohlfahrtsindex eine Weiterentwicklung des ISEW bzw. GPI und ermöglicht eine Verwendung als Nachhaltigkeitsindikator. Auch hier wird keine Bewertung der Auswirkungen von Emissionen vorgenommen.

In einer weiteren Arbeit zur Betrachtung der Nachhaltigkeit in den VGR beschreibt Hueting (1989) den Indikator des nachhaltigen Nationaleinkommens (Sustainable National Income, SNI), welches Nachhaltigkeitsstandards für alle Umweltbereiche voraussetzt und die notwendigen Kosten für deren Einhaltung berechnet. Das SNI bestimmt somit das maximal mögliche hypothetische Nationaleinkommen einer Volkswirtschaft bei Einhaltung der Nachhaltigkeitsstandards und gibt an, wie weit die aktuelle wirtschaftliche Situation vom SNI entfernt ist. Diese Kosten werden anschließend vom NIP abgezogen, um eine Korrektur des gegenwärtigen NIP zu erhalten. Der Indikator verwendet keine Schadenskosten, sondern ermittelt die Kosten der Vermeidung von Abweichungen von den Nachhaltigkeitsstandards.

Einen anderen Ansatz zur Messung nachhaltiger Entwicklung verfolgten Hamilton (1994) und Hamilton und Atkinson (1996) mit der Entwicklung eines Indikators für die Nettoersparnisse. Dabei sind ihrer Ansicht nach die „echten“ Ersparnisse, die sich aus der Differenz der Nettoersparnisse (inklusive der Investitionen in physisches Kapital und Humankapital), dem Wert für den Ressourcenabbau sowie dem Wert für Schadstoffemissionen in die Luft errechnen, ein geeigneter Indikator für eine nachhaltige Entwicklung. Je geringer der Wert der genuinen Ersparnisse, desto weniger nachhaltig ist die betrachtete Volkswirtschaft. Die Anwendung der Sparquote als Indikator für eine ökologisch nachhaltige Entwicklung findet in den Berechnungen der Weltbank Anwendung. Eine monetäre Bewertung der Umweltschäden wird zwar diskutiert, aber nicht durchgeführt.

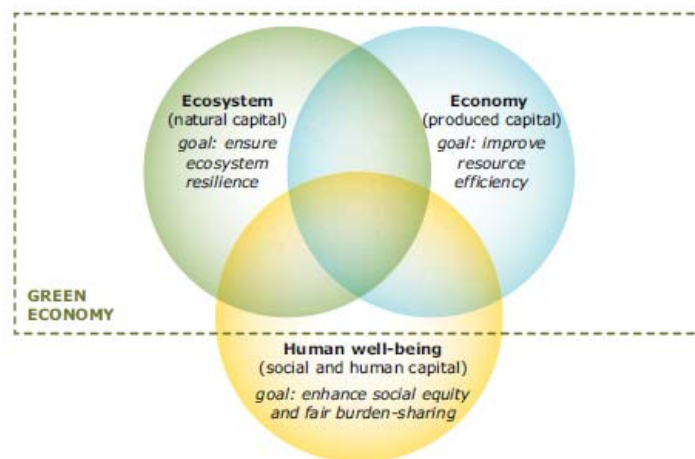
Aufgrund der Schwierigkeiten, die sich bei der Veränderung der bestehenden Indikatoren der VGR und deren Anwendung als Maßstab für die Nachhaltigkeit der wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Entwicklung ergeben, sind einige nicht-monetäre Ansätze zur Betrachtung einer nachhaltigen Entwicklung entstanden. Der bekannteste Nachhaltigkeitsindikator, der auf physischen Kenngrößen beruht, ist der ökologische Fußabdruck (Ecological footprint, EF). Der EF gibt an, welche Fläche notwendig wäre, um den gegenwärtigen Lebensstandard der Menschen dauerhaft zu ermöglichen [WWF (2007)]. Eine Verknüpfung monetärer und physischer Indikatoren beschreibt Hermele (2006) mit der Einführung des Index der nachhaltigen menschlichen Entwicklung (Sustainable Human Development Index, SHDI). Dabei handelt es sich um eine Anpassung des vom Entwicklungsprogramms der Vereinten Nationen errechneten Index für menschliche Entwicklung (Human Development Index, HDI). Zusätzlich zu den Kenngrößen für die wirtschaftliche Entwicklung, gemessen in BIP pro Kopf, werden hier die sozialen Entwicklungen innerhalb der Gesellschaft, gemessen über die Alphabetisierungsrate und die Einschulungsquote, und auch die ökologische Dimension mittels des ökologischen Fußabdrucks berücksichtigt.

Eine neue Berechnung des gesellschaftlichen Wohlbefindens hat sich in den vergangenen Jahren über die Ermittlung von Glücksindikatoren entwickelt. Dabei stehen nicht mehr materielle und monetäre Indikatoren im Vordergrund, sondern die subjektive Zufriedenheit der Individuen wird ermittelt und zu einem Indikator zusammengefasst. Als Beispiel soll hier der „Happy Planet Index“ der britischen New Economic Foundation (2009) erwähnt werden. Dabei wird der Ansatz des EF mit Angaben zur Lebenszufriedenheit und zur Lebenserwar-

tung verknüpft und eine Rangliste der „glücklichsten“ Länder erstellt. Die umfangreichste Anwendung dieser Glücksindikatoren findet sich jedoch im Königreich Bhutan, wo die Messung des Wohlstands über die Berechnung des BIP von der Ermittlung des „Bruttosozialglücks“ abgelöst wurde.

2.2 Ansätze zur grünen Bilanzierung auf europäischer Ebene

Die Entwicklung verschiedener Ansätze zur Berücksichtigung ökologischer Aspekte im Rahmen der bestehenden Indikatoren der VGR wird auch von den unterschiedlichen administrativen Einheiten der europäischen Politik, v.a. der Europäische Kommission und der Europäische Umweltagentur, gefördert. Das Zusammenwirken von ökonomischen, ökologischen und gesellschaftlichen/sozialen Aspekten – den drei sogenannten Säulen der Nachhaltigen – wird dabei häufig als „grüne Wirtschaft“ verstanden. Die folgende Abbildung 2-1 aus dem aktuellen Indikatoren-Bericht der Europäischen Umweltagentur (EEA) verdeutlicht diese Definition einer grünen Wirtschaft [EEA (2012)].



Quelle: EEA (2012)

Abbildung 2-1: Zusammensetzung einer „grünen Wirtschaft“

Die Europäische Kommission unterstützt seit vielen Jahren die Forschung im Bereich der nachhaltigen Entwicklung und der grünen Bilanzierung. So wurden beispielsweise in den Projekten GARP I und GARP II (Green Accounting Research Project I und II) Methoden zur Quantifizierung der umweltbezogenen externen Effekte aus dem Energie- und Transportsektor untersucht und eine einheitliche Methode zur Bewertung von umweltbezogenen Bilanzierungsformen entwickelt [Markandya und Pavan (1999)]. Diese Methode baut auf einem wohlfahrtsorientierten, nationalen Bilanzierungsrahmen, d.h. der Verwendung und Anpassung des Nettosozialprodukts, auf. Darüber hinaus befasste sich das Projekt GREENSTAMP (Greened National Statistical and Modelling Procedures) mit der Quantifizierung von Opportunitätskosten, die beim Einhalten bestimmter ökologischer Leistungsstandards entstehen. Während also die Projektreihe GARP Kostenfaktoren für die entstandenen Umwelt- und Gesundheitsschäden errechnete, standen bei GREENSTAMP vor allem die Kosten für die Vermeidung der Emissionen im Vordergrund der Untersuchungen. Markandya et al. (2000) ver-

gleichen die Ergebnisse der beiden Projekte mit dem Ergebnis, dass der wohlfahrtsbasierte Ansatz des GARP Projektes deutliche Vorteile gegenüber der Berechnung eines nachhaltigen Einkommens aufweist.

Aufgrund der Schwierigkeiten, ein ökologisches Nationalprodukt mit den Kriterien einer ökonomischen, ökologischen und sozialen nachhaltigen Entwicklung in Einklang zu bringen, lässt sich zunehmend eine Tendenz in Richtung der Einführung mehrerer wirtschafts-, sozial- und umweltpolitischer Indikatoren erkennen. Ein Beispiel dafür liefert die bereits erwähnte Entwicklung des nationalen Wohlfahrtsindex für Deutschland von Diefenbacher und Zieschank (2010). Das Konzept der Betrachtung mehrerer Indikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit der ökonomischen Entwicklung wird von vielen weiteren EU-Mitgliedsstaaten verfolgt und von der Europäischen Kommission zunehmend angewendet. Im Rahmen der von der Europäischen Union entwickelten Strategie für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Strategy, SDS), mit dem Ziel der langfristigen Verbesserung der Lebensqualität, werden die Ziele und Aktionspläne für sieben Schlüsselfelder aus den Bereichen Ökonomie, Ökologie und Soziales zusammengefasst [Europäischen Kommission (2009a)]. Die Einhaltung der Ziele wird alle zwei Jahre von der Statistikbehörde Eurostat überprüft. Im gegenwärtigen Bericht von Eurostat (2011) werden diese Schlüsselfelder in insgesamt zehn Themengebiete unterteilt und nach ihrer Entwicklung bewertet. Eurostat betont dabei, keine Aussage darüber machen zu wollen, ob die Entwicklung innerhalb der EU nachhaltig ist, sondern darüber, inwiefern die einzelnen Bereiche Fortschritte und Tendenzen erkennen lassen, die auf einen nachhaltigen Entwicklungspfad hinweisen. Dazu sind die Ergebnisse im Vergleich zu den Resultaten der vorangegangenen Untersuchungen dargestellt. Die Indikatoren, die im Rahmen der Untersuchung von Eurostat angewendet werden, sind in der folgenden Tabelle 2-1 zusammengefasst. Aus der Tabelle ist auch zu erkennen, welcher Hauptindikator für das jeweilige Schlüsselfeld herangezogen wird.

Tabelle 2-1: Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union

Thema	Schlüsselindikator
Sozio-ökonomische Entwicklung	Reales BIP pro Kopf, Wachstumsrate und insgesamt
Nachhaltige Produktions- und Konsumstrukturen	Ressourcenproduktivität
Soziale Eingliederung	Von Armut oder Ausgrenzung gefährdete Bevölkerung
Demografische Veränderungen	Beschäftigungsquote älterer Arbeitnehmer
Öffentliche Gesundheit	Gesunde Lebensjahre und Lebenserwartung bei der Geburt
Klimawandel und Energie	Treibhausgasemissionen
Nachhaltiger Verkehr	Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttoendenergieverbrauch Gesamtenergieverbrauch vom Verkehr im Verhältnis zum BIP
Natürliche Ressourcen	Index weit verbreiteter Vogelarten
Globale Partnerschaft	Fischfang aus Beständen, die sich außerhalb sicherer biologischer Grenzen befinden: Status der Fischbestände unter EU Aufsicht im Nordatlantik
Gute Staatsführung	Öffentliche Entwicklungshilfe als Anteil des Bruttoinlandseinkommen Kein Schlüsselindikator

Quelle: Eurostat (2011)

Auch die Europäische Umweltagentur (EEA) verwendet einen umfangreichen Satz an Indikatoren zur Messung der nachhaltigen Entwicklung. Im aktuellen Indikatoren-Bericht der EEA (2012) werden 225 Umweltindikatoren, aufgeteilt auf 12 thematische Gebiete, genannt. In Hinblick auf die – in dieser Studie ausführlich betrachteten – Auswirkungen von Schadstoffemissionen umfassen die Indikatoren der EEA vor allem die Emissionen von Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxiden (NO_x), Ammoniak (NH₃), flüchtigen Kohlenwasserstoffen ohne Methan (NMVOC) und primären Feinstaubpartikeln. Die wichtigsten Indikatoren der EEA beziehen sich unter anderem auf die Überschreitung von Grenzwerten in Städten, die Emissionen von Ozonvorläufersubstanzen, die Emissionen von primärem Feinstaub und die daraus folgende Bildung von sekundärem Feinstaub sowie die Emissionen aus dem Transportbereich. Eine monetäre Bewertung der Indikatoren findet in der Studie der EEA nicht statt, es wird aber erwähnt, dass Veränderungen des natürlichen Kapitals in monetären Einheiten bewertet und im Rahmen der nationalen Bilanzierung internalisiert werden können. Dieser Schritt soll in der vorliegenden Arbeit erfolgen.

Im Rahmen der zunehmenden Diskussion über die Eignung des BIP als Wohlfahrtsmaß hat die Europäische Kommission eine intensive politische Debatte mit verschiedenen einflussreichen internationalen Vereinigungen gestartet. Diese Debatte trägt den Titel „Beyond-GDP“ und untersucht zusammen mit dem Europäischen Parlament, dem Club of Rome, der Weltbank, der OECD, den Vereinten Nationen, dem WWF und einigen nationalen und internationalen Statistikbehörden die Stärken und Schwächen des Indikators BIP, sowie Möglichkeiten zur Verbesserung der Analyse nachhaltiger Entwicklungen [Europäische Kommission (2009b), OECD (2011a)]. Aus dieser Initiative der Europäischen Kommission haben sich eine Reihe verschiedener Projekte entwickelt. So erfolgte unter anderem im Projekt IN-STREAM (Integrating Mainstream Economic Indicators into Sustainable Development) eine detaillierte Auseinandersetzung mit dieser Thematik, indem bestehende Indikatoren untersucht und gegebenenfalls neue Indikatoren für die ökologische und soziale Perspektive einer nachhaltigen Entwicklung entwickelt wurden, die als Ergänzung zu den bestehenden ökonomischen Maßstäben, wie dem BIP, eingesetzt werden können. Die Ergebnisse aus diesem Projekt hinsichtlich der Entwicklung von Indikatoren für Umwelt- und Gesundheitsschäden werden im Rahmen dieser Arbeit Einfluss finden.

In einer 2009 veröffentlichten Mitteilung der Europäischen Kommission wird die Förderung der Forschung zur Entwicklung einer integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnung als wichtiger Punkt dargestellt. Ein zentrales Ziel dieser umweltökonomischen Gesamtrechnung ist „[...] die Ergänzung der physischen Seite durch monetäre Zahlen auf Basis der Bewertung der verursachten und verhinderten Schäden, der Veränderung in den Beständen natürlicher Ressourcen und in den durch das Ökosystem bereitgestellten Gütern und Dienstleistungen zur Gewinnung repräsentativer, tragfähiger, vergleichbarer und zuverlässiger monetärer Messwerte auf nationaler und auf EU-Ebene.“ [Europäische Kommission (2009b)], um so eine Integration der ökologischen Aspekte in die bestehenden Indikatoren der volkswirtschaftlichen Entwicklung und in die nationale und europaweite politische Dis-

kussion zu ermöglichen. Abschließend spricht sich die Europäische Kommission dafür aus, das BIP „zur Berücksichtigung anderer wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Fragestellungen zu ergänzen, die ebenfalls entscheidende Bedeutung für das Wohlergehen der Menschen haben“ [Europäische Kommission (2009b)]. Diese Ansicht vertreten auch die Mitglieder der vom ehemaligen französischen Präsidenten Sarkozy eingesetzten Kommission zur Messung der wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung (Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress) unter der Leitung der Nobelpreisträger Joseph Stiglitz und Amartya Sen. Sie fordern in ihrem Abschlussbericht die Einführung eines erweiterten oder angepassten BIP-ähnlichen Indikators bzw. eines Indikatorsatzes, der im Stande ist, die genannten Probleme zu berücksichtigen [Stiglitz et al. (2009a und 2009b)].

2.3 Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitseffekten im Rahmen der Input-Output-Rechnung

Die Untersuchung der zentralen Eigenschaften der Input-Output-Rechnung (IOR) basiert auf den Erkenntnissen aus den Studien von Wassily Leontief (1966). Der Nobelpreisträger von 1973 entwickelte diese Form der Analyse wirtschaftlicher Zusammenhänge in zahlreichen Arbeiten zur Abbildung der wirtschaftlichen Realität in den USA. Die von Leontief entwickelte Methode der IOR wird mittlerweile in der Bilanzierung der volkswirtschaftlichen Aktivitäten vieler Länder angewendet. Das Statistische Bundesamt in Deutschland beschreibt die zentrale Aufgabe der IOR damit „einen detaillierten, tief gegliederten Nachweis der produktions- und gütermäßigen Verflechtungen in der Volkswirtschaft und mit der übrigen Welt aufzuzeigen“ [Bleses (2007)]. Um dieser Aufgabe gerecht zu werden, bildet die IOR sämtliche Güter- und Dienstleistungsströme innerhalb eines Landes in Form einer Matrix ab. Dies ermöglicht eine detaillierte Betrachtung des Aufkommens sowie der Verwendung aller Güter und Dienstleistungen. Zusätzlich zu den produzierenden Sektoren werden im Rahmen der Verwendung auch die Konsumaktivitäten der privaten Haushalte, des Staates und der verschiedenen Wirtschaftssektoren sowie die Exporte betrachtet. In Bezug auf das Aufkommen werden neben den Vorleistungen in Form von Importen auch die Arbeitnehmerentgelte berücksichtigt. So kann aus dem gesamten Aufkommen abzüglich der Vorleistungen die Bruttowertschöpfung errechnet werden. Aus der Bruttowertschöpfung kann dann über das Saldo der Gütersteuern und Gütersubventionen das BIP berechnet werden. Für diese symmetrische Matrix der IOR, die den Schwerpunkt der Betrachtung im Rahmen dieser Arbeit darstellt, werden homogene Produktionseinheiten bezogen auf die Produktionstechnik und die Struktur des Inputs zusammengefasst. Die Nebentätigkeiten eines Unternehmens werden gesondert betrachtet, so dass ein Unternehmen in verschiedene Produktionseinheiten aufgeteilt werden kann. Um ein einheitliches Konzept auch in Bezug auf die Preise in der symmetrischen IOR zu haben, werden Herstellungspreise verwendet. Für Importe dienen die cif-Preis (cost, insurance, freight), also der Preis zum Zeitpunkt der Einfuhr einer Ware inklusive der Kosten, der Versicherungsgebühren und der Fracht [Bleses (2007)]. Seit 1999 richtet sich das deutsche System der IOR nach den Vorgaben des Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesam-

rechnungen (ESVG), die mit der Gründung der Europäischen Union (EU) für alle Mitgliedsstaaten verbindlich wurden [ESVG (1996)]. Das ESGV entspricht den Anforderungen des Handbuchs der Vereinten Nationen (1999) mit einer verstärkten Auslegung auf Europa und verpflichtet die Mitgliedsstaaten der EU zur Bereitstellung der notwendigen Informationen. Das Statistische Bundesamt liefert jährliche Aufkommens- und Verwendungstabellen für die Jahre ab 2000. Zudem werden alle 5 Jahre symmetrische Input-Output-Tabellen geliefert. Die aktuellste Anleitung zur Erstellung der IOR für die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union veröffentlichte die Europäische Statistikbehörde Eurostat im Jahr 2008 [Eurostat (2008)].

Hinsichtlich der Berücksichtigung von Schadstoffen in der Input-Output-Rechnung war es ebenfalls Leontief (1970), der die Möglichkeiten dieser Eingliederung sah. Dafür bezeichnete er die Verschmutzung der Umwelt als ein unerwünschtes Nebenprodukt der wirtschaftlichen Aktivitäten, die sich neben den erwünschten Gütern und Dienstleistungen in die IOR eingliedern lässt. Um dies zu ermöglichen, werden zusätzliche Sektoren in der IOR eingeführt, beispielsweise der Sektor Luftverschmutzung, der als Produkt die Emissionen bestimmter Schadstoffe in die Luft „erzeugt“. Es ist dabei zu beachten, dass sich Leontief lediglich auf physische IOT bezieht und keinerlei monetäre Bewertung der Produkte durchführt. Somit werden auch die Emissionen im Sektor Luftverschmutzung nur in ihren physischen Mengeneinheiten wiedergegeben. Zudem setzt die Bestimmung der entstandenen Emissionen ausreichende Informationen über die verschiedenen Technologien der einzelnen Sektoren voraus. Nur dann kann über die Input-Output-Koeffizienten ermittelt werden wie hoch die Emissionen bei einer gegebenen Produktionsmenge sind.

Eine monetäre Bewertung der Emissionen in die Luft führt Leontief schließlich anhand der Berechnung der Kosten für die Vermeidung der Emissionen ein. Dafür wird angenommen, dass es einen Industriezweig gibt, dessen Produkt die Verminderung von Verschmutzung ist. Die Bewertung der Vermeidungskosten ergibt sich dann aus der Berechnung der Produktionskosten für diesen Sektor. Es findet keine Betrachtung der potentiellen Schäden, die aus diesen Emissionen entstehen, statt, sondern lediglich eine Bewertung der Kosten für die Vermeidung oder Verringerung der Emissionen über die Faktorkosten. Dieser Ansatz der Integration von Luftverschmutzung in die IOT wird im Handbuch der Vereinten Nationen (1999) zur Erstellung und Analyse von IOT dargestellt. Dabei wird untersucht, wie sich die Zusammensetzung und der Wert eines grünen BIP unter Berücksichtigung der Vermeidungskosten verändert. Eine monetäre Bewertung der ökologischen Faktoren wird allerdings in der Regel aufgrund des hypothetischen Charakters der Vermeidungskosten und der daraus resultierenden Unsicherheiten abgelehnt.

Auf diese Weise hat sich die hybride Bilanzierungsform der um Umweltfaktoren erweiterten Bilanzierungsmatrix (National Account Matrix including Environmental Accounts, NAMEA) entwickelt, die sich im Laufe der Zeit zu unabhängigen Datensammlungen entwickelt haben und als Indikator für die ökologische Nachhaltigkeit im Rahmen der IOR anerkannt ist. Diese physische Darstellung der Umwelteffekte hat sich in den meisten Ländern der Europäischen Union durchgesetzt. Die Erweiterung erfolgt dabei über die Berücksichtigung

der emittierten Substanzen sowie globale – den Klimawandel betreffende – und nationale Umwelteinflüsse, wie die Versauerung des Bodens und der Gewässer. Die Tabellen zeigen dabei keine monetären Transaktionen, sondern lediglich beobachtete reale Zustände der Umwelt auf und sind aus diesem Grund in physischen Einheiten angegeben. Die Matrizen der NAMEA stellen einen Kompromiss zwischen den physischen und monetären Varianten der Gesamtrechnung dar, in dem die physischen Umweltdaten den verschiedenen Wirtschaftssektoren zugeordnet werden. Auf diese Weise bilden diese physischen Daten die Basis für eine mögliche monetäre Bewertung, die wiederum eine Zusammenführung der ökologischen und der ökonomischen Bilanzierungsformen erlauben würde. Allerdings weist Baud (2007) im Rahmen seiner Beschreibung der Voraussetzungen für die Erstellung der NAMEAs auf ein wichtiges Hindernis in der Erstellung einer aussagekräftigen NAMEA hin, indem er eine Schwierigkeit in der einheitlichen Klassifizierung der Daten nach Wirtschaftssektoren sieht, da die gewählten Klassifikationen mit dem allgemeinen System der VGR übereinstimmen müssen. Darüber hinaus nennt Baud auch einige Unterschiede zur VGR. Unter anderem treten neben den Industriesektoren auch die privaten Haushalte als Verursacher in Bezug auf die Umweltverschmutzung auf und somit verschiebt sich eine ursprüngliche Endverbrauchs-kategorie jetzt auf die Seite der klassischen Wirtschaftszweige. Die Verbindung der physischen NAMEA-Daten mit den monetären Daten der IOR hängt aus diesen Gründen sehr stark von einer Harmonisierung der beiden Datenbanken ab.

Den Vorschlag, die bisher nicht monetär bewerteten Daten aus der Datensammlung der physischen Umweltfaktoren mit monetären Einheiten zu bewerten und somit eine Berücksichtigung in den Berechnungen der Indikatoren der VGR, wie beispielsweise dem BIP, zu ermöglichen, hat bereits Stahmer (1983) als Ziel ausgegeben. Die Erweiterung der IOR hinsichtlich der Berücksichtigung von Umwelt- und Gesundheitsschäden stellt eine Alternative zur Anpassung der Indikatoren der VGR dar. Schäfer und Stahmer (1989) sahen dabei in der Erstellung zusätzlicher Satelliten-Konten die Möglichkeit, die natürlichen Ressourcen in die VGR mit einzubeziehen und somit dem Prinzip der ökologischen Nachhaltigkeit Folge zu leisten. Diese Satellitentabellen haben den Vorteil, dass sie die bestehenden Methoden der VGR, speziell der IOR, nicht verändern, sondern diese lediglich erweitern. Dabei muss die Erstellung dieser Satellitentabellen lediglich die Anforderungen der zugrundeliegenden Basistabelle erfüllen. Die Europäische Kommission beschreibt in ihrer Verordnung zur Europäischen Umweltökonomischen Gesamtrechnung, dass Satellitentabellen die Möglichkeit schaffen, „die Analysemöglichkeiten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen auf ausgewählte Bereiche von sozialem Belang, wie Umweltbelastungen aufgrund menschlicher Aktivität, auf flexible Weise auszudehnen, ohne das zentrale System zu überlasten oder zu sprengen“ [Europäische Kommission (2010)].

Bartelmus et al. (1991) entwickelten den Ansatz von Schäfer und Stahmer weiter, indem sie auch die Ressourcenknappheit und die Schäden durch Umweltverschmutzung mit einschlossen. Die Europäische Kommission (1994) hat daraufhin die Erweiterung der nationalen Gesamtrechnungen in Form der Satellitentabellen zur Erfassung ökologischer Verände-

rungen als Ziel ausgegeben. Zudem wurde an dieser Stelle auch die Forderung nach Weiterentwicklungen in den Ansätzen zur monetären Bewertung von Umweltschäden geäußert. Als Ziel wurde dabei die Verknüpfung der Ergebnisse mit den erweiterten IOT angegeben, um so ein europaweites, integriertes ökonomisches und ökologisches Informationssystem aufzubauen. Aus diesem Ansatz entwickelte sich ein System zur umweltökonomischen Gesamtrechnung (System of Environmental and Economic Accounting, SEEA), das auf dem bestehenden System der volkswirtschaftlichen Bilanzierung (System of National Accounts, SNA) aufbaut. Dieses System ist mittlerweile von den führenden Statistischen Ämtern der Welt übernommen und mehrfach in internationalen Gremien überarbeitet worden. Das in diesem Rahmen verfasste Handbuch zur volkswirtschaftlichen Bilanzierung ist im Jahr 2003 erschienen und beschreibt die statistisch-technischen Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung unterschiedlicher Umwelteinflüsse in den Kontensystemen der UGR [Vereinte Nationen (2003)]. Allerdings bemängeln Dietz und Neumayer (2007), dass aus diesem Handbuch keine eindeutige Zuordnung des SEEA zu einer der beiden erwähnten Formen der Nachhaltigkeit zu entnehmen ist. Dies erschwert die Berechnung eines Nachhaltigkeitsindikators auf Basis des SEEA. Eine Untersuchung im Rahmen des Projekts IN-STREAM stellte einen Vergleich der Indikatoren BIP, angepasste Nettoersparnisse (Adjusted Net Savings, ANS) und dem Rahmenwerk des SEEA vor. In der Studie von Srebotnjak et al. (2009) stand dabei vor allem eine Beurteilung der Vor- und Nachteile der Ansätze im Hinblick auf die Betrachtung der ökologischen und sozialen Aspekte der Nachhaltigkeit im Vordergrund. Trotz der bereits angesprochenen Probleme des SEEA wird es in diesem Zusammenhang als das beste Instrument gesehen, da es das weltweit meistverbreitete ökologische Bilanzierungssystem ist und der gegenwärtige Revisionsprozess ein großes Potential für eine weitere Standardisierung und Verbesserung mit sich bringt.

Seit 2005 gibt es bei den Vereinten Nationen das Committee of Experts on Environmental-Economic Accounting (UNCEEA), welches sich zum Hauptziel gesetzt hat, das SEEA als Standardinstrument für internationale Statistikbüros zu verbreiten und weiterzuentwickeln. So findet sich das SEEA mittlerweile auch in den Gesamtrechnungen des deutschen Bundesamts für Statistik wieder. Der vierte und letzte Bericht des Beirates Umweltökonomische Gesamtrechnungen (2002) beschreibt sehr detailliert, wie sich dieses an die VGR angelehnte und mit der VGR kompatible System entwickelt hat. Der Beirat war zunächst bestrebt, durch die Korrektur des Inlandsproduktes um Umweltschäden ein sogenanntes „Ökoinlandsproduktes“ als neuen Indikator für den nationalen Wohlstand zu entwickeln. Dieses Vorhaben wurde allerdings aufgegeben, nachdem der Beirat zu dem Ergebnis gekommen war, dass eine monetäre Bewertung der Umweltschäden aufgrund fehlender Preise für viele öffentlich zugängliche Naturgüter und den Unsicherheiten der Bewertung aufgrund von Problemen bei langfristigen Betrachtungen sowie der den Bewertungen zugrunde liegenden Komplexität nicht möglich wäre. Aus diesen Gründen wurde beschlossen, dass die UGR sich auf die Darstellung physischer Sachverhalte beschränken sollte, denn es sei insgesamt besser „mit physischen Daten differenziert zu argumentieren als mit wenig belastbaren Me-

thoden eine Monetarisierung vornehmen zu wollen“ [Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnungen (2002)]. Dieser Aussage widersprechen Bartelmus et al. (2003), da dies nicht die Kriterien einer vollständigen integrierten Betrachtung zwischen Wirtschaft und Umwelt erfülle, wie sie nach Bartelmus et al. erst durch die monetäre Bewertung von Umweltbelastungen in einer kompatiblen Erweiterung der VGR erreicht wird. Dieser Forderung wird im Rahmen dieser Arbeit nachgegangen und damit eine Verbesserung der bestehenden Systeme der UGR angestrebt.

Das zentrale Ziel der UGR ist es, Indikatoren zu entwickeln, welche dem Grundprinzip einer für die Gesellschaft nachhaltigen Entwicklung folgen. Eine ausführliche Darstellung dieses „magischen Dreiecks“ aus wirtschaftlicher, ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit inklusive einer Betrachtung der drei Komponenten mittels Input-Output-Tabellen (IOT) beschreibt Stahmer (2000). Die Europäische Statistik-Behörde Eurostat (2008) widmet der Erstellung von Satellitentabellen in ihrem Handbuch zu IOT ein ganzes Kapitel und betrachtet dabei unterschiedliche Ansätze zur Erweiterung der IOT mit dem Ziel, die Nachhaltigkeit der wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Entwicklung messen zu können. Dafür wird untersucht, wie sich diese drei Säulen einer nachhaltigen Entwicklung in IOT darstellen lassen und wie diese Tabellen miteinander in Verbindung gebracht werden können. Im Hinblick auf die Verknüpfung der physischen und der monetären Tabellen wird dabei jedoch nur eine Bewertung über die Umweltschutzausgaben und die Vermeidungskosten vorgestellt. Somit wird auch hier, wie schon bei Leontief (1970) und dem Handbuch der Vereinten Nationen (1999), keine Bewertung über die Schäden vollzogen. Ein wichtiges Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, diese Verknüpfung über die monetäre Bewertung der potentiellen Schäden zu ermöglichen.

Die Verbindung der monetären und physischen Daten im Rahmen der IOR wurde im Rahmen des von der Europäischen Kommission geförderten Projekts EXIOPOL (A new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis) hergestellt. Dabei wurden die IOT um Satellitentabellen erweitert und die darin dargestellten Umweltfaktoren anhand ihrer Schäden monetär bewertet. Da die Verflechtungen der Sektoren untereinander und somit das gesamte Aufkommen und die gesamte Produktion eines Sektors in monetären Einheiten wiedergegeben werden, war es eine zentrale Aufgabe des Projektes auch die Auswirkungen der freigesetzten Emissionen auf die Umwelt und die Gesundheit monetär zu bewerten. Die Erweiterung der IOR um monetär bewertete Umwelteffekte ermöglicht somit eine detaillierte Gegenüberstellung der wirtschaftlichen Leistung mit den externen Effekten. Diese Gegenüberstellung kann dabei nicht nur auf gesamtwirtschaftlicher Ebene ermittelt werden, sondern, aufgrund der sektoralen Betrachtung der IOT, auch gezielt für einzelne Sektoren erfolgen. Gleichzeitig stellt die Berechnung von monetären Umwelt- und Gesundheitsschäden und deren Berücksichtigung in den Systemen der VGR eine Weiterentwicklung der bestehenden Ansätze dar, welche in dieser Arbeit erstmals durchgeführt wird. Grundsätzlich ermöglicht die Erweiterung der IOR um Umweltfaktoren, umweltpolitische Maßnahmen anhand ihrer Kosten und Nutzen zu bewerten und dient als

zusätzlicher Indikator für die Bewertung der Einhaltung der Nachhaltigkeitsziele der Europäischen Union [Tukker et al. (2006), Tukker et al. (2009)]. Die Ergebnisse aus diesem Projekt werden in die Berechnungen in dieser Arbeit einfließen.

2.4 Verbesserungsansätze für die Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitseffekten im Rahmen der Input-Output-Rechnung

Aus den vorangegangenen Abschnitten ist deutlich geworden, dass bereits umfangreiche Forschungsergebnisse hinsichtlich einer Verbesserung der bestehenden Indikatoren und Instrumente der VGR, v.a. des BIP, vorliegen. Es wurden verschiedene Ansätze dargestellt, die eine Erweiterung der ökonomischen Indikatoren um ökologische und soziale Aspekte ermöglichen, und auf diese Weise zur Bewertung der Nachhaltigkeit des Entwicklungspfades verwendet werden können. Die dargestellten Formen der Berücksichtigung von umweltrelevanten Effekten in der VGR beruhen alle auf der Verfügbarkeit von Informationen hinsichtlich der Veränderungen von Umweltzuständen und deren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme. Dabei wurde ausführlich beschrieben, welche Probleme sich bei der Anpassung der bestehenden Indikatoren der VGR ergeben können. Als grundlegende Schwierigkeit wurde die Verknüpfung der monetären ökonomischen Aspekte mit den physischen Eigenschaften der ökologischen Seite betont. Die dafür notwendige Bedeutung der monetären Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden wird als zu unsicher und nicht ausreichend erforscht eingestuft. Da es sich jedoch in den meisten Fällen um monetäre Ansätze handelt, wird die monetäre Bewertung der entstandenen Umwelt- und Gesundheitsschäden, der sogenannten externen Kosten, unumgänglich. Nur wenn die externen Effekte quantifiziert und in monetären Einheiten wiedergegeben werden können, ist eine Einbindung in die jeweilige Form der grünen Bilanzierung umsetzbar. Um politisch nutzbare Erweiterungen der Bilanzierung zu verfolgen, genügt es dabei nicht, lediglich die externen Kostenwerte der Gesamtwirtschaft zu betrachten. Viel mehr wird eine Analyse der einzelnen Sektoren der Volkswirtschaft notwendig sein, um Schadensursachen zu erkennen und so gezielte politische Maßnahmen vorzubereiten.

Diese wichtige Lücke zwischen den wirtschaftlichen Aktivitäten und den Umweltauswirkungen, die sich aus diesen Aktivitäten ergeben, soll in dieser Arbeit geschlossen werden. Das Ziel dieser Arbeit ist die Erfassung und Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsschäden, die aus den Schadstoffemissionen aus verschiedenen Wirtschaftsbereichen resultieren. Ein Ansatz für eine detaillierte monetäre Bewertung der Umweltauswirkungen durch Schadstoffemissionen aus einer Vielzahl verschiedener Wirtschaftsbereiche wird dafür entwickelt und angewendet werden.

Aus den vorangegangenen Abschnitten wurde ersichtlich, dass die Anpassung der IOR in Form von Satellitentabellen, welche den grundsätzlichen Aufbau der Tabellen nicht verändern, sondern erweitern, als geeignetes Instrument für die Internalisierung der Umwelt- und Gesundheitsschäden dient. Diese Satellitentabellen ermöglichen die Eingliederung der physischen Angaben, u.a. aus den NAMEA-Tabellen, in die IOR. Eine monetäre Bewertung

der physischen Daten erlaubt dann eine Gegenüberstellung der ökonomischen Daten mit den errechneten Schadenskosten. Die Integration der Schadenskosten in die IOR ermöglicht zudem, dass auch die Emissionen aus den Produktionsprozessen für die Herstellung von Konsumgütern berücksichtigt werden können. Diese Emissionen werden nicht nur bei der Produktion im Inland freigesetzt, sondern auch bei der Produktion von importierten Zwischen- und Endprodukten im Ausland. Somit werden bei dieser Betrachtung neben den direkt aus der Fertigstellung der Produkte emittierten Schadstoffen auch die Emissionen aus den vorgelegerten Produktionsstufen ermittelt. Diese Emissionen aus der Herstellung von Zwischenprodukten werden im weiteren Verlauf dieser Arbeit als indirekte Emissionen bezeichnet. Die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten multiregionalen, um Umweltfaktoren erweiterten Input-Output Tabellen ermöglichen erstmals eine detaillierte Berechnung der Schadenskosten durch die direkten und indirekten Emissionen verschiedener Wirtschaftsbereiche. Aus der Verknüpfung der ökonomischen Daten der IOR und den errechneten Schadenskosten können Indikatoren für die Analyse und Ausrichtung umweltpolitischer Maßnahmen abgeleitet werden. Damit wird ein Rahmen geschaffen, der es politischen Entscheidungsträgern ermöglichen wird gezielte Maßnahmen einzuleiten.

3 Darstellung der Vorgehensweise

Dieses Kapitel stellt die Vorgehensweise für die Berechnung der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden vor. Dabei werden zunächst die verwendeten Ansätze für die Bewertung der verschiedenen Schadenskategorien beschrieben. Diese stellen die Grundlage für die Verbesserungen der Berechnungen dar. Anschließend wird detailliert auf die Internalisierung der Schadenskosten im Rahmen der IOR eingegangen, da dieser Ansatz im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Internalisierung der Schadenskosten in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung gewählt wurde.

3.1 Methoden zur Bewertung von Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden

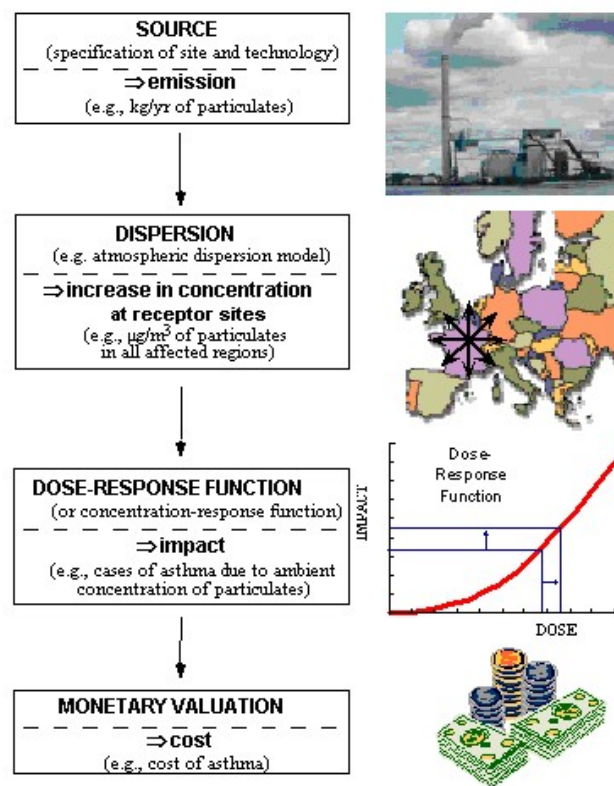
3.1.1 Überblick

Der Schutz der natürlichen Umwelt dient aufgrund ihrer vielfältigen Funktionen, u.a. als Lebensraum für den Menschen und die Bereitstellung sauberer Luft sowie zahlreicher erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Ressourcen, als Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung [UBA (2007)]. Die Auswirkungen des menschlichen Handels lassen sich dabei in fünf Kategorien unterteilen:

- Die Auswirkungen von Schadstoffemissionen auf die menschliche Gesundheit,
- die Auswirkungen von Schadstoffemissionen auf die natürlichen Ökosysteme und die Biodiversität,
- die Auswirkungen von Schadstoffemissionen auf die Ernte von Feldfrüchten und auf Materialien,
- die Auswirkungen von Treibhausgasemissionen auf das Klima und die Folgen einer globalen Erwärmung sowie
- der Abbau nicht-erneuerbarer Rohstoffe.

Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (UBA) empfiehlt zur Berechnung der Schadenskosten für Umwelt- und Gesundheitseffekte die Anwendung des Wirkungspfadansatzes (Impact Pathway Approach, IPA) [UBA (2007)]. Der IPA wurde im Rahmen der EU-Projektreihe ExternE (Externalities of Energy) entwickelt und dient dazu, die Auswirkungen externer Effekte aus der Energieversorgung sowie des Transportwesens zu berechnen. Als externe Effekte werden Handlungen im Rahmen eines wirtschaftlichen oder sozialen Prozesses einer Personengruppe bezeichnet, die eine (negative oder positive) Auswirkung auf Dritte haben. Bei den negativen Auswirkungen kann es sich einerseits um Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzung handeln, andererseits auch um Lärm, Geruch oder ästhetische Veränderungen. Letztere werden in dieser Arbeit nicht betrachtet, da der Fokus auf den Auswirkungen von Schadstoffemissionen in die Umweltmedien Luft, Boden und Wasser liegt. Aus Abbildung 3-1 wird ersichtlich, dass der IPA auf einem ‚bottom-up‘ Ansatz beruht, d.h. die Berechnungen gehen den Weg von der Emission verschiedener Stoffe, über die Ausbreitung in verschiedenen Umweltmedien bis zur Aufnah-

me durch Rezeptoren wie den Menschen, Tiere oder Pflanzen. Aus dem negativen externen Effekt folgen Ernte- oder Produktionsausfälle oder Einschränkungen der individuellen wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der Betroffenen von dauerhafter oder zeitlich begrenzter Natur. Diese Einbußen können anhand ihres nominellen Auftretens oder mit Hilfe von Zahlungsbereitschaftsanalysen monetär bewertet werden. Über den IPA werden nicht vorrangig die Gesamtkosten, wie im top-down-Ansatz, sondern die Grenzkosten, d.h. die Kosten einer zusätzlichen Verschmutzung, industrieller Prozesse im Hinblick auf deren ökologische Folgen betrachtet. Dennoch können die Ergebnisse einzelner Standorte auch zusammengefasst und nach ihren räumlichen Gegebenheiten gewichtet werden, um die Kosten ganzer Standortgruppen bis hin zu ganzen Industriesektoren zu errechnen [Friedrich und Bickel (2005), UBA (2007)].



Quelle: Friedrich und Bickel (2005)

Abbildung 3-1: Der Wirkungspfadansatz

Der dargestellte Wirkungspfadansatz ermöglicht es, die Auswirkungen von Änderungen der Emissionen und Konzentrationen auf verschiedene Endpunkte wie menschliche Gesundheit oder Ökosysteme zu betrachten und diese monetär zu bewerten. In den folgenden Abschnitten werden die dazu angewendeten Bewertungsansätze kurz dargestellt.

Ein wichtiges Problem bei der Betrachtung von Umwelteinwirkungen, z.B. Emissionen eines Schadstoffs durch ein Kraftwerk, hinsichtlich ihrer gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen ergibt sich aus der Tatsache, dass eine direkte Bewertung der Emissionen der verschiedenen Schadstoffe nicht möglich ist. Die reine Menge eines emittierten Schadstoffs kann nicht direkt negativ oder positiv bewertet werden. Dies wird erst möglich,

wenn man die gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen der emittierten Mengen betrachtet und die entstandenen Nutzenverluste bewertet. Das Problem dabei ist, dass der Zusammenhang zwischen den Emissionsänderungen und den Auswirkungen auf den Menschen und die Umwelt nicht linear ist. Die Relation zwischen Konzentrationsänderungen und Schadenswirkungen wird im Rahmen des IPA über Konzentrations- oder Dosis-Wirkungsbeziehungen (concentration-response-functions, CRF) bestimmt. In Bezug auf die Betrachtung von Gesundheitseffekten werden Ergebnisse aus epidemiologischen Studien für die Luftkonzentration an Feinstaub (particulate matter, PM) und Ozon verwendet, die einen statistischen Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung und den Gesundheitseffekten herstellen. Feinstaub in der Luft setzt sich zusammen aus primär emittiertem Feinstaub (primary particulate matter, PPM) und sekundären Aerosolen (Nitrate und Sulfate), die sich aus den Vorläufersubstanzen SO_2 , NO_x und NH_3 bilden. Ozon wird wiederum in chemischen Prozessen aus NO_x und NMVOC gebildet. Die CRF können sehr unterschiedliche Zusammenhänge zwischen Konzentrationsänderungen und Schadenswirkungen wiedergeben [Friedrich und Bickel (2005)]. Im einfachsten Fall beschreiben sie eine lineare Beziehung, aber auch nicht-lineare Zusammenhänge wie ein exponentieller Anstieg der Auswirkungen mit steigender Dosis bzw. ein Rückgang der Auswirkungen mit steigender Exposition sind denkbar. Dies ist beispielsweise bei den gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub zu beobachten. In einer Studie von Pope et al. (2011) wurde gezeigt, dass das Risiko für Lungenkrebs durch Zigarettenrauch bei geringerer Exposition vergleichsweise schneller ansteigt bei höherer Exposition. Es kommt demnach zu einer Abflachung der CRF-Kurve. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Annahme von Grenzwerten (threshold), bis zu welchen keine Auswirkungen messbar sind. Wird dieser Grenzwert überschritten, wird angenommen, dass der natürliche Schutzmechanismus des Menschen nicht mehr ausreicht, um die negativen Auswirkungen auszugleichen. Zudem ist ein sogenannter „Düngemittelleffekt“ (fertiliser effect) möglich. Zu beobachten ist dieser Effekt vor allem bei den Auswirkungen von NO_x und SO_2 auf die Ernte von Feldfrüchten. Dabei wird zunächst ein positiver Effekt auf die Ernteerträge bei geringen Dosen der beiden Schadstoffe beobachtet, da diese Substanzen Spurenelemente für die Pflanzen liefern. Sobald die Konzentration allerdings weiter zunimmt, überwiegen allerdings die Schäden durch Versauerung und Eutrophierung.

Im Fokus dieser Arbeit liegt die Betrachtung und Berechnung der Schadenskosten für die Emission von Schadstoffen, die zunächst in die Luft emittiert werden und sich anschließend in den Medien Luft, Boden und Wasser ablagern. Die Problematik nicht-linearer Dosis-Wirkungs-Beziehungen würde auch in diesem Fall eine Berechnung der Gesamtschäden erschweren, wenn nicht gar unmöglich machen. Um eine Abschätzung der Schadenskosten dennoch zu ermöglichen, wurde im Rahmen der ExternE-Projektreihe für die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRF), vor allem für die Berechnung von Gesundheitsschäden, ein linearer Zusammenhang angenommen [Friedrich und Bickel (2005)]. Eine lineare Beziehung zwischen der vorhandenen Konzentration eines Schadstoffes in der Luft und den daraus resultierenden Auswirkungen auf Menschen und Umwelt hat zur Folge, dass die marginalen

Schadenskosten an jedem Punkt gleich sind und damit den Durchschnittskosten entsprechen. Für die Bewertung der Auswirkungen von Ozon auf die Gesundheit wird für diesen linearen Zusammenhang allerdings ein Grenzwert für die durchschnittliche Konzentration am Tag von 35 ppb (parts per billion) eingeführt. Somit werden die Auswirkungen von Ozon nur für die Tage berechnet, an denen dieser Grenzwert überschritten wird. Für Konzentrationen unterhalb des Grenzwertes wird angenommen, dass keine Gesundheitseffekte durch Ozon entstehen. Diese Betrachtung der Auswirkungen von Ozon wird mit SOMO35 (sum of means over 35 ppb) als die Summe der Tage mit durchschnittlichen Ozonkonzentrationen über 35 ppb bezeichnet [Friedrich und Bickel (2005)]. Zusammenfassend erlaubt die Annahme linearer CRF eine Verwendung der marginalen Schadenskosten zur Ermittlung des Gesamtschadens für eine gegebene Emissionsmenge [UBA (2007)].

3.1.2 Ansätze zur monetären Bewertung

Die monetäre Bewertung der externen Effekte ist notwendig, da sich aus ihr eine Anwendbarkeit für ökonomische und politische Entscheidungen ergibt. Die Berechnung der gesamten Auswirkungen einer Maßnahme sowie die Anwendung in Kosten-Nutzen-Untersuchungen dienen dazu, dass externe Effekte volkswirtschaftlich internalisiert werden und nach dem Verursacherprinzip in die VGR einbezogen werden können. Zudem ermöglicht diese Internalisierung in die Systeme der VGR die eingangs dieser Arbeit diskutierten Verbesserungen der bestehenden Wohlfahrtsmaße (siehe Abschnitt 2.4).

Externe Schadenkosten besitzen zwei grundlegende allgemeine Eigenschaften. So gibt es für die entstandenen Schäden keine kompensierenden Maßnahmen seitens der Verursacher und der Verursacher bezieht die entstandenen Schadenskosten nicht in das Optimierungskalkül seiner wirtschaftlichen Aktivität mit ein. Die gesamtwirtschaftlichen Schadenskosten ergeben sich somit aus der Differenz zwischen privaten, direkt in die betriebswirtschaftliche Rechnung eingehenden Kosten, und den sozialen, für die gesamte Volkswirtschaft auftretenden Kosten. Für die ökonomische Theorie bedeutet diese Differenz, dass es zu einer Fehlallokation der Ressourcen im Markt kommt. Dieses Marktversagen resultiert daraus, dass das Marktgleichgewicht nicht pareto-optimal ist, d.h. durch eine Re-Allokation der Ressourcen wäre es möglich, die Wohlfahrt der durch die externen Effekte betroffenen Wirtschaftssubjekte zu erhöhen ohne die Wohlfahrt des Verursachers der Effekte zu verringern [Gabler (1997), Endres (1994)].

Als Grundprinzip bei der monetären Bewertung der externen Effekte gilt die Theorie der ökonomischen Wohlfahrt. Die Individuen in einer Volkswirtschaft streben nach der Maximierung ihres Nutzens, den sie zur Befriedigung ihrer Bedürfnisse aus dem Konsum materieller und immaterieller und in ihrer Verfügbarkeit begrenzter Güter ziehen. Die Summe der individuellen Wohlfahrten ergibt dann die gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt eines Landes. Betrachtet man die Auswirkungen von Umweltverschmutzungen, so ergibt sich ein negativer Einfluss auf das Nutzenniveau der Individuen, da es zu einem Anstieg von Krankheitsfällen, Ernteausfällen und zu einem Verlust der biologischen Vielfalt kommt. Um dem Prinzip der

Wohlfahrtsmaximierung zu folgen, müssen diese negativen Einflüsse anhand der individuellen Präferenzen der Betroffenen bewertet und minimiert werden. Für diese Bewertung der individuellen Präferenzen wurde als Näherungsgröße die Methode der aggregierten, d.h. alle Präferenzen umfassenden, Zahlungsbereitschaft (willingness to pay, WTP) der betroffenen Individuen für eine Verbesserung der Umweltqualität eingeführt. Die WTP spiegelt die Bereitschaft eines Individuums wider, etwas für den Erwerb eines Gutes aufzugeben. Diese Bereitschaft wird anhand der Kaufkraft, also der Menge Geld, die für das Gut bezahlt werden muss, gemessen. Um den unterschiedlichen Präferenzen und materiellen Ausgangssituationen der Individuen Rechnung zu tragen, werden die einzelnen Zahlungsbereitschaften zusammengefasst und die aggregierte WTP für ein Gut ermittelt. Die WTP kann bei der Betrachtung von handelbaren Gütern direkt über die Preise abgelesen werden. Dies gilt unter anderem für Ernteausfälle. Die Bewertung von Umweltschäden ist jedoch erschwert, da sich für diese keine Marktpreise ableiten lassen. Ein wichtiger Punkt in diesem Zusammenhang ist die Unterscheidung zwischen der Bereitschaft zu einer Zahlung (WTP) und der Bereitschaft eine Kompensation zu akzeptieren (willingness to accept, WTA). Dieser Unterschied ergibt sich aus den Eigentumsverhältnissen. Der Eigentümer eines Gutes gibt an, wie viel er für die Abgabe der Sache mindestens erhalten möchte, während ein Nicht-Eigentümer angibt, wie viel er für den Erhalt der Sache abzugeben bereit ist. Da es sich bei Umweltgütern um nicht handelbare, öffentliche Güter handelt, gibt es in der Regel keine eindeutigen Eigentumsverhältnisse. Da zudem Umweltgüter wie eine saubere Luft keine Substitution durch Marktgüter ermöglichen, kann die Differenz zwischen WTA und WTP sehr groß ausfallen [Hanemann (1991), Shogren et al. (1994), Weber (2002)].

Die Bestimmung der Zahlungsbereitschaften kann auf unterschiedliche Weise erfolgen, wobei zwei grundsätzliche Ansätze unterschieden werden. Auf der einen Seite können die Präferenzen und damit die WTP der Individuen indirekt aus dem Konsumverhalten abgeleitet werden. Hierzu gibt es eine Reihe unterschiedlicher Ansätze, wie die Ermittlung von Anpassungs- oder Ausweichkosten (adjustment costs, preventive/mitigating expenditures), den Reisekostenansatz oder den hedonischen Preisansatz (hedonic price approach) [Fritsch et al. (2007), UBA (2007)]. Auf der anderen Seite hat sich bei der direkten Ermittlung der individuellen Präferenzen in der Praxis der kontingente Bewertungsansatz (contingent valuation, CV) bewährt. Der CV dient dazu die Zahlungsbereitschaft der betroffenen Individuen mit Hilfe verschiedener Befragungstechniken, meist im Rahmen von persönlichen Interviews oder Fragebögen, direkt zu ermitteln. Dabei wird in der Regel gefragt, welchen Betrag die Betroffenen zu zahlen bereit sind, um einen negativen Umwelteinfluss zu vermeiden. Der bedeutendste Vorteil des CV-Ansatzes ergibt sich aus der Berücksichtigung des sogenannten „Nichtgebrauchs“-Wertes (non-use/passive-use value). Während die klassische Ökonomie davon ausgeht, dass die Individuen lediglich über den Ge- oder Verbrauch eines Gutes einen Nutzen erfahren, kann es bei umweltbezogenen Gütern dazu kommen, dass allein die Existenz und die Möglichkeit zur Nutzung schon einen Nutzen für die Individuen generieren.

Die wichtigsten Kritikpunkte an diesem Ansatz beziehen sich vor allem auf den hypothetischen Charakter der Befragungen, der Anreize zu strategischem Verhalten der Befragten schaffen könnte. Zudem beziehen sich die Fragen ausschließlich auf die aktuelle Zeitperiode und mögliche generationsübergreifende Fragestellungen werden ausgeblendet [Diamond und Hausman (1994), Field und Olewiler (2002)]. Zudem sollten über eine detaillierte Beschreibung des Gutes und der zu betrachtenden Szenarien ausreichende Informationen für die Befragten bereitgestellt werden und die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Aussagekraft und ihrer Glaubwürdigkeit untersucht werden. Wenn diese Richtlinien eingehalten werden, kann dieser Ansatz als Ausgangspunkt für die Bewertung von ökologischen Aspekten und deren Integration in die ökonomischen Entscheidungs- und Bilanzierungsprozesse dienen [Arrow et al. (1993), Hanemann (1994), Carson et al. (2001)].

3.1.3 Bewertung von Gesundheitsschäden

Die Ergebnisse aus der Erforschung eines Bewertungsansatzes für Todes- und Krankheitsfälle sind sehr umfangreich. Einen guten Überblick über die verschiedenen Methoden liefert Murray (1994) in seiner Darstellung der theoretischen Grundlagen für die Berechnung eines Indikators zur Bestimmung der Belastungen durch Krankheit (burden of disease). Der von Murray vorgestellte Indikator DALYs (Disability-Adjusted Life Years) findet sich vor allem in den Studien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) und misst die Belastung, die durch spezifische Erkrankungen und Verletzungen hervorgerufen werden, und kann auch für die Berechnung der Gesamtbelastung aller Krankheiten verwendet werden. Die DALYs setzen sich dabei aus der Summe der mit der Schwere der Krankheit gewichteten Lebenszeit, die mit einer Einschränkung gelebt wird (Years Lived Disabled, YLD) und der Lebenszeit, die durch vorzeitiges Ableben verloren geht (Years of Life Lost, YOLL), zusammen.

$$DALY = YLD + YOLL \quad (3-1)$$

Dabei wird die Berechnung der verlorenen Lebenszeit durch vorzeitigen Tod anhand der Lebenserwartung in jedem Alter gemessen. Die YLD werden ebenfalls in Form eines Lebenszeitverlusts berechnet, wobei eine Gewichtung der Einschränkungen vorgenommen wird. Je höher diese Gewichtung ist, desto größer die Einschränkung der Lebensqualität. Eine DALY-Gewichtung von 1 entspricht demnach einem Zustand völliger Gesundheit, während der Wert 0 dem schlechtesten Gesundheitszustand, dem Tod, entspricht. Damit wird in diesem Ansatz der gesamte Gesundheitszustand über alle Individuen hinweg zusammengefasst.

Besondere Bedeutung im Zusammenhang mit dieser Arbeit haben die Ergebnisse von Markandya (1998). In diesem Ansatz wird zur Bewertung der menschlicher Gesundheit die WTP für eine Veränderung des Sterberisikos ermittelt und der Wert eines statistischen Lebens (Value of a Statistical Life, VSL) errechnet. Zwar wird dabei ein linearer Zusammenhang zwischen dem Risiko und der Ausgleichszahlung angenommen, welcher nicht für alle Risikoänderungen zutreffend ist, aber dennoch wird dieser Weg der Berechnung von Auswirkungen auf die Sterbewahrscheinlichkeit häufig im Rahmen verschiedener EU-Projekte angewendet. Die Kritik am VSL-Ansatz, z.B. die Nicht-Berücksichtigung des Alters und des

Gesundheitszustandes der Betroffenen, hat dazu geführt, dass der Ansatz weiterentwickelt wurde und direkt der Wert eines verlorenen Lebensjahres ermittelt wird. Der Vorteil der Ermittlung des Wertes eines verlorenen Lebensjahres (YOLL) liegt nach Markandya in der größeren Flexibilität der Bewertung und nähert die Berechnungen an den Ansatz zur Berechnung der bereits erwähnten DALY in Bezug auf Mortalität an. Im Folgenden wird angenommen, dass der Wert eines YOLL dem Wert eines DALY entspricht. Bei den Berechnungen der Auswirkungen auf die Sterbewahrscheinlichkeit wird dabei angenommen, dass die YOLL für die verbleibende Lebenszeit der Person konstant sind und dass der VSL der Person die Summe der erwarteten und diskontierten Gegenwartswerte der kommenden Lebensjahre abbildet.

Um den Wert eines verlorenen Lebensjahres zu bestimmen, muss zunächst der Wert eines Lebensjahres allgemein ermittelt werden. Dieser wurde mit Hilfe der CV-Methode von Desaignes et al. (2011) als Wert eines Lebensjahres (Value of a Life Year, VOLY) errechnet. Dabei befragten sie 1.463 Personen in neun europäischen Ländern nach ihrer WTP bezogen auf Veränderungen der Lebenserwartung. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass einem verlorenen Jahr an Lebenserwartung durch chronische Erkrankungen in den Ländern der EU-25 ein Wert von 40.000€₂₀₀₀ zugeordnet werden kann. Zudem wird für die Bewertung einer akuten Lebenszeitverkürzung durch unmittelbare Sterbefälle ein Wert von 60.000€₂₀₀₀ errechnet. Diese Berechnungen werden im weiteren Verlauf der Arbeit für die Bewertung eines DALY oder eines YOLL verwendet werden.

Im Rahmen des integrierten EU-Projekt NEEDS wurden monetäre Werte für verschiedene Endpunkte der Betrachtung von Gesundheitsschäden errechnet. Dabei wurde unterschieden zwischen Ereignissen, die das Sterberisiko erhöhen, Gesundheitsschäden durch Atemwegs- oder Herz-Kreislaufbeschwerden und Tagen mit Arbeitsausfall. Diese sind in Preiss et al. (2008) zusammengefasst. In den kürzlich abgeschlossenen EU-Projekten HEIMTSA (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment) und INTARESE (Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe) wurden die bestehenden Dosis-Wirkungs-Beziehungen überarbeitet und neue monetäre Werte für die Bewertung unterschiedlicher Krankheitsfälle ermittelt. In der folgenden Tabelle 3-1 sind diese neuen Ergebnisse aus Friedrich et al. (2011) dargestellt. Diese werden im Rahmen dieser Arbeit erstmals für die Berechnung der Gesamtschadenskosten aller Wirtschaftsbereiche angewendet.

Tabelle 3-1: Monetäre Werte für verschiedene Gesundheitsendpunkte

Gesundheitsendpunkt	Einheit	Monetärer Wert pro Fall oder pro YOLL [€ ₂₀₁₀]
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	4.485.731
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	66.000
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute	YOLL	89.715
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	60.000
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle	2.990
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	2.990
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	441
Nettotage mit eingeschränkter Aktivität (netRADs)	Tage	194
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (MRAD)	Tage	57
Tieferliegende Atemwegssymptome	Tage	57
Hustentage	Tage	57
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch	Fälle	80

Angelehnt an: Friedrich et al. (2011)

3.1.4 Bewertung von Ökosystemschäden

Neben den Schäden an der menschlichen Gesundheit sind Ökosystemschäden von zentraler Bedeutung im Rahmen dieser Arbeit. Dabei werden die Schäden in Form von Verlusten an Artenvielfalt gemessen. Als Indikator für diese Biodiversitätsverluste wurde im EU-Projekt NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability) der potentielle Rückgang der Anzahl von Arten (potentially disappeared fraction of species, pdf) in einem bestimmten Gebiet als Folge von Eutrophierung und Versauerung von Böden, verursacht durch Luftschadstoffe, oder Änderungen in der Landnutzung abgeschätzt [Ott et al. (2006)]. Diese Schäden errechnen sich aus dem Vergleich einer Referenzsituation mit einer bestimmten Anzahl Spezies und einem Szenario mit veränderter Artenvielfalt. Die Biodiversitätsverluste durch Deposition von Luftschadstoffen basiert auf den Ergebnissen von Goedkoop und Spriensma (2001). Dabei wurde berücksichtigt, dass Eutrophierung und Versauerung nicht nur zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen, sondern auch neue Arten entstehen lassen kann. Aus diesem Grund wurde das Konzept der Zielarten angewendet, wobei diese der spezifischen Artenvielfalt eines unberührten Ökosystems entsprechen. Der verwendete Indikator gibt demnach die Vielfalt an Zielarten wieder. Dabei wird die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens bestimmter Arten in versauerten oder eutrophierten Gebieten mit der Auftretswahrscheinlichkeit (probability of occurrence, POO) angegeben. Ein pdf ergibt sich demnach aus dem Anteil der Arten, der nicht mehr aufzufinden ist.

$$pdf = 1 - POO \quad (3-2)$$

Eine zusätzliche atmosphärische Deposition ist umso schädlicher, je höher die Hintergrundkonzentration bereits ist. Aus diesem Grund wurden im Rahmen des NEEDS Projekts Versauerungs- und Eutrophierungsindizes eingeführt, die sich aus den kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff- und Phosphordepositionen errechnen lassen und auf nationalen Hintergrundkonzentrationen beruhen. Eine detaillierte Beschreibung verschiedener Ansätze zur Bewertung von Biodiversitätsverlusten, einschließlich des dargestellten pdf-Indikators, wird im Rahmen des IN-STREAM Projekts von Müller et al. (2011) dargestellt. Im weiteren Ver-

lauf der Arbeit werden Ökosystemschäden in Form von Biodiversitätsverlusten mit diesem pdf-Indikator ausgedrückt. Im Rahmen des NEEDS Projekts wurde hierfür eine monetäre Bewertung anhand von Wiederherstellungskosten durchgeführt. Daraus ergab sich ein europaweit durchschnittlicher Wert von 0,47 Euro₂₀₀₀ pro pdf und m² [Preiss et al. (2008)].

3.1.5 Bewertung von Klimaschäden

Zusätzlich zu den Umwelt- und Gesundheitsschäden werden in dieser Arbeit auch die Schäden durch Treibhausgasemissionen (THG) betrachtet. Im Rahmen des bereits erwähnten NEEDS-Projekts der Europäischen Kommission wurde eine Berechnung der marginalen externen Schadenskosten für THG, den sogenannten „sozialen Kosten für Kohlenstoffemissionen“ (social costs of carbon) durchgeführt. In der Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Bewertungen geben Preiss et al. (2008) den pareto-optimale Punkt, also den Schnittpunkt der marginalen Schadens- und Vermeidungskostenkurven, als Ausgangspunkt für ihre Berechnungen an. Bei der Berechnung der marginalen Schadenskosten wurden Unterschiede in den nationalen Einkommen berücksichtigt und auf Basis der Einkommensverteilungen durchgeführt. Dieser Ansatz bedeutet, dass keine sogenannte Gleichheitsgewichtung (equity weighting), wie sie beispielsweise bei Anthoff (2004) ausführlich beschrieben und diskutiert wird, für die Berechnungen angewendet wird, da dies dazu führen würde, dass in Europa geringere Anstrengungen zur Reduzierung der Risiken aus THG-Emissionen unternommen würden. Dies liegt vor allem darin begründet, dass die Europäer wesentlich höhere Ausgaben zur Risikominderung innerhalb Europas tätigen als außerhalb des Kontinents. Über die Gleichheitsgewichtung würden höhere marginale Schadenskosten errechnet und da der Großteil der Schäden voraussichtlich in den Entwicklungsländern der Erde auftreten wird, sinkt der Anreiz der europäischen Länder, vermehrt in risikomindernde Maßnahmen im Hinblick auf THG-Emissionen verglichen mit anderen Schadstoffen zu investieren.

Eine zweite Argumentationslinie, die im Zusammenhang mit der Bewertung von Klimaschäden steht, bezieht sich auf das sogenannte Vorsorgeprinzip (precautionary principle). Dieses Prinzip besagt, dass im Falle unbekannter, aber potentiell bedeutender Auswirkungen von Schadstoffen ein risiko-averser Ansatz angewendet werden sollte. Da allerdings keine methodischen Ansätze zur Berücksichtigung dieses Vorsorgeprinzips bekannt sind, werden für diese Fälle sowohl politisch als auch gesellschaftlich anerkannte Umweltstandards als Referenz für die Berechnung von marginalen Vermeidungskosten für die Erreichung dieser Standards herangezogen. Dieser Ansatz wird in der umweltökonomischen Theorie als Standard-Preis-Ansatz bezeichnet. Im Hinblick auf Treibhausgase bieten sich die politischen Vereinbarungen im Kyoto Protokoll (1997) an. Darauf aufbauend haben die Länder der Europäischen Union sich für das Jahr 2020 zum Ziel gesetzt, eine 20%-ige Reduktion ihrer THG-Emissionen gegenüber den Emissionen von 1990 zu erreichen. Für die längere Frist über diesen Zeitraum hinaus gibt es zudem eine unverbindliche Übereinkunft der EU-Mitgliedsstaaten, eine Erhöhung der durchschnittlichen Temperatur an der Erdoberfläche von mehr als 2° C zu vermeiden. Dieses Ziel entspricht einer sogenannten ökologischen Belas-

tungsgrenze (critical load) und kann für die Berechnung der Vermeidungskosten als Umweltstandard herangezogen werden.

Aus den Berechnungen im Rahmen des NEEDS Projekts ergibt sich eine Bandbreite für die Bewertung der Klimaschäden durch Treibhausgasemissionen von 7 €₂₀₀₅ pro Tonne CO₂ für 2005 bis 198 €₂₀₀₅ pro Tonne CO₂ für 2050. Daraus wird ersichtlich, dass die Schadenskosten je Tonne CO₂ im Zeitverlauf ansteigen. Dies ergibt sich aus der ansteigenden Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre und der daraus resultierenden verstärkten Erderwärmung. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnung der sozialen Kosten für CO₂-Emissionen findet sich in Preiss et al. (2008). Für die folgenden Berechnungen im Rahmen dieser Arbeit wird ein Wert von 26,50 €₂₀₁₀ pro Tonne CO₂-eq. verwendet. Dieser Wert entspricht der über die Inflation in Euro₂₀₁₀ angepassten Empfehlung aus dem NEEDS-Projekt von 21 €₂₀₀₀/tCO₂-eq für Emissionen im Jahr 2000. In Verbindung mit den Treibhauspotentialen des Weltklimarates (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) können somit die Schadenskosten für die THG berechnet werden [IPCC (2007a)]. Darüber hinaus wird in dieser Arbeit erstmals auch eine Berechnung der Klimaschäden durch Emissionen der Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), flüchtige organische Verbindungen (VOC), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Stickoxide (NO_x) sowie Feinstaub in Form von organischen Kohlenstoff (organic carbon, OC) und Ruß (black carbon, BC) durchgeführt. Die Treibhauspotentiale dieser Schadstoffe sind der Studie von Amann et al. (2010) entnommen. OC und BC werden in Verbrennungsprozessen freigesetzt, bei denen Feinstaubemissionen entstehen. Da nicht in allen Wirtschaftsbereichen Verbrennungsprozesse vorliegen, werden die Treibhauspotentiale dieser Stoffe nur für bestimmte Sektoren angewendet. Tabelle 3-2 stellt die Treibhauspotentiale der Schadstoffe dar. Dabei sind alle Angaben auf einen Zeitraum von 100 Jahren bezogen.

Tabelle 3-2: Treibhauspotentiale für verschiedene Schadstoffe

Schadstoff	Treibhauspotential
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298
SO ₂	-40
BC	680
OC	-75
VOC	3,4
CO	1,9
NO _x	±0

Quelle: Amann et al. (2010)

Die dargestellten Ansätze zur Bewertung von Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden dienen als Ausgangspunkte für die folgende Ermittlung von Kostenfaktoren für verschiedene Schadstoffe. Für diese Berechnung wird dabei der Vorgehensweise des IPA gefolgt. Dabei

werden im Rahmen dieser Arbeit zur Bewertung von Gesundheitsschäden die zugrundeliegenden Dosis-Wirkungs-Beziehungen aktualisiert und auf den aktuellsten Stand der Forschung angepasst. Zudem wird wie oben erläutert, erstmalig ein Ansatz angewendet, der es ermöglicht, neben den klassischen Treibhausgasen Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) auch noch kurzlebige Schadstoffe hinsichtlich ihrer Treibhauspotentiale zu betrachten.

3.1.6 Bewertung des Ressourcenabbaus

Die in Abschnitt 3.1.2 genannte Eigenschaft der externen Kosten besagt, dass es für externe Effekte keinen Markt gibt und dass somit kein Preismechanismus das Angebot und die Nachfrage nach natürlichen Gütern regelt. Diese Annahme führt in der vorliegenden Arbeit dazu, dass der Abbau nicht erneuerbarer Ressourcen nicht als externe Kosten bewertet wird. Diese Argumentation leitet sich aus der so genannten Hotelling-Regel ab, welche besagt, dass die Knappheit der nicht erneuerbaren Ressourcen über den Marktpreis abgebildet wird. Hotelling (1931) berechnete, dass die Preise für die nicht erneuerbaren Rohstoffe aufgrund deren Verknappung über die Zeit ansteigen wobei die Konsumentenrente exponentiell mit dem Marktvolumen ansteigt. Als Beispiel hierfür kann die Entwicklung des Ölpreises herangezogen werden. Dies führt dazu, dass die Nachfrage nach den teuren Rohstoffen zurückgehen wird und ein Abbau des nicht erneuerbaren Rohstoffes verzögert bzw. abgewendet werden kann.

Entgegengesetzt zu dieser Theorie steht die Annahme, dass sich die Rohstoffpreise unabhängig von der vorhandenen Rohstoffmenge bewegen. Dies wird häufig damit begründet, dass es mit Hilfe des technologischen Wandels in Zukunft möglich sein kann, die Förderung der Rohstoffe zu erleichtern und somit große Mengen zu geringeren Kosten abgebaut werden. Zudem können im Zuge des technologischen Fortschritts Substitute für nicht erneuerbare Ressourcen entwickelt werden. Dies hätte eine Stabilisierung bzw. einen Rückgang der Rohstoffpreise zur Folge, während gleichzeitig die verfügbare Rohstoffmenge an nicht erneuerbaren Ressourcen weiter zurückgeht. In diesem Fall dienen die zu beobachtenden Rohstoffpreise nicht als ausreichender Maßstab für die Bewertung des Abbaus erschöpfbarer Ressourcen. Stattdessen kann die soziale Diskontrate als ein Maß für die Zeitpräferenz der Gesellschaft zur Bewertung von Rohstoffen verwendet werden. Die soziale Diskontrate gibt an, wieviel der Gesellschaft der Gegenwartskonsum einer Ressource wert ist. Ist die Diskontrate hoch, dann bedeutet dies, dass der sofortige Abbau einer Ressource bevorzugt wird auch wenn diese damit in der Zukunft nicht mehr zur Verfügung steht. Bei einer niedrigen Diskontrate verschiebt sich der Abbau der Ressource in zukünftige Zeiträume.

Die Argumentation für die Verwendung der Hotelling-Regel in der vorliegenden Arbeit liegt zum einen in der Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung, einhergehend mit einer möglichen Abnahme der Rohstoffpreise, und der Bevorzugung der Verwendung gegenwärtiger, beobachtbarer Marktpreise anstelle eines hypothetischen, mit Hilfe der sozialen Diskontrate bestimmten Wertes eines Rohstoffes.

3.2 Ermittlung sektorspezifischer Kostenfaktoren

Von großer Bedeutung für das Ausmaß der entstandenen Schäden durch Schadstoffemissionen sind die räumlichen und zeitlichen Eigenschaften der Emissionen. Dies gilt insbesondere für die Emissionshöhe und die Lage der Emissionsquelle hinsichtlich der Bevölkerungsdichte in der näheren Umgebung. So sind für eine Schadstoffquelle mit geringer Emissionshöhe und städtischer Lage höhere negative Auswirkungen zu erwarten als für eine Quelle mit hohem Schornstein und abseits von besiedelten Gebieten.

Um die räumlichen Eigenschaften der Emissionsquellen in den Berechnungen der Schäden an der Umwelt und der menschlichen Gesundheit durch die Emissionen aus den 130 verschiedenen Wirtschaftssektoren in den betrachteten Input-Output-Tabellen zu berücksichtigen, werden für jeden dieser Wirtschaftsbereiche die Emissionshöhen und die Bevölkerungsdichte in der Umgebung zur Emissionsquelle bestimmt. Für eine gesamtwirtschaftliche Berechnung der Schadenskosten wird somit eine Methode entwickelt, die es erstmals erlaubt, die Betrachtung der entstandenen Schäden nicht wie bisher nur auf Basis einzelner Industriestandorte durchzuführen, sondern anhand derer die Schadenskosten vollständiger Industrie-sektoren berechnet werden können. Die Berechnung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit wird dabei im Vordergrund stehen. So sollen diese Effekte nicht nur im Hinblick auf die gesamten Schadenskosten bewertet werden, sondern eine detaillierte Betrachtung unterschiedlicher Gesundheitseffekte (in DALY) angestrebt werden. Da die verfügbaren Emissionsdaten der Schadstoffe nur für das Jahr 2000 vorliegen, beziehen sich die sektorspezifischen Kostenfaktoren ebenfalls auf Emissionen aus diesem Jahr. Die berechneten Kostenfaktoren werden anschließend zur Ermittlung der gesamten Schadenskosten für die verschiedenen Wirtschaftsbereiche und die gesamte Volkswirtschaft verwendet. Die Schadenskosten werden dann in die VGR internalisiert werden. Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt dieser Schritt für die Länder Deutschland und Frankreich sowie die Gesamtheit der EU-27 Mitgliedsstaaten und wird über die bereits beschriebene Erweiterung der IOR erfolgen.

3.3 Vergleich zwischen Deutschland und Frankreich

Die Auswahl Frankreichs als Vergleichsland der Ergebnisse für die monetären Schadenskosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaeffekte ergibt sich aus zwei Gründen. Auf der einen Seite ist Frankreich neben Deutschland ein Gründungsland der Europäischen Union und hat erhebliches politisches Gewicht auf europäischer und internationaler Ebene. Auf ökonomischer Ebene weist Frankreich neben Deutschland, dem Vereinigten Königreich und Italien das größte BIP in der EU-27 auf. Somit ist Frankreich in ökonomischer Sicht mit Deutschland sehr gut vergleichbar. Die ökonomische Gleichwertigkeit der beiden Länder zeigt sich auch in einem Vergleich der durchschnittlichen Einkommen. Im Bezugsjahr dieser Studie, dem Jahr 2000, gibt Eurostat (2012) ein BIP pro Kopf für Deutschland in Höhe 24.900 €₂₀₀₀ und für Frankreich von 23.700 €₂₀₀₀. Der Durchschnittswert für die 27 Mitgliedsstaaten der EU beträgt 19.000 €₂₀₀₀. Auf der anderen Seite setzt sich die Struktur der französischen Wirtschaft sehr unterschiedlich zur deutschen Wirtschaftsstruktur zusammen. Dies ergibt sich

auch aus der Tatsache, dass Frankreich nicht im gleichen Maß wie Deutschland auf den Export seiner Produkte ausgerichtet ist. Viel wichtiger im Zusammenhang mit der Berechnung der Schadenskosten durch Schadstoffemissionen ist der Unterschied in den Energiesystemen der beiden Länder. Nach Angaben von Eurostat (2007) unterscheiden sich die Anteile der verschiedenen Stromerzeugungstechnologien an der Bruttostromerzeugung für das Jahr 2000 sehr deutlich. So war der Anteil der Kernenergie an der Bruttostromerzeugung in Deutschland bei etwa 29,6% und in Frankreich 76,7%. Umgekehrt verhält es sich bei der Stromproduktion aus Kohle. Hier war der Anteil in Deutschland bei ca. 51% während in Frankreich lediglich 0,5% der Bruttostromerzeugung aus Stein- und Braunkohle erfolgte. Bei den erneuerbaren Energien (Wind- und Wasserkraft, Geothermie und Biomasse) lag der Anteil in Deutschland bei 7,3% während in Frankreich bereits ca. 14,1% der Bruttostromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen erfolgte. Diese Unterschiede in der Energieversorgung führen zu unterschiedlichen Emissionsmengen aus diesem Sektor und damit zu Unterschieden in den Schadenskosten. Da für Deutschland der Sektor Stromerzeugung aus Kohle die bedeutendste Emissions- und Schadensquelle für das Jahr 2000 darstellt, können für die Emissionen in Frankreich sehr stark abweichende Ergebnisse erwartet werden. Dies macht einen Vergleich der beiden Länder sehr interessant. Gleichzeitig ist zu beachten, dass die in Kapitel 4 berechneten Schadenskosten keine sogenannten Damokles-Risiken beinhalten, die sich aus einer geringen Wahrscheinlichkeit eines Schadensfalles und einem hohem zu erwartenden Schaden zusammensetzt. Allerdings sind es gerade diese Risiken, die bei der Betrachtung der externen Effekte der Energieerzeugung, insbesondere der Nutzung von Kernenergie, von besonderer Bedeutung sind. Dies gilt es bei der Betrachtung und Einordnung der im Folgenden berechneten Ergebnisse zu beachten und stellt einen wichtigen Bereich zukünftiger Forschungsanstrengungen dar.

3.4 Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung

Im Mittelpunkt dieser Arbeit steht die Frage, wie externe Schadenskosten als Verbindungsglied zwischen der bestehenden monetären Input-Output-Rechnung und den physischen Erweiterungen um Umweltfaktoren in Form von Satellitentabellen eingesetzt werden können. Dieser Ansatz beschreibt die Methodik des bereits erwähnten EU-Projekts EXIOPOL. Die erweiterten Input-Output Tabellen sollen dann nach dem Vorbild von Bartelmus et al. (2003) genutzt werden können, um die Berechnungen eines korrigierten BIP oder eines Ökoinlandsprodukts (ÖIP) zu ermöglichen. Wie bereits erwähnt, wurde die Berechnung eines derartigen Indikators bisher aufgrund mangelnder Informationen über die monetäre Bewertung von Umweltschäden nicht durchgeführt. Das Ziel dieser Arbeit ist es, diese Lücke hinsichtlich der Bewertung von Schadstoffen zu schließen.

Die Internalisierung der Schadenskosten im Rahmen der IOR kann auf verschiedene Arten erfolgen. Wichtig ist dabei die Frage, welche Schadenskosten der wichtigsten Kennzahl der VGR, dem BIP, gegenübergestellt werden können. Dies beinhaltet die Unterscheidung der Schadenskosten durch Emissionen, die direkt aus den Produktionsprozessen der

unterschiedlichen Wirtschaftsbereiche zur Herstellung von Zwischen- und Endprodukten freigesetzt werden und Schadenskosten, die durch die gesamten Emissionen aus den Herstellungsprozessen von Endprodukten für den Konsum entstehen. Diese letzteren Emissionen umfassen dabei neben den direkten Emissionen aus den abschließenden Produktionsschritten auch die Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen im In- und Ausland, die zur Herstellung des Endprodukts notwendig sind. Des Weiteren gibt es Schadenskosten, die bei der Anwendung bzw. dem Verbrauch des Gutes beim Endverbraucher entstehen. Eine weitere Frage ergibt sich aus der Berücksichtigung von Schäden, die außerhalb der jeweiligen Landesgrenzen durch die grenzüberschreitende Ausbreitung der Schadstoffe in den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser entstehen. Aus der Beantwortung dieser Fragen ergeben sich unterschiedliche Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten. Es muss demnach entschieden werden, ob die berechneten Schadenskosten nach dem Vorbild des Verursacherprinzips internalisiert werden oder ob lediglich die Schäden, die im Inland entstehen, dem bestehenden Inlandskonzept der Berechnung des BIP gegenübergestellt werden. Zudem ergibt die Berücksichtigung der Emissionen aus den vorgelagerten Produktionsprozessen die Möglichkeit die gesamten Schadenskosten aus der Herstellung von Konsumgütern zu betrachten und den wirtschaftlichen Angaben der IOR gegenüberzustellen. Dieser Ansatz wird im Folgenden als Verbraucherprinzip bezeichnet.

3.4.1 Das Verursacherprinzip

Das Verursacherprinzip besagt, dass die Kosten zur Vermeidung oder Verminderung einer Umweltbelastung von Seiten des Verursachers getragen werden müssen. Wenn ein Verursacher nicht eindeutig ausfindig gemacht werden kann, fallen die Kosten für die Allgemeinheit an [BMU (2012)]. Als Verursacher wird dabei im Rahmen dieser Arbeit der Wirtschaftsbereich bezeichnet, bei dessen Aktivitäten die Emissionen anfallen. Dies geschieht unabhängig von der Ausbreitung der Schadstoffe über die Umweltmedien Luft, Boden und Wasser und den daraus folgenden Schäden im Ausland.

Das Verursacherprinzip basiert auf den Grundsätzen ethischer und moralischer Studien zum Thema Gerechtigkeit, nach denen der Verantwortliche für eine Schädigung das Opfer für den entstandenen Schaden kompensieren muss. Hinsichtlich der Betrachtung von Umweltschäden soll demnach der Verursacher der Schäden die Haftung übernehmen. Dazu erforderlich ist eine eindeutige Festlegung der Regeln, nach welchen der Verursacher zu Kompensationsleistungen verordnet werden kann. Für Deutschland sind diese Regeln im Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG) von 1990 festgeschrieben. Auf europäischer Ebene ist die Umwelthaftung im Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft und in der Richtlinie EG (2004) geregelt. Die wichtigste Schwierigkeit, die sich bei dieser Regelung und der Anwendung des Verursacherprinzips ergibt, ist die eindeutige Feststellung der Kausalität, da die Schadenswirkung und die Schadensursache nicht immer eindeutig einander zuzuordnen sind. Zudem ergibt sich ein Problem, wenn mehrere Personen oder gar die Mehrheit der Bevölkerung einen Schaden bewirken. Dies ist zum Beispiel bei den Schadenswirkungen

durch Emissionen aus dem Straßenverkehr zu beobachten. Darüber hinaus ergeben sich Probleme, wenn es dem Verursacher nicht möglich ist, die Kompensationszahlung zu erfüllen, oder wenn Haftungsgrenzen und Versicherungen zum Schutz vor dem Zugriff des Haftungsrechts dessen Funktionalität einschränken.

Eine internationale Vereinbarung hinsichtlich des Verursacherprinzips wurde 1992 in Rio de Janeiro auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung getroffen. Diese so genannte Rio-Erklärung (1992) umfasst 27 Grundsätze, die die Rolle des Umweltschutzes bei der Betrachtung nachhaltiger Entwicklungen unterstreichen. Hinsichtlich des Verursacherprinzips besagt die von den teilnehmenden Ländern bestätigte Erklärung in Grundsatz 16, dass die Mitgliedsländer der Vereinten Nationen die Internalisierung von Schadenskosten an der menschlichen Gesundheit, der Umwelt und dem Klima vorantreiben sollten, wobei sie „den Ansatz verfolgen sollten, dass grundsätzlich der Verursacher die Kosten der Verschmutzung zu tragen hat“. Über die Betrachtung grenzüberschreitender Schadenswirkungen werden keine genaueren Angaben gemacht. Lediglich die internationale Zusammenarbeit mit dem Ziel, den Transfer von Stoffen in andere Länder zu beschränken, wird betont. Eine Schwierigkeit bei der Umsetzung der Grundsätze und des Verursacherprinzips ist die Tatsache, dass die Rio-Erklärung völkerrechtlich nicht bindend ist und betroffene Länder demnach keinen Anspruch auf die Anwendung des Prinzips haben.

Eine Anwendung dieses Prinzips findet sich dennoch in den globalen, umweltpolitischen Anstrengungen zur Einschränkung des Klimawandels. Auf diesem Gebiet werden zunehmend Maßnahmen und Methoden entwickelt, die von den verursachenden Industrieländern umgesetzt werden, aber gleichzeitig vor allem den zumeist stärker betroffenen Entwicklungsländern nützen. Würden v.a. die mitteleuropäischen Länder wie Deutschland nur die Schadenskosten betrachten, die in ihren Ländern auftreten (siehe Inlandsprinzip), dann würden die Kosten dieser Maßnahmen nur den inländischen Nutzen gegenübergestellt. Dies würde sehr wahrscheinlich dazu führen, dass weniger intensive klimapolitische Anstrengungen von Deutschland und den Industrieländern durchgeführt werden. Demnach wird in der Klimapolitik vermehrt nach dem Verursacherprinzip gehandelt, wonach die Industrieländer Kompensations-, Anpassungs- oder Vermeidungsmaßnahmen zu Gunsten der betroffenen Entwicklungsländer finanzieren. Vor diesem Hintergrund sind beispielsweise die internationalen Vereinbarungen zur Minderung von Treibhausgasemissionen im Kyoto-Protokoll (1997) und die Versuche der Erneuerung dieser Vereinbarungen auf den jährlichen Klimakonferenzen der Vereinten Nationen zu sehen. Eine Post-Kyoto-Regelung wird nach dem Bestreben der Teilnehmernationen im Jahr 2015 erarbeitet werden und ab 2020 in Kraft treten. Im Kyoto-Protokoll, das seit 2005 in Kraft ist und von 192 Ländern weltweit unterzeichnet wurde, wurden im Gegensatz zu den Grundsätzen der Rio-Erklärung erstmals völkerrechtlich bindende Klimaschutzmaßnahmen getroffen. Probleme bei der Umsetzung ergeben sich aus dem Fehlen einer überstaatlichen Kontrollinstanz, die Verstöße sanktionieren könnte, und aus der Tatsache, dass bedeutende Industrieländer nicht bzw. nicht mehr den Vereinbarungen folgen.

Unterstützung erhält die Anwendung des Verursacherprinzips von Hamilton und Atkinson (1996), die die Erweiterung des Verursacherprinzips auf den Bereich der VGR als angebracht erachten und demnach die Schadenskosten in der Gesamtrechnung des emittierenden Landes eingliedern. Auch die Expertenkommission um Joseph Stiglitz et al. (2009a) spricht sich für die Anwendung des Verursacherprinzips aus, da dies eine Zuordnung der Schadenskosten in der VGR des Verursacherlandes ermöglicht und die VGR der betroffenen Länder nicht beeinflusst.

Auf Basis dieser Vorgaben werden im Rahmen dieser Arbeit die Schadenskosten durch die Emissionen aus den unterschiedlichen Wirtschaftsbereichen (einschließlich der privaten Haushalte und des Staates) in die VGR internalisiert werden, um eine Korrektur des BIP bzw. ein ÖIP abzuleiten. Dabei werden zusätzlich zu den im Inland entstehenden Schadenskosten auch die Schadenskosten die durch inländische Emissionen im Ausland entstehen internalisiert werden. Wie bereits in Abschnitt 2.4 beschrieben werden die Emissionsdaten der Sektoren für die Berechnung der Schadenskosten aus um Umweltfaktoren erweiterten Input-Output-Tabellen entnommen. Der Vorteil der Verwendung dieser IOT liegt darin, dass diese nach Sektoren aufgelöste Emissionsangaben für eine Vielzahl verschiedener Wirtschaftsbereiche zur Verfügung stellen. Diese Datenlage ermöglicht die Anwendung der in dieser Arbeit zu ermittelnden sektorspezifischen Schadensfaktoren und somit eine möglichst genaue Berechnung der Schadenskosten durch die Emissionen der Wirtschaftsbereiche. Eine detaillierte Darstellung der Eigenschaften dieser erweiterten IOT erfolgt in Abschnitt 3.5.

3.4.2 Das Inlandsprinzip

Das Inlandsprinzip ergibt sich aus der bereits in Abschnitt 1.2 angesprochenen Methode der Berechnung des BIP, wonach das BIP den Wert aller, in einer bestimmten Periode erzeugten, Waren und Dienstleistungen im Inland und das Saldo des Außenhandels erfasst. Da dieser Berechnungsansatz auf Basis eines größtenteils weltweit standardisierten Ansatzes durchgeführt und in der Mehrzahl der Industrie- und Entwicklungsländer ermittelt wird, hat sich das BIP zum bedeutendsten Indikator der VGR entwickelt. Die beiden wichtigsten Konzepte der Berechnung des BIP sind die Entstehungs- und die Verwendungsrechnung. Bei der Entstehungsrechnung werden die Vorleistungen und Importe vom Produktionswert abgezogen und der Saldo aus Gütersteuern und -subventionen hinzuaddiert. Bei der Verwendungsrechnung wird das BIP aus der Summe der Konsumausgaben der privaten Haushalte und des Staates, der Bruttoinvestitionen und des Außenbeitrags (Exporte abzüglich Importe) errechnet. Somit umfassen beide Ansätze zwar auch den Außenhandel der jeweiligen Länder, aber nur in der Form, dass die importierten Güter aus dem Ausland von der Wirtschaftsleistung des Inlands abgezogen werden, da mit diesen Gütern keine produktiven Aktivitäten der inländischen Wirtschaftsbereiche einhergehen. Der durch die Produktion dieser Güter entstandene wirtschaftliche Effekt wird somit nur dem Ursprungsland dieser Güter zugerechnet. Lediglich die Weiterverwendung der Importe als Zwischenprodukte wird bewertet [Statistisches Bundesamt (2009b)].

Für die Berücksichtigung der Schadenskosten bei der Berechnung eines korrigierten BIP oder eines ÖIP bedeutet dieser Ansatz, dass ausschließlich diejenigen Schadenskosten aus den Emissionen internalisiert werden, die auf dem Gebiet des betrachteten Landes auftreten. Schäden, die durch die inländischen Emissionen von Schadstoffen im Ausland entstehen, werden dabei nicht berücksichtigt. Dies gilt auch für die Betrachtung der Schadenskosten durch Treibhausgasemissionen, da diese zur globalen Erwärmung beitragen und überwiegend zu Auswirkungen in nicht-europäischen, zumeist afrikanischen, Ländern führen [IPCC (2007b)]. Aus diesem Grund dürften die Klimaschadenskosten bei der Internalisierung nach dem Inlandsprinzip nicht den inländischen Schäden in Deutschland, Frankreich und der EU-27 zugerechnet werden. Im Gegensatz dazu werden Schäden, die durch die Ausbreitung der Schadstoffemissionen aus dem Ausland im Inland entstehen, den Schadenskosten im Inland zugerechnet. Das Inlandsprinzip entspricht somit einem „Rezeptor-Prinzip“, da die Schäden dort internalisiert werden, wo sie auftreten.

Da alleine aus der Angabe der Gesamtemissionen eines Wirtschaftsbereiches nicht abgeleitet werden kann, wie hoch die Schäden für Menschen, Umwelt und Klima im In- und Ausland sind, sind aufwendige chemische Transport- und Transformationsmodellrechnungen notwendig. Dabei ergeben sich die Schäden im Inland nicht nur aus den inländischen und ausländischen Emissionen, sondern auch aufgrund der Hintergrundkonzentration der Schadstoffe, die bereits in der Luft sind. Diese Hintergrundkonzentration wird wiederum durch Emissionen im Ausland mit beeinflusst. Da in Europa vorwiegend Westwinde das Klima beeinflussen, ist davon auszugehen, dass die mittel- und osteuropäischen Länder stärker von den grenzüberschreitenden Auswirkungen der emittierten Schadstoffe betroffen sind als die Länder in Westeuropa. Aus diesem Grund spielen die meteorologischen Bedingungen sowie die geographische Lage der verschiedenen Länder, z.B. küstennahe Länder, Inselstaaten oder Länder mit vielen Nachbarländern, eine große Rolle bei der Bestimmung der Auswirkungen der Emissionen. Die Datenanforderungen für diese Berechnungen sind allerdings sehr hoch. Es müssen Emissionsdaten für alle betrachteten Schadstoffe, alle Sektoren und alle Länder weltweit vorliegen, um eine möglichst genaue Abschätzung der Schadenskosten zu gewährleisten. Die Emissionsdaten aus den in dieser Arbeit verwendeten erweiterten IOT erfüllen diese Anforderung.

Eine detaillierte Berechnung der Schadenkosten unter Berücksichtigung der Transformations- und Transportprozesse der Schadstoffe ermöglicht das EcoSenseWeb Modell, das im weiteren Verlauf bei der Berechnung der sektorspezifischen Schadenskosten ausführlich betrachtet wird [Preiss und Klotz (2007)]. Allerdings können mit der gegenwärtigen Version des EcoSenseWeb Modells – mit Ausnahme einiger nordafrikanischer Länder – keine Schäden außerhalb Europas berechnet werden. Somit können nicht alle Schadenskosten berechnet werden. Zudem bedarf es einer großen Anzahl verschiedener Modellrechnungen, da die Auswirkungen der Schadstoffemissionen idealerweise für jedes Land einzeln berechnet werden müssten. Eine aggregierte Betrachtung der Schadenskosten durch die Gesamtemissionen eines Landes und die Unterscheidung zwischen Schäden im In- und Ausland ist dem-

nach möglich, erfordert aber große Rechenzeiten. Ein weiteres Problem ergibt sich aus der Zuordnung der importierten Schadenskosten, die durch die Ausbreitung der Schadstoffe entstehen. Das EcoSenseWeb Modell bietet zwar die Möglichkeit, die Schadenskosten für bestimmte Sektorgruppen separat zu berechnen und auf diese Weise die exportierten Schäden zu bestimmen, aber eine Zuordnung der importierten Schäden zu einem bestimmten inländischen Wirtschaftsbereich und somit die Gegenüberstellung mit der ökonomischen Leistung dieses Bereichs ist nicht möglich. Lediglich eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung über die Aggregation der importierten Schäden ist umsetzbar.

Eine zusätzliche Schwierigkeit bei der Umsetzung des Inlands- oder Rezeptorkonzepts kann sich für vergleichsweise kleine Länder und Länder, deren Produktionstechnologien im Vergleich zu den Nachbarländern moderner sind und somit geringere Emissionsmengen freisetzen als die Nachbarländer, ergeben. Für diese Länder könnten sich deutlich geringere Schadenskosten durch eigene, nationale Emissionen ergeben als durch die importierten Schäden aus den benachbarten Industrieländern. Diese Länder würden eine Korrektur des BIP erfahren, obwohl die Schadenskosten durch die wirtschaftlichen Aktivitäten anderer Länder entstehen. Aus diesem Grund erscheint eine Korrektur des BIP mittels des Inlandskonzepts nur für Nettoexporteure von Schadenskosten sinnvoll zu sein. Diese Schwierigkeit wurde auch von der Expertenkommission um Joseph Stiglitz et al. (2009a) genannt, weshalb sich die Kommission für eine Anwendung des Verursacherprinzips ausspricht. Zudem ist der Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung (2002) der Ansicht, dass nicht nur das nationale Naturvermögen betrachtet werden sollte, sondern dass die Betrachtung von Umwelteffekten auf Basis eines globalen Naturvermögens erfolgen sollte. Dies widerspricht somit dem Ansatz des Inlandsprinzips.

Die Schwierigkeiten in der Anwendung des Inlandsprinzips werden auch im aktuellen Rahmenwerk zur umweltökonomischen Bilanzierung (SEEA) der Vereinten Nationen (2012) beschrieben. Zwar wird darin einerseits erkannt, dass grenzüberschreitende Schäden berücksichtigt werden müssen, es wird aber auch gesagt, dass eine exakte Bestimmung dieser Schäden nach Ansicht der Vereinten Nationen und der mitwirkenden Institutionen nicht möglich ist. Aus diesem Grund werden grenzüberschreitende Schadstoffbewegungen als Ströme innerhalb der Umwelt erachtet und sind nicht in den physischen Satellitentabellen der SEEA enthalten.

Die Betrachtung der Klimaschadenskosten stellt ein weiteres Problem dieses Ansatzes dar. Die Ergebnisse der Studien des IPCC (2007b) weisen darauf hin, dass der Großteil der Schadenswirkungen des Klimawandels in den nicht-europäischen, zumeist afrikanischen, Ländern auftreten. Aus diesem Grund verlangt das Inlandsprinzip, dass die Schadenskosten durch die Treibhausgasemissionen diesen Ländern zugerechnet werden. Dadurch verringert sich die zu internalisierende Gesamtsumme der Schadenskosten in Deutschland, Frankreich und der EU-27 sowie allen weiteren Industrienationen. Während diese Seite der Internalisierung von Klimaschadenskosten vergleichsweise einfach zu berechnen ist, ergibt sich eine große Schwierigkeit bei der Berücksichtigung der Klimaschadenskosten in den Berechnun-

gen für einzelne betroffene Länder. Eine anteilmäßige Zuordnung der Klimaschadenskosten durch die Treibhausgasemissionen aus den Industrienationen für die einzelnen betroffenen Länder wird lediglich über eine näherungsweise Abschätzung der importierten Klimaschäden möglich sein.

Eine Vereinfachung dieses Ansatzes durch die Nicht-Berücksichtigung der Schadenskosten, die durch die Ausbreitung der Schadstoffe in den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser entstehen, würde zwar die Problematik der Berechnung, Zuordnung und Ungerechtigkeit bei der Berechnung und Internalisierung der importierten Schadenskosten beheben, aber auch zu einer erheblichen Unterschätzung der Schadenskosten führen. Dies zeigen die Berechnungen von Droste-Franke (2005) für das Jahr 1998. Daraus wird ersichtlich, dass die Summe der grenzüberschreitenden Schadenskosten in der EU-15 39,5 Milliarden €₂₀₀₀ beträgt. Verglichen mit der Summe der inländischen Schäden aller Länder in Höhe von 89,4 Milliarden €₂₀₀₀ zeigt sich, dass etwa ein Drittel der gesamten Schadenskosten durch die grenzüberschreitende Ausbreitung der Schadstoffe entstehen. Allerdings werden in der Studie von Droste-Franke keine Angaben zu grenzüberschreitenden Schadenskosten in den Nicht-EU-Ländern gemacht. Zudem ist darauf hinzuweisen, dass Droste-Franke (2005) lediglich 13 verschiedene Schadstoffe betrachtet. Dennoch sind die Ergebnisse von Droste-Franke für die Einschätzung der im- und exportierten Schäden in Europa hilfreich. Die von Droste-Franke verwendete Version von EcoSense beruht auf einem Modell für die chemische Transformation und Ausbreitung der Schadstoffe, das nur unwesentlich vom gegenwärtigen Modell abweicht. Die Tatsache, dass die gegenwärtige Version von EcoSense auf neue Konzentrations-Wirkungs-Beziehung und monetäre Bewertungsansätze zurückgreift führt demnach zwar zu einer Veränderung der Ergebnisse aber nicht zu Veränderungen in der Verteilung der Schäden im In- und Ausland. Diese Verhältnisse bleiben aufgrund der gleichgebliebenen Ausbreitungsmodellierung erhalten. Ein Unterschied ergibt sich lediglich in der Erweiterung der EU-Mitgliedsstaaten von 15, wie sie in der Studie von Droste-Franke (2005) betrachtet wurden, auf mittlerweile 27, wie sie in der vorliegenden Arbeit untersucht werden.

Ergänzend zu diesem Konzept sieht der Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung (2002) die Anwendung eines Inländerkonzepts, also die Berechnung des Bruttonationalprodukts. Dies entspricht dem Inlandsprinzip insofern, als es nicht nur die Aktivitäten von Inländern im Inland, sondern auch von Inländern im Ausland umfasst. Allerdings würde sich daraus die Berechnung eines Ökosozialprodukts ergeben, welches die Aktivitäten von Ausländern im Inland nicht enthält. Eine Verknüpfung des Inlandsprinzips mit dem Inländerkonzept würde demnach eine, aus Sicht des Beirats, wünschenswerte Überschneidung liefern. Gleichzeitig sieht der Beirat Probleme in der Umsetzung dieses Ansatzes aufgrund der Verfügbarkeit von Daten hinsichtlich der Aktivitäten von Inländern im Ausland.

Zusammenfassend ergibt sich aus dieser Untersuchung, dass das Inlandsprinzip mit der bestehenden Methode zur Berechnung des BIP sehr gut übereinstimmt. Das BIP berechnet die Wertschöpfung der verschiedenen Wirtschaftsbereiche im Inland. Analog dazu ermöglicht das Inlandsprinzip die Ermittlung der im Inland entstehenden Schäden. Allerdings

konnten deutliche Schwächen dieses Ansatzes bei der Berechnung und Internalisierung der Schadenskosten, insbesondere hinsichtlich der grenzüberschreitenden Auswirkungen der Schadstoffemissionen, aufgezeigt werden. Da diese einerseits zu hohen Anforderungen an die Verfügbarkeit von Emissionsdaten führen und andererseits das bestehende Modell EcoSenseWeb bisher lediglich die europäischen Länder beinhaltet, erscheint das Inlands- oder Rezeptorprinzip in der Realität nur näherungsweise umsetzbar. Zudem konnte gezeigt werden, dass eine Vernachlässigung der ex- bzw. importierten Schadenskosten zu einer deutlichen Unterschätzung der Gesamtschadenskosten führen und somit die Ergebnisse erheblich beeinflussen würde. Dennoch werden im Verlauf dieser Arbeit die Schadenskosten durch die Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren der erweiterten IOT berechnet und mit Hilfe einer Abschätzung über die grenzüberschreitenden Bewegungen der Schadstoffe und der daraus resultierenden Im- und Exporte von Schadenskosten ergänzt. Somit wird eine Internalisierung der Schadenskosten nach den Kriterien des Inlandsprinzips dargestellt.

3.4.3 Das Verbraucherprinzip

Zusätzlich zur Internalisierung nach dem Verursacher- und dem Inlandsprinzip wird in dieser Arbeit noch ein weiterer Ansatz Berücksichtigung finden. Es handelt sich dabei um ein Verbraucherprinzip, das darauf ausgerichtet ist, die Schadenskosten in dem Land zu internalisieren, in dem die produzierten Güter konsumiert werden. Somit werden die Schadenskosten durch die gesamten Schadstoffemissionen eines Landes abzüglich der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern und zuzüglich der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Importgütern internalisiert. Das bedeutet, dass die Schadenskosten, die durch Emissionen aus der Herstellung von importierten Konsumprodukten im Ausland entstehen, hinzugezählt werden. Entscheidend ist somit nicht mehr, ob die Schäden innerhalb der Landesgrenzen entstehen (Inlandsprinzip) oder wer die Schadstoffemissionen freisetzt (Verursacherprinzip), sondern wer die Produkte verbraucht und damit die zugrundeliegenden wirtschaftlichen Aktivitäten und die verwendeten Technologien unterstützt. Somit sieht dieser Ansatz vor, dass die Schadenskosten als zusätzliche Produktionskosten für die Hersteller der Güter in den Preisen der Produkte internalisiert werden. Schäden, die im Ausland entstehen, werden den Preisen im Ausland zugeordnet und auf diese Weise dem Wert der Importe zugerechnet. Bei der Berechnung des BIP nach den dargestellten Ansätzen wird der Wert dieser Importe vom nationalen Produktionswert abgezogen. Somit ergibt sich ein geringeres BIP im Inland für den Fall von Importen, bei deren Produktion hohe Schäden an der menschlichen Gesundheit, der Umwelt und dem Klima im Ausland entstehen. Andere Länder wiederum, die ihre Importe aus Ländern mit modernen, sauberen Produktionstechnologien beziehen werden von diesem Ansatz hinsichtlich des Wertes des korrigierten Wertes des BIP bzw. des ÖIP profitieren. Dieser Unterschied in den Importen verschiedener Länder, der auch vom Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung (2002) angesprochen wird, wird nun über das Verbraucherprinzip berücksichtigt.

Das Verbraucherprinzip verschiebt nach seiner oben genannten Definition die Verantwortung für entstandene Schäden vom Emittenten der Schadstoffe hin zu den Konsumenten der Güter, da ohne diese Nachfrage keine Produktion der entsprechenden Güter stattgefunden hätte. Andererseits muss man bei diesem Ansatz beachten, dass die entstandenen Arbeitsplätze und der Beitrag zur VGR nur dem Land, in dem die Güter produziert werden, zu Gute kommen. Während also der wirtschaftliche Nutzen dem produzierenden Inland zugeschrieben wird, wird der entstandene Schaden dem konsumierenden Inland zugerechnet. Diese Ungleichheit erschwert die Umsetzung des Verbraucherprinzips und ist ein Grund für die geringe Akzeptanz dieses Ansatzes auf umweltökonomischer Ebene. Dennoch soll dieser Gedanke in den Berechnungen eines korrigierten BIPs und eines ÖIP in der vorliegenden Arbeit betrachtet werden.

Die für die Berechnungen der Schadenskosten notwendigen Emissionsdaten können ebenfalls aus den um Umweltfaktoren erweiterten IOT entnommen werden. Diese Tabellen enthalten neben den Emissionen aus den Prozessen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche auch die Handelsbeziehungen zwischen den Sektoren verschiedener Länder. Eine Beschreibung der allgemeinen Grundlagen der IOT sowie deren Erweiterung um Umweltfaktoren erfolgt im nachfolgenden Abschnitt. Dort wird auch die Berechnung der Emissionen aus den vorgelagerten Produktionsprozessen ausführlich dargestellt.

3.5 Erweiterte Input-Output-Tabellen

Wie in den vorangegangenen Abschnitten bereits dargestellt wird die Internalisierung der berechneten Schadenskosten in die Systeme der VGR über eine Anpassung der IOR erfolgen. Dazu werden in diesem Kapitel die grundlegenden Eigenschaften der Input-Output-Tabellen sowie die in dieser Arbeit angewendete Methode zur Erweiterung der IOT dargestellt.

3.5.1 Eigenschaften und Aufbau der Input-Output-Tabellen

Die von Leontief (1966) entwickelte grundsätzliche Form der IOT ist in Tabelle 3-3 dargestellt. Es handelt sich dabei um eine symmetrische IOT bei der die gesamte Verwendung der Endprodukte gleich dem Produktionswert ist. Die Tabelle bildet in den Spalten die Verwendung der Produkte eines Sektors einerseits als Inputfaktoren (F) für alle andere Sektoren (V) und andererseits als Endprodukt für den Konsum im Inland (Y) der privaten Haushalte (HH), des Staates (S) und der Industriesektoren (I) sowie des Auslands (Exporte, EX) ab. In den Zeilen der Tabelle sind die Vorleistungen (A) aufgelistet, die ein bestimmter Sektor aus den anderen Sektoren benötigt (F), um seine Produkte herstellen zu können. Durch Berücksichtigung des Saldo zwischen den zu entrichteten Gütersteuern und den erhaltenen Gütersubventionen (GS) sowie den Importen (IM) ergibt sich die Summe der Vorleistungen zu Anschaffungspreisen. Diese GS werden auch für den Endkonsum und die Exporte erfasst. Unter Berücksichtigung der Bruttowertschöpfung (BWS) kann somit der Produktionswert der inländischen Produktion inklusive der Importe ermittelt werden.

Tabelle 3-3: Allgemeine Form einer symmetrischen Input-Output Tabelle

Verwendung Aufkommen	Sektor A	Sektor B	...	Zwischen- summe	Endkonsum (HH, S, I)	Exporte	Gesamte Verwendung
Sektor A	F			$V = \sum F$	Y	EX	V+Y+EX
Sektor B							
...							
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zur Herstellungspreisen	$A = \sum F$				$\sum Y$	$\sum EX$	$\sum V+Y+EX$
Gütersteuern abzgl. - subventionen	GS_A			$\sum GS_A$	GS_Y	GS_{EX}	$\sum GS$
Importe	IM_A			$\sum IM_A$	IM_Y		$\sum IM$
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zu Anschaffungspreisen	$A+GS_A+IM_A$						
Bruttowertschöpfung	BWS						
Produktionswert	$A+GS_A+IM_A+BWS$						

Aus den dargestellten Tabellen berechnete Leontief (1970) Produktionskoeffizienten über das Verhältnis der benötigten Inputs für einen Produktionsprozess und dessen Output. Mit Hilfe dieser fixen Koeffizienten können lineare Produktionsfunktionen für jeden Sektor abgeleitet werden. Diese werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendet, um einerseits die Emissionen zu ermitteln, die im Rahmen der Produktionsprozesse eines Sektors entstehen und andererseits, um die Emissionen zu berechnen, die sich zusätzlich auch aus den vorgelagerten Prozessen zur Herstellung von Zwischenprodukten für die einzelnen Sektoren entstehen. Über die Berechnung der Produktionskoeffizienten für jeden Sektor der IOT leitete Leontief (1966) eine Matrix ab, welche die gesamte Produktionsmenge eines Gutes über die Addition der Verwendung als Inputfaktor für andere Prozesse und den Verbrauch durch den Endkonsumenten berechenbar macht. Die inverse Form dieser Matrix liefert einen zentralen Bestandteil der IOR. Mit dieser Matrix können die Auswirkungen von exogenen Veränderungen in der Nachfrage nach bestimmten Gütern auf die gesamte Produktion, inklusive aller technologischen Abhängigkeitsverhältnisse, ermittelt werden. Die wichtigste Voraussetzung dafür ist, dass es sich um symmetrische IOT handelt, dass also die Summe der Vorleistungen der Summe der Endprodukte entspricht. Diese symmetrische Form der IOT wird auch in dieser Arbeit im Fokus der Betrachtungen stehen. Kritik an der Verwendung dieser fixen linearen Produktionsfunktionen wird im Handbuch der Vereinten Nationen (1999) mit dem Argument zurückgewiesen, dass sich einerseits die Produktionstechnologie in der kurzen Periode eines Jahres, für das die IOT in der Regel ausgelegt sind, nicht von Grund auf ändern wird und sich andererseits Änderungen der Koeffizienten, die aus einem derartigen technologischen Fortschritt resultieren, problemlos in die IOT übernehmen lassen.

3.5.2 Satellitentabellen zur Eingliederung von Umwelteffekten

In Abschnitt 2.3 wurde gezeigt, dass die Erweiterung von IOT um so genannte Satellitentabellen eine geeignete Methode der Verknüpfung von monetären und physischen Daten darstellt. In der folgenden Tabelle 3-4 wird eine symmetrische IOT und eine Erweiterung um

eine Satellitentabelle gezeigt. Dabei werden für jeden Sektor sowie den Endkonsum und die Exporte die notwendigen natürlichen Inputfaktoren wie Rohstoffe oder Landnutzung und die erzeugten Emissionen abgebildet. Im Rahmen dieser Arbeit wurde bereits mehrfach erwähnt, dass eine Betrachtung und monetäre Bewertung des Rohstoffabbaus und der Landnutzung nicht erfolgt, da diese Faktoren über die Marktpreise bewertet sind. Dementsprechend bildet die Betrachtung der Emissionen von Schadstoffen den Mittelpunkt der Untersuchung. Die Schadenskosten, die aus diesen Emissionen an der menschlichen Gesundheit, der Umwelt und dem Klima entstehen, werden in den nachfolgenden Kapiteln errechnet und werden zur Verknüpfung zwischen der physischen Satellitentabelle und der monetären IOT verwendet werden.

Tabelle 3-4: Erweiterung einer symmetrischen Input-Output-Tabelle um eine Satellitentabelle

Verwendung Aufkommen	Sektor A	Sektor B	...	Zwischen- summe	Endkonsum (HH, S, I)	Exporte	Gesamte Verwendung
Sektor A	F			$V = \sum F$	Y	EX	V+Y+EX
Sektor B							
...							
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zur Herstellungspreisen	$A = \sum F$				$\sum Y$	$\sum EX$	$\sum V+Y+EX$
Gütersteuern abzgl. - subventionen	GS _A			$\sum GS_A$	GS _Y	GS _{EX}	$\sum GS$
Importe	IM _A			$\sum IM_A$	IM _Y		$\sum IM$
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zu Anschaffungspreisen	A+GS _A +IM _A						
Bruttowertschöpfung	BWS						
Produktionswert	A+GS _A +IM _A +BWS						
Input (Natürliche Roh- stoffe, Land, usw.)							
Output (Emissionen)							

3.5.3 Multiregionales Input-Output Model

Die EXIOBASE Datenbank aus dem Projekt EXIOPOL liefert Daten zu den Input-Output-Tabellen (IOT) für die 27 Mitgliedsländer der EU, drei weitere europäische und 13 nicht-europäische Länder für das Jahr 2000, so dass diese für insgesamt 43 Länder erstellt wurden (siehe Tabelle A-1). Durch die Auswahl der Länder wird etwa 95% des globalen BIP abgedeckt. Die IOT umfassen dabei jeweils 130 Wirtschaftssektoren (siehe Tabelle A-2 im Anhang). Die EXIOBASE Datenbank stellt die Grundlage der Berechnungen der Schadenskosten in den nachfolgenden Kapiteln dar. Da die Daten aus dieser Datenbank lediglich für das Jahr 2000 vorliegen, beziehen sich alle Berechnungen in der vorliegenden Arbeit ebenfalls auf das Jahr 2000. Eine Fortschreibung der Daten erfolgt gegenwärtig im EXIOPOL-Nachfolgeprojekt CREEA (Compiling and Refining Environmental and Economic Accounts).

Die Datenbank umfasst eine detaillierte Zusammensetzung der Handelsbeziehungen der verschiedenen Länder. Aus diesen Daten können die Importe und Exporte von Gütern und Dienstleistungen, unterschieden nach Herkunftsland und Wirtschaftssektor, entnommen werden. Auf diese Weise ergab sich ein 43 Länder umfassendes, jeweils 130 Wirtschaftssektoren abdeckendes, multiregionales und um Umweltfaktoren erweitertes Input-Output Model (Multi-Regional Environmentally Extended Input-Output Tables, MR-EEIO), das es ermöglicht, die weltweit verzweigten Wertschöpfungsketten vollständig abzubilden [Tukker et al. (2013)]. Allerdings ergibt sich bei einem Vergleich der Außenhandelsdaten aus der Datenbank mit offiziell berichteten Daten von Eurostat oder dem Statistischen Bundesamt eine Differenz zwischen den veröffentlichten Daten und den Berechnungen im Rahmen des EXIOPOL Projekts. Diese erklärt sich aus der Verknüpfung der nationalen IOT mittels Handelsdaten zwischen den verschiedenen Ländern. Daraus resultiert eine Abweichung der Summen der gesamten Aufwendung für die verschiedenen Sektoren und der Summen der gesamten Verwendung der Produkte der Sektoren. Bei der Verknüpfung der offiziell berichteten Daten mit den internationalen Handelsdaten wurde festgestellt, dass die berichteten Daten der nationalen Statistikbüros, die die Basis für die Erstellung des MR-EEIO darstellten, bezüglich der Exporte und Importe zwischen verschiedenen Ländern nicht übereinstimmen. Bei der Erstellung der MR-EEIO wurde zwar versucht die Importdaten an die Exportdaten anzupassen, aber es bleibt eine Asymmetrie bestehen, die sich in den finalen IOT widerspiegelt. Gründe für diese Asymmetrie sind Handels- und Transportspannen, Produktions- und Importabgaben abzüglich Subventionen und statistische Fehler [Heijungs und de Koning (2013), Tukker et al. (2013)]. Somit handelt es sich nicht um symmetrische IOT, da die Summen der gesamten Aufwendung für die verschiedenen Sektoren nicht den Summen der gesamten Verwendung der Produkte der Sektoren entsprechen. Um die Daten dennoch für die Input-Output Rechnung nutzbar zu machen und eine symmetrische Tabelle zu erhalten, wurde die Gesamtsumme der Exporte so skaliert, dass sie mit der Gesamtsumme der Importe übereinstimmt. Die Differenz zwischen den Originaldaten und den skalierten Daten wird anschließend als eine Abweichungsangabe in die IOT eingeführt, um die ursprünglichen Gesamtsummen beizubehalten. Im Gegensatz zu einer Skalierung der Gesamtsumme der Importe ergibt sich aus der Anpassung der Exporte keine Verzerrung der Inputkoeffizienten. Zudem werden die Angaben aus den Produktionsfunktionen für die Exporte genutzt, um die Importmatrizen und die Struktur der Exportdaten anzupassen. Die Differenz zwischen den angepassten Inputdaten und den ursprünglichen Inputdaten kann als Abschätzung für die Handels- und Transportspannen aus dem internationalen Handel verwendet werden. Die Bereinigung der Ungleichheiten in den Gesamtsummen der Exporte und Importe ist notwendig, um die Umwelteffekte aus der Produktion und dem Endverbrauch der Güter und Dienstleistungen zu ermitteln. Eine ausführliche Beschreibung des Vorgehens findet sich in Tukker et al. (2013).

Die IOT aus dem EXIOPOL Projekt können grundsätzlich in vier unterschiedlichen Varianten dargestellt werden. So können die Matrizen sowohl die verschiedenen Wirtschafts-

sektoren als auch die verschiedenen Produkte einander gegenüberstellen. Zudem können auch Wirtschaftssektoren und Produkte miteinander dargestellt werden. Während die Matrix, die die Produkte einander gegenüberstellt annimmt, dass jeder Wirtschaftssektor einen spezifischen Produktionsprozess verfolgt, nimmt die Abbildung der Wirtschaftssektoren zueinander an, dass jedes Produkt einer speziellen Verkaufsstruktur unterliegt [Tukker et al. (2013)]. In der vorliegenden Arbeit werden die Beziehungen der Wirtschaftsbereiche zueinander betrachtet. In Hinblick auf die verwendete IOT für Deutschland ergibt sich eine Abweichung der Summen für die gesamte Aufwendung und den gesamten Verbrauch, die für 113 der 130 Sektoren kleiner als 1% ist. Für 16 Sektoren liegt die Abweichung zwischen 1% und 6%. Für die Bereitstellung von Brut- und Spaltstoffen für die kernenergetische Nutzung übersteigt die berichtete Summe der Verwendung die des Aufkommens um knapp 78%. Eine detaillierte Betrachtung dieses Sektors wird deshalb im Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen. Für den Großteil der Sektoren allerdings ist die Abweichung als gering zu erachten und eine weitere Verwendung der Daten unter Berücksichtigung der Ungleichheiten ist möglich.

Das multiregionale und um Umweltfaktoren erweiterte Input-Output Model aus dem EXIOPOL Projekt wird in dieser Arbeit dazu verwendet, die Schadenskosten durch die Emissionen im Jahr 2000 aus den inländischen Wirtschaftssektoren in Deutschland, Frankreich und der EU-27 sowie die Schadenskosten durch die direkten und indirekten Emissionen im Jahr 2000 aus der Herstellung von Produkten für den Endkonsum in diesen Ländern zu berechnen.

3.5.4 Verwendung der MR-EEIO Tabellen zur Berechnung der Schadenskosten durch den Endkonsum

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden auch die Schadenskosten berechnet, die sich aus der Herstellung von Produkten für den Endkonsum in Deutschland, Frankreich und der EU-27 ergeben. Diese werden anschließend nach dem Verbraucherprinzip in die VGR internalisiert. Die dazu notwendigen Schritte der IOR werden in diesem Abschnitt anhand der Ausführungen von Tukker et al. (2013) und Eurostat (2008) erläutert. Die Berechnung der Schadenskosten erfolgt in Kapitel 7.

Das Input-Output Model beschreibt, wie sich der Output (x) eines Sektors aus der Matrix der Inputkoeffizienten für die benötigten Zwischenprodukte (A) und dem Vektor der Nachfrage (y) ableiten lässt.

$$x = Ax + y \quad (3-1)$$

Durch die nachfolgenden Umformungen dieser Gleichung (3-1)

$$x - Ax = y \quad (3-2)$$

$$(I - A)x = y \quad (3-3)$$

ergibt sich

$$x = (I - A)^{-1} * y \quad (3-4)$$

wobei I die Einheitsmatrix darstellt.

Die Matrix $(I-A)^{-1}$ wird dabei als Leontief-Inverse (L) bezeichnet. Diese Matrix gibt den direkten und indirekten Bedarf nach Inputprodukten an, der für die Herstellung einer Outputeinheit notwendig ist. Daraus ergibt sich die folgende Gleichung für die Berechnung des Outputs eines Wirtschaftssektors

$$x = Ly \quad (3-5)$$

Das Leontief-Model unterliegt dabei den Annahmen, dass die Preise in der kurzfristigen Betrachtung unveränderbar sind und dass sich auch die Inputkoeffizienten unabhängig von der Entwicklung des Outputs und der Nachfrage nicht verändern. Somit wird eine konstante Wirtschaftsstruktur für die kurzfristige Betrachtung angenommen.

Zusätzlich zu den Güterströmen können nun auch Umweltfaktoren wie Emissionen, Rohstoffverbrauch, Landnutzung, Wasserverbrauch, usw. im Rahmen der IOR berücksichtigt werden. Um diese Erweiterung der IOT zu ermöglichen, werden die Umweltfaktoren als eine Matrix mit den direkten Wirkungskoeffizienten $D = d_{kj}$ eingeführt. Dabei gibt jedes Element der Matrix D an, in welchem Umfang der Umweltfaktor k in den Produktionsprozessen des Wirtschaftssektors j eingesetzt wird. Diese Koeffizienten werden dabei als physikalische Einheiten pro Euro Output angegeben. Daraus ergibt sich, dass der gesamte Bedarf an Umweltfaktoren (e) wie folgt aus dem Output eines Sektors berechnet werden kann:

$$e = Dx = D * (I - A)^{-1} * y \quad (3-6)$$

Für ein internationales Input-Output Model gilt die Gleichung (3-6) ebenfalls. Der Bedarf an Umweltfaktoren (e) wird in diesem Fall als ein Vektor aus allen Sub-Vektoren der betrachteten Länder e_R , wobei R die untersuchten Länder angibt, dargestellt. Damit ist die Gleichung auch für die Berechnungen des multi-regionalen, um Umweltaspekte erweiterten Input-Output-Models (MR-EEIO) in der vorliegenden Arbeit anwendbar.

Der Bedarf an Umweltfaktoren (e) gibt somit die Abhängigkeit eines Landes von den Umweltfaktoren als Inputfaktoren an. Dies gilt sowohl für die Emissionen als auch für die Rohstoffe. Während der Verbrauch der Rohstoffe und die Freisetzung der Emissionen im Rahmen der Produktionsprozesse vor allem im Inland stattfinden, müssen die Rohstoffe in vielen Ländern aus dem Ausland eingeführt werden. Die dargestellten Berechnungsschritte werden in Kapitel 6 angewendet, um aus den freigesetzten Emissionen aus den Produktionsprozessen zur Herstellung von Gütern für den Endverbrauch die Schadenskosten zu ermitteln und diese über den Ansatz des Verbraucherprinzips den wirtschaftlichen Kennzahlen der verschiedenen Sektoren in Kapitel 7 gegenüberzustellen.

3.5.5 Die CMLCA-Software

Die EXIOBASE-Datenbank umfasst verschiedene Daten zu den IOT für die 43 betrachteten Länder, aufgeteilt in 130 Sektoren, und die Schadstoffemissionen dieser Sektoren sowie weitere Daten, die im Rahmen des EXIOPOL-Projekts ermittelt wurden. Um diese große Datenmenge zu bearbeiten bietet sich die vom Institute for Environmental Sciences der Universität Leiden entwickelte Software CMLCA (www.cmlca.eu) an. Diese Software unterstützt die Arbeiten im Bereich der Lebenszyklusanalyse (LCA) und der (erweiterten) Input-Output-

Analyse, in dem die Verknüpfung der Datensätze automatisiert wurde, um gezielte Datenabfragen zu ermöglichen. Eine Beschreibung der zentralen Funktionen und Anwendungsbeispiele findet sich im Benutzerhandbuch von Heijungs (2012).

Die CMLCA-Software ermöglicht es, anhand der im vorangegangenen Abschnitt dargestellten Berechnungsschritte, die Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen eines jeden Sektors zu berücksichtigen. Die Emissionsdaten können dann verwendet werden, um die Schadenskosten an der menschlichen Gesundheit, der Umwelt und dem Klima durch die Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern zu berechnen.

Für die Berechnungen in der vorliegenden Arbeit wurde der aktuelle Datensatz der EXIOBASE-Datenbank von Heijungs und de Koning (2013) bereitgestellt und mit Hilfe der CMLCA-Software bearbeitet.

4 Berechnung sektorspezifischer Schadens- und Kostenfaktoren

In diesem Kapitel werden Schadensfaktoren für eine detaillierte Betrachtung von Gesundheitseffekten sowie Kostenfaktoren zur Quantifizierung monetärer Umwelt- und Gesundheitsschäden für verschiedene Industriesektoren berechnet. Der dafür im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Ansatz wird anschließend auf die im Projekt EXIOPOL ermittelten Emissionsdaten angewendet. Das Projekt hatte zum Ziel, umfangreiche Input-Output-Tabellen (IOT) zu erstellen und diese um verschiedene Umwelteinflüsse zu erweitern. Um diese Ziele zu verfolgen wurden Daten für die IOR gesammelt und errechnet, so dass für insgesamt 43 Länder (siehe Tabelle A-1) IOT erstellt und über den Außenhandel miteinander verknüpft werden konnten. Zusätzlich wurden Daten über Umweltfaktoren in Form von Emissionen in die Luft, Änderungen in der Landnutzung und der Materialbedarf in Form von Rohstoffen gesammelt und in Satellitentabellen als Erweiterung der IOT zusammengefasst. Um die Auswirkungen der berechneten Schadstoffemissionen zu ermitteln werden die in Kapitel 3 dargestellten Bewertungsansätze angewendet. Für die Nutzbarmachung der errechneten externen Effekte im Rahmen der IOR ist die monetäre Bewertung der Schäden unumgänglich, da nur auf diese Weise ein Vergleich der in physischen Einheiten angegebenen Umwelteffekte mit den monetären Wirtschaftsdaten aus der IOR durchführbar wird. Um diese monetäre Bewertung zu ermöglichen wird im Rahmen dieser Arbeit erstmals ein Ansatz entwickelt, der eine sektorspezifische Berechnung der Schadenskosten auf Basis der Emissionsdaten aus dem EXIOPOL-Projekt ermöglicht.

Für die Berechnung der Kostenfaktoren in diesem Kapitel wird zunächst eine Screening-Studie durchgeführt, die es ermöglichen soll, die relevanten Schadstoffe in Europa hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima zu identifizieren. Für diese Schadstoffe wird in den folgenden Kapiteln ein Ansatz für die Berechnung der Schadenskosten entwickelt. Eine Bewertung des Ressourcenabbaus wird nicht durchgeführt (siehe Abschnitt 3.1.6). Für die Bewertung von Gesundheitseffekten werden erstmals auch aktuelle Resultate hinsichtlich der Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus dem EU-Projekt HEIMTSA berücksichtigt [Friedrich et al. (2011)]. Des Weiteren werden in diesem Abschnitt auch die Schadensfaktoren für die Betrachtung von Gesundheitseffekten dargestellt. Diese dienen dazu, die durch Schadstoffemissionen der verschiedenen Sektoren auftretenden Gesundheitseffekte nach unterschiedlichen Krankheitsfällen zu unterteilen, um eine detaillierte Betrachtung der externen Effekte auf die menschliche Gesundheit zu erhalten.

Da die IOT aus dem EXIOPOL Projekt für jedes Land 130 Wirtschaftssektoren umfassen (siehe Tabelle A-2 im Anhang), wurde in dieser Arbeit ein Ansatz entwickelt, der es ermöglicht, unter Berücksichtigung der sektorspezifischen Eigenschaften der Emissionsquellen Berechnungen der Schäden vorzunehmen und somit sowohl einen direkten Vergleich der Sektoren untereinander als auch eine möglichst genaue Berechnung der gesamten Schäden durchzuführen. Zudem wurden die Schadens- und Kostenfaktoren für jedes der 43 Länder einzeln berechnet, um auf diese Weise Unterschiede in den Zahlungsbereitschaften und in der

Anzahl der betroffenen Individuen zu berücksichtigen. Die Vorstellung des in diesem Rahmen entwickelten Ansatzes umfasst mehrere Teile. Zunächst werden die 130 Sektoren im Hinblick auf ihre räumlichen Eigenschaften untersucht. Anschließend werden monetäre Schadensfaktoren für die einzelnen Kategorien der räumlichen Charakteristika errechnet. Dabei werden sowohl top-down- als auch bottom-up-Ansätze für die Berechnungen angewandt. Die Ermittlung der sektorspezifischen Schadens- und Kostenfaktoren wird in den folgenden Abschnitten ausführlich beschrieben.

4.1 Ermittlung der relevanten, zu betrachtenden Schadstoffe

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Screening-Studie durchgeführt, die es ermöglicht die – hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima – relevanten Schadstoffe für alle Produktionsprozesse in Europa zu ermitteln. Ziel dieser Untersuchung war es, eine Liste an Schadstoffen zu erhalten, die bei den Berechnungen der Schadenskosten für die verschiedenen Wirtschaftssektoren betrachtet werden sollten. Dabei wurden die Emissionsmengen von mehr als 700 Schadstoffeinträgen in Luft, Boden und Wasser für über 450 Prozesse abgeschätzt. Die Emissionen für diese Screening-Studie wurden durch die Verknüpfung von Aktivitätsdaten aus der europäischen Produktionsstatistik PRODCOM (2008), der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (United Nations Food and Agriculture Organisation, FAO (2010)), der Europäischen Statistikbehörde Eurostat (2010a) und Eurostat (2010b) sowie dem Transport- und Emissionssimulationsmodell TREMOVE von De Ceuster et al. (2007) mit den Emissionsfaktoren aus dem Ökobilanzinventar (Life Cycle Inventory, LCI) EcoInvent 2.0 berechnet. Diese Datenbank liefert Emissionsfaktoren für mehr als 4.000 Herstellungsprozesse, Dienstleistungen und Endprodukte, eingeteilt in mehr als 20 industrielle Aktivitäten. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik findet sich in Frischknecht et al. (2007). Ein Vergleich der berechneten Emissionen mit Emissionsdaten der Europäischen Umweltagentur ist in Anhang B dargestellt. Dabei zeigt sich, dass es zu teilweise deutlichen Abweichungen der beiden Datensätze kommt, welche je nach Schadstoff sehr unterschiedlich ausfallen. Als Erklärung werden die verschiedenen Unvollständigkeiten und Unsicherheiten in der verwendeten LCI Methode und den Produktionsdaten genannt.

Die berechneten Emissionen wurden anschließend mit Schadensfaktoren für die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und den Klimawandel verknüpft. Diese Schadensfaktoren wurden aus den Ökobilanzanalyse-Datenbanken (life cycle analysis, LCA) EcoIndicator99 von Goedkoop und Spriensma (2001), IMPACT2002+ von Jolliet et al. (2003) und ReCiPe von Goedkoop et al. (2009) entnommen. Diese Schadenspotentiale wurden monetär bewertet, um einen Vergleich der Schadenswirkungen auf die Kategorien menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Klima zu ermöglichen und die Gesamtschadenskosten für jeden Schadstoff zu ermitteln. Anhand der Gesamtschadenskosten war es möglich eine Liste der bedeutendsten Schadstoffe für die verschiedenen Produktionsprozesse in Europa zu erstellen. Diese für eine gesamtwirtschaftliche Berechnung der Schadenskosten relevanten Schadstoffe

sind in Tabelle 4-1 aufgeführt. Die Berechnungen, die dieser Ermittlung der bedeutendsten Schadstoffe zugrunde liegen, sind ausführlich in Anhang B beschrieben.

Die Berechnungen der externen Schadenskosten im weiteren Verlauf dieser Arbeit erfolgen anhand der Emissionsdaten für 130 Wirtschaftssektoren im Jahr 2000 aus der IOR des EXIOPOL Projekts. Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt 27 Substanzen betrachtet, die über den Luftpfad emittiert werden. Diese Auswahl umfasst zusätzlich zu den klassischen Luftschadstoffen, einigen Schwermetallen und den Treibhausgasen auch eine Reihe anderer Schadstoffe (z.B. Dioxine, HCB, PAH, usw.), die nicht in der Liste der, nach dem oben beschriebenen Ansatz ermittelten, Schadstoffe zu finden sind. Allerdings wurden für diese zusätzlichen Schadstoffe im EXIOPOL Projekt Emissionsdaten ermittelt, was eine Berücksichtigung in den Berechnungen der externen Schadenskosten ermöglicht. Darüber hinaus werden in der vorliegenden Arbeit zusätzlich die Schadstoffe Ruß (BC) und organischen Kohlenstoff (OC) betrachtet (siehe Abschnitt 3.1.5). Diese zusätzlichen Schadstoffe sind ebenfalls in Tabelle 4-1 dargestellt.

Aufgrund der Datenverfügbarkeit aus dem EXIOPOL-Projekt ergibt sich allerdings auch, dass eine Berücksichtigung bestimmter Schadstoffe (Radon-222, Schwefelhexafluorid und Radiocarbone), die nach der beschriebenen Screening-Studie als relevant einzustufen wären, nicht in den weiteren Berechnungen berücksichtigt werden können. Für diese drei Substanzen konnten im Rahmen des EXIOPOL-Projekts keine Emissionsdaten ermittelt werden. Allerdings ergibt die Berechnung der monetären Schäden durch die Freisetzung von Radon-222, Schwefelhexafluorid und Radiocarbone auf Basis der drei verwendeten LCA Datenbanken, dass diese nicht zu den 20 Schadstoffen mit den höchsten Schadenskosten zählen (siehe Anhang B). Aus diesem Grund wird angenommen, dass diese drei Schadstoffe lediglich eine untergeordnete Rolle innerhalb der in Anhang B ermittelten Gruppe der relevanten Schadstoffe einnehmen. Abgesehen von diesen drei Schadstoffen umfasst die vorliegende Arbeit alle als relevant zu erachtenden Schadstoffe. Insgesamt werden somit in dieser Arbeit 29 Schadstoffe betrachtet.

Tabelle 4-1: Schadstoffe für die Berechnung der Kostenfaktoren

Schadstoff	Abkürzung
<i>relevante Schadstoffe¹⁾</i>	
Ammoniak	NH ₃
Arsen	As
Cadmium	Cd
Kohlenstoffdioxid	CO ₂
Kohlenstoffmonoxid	CO
Radiokarbon	Carbon-14
Chrom	Cr
Kupfer	Cu
Distickstoffmonoxid	N ₂ O
Dioxin	Dioxins
Blei	Pb
Quecksilber	Hg
Methan	CH ₄
Nickel	Ni
Stickoxide	NO _x
Flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan	NMVOC
Feinstaubpartikel, < 2,5µm	PM _{2,5}
Feinstaubpartikel, > 2,5µm und < 10µm	PM _{coarse}
Radon-222	Radon-222
Schwefeldioxid	SO ₂
Schwefelhexafluorid	SF ₆
Zink	Zn
<i>zusätzliche Schadstoffe</i>	
Ruß	BC
Benzo(b)flouranthen	Benzo(b)p.
Benzo(k)flouranthen	Benzo(k)p.
Benzo(a)pyren	Benzo(a)p.
Hexachlorobenzol	HCB
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Indeno()p.
Organischer Kohlenstoff	OC
Polychlorierte Biphenyle	PCBs
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	PAH
Selen	Se

¹⁾ Die Relevanz dieser Schadstoffe ergibt sich aus ihren Emissionsmengen in Europa und den daraus folgenden (monetären) Schadenswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima (siehe Anhang B).

4.2 Ermittlung der Emissionen der einzelnen Wirtschaftsbereiche

Der Bericht von Lutter et al. (2011) fasst die verwendeten Modelle und Datenquellen sowie die errechneten Emissionen aus dem EXIOPOL-Projekt zusammen. Das Emissionsinventar für die Erweiterung der Input-Output-Tabellen in EXIOPOL wurde mit Hilfe des TNO Emission Assessment Models (TEAM) erstellt. Das Modell wird in Pulles et al. (2007) beschrieben und basiert auf Emissionsfaktoren für Treibhausgase und Luftschadstoffe, die in IPCC (2006) und dem EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (2009) ermittelt wurden. Das

TEAM Modell verknüpft diese Emissionsfaktoren mit Aktivitätsdaten für verschiedene Technologien und verschiedene Wirtschaftsbereiche. Dabei werden die Emissionsfaktoren unabhängig von zeitlichen und räumlichen Faktoren betrachtet, da diese Dimensionen in den Aktivitäten enthalten sind. Die Aktivitätsdaten wiederum wurden aus statistischen Angaben der Internationalen Energiebehörde IEA, dem Verkehrsmodell TREMOVE, der europäischen Produktionsstatistik PRODCOM sowie weiteren Statistiken zu Aktivitäten in der Landwirtschaft, der Industrie und dem Bergbau entnommen. Bestehende Datenlücken in diesen Statistiken wurden mit Hilfe von Abschätzungen auf Basis des BIP für diese Länder geschlossen.

Zusätzlich zu den Emissionen aus den unterschiedlichen Wirtschaftsbereichen, die bei der Produktion der Waren und Dienstleistungen entstehen, liefert die Input-Output Datenbank EXIOBASE, die im Rahmen des EXIOPOL-Projekts erstellt wurde, auch Schadstoffemissionen, die direkt von den Verbrauchssektoren emittiert werden und überwiegend aus Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen bestehen. Die Ableitung der Emissionsdaten für diesen Bereich des Endverbrauchs ist in Lutter et al. (2011) beschrieben. Als Ergebnis dieser Berechnungen sind die Emissionen für das Jahr 2000 für verschiedene aggregierte Sektor-Gruppen und für die weltweiten Emissionen zusammengefasst. Die in Tabelle 4-2 verwendete Nummerierung bezieht sich auf folgende aggregierte Sektor-Gruppen:

- 1 Energiesektor (Kraftwerke, Raffinerien und andere Energieumwandlungen)
- 2 Kleinf Feuerungsanlagen (inklusive Verbrennungen in Haushalten)
- 3 Industrielle Feuerungsanlagen (Großfeuerungsanlagen)
- 4 Industrielle Prozesse (ohne Verbrennung)
- 5 Flüchtige Emissionen (aus Treibstoffen)
- 6 Lösemittelanwendung
- 7 Straßenverkehr
- 8 Flug-, Zug- und Schiffsverkehr
- 9 Entsorgung, Behandlung und Verbrennung von Müll
- 10 Landwirtschaft

Tabelle 4-2: Globale Emissionen nach Schadstoffen, aggregiert nach Sektoren, Jahr 2000

Schadstoff	Einheit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Gesamt
CO ₂	10 ⁶ t	10.093	6.664	4.588	2.743	237	0	4.225	1.221	0	0	29.771
CH ₄	10 ³ t	217	1.033	285	0	53.456	0	1.042	28	45.000	104.813	205.874
N ₂ O	10 ³ t	120	146	58	0	0	0	569	64	0	125.643	126.599
NO _x	10 ³ t	27.885	6.475	6.183	811	0	0	28.329	4.813	388	0	74.883
SO _x	10 ³ t	61.211	8.190	14.542	1.103	0	0	0	963	88	0	86.098
CO	10 ³ t	11.752	178.815	25.064	6.152	0	0	182.217	3.957	147	0	408.104
NMVOOC	10 ³ t	178	29.869	2.427	4.473	9.651	18.166	27.124	319	111	0	92.318
NH ₃	10 ³ t	1	113	0	336	32	0	499	0	0	56.533	57.515
TSP	10 ³ t	2.460	23.949	3.171	2.587	46	0	1.932	165	62	0	34.373
PM ₁₀	10 ³ t	1.681	22.668	2.954	684	56	0	1.677	162	48	883	30.812
PM _{2.5}	10 ³ t	881	22.582	2.757	426	38	0	1.465	164	31	214	28.559
As	t	683	590	80	1.176	43	0	2	7.579	2	0	10.155
Cd	t	120	141	52	407	13	0	3	599	22	0	1.357
Cr	t	474	450	412	2.957	0	0	112	5	43	0	4.452
Cu	t	437	1.049	376	1.786	0	0	8.352	7.640	63	0	19.702
Hg	t	137	263	120	87	15	0	0	1.293	229	0	2.143
Ni	t	3.999	5.121	3.600	738	127	0	83	397	27	0	14.092
Pb	t	751	2.237	2.234	10.180	507	0	533	5	184	0	16.631
Se	t	1.939	24	29	42	0	0	8	10	0	0	2.051
Zn	t	3.277	5.614	3.944	3.587	0	0	3.121	58	490	0	20.091
Dioxine	g ITEQ	0	0	0	1.439	0	0	0	0	0	0	1.439
PAH	t	0	0	0	6.253	444	0	0	0	0	0	6.697
Benzo(a)p.	t	3	7.450	1.008	146	317	0	13	1	1	0	8.938
Benzo(b)p.	t	0	8.215	1.348	171	106	0	21	2	1	0	9.863
Benzo(k)p.	t	0	4.549	543	171	106	0	16	0	1	0	5.385
Indeno(p).	t	1	4.765	440	24	127	0	16	0	0	0	5.373
HCB	kg	50	190	50	21	0	0	0	0	443	0	755
PCBs	kg	9.900	2.758	2.768	38.940	0	0	0	0	1.097	0	55.463

Quelle: Lutter et al. (2011)

Die Tabelle zeigt, dass weltweit bei den Treibhausgasen die Emissionen von CO₂ im Jahr 2000 klar dominieren. Mit Abstand folgen dann die emittierten Mengen der weiteren Treibhausgase CH₄ und N₂O. Der meist emittierte Luftschadstoff ist den Berechnungen zufolge CO mit über 400.000kt.

In Anhang C dieser Arbeit erfolgt eine Gegenüberstellung der berechneten Emissionsdaten aus dem EXIOPOL-Projekt mit den offiziell berichteten Emissionsdaten der EEA sowie der EDGAR (Emissions Database for Global Atmospheric Research) Datenbank für das Jahr 2000. Dabei wird ersichtlich, dass die berechneten Emissionen mit dem TEAM Modell für CO₂ Emissionen sehr gut mit den offiziellen Daten der EEA sowie der des EDGAR Modells übereinstimmen. Allerdings ergeben sich bei der Betrachtung von NO_x und SO₂ deutliche Differenzen. Diese werden hauptsächlich auf Unterschiede bezüglich der Emissionsfaktoren zurückgeführt. Für Deutschland ergibt ein Vergleich der Daten aus dem TEAM Modell mit den berichteten Daten, dass die berechneten Emissionen aus dem EXIOPOL-Projekt durchschnittlich um etwa 3% geringer sind als die offiziellen Daten.

In Anhang C wird eine kurze Betrachtung der Unsicherheiten, die den Berechnungen der Emissionsdaten auf Basis des TEAM-Modells zugrunde liegen, dargestellt. Es zeigt sich, dass trotz einiger Abweichungen und der Unsicherheiten in den Berechnungen eine gute Übereinstimmung mit den berichteten Daten besteht.

4.3 Definition von sektorspezifischen Emissionskategorien

Damit die Gesundheitseffekte sowie die externen Schadenskosten für verschiedene Sektoren in den folgenden Abschnitten dieses Kapitels berechnet werden können, müssen einige grundsätzliche Charakteristika festgelegt werden und einige wichtige Voraussetzungen erfüllt sein. Dies bezieht sich einerseits auf die zeitliche und andererseits auf die räumliche Dimension der betrachteten Emissionen.

4.3.1 Die zeitliche Perspektive

In Bezug auf die zeitliche Dimension müssen zwei Dinge erfüllt sein:

- Der erste Punkt bezieht sich darauf, dass die Betrachtung der IOR lediglich auf ein bestimmtes Jahr, das Jahr 2000, ausgelegt ist. Deshalb müssen die Emissionen ebenfalls für diesen Zeitraum ermittelt werden. Dieser Punkt ist bedeutend, da die verschiedenen Schadstoffe unterschiedliche atmosphärische Verweildauern aufweisen, was sich auf die allgemeine Hintergrundkonzentration auswirkt. In der vorliegenden Arbeit werden die Jahresemissionen aller Sektoren für das Jahr 2000 betrachtet. Eine zusätzliche detaillierte Auflösung der Emissionen nach Monats-, Tages- oder Stundenwerten ist nicht notwendig, da sich auch die wirtschaftlichen Aktivitäten der IOR auf Jahresgesamtwerte beziehen.
- Der zweite Punkt ist die Auswahl des Geldwertes für die Berechnung der monetären Kostenfaktoren. Da der Schadenseintritt aufgrund der unterschiedlichen Verweildauern der einzelnen Schadstoffe erst sehr viel später als die tatsächliche Emission eintreten kann, müssen die zukünftigen Schäden auf einen festzulegenden Gegenwartswert diskontiert werden. Aus Konsistenzgründen wird in der kommenden Analyse der Wert eines Euros im Jahr 2010 (€_{2010}) herangezogen, da dieser näher am Erscheinungsjahr dieser Arbeit liegt.

4.3.2 Die räumliche Perspektive

Für die Berechnung externer Schadenskosten spielt im Rahmen der IOT die räumliche Abhängigkeit der Effekte eine wesentlich wichtigere Rolle als die zeitliche Dimension. Die geographischen und demographischen Unterschiede innerhalb der betrachteten europäischen und nicht-europäischen Länder führen zu unterschiedlichen Auswirkungen der Emissionen. Die Emission von Feinstaubpartikeln in einem dicht besiedelten Gebiet mit Kessellage (wie beispielsweise der Innenstadtraum von Stuttgart) wird zu wesentlich höheren Schäden für die Bewohner führen als die gleiche Emissionsmenge in einem flachen, wenig besiedelten Raum. Zudem führen die unterschiedlichen wirtschaftlichen Entwicklungen der einzelnen Länder innerhalb Europas zu verschiedenen Kaufkraftniveaus in diesen Ländern. Die Gütermenge, die man – umgerechnet mit dem Wechselkurs – mit einem Euro kaufen kann, ist also unterschiedlich. Dies wirkt sich direkt auf die Zahlungsbereitschaft der Individuen und somit auf die monetäre Bewertung der externen Effekte aus und verstärkt die Bedeutung der räumlichen Unterscheidung der Emissionen.

Aus diesen Gründen wäre eine detaillierte Betrachtung aller Emissionsquellen für alle Sektoren und in allen Ländern auf lokaler Ebene notwendig. Die Ergebnisse könnten dann auf nationaler Ebene zusammengefasst werden und würden ein sehr genaues Bild der tatsächlichen Schäden liefern. Allerdings ist eine solche umfangreiche Untersuchung für die gegebene Vielzahl wirtschaftlicher Sektoren und Länder nicht möglich. Einerseits sind die Daten nicht in einer derart genauen Auflösung verfügbar oder öffentlich zugänglich und andererseits würde sich auf diese Weise eine schwer zu bearbeitende Datenmenge ergeben. Aus diesem Grund werden die Betrachtung der Emissionen und die Berechnung der Kostenfaktoren auf nationaler Ebene erfolgen. Um aber dennoch ein höheres Niveau an räumlicher Auflösung zu erhalten, werden im folgenden Abschnitt sektorspezifische Charakteristika definiert.

4.3.3 Bestimmung sektorspezifischer Charakteristika zur Verbesserung der räumlichen Kostenfaktoren

Aus den beiden vorangegangenen Abschnitten wird deutlich, dass die Untersuchung der sektorspezifischen Eigenschaften vor allem in Hinblick auf die räumliche Perspektive notwendig wird. Da es allerdings nicht möglich ist, detaillierte standortabhängige Berechnungen durchzuführen, sollen sogenannte Archetypen für die verschiedenen Sektoren festgelegt werden. Diese Archetypen beziehen sich auf die Höhe der Emissionsquelle und die Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Standorten.

Unterscheidung verschiedener Emissionshöhen

Die Höhe der Emissionsquelle hat großen Einfluss auf die zu erwartende Schadenshöhe. Dies liegt vor allem daran, dass die Ausbreitung der Substanzen in großem Maß von der Höhe der Emissionsquelle abhängt. Schadstoffe, die aus niedrigeren Quellen in die Luft emittiert werden, z.B. Autoabgase oder Heizungen in Haushalten, erreichen schon in unmittelbarer Nähe zur Quelle die bodennahe Schicht oder werden direkt in die bodennahe Schicht emittiert, im Gegensatz zu Schadstoffen, die aus hohen Schornsteinen, z.B. Stromerzeugung in Kraftwerken, kommen. Um dieser wichtigen Eigenschaft einer Emissionsquelle nachzukommen, wurde für alle der 130 Sektoren eine prozentuale Aufteilung der Gesamtemissionen durchgeführt. Dabei wurden folgende Höheneinteilungen betrachtet:

- Emissionen aus dem Straßenverkehr: ca. 0-3m,
- niedrige Emissionshöhe: ca. 3-20m,
- mittlere Emissionshöhe: ca. 20-100m und
- hohe Emissionsquellen: über 100m.

Für diese Einteilungen wurden Ergebnisse der Studie von Pregger und Friedrich (2009) herangezogen. Darin finden sich die Schornsteinhöhen von 34 verschiedenen Kraftwerkstypen. Tabelle A-3 im Anhang zeigt diese Einteilung. Um diese Ergebnisse für die vorliegenden 130 Sektoren anzuwenden, wurden in dieser Arbeit die emissionsgewichteten Durchschnittswerte verwendet, da diese von Faktoren wie der Auslastung, Kapazität und Emissionsfaktoren beeinflusst werden und die gesamten Emissionen des Kraftwerks beschreiben. Die emissionsgewichteten Werte wurden anhand der jährlichen Emissionen von CO₂, SO₂ und NO_x berech-

net. Die ungewichteten Durchschnittswerte, die Standardabweichung und der Median dienen lediglich als zusätzliche Informationen für die verschiedenen Anlagen. Die Tabelle zeigt zudem, dass der Medianwert für viele der untersuchten Anlagentypen deutlich geringer ist als der Durchschnittswert. Dies ist dann der Fall, wenn eine geringe Anzahl großer Anlagen für die Gesamtemissionen und die durchschnittliche effektive Emissionshöhe verantwortlich sind. Pregger und Friedrich gehen in ihrer Studie zudem davon aus, dass diese Emissionshöhen, die vor allem für Deutschland abgeleitet wurden, auch auf andere europäische Länder übertragbar sind. Diese Einschätzung wird in dieser Arbeit übernommen, in dem die räumlichen Eigenschaften der Sektoren für alle betrachteten Länder als gleich angenommen werden.

Eine zweite Quelle für die Klassifikation der Emissionshöhen für die verschiedenen Sektoren liefert das Europäische Kontroll- und Überwachungsprogramm (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP). EMEP ist Bestandteil des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on long-range transboundary air pollution, CLRTAP) der Vereinten Nationen. In einer Studie von Simpson et al. (2003) sind die anthropogenen Emissionen entlang vertikaler Schichten verteilt. Diese entsprechen der Sektoreinteilung von SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) und sind in Tabelle A-4 im Anhang dargestellt.

Eine weitere Informationsquelle zur Bestimmung der Emissionshöhen verschiedener Wirtschaftssektoren findet sich in den Arbeiten von Potting (2000). Darin werden Daten für mehr als 700 industrielle Emissionsquellen auf Basis des niederländischen Emissionsregisters zusammengefasst. Die Emissionshöhen für die verschiedenen Sektoren sind im Anhang in Tabelle A-5 dargestellt und wurden für Berechnungen zur räumlichen Unterscheidung von Emissionen im Rahmen einer Wirkungsabschätzung (life cycle impact assessment, LCIA) von Potting (2000) verwendet. Für die Verwendung im Rahmen dieser Arbeit wurden sowohl der Medianwert der Schornsteinhöhen als auch die Werte für die maximale Höhe verwendet. Da nicht für alle der 130 Sektoren die Emissionshöhen aus diesen Quellen hergeleitet werden können, mussten weitere Abschätzungen für diese Sektoren vorgenommen werden. Diese wurden als Expertenschätzung in Theloke und Preiss (2009) erarbeitet.

Zusätzlich zu den Emissionshöhen der stationären Quellen für die verschiedenen Industriesektoren gibt es noch eine weitere Emissionsquelle, die gesondert betrachtet werden sollte. Dies sind die Emissionen aus dem Straßenverkehrsbereich. Diese Emissionen finden in unmittelbarer Nähe zum Boden statt und haben direkte Auswirkungen auf alle Verkehrsteilnehmer, allen voran auf Fußgänger. Aus diesem Grund wird neben Emissionen aus niedrigen, mittleren und hohen Emissionshöhen auch die Emissionskategorie Straßenverkehrsemissionen für die weiteren Berechnungen eingeführt. Eine detaillierte Betrachtung dieser Kategorie erfolgt in Abschnitt 4.6. Die gesamte Einteilung der Sektoren nach der Höhe der Emissionsquelle ist in Tabelle A-6 im Anhang zusammengefasst.

Unterteilung in städtische und ländliche Quellen

Die Unterscheidung der Sektoren in Abhängigkeit von ihrer Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten ist gleichzeitig eine Trennung in Gebiete mit hoher bzw. geringer Bevölke-

rungsdichte. Die Gesamthöhe der Schäden an der menschlichen Gesundheit ist in sehr hohem Maß davon abhängig, wie viele Menschen von den emittierten Schadstoffen betroffen sind. Auch wenn die Schadstoffkonzentrationen nicht immer linear mit der Entfernung zur Emissionsquelle zu- oder abnehmen, halten sich in ländlichen Gebieten nur sehr wenige Menschen in unmittelbarer Nähe zur Emissionsquelle auf und sind von den schädlichen Wirkungen betroffen, während sich in Städten wesentlich mehr Menschen nahe der Verschmutzungsquelle aufhalten und unter den Auswirkungen leiden. Nicht nur der Schaden für die gesamte Gesellschaft ist für Emissionsquellen in dicht besiedelten Gebieten höher, auch der Schaden für die einzelnen Menschen kann in der Nähe zur Quelle höher ausfallen. Dies bezieht sich vor allem auf die Auswirkungen von primären Feinstaubpartikeln mit einem Durchmesser kleiner als $2,5\mu\text{m}$ ($\text{PPM}_{2,5}$) und Partikel zwischen $2,5\mu\text{m}$ und $10\mu\text{m}$ ($\text{PPM}_{\text{coarse}}$). Feinstaubpartikel der größeren Fraktion sind wesentlich schwerer als die kleineren Feinstaubpartikel und lagern sich deshalb in größerem Ausmaß in der näheren Umgebung zur Emissionsquelle ab als $\text{PPM}_{2,5}$.

Für die Unterteilung der Sektoren in städtische und ländliche Emissionsquellen sind weniger detaillierte Informationsquellen vorhanden als für die Einteilung nach den Emissionshöhen. Aus diesem Grund konnte lediglich eine grobe Abschätzung der Anteile an Emissionen aus städtischen und ländlichen Gebieten der einzelnen Sektoren durchgeführt werden. Diese Abschätzungen orientieren sich an den Kategorien wie sie in der Ecoinvent 2.0 Datenbank verwendet werden [Frischknecht et al. (2007)]. Darüber hinaus wurde auf eine vereinfachte Definition von Milego (2007) und der Europäischen Umweltagentur (EEA) zurückgegriffen, welche ein Stadtgebiet als eine Zone definiert, in der bebaute Flächen weniger als 200m voneinander entfernt sind. Als eine weitere Informationsgrundlage diente zudem die Beschreibung der Statistischen Systematik der Wirtschaftszweige der Europäischen Gemeinschaft (NACE) [Europäische Kommission (1990)]. Darin gibt es eine ausführliche Beschreibung der wirtschaftlichen Aktivitäten, die den NACE Klassen zugeordnet wurden. Da die Definition der 130 Sektoren aus dem EXIOPOL-Projekt (siehe Tabelle A-2) nach Tukker und Heijungs (2008) ebenfalls der Klassifikation von NACE folgt, kann diese Anleitung als zusätzliche Hilfe für eine Abschätzung der städtischen und ländlichen Aktivitäten der Sektoren erfolgen. Neben den angesprochenen Quellen ist die Aufteilung der gesamten Emissionen eines Sektors in städtische und ländliche Standorte in Zusammenarbeit mit Fachleuten aus dem EXIOPOL Projekt sowie der Abteilung Luftreinhaltung am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Theloke und Preiss (2009), durchgeführt worden. Das Ergebnis der Einteilung in Emissionsquellen in großstädtische, städtische und ländliche Gebiete für die verschiedenen Sektoren ist in Tabelle A-6 im Anhang zusammengefasst.

4.4 Berechnung der Schadens- und Kostenfaktoren unter Berücksichtigung der Freisetzungshöhe der Emissionen

Die Berechnung der (monetären) Schadensfaktoren für verschiedene Emissionshöhen basiert auf den Ergebnissen des 2009 abgeschlossenen EU-Projekts NEEDS. Im Rahmen dieses Projektes wurden länderspezifische Kostenfaktoren für die 27 Mitgliedsstaaten der EU sowie für

17 weitere Länder außerhalb Europas und für fünf Meeresregionen über den Wirkungspfadansatz (IPA) berechnet. Als ein zentrales Ergebnis des Projekts wurde das Modell EcoSense zur Berechnung der externen Kosten weiterentwickelt. Dieses Modell, entwickelt am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart im Rahmen des NEEDS-Projekts ermöglicht eine Betrachtung der Auswirkungen verschiedener Schadstoffemissionen auf die Umwelt und die Gesundheit [Preiss und Klotz (2007)]. Eine detaillierte Beschreibung des Modells erfolgt in Abschnitt 4.4.1. Die Berechnungen des EcoSenseWeb Modells erlauben eine Untersuchung der Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen von zahlreichen Schadstoffen. Die ausführliche Darstellung des Modells wird allerdings zeigen, dass nicht alle der ausgewählten Substanzen aus Tabelle 4-1 auf diese Weise untersucht werden können. Für die fehlenden Schadstoffe wird ein zusätzlicher Ansatz zur Berechnung der Gesundheitseffekte sowie der Kostenfaktoren über die Anwendung der LCIA Methode IMPACT2002+ entwickelt. Das Vorgehen bei diesem Ansatz wird in Abschnitt 4.4.2 erläutert.

4.4.1 Das EcoSenseWeb Modell

Die Schadensfaktoren für Gesundheitsschäden sowie die Kostenfaktoren für die betrachteten Luftschadstoffe stellen eines der zentralen Ergebnisse des NEEDS Projekts dar und waren gleichzeitig ein wichtiger Bestandteil für die Erweiterung der monetären IOT um umweltrelevante Einflüsse im Rahmen des Projekts EXIOPOL. Diese Faktoren wurden in beiden Projekten mit Hilfe des EcoSenseWeb Modells berechnet. Zudem wurden im Rahmen der EU-Projekte HEIMTSA und INTARESE die Dosis-Wirkungs-Beziehungen für verschiedene Gesundheitseffekte sowie die monetären Werte für verschiedene Gesundheitsendpunkte überarbeitet. Diese neuen Ergebnisse werden in den Berechnungen in dieser Studie berücksichtigt und stellen eine Verbesserung der Berechnungen aus dem EXIOPOL-Projekt dar. Dabei wird zwischen den Dosis-Wirkungs-Beziehungen (CRF) für ost-, west-, nord- und südeuropäische Länder unterschieden, da u.a. die Anteile der Risikogruppen für den Gebrauch von Bronchodilatoren bei Kindern und Erwachsenen in den einzelnen Regionen sehr unterschiedlich sind [Friedrich et al. (2011)]. Die Anteile der betroffenen Altersklassen für die verschiedenen Gesundheitseffekte wurden für alle europäischen Länder einheitlich angenommen. Für die Länder außerhalb Europas wurde der durchschnittliche Wert für Gesamteuropa angewendet.

Die folgende Tabelle 4-3 listet die klassischen Luftschadstoffe und Schwermetalle auf, für die mit diesem Modell Umwelt- und Gesundheitsschäden sowie die monetären Werte für diese Schäden berechnet werden können. Dabei muss festgehalten werden, dass die Berechnung des Modells die Schäden, die durch die Emission von Schwermetallen (hier: Arsen, Cadmium, Chrom, Blei, Quecksilber und Nickel) entstehen, lediglich in Bezug auf die menschliche Gesundheit betrachtet.

Tabelle 4-3: Schadstoffe für die Berechnung der externen Kostenfaktoren mit EcoSenseWeb

Schadstoffe	
Ammoniak	NH ₃
Arsen	As
Kadmium	Cd
Kohlenstoffdioxid	CO ₂
Chrom	Cr
Distickstoffmonoxid	N ₂ O
Dioxine	Dioxine
Blei	Pb
Quecksilber	Hg
Methan	CH ₄
Nickel	Ni
Stickoxide	NO _x
NMVOG	NMVOG
Partikel, < 2.5 um	PPM _{2.5}
Partikel, > 2.5 um und < 10um	PPM _{coarse}
Schwefeldioxid	SO ₂

Das integrierte Computersystem EcoSenseWeb wurde am IER entwickelt, um Umweltbelastungen und daraus resultierende externe Kosten aus verschiedenen Stromerzeugungssystemen und anderen industriellen Aktivitäten abschätzen zu können. EcoSenseWeb beruht auf dem bereits dargestellten Wirkungspfadansatz (IPA), welcher im Rahmen der ExternE-Projektreihe entwickelt wurde. Ein Überblick über die einzelnen Stationen des Wirkungspfades wurde in Abschnitt 3.1.1 gegeben. Die Berechnungen des Modells beziehen sich auf das europaweite Gitternetz des EMEP mit einer räumlichen Auflösung von etwa 50x50km (das sogenannte EMEP50 Gitter). Das chemische Transportmodell beruht auf Ergebnissen des Norwegian Meteorological Institutes [Tarrasón (2009)]. Das Eulersche Modell für die Ausbreitung der Stoffe wurde verwendet, um parametrisierte Werte für die betrachteten Schadstoffe auf Basis von sogenannten Quelle-Rezeptor Matrizen (source receptor matrices, SRM) zu berechnen. Die Anwendung der SRM ermöglicht es, einen Konzentrations- oder Depositionszuwachs in jeder einzelnen der 50x50 km² Gitterzellen des EMEP50 Gitters den jeweiligen Emissionseinheiten innerhalb bestimmter Region zuzuordnen. Insgesamt werden die Zellen des EMEP50 Gitters für Europa in 66 Unterregionen unterteilt, dabei sind einige größere Länder wie Frankreich, Spanien oder Deutschland in zusätzliche Unterregionen eingeteilt. Mit Hilfe von Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRF) und den Daten zur Bevölkerungsdichte von SEDAC (2006) können die physischen Effekte für jede einzelne Gitterzelle berechnet werden.

Um die SRM zu bestimmen, wurde im Rahmen des NEEDS-Projekts eine Reduktion um 15% jedes einzelnen Schadstoffes für jede Emissionsquelle innerhalb der betreffenden Unterregionen separat modelliert. So wurde für die 15%-ige Abnahme eines Luftschadstoffes (z.B. NO_x) innerhalb eines Landes oder einer Unterregion (z.B. Belgien) auf Basis meteorologischer Rahmenbedingungen (z.B. für das Jahr 2000) ein Modelllauf durchgeführt. Auf diese Weise wurden parametrisierte Werte für alle klassischen Schadstoffe errechnet. Das Ergebnis ist eine Matrix mit den Konzentrationen der primären (z.B. NO_x) und sekundären (Nitrate, Ozon, Sulfate, usw.) Luftschadstoffen für jede der 50x50km Gitterzellen. Die Be-

rechnungen der SRM wurden auf zwei verschiedenen Weisen durchgeführt, um die Höhe der Emissionsquelle zu berücksichtigen.

- Zum einen wurden Schadstoffe aus allen Quellen, d.h. aus allen SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) Sektoren inklusive der Transport- und Industrie-sektoren sowie häuslicher und industrieller Feuerungsanlagen, berücksichtigt. SNAP bezeichnet dabei eine Einteilung der wirtschaftlichen Sektoren in elf Gruppen in Abhängigkeit ihrer die Luft verschmutzenden Aktivitäten [EMEP/CORINAIR (2007)].
- Zum anderen wurden nur primäre Partikel, SO₂ und NO_x aus SNAP Sektor 1 (Feuerungsanlagen in Kraftwerken) betrachtet.

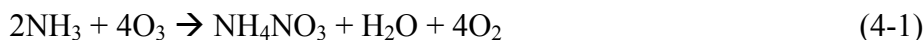
Die Ergebnisse der ersten SRM liefern einen emissionsgewichteten durchschnittlichen Wert für alle Emissionen und können für Situationen angewandt werden, in denen die exakte Emissionshöhe nicht bekannt ist. Die Berechnungen der zweiten SRM beziehen sich auf Emissionsquellen mit Schornsteinen von über 100m Höhe. Zudem wurden in NEEDS Werte für niedrige Emissionshöhen, also unter 100m bestimmt. Für die Bestimmung der monetären Schadensfaktoren werden die Ergebnisse aus dem NEEDS-Projekt (im vorherigen Abschnitt beschrieben) wie folgt genutzt:

- Für Emissionen aus über 100m Höhe werden die Kostenfaktoren für diese hohen Emissionshöhen verwendet.
- Für Emissionen aus niedrigen Emissionshöhen, also zwischen 3m und 20m, werden Kostenfaktoren für die niedrigen Emissionen verwendet. Es wird also angenommen, dass die Werte aus dem NEEDS-Projekt für niedrige Höhen sich auf diese geringen Höhen beziehen.
- Für die Emissionen aus mittlerer Emissionshöhe zwischen 20m und 100m werden die Kostenfaktoren für unbekannte Emissionshöhen verwendet. Diese wurden mit den jeweiligen Emissionsmengen der Schadstoffe gewichtet und entsprechen einem durchschnittlichen Kostenfaktor. Diese Annahme ergibt sich aus der sehr großen Bandbreite der Emissionshöhen für industrielle Feuerungsanlagen.
- Für die Emissionen aus dem Straßenverkehr wurde ein anderer Ansatz gewählt. Dieser wird in Abschnitt 4.6 dargestellt.

Für die Berechnungen der standortspezifischen marginalen Schäden wurde der IPA für jede Emissionsquelle angewandt. Die Betrachtung marginaler Schäden erfolgte deshalb, da die Bildung sekundärer Schadstoffe wie Sulfate, Nitrate und Ozon von der Hintergrundkonzentration von NO_x, SO₂, NH₃ und NMVOC (Non-Methane Volatile Organic Compounds) abhängig ist. Aus diesem Grund müssen immer zwei Szenarien berechnet werden: ein Hintergrundscenario und eines mit zusätzlichen oder reduzierten Emissionen.

Die in EcoSenseWeb verwendeten SRM von Tarrasón (2009) können für bestimmte Regionen, z.B. Deutschland, einen negativen Zusammenhang zwischen den Emissionen von NH₃ und SO₂ und den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit über die Aufnahme von Ozon, d.h. auf die Anzahl der Hustentage und die Erhöhung des Sterberisikos, ergeben.

Diese Relation in den SRM lässt sich aus den nicht-linearen Reaktionsprozessen bei der Bildung und dem Abbau von Ozon erklären. NH_3 und SO_2 reagieren mit dem bestehenden Ozon in der Luft durch die folgenden Reaktionen.



Dies führt zu einem leichten Rückgang der Schadenswirkungen durch Ozon. Der Effekt ist demnach sehr von der bestehenden Hintergrundkonzentration von Ozon abhängig [Hutla et al. (2013) und Jiang et al. (2009)].

Es ist allerdings wichtig festzustellen, dass diese Schadstoffe insgesamt einen negativen Einfluss auf die menschliche Gesundheit haben, da sie überwiegend zur Bildung sekundärer Feinstäube beitragen und auf diese Weise zu erhöhten Gesundheitsschäden führen.

Insgesamt umfassen die Ergebnisse des Modells 39 europäische und nicht-europäische Länder. Zudem liefert EcoSenseWeb für die Bewertung von Emissionen innerhalb der EU-27 durchschnittliche und, anhand ihrer Emissionsmengen, gewichtete Kostenfaktoren für alle Schadstoffe. Diese Werte werden sowohl für vorgelagerte als auch für nachgeordnete Prozesse, für welche der Ort nicht ausgemacht werden kann, genutzt. Da diese Werte mittels der Emissionen gewichtet sind, stellt diese die bestmögliche Abschätzung dar.

Die Auswirkungen der Emissionen werden in verschiedene Kategorien unterteilt. Neben Gesundheitsschäden, Verlusten bei den Ernteerträgen, Schäden an Gebäudematerialien und Verlusten an Biodiversität werden auch der Treibhauseffekt und die Auswirkung von Radionukliden betrachtet. Mit Hilfe eines Modells für die nördliche Hemisphäre – entwickelt in Tarrasón (2006) – können zudem die Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen außerhalb Europas, ausgelöst durch Emissionen in Europa berechnet werden. Auf diese Weise können externe Schadenskosten für fünf nordafrikanische Länder ermittelt werden.

Mit dem Modell EcoSenseWeb kann auch eine monetäre Bewertung der unterschiedlichen Schäden durchgeführt werden. Die Bewertung von Gesundheits- und Ökosystemschäden erfolgt dabei auf Basis der in den Abschnitten 3.1.3 und 3.1.4 beschriebenen Bewertungsansätze. Zusätzlich können auch die entstandenen Ernteverluste und verschiedene Schwermetalle betrachtet und monetär bewertet werden. Diese Werte wurden in verschiedenen Studien abgeleitet. So wurden die Werte für entstandene Ernteverluste durch Schäden an verschiedenen Pflanzen im Rahmen des ExternE-Projektes anhand der Marktpreise für die jeweiligen Anbausorten bestimmt. Diese Werte sind im ExternE Methodenupdate von Friedrich und Bickel (2005) zusammengefasst. Die Schäden, die durch die Emission von Schwermetallen entstehen, wurden für die Aufnahme von As, Cd, Cr, Ni und Pb über die Nahrung von Fantke (2008) berechnet. Die Schäden durch Inhalation von As, Cd und Pb wurden im Rahmen des ESPREME-Projekts (Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe) berechnet und sind in Friedrich (2007) zusammengefasst. Die monetären Werte für die Schäden durch Emissionen von Quecksilber (Hg) wurden aus einer Studie von Spadaro und Rabl (2008) und die Bewertungsfaktoren für Dioxine aus MethodEx (2006) übernommen.

Die Bewertung der Emission von Treibhausgasen erfolgt über die Verwendung der Treibhauspotentiale des Weltklimarates IPCC (2007a). Diese ermöglichen eine Umrechnung der Auswirkungen von THG auf das Klima in CO₂-Äquivalente. Auch in diesem Fall wird auf Berechnungen aus NEEDS zurückgegriffen und ein Wert von 21 €₂₀₀₀ pro emittierter Tonne CO₂ angenommen. Eine detaillierte Beschreibung der im Rahmen von NEEDS berechneten Werte findet sich in Abschnitt 3.1 und bei Preiss et al. (2008). Weitere Informationen zum Aufbau und zur Anwendung von EcoSenseWeb sowie zur Methodik des EMEP Modells sind in Preiss und Klotz (2007) und Preiss et al. (2008) gegeben. Tabelle 4-4 fasst die für die Bewertung zugrunde liegenden monetären Werte, umgerechnet in €₂₀₁₀, zusammen.

Tabelle 4-4: Monetäre Werte zur Berechnung der Schäden in €₂₀₁₀

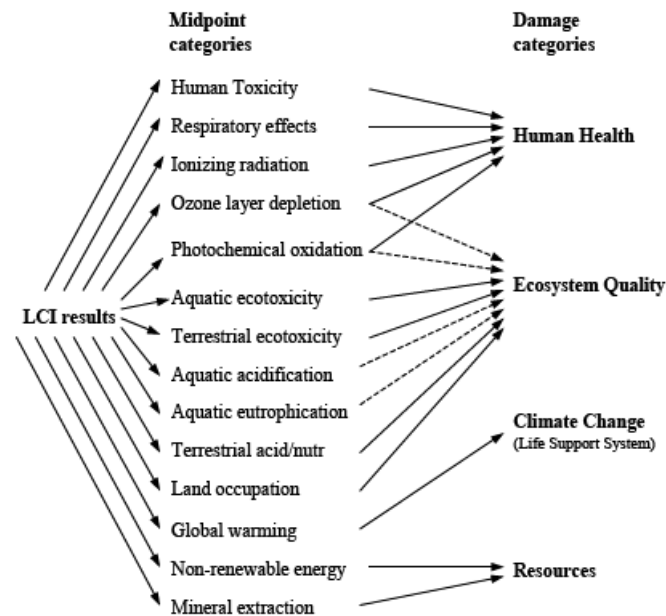
Schadenskategorie	Ökosystem	Menschliche Gesundheit	Klimawandel
Monetärer Wert	0,59 € ₂₀₁₀ / pdf*m ² *a	60.000 € ₂₀₁₀ / DALY	26,5 € ₂₀₁₀ / tCO ₂ -eq.

4.4.2 Berechnung der Schadens- und Kostenfaktoren mit LCIA Daten

Wie im vorangegangenen Abschnitt dargestellt wurde, können die Schadens- und Kostenfaktoren für verschiedene Emissionshöhen für 16 der 29 Schadstoffe über die Verwendung des EcoSenseWeb Modells berechnet werden. Um einer Bewertung der Schadenswirkungen für die 13 fehlenden Schadstoffe zu ermöglichen, wurde ein anderer Ansatz angewendet. Dabei wurde die Methode der LCIA Datenbank von IMPACT2002+ (Impact Assessment of Chemical Toxics) verwendet [Jolliet et al. (2003) und Humbert et al. (2005)]. Diese LCIA-Datenbank ist eine Zusammenführung zweier bereits existierender Datenbanken. So werden die etwa 1.500 untersuchten Schadstoffe in 14 sogenannte „Midpoint“-Kategorien unterteilt. Dabei werden alle Substanzen, die dieselben schädigenden Auswirkungen haben, in kg-Äquivalenten eines bestimmten Referenzstoffes zusammengefasst. Diese Methode beruht auf dem am Zentrum für Umweltwissenschaften der Universität Leiden (Centre of Environmental Science, CML) entwickelten Handbuchs für LCA. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Guinée et al. (2002), soll aber an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden, da der Fokus dieser Arbeit auf der Anwendung von schadensorientierten, d.h. auf Endpunkten basierenden, LCIA Datenbanken liegt.

Die einzelnen Effekte werden in IMPACT2002+ in die vier Schadenskategorien (Endpunkte) „Menschliche Gesundheit“, „Ökosysteme“, „Klimawandel“ und „Ressourcenabbau“ zusammengefasst. Die Schadensfaktoren für Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit werden in der IMPACT2002+ Datenbank in Lebensjahren mit eingeschränkter Qualität gemessen (DALY/kg_{emittiert}). Die Effekte auf das Ökosystem sind in pdf pro Quadratmeter und Jahr gegeben. Für die Auswirkungen auf den Klimawandel werden die betroffenen Treibhausgase in kg-Äquivalenten zu Kohlenstoffdioxid (CO₂-eq.) gemessen. Für die Berechnungen in IMPACT2002+ wurde auf die Ergebnisse des Weltklimarates IPCC zurückgegriffen. Der Zeithorizont der verwendeten Ergebnisse bezieht sich dabei auf 100 Jahre.

Abbildung 4-1 zeigt die verschiedenen „Midpoint“-Kategorien und deren Verbindung zu den vier Endpunkten auf. Die Fälle mit hohen Unsicherheiten in der Beziehung von Mittel- und Endpunkt sind in der Abbildung durch gestrichelte Linien gekennzeichnet. Die Abbildung verdeutlicht ebenfalls, dass die Entwickler von IMPACT2002+ mit dem Begriff des „Midpoints“ hervorheben, dass diese Schadensgruppen als eine Zwischenstation auf dem Wirkungspfad zwischen der Emission eines Schadstoffes und dem zugehörigen Endpunkt zu betrachten sind.



Quelle: Jolliet et al. (2003)

Abbildung 4-1: Aufbau von IMPACT2002+

Als ein wichtiger Grund für die Auswahl dieser Methode ist die Unterscheidung der Schäden in die Endpunkte Menschliche Gesundheit, Ökosystemschäden und Klimawandel zu nennen, da den zu erwartenden Schäden als Folge des Klimawandels sehr hohe Unsicherheiten zugrunde liegen und es deshalb sinnvoll ist, diese Schadenskategorie gesondert auszuweisen und nicht den Gesundheits- oder Umweltschäden zuzurechnen. Ein weiteres Argument für die Wahl von IMPACT2002+ für die weiteren Untersuchungen kann zudem aus den Ergebnissen der bereits erwähnten Screening-Studie zur Bestimmung der relevanten Schadstoffe in Europa abgeleitet werden. Diese im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte und in Anhang B dargestellte Studie zeigt, dass die monetär bewerteten Schadensfaktoren von IMPACT2002+ besser mit den Ergebnissen von EcoSenseWeb übereinstimmen als jene von EcoIndicator99.

Zusätzlich zu einer vollständigen Berechnung der (monetären) Schadensfaktoren für die noch fehlenden Schadstoffe werden über die Verwendung von IMPACT2002+ auch noch die potentiellen Ökosystemschäden für die Emission der Schwermetalle As, Cd, Cr, Pb, Hg und Ni berechnet. Dies ist notwendig da, wie bereits in Abschnitt 4.4.1 erwähnt, die Ergebnisse des EcoSenseWeb Modells lediglich Schäden an der menschlichen Gesundheit für diese Schwermetalle beinhalten. Da die Ergebnisse aus dem EcoSenseWeb Modell keine Unterscheidung der Gesundheitseffekte in karzinogene und nicht-karzinogene Effekte ermögli-

chen, wie in IMPACT2002+ verwendet, wird diese Unterscheidung auf Basis des Verhältnisses der Schadensfaktoren aus der IMPACT2002+ Datenbank für diese Schadenskategorien nachträglich durchgeführt. Die monetäre Bewertung der Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ erfolgt über die bereits in Abschnitt 4.4.1 in Tabelle 4-4 angegebenen Werte für DALY, pdf*m²*a und CO₂-Äquivalente. Dabei werden im Rahmen dieser Studie die Schadensfaktoren von Emissionen in die Luft und die Ausbreitung der Schadstoffe in den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser betrachtet.

Berücksichtigung unterschiedlicher Emissionshöhen

Im Unterschied zu den Ergebnissen aus den Berechnungen mit dem EcoSenseWeb Modell erlaubt die Verwendung der generischen Schadensfaktoren, z.B. von IMPACT2002+, grundsätzlich keine Unterscheidung unterschiedlicher Emissionshöhen. Diese Schwäche wird in diesem Abschnitt überwunden, in dem die Methode von Potting (2000) zur Einführung regionaler Unterscheidungen in der Ökobilanzierung für Gesundheitseffekte angewendet wird. Die Untersuchungen von Potting beziehen sich auf die akkumulierten Expositionen für den Menschen durch Benzol und Chlorwasserstoff. Diese Berechnungen wurden für drei verschiedene Emissionshöhen durchgeführt. Dabei wird bei der Verwendung dieser Methode im Rahmen der vorliegenden Studie die Emissionshöhe von einem Meter gleich den Emissionen aus dem Verkehr (Emissionshöhe ca. 1 m) gesetzt, die Emissionshöhe von 25 Metern für niedrige und mittlere Emissionsquellen sowie die Höhe von 150 Metern für hohe Emissionsquellen angewendet. Die Analyse ist in eine lokale (0-10 km von der Quelle) und eine regionale (>10 km von der Quelle) Untersuchung aufgeteilt. Die Summe der beiden Ansätze gibt die (europaweite) Zunahme der akkumulierten Exposition bei Emissionen von einem Gramm der beiden Schadstoffe wieder. Die Berechnungen wurden zudem für vier verschiedene Räume durchgeführt, die sich anhand ihrer klimatischen Bedingungen unterscheiden (Süd-, Mittel- und Nordeuropa und ein maritimer Raum).

Eine zentrale Annahme für die Verwendung des Ansatzes von Potting liegt in der Übertragung der akkumulierten Belastungen für den Menschen, hier bezogen auf die Schadstoffe Benzol und Chlorwasserstoff, auf die im Rahmen dieser Studie betrachteten Schadstoffe. Darüber hinaus wird angenommen, dass sich die Ergebnisse der Anwendung der Methode von Potting auch auf die Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ anwenden lassen. Die betrachteten Schadstoffe sind:

- Benzo(b)flouranthen
- Benzo(k)flouranthen
- Benzo(a)pyren
- Kohlenstoffmonoxid
- Kupfer
- Hexachlorobenzol
- Indeno(1,2,3-c,d)pyren
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe¹

¹ Da in der verwendeten LCIA Datenbank keine Schadensfaktoren für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) enthalten sind, wurden diese im Verlauf der Arbeit nicht weiter betrachtet.

- Selen
- Zink

Diese sind nicht in den Berechnungen des EcoSenseWeb Modells enthalten. Darüber hinaus werden die Ergebnisse der Unterscheidung verschiedener Emissionshöhen auch für die Emissionen derjenigen Schadstoffe verwendet, für welche diese Unterscheidung bisher nicht möglich war. Dazu zählen die Schwermetalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Blei (Pb), Quecksilber (Hg) und Nickel (Ni) sowie Dioxine.

Die Formel zur Berechnung der akkumulierten Exposition des Menschen (accumulated human exposure, AHE) ist in Potting (2000) in folgender Form gegeben:

$$\Delta AHE_{s,i} = \sum_{j=1}^m \Delta C_{s,j}(E_{s,i}) * PD_j * A_j = \sum_{j=1}^m \Delta C_{s,j}(E_{s,i}) * P_j \quad [\text{Person} * \mu\text{g} * \text{m}^{-3}] \quad (4-3)$$

Wobei:

- $\Delta AHE_{s,i}$ den Anstieg der akkumulierte menschliche Exposition (in $\text{Person} * \mu\text{g} * \text{m}^{-3}$) pro emittiertem Gramm eines Schadstoffes (s) aus einer lokalen Quelle im Gitternetz (i) bezeichnet,
- $\Delta C_{s,j}$ den Anstieg der Konzentration im Gebiet (j) der aus der Emission eines Grammes des Schadstoffes (s) aus einer Quelle im Gitternetz (i) beschreibt,
- PD_j die Bevölkerungsdichte im Gebiet (j) bezeichnet,
- P_j die gesamte Bevölkerung im Gebiet (j) darstellt und
- A_j die Oberfläche des exponierten Gebietes (j) angibt.

Potting (2000) berechnet auf Basis dieser Formel die zusätzliche akkumulierte Exposition einer Benzolemission aus einer Höhe von 25 m in einer Distanz von mehr als 10 km zu einer Quelle in Südeuropa. Diese Berechnung wurde als Standardwert bezeichnet. Die akkumulierte Exposition für die Emissionshöhen 1 m und 150 m, die beiden Schadstoffe, die verschiedenen Klimazonen und den Abstand zur Emissionsquelle wurden ebenfalls berechnet und in Relation zu diesem Standardwert (hervorgehoben) in der folgenden Tabelle dargestellt. Dabei ist in Klammern hinter den verschiedenen Regionen ein Beispielland für die Region genannt. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnungen ist in Potting (2000) gegeben. Die akkumulierten Expositionen für die verschiedenen Berechnungen können somit über eine Anwendung der Verhältnisse auf das Standardergebnis berechnet werden. Auf diese Weise wird es möglich eine Abschätzung der Expositionsänderung in verschiedenen Entfernungen zur Emissionsquelle für unterschiedliche Emissionshöhen und Klimazonen durchzuführen. Diese können als Ausgangspunkt für die Regionalisierung der LCA-Schadensfaktoren in dieser Arbeit verwendet werden.

Tabelle 4-5: Anstieg der akkumulierten Exposition durch Emission eines Gramms Benzol und Chlorwasserstoff in unterschiedlichen Entfernungen zur Emissionsquelle (0,5km, 5km und 10km) mit verschiedenen Emissionshöhen (1m, 25m und 150m) und in verschiedenen Klimazonen¹⁾

Emissionshöhe	Region	Benzol [person*µg*m ⁻³]			Chlorwasserstoff [person*µg*m ⁻³]		
		0,5 km	5 km	10 km	0,5 km	5 km	10 km
150 m	Maritimer Raum (NL)		0,02	0,05	Entspricht den Werten für Benzol		
	Nordeuropa (FI)		0,02	0,04			
	Mitteleuropa (AT)		0,03	0,07			
	Südeuropa (IT)		0,04	0,08			
25 m	Maritimer Raum (NL)	0,02	0,20	0,31	0,16	0,23	
	Nordeuropa (FI)	0,03	0,25	0,42	0,20	0,28	
	Mitteleuropa (AT)	0,04	0,53	0,93	0,36	0,50	
	Südeuropa (IT)	0,04	0,57	1,00	0,38	0,52	
1 m	Maritimer Raum (NL)	0,24	0,49	0,59	0,20	0,33	0,37
	Nordeuropa (FI)	0,25	0,53	0,67	0,20	0,33	0,38
	Mitteleuropa (AT)	0,68	1,41	1,75	0,45	0,63	0,68
	Südeuropa (IT)	0,75	1,55	1,91	0,47	0,63	0,67

1) Die dargestellten akkumulierten Expositionen sind das Verhältnis zur akkumulierten Exposition durch Benzol aus einer Höhe von 25m in 10km Entfernungen in Südeuropa (69,7 Personen*µg*m⁻³). Die Bevölkerungsdichte wurde in allen Fällen mit einer Person je km² angenommen.

Quelle: Potting (2000)

Die Berechnung der gesamten akkumulierten menschlichen Exposition (AHE) für den Standardwert bei einer Emissionshöhe von 25m ist in der folgenden Tabelle 4-6 zusammengefasst. Die Prozentangaben (hervorgehoben) beziehen sich auf den Anteil der lokalen und regionalen akkumulierten Exposition an der gesamten akkumulierten Exposition für die jeweilige Klimazone. Diese Ergebnisse werden ebenfalls bei der Regionalisierung der LCA-Schadensfaktoren im Rahmen dieser Arbeit verwendet.

Tabelle 4-6: Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff-Emissionen aus 25 m Höhe

Substanz Region	AHE(default) (µg·m ⁻³)	*	F(25,ac) _{s,j=1}	*	PD _{j=1} (Pers.)	=	AHE(local) _{s,i} (P· µg·m ⁻³)	%	AHE(regional) _{s,i} (P· µg·m ⁻³)	%	AHE(total) _{s,i} (P· µg·m ⁻³)
Benzol											
Maritime Region	69,70	*	0,31	*	443	=	9.523	13	62.210	87	71.7133
Zentraleuropa	69,70	*	0,93	*	74	=	4.775	7	62.680	93	67.455
Südeuropa	69,70	*	1,00	*	101	=	7.040	13	47.240	87	54.280
Nordeuropa	69,70	*	0,42	*	21	=	612	6	10.410	94	11.022
Chlorwasserstoff											
Maritime Region	69,70	*	0,23	*	443	=	7.026	62	4.254	38	11.280
Zentraleuropa	69,70	*	0,50	*	74	=	2.572	60	1.747	40	4.319
Südeuropa	69,70	*	0,52	*	101	=	3.631	72	1.421	28	5.051
Nordeuropa	69,70	*	0,28	*	21	=	416	73	153	27	569

Quelle: angelehnt an Potting (2000)

Die Formel für die Berechnung der gesamten akkumulierten Exposition (accumulated human exposure, AHE) ist in Potting (2000) in folgender Form gegeben:

$$\Delta AHE(\text{total})_{s,i} = \Delta AHE(\text{regional, rh})_{s,i} + \Delta AHE(\text{local})_{s,i} \quad (4-4)$$

$$\Delta AHE(\text{local})_{s,i} = \Delta AHE(\text{default}) * F(\text{rh,ac})_{s,j=1} * PD_{j=1} \quad (4-5)$$

Wobei:

- $\Delta AHE(\dots)_{s,i}$ der Anstieg der akkumulierten menschlichen Exposition bezeichnet, der durch die Emission eines Gramms eines Schadstoffes (s), emittiert in Höhe (rh) von einer Emissionsquelle in Gitterzelle (i) hervorgerufen wird. Die Einheit der akkumulierten Exposition sind $\text{Person} \cdot \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Die Angabe „local“ bezieht sich auf Veränderungen von 0 bis 10 km von der Quellen und „regional“ bedeutet einen Abstand von 10 km bis mehrere tausend Kilometer.
- $\Delta AHE(\text{default})$ den Standardwert der akkumulierten Exposition für eine Standardhöhe von 25m (ergibt sich als Medianwert für die von Potting betrachteten Industriesektoren) unter standardisierten atmosphärischen Umständen (südeuropäischer Raum) bezeichnet und sich auf den lokalen Raum bezieht.
- $F(\text{rh}, \text{ac})_{s,j=1}$ als Faktor zur Anpassung des Standardanstiegs der akkumulierten Exposition (ac) dient, um die tatsächliche Emissionshöhe und die tatsächlichen atmosphärischen Gegebenheiten in einem bestimmten Gebiet auf lokaler Ebene zu berücksichtigen. Dieser Faktor ist in Tabelle 4-5 dargestellt.
- $PD_{j=1}$ den standardisierten Wert der akkumulierten Exposition im Hinblick auf die Bevölkerungsdichte im betrachteten Gebiet modifiziert.

Für die Anpassung der akkumulierten Exposition für die regionale Ebene auf die Emissionshöhen 1 m und 150 m sind weitere Berechnungen notwendig. Dabei errechnet Potting, dass die Veränderung der akkumulierten Exposition, hervorgerufen durch die Emission von Chlorwasserstoff aus 150 m Höhe, mit einer Anpassung des in der ersten Tabelle für 25 m Höhe gegebenen Wertes um den Faktor 1,3 erfolgt. Für Emissionen aus 1m ist dieser Faktor 0,89. Für Benzol ist keine Anpassung des gegebenen Wertes für andere Emissionshöhen notwendig, da angenommen wird, dass bei der Emission eines langlebigen Schadstoffs wie Benzol die Exposition in Entfernungen über 10 km für alle Emissionshöhen gleich ist.

Im nächsten Schritt werden die verschiedenen Expositionsänderungen für die gegebenen räumlichen Gebiete und die drei Emissionshöhen jeweils für eine Emission der beiden Schadstoffe berechnet. Die zentrale Annahme für die weiteren Berechnungen besagt, dass die gegenwärtigen Kostenfaktoren, die mit Hilfe von Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ errechnet wurden, für mittlere Emissionshöhen (25 m) gelten. Die Berechnung der Kostenfaktoren für Verkehrsemissionen (1 m) und hohe Emissionsquellen (>100 m) erfolgt über die Anwendung von Auf- bzw. Abschlagsfaktoren auf diese gegenwärtigen Kostenfaktoren. Die Auf- bzw. Abschlagsfaktoren werden über den Quotienten der Expositions Zunahmen durch Emissionen aus 1 m bzw. 150 m und der Expositions Zunahme durch Emissionen aus 25 m Höhe ermittelt. In einem weiteren Schritt werden die drei zu betrachtenden Schadstoffe (Kohlenstoffmonoxid, Kupfer und Zink) über ihre Verweildauern in der Atmosphäre mit Benzol und Chlorwasserstoff verglichen. Die Unterscheidung von geographischen Gebieten bei Potting erlaubt zudem die Anwendung verschiedener Faktoren für unterschiedliche Länder und entspricht damit dem Prinzip länderspezifischer Werte. Dazu muss herausgefunden werden,

welche Länder zu welcher der vier Gruppen zugeordnet werden können. Insgesamt ist es auf diese Weise möglich, die gegenwärtigen ortsunabhängigen Kostenfaktoren, die sich aus den Schadensfaktoren der LCIA Datenbank IMPACT2002+ errechnen lassen, nach Emissionshöhen zu unterscheiden und somit die berechneten Kostenfaktoren auch für die Schadstoffe, für die keine Ergebnisse aus NEEDS vorliegen, nach räumlichen Kriterien anzupassen.

Wie bereits angesprochen werden zunächst die Expositionsänderungen für beide Schadstoffe für die verschiedenen geographischen Gebiete für Emissionshöhen von 1 m berechnet. Diese Berechnungen werden anhand der von Potting ermittelten Faktoren für die akkumulierte Exposition für die verschiedenen Regionen und die unterschiedlichen Emissionshöhen durchgeführt.

Tabelle 4-7: Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff-Emissionen aus 1 m Höhe

Substanz Region	AHE(default) ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	*	F(1,ca) _{s,j=1}	*	PD _{F=1} (Personen)	=	AHE(local) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	%	AHE(regional) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	%	AHE(total) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
Benzol											
Maritime Region	69,70	*	0,59	*	443	=	18.217	23	62.210	77	80.427
Zentraleuropa	69,70	*	1,75	*	74	=	9.026	13	62.680	87	71.706
Südeuropa	69,70	*	1,91	*	101	=	13.446	22	47.240	78	60.686
Nordeuropa	69,70	*	0,67	*	21	=	981	9	10.410	91	11.391
Chlorwasserstoff											
Maritime Region	69,70	*	0,37	*	443	=	11.425	75	3.786	25	15.211
Zentraleuropa	69,70	*	0,68	*	74	=	3.507	69	1.555	31	5.062
Südeuropa	69,70	*	0,67	*	101	=	4.717	79	1.265	21	5.982
Nordeuropa	69,70	*	0,38	*	21	=	556	80	136	20	692

Anschließend werden die Expositionsänderungen für beide Schadstoffe bei Emissionen aus hohen Quellen (150 m) berechnet.

Tabelle 4-8: Akkumulierte Exposition für Benzol- und Chlorwasserstoff-Emissionen aus 150m Höhe

Substanz Region	AHE(default) ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	*	F(150,ca) _{s,j=1}	*	PD _{F=1} (Personen)	=	AHE(local) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	%	AHE(regional) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	%	AHE(total) _{s,i} (P· $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
Benzol											
Maritime Region	69,70	*	0,05	*	443	=	1.544	2	62.210	98	63.754
Zentraleuropa	69,70	*	0,07	*	74	=	361	1	62.680	99	63.041
Südeuropa	69,70	*	0,08	*	101	=	563	1	47.240	99	47.803
Nordeuropa	69,70	*	0,04	*	21	=	59	1	10.410	99	10.469
Chlorwasserstoff											
Maritime Region	69,70	*	0,05	*	443	=	1.544	22	5.530	78	7.074
Zentraleuropa	69,70	*	0,07	*	74	=	361	14	2.271	86	2.632
Südeuropa	69,70	*	0,08	*	101	=	563	23	1.847	77	2.410
Nordeuropa	69,70	*	0,04	*	21	=	59	23	199	77	258

Im nächsten Schritt können die Staaten der EU-27 in die aus der Studie von Potting vorgegebenen geographischen Regionen eingeordnet werden. Diese Einteilung geschieht anhand von meteorologischen Daten über die durchschnittliche Tagesmitteltemperatur, die mittlere Niederschlagsmenge, die Anzahl der Tage mit mehr als 1 mm Niederschlag sowie der relativen Luftfeuchte. Diese Daten haben großen Einfluss auf die chemischen Reaktionen und den atmosphärischen Transport der Schadstoffe. Dabei ergibt sich folgende, in Tabelle 4-9 dargestellte Aufteilung der Länder.

Tabelle 4-9: Verteilung der EU-27 Mitgliedsstaaten auf vier geographische Regionen zur Berechnung der akkumulierten Exposition nach Potting

Maritime Region	Zentraleuropa	Südeuropa	Nordeuropa
Belgien	Bulgarien	Frankreich	Estland
Dänemark	Deutschland	Griechenland	Finnland
Großbritannien	Luxemburg	Italien	Norwegen
Irland	Österreich	Malta	Schweden
Lettland	Polen	Portugal	
Litauen	Rumänien	Spanien	
Niederlande	Schweiz	Zypern	
	Slowakei		
	Slowenien		
	Tschechische Republik		
	Ungarn		

Die berechneten akkumulierten Expositionen für die drei Emissionshöhen und die verschiedenen Regionen können nun miteinander verglichen werden. Dafür wird das Verhältnis zwischen den Ergebnissen der totalen akkumulierten Exposition für die Emissionshöhen von 1 m bzw. 150 m mit dem Ergebnis für 25 m gebildet. Dieses Vorgehen beruht auf der bereits genannten Annahme, dass die gegenwärtigen Kostenfaktoren für mittlere Emissionshöhen gelten. Die Quotienten sollen anschließend als Auf- bzw. Abschlag auf die bisher gegebenen generischen Kostenfaktoren aus dem IMPACT2002+-Ansatz zugerechnet werden, um so eine Unterscheidung zwischen Emissionen aus dem Straßenverkehr (0-3 m), niedrigen und mittleren Emissionshöhen (20-100 m) und hohen Emissionsquellen (>100 m) zu ermöglichen. Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind in der folgenden Tabelle 4-10 zusammengefasst.

Tabelle 4-10: Faktoren zur räumlichen Anpassung der LCIA Schadensfaktoren

Substanz Region	Emissionshöhe 20-100 m AHE(total) _{s,i} (P*µg*m ⁻³)	Emissionshöhe 0-3 m AHE(total) _{s,i} (P*µg*m ⁻³)	Verhältnis zwischen AHEs für 1m und 25m (AHE _{1m} /AHE _{25m})	Emissionshöhe >100 m AHE(total) _{s,i} (P*µg*m ⁻³)	Verhältnis zwi- schen AHEs für 150m und 25m (AHE _{150m} /AHE _{25m})
Benzol					
Maritimer Raum	71.733	80.427	1,12	63.754	0,89
Mitteleuropa	67.455	71.706	1,06	63.041	0,93
Südeuropa	54.280	60.686	1,12	47.803	0,88
Nordeuropa	11.022	11.391	1,03	10.469	0,95
Chlorwasserstoff					
Maritimer Raum	11.280	15.211	1,35	7.074	0,63
Mitteleuropa	4.319	5.062	1,17	2.632	0,61
Südeuropa	5.051	5.982	1,18	2.410	0,48
Nordeuropa	569	692	1,22	258	0,45

Die räumliche Anpassung der Kostenfaktoren für die EU-27 ergibt sich aus dem gewichteten Durchschnitt der berechneten Auf- und Abschlagsfaktoren aus Tabelle 4-10. Die Gewichtung erfolgt dabei über die Anzahl der EU-27 Mitgliedsstaaten in den einzelnen geographischen Gebieten von Potting, d.h. sieben Länder in der Gruppe der maritimen Länder, zehn Länder in der zentraleuropäischen Gruppe, sieben Länder in der Gruppe für Südeuropa und drei in der Gruppe für Nordeuropa. Daraus ergibt sich die folgende Tabelle 4-11 mit den Faktoren zur räumlichen Anpassung der LCIA Schadensfaktoren für EU-27 für die Verwendung auf die EU-27 Durchschnittswerte.

Tabelle 4-11: Faktoren zur räumlichen Anpassung der LCIA Schadensfaktoren für die EU-27

Substanz	Faktor für Emissionshöhe von 1m	Faktor für Emissionshöhe von 150m
Region		
Benzol		
EU-27	1,09	0,91
Chlorwasserstoff		
EU-27	1,22	0,56

Im letzten Schritt soll bestimmt werden, welche der betrachteten Schadstoffe einen Vergleich mit den Ergebnissen für Chlorwasserstoff und welche der Schadstoffe einen Vergleich mit den Ergebnissen für Benzol ermöglichen. Dazu wird die Verweildauer der einzelnen Substanzen in der Atmosphäre betrachtet. Für diese Einschätzung konnten Daten des Center for Disease Control and Prevention (CDC) des US Departments of Health and Human Services genutzt werden. Das CDC erstellt toxikologische Profile für zahlreiche Schadstoffe. Diese enthalten unter anderem auch Angaben zur atmosphärischen Verweildauer der Schadstoffe. Aus den Daten der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2011) ergibt sich eine Verweildauer von Benzol von etwa 8 Tagen. Eine Angabe zu Chlorwasserstoff findet sich auf der Webseite des International Volcanic Health Hazard Network (IVHHN, 2011). Das IVHHN gibt eine durchschnittliche Verweildauer in den unteren Schichten der Atmosphäre von etwa 4 Tagen an. Basierend auf diesen beiden Angaben werden die zu betrachtenden Schadstoffe nach folgenden Kriterien eingeteilt:

- Eher kurzlebig: die Verweildauer liegt bei unter 4 Tagen. Dies bedeutet eine Zuordnung zu den Berechnungen von Potting für Chlorwasserstoff
- Eher langlebig: die Verweildauer überschreitet 4 Tage. Dies erlaubt eine Zuordnung des Schadstoffs zu den Berechnungen von Potting für Benzol.

Für die drei zu betrachtenden Schadstoffe soll nun herausgefunden werden, ob der Schadstoff eher als kurzlebig (wie Chlorwasserstoff) oder als langlebig (wie Benzol) einzuschätzen ist. Für diese Einschätzung wurden ebenfalls die toxikologischen Profile des ATSDR verwendet. Das Ergebnis dieser Einteilung der Schadstoffe ist in Tabelle 4-12 zusammengefasst. Dabei wird ersichtlich, dass alle betrachteten Substanzen der Kategorie langlebiger Schadstoffe zugeordnet werden und somit die berechneten Werte für Benzol für die weitere Anpassung der LCIA Schadensfaktoren für diese Schadstoffe herangezogen werden können.

Tabelle 4-12: Einteilung der Schadstoffe für die räumliche Anpassung nach Potting nach ihrer Verweildauer in der Atmosphäre

Substanz	Atmosphärische Verweildauer	Kategorie	Vergleichs-substanz
Arsen (As)	7-9 Tage	langlebig	Benzol
Cadmium (Cd)	<10 Tage	langlebig	Benzol
Chrom (Cr)	<10 Tage	langlebig	Benzol
Benzo(a)pyren	Mehrere Wochen	langlebig	Benzol
Benzo(b)flouranthen	Mehrere Wochen	langlebig	Benzol
Benzo(k)flouranthen	Mehrere Wochen	langlebig	Benzol
Hexachlorobenzol (HCB)	< 1 Jahr	langlebig	Benzol
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Mehrere Wochen	langlebig	Benzol
Quecksilber (Hg)	6 Tage bis 2 Jahre	langlebig	Benzol
Nickel (Ni)	Mehrere Tage	langlebig	Benzol
Blei (Pb)	>25 Tage	langlebig	Benzol
Kupfer (Cu)	>14 Tage	langlebig	Benzol
Zink (Zn)	Mehrere Tage	langlebig	Benzol
Selen (Se)	>14 Tage	langlebig	Benzol
Dioxine	Mehrere Tage	langlebig	Benzol
Kohlenstoffmonoxid (CO)	ca. 2 Monate	langlebig	Benzol

Der dargestellte Ansatz erlaubt eine relativ einfache Anpassung der generischen LCA-Daten an unterschiedliche räumliche Gegebenheiten. Zudem ist dieser Ansatz sehr gut anwendbar auf mögliche zukünftige Erweiterungen der Liste zu betrachtender Schadstoffe.

4.5 Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Emissionsquellen

Im folgenden Abschnitt erfolgt eine zusätzliche Unterscheidung der Emissionen nach Quellen in städtischen und ländlichen Gebieten. Die Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Emissionsstandorten beruht auf der Bedeutung der räumlichen Gegebenheiten für die Bestimmung der externen Kostenwerte. Dazu zählt, wie bereits in Abschnitt 4.3.2 dargestellt, neben geographischen Eigenschaften auch die Bevölkerungsdichte in der betroffenen Umgebung zur Emissionsquelle. Diese hat einen erheblichen Einfluss auf die Anzahl der betroffenen Personen und damit an den gesamten entstehenden Gesundheitsschäden.

Da die Berechnung der externen Kosten in dieser Arbeit auf der Ebene der einzelnen Wirtschaftssektoren erfolgt, ist eine Berechnung der Umweltauswirkungen für einzelne Industriestandorte nicht möglich. Aus diesem Grund wurde in Abschnitt 4.3.3 bereits eine Aufteilung der gesamten Emissionen eines Sektors nach den Anteilen aus städtischen und ländlichen Quellen durchgeführt. Darauf aufbauend wird in diesem Abschnitt nun ein Aufschlagsfaktor für die externen Kostenwerte sowie die Schadensfaktoren für Gesundheitseffekte aus städtischen Emissionsquellen ermittelt. Dieser Faktor wird dann auf die durchschnittlichen länderspezifischen Schadens- und Kostenwerte aufgeschlagen und für die Ermittlung der externen Kosten der Sektoren angewendet. Ebenso wurde in Abschnitt 4.3.3 bereits erläutert, dass sich die Unterscheidung zwischen ländlichen und städtischen Emissionsquellen ausschließlich auf primäre Feinstaubpartikel bezieht, da diese einerseits große Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben und andererseits deutlich unterschiedliche Auswirkungen in Abhängigkeit von der Höhe der Emissionsquelle verursachen. Aus diesem Grund wird

neben der Unterscheidung zwischen großstädtischen, städtischen und ländlichen Emissionsquellen auch eine Unterscheidung zwischen niedrigen und mittleren Emissionshöhen erfolgen. Für Emissionsquellen mit einer Höhe von über 100 m wird diese Berechnung nicht durchgeführt, da die Ausbreitung der Schadstoffe in dieser Höhe in hohem Maß von der Windrichtung und weiteren meteorologischen Einflüssen abhängen. Eine Unterscheidung nach der Bevölkerungsdichte in der näheren Umgebung zu diesen hohen Quellen ist für die Berechnung sektorspezifischer externer Kosten nicht notwendig.

4.5.1 Methodik

Für die Berechnung des Aufschlagfaktors zur Ermittlung der externen Kostenwerte städtischer Emissionen wurde das EcoSenseWeb Model angewendet (Abschnitt 4.4.1). Da sich die Ausbreitungs- und Schadensberechnung dieses Modells vor allem auf die Länder Europas bezieht, wurde in dieser Arbeit zunächst ein durchschnittlicher Aufschlagfaktor für Europa berechnet und dieser anschließend für die 43 Länder des EXIOPOL-Projekts verwendet. Die Berechnung des durchschnittlichen europäischen Aufschlagfaktors erfolgte über eine Vielzahl an Modellläufen für zwei verschiedene europäische Länder. Diese waren Spanien, als Land mit einer geringen Bevölkerungsdichte, und Deutschland, als Land mit einer vergleichsweise hohen Bevölkerungsdichte. Aus den Ergebnissen für diese beiden Länder wurde ein emissionsgewichteter Durchschnittswert errechnet, der anschließend für die europäischen und nicht-europäischen Länder verwendet wurde. Da sich die vorliegende Arbeit hauptsächlich auf die Berechnung der Schadenskosten für Deutschland konzentriert, wird in diesem Abschnitt die Berechnung eines Aufschlagfaktors für Deutschland vorgestellt. Für die Berechnung der externen Kosten in den Ländern, zu denen Deutschland eine Handelsbeziehung führt, werden die Durchschnittsfaktoren verwendet.

Insgesamt wurden für jeden Standort in jeder der vier Unterregionen Deutschlands vier Modellläufe ausgeführt. Diese Modellläufe umfassten jeweils eine Berechnung für einen Standort mit niedriger bzw. mittlerer Emissionshöhe und für die Emission von $\text{PPM}_{2,5}$ bzw. $\text{PPM}_{\text{coarse}}$. Für die Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Schäden wurden die lokalen und die regionalen Ergebnisse von EcoSenseWeb miteinander verglichen. Dabei erfolgt die lokale Modellierung für die chemische Transportmodellierung von primären Luftschadstoffen und Partikeln in EcoSenseWeb mit Hilfe des Industrial Source Complex Models (ISC). Die verwendete Skala umfasst dabei einen Umkreis von 100×100 km um den Emissionsstandort und liefert eine Auflösung auf ein 10×10 km Gitternetz. Diese feine Auflösung wird für die Betrachtung der lokalen Auswirkungen verwendet. Für die regionalen Berechnungen wurden die bereits in Abschnitt 4.4.1 erläuterten source-receptor-matrices (SRM) auf dem 50×50 km Gitternetz von EMEP verwendet. Zusätzlich zu den Ergebnissen auf lokaler und regionaler Ebene liefert EcoSenseWeb auch Ergebnisse für die Kombination der beiden Ebenen, wobei Doppelzählungen vermieden werden. Diese können entstehen, wenn das regionale Model die lokale Ebene umfasst, diese jedoch eine höhere Auflösung und damit genauere Ergebnisse liefert. Für die Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Emissi-

onsquellen werden die Ergebnisse für die lokale, die regionale und des kombinierte Ebene verglichen. Eine ausführliche Darstellung der lokalen und regionalen Modelle des EcoSenseWeb Modells ist im Handbuch von Preiss und Klotz (2007) beschrieben.

4.5.2 Definition der Emissionsquellen

Im vorhergehenden Abschnitt wurde bereits erwähnt, dass die Berechnungen des Aufschlagfaktors für die Kostenfaktoren in Bezug auf städtische Emissionsquellen mit dem EcoSenseWeb Modell ausgeführt werden. Dafür ist es notwendig, die Standorte, für die die Modellläufe durchgeführt werden sollen, festzulegen. Die Definition dieser Standorte als repräsentative Emissionsquellen bezieht sich dabei auf die Lage der Emissionsquelle in einem städtischen oder ländlichen Gebiet und auf die Bestimmung repräsentativer Eigenschaften für niedrige und mittlere Emissionshöhen.

Bestimmung repräsentativer Emissionsquellen

In Bezug auf die Bestimmung einer repräsentativen Emissionsquelle mit einem mittelhohen Schornstein zwischen 20 m und 100 m dient die Studie von Pregger und Friedrich (2008) als Informationsquelle. Dazu wurden die in dieser Studie angegebenen Schornsteinhöhen für eine Vielzahl verschiedener Industriezweige – dargestellt in Tabelle A-3 im Anhang – über die Emissionen von NO_x gewichtet und ein durchschnittlicher Schornstein von 80m Höhe und einem Durchmesser von 2,5 m errechnet. Darüber hinaus benötigen die Modellrechnungen von EcoSenseWeb noch weitere Angaben zu den Eigenschaften der Emissionsquelle. Dazu gehören das Volumen der ausströmenden Abgase und die Temperatur. Über die Gewichtung anhand der Emissionen ergibt sich eine durchschnittliches Abgasvolumen von 176.400 m^3 pro Stunde und eine Temperaturdurchschnitt von 439 K. In Kombination mit dem berechneten Durchmesser des Schornsteins kann die Geschwindigkeit des Abgasausstoßes mit 10 m/s bestimmt werden. Alle diese Parameter gehen als Inputvariablen in die Modellrechnungen ein.

Für Emissionsquellen mit niedrigen Schornsteinhöhen von unter 20 m wurden kleine Verbrennungsanlagen wie Kachelöfen und Heizungsanlagen betrachtet. Basierend auf einer Studie von Trukenmüller (2007) und der Verordnung über die Ausführung von Schornsteinfegerarbeiten im Land Hessen (1996) kann eine Emissionshöhe für diese Kleinanlagen von 9m bestimmt werden. Darüber hinaus ergibt sich der Durchmesser für die niedrigen Emissionsquellen mit Hilfe allgemeiner Informationen über die Dimensionierung der Schornsteine, bereitgestellt von der Initiative Pro Schornstein (2010). Die bereitgestellten Angaben führen zu der Verwendung eines durchschnittlichen Schornsteindurchmessers von 15cm für Öl-, Gas- und Pellet Heizungen sowie für Kachelöfen. Für die von EcoSenseWeb verlangte Angabe zur Geschwindigkeit des Abgasausstoßes wurde die Angabe von 10 m/s für mittlere Emissionshöhen übernommen. Daraus lässt sich ein Abgasvolumen von 636 m^3 pro Stunde errechnen. Ebenso wurde die Temperatur der emittierten Abgase von 439 K übernommen.

Bestimmung unterschiedlicher Standorte

Für die Berechnung eines Aufschlagfaktors für die externen Kostenwerte für Emissionen in städtischen Gebieten werden verschiedene Standorte der Emissionsquellen betrachtet. Dabei werden die Siedlungsgebiete anhand ihrer Einwohnerzahl in die folgenden Kategorien aus Tabelle 4-13 eingeteilt. Grundsätzlich definiert das Statistische Bundesamt Deutschlands einen Ballungsraum mit mehr als 2.000 Einwohnern als Stadt. Insgesamt gibt es laut Statistischem Bundesamt (2008a) in Deutschland mehr als 2.000 Städte. Diese werden anhand der Einwohnerzahlen in die in Heineberg (2006) dargestellten statistischen Stadttypen eingeteilt.

Tabelle 4-13: Kategorien für deutsche Städte nach Einwohnerzahl

Kategorie	Einwohnerzahl	
	von	bis
Landstadt	2.000	5.000
Kleinstadt	5.000	20.000
Mittelstadt	20.000	100.000
Großstadt	100.000	1.000.000
Weltstadt	>1.000.000	

Quelle: Heineberg (2006)

Im Abschnitt zur Beschreibung des EcoSenseWeb Modells (Abschnitt 4.4.1) wurde bereits angesprochen, dass das Modell eine Unterscheidung zwischen lokaler und regionaler Ebene ermöglicht. Um eine differenzierte Betrachtung von städtischen und ländlichen Emissionsquellen durchzuführen, werden die Ergebnisse separat für die lokale Ebene, die regionale Ebene und das gesamte Gebiet betrachtet. Da die Ergebnisse für beide Emissionsstandorte auf der Ebene einer Unterregion, also die regionalen Ergebnisse, gleich sind, muss die Betrachtung auf die Ergebnisse für die lokale Ebene ausgerichtet werden. Für die Auswahl der zu betrachtenden Städte ist es somit wichtig zu berücksichtigen, dass ein Stadtgebiet eine möglichst große Fläche innerhalb der 10x10 km Fläche der lokalen Ebene einnimmt. Nur wenn die dicht besiedelte Fläche den Großteil der gesamten lokalen Ebene einnimmt, kann das Ergebnis der Berechnungen eindeutig diesem Stadtgebiet zugeordnet werden. Diese Voraussetzungen für eine Stadt werden nur von Groß- und Weltstädten erfüllt. Um allerdings eine weitere Abstufung zwischen den ländlichen Emissionsquellen und jenen in Großstädten zu ermöglichen, wurden neben den kleinen und großen Großstädten mit mehr als 100.000 Einwohnern auch Berechnungen für die anderen Stadtgrößen unter Verwendung des EcoSenseWeb Modells durchgeführt.

Für die Möglichkeit, die Ergebnisse der Modellrechnungen für die verschiedenen Städte miteinander vergleichen zu können, müssen die ausgewählten Städte einige ähnliche Charakteristika aufweisen. Dazu wurden neben den Angaben für die gesamte Bevölkerung der Stadt auch Daten zur Bevölkerungsdichte innerhalb der Städte herangezogen. Diese beiden Informationen liefert das Statistische Bundesamt (2008b). Um nun noch Unterschiede in der geographischen Lage und der Umgebung der Städte mit zu berücksichtigen, wurde die Komplexität der Lage für jede dieser Städte untersucht. Dafür wurde das von Douros et al. (2009) entworfene Terrain Complexity Tool verwendet. Dieses Modell benötigt als Input

lediglich die Koordinaten der Punktquelle. Diese wurden jeweils für das Stadtzentrum der einzelnen Städte angegeben. Anhand dieser Angabe errechnet das Modell die topographische Komplexität des Gebietes im Hinblick auf die Berechnung der Ausbreitung der Schadstoffe. So wird beispielsweise einer Punktquelle in einem Gebirgstal aufgrund dieser Umgebung eine erhöhte Unsicherheit in der Ausbreitungsberechnung von EcoSenseWeb zugeordnet. Diese komplexen Umgebungen sollten nicht weiter betrachtet werden. Allerdings war es nicht möglich, alle Städte mit komplexen Umgebungen von der Betrachtung auszuschließen da in manchen Fällen keine topographisch besseren Alternativen zur Verfügung standen. Zusammenfassend wurden die Städte ausgewählt, die in etwa die gleiche Einwohnerzahl und Bevölkerungsdichte aufweisen und möglichst in nicht komplexen Modellgebieten liegen.

Für die Berechnungen der ländlichen Standorte wurde angestrebt möglichst abgelegene Orte in großem Abstand zur nächsten Stadt zu finden. Dieses Ziel ist im Hinblick auf die hohe Siedlungsdichte in Deutschland nur schwer umsetzbar. Um dennoch einige sehr ländliche Standorte zu bestimmen, wurde auf die Angaben des Statistischen Bundesamtes (2008b) zur Bevölkerungsdichte in den deutschen Landkreisen zurückgegriffen. Auf diese Weise konnten Gebiete mit geringer Bevölkerungsdichte innerhalb jeder der vier Unterregionen bestimmt werden. Auch hier wurde das Terrain Complexity Tool von Douros et al. (2009) zur Bestimmung der Komplexität der Umgebung einer Punktquelle und der damit einhergehenden Unsicherheiten für die Ausbreitungsrechnungen verwendet.

4.5.3 Ergebnisse

Das Ziel der Berechnungen ist die Bestimmung von Aufschlagfaktoren für die externen Kostenwerte für Feinstaubemissionen in städtischen Gebieten. Dafür wurden zunächst die Ergebnisse für das 50x50 km Gitternetz auf der lokalen und regionalen Ebene ermittelt und mit den kombinierten Gesamtergebnissen verglichen. Der Unterschied zwischen dem Gesamtergebnis und dem regionalen Ergebnis kann den Schäden auf der lokalen Ebene zugeordnet werden.

Für die Bestimmung des Aufschlagfaktors (f) für die lokalen Schäden in einer Stadt in einer Unterregion wurde das Verhältnis zwischen den regionalen Ergebnissen und den Gesamtwerten berechnet. Dieses Verhältnis gibt an, um welchen Faktor die regionalen Ergebnisse zu erweitern sind, um die zusätzlichen lokalen Schäden auch zu berücksichtigen. Es war immer größer als 1. Dies erklärt sich aus den zusätzlichen Schäden auf der lokalen (städtischen) Ebene. Die Ergebnisse der Modellläufe mit EcoSenseWeb wurden nach niedriger und mittlerer Emissionshöhe unterschieden und für die Schadstoffe $PPM_{2.5}$ und PPM_{coarse} durchgeführt. Für jede Emissionshöhe (h), jeden der beiden Schadstoffe (s) und jede Unterregion (r) wurden Schadenskosten (D) auf der regionalen und der gesamten Ebene berechnet und daraus der durchschnittliche Quotient für jeden der Stadttypen (u) aus Tabelle 4-13 ermittelt.

$$f_{h,s,r,u} = \frac{D(\text{regional})_{h,s,r,u}}{D(\text{total})_{h,s,r,u}} \quad (4-6)$$

Um einen Faktor für das gesamte Gebiet Deutschlands zu erhalten wurden die arithmetischen Mittelwerte aus den oben berechneten Quotienten ($f_{h,s,r,u}$) über jede Unterregion ermittelt.

Diese Berechnungen wurden getrennt für die Groß- und Weltstädte und die Gruppe der kleineren und mittleren Städte durchgeführt (siehe Tabelle 4-13), um jeweils einen Aufschlagfaktor für die beiden Stadtgruppen zu erhalten. Diese Mittelwerte wurden zusätzlich mit der Anzahl der Städte (n) für jeden Stadttyp (u) in jeder der Unterregionen (r) gewichtet. Diese gewichteten Mittelwerte ($f'_{h,s,u}$) ergeben sich somit aus der folgenden Formel.

$$f'_{h,s,u} = \frac{\sum(f_{h,s,r,u} * n_{r,u})}{\sum n_{r,u}} \quad (4-7)$$

Abschließend wurden die gewichteten Mittelwerte der Quotienten für die Groß- und Weltstädte (u_1) sowie die Gruppe der kleineren und mittleren Städte (u_2) mit dem Mittelwert aus den Quotienten für die ländlichen Gebiete (l) verglichen. Dieser Vergleich wurde notwendig, da das Verhältnis für die ländlichen Gebiete aufgrund der hohen Siedlungsdichte in Deutschland ebenfalls etwas größer als 1 war.

$$F_{h,s,u_1} = \frac{f'_{h,s,u_1}}{f_{h,s,l}} \text{ und } F_{h,s,u_2} = \frac{f'_{h,s,u_2}}{f_{h,s,l}} \quad (4-8)$$

Das Ergebnis ist ein Aufschlagfaktor (F) auf die Kostenwerte für PPM_{2.5} und PPM_{coarse} aus Abschnitt 4.4 für niedrige bzw. mittel hohe Emissionsquellen in klein- und mittelstädtischen Gebieten sowie in Groß- und Weltstädten. In Tabelle 4-14 und Tabelle 4-15 werden die Ergebnisse für Deutschland zusammengefasst.

Tabelle 4-14: Aufschlagfaktoren für Emissionen von PPM_{2.5} und PPM_{coarse} in Groß- und Weltstädten nach Emissionshöhe, in Deutschland

Emissionshöhe	PPM_{2.5}	PPM_{coarse}
Niedrige Emissionshöhe (3m bis 20m)	1,79	2,93
Mittlere Emissionshöhe (20m bis 100m)	1,01	1,17

Tabelle 4-15: Aufschlagfaktoren für Emissionen von PPM_{2.5} und PPM_{coarse} in klein- und mittelstädtischen Gebieten nach Emissionshöhe, in Deutschland

Emissionshöhe	PPM_{2.5}	PPM_{coarse}
Niedrige Emissionshöhe (3m bis 20m)	1,24	1,60
Mittlere Emissionshöhe (20m bis 100m)	1,01	1,05

Die Tabelle zeigt, dass die Aufschlagfaktoren für niedrige Emissionsquellen höher ausfallen als die für mittlere Emissionshöhen. Die Begründung dafür liegt in der Deposition der Schadstoffe in näherer Umgebung zur Quelle wenn diese aus niedrigerer Höhe emittiert werden. Darüber hinaus ist aus der Tabelle zu erkennen, dass unabhängig von der Emissionshöhe ein höherer Aufschlagfaktor für PPM_{coarse} berechnet wurde als für PPM_{2.5}. Das liegt daran, dass die Partikel mit dem größeren Durchmesser schwerer sind als die kleineren Partikel und aus diesem Grund in einer näheren Umgebung zur Emissionsquelle von den Menschen aufgenommen werden und zu Schäden führen. Zudem sind die Aufschläge für Emissionen in Groß- und Weltstädten höher als in anderen urbanen Gebieten.

Die errechneten Faktoren werden nun verwendet, um die Schadens- sowie die Kostenfaktoren für Feinstaubpartikel in städtische und ländliche Kostenfaktoren zu unterteilen. Die-

se Unterteilung erfolgt für Emissionshöhen 3-20 m und 20-100 m. Tabelle 4-16 fasst die Ergebnisse – unter Berücksichtigung der neuesten Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus den EU-Projekten HEIMTSA und INTARESE [Friedrich et al. (2011)] – für diese Unterteilung zusammen und stellt die gerundeten Werte dar. Da sich die Betrachtung ausschließlich auf Feinstaubpartikel bezieht, sind nur Schäden an der menschlichen Gesundheit zu beobachten.

Tabelle 4-16: Kostenfaktoren für Feinstaubpartikel aus städtische und ländliche Emissionsquellen für Deutschland, in €₂₀₁₀ pro emittierte Tonne im Jahr 2000

Deutschland	Niedrige Emissionshöhe			Mittlere Emissionshöhe		
	Atemwegserkrankungen			Atemwegserkrankungen		
	ländlich	städtisch	Großstadt	ländlich	städtisch	Großstadt
PPM _{2.5}	60.200	74.600	107.700	57.000	57.600	57.600
PPM _{coarse}	1.600	2.500	4.600	1.500	1.600	1.800

Wie bereits erwähnt wurden im Rahmen dieser Arbeit mit der dargestellten Methodik auch Aufschlagfaktoren für Spanien berechnet und dazu verwendet, um Aufschlagfaktoren und monetäre Werte für die EU-27 Mitgliedsstaaten abzuleiten. Die Werte für Spanien werden in diesem Zusammenhang nicht weiter betrachtet. Allerdings werden die errechneten Durchschnittswerte in der folgenden Tabelle dargestellt. Die in Tabelle 4-17 und Tabelle 4-18 dargestellten Aufschlagfaktoren sind deutlich höher als die für Deutschland berechneten Faktoren. Dies erklärt sich daraus, dass diese Werte einen Durchschnittswert der Ergebnisse für Deutschland und Spanien bilden. Die Resultate für Spanien wiederum sind deutlich höher als die deutschen, da die Siedlungsdichte in Spanien deutlich geringer ist und so die Schäden, die durch Emissionen in einem städtischen Gebiet entstehen, eindeutig dem städtischen Gebiet zugerechnet werden können. Dies ist für die Werte in Deutschland nicht so eindeutig möglich, weshalb davon ausgegangen werden muss, dass die berechneten Werte eher eine Unterschätzung der Schadenskosten in städtischen Gebieten darstellen.

Tabelle 4-17: Durchschnittliche Aufschlagfaktoren für externe Kostenwerte für Feinstaubemissionen in Großstädten für die EU-27 Mitgliedsstaaten

Emissionshöhe	PPM _{2.5}	PPM _{coarse}
Niedrige Emissionshöhe (3m bis 20m)	2,18	3,88
Mittlere Emissionshöhe (20 bis 100m)	1,03	1,24

Tabelle 4-18: Durchschnittliche Aufschlagfaktoren für externe Kostenwerte für Feinstaubemissionen in städtischen Gebieten für die EU-27 Mitgliedsstaaten

Emissionshöhe	PPM _{2.5}	PPM _{coarse}
Niedrige Emissionshöhe (3m bis 20m)	1,23	1,58
Mittlere Emissionshöhe (20 bis 100m)	1,00	1,05

4.6 Kostenfaktoren für Emissionen aus dem Straßenverkehr

In diesem Abschnitt wird eine Methode entwickelt, die es erlaubt die Schadenskosten durch Emissionen aus dem Verkehrssektor zu berechnen. Wie bereits erwähnt umfassen die 130 Sektoren, die, angelehnt an die Ergebnisse des Projekts EXIOPOL, im Rahmen dieser Arbeit betrachtet werden, auch Aktivitäten aus dem Verkehrsbereich. Tabelle 4-19 stellt einen Auszug aus der Übersichtstabelle A-2 dar und zeigt die fünf transportbezogenen Sektoren.

Tabelle 4-19: Transportbezogene Sektoren im Rahmen NACE-Systematik der Input-Output Tabellen

NACE Code	Sektor
i60.1	Eisenbahnverkehr
i60.2	Sonstiger Landverkehr
i61.1	Transport in Rohrfernleitungen
i61.2	See- und Küstenschifffahrt
i62	Binnenschifffahrt

Für diese Sektoren wurde bereits eine Einteilung nach den unterschiedlichen Emissionshöhen (siehe Tabelle A-6 im Anhang) durchgeführt. Aus dieser Tabelle ist zu erkennen, dass lediglich der Sektor „sonstiger Landverkehr“ die Aktivitäten im Straßenverkehr umfasst.

Für die anderen Verkehrssektoren wurden die Emissionen höheren Emissionshöhen zugeordnet. So wurden die Emissionen aus dem dieselbetriebenen Schienentransport (i60.1) den Emissionsquellen mit niedriger Höhe (3-20 m) zugerechnet, da die Dichte der betroffenen Bevölkerung entlang des Schienennetzes in der Regel wesentlich geringer ist im Vergleich zum Straßenverkehr und somit wesentlich geringere Kostenfaktoren für die Emissionen aus Diesellokomotiven entstehen. Den beiden Sektoren mit Bezug auf den Schiffsverkehr (i61.1 und i61.2) werden aus dem gleichen Grund Emissionsquellen mit niedrigerer Höhe zugeordnet. Hinzukommt, dass die Emissionen aus diesen Sektoren zum Großteil nur außerhalb der Stadtgebiete stattfinden. Für den Luftverkehr wurden die Emissionen in drei Höhenkategorien (3-20 m, 20-100 m, >100 m) aufgeteilt, um auf diese Weise Start- und Landephase zu berücksichtigen. Der Großteil der Emissionen wird dabei einer Höhe von über 100 m zugeordnet.

Für die Emissionen aus dem Straßenverkehr wurde eine gesonderte Kategorie gebildet, da diese Emissionen in unmittelbarer Nähe zum Boden stattfinden und somit direkt auf die Menschen wirken. Als Folge daraus ergeben sich deutlich höhere externe Kostenwerte für die Emissionen aus dem Straßenverkehr als aus den anderen transportbezogenen Aktivitäten. Die Berechnung der Kostenfaktoren bezieht sich bei den Emissionen aus dem Straßenverkehr auf die Schadstoffe NO_x , SO_2 , NMVOC sowie $\text{PPM}_{2.5}$ für Auspuffgase und $\text{PPM}_{\text{coarse}}$ für Emissionen aus Abrieb- und Bremsvorgängen. Die Emissionen von $\text{PPM}_{2.5}$ aus Abrieb- und Bremsvorgängen wurden als vernachlässigbar angenommen. Dabei wurde auf Ergebnisse aus den beiden EU-Projekten ASSET (Assessing Sensitiveness to Transport) und HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment) zurückgegriffen. Im Rahmen des ASSET Projekts wurde die Empfindlichkeit bestimmter

Gebiete in Bezug auf den Verkehr bewertet. Dazu wurden externe Kostenwerte für Emissionen im Jahr 2020, gemessen in €₂₀₀₂, berechnet. Die Ergebnisse für diese Werte, die in einer Reihe verschiedener Fallstudien angewandt wurden, sind in Sieber und Ohlau (2009) zusammengefasst. Dabei basieren die Kostenfaktoren für NO_x, NMVOC und SO₂ auf den Ergebnissen von Preiss et al. (2008). Somit unterscheiden sich die Kostenfaktoren für diese drei Schadstoffe für Verkehrsemissionen nicht von jenen für Emissionsquellen mit niedriger Emissionshöhe. Unterschiede in den Werten gibt es demnach nur für die primären Feinstaubpartikel PPM_{2.5} und PPM_{coarse}. Diese wurden im Projekt HEATCO hergeleitet, in dem das Ziel war, die akkumulierte Exposition für den Menschen in städtischen und ländlichen Gebieten für PPM_{2.5} zu errechnen. Die Faktoren für die akkumulierte Exposition wurden mit den externen Kostenfaktoren von Preiss et al. (2008) multipliziert und umfassen Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRF) und monetäre Werte für PPM_{2.5} errechnet von Torfs et al. (2007). Für die Betrachtung von PPM_{coarse} wurden ebenfalls Ergebnisse von Torfs et al. (2007) verwendet. Darüber hinaus wurde die Annahme von Friedrich und Bickel (2005) übernommen, dass Feinstaubemissionen aus internen Verbrennungsmotoren um den Faktor 1,5 toxischer sind als andere Feinstaubemissionen. Die Unterscheidung zwischen Emissionen aus dem Straßenverkehr in städtischen und ländlichen Gebieten beruht ebenfalls auf den Ergebnissen aus HEATCO. Darüber hinaus wurden auch für diese Emissionshöhe neue Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus Friedrich et al. (2011) für die Berechnung der Schadens- und Kostenfaktoren verwendet (siehe Abschnitt 4.4.1). Eine Verwendung neuerer Daten bezüglich der Ausbreitung von Feinstaub aus dem Straßenverkehr in städtischen Gebieten, wie sie in der Arbeit von Torras Ortiz (2010) errechnet wurden, konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht verwendet werden, da diese Daten nicht auf Länderebene für alle europäischen Länder vorliegen, sondern lediglich für Deutschland und Gesamteuropa.

Die folgende Tabelle 4-20 fasst die Ergebnisse zusammen und stellt die Kostenfaktoren für die Emissionen von PPM_{2.5} und PPM_{coarse} aus dem Straßenverkehr dar, die im weiteren Verlauf der Arbeit angewendet werden. Da sich die Ergebnisse aus HEATCO nicht in verschiedene Stadtgrößen unterscheiden lassen, sondern lediglich für die Kategorie „bebautes Land“ gelten, wurde aus Vereinfachungsgründen angenommen, dass für alle Größenkategorien der gleiche Wert gilt.

Tabelle 4-20: Externe Kostenfaktoren für Feinstaubemissionen aus dem Straßenverkehr, in €₂₀₁₀ pro emittierte Tonne im Jahr 2000

Deutschland	Straßenverkehr	
	ländlich	städtisch
PPM _{2.5}	70.100	358.200
PPM _{coarse}	9.900	50.700

Um auch eine Berechnung der Schadenskosten in den Ländern zu ermöglichen, die mit Deutschland Handelsbeziehungen pflegen, wurden für diese Länder gesonderte Berechnungen durchgeführt. Die Ergebnisse aus HEATCO umfassen alle Mitgliedsstaaten der EU-27

mit Ausnahme von Bulgarien, Rumänien und Zypern. Dazu liegen auch Berechnungen für die Schweiz vor. Um die Werte für die drei EU-27 Länder zu berechnen wurde zunächst ein Durchschnittswert für die Feinstaubemissionen aus dem Straßenverkehr in der EU-27 berechnet. Dieser Durchschnittswert wurde mit Hilfe der nationalen Kaufkraftparitäten in die länderspezifischen Werte für Bulgarien, Rumänien, Zypern und sämtliche nicht-europäische Länder umgerechnet (siehe Tabelle A-7 im Anhang).

4.7 Berücksichtigung der Klimaschäden durch Luftschadstoffe

Wie in Abschnitt 3.1.5 dargestellt werden im Rahmen dieser Studie auch erstmals die Klimaschäden durch andere Schadstoffe als den bekannten Treibhausgasen CO₂, CH₄ und N₂O betrachtet. So werden die Auswirkungen auf die Oberflächentemperatur der Erde von SO₂, VOC, CO und Feinstaub in Form von Ruß (BC) und organischem Kohlenstoff (OC) bei der Berechnung der Schadenskosten der Sektoren berücksichtigt (Tabelle 3-2).

Die Emissionen von OC und BC entstehen als Bestandteile der Feinstaubemissionen von PPM_{2,5}. Deshalb ist es zunächst wichtig die Anteile von BC und OC an den Feinstaubemissionen zu ermitteln. Diese Anteile wurden in Klimont und Kupiainen (2004) errechnet und werden im Rahmen dieser Arbeit angewendet. Zudem muss berücksichtigt werden, dass die Emissionen von OC und BC aus Verbrennungsprozessen entstehen und deshalb diese Schadstoffe nicht aus allen der betrachteten Wirtschaftssektoren in gleichem Maße freigesetzt werden. Tabelle A-8 im Anhang stellt die Anteile von OC und BC an den Emissionen von Feinstaub (PPM_{2,5}) für die betroffenen Sektoren dar. Die Zuteilung der Sektoren erfolgte über die Zuordnung der NACE-Sektorenklassifikation zur entsprechenden NFR-Sektorenbezeichnung der verschiedenen Wirtschaftsbereiche sowie mit Hilfe von Experteneinschätzungen [Theloke (2012)]. Aus den Treibhauspotentialen für Ruß, organischen Kohlenstoff und den weiteren Luftschadstoffen (Tabelle 3-2) ergeben sich die CO₂-Äquivalente. Diese können wiederum anhand des Kostenfaktors von 26,50 €₂₀₁₀ pro Tonne CO₂-eq. (siehe Abschnitt 3.1.5) bewertet und bei der Berechnung der Schadenskosten der verschiedenen Sektoren berücksichtigt werden.

4.8 Darstellung der berechneten Schadens- und Kostenfaktoren

In diesem Abschnitt werden die berechneten Schadens- und Kostenfaktoren zusammengefasst. Diese wurden auf Basis der bereits vorgestellten Annahmen bezüglich der Emissionshöhen und der Berücksichtigung von städtischen und ländlichen Emissionsquellen errechnet.

4.8.1 Schadensfaktoren für die Berechnung sektorspezifischer Gesundheitseffekte

In einem ersten Schritt werden im folgenden Abschnitt die Schadensfaktoren für die Berechnung von Gesundheitseffekten unter Berücksichtigung der sektorspezifischen Charakteristika dargestellt. Der Fokus der Anwendung von Schadensfaktoren liegt hier auf der Berechnung von Gesundheitseffekten, da diese für den Großteil der Gesamtschäden durch Schadstof-

femissionen verantwortlich sind [Friedrich und Bickel (2005)]. Die Betrachtung der Schadensfaktoren für Gesundheitseffekte ist in zwei Teile unterteilt:

1. Zunächst werden die Faktoren in DALY pro emittierte Tonne des jeweiligen Schadstoffs angegeben. Diese Schadensfaktoren dienen somit als Maß für die gesamten Gesundheitsschäden, die durch die verschiedenen Schadstoffe verursacht werden. Diese Faktoren werden im Laufe der weiteren Arbeit angewendet werden.
2. Anschließend besteht für Schadstoffe, welche in den Studien von Preiss et al. (2008) und Friedrich et al. (2011) ausführlich untersucht wurden und welche in den Berechnungen des EcoSenseWeb Modells enthalten sind, die Möglichkeit, neben der zusammenfassenden Darstellung von Mortalitäts- und Morbiditätsrisiken in Form von DALY, auch eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Gesundheitsendpunkten durchzuführen. Diese wurden bereits in Abschnitt 3.1.3 kurz dargestellt und sind in der folgenden Tabelle 4-21 zusammengefasst.

Zunächst werden die Schadensfaktoren für die gesamten Gesundheitsschäden für alle in Abschnitt 4.1 angegebenen Schadstoffe untersucht. Für die klassischen Luftschadstoffe beruhen diese Berechnungen auf Ergebnissen aus Preiss et al. (2008), die in der Studie von Friedrich et al. (2011) teilweise überarbeitet wurden. Für den Großteil der Schwermetalle wurden die Berechnungen im Projekt ESPREME (für Inhalation) und mit dem WATSON (Water and soil environmental fate and exposure model of noxious substances at the European scale) Model (für Ingestion) ermittelt. Dabei ergeben sich aufgrund der nationalen Unterschiede in den berücksichtigten akkumulierten Expositionen für die betrachteten Schadstoffe auch unterschiedliche Schadensfaktoren für die einzelnen Länder. Im Gegensatz dazu sind die Schadensfaktoren für Kohlenstoffmonoxid, Selen und Zink, welche eine Erweiterung der bestehenden Schadstoffliste darstellen, lediglich auf einheitlicher Basis für alle Länder aus der LCIA-Datenbank IMPACT2002+ abgeleitet. Die in Tabelle 4-22 dargestellten Schadensfaktoren für Gesundheitseffekte in Deutschland unterscheiden sich nach verschiedenen Emissionshöhen. In Tabelle 4-23 wird zudem eine Unterscheidung zwischen ländlichen und städtischen Emissionsquellen für die Emissionen der beiden Feinstaubkategorien $PPM_{2.5}$ und PPM_{coarse} angegeben. Zusätzlich zu den Werten für Deutschland wurden in dieser Arbeit auch die weiteren 27 EU-Mitgliedstaaten sowie 16 Nicht-Mitgliedsstaaten betrachtet. Die Berechnung der Werte für die Nicht-EU Länder basiert dabei auf der Annahme, dass die Ausbreitung der Schadstoffe in der Luft, die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen und die verwendeten Zahlungsbereitschaftsstudien in diesen Ländern den zugrundeliegenden Daten für Europa entsprechen. Dies bedeutet, dass im Fall der Schadensfaktoren keine länderspezifische Unterscheidung für die Nicht-EU Länder vorgenommen wurde.

Neben den Schadensfaktoren für gesamten Gesundheitseffekte werden in diesem Absatz auch die Schadensfaktoren für einzelne bestimmte Gesundheitsendpunkte und Krankheiten, wie sie in Tabelle 4-21 aufgelistet sind, dargestellt. Wie bereits erläutert wurde, kann diese Unterscheidung nur für bestimmte, sogenannte klassische Luftschadstoffe erfolgen. Diese Schadstoffe sind NH_3 , NMVOC, NO_x , SO_2 , $PPM_{2.5}$ und PPM_{coarse} . Die Schadensfaktoren

ren ergeben sich aus der akkumulierten Exposition der Bevölkerung in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (hier: Deutschland), verursacht durch sekundären Feinstaub. Die Berechnungen der Schadensfaktoren basieren auf den Ergebnissen von Preiss et al. (2008) und der Überarbeitung dieser Werte in Friedrich et al. (2011). Die Schadensfaktoren sind in Tabelle 4-24 dargestellt.

Tabelle 4-21: Gesundheitsendpunkte aus Preiss et al. (2008) und Friedrich et al. (2011)

Gesundheitsendpunkt	Einheit
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute	YOLL
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage
Nettotage mit eingeschränkter Aktivität (netRADs)	Tage
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (MRAD)	Tage
Tieferliegende Atemwegssymptome	Tage
Hustentage	Tage
Medikamenten- / Bronchodilatorgebrauch	Fälle

Tabelle 4-22: Schadensfaktoren für Gesundheitsschäden nach Schadstoffen in Deutschland [DALY pro emittierter Tonne]

Deutschland	Straßenverkehr	niedrige Emissionshöhe	mittlere Emissionshöhe	hohe Emissionshöhe
	[DALY/Tonne]	[DALY/Tonne]	[DALY/Tonne]	[DALY/Tonne]
SO₂	1,6*10 ⁻¹	1,6*10 ⁻¹	1,6*10 ⁻¹	1,6*10 ⁻¹
NO_x	1,7*10 ⁻¹	1,7*10 ⁻¹	1,7*10 ⁻¹	1,7*10 ⁻¹
NMVOG	1,5*10 ⁻²	1,5*10 ⁻²	1,5*10 ⁻²	1,5*10 ⁻²
NH₃	2,6*10 ⁻¹	2,6*10 ⁻¹	2,6*10 ⁻¹	2,6*10 ⁻¹
As	2,9*10 ¹	2,6*10 ¹	2,6*10 ¹	2,4*10 ¹
Cd	5,8	5,3	5,3	4,8
Cr	1,7*10 ⁻¹	1,6*10 ⁻¹	1,6*10 ⁻¹	1,4*10 ⁻¹
Hg	2,2*10 ²	2,0*10 ²	2,0*10 ²	1,8*10 ²
Ni	8,1*10 ⁻²	7,5*10 ⁻²	7,5*10 ⁻²	6,8*10 ⁻²
Pb	1,9*10 ¹	1,7*10 ¹	1,7*10 ¹	1,6*10 ¹
Dioxine	1,0*10 ⁶	9,3*10 ⁵	9,3*10 ⁵	8,4*10 ⁵
CH₄	-	-	-	-
CO	8,0*10 ⁻⁴	7,3*10 ⁻⁴	7,3*10 ⁻⁴	6,7*10 ⁻⁴
CO₂	-	-	-	-
N₂O	-	-	-	-
Cu	6,2*10 ⁻³	5,7*10 ⁻³	5,7*10 ⁻³	5,2*10 ⁻³
Zn	2,8*10 ⁻¹	2,6*10 ⁻¹	2,6*10 ⁻¹	2,4*10 ⁻¹
Se	5,5*10 ⁻¹	5,1*10 ⁻¹	5,1*10 ⁻¹	4,6*10 ⁻¹
HCB	2,2*10 ²	2,0*10 ²	2,0*10 ²	1,9*10 ²
Benzo(b)p.	7,8*10 ⁻¹	7,2*10 ⁻¹	7,2*10 ⁻¹	6,5*10 ⁻¹
Benzo(k)p.	1,4	1,3	1,3	1,2
Benzo(a)p.	1,1*10 ²	9,9*10 ¹	9,9*10 ¹	9,0*10 ¹
Indeno(p).	5,1*10 ⁻¹	4,7*10 ⁻¹	4,7*10 ⁻¹	4,3*10 ⁻¹
PCBs	-	-	-	-

Tabelle 4-23: Schadensfaktoren für Gesundheitsschäden für Feinstaub in Deutschland [DALY pro emittierter Tonne]

Deutsch- land	Straßenverkehr			niedrige Emissionshöhe			mittlere Emissionshöhe			hohe Emissionshöhe
	ländlich [DALY/Tonne]	Klein- u. Mittel- stadt [DALY/Tonne]	Groß- u. Welt- stadt [DALY/Tonne]	ländlich [DALY/Tonne]	Klein- u. Mit- telstadt [DALY/Tonne]	Groß- u. Welt- stadt [DALY/Tonne]	ländlich [DALY/Tonne]	Klein- u. Mit- telstadt [DALY/Tonne]	Groß- u. Welt- stadt [DALY/Tonne]	
PPM _{2,5}	9,3*10 ⁻¹	4,5	4,5	8,3*10 ⁻¹	1,0	1,5	7,8*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	4,3*10 ⁻¹
PPM _{coarse}	1,0*10 ⁻¹	5,1*10 ⁻¹	5,1*10 ⁻¹	3,0*10 ⁻²	4,9*10 ⁻²	8,9*10 ⁻²	3,0*10 ⁻²	3,1*10 ⁻²	3,5*10 ⁻²	1,3*10 ⁻²

Tabelle 4-24: Schadensfaktoren für klassische Luftschadstoffe in Deutschland nach Gesundheitsendpunkten [DALY pro emittierter Tonne]

Straßenverkehr												
Gesundheitsendpunkt	Einheit	NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{coarse}			PPM ₂₅			SO ₂	
					ländlich	Klein- und Mittelstadt	Groß- und Weltstadt	ländlich	Klein- und Mittelstadt	Groß- und Weltstadt		
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	4,8	1,7*10 ⁻¹	3,1	-	-	-	2,1*10 ¹	8,2*10 ¹	8,2*10 ¹	3,0	
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	1,3*10 ¹	3,4	9,6	-	-	-	5,6*10 ¹	2,2*10 ²	2,2*10 ²	7,3	
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	9,9	3,9*10 ⁻¹	7,9	6,2*10 ¹	1,9*10 ²	1,9*10 ²	4,8*10 ¹	1,9*10 ²	1,9*10 ²	7,2	
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	5,9	8,8*10 ⁻¹	5,0	3,7*10 ¹	1,1*10 ²	1,1*10 ²	2,9*10 ¹	1,1*10 ²	1,1*10 ²	4,1	
Hustentage ¹⁾	Tage	-1,0*10 ⁻¹	3,8	1,8	-	-	-	-	-	-	-7,2*10 ⁻¹	
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	1,6*10 ⁻⁵	6,4*10 ⁻⁷	1,3*10 ⁻⁵	1,0*10 ⁻⁴	3,1*10 ⁻⁴	3,1*10 ⁻⁴	7,9*10 ⁻⁵	3,1*10 ⁻⁴	3,1*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁵	
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	2,0*10 ⁻²	7,7*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻²	1,2*10 ⁻¹	3,7*10 ⁻¹	3,7*10 ⁻¹	9,5*10 ⁻²	3,7*10 ⁻¹	3,7*10 ⁻¹	1,4*10 ⁻²	
Krankenhauseinlieferung Atemwegbeschwerden	Fälle	1,6*10 ⁻³	5,0*10 ⁻³	3,7*10 ⁻³	1,1*10 ⁻²	3,3*10 ⁻²	3,3*10 ⁻²	8,5*10 ⁻³	3,3*10 ⁻²	3,3*10 ⁻²	3,1*10 ⁻⁴	
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	1,3*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	8,4*10 ⁻³	2,6*10 ⁻²	2,6*10 ⁻²	6,5*10 ⁻³	2,6*10 ⁻²	2,6*10 ⁻²	9,7*10 ⁻⁴	
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	3,4*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	6,6*10 ⁻¹	2,3	7,0	7,0	1,8	6,9	6,9	1,1*10 ⁻¹	
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	2,2	2,3	2,9	1,4*10 ¹	4,4*10 ¹	4,4*10 ¹	1,1*10 ¹	4,3*10 ¹	4,3*10 ¹	1,2	
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute ¹⁾	YOLL	-3,0*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁴	-	-	-	-	-	-	-2,1*10 ⁻⁴	
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	2,3*10 ⁻¹	8,3*10 ⁻³	1,5*10 ⁻¹	8,2*10 ⁻³	2,5*10 ⁻²	2,5*10 ⁻²	1,0	4,0	4,0	1,4*10 ⁻¹	

Niedrige Emissionshöhe												
Gesundheitsendpunkt	Einheit	NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{coarse}			PPM ₂₅			SO ₂	
					ländlich	Klein- und Mittelstadt	Groß- und Weltstadt	ländlich	Klein- und Mittelstadt	Groß- und Weltstadt		
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	4,8	1,7*10 ⁻¹	3,1	-	-	-	1,5*10 ¹	1,9*10 ¹	2,7*10 ¹	3,0	
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	1,3*10 ¹	3,4	9,6	-	-	-	4,0*10 ¹	4,9*10 ¹	7,1*10 ¹	7,3	
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	9,9	3,9*10 ⁻¹	7,9	1,1*10 ¹	1,8*10 ¹	3,3*10 ¹	3,5*10 ¹	4,3*10 ¹	6,2*10 ¹	7,2	
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	5,9	8,8*10 ⁻¹	5,0	6,7	1,1*10 ¹	2,0*10 ¹	2,1*10 ¹	2,5*10 ¹	3,7*10 ¹	4,1	
Hustentage ¹⁾	Tage	-1,0*10 ⁻¹	3,8	1,8	-	-	-	-	-	-	-7,2*10 ⁻¹	
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	1,6*10 ⁻⁵	6,4*10 ⁻⁷	1,3*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻⁵	3,0*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻⁵	5,7*10 ⁻⁵	7,0*10 ⁻⁵	1,0*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁵	
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	2,0*10 ⁻²	7,7*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻²	2,2*10 ⁻²	3,6*10 ⁻²	6,5*10 ⁻²	6,8*10 ⁻²	8,4*10 ⁻²	1,2*10 ⁻¹	1,4*10 ⁻²	
Krankenhauseinlieferung Atemwegbeschwerden	Fälle	1,6*10 ⁻³	5,0*10 ⁻³	3,7*10 ⁻³	2,0*10 ⁻³	3,2*10 ⁻³	5,8*10 ⁻³	6,1*10 ⁻³	7,5*10 ⁻³	1,1*10 ⁻²	3,1*10 ⁻⁴	
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	1,3*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	1,5*10 ⁻³	2,5*10 ⁻³	4,5*10 ⁻³	4,7*10 ⁻³	5,8*10 ⁻³	8,3*10 ⁻³	9,7*10 ⁻⁴	
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	3,4*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	6,6*10 ⁻¹	4,2*10 ⁻¹	6,7*10 ⁻¹	1,2	1,3	1,6	2,3	1,1*10 ⁻¹	
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	2,2	2,3	2,9	2,6	4,2	7,6	7,9	9,8	1,4*10 ¹	1,2	
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute ¹⁾	YOLL	-3,0*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁴	-	-	-	-	-	-	-2,1*10 ⁻⁴	
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	2,3*10 ⁻¹	8,3*10 ⁻³	1,5*10 ⁻¹	1,5*10 ⁻³	2,4*10 ⁻³	4,4*10 ⁻³	7,3*10 ⁻¹	9,0*10 ⁻¹	1,3	1,4*10 ⁻¹	

¹⁾ Die negativen Effekte durch Emissionen von NH₃ und SO₂ ergeben sich aus den verwendeten SRM in EcoSenseWeb (siehe Abschnitt 4.4.1)

Tabelle 4-24: Schadensfaktoren für klassische Luftschadstoffe in Deutschland nach Gesundheitsendpunkten, [DALY pro emittierter Tonne]- Fortsetzung

Gesundheitsendpunkt	Einheit	Mittlere Emissionshöhe									SO ₂
		NH ₃	NMVOC	NO _x	ländlich	PPM _{coarse}		PPM ₂₅		SO ₂	
						Klein- und Mittelstadt	Groß- und Weltstadt	ländlich	Klein- und Mittelstadt		
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	4,8	1,7*10 ⁻¹	3,1	-	-	-	1,4*10 ¹	1,4*10 ¹	1,4*10 ¹	3,0
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	1,3*10 ¹	3,4	9,6	-	-	-	3,8*10 ¹	3,8*10 ¹	3,8*10 ¹	7,3
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	9,9	3,9*10 ⁻¹	7,9	1,1*10 ¹	1,2*10 ¹	1,3*10 ¹	3,3*10 ¹	3,3*10 ¹	3,3*10 ¹	7,2
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	5,9	8,8*10 ⁻¹	5,0	6,6	6,9	7,7	2,0*10 ¹	2,0*10 ¹	2,0*10 ¹	4,1
Hustentage ¹⁾	Tage	-1,0*10 ⁻¹	3,8	1,8	-	-	-	-	-	-	-7,2*10 ⁻¹
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	1,6*10 ⁻⁵	6,4*10 ⁻⁷	1,3*10 ⁻⁵	1,8*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻⁵	2,1*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁵
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	2,0*10 ⁻²	7,7*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻²	2,2*10 ⁻²	2,3*10 ⁻²	2,5*10 ⁻²	6,4*10 ⁻²	6,4*10 ⁻²	6,5*10 ⁻²	1,4*10 ⁻²
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle	1,6*10 ⁻³	5,0*10 ⁻³	3,7*10 ⁻³	1,9*10 ⁻³	2,0*10 ⁻³	2,3*10 ⁻³	5,8*10 ⁻³	5,8*10 ⁻³	5,8*10 ⁻³	3,1*10 ⁻⁴
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	1,3*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	1,5*10 ⁻³	1,6*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	4,4*10 ⁻³	4,5*10 ⁻³	4,5*10 ⁻³	9,7*10 ⁻⁴
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	3,4*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	6,6*10 ⁻¹	4,1*10 ⁻¹	4,3*10 ⁻¹	4,8*10 ⁻¹	1,2	1,2	1,2	1,1*10 ⁻¹
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	2,2	2,3	2,9	2,5	2,7	3,0	7,5	7,6	7,6	1,2
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute ¹⁾	YOLL	-3,0*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁴	-	-	-	-	-	-	-2,1*10 ⁻⁴
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	2,3*10 ⁻¹	8,3*10 ⁻³	1,5*10 ⁻¹	1,4*10 ⁻³	1,5*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	6,9*10 ⁻¹	7,0*10 ⁻¹	7,0*10 ⁻¹	1,4*10 ⁻¹

Gesundheitsendpunkt	Einheit	Hohe Emissionshöhe					
		NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{coarse}	PPM ₂₅	SO ₂
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	4,8	1,7*10 ⁻¹	2,4	-	7,9	2,8
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	1,3*10 ¹	3,4	7,5	-	2,1*10 ¹	6,8
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	9,9	3,9*10 ⁻¹	6,2	4,8	1,8*10 ¹	6,8
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	5,9	8,8*10 ⁻¹	4,0	2,8	1,1*10 ¹	3,9
Hustentage ¹⁾	Tage	-1,0*10 ⁻¹	3,8	1,6	-	-	-7,9*10 ⁻¹
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	1,6*10 ⁻⁵	6,4*10 ⁻⁷	1,0*10 ⁻⁵	7,8*10 ⁻⁶	3,0*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻⁵
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	2,0*10 ⁻²	7,7*10 ⁻⁴	3,6*10 ⁻³	2,8*10 ⁻³	1,1*10 ⁻²	3,9*10 ⁻³
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle	1,6*10 ⁻³	5,0*10 ⁻³	3,2*10 ⁻³	8,4*10 ⁻⁴	3,2*10 ⁻³	1,5*10 ⁻⁴
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	1,3*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁵	8,4*10 ⁻⁴	6,4*10 ⁻⁴	2,4*10 ⁻³	9,1*10 ⁻⁴
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	3,4*10 ⁻¹	7,9*10 ⁻¹	5,7*10 ⁻¹	1,8*10 ⁻¹	6,6*10 ⁻¹	8,5*10 ⁻²
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	2,2	2,3	2,4	1,1	4,1	1,1
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute ¹⁾	YOLL	-3,0*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻³	4,8*10 ⁻⁴	-	-	-2,3*10 ⁻⁴
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	2,3*10 ⁻¹	8,3*10 ⁻³	1,1*10 ⁻⁴	6,2*10 ⁻⁴	3,8*10 ⁻¹	1,3*10 ⁻¹

¹⁾ Die negativen Effekte durch Emissionen von NH₃ und SO₂ ergeben sich aus den verwendeten SRM in EcoSenseWeb (siehe Abschnitt 4.4.1)

4.8.2 Faktoren für die Berechnung sektorspezifischer Schadenskosten

Die allgemeine Darstellung der Kostenfaktoren aus den verschiedenen Ansätzen erfolgt nach dem Vorbild der Darstellungsweise aus der IMPACT2002+ Methode. Dazu werden die Ergebnisse nicht nur für die Schadenskategorien menschliche Gesundheit, Ökosystemschäden und Klimawandel wiedergegeben. Es wird auch eine Angabe der Kostenfaktoren für die verschiedenen Kategorien des IMPACT2002+-Ansatzes geben. Dabei werden Ökosystemschäden in aquatische und terrestrische Ökotoxizität sowie terrestrische Versauerung und Eutrophierung unterteilt. Die berechneten Werte aus EcoSenseWeb beziehen sich dabei auf terrestrische Versauerung und Eutrophierung und beinhalten ausschließlich Verluste an Biodiversität und keine ökonomischen Schäden, die durch Ernteverluste oder Schäden an Materialien entstehen. Diese werden deshalb bei der weiteren Betrachtung im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Die Schäden an der menschlichen Gesundheit werden in karzinogene und nicht-karzinogene Effekte, Atemwegs- und Kreislaufbeschwerden gegliedert. Die nicht-karzinogenen Effekte umfassen beispielsweise IQ-Verluste bei Neugeborenen durch die Aufnahme von Blei-Emissionen. Die Schäden durch die Emissionen von Treibhausgasen sind weiterhin in einer einzelnen Kategorie zusammengefasst.

Eine Darstellung der Ergebnisse für die verschiedenen Emissionshöhen erfolgt in Tabelle 4-25 bis Tabelle 4-29. Um eine möglichst übersichtliche Darstellung der Ergebnisse zu erreichen, sind in diesen Tabellen die Ergebnisse für Deutschland aus EcoSenseWeb und IMPACT2002+ in Abhängigkeit von verschiedenen Emissionshöhen und von der Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten sowie für Emissionen aus dem Straßenverkehr zusammengefasst. Zudem sind die in Abschnitt 4.4.2 berechneten Faktoren für die Anpassung der LCIA Schadensfaktoren an die verschiedenen Emissionshöhen (niedrig, mittel und hoch) in diesen Tabellen berücksichtigt. Die abgebildeten Werte beziehen sich auf die externen Schadenskosten pro Tonne eines Schadstoffes, die in Deutschland im Jahr 2000 emittiert wird. Die Schadenskosten in den folgenden Tabellen sind in Euro für das Jahr 2010 (€_{2010}) angegeben. Das Jahr 2000 wurde dabei als Gegenwartswert angenommen, da sich auch die Emissionsdaten auf diesen Zeitraum beziehen.

Zusätzlich zu den Werten für Deutschland wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit auch externe Kostenfaktoren für die weiteren 27 EU-Mitgliedstaaten sowie 16 Länder außerhalb Europas berechnet. Diese Kostenfaktoren werden in Kapitel 6 bei der Ermittlung der Schadenskosten durch die Importe angewendet. Es wurde im vorhergehenden Abschnitt bereits erläutert, dass die Berechnung der Werte für die 16 Länder außerhalb Europas auf der Annahme basiert, dass die Ausbreitung der Schadstoffe in der Luft, die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen und die verwendeten Zahlungsbereitschaftsstudien in diesen Ländern den zugrundeliegenden Daten für Europa entsprechen. Eine Anpassung der Schadensfaktoren war damit nicht möglich. Bei den monetären Werten ist dies allerdings insoweit möglich, als dass die mit Kaufkraftparitäten gewichteten Pro-Kopf-Einkommen der jeweiligen Länder verwendet wurden. Zusätzlich zu den Kostensätzen für die 16 nicht-europäischen Länder

wurden Kostenfaktoren für die Gruppe „Restliche Welt“ ermittelt. Diese Kategorie umfasst diejenigen Länder, die im Rahmen des EXIOPOL-Projekts nicht getrennt betrachtet wurden. Insgesamt hat diese Ländergruppe einen Anteil von 5% am weltweiten BIP. Um für diese sehr heterogene Ländergruppe einen einheitlichen Kostensatz zu ermitteln, wurde analog zu den Berechnungen für die 16 in EXIOPOL betrachteten außereuropäischen Länder verfahren. Dabei wurde aus den kaufkraftgewichteten Pro-Kopf-Einkommen für 127 verschiedene Länder ein Faktor für das mit Kaufkraftparitäten gewichtete Pro-Kopf-Einkommen für die „Restliche Welt“ errechnet [Center for International Comparison (2012)]. Dieser Faktor wurde anschließend auf die durchschnittlichen Kostenfaktoren für die gesamte EU-27 angewendet. Die verwendeten Kaufkraftparitäten sind in Tabelle A-7 im Anhang zusammengefasst. Analog zu den Kostensätzen für Deutschland wurden die Werte für die verschiedenen europäischen und nicht-europäischen Länder im Rahmen dieser Arbeit mit den neuen Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen aus den Projekten HEIMTSA und INTARESE überarbeitet und können somit für die Berechnung der Schadenskosten für die Importe nach Deutschland verwendet werden. Für die Berechnung der Kostenfaktoren wurden die berechneten Kostenfaktoren an das oben genannte Basisjahr für den Euro (2010) und die Zahlungsbereitschaften im Jahr der Emissionen (2000) angepasst. Dazu sind zwei unterschiedliche Berechnungsansätze notwendig.

Umrechnung der Zahlungsbereitschaften

Für die Umrechnung der Zahlungsbereitschaften (WTP) in verschiedene Emissionsjahre wird auf die Methode des „Unit Value Transfers“ unter Berücksichtigung des Einkommens zurückgegriffen. Diese einfache Form der Übertragung ökonomischer Werte (Benefit Transfer) der Ergebnisse einer räumlich und zeitlich begrenzten Studie auf einen anderen räumlichen und zeitlichen Studienrahmen wird im Rahmen der ExternE Projektserie empfohlen [Friedrich und Bickel (2005)]. Die dazu verwendete Formel lautet:

$$B_P = B_S \cdot \left(\frac{Y_P}{Y_S} \right)^\beta \quad (4-9)$$

wobei B_P die Zahlungsbereitschaft der gegenwärtigen Studie angibt, B_S das Ergebnis aus der Referenzstudie und Y in der Regel das Kaufkraftgewichtete BIP-pro-Kopf bzw. das Pro-Kopf-Einkommen in beiden Studien darstellt. Der Faktor β steht für die Einkommenselastizität der WTP für ein bestimmtes Umweltgut angibt. Weil die Elastizität für jedes Umweltgut einzeln berechnet werden müsste, was mit einigen Schwierigkeiten verbunden ist, wurde im Rahmen von NEEDS die Verwendung der Einkommenselastizität der Nachfrage empfohlen.

Im Unterschied zu dieser Methode bezieht sich die Umrechnung der Zahlungsbereitschaften auf die zeitliche Perspektive. Diese Umrechnung auf zukünftige Jahre wurde im Rahmen des EU-Projekts NEEDS, Preiss et al. (2008), als „uplift“ bezeichnet. Für das Einkommen wurde ein durchschnittliches Wachstum des BIP-pro-Kopf (Y_P/Y_S) in Europa bis 2030 von 2% jährlich und bis 2050 von 1% p.a. angenommen. Die Einkommenselastizität der Nachfrage wurde mit 0,85 angenommen. Die Verwendung der oben dargestellten Formel

muss nun also für jedes Jahr zwischen dem gewünschten Jahr (t_1) und dem Referenzjahr (t_0) erfolgen. Somit ergibt sich für den „uplift“ die folgende Formel:

$$B_p = B_s \cdot \left(\frac{Y_p}{Y_s} \right)^\beta \quad (4-10)$$

Diese Formel mit den genannten Werten für die verschiedenen Größen wurde für die Umrechnung der Zahlungsbereitschaften aus der Studie von Friedrich et al. (2011), gegeben für 2010, in die Zahlungsbereitschaften für die vorliegende Studie (für 2000) angewendet.

Anpassung des Referenzjahres für die Währung

Da die Ergebnisse aus dem HEIMTSA Projekt in €₂₀₁₀ gegeben sind und dies auch für die Ergebnisse aus der vorliegenden Arbeit angestrebt ist, müssen diese Werte an den Wert des Euros im Jahr 2010 für jedes der betrachteten Länder angepasst werden. Da der Wert einer Währung durch die vorliegende Inflation bestimmt wird, erfolgt eine Anpassung der Werte in Euro₂₀₀₀ an den gegenwärtigen Wert eines Euros (2010) über den Vergleich der Konsumentenpreise (Formel 4-11). Dabei wird der harmonisierte Verbraucherpreisindex der Datenbank von Eurostat (2010c) für die europäischen Länder und der Verbraucherpreisindex der OECD (2011b) sowie der Weltbank (2012) für die nicht-europäischen Länder verwendet.

$$B_P[\text{€}_{2010}] = B_S[\text{€}_{2000}] \cdot \left(\frac{CPI_{2010}}{CPI_{2000}} \right) \quad (4-11)$$

Dabei entspricht der CPI dem Konsumentenpreisindex (consumer price index) für die jeweiligen Jahre aus den genannten Datenquellen. Für die EU-Länder ergibt sich daraus ein Faktor von ca. 1,265 für die Umrechnung von €₂₀₀₀ in €₂₀₁₀.

Darstellung der monetären Schadenskosten für Deutschland

In der nachfolgenden Abbildung 4-2 sind die Kostenfaktoren für Emissionen aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland dargestellt. Aus der Abbildung lässt sich erkennen, dass bei den klassischen Luftschadstoffen die Schadenskosten für Gesundheitseffekte einen deutlich höheren Anteil an den gesamten Schadenskosten einnehmen als die Bewertung für die Ökosystemschäden dieser Schadstoffe. Dies gilt auch für die Emissionen von HCB, Benzo(b)pyren, Benzo(k)pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und PCBs. Während die Emissionen von Feinstaub keine Schäden an Ökosystemen verursachen, sind diese bei der Betrachtung der Auswirkungen von Schwermetallemissionen überwiegend. Zudem berücksichtigt die Abbildung auch die Schäden durch Treibhausgase. Diese sind allerdings nur bei der Betrachtung von CH₄, CO₂, N₂O und CO relevant. In Abbildung 4-3 sind die Schadensfaktoren für die gesamten Schadenswirkungen auf einer logarithmischen Skala einander gegenübergestellt. Daraus wird ersichtlich, dass die Schadenskosten pro Tonne Emission für Dioxine am höchsten sind. Zudem fällt auf, dass die Kostenfaktoren für Schwermetalle höher als für die klassischen Luftschadstoffe sind, während die Kostenfaktoren für die Treibhausgase am geringsten ausfallen. Die Kostenfaktoren von BC und OC sind nicht in diesen Abbildungen enthalten.

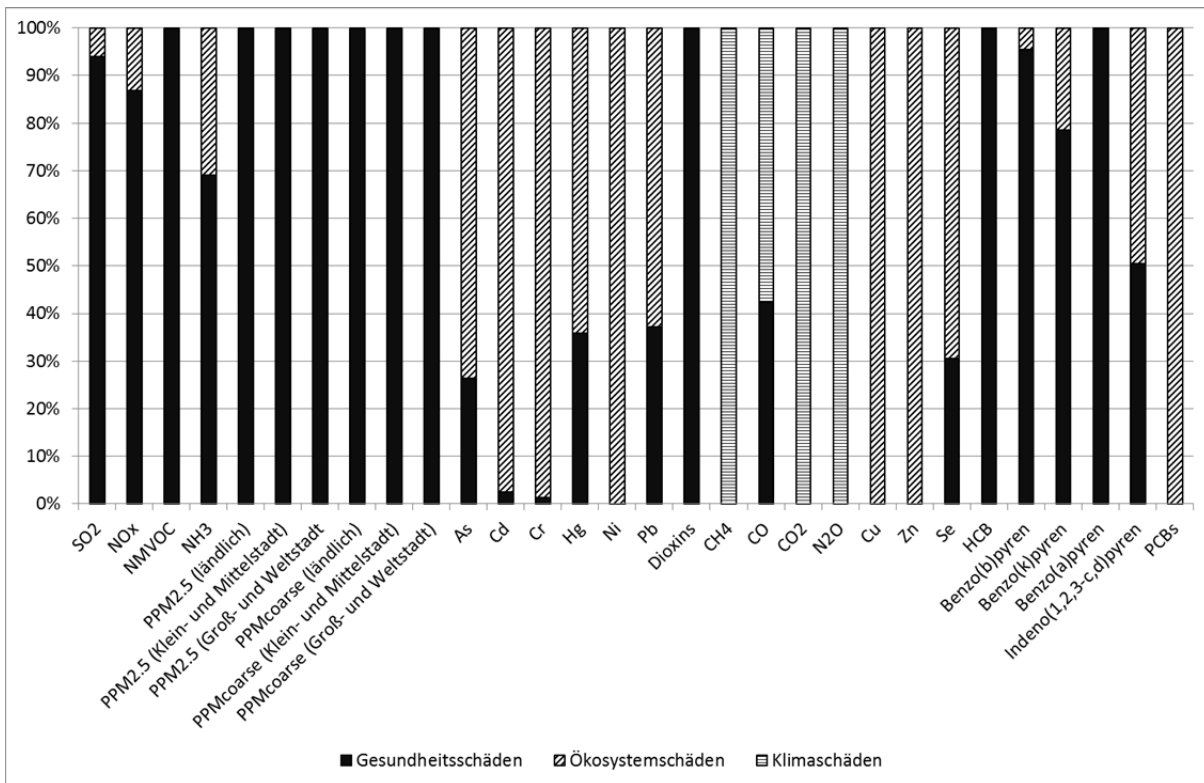


Abbildung 4-2: Darstellung der Anteile der monetären Werte pro Tonne Schadstoffemission an den drei Schadenskategorien aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland

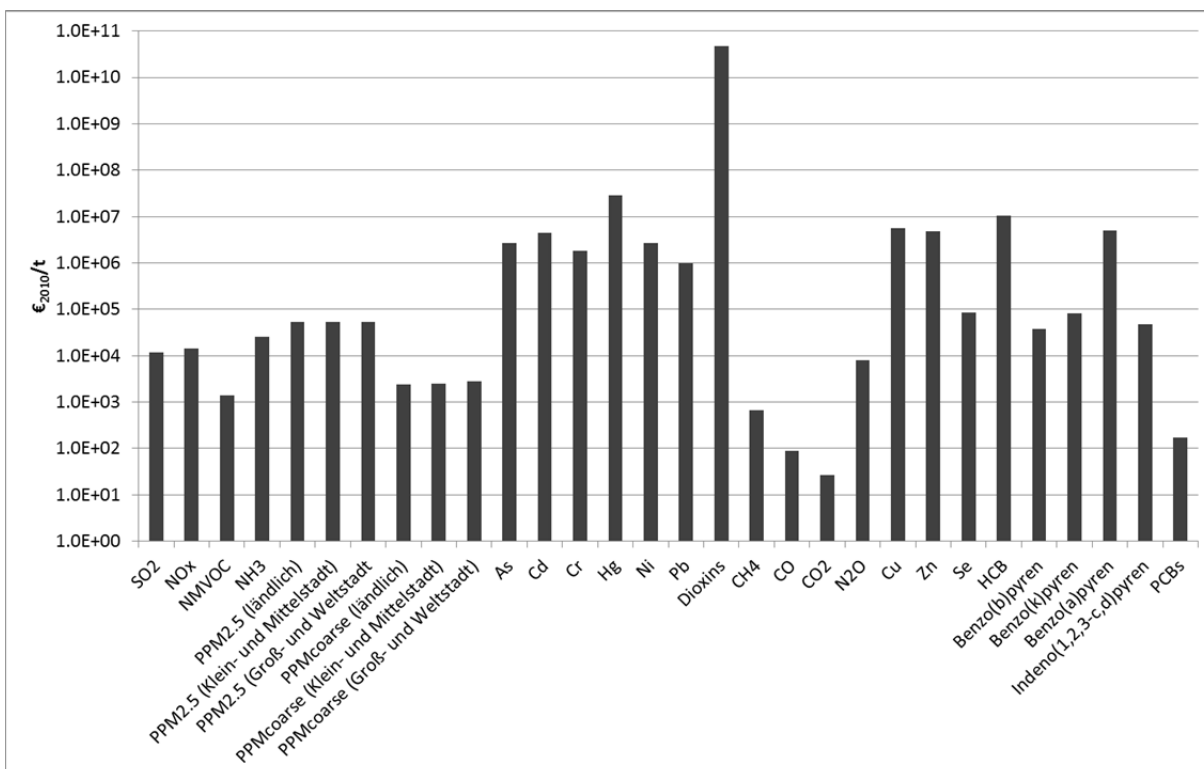


Abbildung 4-3: Darstellung der gesamten monetären Werte pro Tonne Schadstoffemission aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland

In den nachfolgenden Tabellen 4-25 bis 4-29 sind die resultierenden Kostenfaktoren für Emissionen im Jahr 2000 in der Einheit €₂₀₁₀ für Deutschland zu sehen. Aus den Tabellen ist

zu erkennen, dass für NMVOC ein negativer Wert in der Spalte zu terrestrischer Versauerung und Eutrophierung angegeben ist. Dieser Faktor erklärt sich über die durchschnittliche Zunahme von Ozon (O_3) durch zusätzliche Emissionen von NMVOC. Für die durch O_3 verursachten Schäden am Ökosystem gibt es allerdings keine Konzentrations-Wirkungs-Beziehung im Rahmen des EcoSenseWeb Modells, so dass auf diesem Weg keine direkten Zusammenhänge ermittelt werden können und O_3 keine Schäden an naturnahen Ökosystemen zugerechnet werden können. Auf der anderen Seite zählen NO_x und NMVOC zu den Vorläufersubstanzen für Ozon. In diesen chemischen Reaktionen werden NO_x und NMVOC abgebaut und Ozon entsteht. Durch den Abbau von NO_x und NMVOC bei der Ozonbildung ergibt sich eine verringerte Konzentration von NO_x und NMVOC in der Luft, dies führt zu einem Rückgang der Eutrophierung des Bodens und der damit einhergehenden Ökosystemschäden.

Tabelle 4-25: Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus dem Straßenverkehr in Deutschland [€_{2010} pro emittierter Tonne im Jahr 2000]

DE	karzinogene Effekte	nicht-karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz-kreislaufkrankungen	Summe der Gesundheitsschäden	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe Öko-systemschäden	Summe Klimawandel	Gesamtsumme
SO ₂	-	-	1,1*10 ⁴	1,1*10 ⁴	-	-	7,7*10 ²	7,7*10 ²	-1,1*10 ³	1,1*10 ⁴
NO _x	-	-	1,2*10 ⁴	1,2*10 ⁴	-	-	2,0*10 ³	2,0*10 ³	-	1,4*10 ⁴
NMVOC	-	-	1,4*10 ³	1,4*10 ³	-	-	-2,7*10 ²	-2,7*10 ²	9,0*10 ¹	1,2*10 ³
NH ₃	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10 ⁴	-	-	7,9*10 ³	7,9*10 ³	-	2,6*10 ⁴
As	7,0*10 ⁴	7,0*10 ⁵	-	7,7*10 ⁵	1,6*10 ³	2,0*10 ⁶	-	2,0*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶
Cd	7,4*10 ³	1,1*10 ⁵	-	1,2*10 ⁵	1,3*10 ⁴	4,3*10 ⁶	-	4,3*10 ⁶	-	4,4*10 ⁶
Cr	2,2*10 ⁴	3,3*10 ³	-	2,6*10 ⁴	2,0*10 ³	1,8*10 ⁶	-	1,8*10 ⁶	-	1,8*10 ⁶
Hg	-	1,1*10 ⁷	-	1,1*10 ⁷	2,4*10 ⁴	1,8*10 ⁷	-	1,8*10 ⁷	-	2,9*10 ⁷
Ni	-	4,1*10 ³	-	4,1*10 ³	5,3*10 ³	2,7*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶
Pb	-	4,0*10 ⁵	-	4,0*10 ⁵	1,2*10 ³	6,1*10 ⁵	-	6,2*10 ⁵	-	1,0*10 ⁶
Dioxin	5,1*10 ¹⁰	-	-	5,1*10 ¹⁰	-	-	-	-	-	5,1*10 ¹⁰
CH ₄	-	-	-	-	-	-	-	-	6,6*10 ²	6,6*10 ²
CO	-	-	4,0*10 ¹	4,0*10 ¹	-	-	-	-	5,0*10 ¹	9,1*10 ¹
CO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7*10 ¹	2,7*10 ¹
N ₂ O	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9*10 ³	7,9*10 ³
Cu	-	3,2*10 ²	-	3,2*10 ²	8,8*10 ⁴	5,6*10 ⁶	-	5,7*10 ⁶	-	5,7*10 ⁶
Zn	-	1,4*10 ⁴	-	1,4*10 ⁴	6,1*10 ³	4,8*10 ⁶	-	4,8*10 ⁶	-	4,8*10 ⁶
Se	-	2,8*10 ⁴	-	2,8*10 ⁴	1,4*10 ⁴	4,4*10 ⁴	-	5,8*10 ⁴	-	8,6*10 ⁴
HCB	6,4*10 ⁴	1,1*10 ⁷	-	1,1*10 ⁷	2,5*10 ²	1,6*10 ²	-	4,1*10 ²	-	1,1*10 ⁷
Benzo(b)p.	-	4,0*10 ⁴	-	4,0*10 ⁴	1,1*10 ³	6,5*10 ²	-	1,7*10 ³	-	4,2*10 ⁴
Benzo(k)p.	7,0*10 ⁴	-	-	7,0*10 ⁴	1,5*10 ⁴	2,3*10 ³	-	1,8*10 ⁴	-	8,8*10 ⁴
Benzo(a)p.	5,5*10 ⁶	-	-	5,5*10 ⁶	7,5*10 ²	1,1*10 ²	-	8,6*10 ²	-	5,5*10 ⁶
Indeno()p.	-	2,6*10 ⁴	-	2,6*10 ⁴	2,3*10 ⁴	6,2*10 ²	-	2,3*10 ⁴	-	4,9*10 ⁴
PCBs	-	-	-	-	-	-	-	1,7*10 ²	-	1,7*10 ²
BC	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10 ⁴
OC	-	-	-	-	-	-	-	-	-2,0*10 ³	-2,0*10 ³

Tabelle 4-26: Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus niedriger Emissionshöhe in Deutschland [€_{2010} pro emittierter Tonne im Jahr 2000]

DE	karzinogene Effekte	nicht-karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz-kreislaufkrankungen	Summe der Gesundheitsschäden	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe Öko-systemschäden	Summe Klimawandel	Gesamtsumme
SO ₂	-	-	1,1*10 ⁴	1,1*10 ⁴	-	-	7,7*10 ²	7,7*10 ²	-1,1*10 ³	1,1*10⁴
NO _x	-	-	1,2*10 ⁴	1,2*10 ⁴	-	-	2,0*10 ³	2,0*10 ³	-	1,4*10⁴
NMVOc	-	-	1,4*10 ³	1,4*10 ³	-	-	-2,7*10 ²	-2,7*10 ²	9,0*10 ¹	1,2*10³
NH ₃	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10 ⁴	-	-	7,9*10 ³	7,9*10 ³	-	2,6*10⁴
As	6,4*10 ⁴	6,5*10 ⁵	-	7,1*10 ⁵	1,6*10 ³	2,0*10 ⁶	-	2,0*10 ⁶	-	2,7*10⁶
Cd	6,8*10 ³	1,1*10 ⁵	-	1,1*10 ⁵	1,3*10 ⁴	4,3*10 ⁶	-	4,3*10 ⁶	-	4,4*10⁶
Cr	2,1*10 ⁴	3,0*10 ³	-	2,4*10 ⁴	2,0*10 ³	1,8*10 ⁶	-	1,8*10 ⁶	-	1,8*10⁶
Hg	-	1,0*10 ⁷	-	1,0*10 ⁷	2,4*10 ⁴	1,8*10 ⁷	-	1,8*10 ⁷	-	2,8*10⁷
Ni	-	3,8*10 ³	-	3,8*10 ³	5,3*10 ³	2,7*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶	-	2,7*10⁶
Pb	-	3,7*10 ⁵	-	3,7*10 ⁵	1,2*10 ³	6,1*10 ⁵	-	6,2*10 ⁵	-	9,8*10⁵
Dioxin	4,7*10 ¹⁰	-	-	4,7*10 ¹⁰	-	-	-	-	-	4,7*10¹⁰
CH ₄	-	-	-	-	-	-	-	-	6,6*10 ²	6,6*10²
CO	-	-	3,7*10 ¹	3,7*10 ¹	-	-	-	-	5,0*10 ¹	8,8*10¹
CO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7*10 ¹	2,7*10¹
N ₂ O	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9*10 ³	7,9*10³
Cu	-	2,9*10 ²	-	2,9*10 ²	8,8*10 ⁴	5,6*10 ⁶	-	5,7*10 ⁶	-	5,7*10⁶
Zn	-	1,3*10 ⁴	-	1,3*10 ⁴	6,1*10 ³	4,8*10 ⁶	-	4,8*10 ⁶	-	4,8*10⁶
Se	-	2,6*10 ⁴	-	2,6*10 ⁴	1,4*10 ⁴	4,4*10 ⁴	-	5,8*10 ⁴	-	8,4*10⁴
HCB	5,9*10 ⁴	1,0*10 ⁷	-	1,0*10 ⁷	2,5*10 ²	1,6*10 ²	-	4,1*10 ²	-	1,0*10⁷
Benzo(b)p.	-	3,7*10 ⁴	-	3,7*10 ⁴	1,1*10 ³	6,5*10 ²	-	1,7*10 ³	-	3,8*10⁴
Benzo(k)p.	6,4*10 ⁴	-	-	6,4*10 ⁴	1,5*10 ⁴	2,3*10 ³	-	1,8*10 ⁴	-	8,2*10⁴
Benzo(a)p.	5,0*10 ⁶	-	-	5,0*10 ⁶	7,5*10 ²	1,1*10 ²	-	8,6*10 ²	-	5,0*10⁶
Indeno(p).	-	2,4*10 ⁴	-	2,4*10 ⁴	2,3*10 ⁴	6,2*10 ²	-	2,3*10 ⁴	-	4,7*10⁴
PCBs	-	-	-	-	-	-	-	1,7*10 ²	-	1,7*10²
BC	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10⁴
OC	-	-	-	-	-	-	-	-	-2,0*10 ³	-2,0*10³

Tabelle 4-27: Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus mittlerer Emissionshöhe in Deutschland [€₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]

DE	karzinogene Effekte	nicht-karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz-kreislaufkrankungen	Summe der Gesundheitsschäden	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe Öko-systemschäden	Summe Klimawandel	Gesamt-summe
SO ₂	-	-	1,1*10 ⁴	1,1*10 ⁴	-	-	7,1*10 ²	7,1*10 ²	-1,1*10 ³	1,1*10⁴
NO _x	-	-	1,2*10 ⁴	1,2*10 ⁴	-	-	1,8*10 ³	1,8*10 ³	-	1,4*10⁴
NMVOC	-	-	1,4*10 ³	1,4*10 ³	-	-	-2,7*10 ²	-2,7*10 ²	9,0*10 ¹	1,2*10³
NH ₃	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10 ⁴	-	-	7,9*10 ³	7,9*10 ³	-	2,6*10⁴
As	6,4*10 ⁴	6,5*10 ⁵	-	7,1*10 ⁵	1,6*10 ³	2,0*10 ⁶	-	2,0*10 ⁶	-	2,7*10⁶
Cd	6,8*10 ³	1,1*10 ⁵	-	1,1*10 ⁵	1,3*10 ⁴	4,3*10 ⁶	-	4,3*10 ⁶	-	4,4*10⁶
Cr	2,1*10 ⁴	3,0*10 ³	-	2,4*10 ⁴	2,0*10 ³	1,8*10 ⁶	-	1,8*10 ⁶	-	1,8*10⁶
Hg	1,0*10 ⁷	-	-	1,0*10 ⁷	2,4*10 ⁴	1,8*10 ⁷	-	1,8*10 ⁷	-	2,8*10⁷
Ni	3,8*10 ³	-	-	3,8*10 ³	5,3*10 ³	2,7*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶	-	2,7*10⁶
Pb	3,7*10 ⁵	-	-	3,7*10 ⁵	1,2*10 ³	6,1*10 ⁵	-	6,2*10 ⁵	-	9,8*10⁵
Dioxin	4,7*10 ¹⁰	-	-	4,7*10 ¹⁰	-	-	-	-	-	4,7*10¹⁰
CH ₄	-	-	-	-	-	-	-	-	6,6*10 ²	6,6*10²
CO	-	-	3,7*10 ¹	3,7*10 ¹	-	-	-	-	5,0*10 ¹	8,8*10¹
CO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7*10 ¹	2,7*10¹
N ₂ O	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9*10 ³	7,9*10³
Cu	-	2,9*10 ²	-	2,9*10 ²	8,8*10 ⁴	5,6*10 ⁶	-	5,7*10 ⁶	-	5,7*10⁶
Zn	-	1,3*10 ⁴	-	1,3*10 ⁴	6,1*10 ³	4,8*10 ⁶	-	4,8*10 ⁶	-	4,8*10⁶
Se	-	2,6*10 ⁴	-	2,6*10 ⁴	1,4*10 ⁴	4,4*10 ⁴	-	5,8*10 ⁴	-	8,4*10⁴
HCB	5,9*10 ⁴	1,0*10 ⁷	-	1,0*10 ⁷	2,5*10 ²	1,6*10 ²	-	4,1*10 ²	-	1,0*10⁷
Benzo(b)p.	-	3,7*10 ⁴	-	3,7*10 ⁴	1,1*10 ³	6,5*10 ²	-	1,7*10 ³	-	3,8*10⁴
Benzo(k)p.	6,4*10 ⁴	-	-	6,4*10 ⁴	1,5*10 ⁴	2,3*10 ³	-	1,8*10 ⁴	-	8,2*10⁴
Benzo(a)p.	5,0*10 ⁶	-	-	5,0*10 ⁶	7,5*10 ²	1,1*10 ²	-	8,6*10 ²	-	5,0*10⁶
Indeno(p).	-	2,4*10 ⁴	-	2,4*10 ⁴	2,3*10 ⁴	6,2*10 ²	-	2,3*10 ⁴	-	4,7*10⁴
PCBs	-	-	-	-	-	-	-	1,7*10 ²	-	1,7*10²
BC	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10⁴
OC	-	-	-	-	-	-	-	-	-2,0*10 ³	-2,0*10³

Tabelle 4-28: Externe Kostenfaktoren für Schadstoffe aus hoher Emissionshöhe in Deutschland [€_{2010} pro emittierter Tonne im Jahr 2000]

DE	karzinogene Effekte	nicht-karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen	Summe der Gesundheits-schäden	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe Öko-system-schäden	Summe Klima/wandel	Gesamt-summe
SO₂	-	-	1,1*10 ⁴	1,1*10 ⁴	-	-	7,1*10 ²	7,1*10 ²	-1,1*10 ³	1,0*10⁴
NO_x	-	-	9,4*10 ³	9,4*10 ³	-	-	1,8*10 ³	1,8*10 ³	-	1,1*10⁴
NMVOC	-	-	1,4*10 ³	1,4*10 ³	-	-	-2,7*10 ²	-2,7*10 ²	9,0*10 ¹	1,2*10³
NH₃	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10 ⁴	-	-	7,9*10 ³	7,9*10 ³	-	2,6*10⁴
As	5,9*10 ⁴	5,9*10 ⁵	-	6,5*10 ⁵	1,6*10 ³	2,0*10 ⁶	-	2,0*10 ⁶	-	2,6*10⁶
Cd	6,2*10 ³	9,5*10 ⁴	-	1,0*10 ⁵	1,3*10 ⁴	4,3*10 ⁶	-	4,3*10 ⁶	-	4,4*10⁶
Cr	1,9*10 ⁴	2,8*10 ³	-	2,2*10 ⁴	2,0*10 ³	1,8*10 ⁶	-	1,8*10 ⁶	-	1,8*10⁶
Hg	9,2*10 ⁶	-	-	9,2*10 ⁶	2,4*10 ⁴	1,8*10 ⁷	-	1,8*10 ⁷	-	2,7*10⁷
Ni	3,4*10 ³	-	-	3,4*10 ³	5,3*10 ³	2,7*10 ⁶	-	2,7*10 ⁶	-	2,7*10⁶
Pb	3,3*10 ⁵	-	-	3,3*10 ⁵	1,2*10 ³	6,1*10 ⁵	-	6,2*10 ⁵	-	9,5*10⁵
Dioxin	4,3*10 ¹⁰	-	-	4,3*10 ¹⁰	-	-	-	-	-	4,3*10¹⁰
CH₄	-	-	-	-	-	-	-	-	6,6*10 ²	6,6*10²
CO	-	-	3,4*10 ¹	3,4*10 ¹	-	-	-	-	5,0*10 ¹	8,4*10¹
CO₂	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7*10 ¹	2,7*10¹
N₂O	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9*10 ³	7,9*10³
Cu	-	2,6*10 ²	-	2,6*10 ²	8,8*10 ⁴	5,6*10 ⁶	-	5,7*10 ⁶	-	5,7*10⁶
Zn	-	1,2*10 ⁴	-	1,2*10 ⁴	6,1*10 ³	4,8*10 ⁶	-	4,8*10 ⁶	-	4,8*10⁶
Se	-	2,3*10 ⁴	-	2,3*10 ⁴	1,4*10 ⁴	4,4*10 ⁴	-	5,8*10 ⁴	-	8,1*10⁴
HCB	5,3*10 ⁴	9,4*10 ⁶	-	9,43*10 ⁶	2,5*10 ²	1,6*10 ²	-	4,1*10 ²	-	9,4*10⁶
Benzo(b)p.	-	3,3*10 ⁴	-	3,3*10 ⁴	1,1*10 ³	6,5*10 ²	-	1,7*10 ³	-	3,5*10⁴
Benzo(k)p.	5,9*10 ⁴	-	-	5,9*10 ⁴	1,5*10 ⁴	2,3*10 ³	-	1,8*10 ⁴	-	7,6*10⁴
Benzo(a)p.	4,6*10 ⁶	-	-	4,6*10 ⁶	7,5*10 ²	1,1*10 ²	-	8,6*10 ²	-	4,6*10⁶
Indeno(p).	-	2,2*10 ⁴	-	2,2*10 ⁴	2,3*10 ⁴	6,2*10 ²	-	2,3*10 ⁴	-	4,5*10⁴
PCBs	-	-	-	-	1,7*10 ²	3,0	-	1,7*10 ²	-	1,7*10²
BC	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8*10 ⁴	1,8*10⁴
OC	-	-	-	-	-	-	-	-	-2,0*10 ³	-2,0*10³

Tabelle 4-29: Externe Kostenfaktoren für Feinstaub aus den unterschiedlichen Emissionshöhen in Deutschland [€₂₀₁₀ pro emittierter Tonne im Jahr 2000]

Straßenverkehr																
DE	karzino- gene Effekte	nicht- karzino- gene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen			Summe der Gesundheitsschäden			Aquat. Öko- toxizität	Terrestr. Öko- toxizität	Vers. / Eutroph.	Summe Öko- system- schäden	Summe Klima- wandel	Gesamtsumme		
			ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt	ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt						ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt
PPM _{2,5}	-	-	6,7*10 ⁴	3,4*10 ⁵	3,4*10 ⁵	6,7*10 ⁴	3,4*10 ⁵	3,4*10 ⁵	-	-	-	-	-	6,7*10 ⁴	3,4*10 ⁵	3,4*10 ⁵
PPM _{coarse}	-	-	1,0*10 ⁴	5,2*10 ⁴	5,2*10 ⁴	1,0*10 ⁴	5,2*10 ⁴	5,2*10 ⁴	-	-	-	-	-	1,0*10 ⁴	5,2*10 ⁴	5,2*10 ⁴

Niedrige Emissionshöhe																
DE	karzino- gene Effekte	nicht- karzino- gene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen			Summe der Gesundheitsschäden			Aquat. Öko- toxizität	Terrestr. Öko- toxizität	Vers. / Eutroph.	Summe Öko- system- schäden	Summe Klima/ wandel	Gesamtsumme		
			ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt	ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt						ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt
PPM _{2,5}	-	-	5,7*10 ⁴	7,1*10 ⁴	1,0*10 ⁵	5,7*10 ⁴	7,1*10 ⁴	1,0*10 ⁵	-	-	-	-	-	5,7*10 ⁴	7,1*10 ⁴	1,0*10 ⁵
PPM _{coarse}	-	-	2,5*10 ³	4,0*10 ³	7,2*10 ³	2,5*10 ³	4,0*10 ³	7,2*10 ³	-	-	-	-	-	2,5*10 ³	3,9*10 ³	7,2*10 ³

Mittlere Emissionshöhe																
DE	karzino- gene Effekte	nicht- karzino- gene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen			Summe der Gesundheitsschäden			Aquat. Öko- toxizität	Terrestr. Öko- toxizität	Vers. / Eutroph.	Summe Öko- system- schäden	Summe Klima/ wandel	Gesamtsumme		
			ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt	ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt						ländl.	Klein- u. Mittelstadt	Groß- u. Weltstadt
PPM _{2,5}	-	-	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	-	-	-	-	-	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴	5,4*10 ⁴
PPM _{coarse}	-	-	2,4*10 ³	2,5*10 ³	2,8*10 ³	2,4*10 ³	2,5*10 ³	2,8*10 ³	-	-	-	-	-	2,4*10 ³	2,5*10 ³	2,8*10 ³

Hohe Emissionshöhe															
DE	karzinogene Effekte	nicht- karzino- gene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen			Summe der Gesundheits- schäden	Aquat. Öko- toxizität	Terrestr. Öko- toxizität	Vers. / Eutroph.	Summe Öko- system- schäden	Summe Klima/ wandel	Gesamtsumme			
PPM _{2,5}	-	-	3,0*10 ⁴			3,0*10 ⁴	-	-	-	-	-	3,0*10 ⁴			
PPM _{coarse}	-	-	1,0*10 ³			1,0*10 ³	-	-	-	-	-	1,0*10 ³			

4.9 Darstellung der Unsicherheiten

4.9.1 Unsicherheiten in den räumlichen Eigenschaften

Die Festlegung der räumlichen Eigenschaften unterliegt verschiedenen Unsicherheiten. Besondere Bedeutung haben dabei die Angaben zu den Emissionshöhen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche, da diese ausschlaggebend für die Anwendung der unterschiedlichen Schadenskostenfaktoren sind und somit einen großen Einfluss auf die Berechnung der Schadenskosten für jeden Sektor haben. Als wichtige Informationsquelle für die Einteilung der Sektoren nach ihren durchschnittlichen Emissionshöhen diente die Studie von Pregger und Friedrich (2009). Die Ergebnisse dieser Studie sind in Tabelle A-3 dargestellt. Darin werden auch die Standardabweichungen für die Schornsteinhöhen der verschiedenen Wirtschaftszweige angegeben, die als eine Einschätzung der Unsicherheiten in der Studie von Pregger und Friedrich betrachtet werden können. Hinzu kommen Unsicherheiten in den Angaben der Kraftwerksbetreiber, die in der verwendeten Studie als Informationsquelle dienen. Diese können allerdings nicht quantifiziert werden und werden lediglich von den zuständigen Ämtern in Form von Plausibilitätsprüfungen regelmäßig überprüft. Trotz dieser Unsicherheiten liefert die Studie von Pregger und Friedrich eine sehr gute Informationsgrundlage für die Einteilung der Sektoren im Rahmen der vorliegenden Arbeit und ermöglichen eine Unterscheidung der Emissionen nach unterschiedlichen Emissionshöhen und somit eine genauere Berechnung der entstandenen Schäden.

4.9.2 Unsicherheiten in den Kostenfaktoren

Viele der externen Kostenfaktoren wurden im EU-Projekt NEEDS ermittelt wurden. Spadaro und Rabl (2007) analysierten die Methode des EcoSenseWeb-Modells im Hinblick auf die Unsicherheiten. Spadaro und Rabl berechnen die Unsicherheiten der einzelnen Komponenten, die den Schadenskosten zugrunde liegen und anschließend die gesamte Unsicherheit der Schadensauswirkungen und -kosten. Die Betrachtung bezieht sich auf die klassischen Luftschadstoffe, die im Rahmen von NEEDS und EcoSenseWeb betrachtet werden. In ihrer Studie wurde die Verteilung der Schadenskosten als logarithmische Normalverteilung geschätzt. Aus diesem Grund können das geometrische Mittel und die geometrische Standardabweichung als zentrale Eigenschaften berechnet werden. Als wichtigstes Ergebnis ihrer Berechnungen ermitteln Spadaro und Rabl eine geometrische Standardabweichung von etwa $\sigma_g=3$, d.h. ein 68%-Konfidenzintervall zwischen einem Drittel und dem dreifachen des geometrischen Mittels. Zudem geben Spadaro und Rabl an, dass die logarithmische Normalverteilung für große Standardabweichungen in hohem Maße asymmetrisch ist, was zu einem deutlich kleineren Medianwert im Vergleich zum Mittelwert führt. Spadaro und Rabl haben zudem noch den Fall der Addition verschiedener, logarithmisch normalverteilter Schadenskosten betrachtet. Dabei stellen sie fest, dass der relative Fehler der Summe signifikant kleiner als die relativen Fehler der einzelnen Summanden sein kann. Da sich die Unsicherheitsbetrachtung von Spadaro und Rabl auf klassische Luftschadstoffe bezieht, schätzen Preiss et al.

(2008), dass die Unsicherheiten für andere Schadstoffe und Treibhausgase als deutlich höher einzuschätzen sind. Dies zeigt sich auch in den Ergebnissen der Studie von Friedrich und Bickel (2005), die eine geometrische Standardabweichung für Dioxine, As und Pb, deren Schäden hauptsächlich über die Nahrungsaufnahme erfolgen, von etwa $\sigma_g=6$ ermitteln.

Eine qualitative Untersuchung der Unsicherheiten im Rahmen der Studie von Friedrich et al. (2011) kommt zu dem Ergebnis, dass die Betrachtung der Gesundheitseffekte mit geringen bis moderaten Unsicherheiten verbunden ist und zu einer Überschätzung der Auswirkungen tendiert. Hinsichtlich der quantitativen Unsicherheiten in den monetären Werten wird in Friedrich et al. (2011) für die Bewertung von Lebensjahren und von Entwicklungsstörungen des Nervensystems eine Bandbreite von einem Faktor zwischen 5 und 8 zwischen dem niedrigsten und dem höchsten Wert festgestellt. Zudem gibt es beispielsweise bei Fällen von Anämie nicht ausreichend Studien, die die Berechnung einer Bandbreite überhaupt ermöglichen. Gleichzeitig gibt es andere Endpunkte, für die nur ein Wert gegeben werden kann. Diese Unsicherheiten ergeben sich aus Mängeln in den Grundlagenstudien, der Schwierigkeit der Bevölkerung ihre WTP für die Vermeidung von Gesundheitseffekten zu bestimmen und der Tatsache, dass viele der Methoden erst vor kurzem entwickelt wurden. So werden für die Bewertung der Vermeidung von Risiken für frühzeitiges Ableben gegenwärtig Methoden entwickelt, die es ermöglichen sollen, den Befragten die sehr kleinen Veränderungen in diesen Risiken durch strengere Umweltschutzmaßnahmen zu erläutern. Dabei werden unter anderem auch kommentierte Computergrafiken eingesetzt, um diese Informationen zu verbreiten. Um die Unsicherheiten in der monetären Bewertung von Gesundheitseffekten weiter zu mindern, ist weitere Forschung in diesem Bereich notwendig.

4.9.3 Unsicherheiten in den LCIA-Daten

Die Betrachtung der Unsicherheiten in IMPACT2002+ fällt lediglich qualitativ aus und basiert auf einer allgemeinen Unsicherheitsuntersuchung aus Humbert et al. (2005). Die Untersuchung von Humbert et al. kommt zu dem Ergebnis, dass die Unsicherheiten in Bezug auf Treibhauseffekte und den Ressourcenabbau geringer sind als die Unsicherheiten für Effekte auf die menschliche Gesundheit und die Qualität des Ökosystems. Da die Bandbreite der Berechnungen im Bereich der Human- und der Ökotoxikologie nach Angaben von Humbert et al. (2005) etwa zwei Größenordnungen umfasst, sollten alle Schadstoffe, die mit mehr als 1% an den Gesamtschäden beteiligt sind, als potentiell bedeutend erachtet werden. Humbert et al. (2005) betonen darüber hinaus die Bedeutung von Veränderungen in den Emissionen von NO_x , SO_x und Feinstaub, da diese die größten Auswirkungen auf die gesamten Schäden haben. Die folgende Tabelle 4-30 fasst die qualitative Einschätzung der Unsicherheiten innerhalb der Mittel- und Endpunkte zusammen.

Tabelle 4-30: Qualitative Einschätzung der Unsicherheiten in IMPACT2002+

„Midpoint“-Kategorie	Unsicherheiten in Verbleib, Exposition und Effekt	Schadenskategorie	Unsicherheiten in Verbleib, Exposition und Effekt
Humantoxizität (karzinogen und nicht-karzinogen)	Hoch (höher für nicht-karzinogene als für karzinogene Effekte)		
Atemwegserkrankungen (anorganisch)	Hoch	Gesundheit	Hoch
Ionisierende Strahlung	Hoch		
Ozonschichtabbau	Mittel		
Aquatische Ökotoxizität	Hoch		
Terrestrische Ökotoxizität	Sehr hoch		
Terrestrische Versauerung/Eutrophierung	Hoch	Ökosystemqualität	Hoch
Aquatische Versauerung	Gering		
Aquatische Eutrophierung	Gering		
Landnutzung	Hoch		
Globale Erwärmung	Gering	Klimawandel	Gering
Nicht-erneuerbare Energie	Gering		
Mineralgewinnung	Mittel	Ressourcen	Gering

Quelle: Humbert et al.(2005)

Die dargestellten Unsicherheiten in den räumlichen Eigenschaften der Emissionsquellen, den Kostenfaktoren und den Daten aus der LCIA-Datenbank IMPACT2002+ zeigt, dass sich die berechneten Schadenskosten innerhalb gewisser Bandbreiten bewegen. Insbesondere die Unsicherheiten in den monetären Schadensfaktoren haben Auswirkungen auf die Berechnung von Schadenskosten durch unterschiedliche Wirtschaftsbereiche. Die absolute Höhe der berechneten Schadenskosten kann entsprechend höher oder niedriger ausfallen. Vergleiche der Ergebnisse der Wirtschaftsbereiche untereinander sowie für verschiedene Länder liefern dennoch Aussagen über die relativen Schadenswirkungen der Emissionen dieser Sektoren bzw. aus diesen Ländern. Diese Unsicherheiten müssen bei der Anwendung und Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden und sollten Anlass für zukünftige Forschungsanstrengungen darstellen.

5 Berechnung der Schadenskosten durch Emissionen aus den Wirtschafts- und Verbrauchssektoren

Die in Kapitel 4 berechneten Kostenfaktoren für Schadstoffe sowie die Emissionsdaten aus der EXIOBASE-Datenbank, die mit Hilfe der CMCLA-Software ausgewertet wurden, werden in diesem Abschnitt verwendet, um erstmals die externen Schadenskosten der 130 Sektoren in der Input-Output Tabelle für Deutschland, Frankreich und die EU-27 zu berechnen. Dafür werden die Gesundheitseffekte sowie die externen Schadenskosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaeffekte in diesem Kapitel für die Schadstoffemissionen aus den gesamten Produktionsprozessen der verschiedenen Wirtschaftssektoren berechnet. Auf diese Weise können die gesamten Schadenskosten ermittelt werden, die direkt von den betrachteten Wirtschaftsbereichen verursacht werden, um die globale Nachfrage nach Zwischen- und Endprodukten zu bedienen. Zusätzlich werden auch die Schadenskosten durch Emissionen aus den Verbrauchssektoren, v.a. aus der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen im Straßenverkehr und in Kleinf Feuerungsanlagen, berechnet.

5.1 Methode der Berechnung der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden durch Schadstoffemissionen

Die Berechnung der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden erfolgt anhand der Emissionen von Schadstoffen, die bei der Produktion von Zwischen- und Endprodukten in Deutschland, Frankreich und der EU-27 freigesetzt werden. Zusätzlich zu den Emissionen aus den Produktionsprozessen der unterschiedlichen Wirtschaftsbereiche werden in diesen Berechnungen auch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, v.a. dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, erfasst. Dabei werden die Aktivitäten der Wirtschaftsbereiche, d.h. die Produktion der weltweit nachgefragten Zwischen- und Endprodukte, mit den Emissionsfaktoren für die verwendeten Produktionsprozesse verknüpft. Die entsprechenden Emissionsdaten können der EXIOBASE Datenbank entnommen werden. Die berechneten Emissionsmengen für das Jahr 2000 werden nun verwendet, um eine detaillierte Berechnung der Schadenskosten durch die Emissionen durchzuführen. Dazu werden die Emissionen anhand der Einteilung der Sektoren nach Emissionshöhen und städtischen und ländlichen Lagen (siehe Tabelle A-6 im Anhang) aufgeteilt und die in Kapitel 4 ermittelten Kostenfaktoren zur Berechnung der monetären Umwelt- und Gesundheits- und Klimaschäden angewendet. Die Berechnungen für Frankreich und die EU-27 erfolgen ebenfalls nach diesem Ansatz. Zusammenfassend werden in diesem Kapitel die Schadenskosten berechnet, die durch die Freisetzung von Emissionen aus den inländischen Produktionsprozessen zur Herstellung von Halbfertig- und Endprodukten in Deutschland, Frankreich und der EU-27 entstehen. Diese Schadenskosten beinhalten auch Schäden, die durch die inländischen Emissionen im Ausland entstehen. Die Beschreibung der Ergebnisse wird überwiegend auf die Berechnungen für Deutschland ausgerichtet sein. Die Ergebnisse für Frankreich und die EU-27 dienen dem Vergleich und der Einordnung dieser Ergebnisse.

Zur Illustration des beschriebenen Vorgehens zeigt die folgende Darstellung die Bewertung der Emissionen von $\text{PPM}_{2,5}$ aus der Zement-, Kalk- und Gipsherstellung (EXIOBASE-Sektor: i26.d) in Deutschland. Dieses Beispiel wurde ausgewählt, da für den Sektor Zement-, Kalk- und Gipsherstellung eine Verteilung der Emissionen nach Emissionshöhen und städtische und ländliche Gebiete nahezu alle der betrachteten Kategorien umfasst, lediglich die Kategorie Straßenverkehr wird in diesem Zusammenhang nicht betrachtet. Die einzelnen Schritte bei der Berechnung werden im Folgenden kurz beschrieben. Tabelle 5-1 stellt die einzelnen Schritte sowie die berechneten Werte.

- Schritt 1: Zunächst werden die Emissionsdaten des Sektors aus dem EXIOBASE Datensatz ermittelt. Für den Sektor Zement-, Kalk- und Gipsherstellung ergeben sich $\text{PPM}_{2,5}$ -Gesamtemissionen von etwa 8,8 kt.
- Schritt 2: Die Aufteilung der Gesamtemissionen in die unterschiedlichen Emissionshöhen und städtische und ländliche Emissionen können Tabelle A-6 entnommen werden.
- Schritt 3: Aus der Verteilung der Gesamtemissionen anhand der räumlichen Eigenschaften des Sektors ergeben sich die Emissionen nach unterschiedlichen Emissionshöhen und städtischen und ländlichen Emissionsquellen.
- Schritt 4: Die Kostenfaktoren für die unterschiedlichen räumlichen Eigenschaften der Emissionsquellen können den Angaben aus Tabelle 4-25 bis Tabelle 4-29 entnommen werden.
- Schritt 5: Die verteilten Gesamtemissionen können nun mit den entsprechenden Kostenfaktoren für die unterschiedlichen Kategorien multipliziert werden und es ergeben sich die Schadenskosten durch $\text{PPM}_{2,5}$ Emissionen aus der Zement-, Kalk- und Gipsherstellung in Deutschland nach Kategorien.
- Schritt 6: Im letzten Schritt werden die Schäden für die einzelnen Kategorien aufaddiert und es ergeben sich die gesamten Schäden durch $\text{PPM}_{2,5}$ -Emissionen aus der Zement-, Kalk- und Gipsherstellung in Deutschland in Höhe von 388 Millionen €_{2010} . Diese Schäden durch $\text{PPM}_{2,5}$ umfassen ausschließlich Gesundheitseffekte. Umgerechnet auf die Bevölkerung in Deutschland von etwas mehr als 82,1 Millionen im Jahr 2000 ergeben sich etwa 4,7 €_{2010} pro Kopf alleine durch die $\text{PPM}_{2,5}$ -Emissionen dieses einen Sektors.

Das in Tabelle 5-1 dargestellte Vorgehen wird angewendet, um in den nächsten Abschnitten die monetären Schäden für die verschiedenen Sektoren in Deutschland zu berechnen. Analog wird dieser Ansatz auch für die Berechnung der Gesundheitseffekte in DALY verwendet.

Tabelle 5-1: Beispiel für die Vorgehensweise bei der Berechnung der Schadenskosten eines Sektors anhand der PPM_{2,5}-Emissionen der Zement-, Kalk- und Gipsherstellung in Deutschland, Jahr 2000

Schritt 1: Gesamte PPM_{2,5} Emissionen des Sektors $8,8 \cdot 10^3$ Tonnen

Schritt 2: Zusammensetzung der Gesamtemissionen nach Emissionshöhe und Standort der Emissionsquellen		niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				Hohe Emissionshöhe
		Anteil	Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich	Anteil	Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich	Anteil
i26.d	Zement-, Kalk- und Gipsherstellung	20%	30%	50%	20%	20%	40%	40%	20%	60%
Schritt 3: Emissionen nach Kategorien [in Tonnen]		niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				Hohe Emissionshöhe
i26.d	Zement-, Kalk- und Gipsherstellung		Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich		Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich	
			$5,28 \cdot 10^2$	$8,80 \cdot 10^2$	$3,52 \cdot 10^2$		$7,04 \cdot 10^2$	$7,04 \cdot 10^2$	$3,52 \cdot 10^2$	$5,28 \cdot 10^3$
Schritt 4: Schadensfaktoren in Deutschland nach Emissionskategorie [in € ₂₀₁₀ /Tonne]		niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				Hohe Emissionshöhe
			Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich		Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich	
			$1,02 \cdot 10^5$	$7,05 \cdot 10^4$	$5,69 \cdot 10^4$		$5,44 \cdot 10^4$	$5,44 \cdot 10^4$	$5,39 \cdot 10^4$	$2,97 \cdot 10^4$
Schritt 5: Schadenskosten nach Emissionskategorie verursacht durch PPM _{2,5} Emissionen aus der Zementindustrie in [Millionen € ₂₀₁₀]		niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				Hohe Emissionshöhe
i26.d	Zement-, Kalk- und Gipsherstellung		Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich		Groß- und Weltstadt	Klein- und Mittelstadt	ländlich	
			53,8	62,1	20,0		38,3	38,3	19,0	156,7

Schritt 6: Gesamtschäden durch PPM_{2,5}-Emissionen aus der Zementherstellung $388,2$ Millionen €₂₀₁₀

5.2 Berechnung der Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftssektoren

Die Berechnung der Gesundheitseffekte wird in DALY erfolgen. Die hierfür verwendeten Schadensfaktoren für Deutschland wurden in Abschnitt 4.8.1 ermittelt und dargestellt. Die Ermittlung der Schadensfaktoren für Emissionen in Frankreich und der gesamten EU-27 erfolgt ebenfalls nach diesem Ansatz.

Die Berechnungen der Gesundheitseffekte durch die Schadstoffemissionen, die bei der Herstellung von Zwischen- und Endprodukten in den verschiedenen Wirtschaftsbereichen und bei der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen in den Verbrauchssektoren (v.a. Straßenverkehr und Kleinf Feuerungsanlagen) in Deutschland freigesetzt werden, ergeben eine Gesamtsumme von etwa 1,3 Millionen DALY. Bei etwas mehr als 82,1 Millionen Einwohnern in Deutschland im Jahr 2000 ergeben sich 0,016 DALY pro Kopf oder ca. 5,8 verlorene Tage im Jahr 2000. Da sich die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen auf Personen älter als 30 Jahre bezieht, ergeben sich unter der Annahme, dass die Emissionen und die sich daraus ergebende Exposition für weitere 50 Jahre konstant bleiben, etwa 289 verlorenen Lebensstage, also etwa 0,79 Jahre, bezogen auf eine Lebenserwartung von 80 Jahren. Tabelle 5-2 fasst die gesamten DALY und die Beiträge der verschiedenen Schadstoffe zusammen. Daraus wird ersichtlich, dass die gesamten Schadstoffemissionen von SO₂, NO_x, PPM_{2.5} und NH₃ fast 95% der Gesundheitsschäden darstellen. Diese Schäden ergeben sich vor allem durch die Bildung von sekundärem Feinstaub aus den Emissionen von SO₂, NO_x und NH₃. Umgerechnet auf die Schäden pro Tonne sind die Werte für Feinstaub allerdings am höchsten (siehe Tabellen 4-25 bis 4-29). Die Emissionen aus den Verbrauchssektoren verursachen etwa 435.000 DALY. Dies entspricht einem Anteil von 33% der Gesamtsumme an DALYs. Der Grund für diesen hohen Anteil ergibt sich aus den hohen Emissionsmengen von PPM_{2.5} und CO, die für diese Verbrauchssektoren in Deutschland in der EXIOBASE Datenbank gegeben sind (siehe Anhang C).

Tabelle 5-2: DALY nach Schadstoffen emittiert in Deutschland im Jahr 2000

Gesamt		1.301.223	
PPM _{2.5}	373.831	PPM _{coarse}	2.477
SO ₂	358.810	Cd	181
NO _x	330.304	Zn	175
NH ₃	167.690	Benzo(k)fluoranthene	78
NMVOC	26.803	Benzo(b)fluoranthene	78
Pb	16.829	Cr	51
Benzo(a)pyrene	9.581	Se	38
Hg	4.649	Ni	35
CO	3.523	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	25
Dioxine	3.412	HCB	5
As	2.645	Cu	3

Die Berechnung der Gesundheitseffekte für die Schadstoffemissionen in Frankreich ergibt eine Gesamtsumme von etwa 885.000 DALY für alle Wirtschaftssektoren. Dies entspricht etwa 68% der DALY, die für Deutschland berechnet wurden. Bezogen auf die Bevölkerung in Frankreich im Jahr 2000 von etwa 60,5 Millionen Menschen ergibt sich eine Gesundheitsbelastung von etwa 0,015 DALY pro Kopf und Jahr oder ca. 5,3 Tagen pro Kopf und Jahr. Für eine Lebenserwartung von 80 Jahren summieren sich diese Schäden zu mehr als 266 Tagen oder etwa 0,73 Jahren. Die Gesundheitsschäden durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, v.a. dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, in Frankreich für das Jahr 2000 betragen eine Gesamtsumme von etwa 542.000 DALY. Damit sind diese Emissionen für deutlich mehr als die Hälfte der gesamten Gesundheitsschäden in Frankreich verantwortlich. Diese Summe übersteigt zudem die etwa 435.000 DALY, die für die Emissionen aus den Verbrauchssektoren in Deutschland errechnet wurden. Ein Grund hierfür sind vor allem die höheren Emissionen von $\text{PPM}_{2,5}$ aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen in Frankreich. Diese übersteigen die Angaben für Deutschland um fast 80%. Zudem sind auch die Emissionen von NO_x und CO in Frankreich deutlich höher.

In der folgenden Abbildung 5-1 sind die Ergebnisse für Deutschland und Frankreich als Rangfolge der Sektoren zu sehen, deren Emissionen zu Schäden von mindestens 15.000 DALY führen. Dies entspricht etwa 1,2% der Gesamtschäden in Deutschland und etwa 1,7% in Frankreich. Die Rangfolge basiert dabei auf den errechneten Gesundheitsschäden in Deutschland. Für beide Länder ergibt sich, dass die berechneten Schadenseffekte durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren überwiegen. Aus der Abbildung lassen sich jedoch auch deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Sektoren erkennen, sowohl innerhalb der beiden Länder als auch zwischen den beiden Ländern. Während die Emissionen aus den Verbrauchssektoren in Frankreich sehr deutlich die meisten gesundheitsschädlichen Auswirkungen verursachen, folgen in Deutschland die Gesundheitsschäden durch die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle mit geringerem Abstand. Insgesamt ergeben sich diese hohen Gesundheitsschäden auch unter der Annahme, dass die Schadstoffemissionen aus Schornsteinen über 100 m Höhe emittiert werden. Mit deutlichem Abstand folgen für die Betrachtung der Emissionen in Deutschland die Gesundheitsschäden durch die Emissionen aus der Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen und den landwirtschaftlichen Sektoren Schweinehaltung, für die die höchsten NH_3 -Emissionsmengen gegeben sind, Milchproduktion, Rinderzucht und Geflügelhaltung. Im Gegensatz dazu sind die Gesundheitsschäden durch Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle in Frankreich in etwa gleich mit den Schäden durch die Emissionen aus den landwirtschaftlichen Sektoren.

Die Gesundheitsschäden durch die Emissionen aus den Produktionsprozessen zur Herstellung von Zwischen- und Endprodukten der Wirtschaftsbereiche und aus den Verbrauchssektoren in allen EU-27 Mitgliedsstaaten summieren sich für das Jahr 2000 zu 5,4 Millionen DALY. Die berechneten Gesundheitseffekte durch die gesamten Emissionen aus Deutschland entsprechen demnach etwa 24% und die Emissionen aus Frankreich etwa 16% dieser Gesamtsumme der DALYs. Die gesamte Bevölkerung in den EU-27 Mitgliedsstaaten

betrug im Jahr 2000 etwa 482,8 Millionen Einwohnern. Die berechneten Gesundheitseffekte ergeben demnach 0,011 DALY pro Einwohner bzw. 4,1 verlorene Lebensstage pro Einwohner und Jahr. Auf eine Lebenserwartung von 80 Jahren bezogen ergibt sich daraus – unter der Annahme konstanter Emissionen – ein Lebenszeitverlust von 206 Tagen pro Einwohner bzw. etwa 0,56 Jahre pro Einwohner in Europa. In Abbildung 5-2 wird eine Rangfolge der Sektoren, deren Emissionen zu Schäden von mindestens 100.000 DALY führen, dargestellt. Dies entspricht etwa 1,8% der Gesamtschadenssumme. Die Abbildung verdeutlicht, dass auf gesamteuropäischer Ebene die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, die überwiegend aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen freigesetzt werden, für das Jahr 2000 für knapp die Hälfte der gesamten Schäden verantwortlich sind. An zweiter Stelle folgen die Emissionen aus der Stromerzeugung mit Kohle, welche etwa 15% der Gesamtschäden verursachen. Analog zu den Ergebnissen für Deutschland und Frankreich folgen in der dargestellten Rangfolge die landwirtschaftlichen Sektoren der Schweinehaltung, Milchproduktion und Rinderzucht sowie die Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen. Insgesamt weist die Rangfolge sehr viele Übereinstimmungen mit den Ergebnissen für die Länder Deutschland und Frankreich auf.

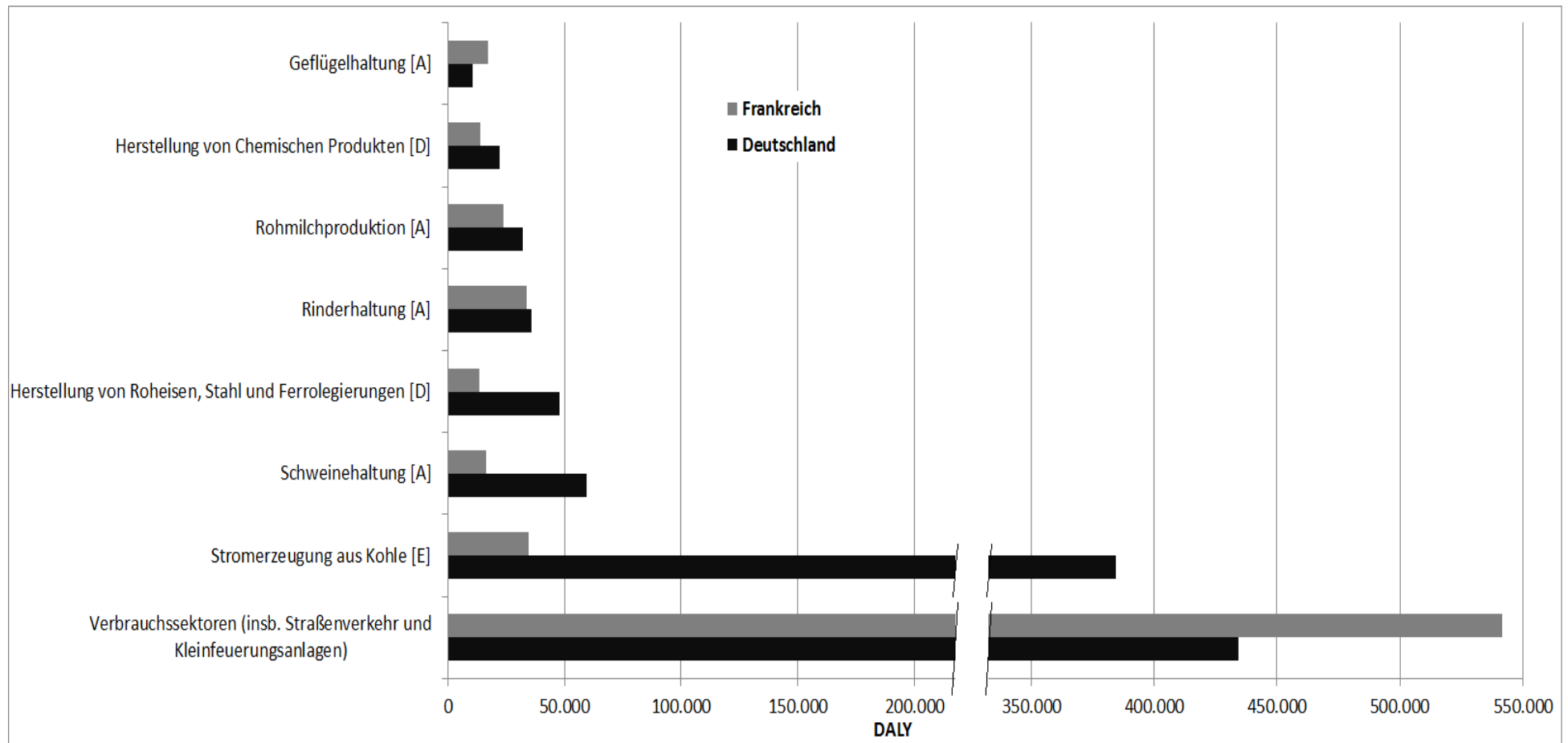


Abbildung 5-1: Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 15.000 DALY), Jahr 2000

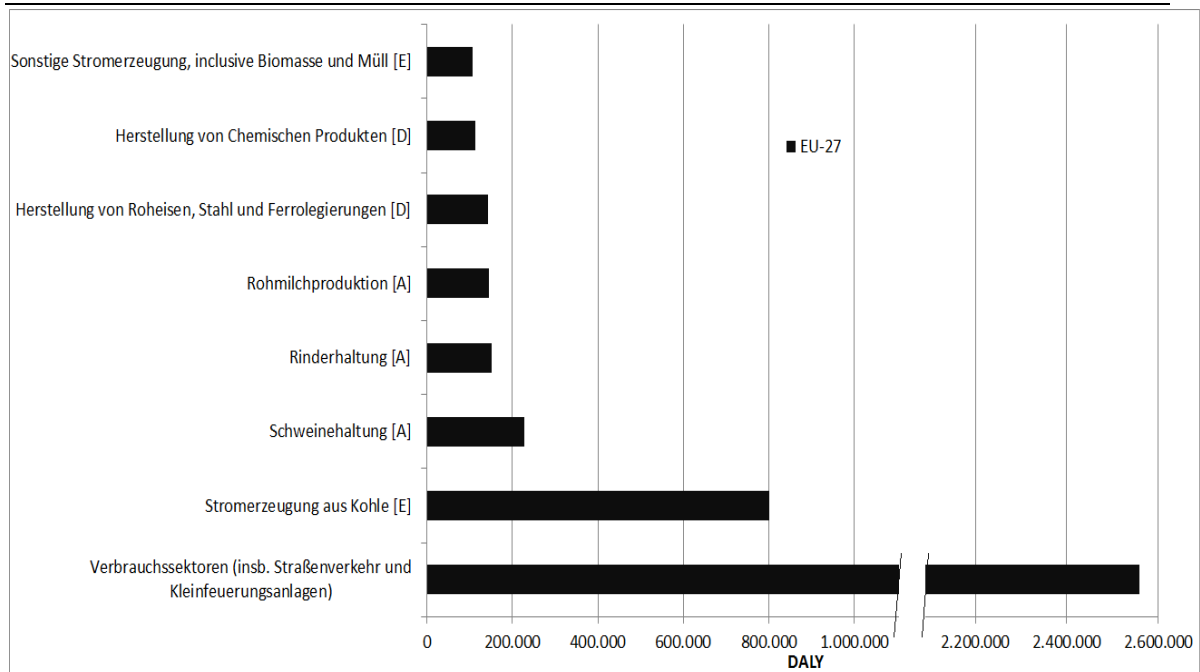


Abbildung 5-2: Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 100.000 DALY), Jahr 2000

Die Angaben in den eckigen Klammern Abbildungen beziehen sich auf die Zuordnung zu den übergeordneten Sektoren der NACE Klassifikation. Diese sind in der folgenden Tabelle 5-3 dargestellt.

Tabelle 5-3: Einteilung der Sektoren in übergeordnete Wirtschaftsbereiche

NACE Code	Bezeichnung des Sektors
A	Land- und Forstwirtschaft
B	Fischerei und Fischzucht
C	Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden
D	Herstellung von Waren
E	Energie- und Wasserversorgung
F	Bau
G	Handel; Instandhaltung und Reparatur von Kraftfahrzeugen und Gebrauchsgütern
H	Beherbergungs- und Gaststätten
I	Verkehr und Nachrichtenübermittlung
J	Kreditinstitute und Versicherungen
K	Grundstücks- und Wohnungswesen, Vermietung beweglicher Sachen, Erbringung von unternehmensbezogenen Dienstleistungen
L	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung
M	Erziehung und Unterricht
N	Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen
O	Erbringung von sonstigen öffentlichen und persönlichen Dienstleistungen
P	Private Haushalte
Q	Exterritoriale Organisationen und Körperschaften

Dabei ist zu beachten, dass die Wirtschaftsbereich „Private Haushalte“ und „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ nicht mit den Verbrauchssektoren gleichbedeutend ist. Der Wirtschaftsbereich „Private Haushalte“ umfasst die ökonomisch quantifizierbaren Aktivitäten der privaten Haushalte und die aus diesen Aktivitäten entstehenden Emissionen. Der Bereich „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ umfasst bestimmte Verkehrsaktivitäten wie beispielsweise das Speditionswesen, Post- und Kurierdienste sowie weitere Verkehrsaktivitäten. Damit enthält dieser Sektor auch eine Betrachtung von Verkehrsemissionen, die direkt aus diesen Aktivitäten entstehen. Demgegenüber beziehen sich die Verbrauchssektoren ausschließlich auf die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, die keinem der betrachteten Sektoren direkt zugeordnet werden können und überwiegend aus Aktivitäten der privaten Haushalte entstehen.

Die nachfolgende Abbildung 5-3 zeigt die zusammengefassten Ergebnisse für die Gesundheitseffekte nach den in Tabelle 5-3 aufgelisteten Sektoren in Deutschland und Frankreich. Auch aus dieser Abbildung wird ersichtlich, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren zu den meisten Gesundheitsschäden in beiden Ländern führen. Zudem wird nochmals die große Bedeutung der Energie- und Wasserversorgung in Deutschland hinsichtlich der Schadenswirkungen auf die Gesundheit deutlich. Dahinter folgen auch hier wieder die Gesundheitseffekte durch die Emissionen aus der Herstellung von Waren und der Landwirtschaft. Aus dieser Abbildung werden zudem nochmals die in Abschnitt 3.3 genannten Unterschiede im Energiesystem zwischen beiden Ländern deutlich. Während die Emissionen aus der Energie- und Wasserversorgung in Deutschland eine bedeutende Rolle hinsichtlich der Gesundheitsschäden spielen, ist dieser Sektor in Frankreich noch hinter der Landwirtschaft und der Herstellung von Waren nur an vierter Stelle einer Rangfolge der Gesundheitseffekte zu finden. Die Zusammenfassung der sektoralen Ergebnisse für die EU-27 nach den übergeordneten Sektoren der NACE Klassifizierung in Abbildung 5-4 ergibt eine sehr deutliche Übereinstimmung mit den Ergebnissen für Deutschland. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus Frankreich fällt jedoch der Unterschied in den Gesundheitseffekten der Emissionen aus dem Energiesektor auf.

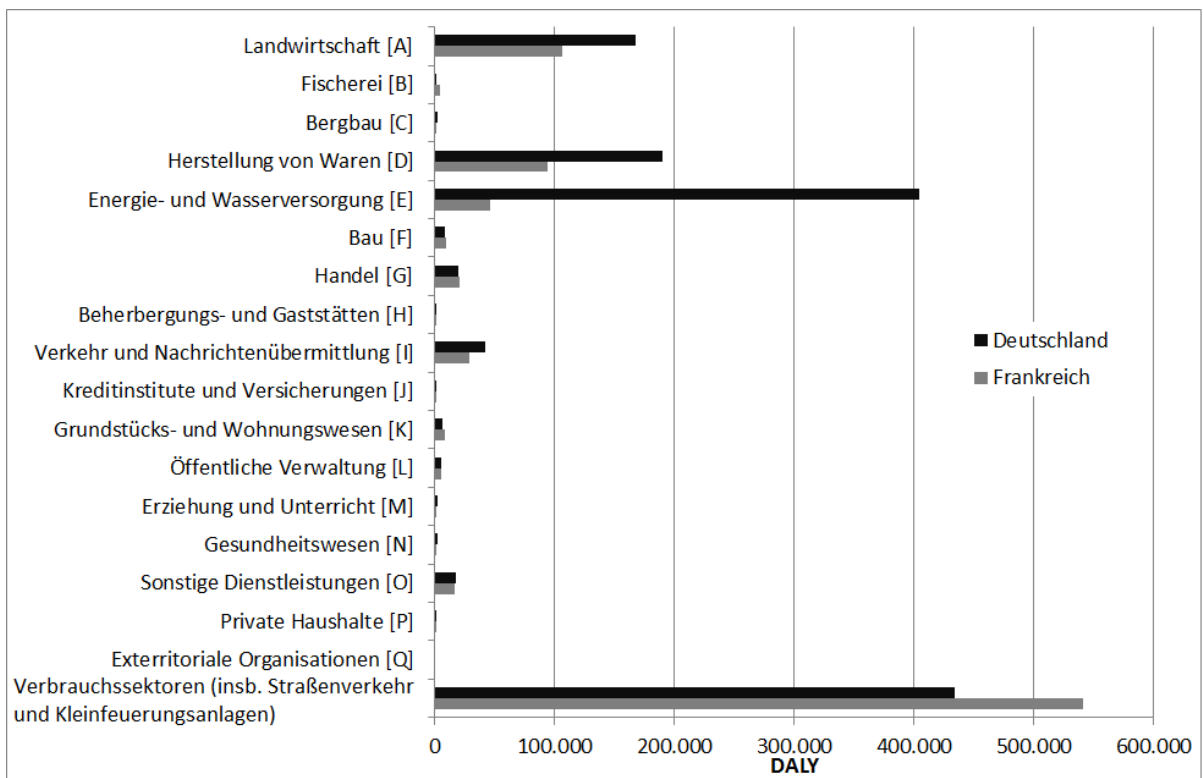


Abbildung 5-3: Vergleich der Gesundheitseffekte in DALY verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen, Jahr 2000

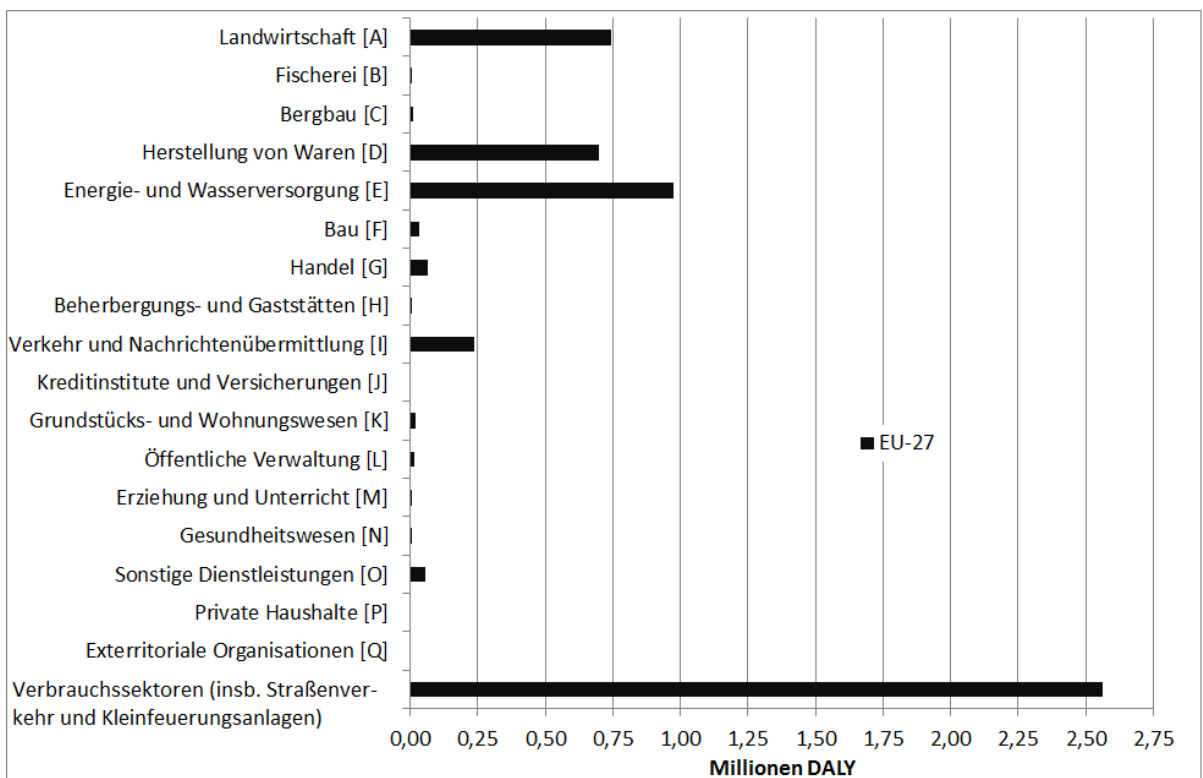


Abbildung 5-4: Gesundheitseffekte in Millionen DALY verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren, Jahr 2000

Eine zusätzliche Betrachtung der Gesundheitsauswirkungen von Schadstoffemissionen in Deutschland bezieht sich auf die Berechnung von bestimmten Gesundheitsendpunkten und

Krankheiten, wie sie in Abschnitt 4.8.1 dargestellt sind. Dabei werden allerdings nur Gesundheitseffekte durch Emissionen von primären und sekundären Partikeln berücksichtigt. Diese Emissionen von NH₃, NMVOC, NO_x, SO₂, PPM_{2.5} und PPM_{coarse} in die Luft sind – wie in Tabelle 5-2 gezeigt – die wichtigsten Schadstoffe in Hinblick auf die Betrachtung der Gesundheitsauswirkungen. Die folgende Tabelle 5-4 fasst die Gesundheitseffekte durch Emissionen der genannten Schadstoffe in Deutschland zusammen. Der größte Anteil an den Gesundheitsschäden wird durch Emissionen aus niedrigen Emissionshöhen verursacht. Die Summe der Gesundheitsschäden aus den verschiedenen Emissionshöhen zeigt, dass die Tage mit eingeschränkter Aktivität, die Tage mit Atemwegssymptomen, die verlorenen Arbeitstage und die Notwendigkeit zur Verwendung von Medikamenten die häufigsten Schadensfälle darstellen. Gleichzeitig haben diese Auswirkung aber ein wesentlich geringeres DALY-Gewicht und daraus resultierend geringere Schadenskosten als die Fälle von Kindessterblichkeit, Fälle chronischer Bronchitis oder Verkürzungen der Lebenserwartungen (vgl. Tabelle 3-1), die in den Ergebnisse deutlich weniger häufig auftreten.

Tabelle 5-4: Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen in Deutschland im Jahr 2000 nach verschiedenen Endpunkten und Emissionshöhen

Gesundheitsendpunkt	Einheit	Straßen- verkehr	niedrige Emissionshöhe	mittlere Emissionshöhe	hohe Emissionshöhe	GESAMT
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	5,5*10 ⁶	8,1*10 ⁶	1,8*10 ⁶	6,6*10 ⁶	2,2*10 ⁷
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	1,6*10 ⁷	2,6*10 ⁷	5,4*10 ⁶	1,7*10 ⁷	6,4*10 ⁷
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	1,3*10 ⁷	1,9*10 ⁷	4,4*10 ⁶	1,6*10 ⁷	5,3*10 ⁷
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	8,2*10 ⁶	1,2*10 ⁷	2,8*10 ⁶	9,7*10 ⁶	3,3*10 ⁷
Hustentage	Tage	1,8*10 ⁶	5,6*10 ⁶	8,5*10 ⁵	1,3*10 ³	8,3*10 ⁶
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	2,2*10 ¹	3,1*10 ¹	7,2	2,7*10 ¹	8,7*10 ¹
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	2,6*10 ⁴	3,7*10 ⁴	8,6*10 ³	9,6*10 ³	8,1*10 ⁴
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle	4,7*10 ³	1,1*10 ⁴	1,9*10 ³	2,9*10 ³	2,0*10 ⁴
Krankenhauseinlieferung Herz-Kreislaufbeschwerden	Fälle	1,8*10 ³	2,5*10 ³	5,9*10 ²	2,2*10 ³	7,1*10 ³
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	8,6*10 ⁵	1,9*10 ⁶	3,4*10 ⁵	6,0*10 ⁵	3,7*10 ⁶
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	4,1*10 ⁶	7,7*10 ⁶	1,5*10 ⁶	3,8*10 ⁶	1,7*10 ⁷
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute	YOLL	5,3*10 ²	1,7*10 ³	2,5*10 ²	3,9*10 ⁻¹	2,4*10 ³
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	2,6*10 ⁵	3,9*10 ⁵	8,6*10 ⁴	3,2*10 ⁵	1,1*10 ⁶
Summe in DALY	DALY	2,6*10⁵	3,9*10⁵	8,6*10⁴	3,2*10⁵	1,1*10⁶

Mit den in der Tabelle dargestellten Ergebnissen lassen sich genauere Aussagen über die Art und Zusammensetzung der entstandenen Gesundheitseffekte treffen. Die betrachteten Schadstoffe sind nach den Berechnungen der Gesundheitseffekte in DALY für den Großteil der entstehenden Schäden verantwortlich. Aus diesem Grund liefert die detaillierte Betrachtung der einzelnen Endpunkte und Krankheitsfälle wichtige zusätzliche Informationen in Hinblick auf die Untersuchung der Auswirkungen der verschiedenen Schadstoffe. Aus Tabelle 5-5

wird deutlich, dass für einen Großteil der entstandenen Gesundheitsschäden die Emissionen von SO₂, NO_x, PPM_{2.5} und NH₃ aus dem Jahr 2000 verantwortlich sind. Gleichzeitig ist auch hier wieder zu erkennen, dass die verwendeten SRM eine geringe Reduktion des Auftretens von Hustentagen und akuter Lebenszeitverkürzung durch die Emissionen von NH₃ und SO₂ und deren Reaktionen mit dem bestehenden Ozon ergeben (siehe Abschnitt 4.4.1).

Tabelle 5-5: Gesundheitseffekte durch Emissionen klassischer Luftschadstoffe in Deutschland im Jahr 2000 nach verschiedenen Endpunkten und Schadstoffen

Gesundheitsendpunkt	Einheit	NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{coarse}	PPM _{2.5}	SO ₂
Verlorene Arbeitstage (WLD)	Tage	3,1*10 ⁶	3,1*10 ⁵	5,3*10 ⁶	-	7,0*10 ⁶	6,2*10 ⁶
Minderschwere Tage mit eingeschränkter Aktivität (mRAD)	Tage	8,1*10 ⁶	6,1*10 ⁶	1,7*10 ⁷	-	1,8*10 ⁷	1,5*10 ⁷
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Erwachsene)	Tage	6,4*10 ⁶	7,0*10 ⁵	1,4*10 ⁷	9,7*10 ⁵	1,6*10 ⁷	1,5*10 ⁷
Tiefer liegende Atemwegssymptome (LRS, Kinder)	Tage	3,8*10 ⁶	1,6*10 ⁶	8,7*10 ⁶	5,8*10 ⁵	9,5*10 ⁶	8,6*10 ⁶
Hustentage	Tage	-6,5*10 ⁴	6,8*10 ⁶	3,2*10 ⁶	-	-	-1,7*10 ⁶
Erhöhtes Sterberisiko (Kleinkinder)	Fälle	1,1*10 ¹	1,1	2,2*10 ¹	1,6	2,6*10 ¹	2,5*10 ¹
Zusätzliche Fälle chronischer Bronchitis	Fälle	1,3*10 ⁴	1,4*10 ³	2,1*10 ⁴	1,8*10 ³	3,1*10 ⁴	1,4*10 ⁴
Krankenhauseinlieferung Atemwegsbeschwerden	Fälle	1,0*10 ³	9,1*10 ³	6,7*10 ³	1,7*10 ²	2,8*10 ³	4,0*10 ²
Krankenhauseinlieferung Herzkreislaufbeschwerden	Fälle	8,7*10 ²	9,5*10 ¹	1,9*10 ³	1,3*10 ²	2,2*10 ³	2,0*10 ³
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Kinder)	Fälle	2,2*10 ⁵	1,4*10 ⁶	1,2*10 ⁶	3,6*10 ⁴	5,9*10 ⁵	2,0*10 ⁵
Medikamenten- / Bronchodilatatorgebrauch (Asthmatiker)	Fälle	1,4*10 ⁶	4,2*10 ⁶	5,1*10 ⁶	2,2*10 ⁵	3,7*10 ⁶	2,4*10 ⁶
Erhöhtes Sterberisiko – YOLLacute	YOLL	-1,9*10 ¹	2,0*10 ³	9,6*10 ²	-	-	-5,0*10 ²
Verkürzung der Lebenserwartung – YOLLchronic	YOLL	1,5*10 ⁵	1,5*10 ⁴	2,6*10 ⁵	1,3*10 ²	3,4*10 ⁵	3,0*10 ⁵
Summe in DALY	DALY	1,5*10⁵	1,7*10⁴	2,6*10⁵	1,3*10²	3,4*10⁵	3,0*10⁵

5.3 Berechnung der monetären Gesundheitsschäden durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche

Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der Berechnung monetärer Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Schadstoffemissionen sowie der Klimaschäden durch Treibhausgasemissionen in Deutschland, Frankreich und der EU-27. Aus diesem Grund werden in den folgenden Abschnitten die in Abschnitt 4.2 beschriebenen Emissionsdaten der EXIOBASE Datenbank mit den externen Kostenfaktoren aus Abschnitt 4.8.2 verknüpft. Auf diese Weise können die Gesamtschäden berechnet werden, die durch die Emissionen der Schadstoffe aus den Produktionsprozessen zur Herstellung von Zwischen- und Endprodukten der verschiedenen Wirtschaftssektoren sowie den Emissionen aus den Verbrauchssektoren in den drei Ländern entstehen. Die gesamten monetären Gesundheitsschäden werden, wie in Abschnitt 4.8.2 dargestellt, unterschieden in karzinogene und nicht-karzinogene Effekte, sowie Atemwegs- und Herzkreislaufkrankungen. Diese Unterscheidung ergibt sich aus den verfügbaren Daten aus der LCIA Datenbank IMPACT2002+ sowie den Modellrechnungen mit EcoSenseWeb (siehe

Abschnitt 4.4). Die berechneten Schadenskosten für die Emissionsdaten nach Sektoren für das Jahr 2000 werden im Folgenden für diese Schadenskategorien dargestellt.

Die Berechnungen ergeben eine Summe für die monetären Gesundheitsschäden durch Schadstoffemissionen in Deutschland in Höhe von mehr als 87 Milliarden €₂₀₁₀. Bezogen auf die Bevölkerung in Deutschland im Jahr 2000, errechnen sich 1.063 €₂₀₁₀ an Gesundheitsschäden pro Kopf und Jahr. Unter der Annahme, dass die Ergebnisse analog zu Abschnitt 5.2 für Personen über 30 Jahre errechnet wurden, ergeben sich auf eine Lebenserwartung von 80 Jahren und bei konstanten Emissionen über die nächsten 50 Jahre Gesundheitskosten pro Kopf von 53.154 €₂₀₁₀. Die gesamten Kosten durch gesundheitsschädliche Auswirkungen der Emissionen in Frankreich für das Jahr 2000 belaufen sich auf knapp 66 Milliarden €₂₀₁₀. Die Kosten durch Atemwegserkrankungen machen dabei, ähnlich wie bei den Ergebnissen für Deutschland, über 95% der Schadenskosten aus. Diese Schadenssumme entspricht etwa 1.088 €₂₀₁₀ pro Kopf und Jahr und summiert sich – bei konstanten Emissionen über 50 Jahre und einer Lebenserwartung von 80 Jahren – zu etwa 54.418 €₂₀₁₀. Die Kosten durch Gesundheitsschäden verursacht durch die Emissionen in den Mitgliedstaaten der EU-27 summieren sich zu einer Gesamtsumme von knapp 383 Milliarden €₂₀₁₀. Die Schadenskosten für die Emissionen in Deutschland und Frankreich haben demnach einen Anteil von etwa 23% bzw. 17% an den gesamten Schadenskosten durch gesundheitliche Auswirkungen. Insgesamt verursachen die Emissionen aus den beiden Ländern über ein Drittel der gesamten Schäden an der menschlichen Gesundheit in Europa. Bezogen auf die etwa 482,8 Millionen Einwohner Europas ergibt sich eine Schadenssumme von 793 Euro₂₀₁₀ pro Kopf und Jahr, welche sich bei konstanten Emissionen über 50 Jahre und einer Lebenserwartung von 80 Jahren zu mehr als 39.647 Euro₂₀₁₀ aufsummiert. In Tabelle 5-6 sind diese Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 5-6: Gesundheitsschadenskosten durch Emissionen im Jahr 2000 in Milliarden €₂₀₁₀

Gesundheitseffekt	Deutschland	Frankreich	EU-27
Karzinogene Effekte	1,1	0,8	5,1
Nicht-karzinogene Effekte	0,2	0,1	1,2
Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen	86,0	65,0	376,5
Summe	87,3	65,9	382,8

Die wichtigsten Schadstoffe für die verschiedenen Gesundheitseffekte in Deutschland, Frankreich und der EU-27 werden in Tabelle 5-7 gezeigt. Da die Schadenskosten durch Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen um ein vielfaches größer sind als die Schadenkosten für die beiden anderen Kategorien, folgt daraus, dass die Emissionen der klassischen Luftschadstoffe NH₃, NO_x, PPM_{2,5} und SO₂ eine wichtige Rolle bei der Betrachtung der Gesundheitsauswirkungen spielen.

Tabelle 5-7: Wichtigste Schadstoffe für die Betrachtung der Gesundheitseffekte in Deutschland

Schadenkategorie	Schadstoffe
Karzinogene Effekte	Hg, Dioxine, Pb, Benzo(a)pyrene
Nicht-karzinogene Effekte	Pb, As, Hg
Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen	SO ₂ , NO _x , NH ₃ , PPM _{2,5}

Die folgende Abbildung 5-5 zeigt diejenigen Wirtschaftssektoren, deren Emissionen in Deutschland und Frankreich im Jahr 2000 Gesundheitsschäden von mehr als eine Milliarde €₂₀₁₀ verursachten. Dies entspricht etwas weniger als 1,1% der Gesamtschäden in Deutschland und knapp 1,5% der Gesamtschäden in Frankreich. Die in der Abbildung dargestellte Rangfolge der Sektoren ergibt sich aus den Ergebnissen für Deutschland. Aus der Abbildung ist zu erkennen, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, d.h. aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, die höchsten Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in beiden Ländern verursachen. Dieses Ergebnis entspricht den Berechnungen zu den Gesundheitseffekten in DALY im vorangegangenen Abschnitt. Als zweiter wichtiger Verursacher von Gesundheitsschäden in Deutschland sind die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle zu erkennen. Danach folgen auch hier wieder die landwirtschaftlichen Sektoren Schweinezucht, Milchproduktion und Rinderhaltung sowie die Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen. In Frankreich sind die Schadenskosten für Gesundheitseffekte durch Emissionen aus den Produktionsprozessen der Stromerzeugung aus Kohle deutlich geringer als in Deutschland und belegen hier nach den Sektoren Rohmilchproduktion und Rinderhaltung den vierten Platz einer Rangfolge. Abbildung 5-6 präsentiert die Ergebnisse der Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in der EU-27. Dabei werden alle Sektoren abgebildet, deren gesundheitsschädliche Auswirkungen größer als 5 Milliarden €₂₀₁₀ sind. Dies entspricht etwa 1,3% der Gesamtschadenssumme für Gesundheitseffekte. Auch auf gesamt-europäischer Ebene ist der Anteil der Kosten durch Atemwegserkrankungen an den gesamten Gesundheitskosten etwa 98%. Dies ist sehr gut mit den Ergebnissen für Deutschland und Frankreich vergleichbar. Diese Schäden werden vor allem durch die Emissionen der Schadstoffe SO₂, NH₃, NO_x und PPM_{2,5} verursacht. Aufgrund der hohen Emissionen dieser Schadstoffe sind die Schadenskosten durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, die überwiegend aus der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen im Straßenverkehr und in Kleinf Feuerungsanlagen, und aus dem Sektor Stromerzeugung aus Kohle deutlich höher als die Kosten durch die Emissionen der anderen Sektoren. Diese Rangfolge stimmt mit der Rangfolge der Sektoren nach den Gesundheitseffekten in DALY überein.

In Tabelle A-10 im Anhang sind die Ergebnisse für die verschiedenen Schadenkategorien nach Sektoren in Deutschland unterschieden dargestellt. Darin sind auch die Ergebnisse für die jeweiligen Untergruppen der Schadenkategorien zusammengefasst.

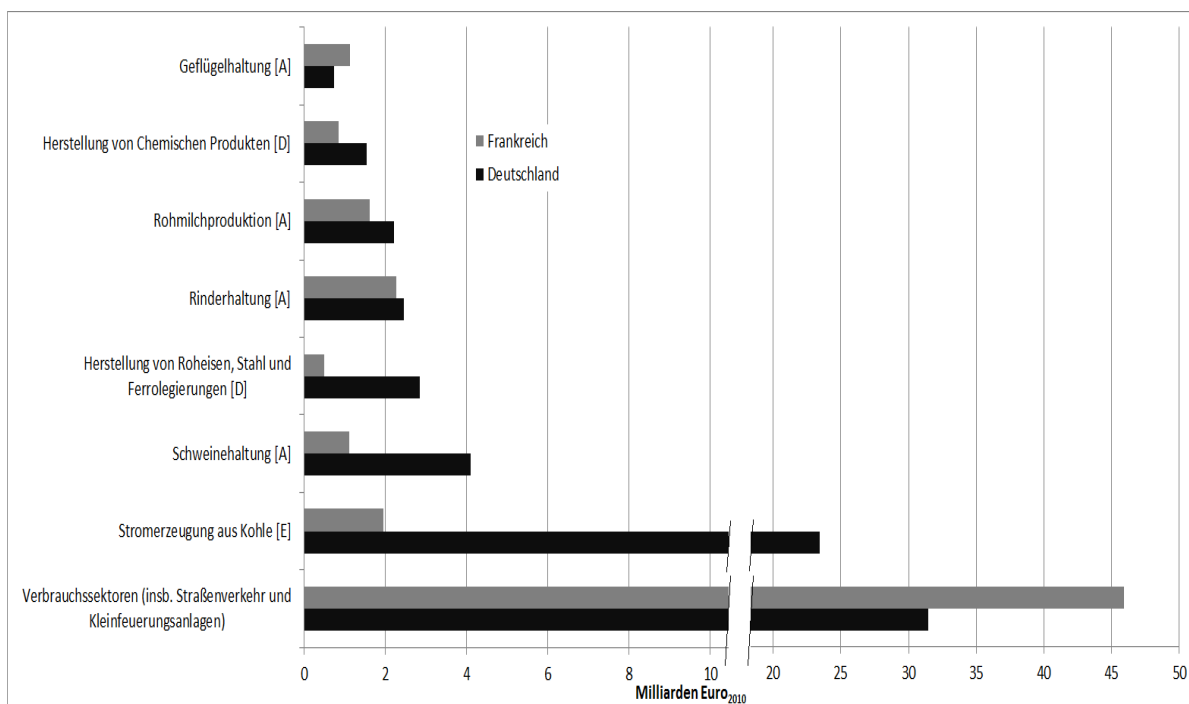


Abbildung 5-5: Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 1 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

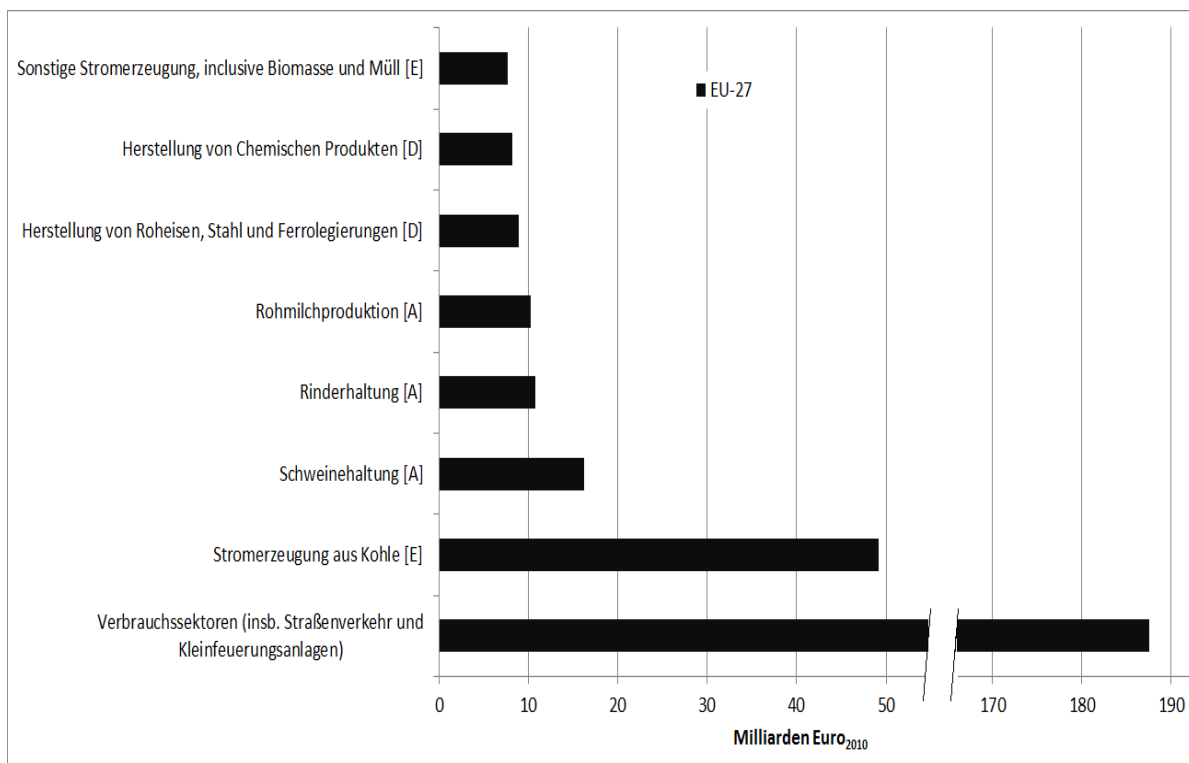


Abbildung 5-6: Schadenskosten durch Gesundheitseffekte in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 5 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

Neben der Betrachtung der Schadenskosten für Gesundheitseffekte für die einzelnen Sektoren können die Ergebnisse für die gesamten Kosten durch Gesundheitsschäden auch auf der Ebe-

ne der übergeordneten Wirtschaftsbereiche, wie sie in Tabelle 5-3 dargestellt sind, zusammengefasst werden. Auch hier ist wieder zu beachten, dass die Wirtschaftsbereiche „Private Haushalte“ und „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ nicht mit den Verbrauchssektoren gleichbedeutend sind. Der Wirtschaftsbereich „Private Haushalte“ umfasst die ökonomisch quantifizierbaren Aktivitäten der privaten Haushalte und die aus diesen Aktivitäten entstehenden Emissionen. Der Bereich „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ beschreibt bestimmte Verkehrsaktivitäten wie beispielsweise das Speditionswesen, Post- und Kurierdienste sowie weitere Verkehrsaktivitäten. Damit enthält dieser Sektor auch eine Betrachtung von Verkehrsemissionen, die direkt aus diesen Aktivitäten entstehen. Demgegenüber beziehen sich die Verbrauchssektoren ausschließlich auf die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen, die keinem der betrachteten Sektoren direkt zugeordnet werden können. Wie aus den Ergebnissen für die einzelnen Schadenskategorien der Gesundheitseffekte in Deutschland zu erwarten, ergibt sich dabei eine deutliche Dominanz der monetären Gesundheitsschäden durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren sowie aus der Energie- und Wasserversorgung. Auch in Frankreich verursachen die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen die höchsten Gesundheitsschäden. Der Energie- und Wasserversorgungssektor verursacht hier allerdings einen deutlich geringeren Teil der Schadenskosten durch Schadstoffemissionen als in Deutschland. Abbildung 5-7 stellt die Verteilung der monetären Gesundheitsschäden nach den übergeordneten Wirtschaftsbereichen in Deutschland und Frankreich graphisch dar.

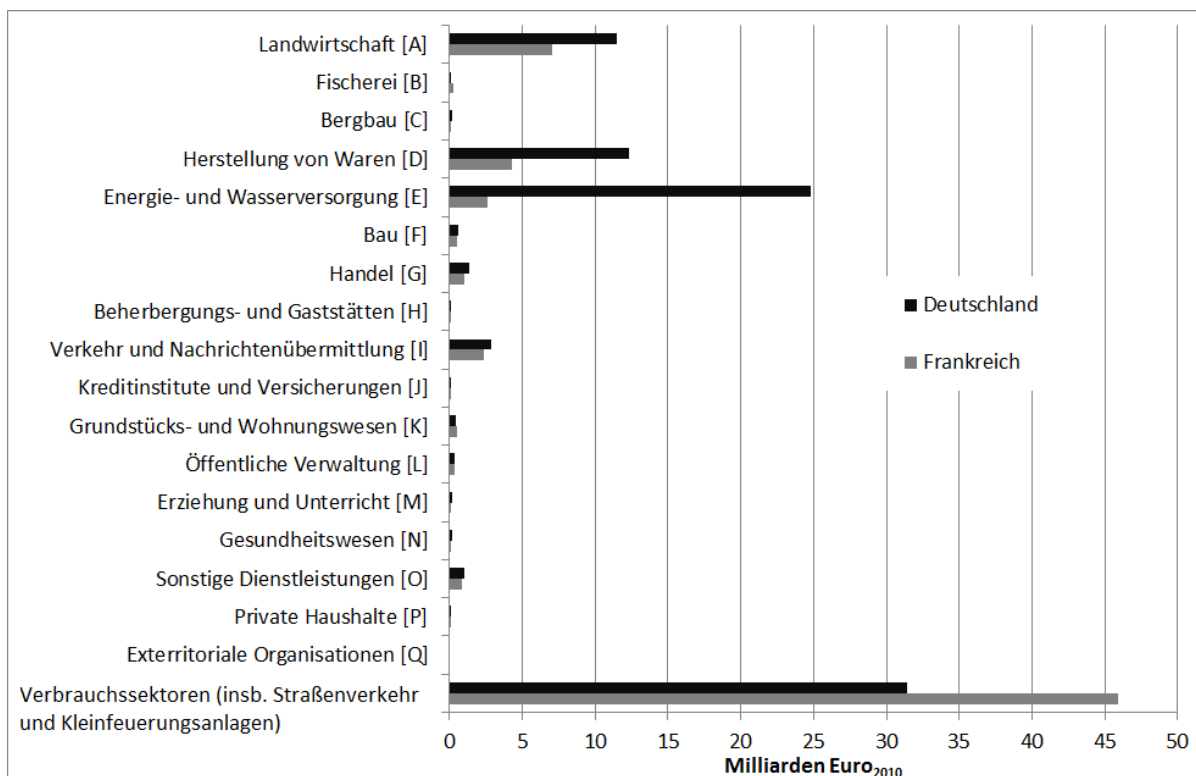


Abbildung 5-7: Monetäre Gesundheitsschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

Abbildung 5-8 fasst die Berechnungen der monetären Gesundheitsschäden nach den übergeordneten Kategorien für die EU-27 zusammen. Wie aus den bereits dargestellten Ergebnissen zu erwarten, sind die Emissionen aus dem Straßenverkehr und Kleinf Feuerungsanlagen vor den Emissionen aus der Energie- und Wasserversorgung die Hauptquelle der Gesundheitsschäden. Es folgen die Sektoren Landwirtschaft, die Herstellung von Waren sowie das Verkehrs- und Nachrichtenwesen.

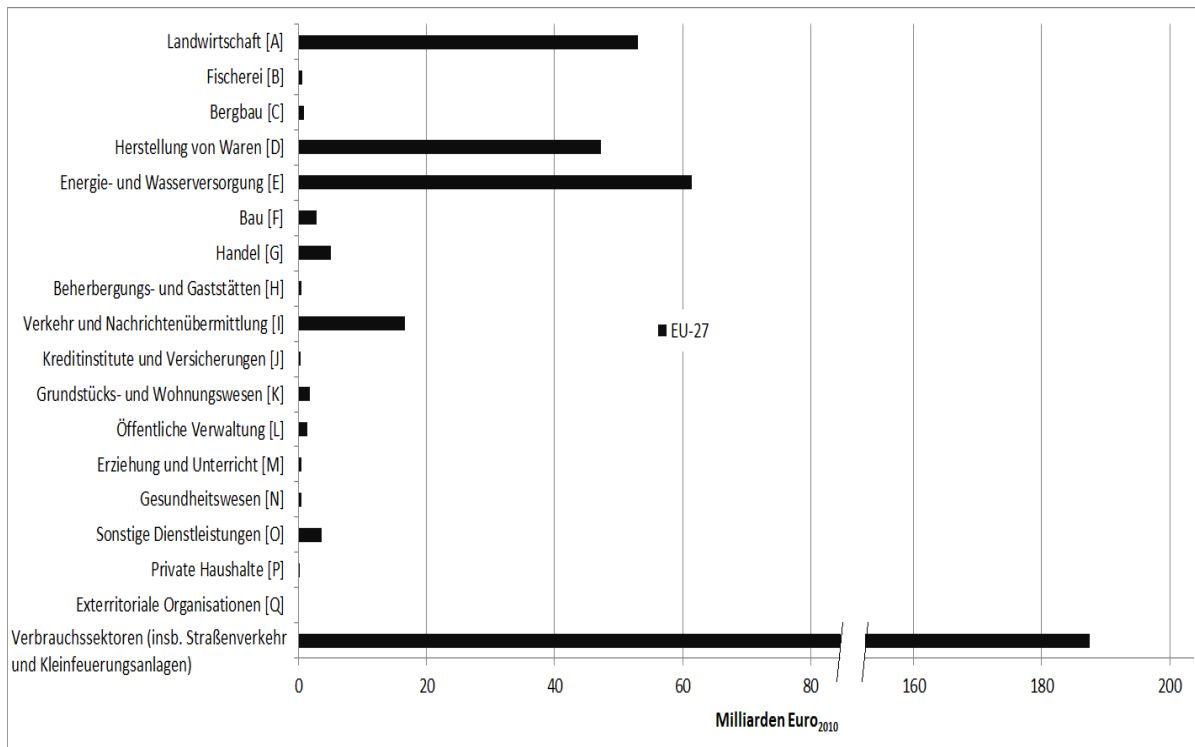


Abbildung 5-8: Monetäre Gesundheitsschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in den EU-27 Mitgliedsstaaten nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

5.4 Berechnung der monetären Umweltschäden durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche

Die Berechnung der monetären Umweltschäden durch Schadstoffemissionen, die bei der Herstellung von Zwischen- und Endprodukten aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren sowie aus den Verbrauchssektoren in Deutschland, Frankreich und der EU-27 im Jahr 2000 freigesetzt wurden, unterteilt sich, wie in Abschnitt 4.8.2 dargestellt, in die Betrachtung aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität sowie Versauerung und Eutrophierung von Böden und Gewässern. Analog zu den Unterscheidungen der Gesundheitsschäden ergibt sich dies aus den verfügbaren Daten der LCIA Datenbank IMPACT2002+ sowie den Modellrechnungen mit EcoSenseWeb (siehe Abschnitt 4.4). Im Folgenden werden die monetären Umweltschäden für die Emissionsdaten nach Sektoren für das Jahr 2000 aus der EXIOBASE Datenbank dargestellt.

Die gesamten Schadenkosten für Ökosystemschäden durch die Emissionen im Jahr 2000 aus den verschiedenen Sektoren in Deutschland summieren sich zu rund 19 Milliarden

€₂₀₁₀. Den höchsten Anteil an den gesamten Ökosystemschäden haben die Versauerung und Eutrophierung sowie ökotoxikologische Wirkungen auf Böden als Folge von Schadstoffemissionen in die Luft und der Ausbreitung in den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser. Die Gesamtschadenskosten für Umweltschäden in Frankreich belaufen sich auf eine Summe von über 8 Milliarden €₂₀₁₀. Auch hier werden jeweils etwa die Hälfte der Gesamtschadenskosten durch Versauerung und Eutrophierung und terrestrische Ökotoxizität verursacht. Bei den Berechnungen der Umweltschadenskosten durch die Emissionen aus den Herstellungsprozessen von Zwischen- und Endprodukten sowie aus den Verbrauchssektoren in der EU-27 ergibt sich, dass die Schadenskosten durch terrestrische Ökotoxizität überwiegen. Insgesamt ergeben sich monetäre Schäden an Ökosystemen für das Jahr 2000 von etwa 71 Milliarden €₂₀₁₀. Die Emissionen aus Deutschland und Frankreich haben einen Anteil von 27% bzw. 11% an der berechneten Gesamtsumme durch Ökosystemschäden. Tabelle 5-8 fasst die errechneten Werte für die verschiedenen Kategorien und die beiden Länder sowie die EU-27 zusammen.

Tabelle 5-8: Gesamtschadenskosten für Umweltschäden durch Emissionen im Jahr 2000 in Milliarden €₂₀₁₀

Umwelteffekt	Deutschland	Frankreich	EU-27
Aquatische Ökotoxizität	0,1	0,03	0,3
Terrestrische Ökotoxizität	9,1	4,0	40,9
Versauerung und Eutrophierung	9,8	4,1	29,6
Summe	19,0	8,1	70,8

Die wichtigsten Schadstoffe für die verschiedenen Kategorien der Ökosystemschäden in Deutschland sind in Tabelle 5-9 zusammengefasst. Als Hauptursache für die Ökosystemschäden können in allen drei Ländern die Emissionen von NH₃ identifiziert werden, aber auch Emissionen von Zn, NO_x und Cu haben einen großen Anteil an den errechneten Schadenskosten.

Tabelle 5-9: Wichtigste Schadstoffe für die Betrachtung der Ökosystemschäden in Deutschland

Schadenskategorie	Schadstoffe
Aquatische Ökotoxizität	Cu, Zn, Se, Ni
Terrestrische Ökotoxizität	Zn, Cu, Ni, Hg, Pb, Cr, As, Cd
Versauerung und Eutrophierung	NH ₃ , NO _x , SO ₂

Abbildung 5-9 stellt die Ergebnisse für diejenigen Wirtschaftssektoren dar, deren Emissionen im Jahr 2000 Ökosystemschäden von mehr als 250 Millionen €₂₀₁₀ verursachen. Dies entspricht etwa 1,3% der gesamten Umweltschäden in Deutschland und etwa 3,1% der gesamten Umweltschäden in Frankreich. Aus der Abbildung ist zu erkennen, dass für beide Länder die Emissionen aus der Brenn- und Treibstoffverbrennung im Straßenverkehr und in Kleinfeuerungsanlagen für die größten Umweltschadenskosten verantwortlich sind. In Deutschland folgen darauf die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen und der Stromerzeugung aus Kohle. Für Frankreich hingegen

sind die Emissionen aus den landwirtschaftlichen Sektoren der Schweine- und Rinderhaltung und der Milchproduktion von größerer Bedeutung. Die Stromerzeugung aus Kohle nimmt in Frankreich hinsichtlich der Umweltschäden durch Emissionen in die Luft und deren Ausbreitung in Luft, Boden und Wasser nur eine untergeordnete Rolle ein.

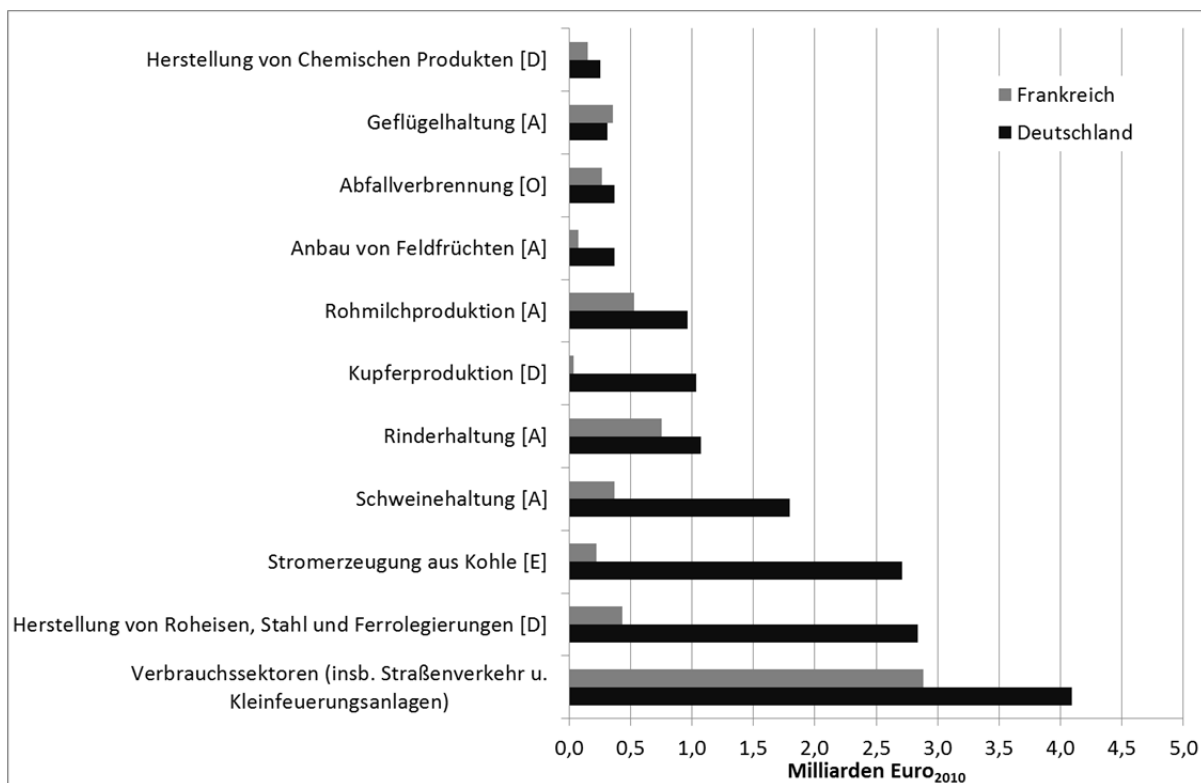


Abbildung 5-9: Schadenskosten durch Ökosystems Schäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 250 Mio. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

Abbildung 5-10 stellt die Ergebnisse für diejenigen Wirtschaftssektoren dar, deren Emissionen in der EU-27 im Jahr 2000 Ökosystems Schäden von mehr als eine Milliarde €₂₀₁₀ verursachen. Dies entspricht etwa 1,4% der gesamten Umweltschäden in Europa. Aus der Abbildung ist zu erkennen, dass auch auf gesamteuropäischer Ebene die Emissionen aus den Verbrauchssektoren die höchsten Umweltschäden in der EU-27 verursachen.

In Tabelle A-10 im Anhang sind die Ergebnisse für die verschiedenen Schadenskategorien nach Sektoren für Deutschland dargestellt. Darin sind auch die Ergebnisse für die jeweiligen Untergruppen der Schadenskategorien zusammengefasst.

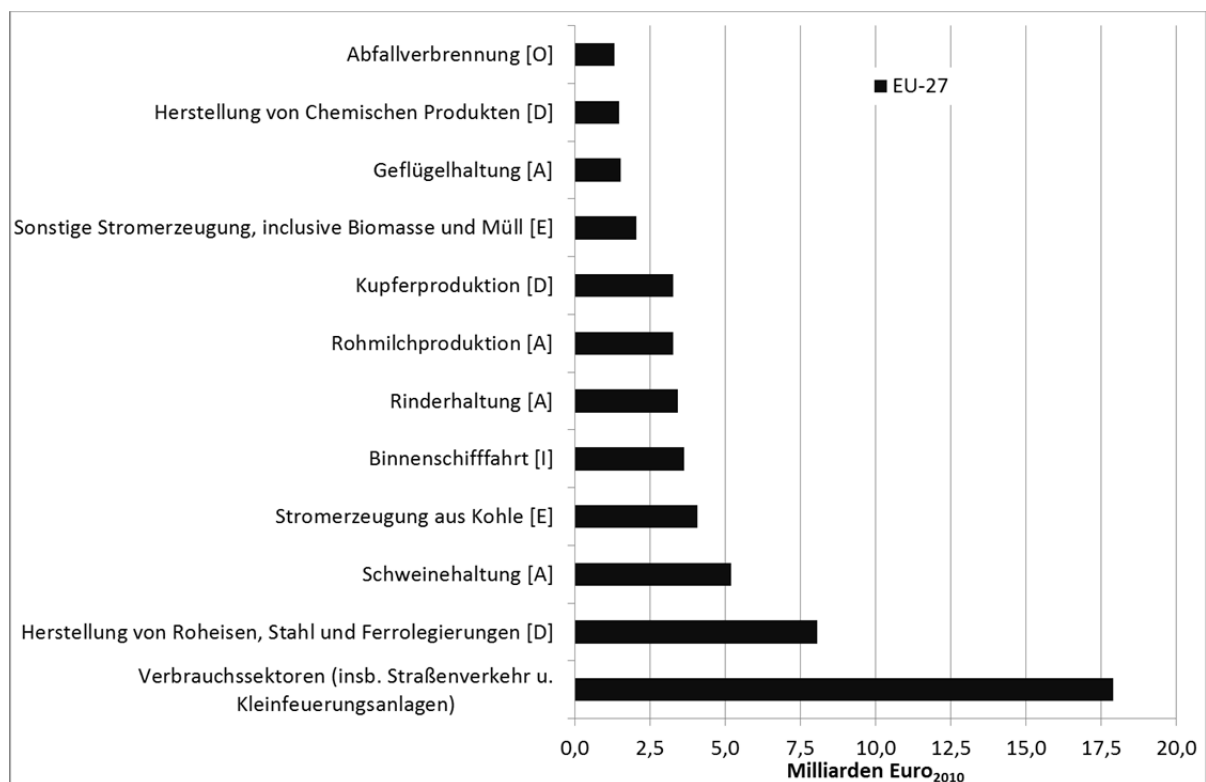


Abbildung 5-10: Schadenskosten durch Ökosystemschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Sektoren (≥ 1 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

Auf der Ebene der übergeordneten Wirtschaftsbereiche, wie sie in Tabelle 5-3 dargestellt sind, wird deutlich, dass – im Gegensatz zu den Ergebnissen für die Gesundheitseffekte – für die Betrachtung der Umweltschäden in Deutschland die Emissionen aus der Herstellung von Waren und aus der Landwirtschaft für den Großteil der Schäden verantwortlich sind. Danach folgen die Umweltschäden durch Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen sowie aus der Energie- und Wasserversorgung. In Frankreich verursachen die Emissionen aus den Verbrauchssektoren die höchsten Umweltschadenskosten, gefolgt von den Emissionen aus der Landwirtschaft und der Herstellung von Waren. Abbildung 5-11 stellt die Verteilung der monetären Umweltschäden nach den übergeordneten Wirtschaftsbereichen in Deutschland und Frankreich graphisch dar. Die Wirtschaftsbereiche „Private Haushalte“ und „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ sind dabei nicht mit den Verbrauchssektoren gleichbedeutend, da lediglich die ökonomisch quantifizierbaren Aktivitäten und die daraus entstehenden Emissionen berücksichtigt werden. Der Verbrauchssektor hingegen umfasst ausschließlich die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen, die keinem der betrachteten Sektoren direkt zugeordnet werden können.

Die Ergebnisse für die Schadstoffemissionen in der gesamten EU-27 zeigen, dass die Emissionen aus der Herstellung von Waren, aus den Verbrauchssektoren und aus der Landwirtschaft auch hier die wichtigsten Verursacher von Umweltschäden sind. Abbildung 5-12 fasst die Ergebnisse für die EU-27 nach den übergeordneten Sektoren zusammen.

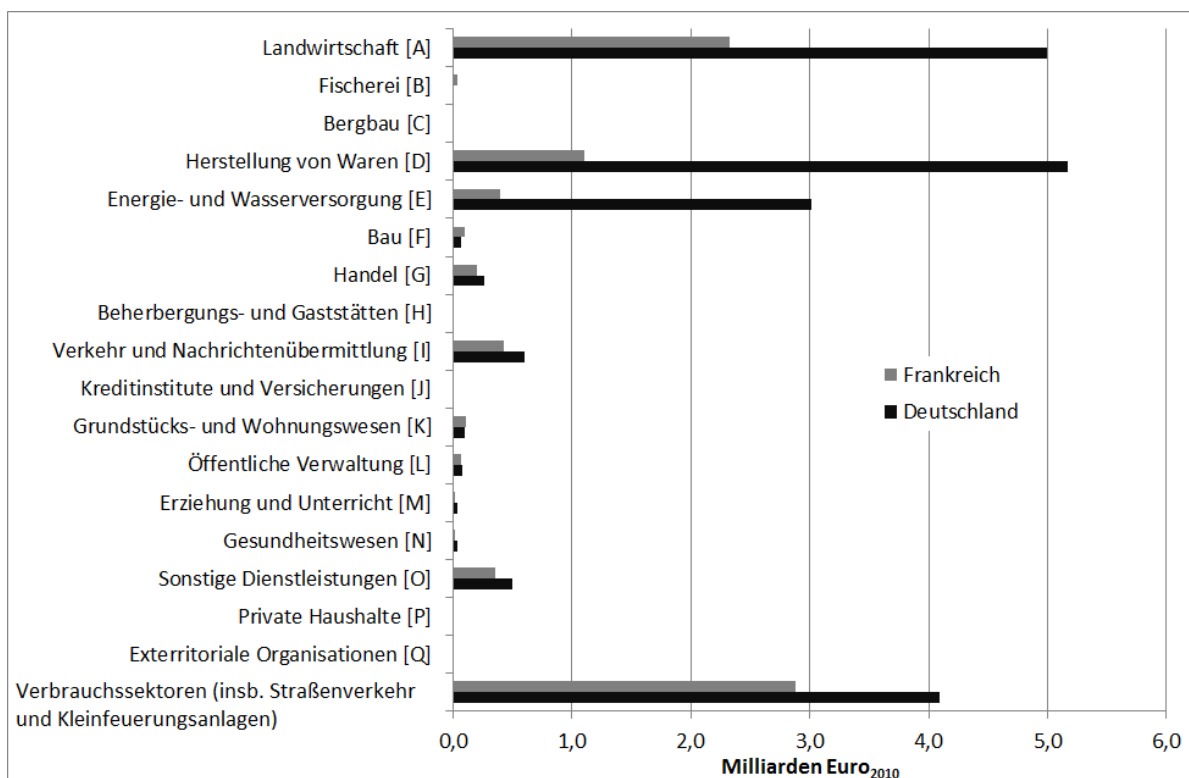


Abbildung 5-11: Monetäre Umweltschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

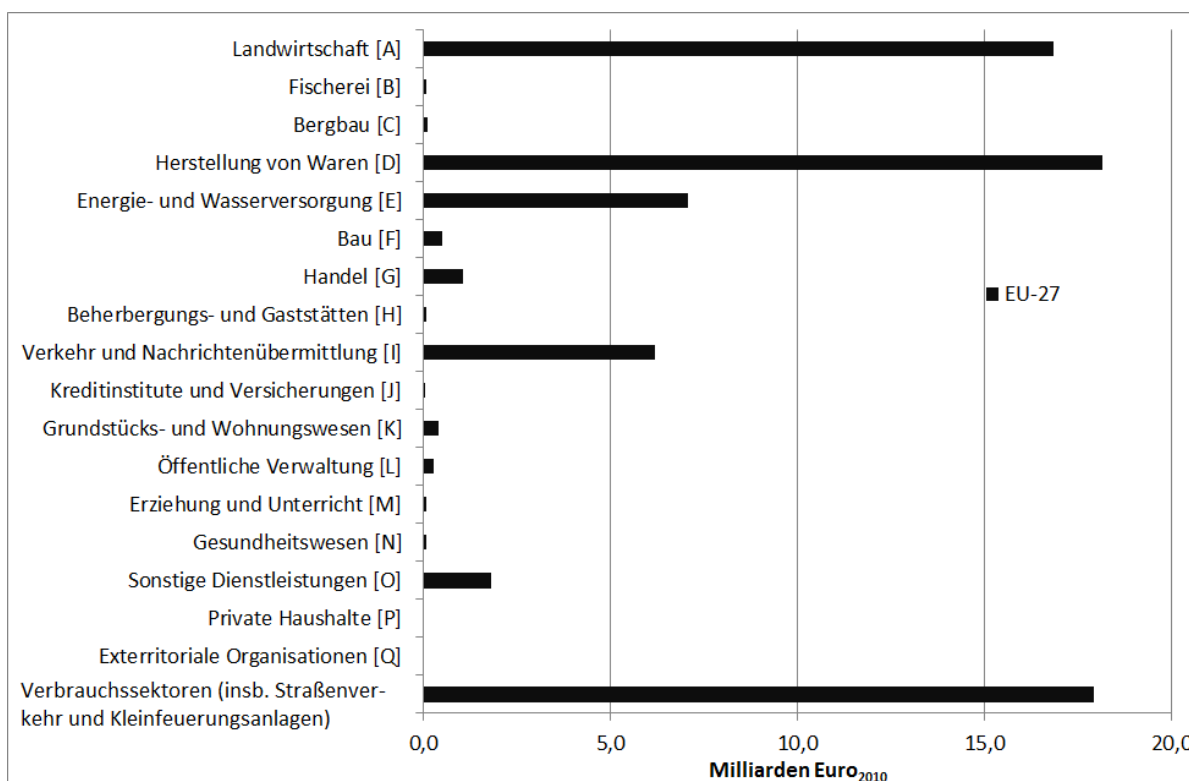


Abbildung 5-12: Monetäre Umweltschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

5.5 Berechnung der Klimaschäden nach Wirtschaftssektoren durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche

Neben den Gesundheits- und Umweltschäden stellen die Klimaschäden eine weitere Kategorie der (monetären) Schadensbetrachtung dar. Das Vorgehen ist dabei analog zu den Berechnungen in den vorangegangenen Abschnitten mit dem Unterschied, dass keine Subkategorien für die Aufteilung der gesamten Schäden vorliegen.

Die Gesamtschäden durch die Emissionen der Treibhausgase CO₂, CO, N₂O, CH₄ sowie der Treibhauspotentiale für SO₂, NMVOC, BC und OC für das Jahr 2000 belaufen sich in Deutschland auf eine Summe von 24,4 Milliarden €₂₀₁₀. Ohne die kühlenden Effekte durch SO₂ und OC würde sich eine Schadenssumme von 26,8 Milliarden €₂₀₁₀ ergeben. Mit einem Klimaeffekt von 2,3 Milliarden €₂₀₁₀ sind dabei die Emissionen von SO₂ von großer Bedeutung. Der Großteil der Klimaschäden entsteht mit etwa 21 Milliarden €₂₀₁₀ durch die Emissionen von CO₂. Diese Schadenssumme entspricht einem Anteil von 88% an den Gesamtschadenskosten durch die Emissionen von Klimagasen. Durch die Anteile von BC und OC an den Emissionen feiner Staubpartikel (PPM_{2,5}) aus Verbrennungsprozessen ergeben sich Klimaschäden in Höhe von ca. 1,3 Milliarden €₂₀₁₀.

Für die Emissionen von Treibhausgasen in Frankreich wurde ein Betrag von etwa 13,5 Milliarden €₂₀₁₀ errechnet. Die verminderten Klimaschäden durch die kühlenden Effekte der SO₂- und OC-Partikel summieren sich zu etwa 680.000 €₂₀₁₀, d.h. die Klimaschäden ohne die Emissionen dieser beiden Schadstoffe würden sich zu einem Betrag von 14,2 Milliarden €₂₀₁₀ addieren. Der Anteil der Feinstaubemissionen (PPM_{2,5}) in Form von BC und OC beträgt dabei ca. 2,2 Milliarden €₂₀₁₀. Das ist etwa eine Milliarde €₂₀₁₀ mehr als in Deutschland. Dieser Unterschied entsteht aus den deutlich höheren Feinstaubemissionen in Frankreich, die v.a. aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen freigesetzt werden. Insgesamt werden etwa 65% der Klimaschäden in Frankreich durch die Emissionen von CO₂ verursacht. Damit haben in Frankreich die Treibhausgase BC (18%) und CH₄ (11%) einen wesentlich höheren Anteil an den Klimaschäden als in Deutschland.

Die Untersuchung der verschiedenen Sektoren zeigt, dass für beide Ländern die Emissionen von Treibhausgasen aus den Verbrauchssektoren, d.h. überwiegend aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, zu den höchsten Schadenskosten führen. In Deutschland beträgt diese Schadenssumme etwa 7,9 Milliarden €₂₀₁₀ und in Frankreich etwa 6,6 Milliarden €₂₀₁₀. In Deutschland verursachen die Treibhausgasemissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle mit etwa 3,4 Milliarden €₂₀₁₀ sowie die Emissionen aus der Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen mit 2,3 Milliarden €₂₀₁₀ ebenfalls sehr hohe Schadenskosten. In Abbildung 5-13 wird die Rangfolge der Sektoren nach ihren monetären Klimaschäden für Deutschland und Frankreich dargestellt. Dabei werden hier diejenigen Sektoren betrachtet, deren Treibhausgasemissionen mindestens einen Schaden von einer halben Milliarde €₂₀₁₀, also etwa 2% der gesamten Klimaschäden in Deutschland bzw. 3,7% der Klimaschäden in Frankreich, verursachen. Im Unterschied zu den Ergebnissen für Deutschland folgen für Frankreich die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Rinderhaltung

an zweiter Stelle. Die Schäden durch die Treibhausgasemissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle spielen in Frankreich nur eine untergeordnete Rolle. Sie liegen zudem gleichauf mit den Schäden durch die Treibhausgasemissionen aus der Stromerzeugung aus Gas. Diese Unterschiede zu Deutschland erklären sich aus der Zusammensetzung des Energiesektors in beiden Ländern (siehe Abschnitt 3.3).

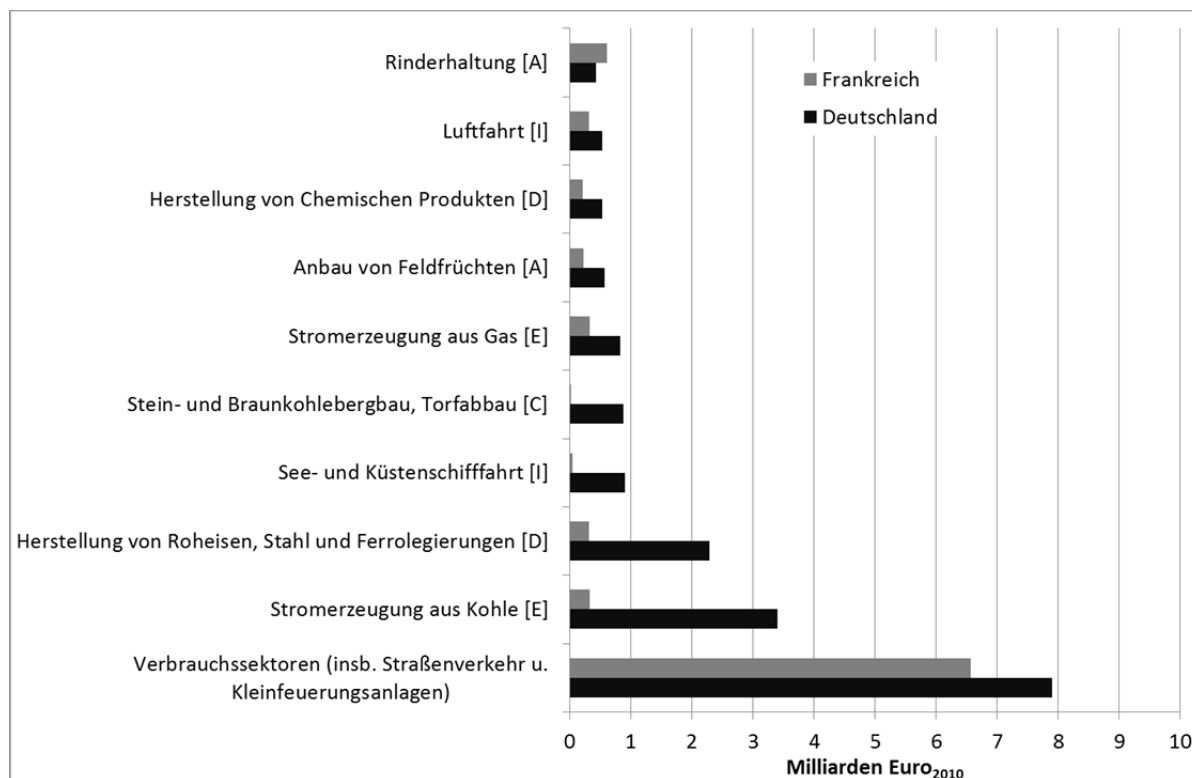


Abbildung 5-13: Monetäre Klimaschäden in Millionen €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Sektoren (≥ 0,5 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

Auf gesamteuropäischer Ebene berechnen sich die Klimaschäden für das Jahr 2000 zu einer Summe von etwas mehr als 107 Milliarden €₂₀₁₀. Der Anteil der Klimaschäden durch Treibhausgasemissionen aus Deutschland und Frankreich beläuft sich demnach auf 23% bzw. 12%. Die Minderung der Klimaschäden durch den Effekt der emittierten SO₂- und OC-Partikel umfasst eine Gesamtsumme von 9,8 Milliarden €₂₀₁₀. Somit wäre die gesamte Schadenssumme durch Treibhausgase ohne diese mindernden Effekte bei einer Summe von 117 Milliarden €₂₀₁₀. Etwa 87% der Gesamtschäden werden durch die Emissionen von CO₂ verursacht. Als Hauptverursacher der Treibhausgasemissionen und der damit einhergehenden Klimaschäden erweisen sich auf gesamteuropäischer Ebene wiederum die Verbrauchssektoren und damit vor allem die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen. Diese Emissionen sind für über 30% der gesamten Klimaschäden verantwortlich. Die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle (10%) spielen ebenfalls eine bedeutende Rolle. Die Schadenskosten durch Emissionen aus der Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen (5,5%) und der Stromerzeugung aus Gas (4,8%) folgen mit deutlichem Abstand. Abbildung 5-14 zeigt die Rangfolge der Sektoren, deren Treibhaus-

gasemissionen zu Schäden von mehr als 2 Milliarden €₂₀₁₀ führen. Dies entspricht etwa 1,8% der gesamten Klimaschäden.

Für zukünftige Jahre ist anzunehmen, dass die berechneten Kosten zunehmen werden, da sowohl die Vermeidungs- als auch die Schadenskosten mit dem Zeitverlauf ansteigen werden. Dies ergibt sich aus der Umsetzung von zusätzlichen Klimaschutzmaßnahmen. Während gegenwärtig überwiegend kosten-effiziente Maßnahmen umgesetzt werden, ist für die Erreichung der Klimaschutzziele zukünftig auch die Umsetzung weiterer kostenintensiver Maßnahmen notwendig. Gleichzeitig steigen die Schadenswirkungen mit dem weiteren Ausstoß von Treibhausgasen weiter an, da die zusätzlichen Treibhausgase lange Zeit in der Atmosphäre verweilen und langfristig auf das Erdklima wirken. Aus diesem Grund kann angenommen werden, dass der berechnete Betrag von 24 Milliarden €₂₀₁₀ für Deutschland, bzw. knapp 14 Milliarden €₂₀₁₀ für Frankreich, für zukünftige Jahre deutlich höher ausfällt und somit in der Zukunft die Schadenskosten durch Klimaeffekte die Schäden an der menschlichen Gesundheit – bei gleichbleibenden Emissionen – übertreffen kann. In Tabelle A-10 im Anhang sind die Ergebnisse nach Schadenskategorien für die Sektoren in Deutschland dargestellt.

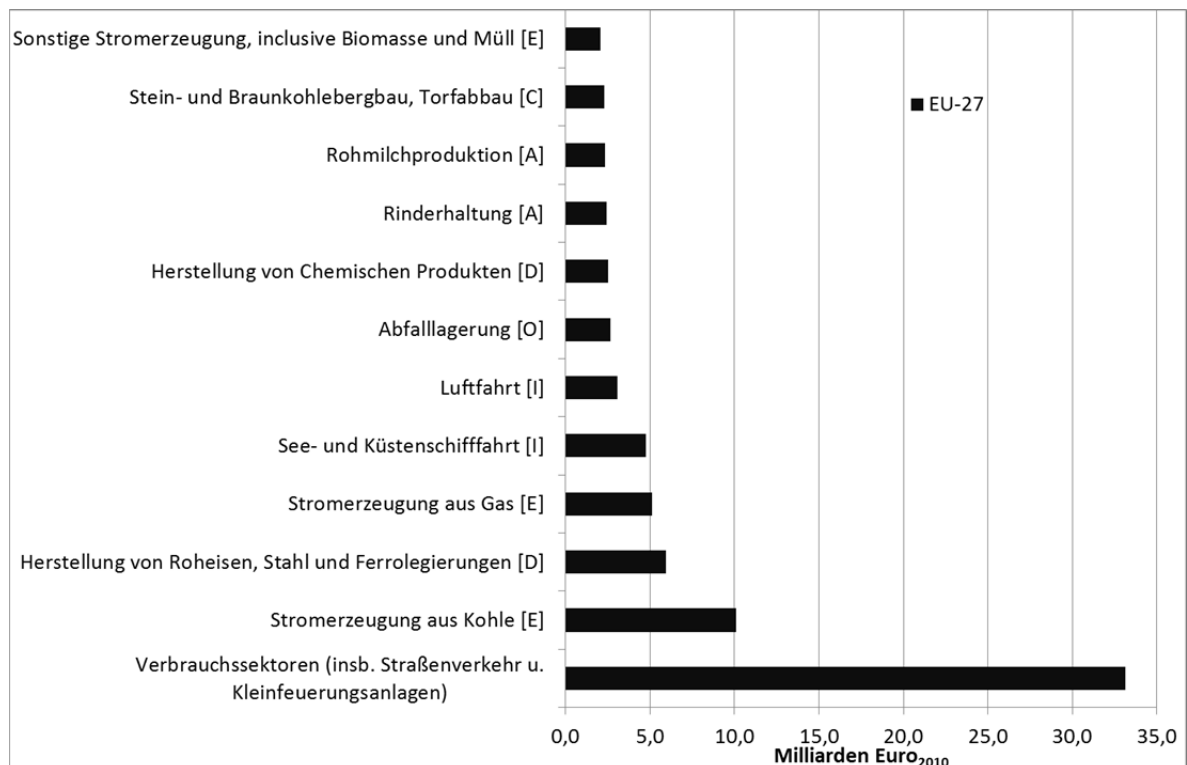


Abbildung 5-14: Kosten durch Treibhausgasemissionen in Milliarden €₂₀₁₀ in der EU-27 nach Sektoren (≥ 2 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

Tabelle 5-10 fasst die berechneten Schadenskosten durch die Freisetzung von Treibhausgasen in Deutschland, Frankreich und der EU-27 zusammen.

Tabelle 5-10: Gesamtschadenskosten für Treibhausgasemissionen in Milliarden €₂₀₁₀, Jahr 2000

Umwelteffekt	Deutschland	Frankreich	EU-27
Klimaschadenskosten	24,4	13,5	107,3

Auch für die Schäden durch Klimagase kann eine Zusammenfassung der Sektoren nach den übergeordneten Sektoren wie in den vorangegangenen Abschnitten gemacht werden. Abbildung 5-15 fasst die berechneten Schäden nach übergeordneten Sektoren für Deutschland und Frankreich zusammen. Daraus wird wieder ersichtlich, dass die höchsten Klimaschäden für beide Länder durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren verursacht werden. Für Deutschland folgen an zweiter und dritter Stelle die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Waren und aus der Energie- und Wasserversorgung. Für Frankreich stehen in dieser Rangfolge die Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft an zweiter Stelle, während die Treibhausgasemissionen aus der Energie- und Wasserversorgung erst an vierter Stelle folgen. Auch auf gesamteuropäischer Ebene zeigt sich, dass die Klimaschadenskosten durch die Emissionen aus diesen Verbrauchssektoren vor den Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Waren und aus der Energie- und Wasserversorgung überwiegen. Abbildung 5-16 zeigt die Ergebnisse für die EU-27 nach den übergeordneten NACE-Sektoren. Wie bei den vorangegangenen Betrachtungen ist auch hier wieder zu beachten, dass die Wirtschaftsbereiche „Private Haushalte“ und „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ nicht mit den Verbrauchssektoren gleichbedeutend sind. Die beiden Wirtschaftsbereiche umfassen die ökonomischen Aktivitäten der privaten Haushalte und die daraus entstehenden Emissionen. Für den Bereich „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ werden somit auch Verkehrsemissionen, die unter anderem aus den Aktivitäten im Speditionswesen oder bei Post- und Kurierdiensten freigesetzt werden, betrachtet. Die Verbrauchssektoren beziehen sich dagegen ausschließlich auf die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, die keinem der betrachteten Sektoren zugeordnet werden können und überwiegend aus den Aktivitäten der privaten Haushalte entstehen.

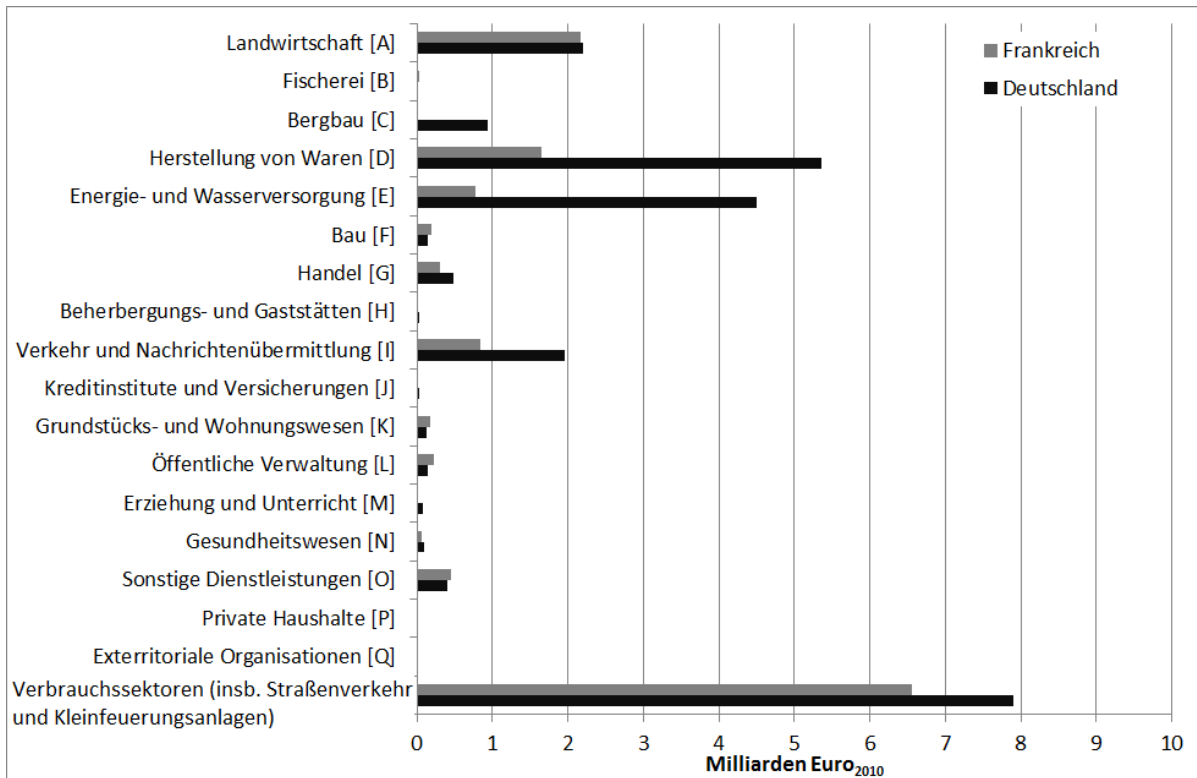


Abbildung 5-15: Monetäre Klimaschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

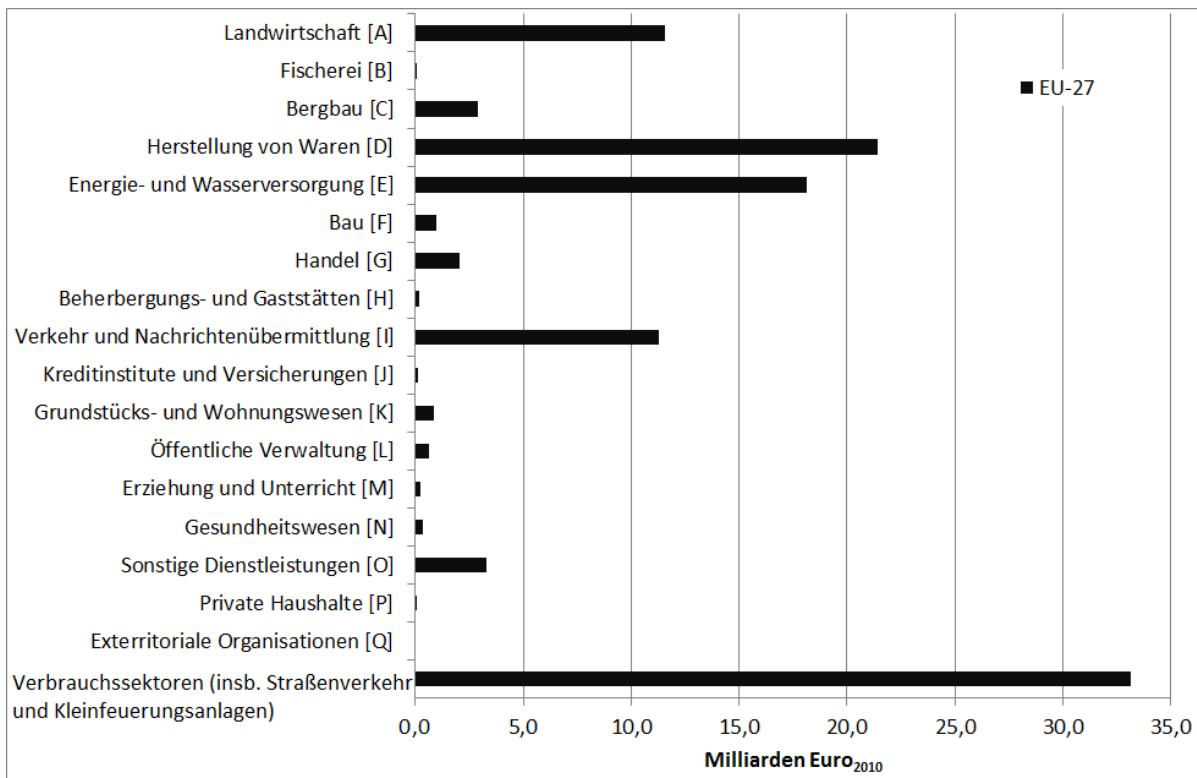


Abbildung 5-16: Monetäre Klimaschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Treibhausgasemissionen in der EU-27 nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

5.6 Berechnung der gesamten Schadenskosten nach Wirtschaftssektoren durch Schadstoffemissionen der Wirtschaftsbereiche

Dieser Abschnitt fasst die berechneten Ergebnisse für Gesundheits-, Ökosystem- und Klimaschäden in Deutschland, Frankreich und der EU-27 zusammen. Die Gesamtschadenskosten werden in einem späteren Schritt dieser Arbeit herangezogen, um eine mögliche Internalisierung in die VGR für Deutschland, Frankreich und die EU-27 beispielhaft für das Jahr 2000 zu diskutieren. Zusätzlich können anhand der Berechnung von Gesamtschadenskosten diejenigen Wirtschaftssektoren identifiziert werden, deren Produktionsaktivitäten und die damit einhergehenden Emissionen zu den höchsten Schäden für das Jahr 2000 führen. Diese Erkenntnisse werden bei der Betrachtung der VGR der ökonomischen Leistung der Sektoren gegenübergestellt. Sowohl die Ermittlung der wichtigsten Schadensverursacher sowie der Vergleich mit den ökonomischen Daten (z.B. Produktionswert oder Bruttowertschöpfung der Sektoren) sollen politischen Entscheidungsträgern ein Instrument liefern, gezielte Maßnahmen im Hinblick auf die Reduktion der Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden entwickeln zu können.

Die gesamten Schadenskosten durch die Emissionen ergeben sich für Deutschland im Jahr 2000 zu mehr als 130 Milliarden €₂₀₁₀. Unter Verwendung der in Tabelle A-9 dargestellten Verbraucherpreisindices kann diese Schadenssumme in €₂₀₀₀ zurückgerechnet werden. Daraus ergibt sich ein Betrag von etwa 111 Milliarden €₂₀₀₀. Für Frankreich ergibt sich eine Gesamtsumme von knapp 88 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 73 Milliarden €₂₀₀₀. Wie bereits beschrieben, haben die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, die überwiegend aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen freigesetzt werden, und die Unterschiede in der Stromerzeugung großen Einfluss auf die Unterschiede in den Ergebnissen für diese beiden Länder. Auf gesamteuropäischer Ebene ergeben sich durch die schädlichen Wirkungen der verschiedenen emittierten Luftschadstoffe auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima für das Jahr 2000 Schäden in Höhe von 561 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 443 Milliarden €₂₀₀₀. Der Anteil an dieser Gesamtschadenssumme durch die Emissionen aus Deutschland liegt bei ca. 23%. Die Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftszweigen in Frankreich führen zu etwa 16% der gesamteuropäischen Schadenskosten. Daraus ergibt sich, dass diese beiden Länder einen Anteil von mehr als einem Drittel der Gesamtkosten durch die Emissionen ihrer Wirtschaftsbereiche verursachen. Tabelle 5-11 fasst die errechneten Schadenssummen für die verschiedenen Schadenskategorien zusammen.

Tabelle 5-11: Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	87,3	65,9	382,8
Umwelt	19,0	8,1	70,8
Klima	24,4	13,5	107,3
Summe	130,7	87,5	560,9

Eine Betrachtung der Beiträge der unterschiedlichen Schadstoffe zeigt, dass die Luftschadstoffe PPM_{2,5}, NO_x, SO₂ und NH₃ zusammen mit dem Treibhausgas CO₂ die größten Schadensverursacher in Deutschland sind. Zusammen sind diese Schadstoffe für über 86% der gesamten Schäden verantwortlich. Tabelle 5-12 listet diese fünf Schadstoffe, sortiert nach ihrem Gesamtschadenspotential, auf und stellt zudem die Schadenssummen, die diese Schadstoffe auf die Schadenskategorien haben, dar. Zudem wird aus der Tabelle deutlich, dass die monetär bewerteten Effekte für die menschliche Gesundheit die monetären Ökosystem- und Klimaschäden deutlich übertreffen. Auf gesamteuropäischer Ebene haben die Emissionen klassischer Luftschadstoffe einen Anteil von über 71%, die Emissionen von Klimagasen von mehr als 20% und die Emissionen von anderen Schadstoffen (u.a. Schwermetalle und Dioxine) von etwa 9% an den Gesamtschadenskosten.

Tabelle 5-12: Die wichtigsten emittierten Schadstoffe in Deutschland in Milliarden €₂₀₁₀

Schadstoffe	Gesundheitsschäden	Ökosystemschäden	Klimaschäden	Summe
PPM _{2,5}	27,2	0,0	0,0	27,2
NO _x	21,1	3,6	0,0	24,7
SO ₂	23,4	1,6	-2,3	22,6
CO ₂	0,0	0,0	21,4	21,4
NH ₃	11,5	5,1	0,0	16,6

In den Abschnitten zur Berechnung der Schadenskosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden wurde gezeigt, dass sowohl für Deutschland als auch für Frankreich die Emissionen aus den Verbrauchssektoren im Jahr 2000 zu den höchsten Schadenskosten führen. Dies liegt vor allem an den Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen. Insgesamt wurden für diese Emissionen Schadenskosten von über 43 Milliarden €₂₀₁₀ ermittelt. In Deutschland folgen danach die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle mit etwa 30 Milliarden €₂₀₁₀. Zusammen verursachen die Emissionen aus diesen beiden Emissionsquellen über die Hälfte der gesamten Schadenskosten durch Emissionen in Deutschland. Des Weiteren sind die Emissionen aus den landwirtschaftlichen Sektoren der Schweinehaltung, Rohmilchproduktion und Rinderhaltung sowie die Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen in Deutschland wichtige Schadensursachen. Abbildung 5-17 zeigt die Sektoren sortiert nach dem Gesamtschadenskosten in Deutschland und Frankreich. Dabei werden alle Sektoren aufgeführt, deren Emissionen zu einer Schadenssumme von mindestens zwei Milliarden €₂₀₁₀ führen. In der Abbildung werden die Unterschiede in den Energiesystemen der beiden Länder sowie die große Bedeutung der Landwirtschaft in Frankreich, hinsichtlich der monetären Schäden an Gesundheit, Umwelt und Klima, deutlich. In Abbildung 5-18 sind zudem die Gesamtschadenskosten für die drei Schadenskategorien in der EU-27 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren europaweit zu den höchsten Schadenskosten führen. Darüber hinaus sind die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle und die landwirtschaftlichen Sektoren der Schweinehaltung, Rohmilchpro-

duktion und Rinderhaltung sowie die Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen bedeutende Verursacher von Schadenskosten in Europa.

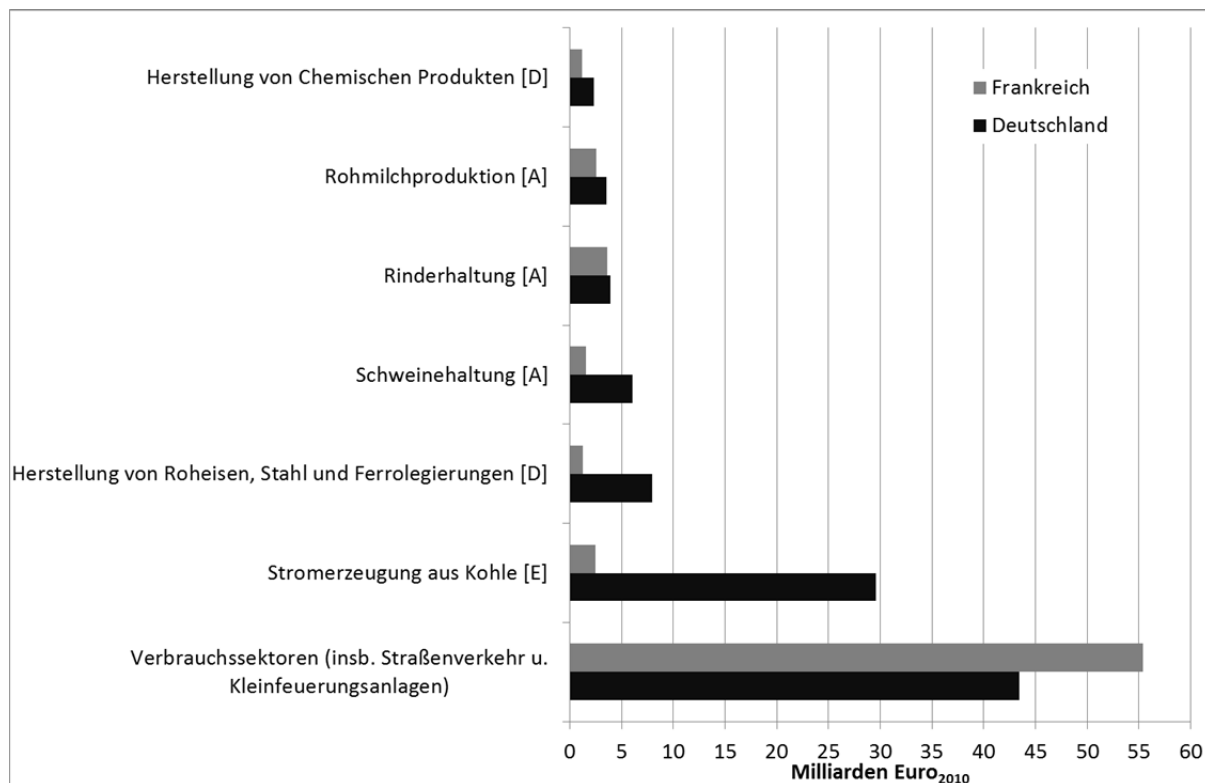


Abbildung 5-17: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach Wirtschaftsbereichen (≥ 2 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

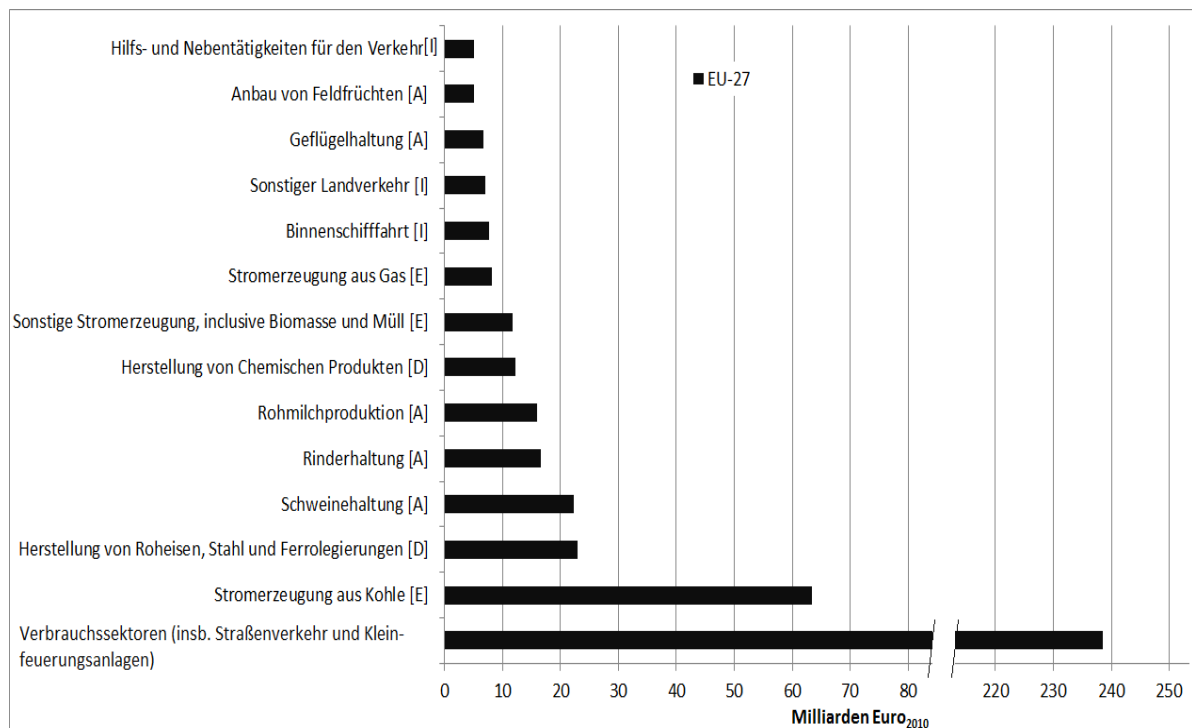


Abbildung 5-18: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in der EU-27 nach Wirtschaftsbereichen (≥ 5 Mrd. €₂₀₁₀) im Jahr 2000

In Tabelle A-10 im Anhang sind die Ergebnisse für Deutschland für die verschiedenen Schadenskategorien nach Sektoren unterschieden dargestellt. Darin sind auch die Ergebnisse für die jeweiligen Untergruppen der Schadenskategorien zusammengefasst.

Eine Zusammenfassung der Schadenskosten durch eine Zuordnung der einzelnen Sektoren nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen nach der NACE Klassifikation macht nochmals deutlich, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren in Deutschland und Frankreich zu den höchsten Gesamtschadenskosten führen. Für Deutschland folgen danach die Gesamtschadenskosten durch die Emissionen aus der Energie- und Wasserversorgung, der Herstellung von Waren und der Landwirtschaft. In Frankreich liegen die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Landwirtschaft an zweiter Stelle. Die Tatsache, dass die Schäden durch die Emissionen aus dem Sektor Verkehr und Nachrichtenübermittlung geringer ausfallen, liegt darin begründet, dass die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen gesondert in den Verbrauchssektoren betrachtet werden. Die nachfolgende Abbildung 5-19 fasst die Ergebnisse für Deutschland und Frankreich nach den übergeordneten NACE-Sektoren zusammen. Aus der Abbildung werden nochmals der Unterschied in den Energiesystemen der beiden Länder und die Auswirkungen auf die berechneten Schadenskosten deutlich. Abbildung 5-20 liefert eine Zusammenfassung der Gesamtschäden nach den übergeordneten Sektoren für die EU-27. Dabei wird deutlich, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, d.h. überwiegend aus dem Straßenverkehr und der Kleinf Feuerungsanlagen, zu den höchsten Schadenskosten führen. Dahinter folgen die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Strom- und Wasserversorgung, der Landwirtschaft und der Herstellung von Waren.

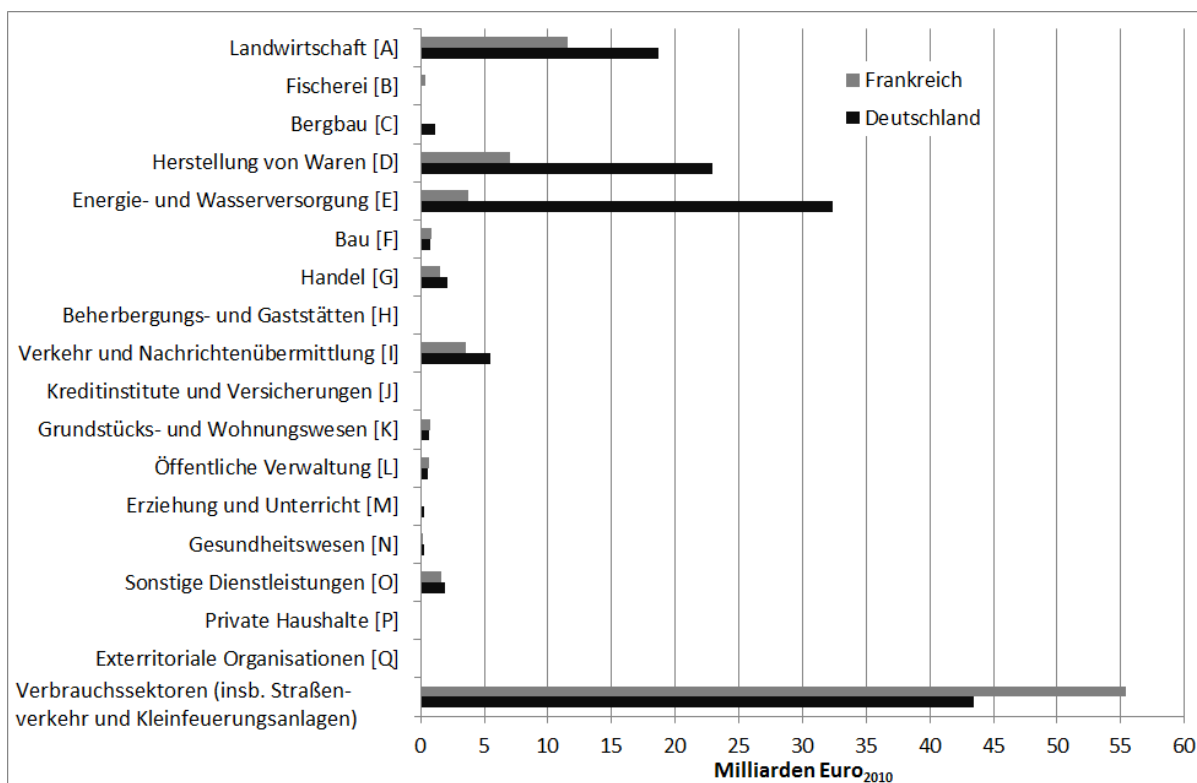


Abbildung 5-19: Monetäre Gesamtschäden in Milliarden €₂₀₁₀ verursacht durch Emissionen in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Wirtschaftsbereichen im Jahr 2000

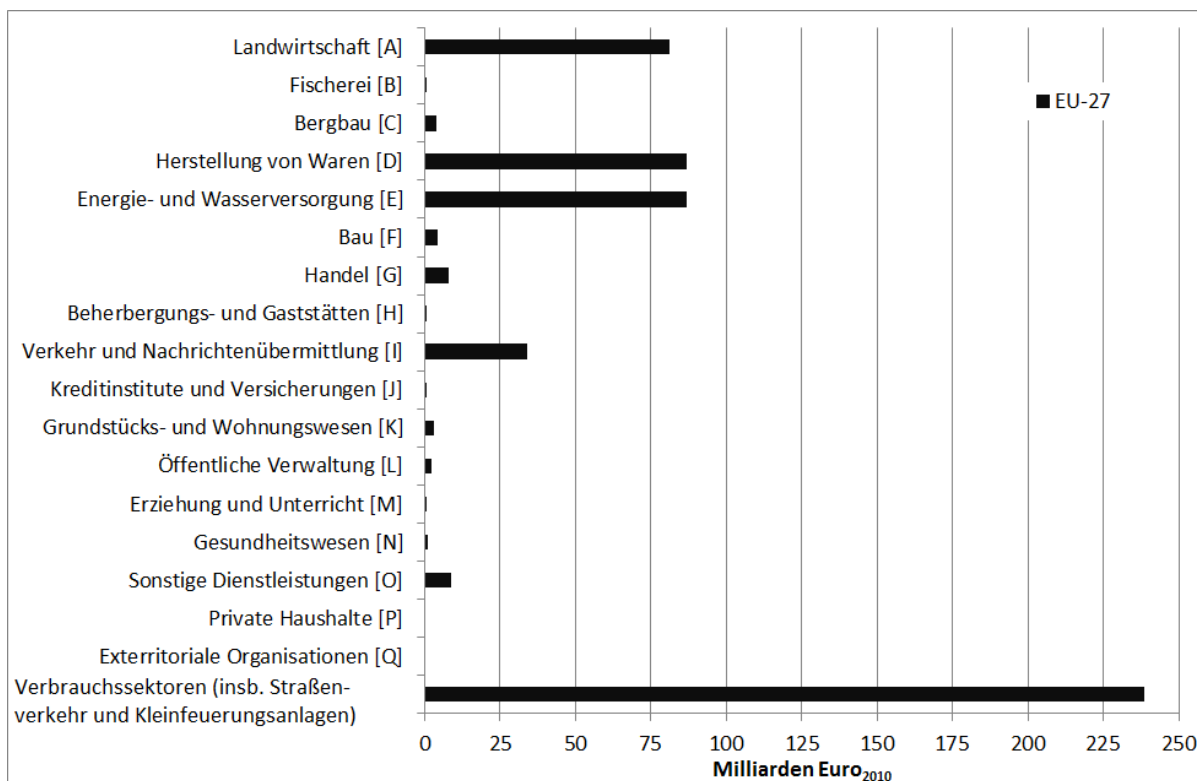


Abbildung 5-20: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren im Jahr 2000

5.7 Zusammenfassung und Einordnung der Ergebnisse

Die Berechnung der Schadenskosten für Deutschland und Frankreich hat ergeben, dass der Großteil der Schäden auf die negativen Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit zurückzuführen ist. Demgegenüber nehmen die Schäden an Ökosystemen und Klimaeffekte für die Emissionen im Jahr 2000 nur eine untergeordnete Stellung ein. Es ist allerdings zu erwarten, dass diese Schäden in Zukunft ansteigen werden. Dies liegt für die Ökosystemschäden in der steigenden Wertschätzung der Umwelt als Lebensgrundlage und der zunehmenden Nutzung der Flächen durch den Menschen begründet. Das Wachstum der Weltbevölkerung und auch der Klimawandel spielen dabei eine Rolle. Für die Schäden durch den Ausstoß von Treibhausgasen kann ebenfalls ein Anstieg erwartet werden, da angenommen wird, dass die Kosten zur Vermeidung des Klimawandels ansteigen werden und die zunehmende Anhäufung der Spurengase in der Atmosphäre den Treibhauseffekt und dessen Auswirkungen verstärken werden. Dadurch werden sich auch die Schadenskosten durch diese Auswirkungen erhöhen.

Die Berechnungen für Deutschland und Frankreich haben gezeigt, dass die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, und dabei vor allem aus dem Straßenverkehr und aus den Kleinf Feuerungsanlagen, zu den höchsten Schadenskosten führen. Für Deutschland hat sich zudem ergeben, dass die Emissionen aus dem Energiesektor für einen großen Teil der ermittelten Schäden verantwortlich sind. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle. Die Ergebnisse für das Jahr 2000 zeigen, dass ein Ausbau der erneuerbaren Energien von großer Bedeutung für die Reduzierung der Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden ist. Der Anteil der Stromerzeugung aus Kohle (Braun- und Steinkohle) an der gesamten Bruttostromerzeugung ist von 2000 bis 2010 von mehr als 50% auf etwa 43% gesunken, während gleichzeitig der Anteil erneuerbarer Energieträger auf über 20% angewachsen ist [AG Energiebilanzen (2012)]. Damit einhergehend kann von einer Reduzierung der Schadenskosten durch die Emissionen in diesem Zeitraum ausgegangen werden, da die erneuerbaren Energietechnologien nur sehr geringe bis teilweise keine Emissionen freisetzen. Ebenfalls von besonderer Bedeutung sind die Schäden durch die landwirtschaftlichen Sektoren. Diese werden vor allem durch die Emissionen von NH_3 verursacht. Insbesondere die Schweine- und Rinderzucht sind hier von großer Bedeutung.

Die Berechnung der Schadenskosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden für die Emissionen in Frankreich haben gezeigt, dass es deutliche Unterschiede zu den Ergebnissen für Deutschland gibt. Zwar überwiegen auch in Frankreich die Schadenskosten durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, aber sowohl die berechneten Gesundheitseffekte in DALY als auch die monetären Gesamtschadenskosten sind in Frankreich deutlich geringer als in Deutschland. Insgesamt verursachen die Emissionen aus Frankreich aus dem Jahr 2000 etwas mehr als zwei Drittel der Schäden durch die Emissionen aus Deutschland. Der wichtigste Grund hierfür sind die Unterschiede in der Stromerzeugung in beiden Ländern. Während die Freisetzung von Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle in Deutschland als einer der Hauptverursacher der Schadenskosten identifiziert werden konnte,

sind die Schadenskosten dieses Sektors in Frankreich deutlich geringer. Dies liegt vor allem daran, dass für das Jahr 2000 in Frankreich ein größerer Anteil der Bruttostromerzeugung aus Kernenergie und erneuerbaren Energien erfolgt (siehe Abschnitt 3.3). Stattdessen sind in Frankreich vor allem die Emissionen aus den landwirtschaftlichen Sektoren für den Großteil der Schadenskosten verantwortlich. Tabelle 5-13 fasst die Ergebnisse für Deutschland und Frankreich nochmals zusammen. Dabei sind in Klammern die Schadenskosten in Euro₂₀₀₀ gegeben.

Tabelle 5-13: Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftssektoren in Deutschland, Frankreich und der EU-27 im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀ (bzw. Milliarden Euro₂₀₀₀)

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	87,3 (74,5)	65,9 (54,8)	382,8 (302,6)
Umwelt	19,0 (16,2)	8,1 (6,7)	70,8 (56,0)
Klima	24,4 (20,8)	13,5 (11,3)	107,3 (84,8)
Summe	130,7 (111,4)	87,5 (72,8)	560,9 (443,4)

Zur besseren Einordnung der errechneten monetären Werte für die Schäden an Gesundheit und Umwelt sowie Klimawandel durch Emissionen im Jahr 2000 werden verschiedene Studien betrachtet, die sich mit ähnlichen Bewertungen auseinander gesetzt haben. Dabei wurden zunächst die Berechnungen aus dem EU Programm „Saubere Luft für Europa“ (Clean Air For Europe, CAFE) herangezogen. Das CAFE Programm wurde im Jahr 2001 zur Erarbeitung einer thematischen Strategie für die Luftreinhaltung begründet. Im Rahmen des Programms wurde eine Methode zur Kosten-Nutzen-Analyse von Luftreinhaltungsmaßnahmen und zu ihrer monetären Bewertung entwickelt [Watkiss et al. (2005)]. Diese Werte wurden auf Konzentrationsdaten für verschiedene Luftschadstoffe aus dem Jahr 2000 aus den EMEP- und RAINS- (Regional Air Pollution Information and Simulation) Modellen angewendet. Für die Bewertung von Gesundheitsschäden wurden im Rahmen des CAFE-Programms unterschiedliche Ansätze angewendet, die sich im Grundsatz zwischen einem Ansatz über die Bewertung verlorener Lebensjahre (VOLY) und der Anwendung eines Wertes für ein statistisches Leben (VSL) unterscheiden [Hurley et al. (2005)]. Daraus ergibt sich eine Bandbreite für die monetären Schäden an der Gesundheit sowie der Umwelt für die Länder der EU-25 zwischen 280 Milliarden €₂₀₀₀ für den VOLY-Ansatz und 795 Milliarden €₂₀₀₀ für den VSL-Ansatz. Wie in Abschnitt 3.1.3 gezeigt wurde, entsprechen die berechneten Ergebnisse aus dieser Arbeit dem VOLY-Ansatz und sind aus diesem Grund mit den Ergebnissen am unteren Ende der Bandbreite für die CAFE Ergebnisse vergleichbar. Dabei gilt zu berücksichtigen, dass im Rahmen des CAFE Programms keine monetäre Bewertung der Treibhausgase vorgenommen wurde. Zudem wurden die Emissionen aus Straßenverkehr und Kleinf Feuerungsanlagen nicht betrachtet. Eine entsprechende Umrechnung der Ergebnisse aus den vorherigen Abschnitten ergibt eine vergleichbare Summe der Schadenskosten für die verschiedenen

Wirtschaftssektoren in der EU-27 in Höhe von etwa 250 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 196 Milliarden €₂₀₀₀.

Zudem können die Ergebnisse mit einer Studie der Europäischen Umweltagentur 2011 verglichen werden [EEA (2011)]. Darin wurden die monetären Schäden durch Emissionen aus knapp 10.000 europäischen Kraftwerks- und Industrieanlagen für das Jahr 2009 errechnet. Die Emissionsdaten sind über das Europäische Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (European Pollutant Release and Transfer Register, E-PRTR) zugänglich. Die Schadenskosten durch Schadstoffemissionen wurden auf Basis der durchschnittlichen länderspezifischen Kostenfaktoren aus dem CAFE Programm errechnet. Für Schwermetalle wurden unter anderem auch die im Rahmen dieser Studie angewendeten Ergebnisse von Spadaro und Rabl (2008) verwendet. Weiterhin wurde für die Bewertung von Treibhausgasemissionen ein Wert von 33,6 € pro Tonne CO₂ angenommen. In der Studie der EEA (2011) wurde eine Bandbreite der Schadenskosten für die Länder der EU-27 von 102 bis 169 Milliarden € errechnet. Da die verwendeten Schadenskosten in €₂₀₀₀ gegeben sind ergibt die Anpassung auf das Bezugsjahr 2010 eine Bandbreite von 130 bis 215 Milliarden €₂₀₁₀. Ein Vergleich mit den Ergebnissen aus den vorangegangenen Abschnitten ist durch die ungenaue Angabe der Emissionsquellen erschwert. Für die gesamten Sektoren Energie- und Wasserversorgung sowie Herstellung von Waren, welche die in der EEA Studie betrachteten Kraftwerks- und Industrieanlagen umfassen, wurden auf Basis der Emissionen aus der EXIOBASE Datenbank für das Jahr 2000 Schadenskosten in Höhe von etwa 174 Milliarden €₂₀₁₀ ermittelt. Die Emissionsmengen vieler Schadstoffe sind zwischen 2000 und 2009 rückläufig gewesen, gleichzeitig umfassen die Berechnungen der vorliegenden Studie mehr Wirtschaftsbereiche und Emissionsquellen als die EEA Studie. Aus diesen Gründen kann trotz der Unterschiede in der Emissionsdaten sowie der monetären Kostenfaktoren von einer guten Übereinstimmung der Ergebnisse ausgegangen werden.

Im Rahmen des EXIOPOL-Projekts wurden ebenfalls die Schadenskosten durch die Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche inklusive der privaten Haushalte in der EU-27 berechnet. Dabei zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse aus dieser Arbeit von etwa 443 Milliarden €₂₀₀₀ (siehe Tabelle 5-13) mit den Ergebnissen einer Studie aus dem Projekt von Tukker et al. (2013) in Höhe von etwa 567 Milliarden €₂₀₀₀. Die Differenz in den Ergebnissen ergibt sich dabei aus den neueren Schadenskosten für Umwelt- und Gesundheitseffekte, die in dieser Arbeit auf Basis neuer Dosis-Wirkungsbeziehungen ermittelt wurden (siehe Kapitel 4) und durch die Berücksichtigung der Treibhauseffekte von klassischen Luftschadstoffen, die zu einer Verringerung der Klimaschäden durch SO₂- und OC-Emissionen führt. Die in diesem Kapitel ermittelten Kosten für Umwelt-, Gesundheits- und Klimaschäden werden im weiteren Verlauf dieser Arbeit dazu verwendet, eine mögliche Korrektur der VGR für Deutschland zu diskutieren und darzustellen. Dabei wird vor allem auf die errechneten Gesamtschäden zurückgegriffen werden.

6 Berechnung der Schadenskosten durch Schadstoffemissionen aus der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern

Zusätzlich zu einer Betrachtung der Schadenswirkungen durch die direkten Emissionen aus den verschiedenen Wirtschafts- und Verbrauchssektoren ermöglicht die Anwendung der CMLCA-Software (siehe Abschnitt 3.5.5) auch eine Untersuchung der Emissionen aus vorgelagerten Produktionsschritten für die Herstellung von Zwischen- und Endprodukten. Mit Hilfe der Software können die Produktionskoeffizienten aus den Input-Output-Tabellen, die in der EXIOBASE-Datenbank enthalten sind, ermittelt werden und es wird möglich, die vorgelagerten Prozesse im Rahmen der Lebenszyklusanalyse eines Produkts bzw. der gesamten Produktpalette eines Sektors zu untersuchen. Die Koeffizienten geben für die vorgelagerten Produktionsprozesse sowohl den monetären Wert der daraus entstandenen Zwischenprodukte an, die in die Produktion der Endprodukte eines Sektors eingehen, als auch die dabei freigesetzten Emissionen. Somit können Emissionsfaktoren je produziertem Endprodukt bzw. je produzierter Palette an Endprodukten für jeden Sektor abgeleitet werden, die neben den direkten Emissionen eines Sektors auch die Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen enthalten. Die Emissionen aus der Produktion von importierten Zwischen- und Endprodukten finden im Ausland statt. Zur Berechnung der Schadenswirkungen dieser Emissionen werden demnach Kostensätze für die verschiedenen Schadstoffe und für die unterschiedlichen Ländern angewendet. Diese Emissionsfaktoren werden in diesem Kapitel analog zur Vorgehensweise in Kapitel 5 mit den Angaben zur Konsumnachfrage verknüpft, um die gesamten Emissionen zu berechnen, die bei der Produktion der Konsumgüter entstehen. Eine Schadensbewertung der freigesetzten Emissionen aus der Verwendung der Konsumgüter seitens der Konsumenten erfolgt anhand der Berücksichtigung der Emissionen aus den Verbrauchssektoren, v.a. aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, da diese die Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter, v.a. von Kraftfahrzeugen und der Verbrennung von Brennstoffen, darstellen. Diese Schadenskosten werden den Schadenskosten durch die gesamten Emissionen aus der Produktion der für den Konsum erzeugten Güter hinzugerechnet. Die berechneten Ergebnisse werden jeweils unterschieden nach der Region, in der die Emissionen freigesetzt werden. Aus diesen Schadenskosten durch die Konsumaktivitäten lassen sich die nationalen Gesamtschadenskosten durch die Schadstoffe, die bei der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern emittiert werden, ableiten, indem die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern abgezogen werden. Auch in diesem Kapitel werden die Ergebnisse für Deutschland mit den berechneten Schadenskosten für Frankreich und die EU-27 verglichen.

Um die Berechnungen durchzuführen wurden aus der EXIOBASE-Datenbank Informationen für die gesamte Konsumnachfrage nach den Produkten eines Sektors entnommen. Dabei werden neben dem Konsum der privaten Haushalte auch die Konsumausgaben der privaten Organisationen ohne Erwerbszweck, des Staates und der verschiedenen Wirtschaftszweige berücksichtigt. Diese Daten enthalten Angaben über den inländischen und ausländi-

schen Konsum der Endprodukte eines jeden Sektors. Durch die Anwendung der Emissionsfaktoren für die direkten und indirekten Emissionen der Produktionsprozesse, in der EXIOBASE-Datenbank „multipliers“ bezeichnet, können somit die gesamten Emissionen, die bei der Herstellung und Nutzung der Konsumgüter freigesetzt werden, abgeleitet werden. Da die Angaben über den Endverbrauch der Güter sowie die verwendeten Emissionsdaten bereits die bei der Produktion der Konsumgüter verwendeten Zwischenprodukte beinhalten, werden mögliche Doppelzählungen, die aus der getrennten Betrachtung der End- und Zwischenprodukte entstehen könnten, vermieden. Die Bewertung der Emissionen erfolgt analog zu Kapitel 5 anhand der im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Kostenfaktoren für die 43 Länder aus der EXIOBASE-Datenbank. Eine ausführliche Darstellung der Schadensfaktoren für Deutschland, die Länder der EU-27 sowie die Nicht-EU-Länder wurde bereits in Kapitel 4 durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die drei folgenden Kategorien unterschieden:

- Schadenskosten, die durch die freigesetzten Emissionen in den betrachteten Ländern entstehen. Die Freisetzung der Emissionen erfolgt dabei aus den Herstellungsprozessen von Endprodukten für den Konsum in den jeweiligen Ländern.
- Schadenskosten, die durch die freigesetzten Emissionen außerhalb der betrachteten Länder entstehen. Die Freisetzung der Emissionen erfolgt dabei aus den Herstellungsprozessen von Zwischen- und Endprodukten für den Konsum innerhalb der betrachteten Länder. Diese Schadenskosten können den Importen der betrachteten Länder zugeordnet werden.
- Schadenskosten, die durch die freigesetzten Emissionen aus den Herstellungsprozessen von Zwischen- und Endprodukten für den Konsum außerhalb der betrachteten Länder in den betrachteten Ländern entstehen. Diese Schadenskosten können den Exporten aus den betrachteten Ländern zugeordnet werden.

Im Fokus der vorliegenden Arbeit steht die Betrachtung der Schadenkosten durch die Konsumnachfrage für die Länder Deutschland und Frankreich sowie für die gesamte EU-27.

6.1 Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für den inländischen Endverbrauch

Die Berechnung der Schadenskosten für die Emissionen im Jahr 2000, die bei der Herstellung der Güter für den nationalen Endkonsum der privaten Haushalte, der privaten Organisationen ohne Erwerbszweck, des Staates und der verschiedenen Wirtschaftsbereiche im Inland entstehen, ergibt für Deutschland eine Gesamtsumme von etwa 73,3 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 62,5 Milliarden €₂₀₀₀. Für Frankreich ergeben diese Berechnungen eine Summe von knapp 31 Milliarden €₂₀₁₀ (ca. 25,7 Milliarden €₂₀₀₀) und damit etwas weniger als die Hälfte der Schadenskosten für Deutschland. Für die gesamten Emissionen in der EU-27, die durch die Konsumnachfrage in den EU-27 Mitgliedsstaaten entstehen, errechnet sich eine Schadenskostensumme von über 372 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 295 Milliarden €₂₀₀₀. Demnach entsprechen die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung der Konsumgüter in Deutschland etwa

20% und in Frankreich ca. 8% der Gesamtschadenskosten für die EU-27. Aus Tabelle 6-1 wird ersichtlich, dass für Deutschland, Frankreich und die EU-27 der deutlich größte Teil der Gesamtschadenskosten durch Schäden an der menschlichen Gesundheit hervorgerufen wird.

Tabelle 6-1: Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	49,1	19,2	227,3
Umwelt	10,8	4,4	54,3
Klima	13,4	7,3	91,1
Summe	73,3	30,9	372,7

Die nachfolgende Abbildung 6-1 stellt die Ergebnisse der Schadenskosten durch die gesamten Emissionen aus der Herstellung von Konsumprodukten für die inländische Nachfrage dar. Dabei werden alle Sektoren abgebildet, deren Emissionen in Deutschland oder Frankreich eine Schadenssumme von mindestens 2 Milliarden €₂₀₁₀ verursachen. Diese Summe entspricht etwa 2,7% der Gesamtschadenskosten in Deutschland bzw. 6,4% der Gesamtschadenskosten in Frankreich. Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Kohle zu den höchsten Schadenskosten durch Gesundheits-, Umwelt- und Klimaeffekte in Deutschland führen. Es folgen die Schadenskosten durch Emissionen aus dem Baugewerbe und der Verarbeitung von Schweinefleisch. Das Baugewerbe verursacht die höchsten Schadenskosten in Frankreich, gefolgt von den Schadenskosten durch die direkten und indirekten Emissionen aus der Verarbeitung von Rindfleisch und der Stromerzeugung aus Kohle.

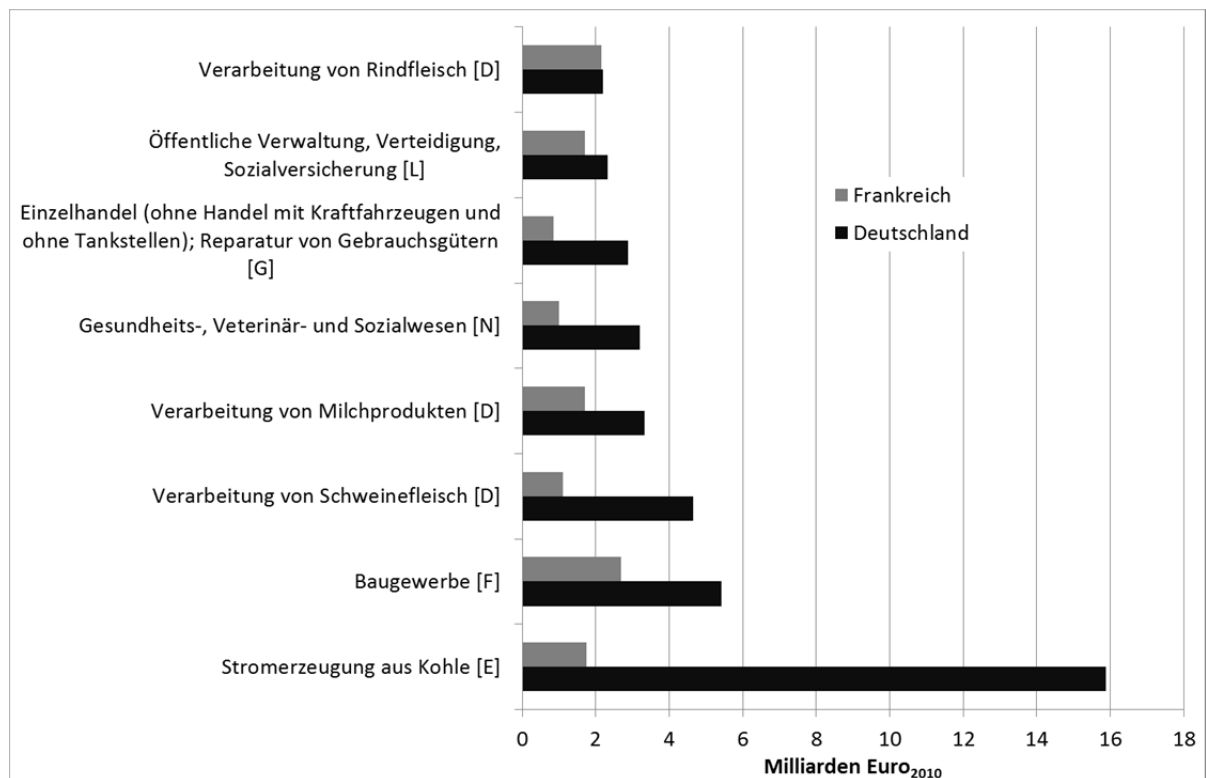


Abbildung 6-1: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in Deutschland und Frankreich in Milliarden €₂₀₁₀ im Jahr 2000

In Abbildung 6-2 sind die Schadenskosten durch Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern in der EU-27 nach Sektoren zusammengefasst. Dabei werden diejenigen Sektoren dargestellt, deren direkte und indirekte Emissionen zu Schadenskosten von mindestens 10 Milliarden €₂₀₁₀ führen. Dies entspricht etwa 2,6% der Gesamtschadenssumme. Die Abbildung zeigt, dass die Schadenskosten durch die gesamten Emissionen aus dem Baugewerbe und aus der Stromerzeugung aus Kohle zu den höchsten Schadenskosten in Europa führen. Auch die Verarbeitung der Erzeugnisse aus der Landwirtschaft sowie die gesamten Emissionen aus dem Beherbergungs- und Gaststättengewerbe führen zu bedeutenden Schadenskosten.

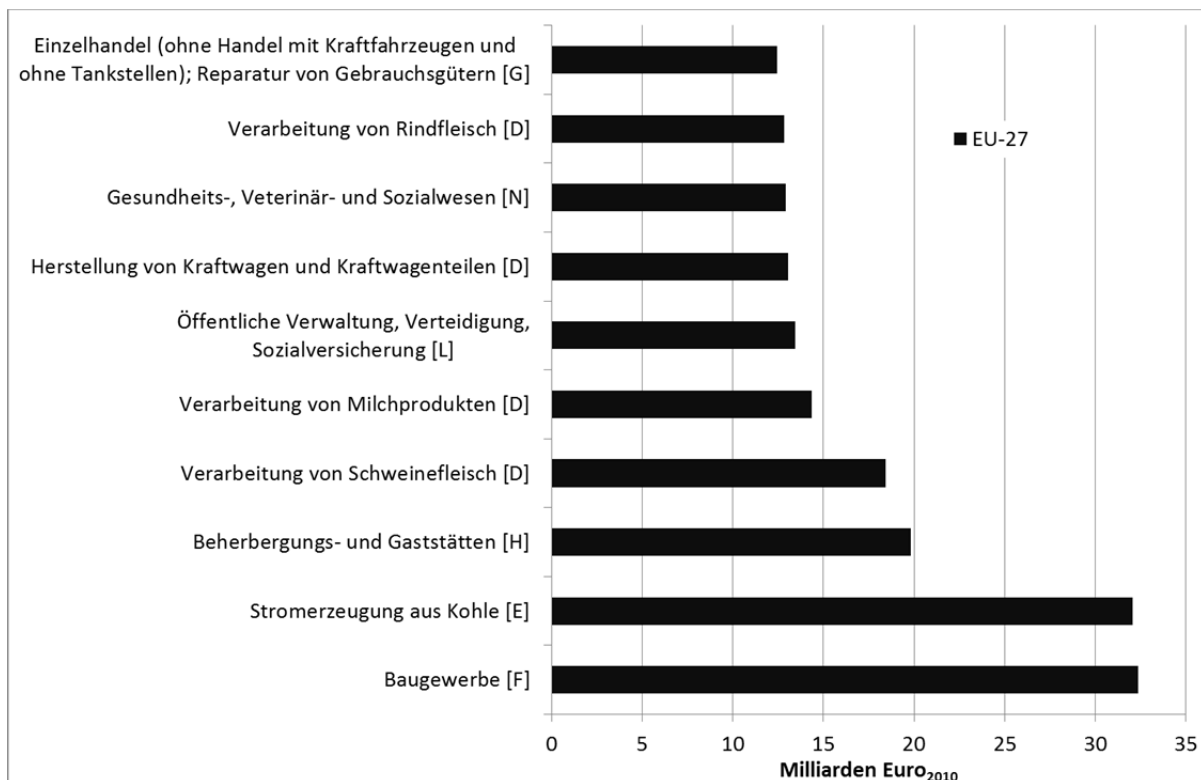


Abbildung 6-2: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in der EU-27 in Milliarden €₂₀₁₀ im Jahr 2000

Analog zu den Darstellungen der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Zwischen- und Endprodukten sowie den Verbrauchssektoren in Kapitel 5 können auch die Ergebnisse für die gesamten Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den Konsum nach den übergeordneten Sektoren zusammengefasst werden. Aus Abbildung 6-3 und Abbildung 6-4 wird deutlich, dass für alle drei Länder die Schadenskosten durch die gesamten, d.h. direkten und indirekten, Emissionen aus der Herstellung von Waren für die inländische Konsumnachfrage der Haushalte, des Staates und der anderen Wirtschaftszweige am höchsten sind. Ein Unterschied zeigt sich bei den Schadenskosten durch die gesamten Emissionen der Energie- und Wasserversorgung, dem Baugewerbe und der Landwirtschaft, welche für Deutschland und die EU-27 in dieser Reihenfolge folgen. Für Frankreich hingegen ist diese Reihenfolge etwas unterschiedlich, da die gesamten Emissionen aus der Landwirtschaft hier zu den zweithöchsten Schadenskosten führen. Erneut ist der Unterschied zwischen den Wirtschaftsbereichen „Private Haushalte“ sowie „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ und den Verbrauchssektoren zu beachten. Während die Wirtschaftsbereiche „Private Haushalte“ und „Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ die ökonomischen Aktivitäten und die daraus entstehenden Emissionen berücksichtigen, beziehen sich die Verbrauchssektoren ausschließlich auf die Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen, die keinem der betrachteten Sektoren direkt zugeordnet werden können.

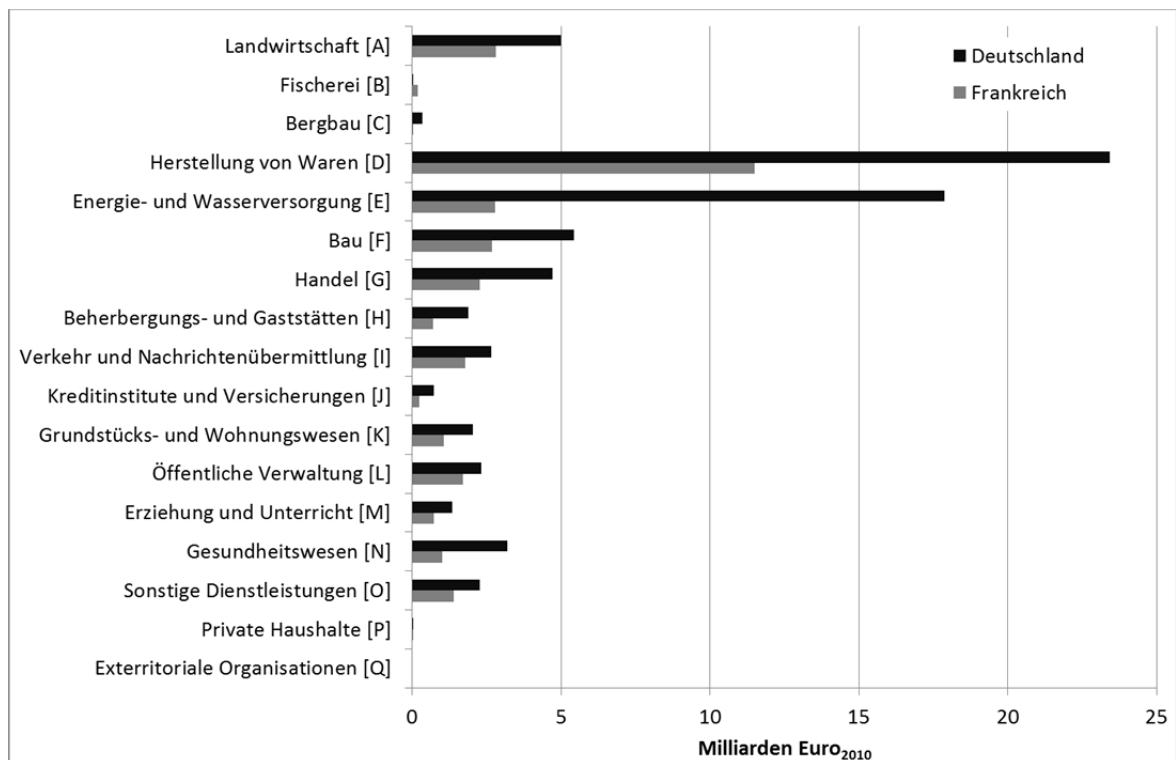


Abbildung 6-3: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in Deutschland und Frankreich nach übergeordneten Sektoren in Milliarden €₂₀₁₀ im Jahr 2000

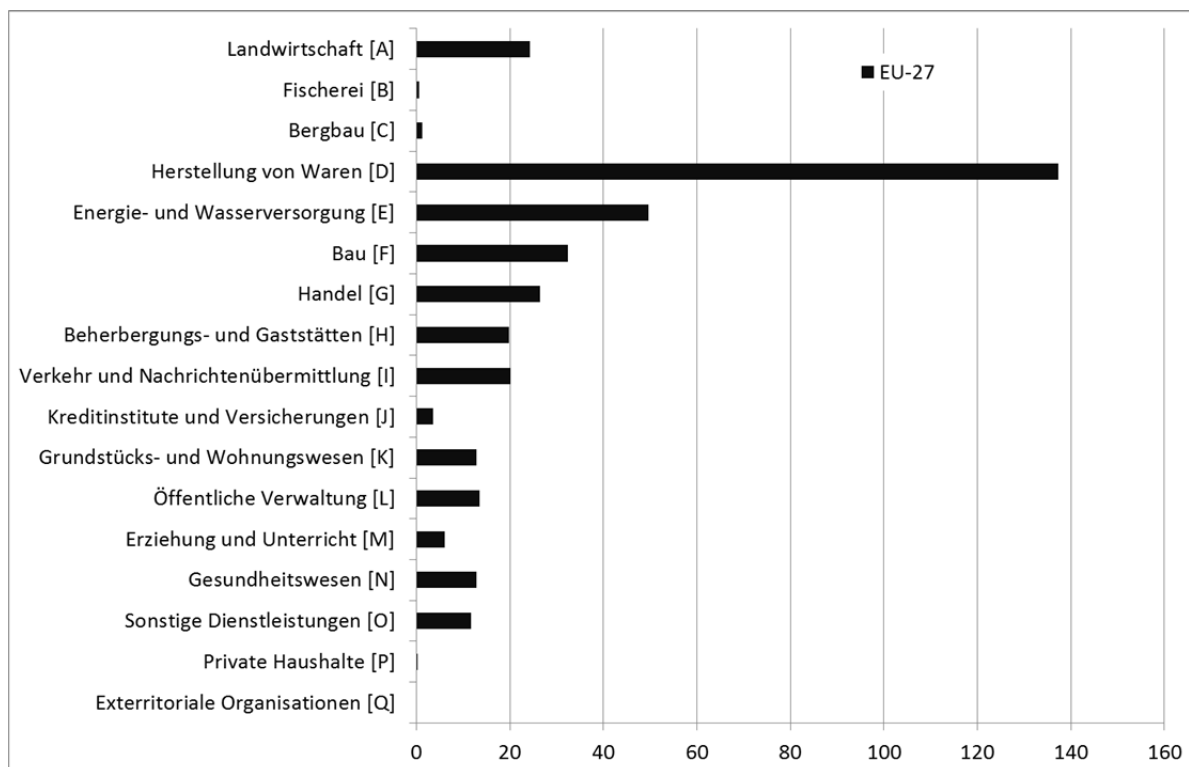


Abbildung 6-4: Gesamtschadenskosten in Milliarden €₂₀₁₀ durch Emissionen aus der Herstellung von Endprodukten für den inländischen Konsum in der EU-27 nach übergeordneten Sektoren in Milliarden €₂₀₁₀ im Jahr 2000

6.2 Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Nutzung von Konsumgütern im Inland

Die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter, v.a. im Straßenverkehr und aus der Verbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen, wurden bereits in Kapitel 5 berechnet. Diese Ergebnisse werden nun auch in diesem Kapitel verwendet, da sie den Verbrauchssektoren zugerechnet werden können. Wie bereits dargestellt ergeben die Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter in Form von Aktivitäten im Straßenverkehr und der Verbrennung von Brennstoffen in Kleinf Feuerungsanlagen in Deutschland eine Gesamtsumme von über 43 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. etwa 37 Milliarden €₂₀₀₀. Für Frankreich wird diese Schadenssumme aufgrund der höheren Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen noch übertroffen und ergibt eine Summe von über 55 Milliarden €₂₀₁₀ oder 46 Milliarden €₂₀₀₀. Auf gesamteuropäischer Ebene errechnet sich eine Schadenssumme von mehr als 238 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 189 Milliarden €₂₀₀₀. Für alle drei betrachteten Länder sind die Schadenskosten durch Gesundheitseffekte deutlich höher als für die Klima- und Umwelteffekte. Tabelle 6-2 fasst die Ergebnisse zusammen.

Tabelle 6-2: Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Nutzung von Konsumgütern in den Verbrauchssektoren im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	31,5	45,9	187,5
Umwelt	4,1	2,9	17,9
Klima	7,9	6,6	33,1
Summe	43,5	55,4	238,5

6.3 Schadenskosten durch die Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Konsumgütern für den inländischen Endverbrauch

Die Berechnung der Schadenskosten für die Emissionen, die bei der Herstellung der Güter für den nationalen Endkonsum im Ausland entstehen, kann den Importen der betrachteten Länder zugeordnet werden. Aus den Berechnungen ergibt sich, dass die Importe für den Endkonsum der privaten Haushalte, des Staates und der verschiedenen Wirtschaftsbereiche nach Deutschland für das Jahr 2000 einer Gesamtsumme von knapp 17 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 14 Milliarden €₂₀₀₀ entsprechen. Für Frankreich ergeben diese Berechnungen eine Summe von knapp 11 Milliarden €₂₀₁₀ (ca. 8,9 Milliarden €₂₀₀₀). Für die gesamten Emissionen außerhalb der EU-27, die durch die Konsumnachfrage in den EU-27 Mitgliedsstaaten entstehen, errechnet sich eine Schadenskostensumme von etwa 26 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. knapp 20 Milliarden €₂₀₀₀. Aus Tabelle 6-3 wird ersichtlich, dass, im Gegensatz zu den Ergebnissen für die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für den inländischen Endverbrauch (siehe Tabelle 6-1), auf europäischer Ebene nun die Schadenskosten durch Gesundheits- und Klimateffekte etwa gleichbedeutend sind. Dies lässt sich dadurch erklären, dass in den Län-

den außerhalb Europas die Emissionen von Treibhausgasen deutlich höher sind als in den Ländern der EU-27.

Tabelle 6-3: Schadenskosten durch Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	9,4	6,0	12,9
Umwelt	2,1	1,4	3,3
Klima	5,6	3,3	9,6
Summe	17,1	10,7	25,8

Die Schadenskosten, die durch die Emissionen außerhalb der betrachteten Länder bei der Produktion der in diesen Ländern nachgefragten Konsumgütern entstehen, lassen sich nach den Regionen, in denen die Emissionen freigesetzt werden, unterscheiden. Für Deutschland und Frankreich zeigt Tabelle 6-4, dass die Schadenskosten zu mehr als der Hälfte durch Emissionen in den anderen EU-27 Mitgliedsstaaten entstehen. Von diesen Ländern sind hinsichtlich der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für Deutschland vor allem Polen, Frankreich und die Niederlande zu nennen. Bei den Ländern außerhalb der EU-27 sind die Emissionen, die in den USA und der Gruppe der Länder der „restlichen Welt“ freigesetzt werden, für die überwiegenden Schadenskosten verantwortlich. Für die Schadenskosten durch die Importe nach Frankreich sind die Emissionen in Deutschland, Belgien und der Niederlande von großer Bedeutung. Bei den Ländern außerhalb der EU-27 führen wiederum die Emissionen in den USA und den Ländern der „restlichen Welt“ zu den höchsten Schadenskosten. Die Schadenskosten durch die ausländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für die EU-27 fallen nur in den Ländern außerhalb der EU-27 an und sind aus diesem Grund nicht in Tabelle 6-4 aufgeführt. Jedoch lässt sich auch untersuchen, in welchen nicht-europäischen Ländern die höchsten Schadenskosten auftreten. Dies sind die USA, die Länder der „restlichen Welt“, China, Japan und Russland. Tabelle 6-5 fasst für die drei betrachteten Länder die wichtigsten Länder hinsichtlich der Schadenskosten durch die Freisetzung von Emissionen bei Herstellung von Konsumgütern zusammen.

Tabelle 6-4: Schadenskosten durch Emissionen im Ausland aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch nach Regionen im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Region	Deutschland	Frankreich
Andere EU-27-Länder	9,8	6,2
Nicht-EU-Länder	7,2	4,5
Summe	17,1	10,7

Tabelle 6-5: Anteil der Gesamtschadenskosten durch Emissionen aus der Herstellung von Gütern für den nationalen Endverbrauch nach Ländern im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Deutschland	Frankreich	EU-27
USA (11,0%)	Deutschland (12,7%)	USA (28,2%)
Polen (7,8%)	USA (12,3%)	Restliche Welt (20,0%)
Restliche Welt (7,7%)	Restliche Welt (9,9%)	China (8,5%)
Frankreich (7,1%)	Belgien (8,9%)	Japan (7,3%)
Niederlande (6,5%)	Niederlande (8,3%)	Russland (6,4%)

6.4 Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern für den ausländischen Endverbrauch

Zusätzlich zu den bereits beschriebenen Kategorien des Endkonsums können auch die Schadenskosten für die Emissionen, die bei der Herstellung der Güter für den ausländischen Endkonsum im Inland entstehen, ermittelt werden. Diese Schadenskosten können somit den Exporten aus dem jeweiligen betrachteten Land zugeordnet werden. Die Berechnungen ergeben für Deutschland eine Gesamtsumme für die Emissionen in Jahr 2000 etwa 12 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 10 Milliarden €₂₀₀₀. Für Frankreich ergeben diese Berechnungen eine Summe von 6,8 Milliarden €₂₀₁₀. Dies entspricht etwa 5,6 Milliarden €₂₀₀₀. Für die gesamten Emissionen innerhalb der EU-27, die durch die Konsumnachfrage in den Ländern außerhalb der EU-27 Mitgliedsstaaten entstehen, errechnet sich eine Schadenskostensumme von über 30 Milliarden €₂₀₁₀ bzw. 24 Milliarden €₂₀₀₀. Die große Bedeutung der deutschen Exporte für die gesamte EU-27 wird somit auch in Form von den Schadenskosten durch die Emissionen, die bei der Herstellung der Exportgüter im Inland freigesetzt werden, deutlich. Tabelle 6-6 fasst die Ergebnisse zusammen.

Tabelle 6-6: Schadenskosten durch Emissionen im Inland aus der Herstellung von Gütern für den ausländischen Endverbrauch im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	7,5	4,1	16,9
Umwelt	1,8	1,0	5,4
Klima	2,9	1,7	8,3
Summe	12,2	6,8	30,6

6.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse aus den vorangegangenen Abschnitten zusammengefasst. Aus Tabelle 6-7 wird dabei deutlich, dass die Schadenskosten durch die Emissionen im Inland aus der inländische Herstellung und Nutzung der Konsumgüter deutlich gegenüber den Schadenskosten durch die ausländischen Emissionen aus der Herstellung der

Importe und den Schadenskosten durch die inländischen Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern überwiegen. Darüber hinaus zeigt sich, dass für Deutschland und Frankreich die Schadenskosten durch Emissionen aus der Exportgüterproduktion geringer sind, als die Schadenskosten durch Emissionen aus der Importgüterproduktion. Dies ergibt sich vor allem aus der Bedeutung des Handels mit anderen EU-27-Mitgliedsstaaten für diese beiden Länder. Die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung der importierten Konsumgüter in den anderen europäischen Ländern sind aufgrund der Anpassung über das mit der Kaufkraftparität gewichtete BIP-pro-Kopf (siehe Abschnitt 4.8.2) deutlich höher als die Schadenskosten durch die Emissionen in den Ländern außerhalb Europas. Dies ist auch der Grund dafür, dass die Schadenskosten für die gesamteuropäischen Exporte höher sind als die Schadenskosten für die Importe aus den nicht-europäischen Ländern. Zudem ist das Verhältnis der Schadenskosten für die Exporte zu den Schadenskosten durch den inländischen Konsum in Deutschland und Frankreich deutlich höher als für die gesamte EU-27. Dies liegt in der hohen Bedeutung, den die Exporte für beide Länder vor allem in die weiteren EU-27-Mitgliedsstaaten haben, begründet.

Tabelle 6-7: Zusammenfassung der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀ (€₂₀₀₀)

Land	Herstellung im Inland	Verwendung der Konsumgüter	Importe	Exporte
Deutschland	73,3	43,5	17,1	12,2
Frankreich	30,9	55,4	10,7	6,8
EU-27	372,2 (295)	238,5 (189)	25,8 (20)	30,6 (24)

Die in diesem Kapitel ermittelten Schadenskosten durch die direkten und indirekten Emissionen aus der Herstellung und der Nutzung von Konsumgütern im In- und Ausland werden im folgenden Kapitel verwendet, um verschiedene Ansätze der Internalisierung der in dieser Arbeit ermittelten Schadenskosten zu diskutieren und darzustellen.

7 Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Schadenskosten für die unterschiedlichen Wirtschaftsbereiche in Deutschland, Frankreich und der EU-27 berechnet. Dabei wurden die Auswirkungen der Emissionen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima detailliert dargestellt. Der Berechnungsansatz untergliederte sich in die Betrachtung der direkten sowie der gesamten Emissionen. In diesem Kapitel werden diese Schadenskosten nun nach den in Abschnitt 3.4 diskutierten Ansätzen im Rahmen der IOR internalisiert. Das Ziel dieser Internalisierung der Schadenskosten ist die Berechnung eines korrigierten BIP bzw. eines ÖIP. Auf diese Weise wird die Lücke zwischen der monetären Input-Output-Rechnung und den physischen Erweiterungen um Umweltfaktoren in Form von Satellitentabellen geschlossen.

Unter Berücksichtigung der Berechnungen in den vorangegangenen Kapiteln 5 und 6 lassen sich die drei Internalisierungsansätze aus Abschnitt 3.4 wie folgt zusammenfassen:

- Ansatz 1:** Internalisierung der Schadenskosten nach dem Verursacherprinzip:
Die gesamten Schadenskosten, die durch die Schadstoffemissionen aus den verschiedenen Wirtschaftsbereichen in einem Land entstehen, werden berücksichtigt. Dabei werden auch die Schäden eingerechnet, die durch die Ausbreitung der Schadstoffe im Ausland entstehen.
- Ansatz 2:** Internalisierung der Schadenskosten nach dem Inlandsprinzip:
Die Schäden durch grenzüberschreitende Emissionen in das Ausland werden aus den Gesamtschadenskosten durch die Schadstoffemissionen eines Landes herausgerechnet. Auf der anderen Seite werden die Schäden durch Emissionen von Schadstoffen im Ausland und deren grenzüberschreitende Ausbreitung über die Umweltmedien Luft, Boden und Wasser den Gesamtschadenskosten eines Landes zugerechnet.
- Ansatz 3:** Internalisierung der Schadenskosten nach dem Verbraucherprinzip:
Die Schadenskosten, die bei der Produktion von Exportgütern entstehen, werden von den gesamten Schadenskosten durch die gesamten Emissionen, d.h. einschließlich der Emissionen aus vorgelagerten Prozessen, abgezogen. Auf der anderen Seite werden die Schadenskosten aus der Produktion der importierten Konsumgüter den gesamten Schadenskosten eines Landes zugerechnet.

Zusätzlich zur Internalisierung der Schadenskosten in den gesamtwirtschaftlichen Berechnungen werden auch Anwendungen der Schadenskosten zur Ermittlung sektorspezifischer Indikatoren dargestellt. Diese Indikatoren beziehen sich auf eine Gegenüberstellung des wirtschaftlichen Beitrags der verschiedenen Sektoren mit den durch diese Sektoren verursachten Schadenskosten. Daraus können Rangfolgen für diejenigen Sektoren mit besonderem Minde-

rungsbedarf abgeleitet werden. Diese können als Informationsgrundlage für umweltpolitische Maßnahmen dienen.

7.1 Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung

Die Internalisierung der Schadenskosten wird für alle Ansätze im Rahmen der IOR für Deutschland, Frankreich und die EU-27 erfolgen. Die Verknüpfung der monetären IOR zur Abbildung der wirtschaftlichen Aktivitäten mit den monetären Umwelt- und Gesundheitsschäden, die durch die Emission von Schadstoffen entstehen, ermöglicht eine Internalisierung dieser Schadenskosten in den Systemen der VGR für Deutschland. Die Berücksichtigung der entstandenen Umwelt- und Gesundheitsschäden in der IOR erlaubt einerseits eine sektorspezifische Gegenüberstellung der wirtschaftlichen Produktion mit den negativen externen Effekten dieser Produktion in Form von Schadenskosten. Andererseits wird über diese Eingliederung der entstandenen Schäden eine Korrektur des BIP bzw. ein ÖIP errechnet.

Droste-Franke (2005) führt eine Internalisierung der Schadenskosten im Rahmen des System of Economic and Environmental Accounting (SEEA) durch. Dabei wurden Schäden an Feldpflanzen und Materialschäden nicht berücksichtigt, da diese als bereits über die Produktionseinbußen bzw. über erhöhte Instandsetzungskosten ins Nationaleinkommen einfließen. Somit wurden lediglich die entstandenen Nutzenverluste durch Gesundheitsschäden internalisiert. Die vorliegende Arbeit folgt diesem Ansatz insoweit, als das – wie bereits in Abschnitt 4.8.2 dargestellt – Ernteausfälle und Materialschäden nicht in den Kosten für Ökosystemschäden berücksichtigt sind, da diese sich lediglich auf Biodiversitätsverluste beziehen. Auf der anderen Seite, wird im Rahmen dieser Arbeit eine Internalisierung aller berechneter Schadenskosten angestrebt. Die Schäden an der menschlichen Gesundheit, an Ökosystemen und durch den Klimawandel beeinträchtigen das natürliche und menschliche Kapital eines oder mehrerer Länder in Form von Nutzenverlusten. Diese werden nach dem Vorschlag der Vereinten Nationen (2003) zur Korrektur des BIP herangezogen. Da im Gegensatz zu den Materialschäden aber keine oder nur geringe Wiederherstellungskosten diesen Schadenskosten gegen gerechnet werden können, werden die Schadenskosten als negativer Beitrag zur gesamtwirtschaftlichen Leistung Deutschlands aufgenommen.

Für die Korrektur des BIP bzw. die Berechnung eines ÖIP nach dem Verursacher- und dem Inlandsprinzip wird das Konzept der Entstehungsrechnung verwendet. Dabei werden die Vorleistungen und Importe vom Produktionswert abgezogen und der Saldo aus Gütersteuern und -subventionen hinzuaddiert. Zusätzlich werden die Abschreibungen vom BIP abgezogen, so dass sich das Nettoinlandsprodukt zu Marktpreisen ergibt. Für die Berechnung des ÖIP werden die berechneten Schadenskosten durch Schadstoffemissionen von diesem Nettoinlandsprodukt abgezogen. Die Internalisierung der Schadenskosten aus den direkten und indirekten Emissionen, d.h. aus der inländischen Herstellung von Konsumgütern, der ausländischen Herstellung von importierten Konsumgütern, der Herstellung von Exportgütern und aus den konsumbezogenen Aktivitäten der privaten Haushalte, wird nach dem Verwendungsansatz des BIP erfolgen. Nach diesem Ansatz berechnet sich das BIP aus der Sum-

me der Konsumausgaben der privaten Haushalte und des Staates sowie der Investitionen und dem Saldo Exporte und Importe von Waren und Dienstleistungen.

Die nachfolgende Tabelle entspricht größtenteils der Tabelle 3-3 aus Abschnitt 3.5.1. In den Spalten ist die Verwendung der Produkte eines Sektors als Inputfaktoren (F) für alle andere Sektoren (V) dargestellt. Zudem ist die Verwendung auch in Form von Endprodukten für den Konsum der privaten Haushalte und des Staates (Y) sowie der Bruttoinvestitionen oder des Auslands (Exporte, EX) dargestellt. In den Zeilen der Tabelle sind die Vorleistungen (A) aufgelistet, die ein bestimmter Sektor aus den anderen Sektoren (F) benötigt, um seine Produkte herstellen zu können. Durch Berücksichtigung des Saldos zwischen den zu entrichteten Gütersteuern und den erhaltenen Gütersubventionen (GS) für die Sektoren (A) und den Endverbrauch sowie den Importen (IM) der Sektoren und dem Endkonsum ergibt sich die Summe der Vorleistungen zu Anschaffungspreisen. Unter Berücksichtigung der Bruttowertschöpfung (BWS) kann somit der Produktionswert der inländischen Produktion inklusive der Importe ermittelt werden. Für die Eingliederung der berechneten Schadenskosten durch Emissionen aus den Kapiteln 5 und 6 in die MR-EEIO Tabellen, werden die Schadenskosten als zusätzliche Erweiterung in die Tabelle eingefügt (siehe Tabelle 7-1). Die Schadenskosten durch die Emissionen für jeden Sektor (SK_A) werden demnach wie ein zusätzlicher Bestandteil der Vorleistungen verwendet.

Tabelle 7-1: Input-Output-Tabelle mit Schadenskosten

Verwendung Aufkommen	Sektor A	Sektor B	...	Zwischen- summe	Endkonsum (HH, S, I)	Exporte	Gesamte Verwendung
Sektor A	F			$V = \sum F$	Y	EX	V+Y+EX
Sektor B							
...							
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zur Herstellungspreisen	$A = \sum F$				$\sum Y$	$\sum EX$	$\sum V+Y+EX$
Gütersteuern abzgl. - subventionen	GS_A			$\sum GS_A$	GS_Y	GS_{EX}	$\sum GS$
Importe	IM_A			$\sum IM_A$	IM_Y		$\sum IM$
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zu Anschaffungspreisen	$A+GS_A+IM_A$						
Bruttowertschöpfung	BWS						
Produktionswert	$A+GS_A+IM_A+BWS$						
Schadenskosten	SK_A						

Auch für die Internalisierung der Schadenskosten durch die Schadstoffemissionen, die bei der Herstellung von Konsumgütern freigesetzt werden, wird eine Anpassung der IOR notwendig. Die zusätzliche Berücksichtigung dieser Schadenskosten unterteilt sich in die Schadenskosten durch Emissionen aus der Herstellung inländischer Konsumgüter (SK_Y), aus der Herstellung der importierten Konsumgüter ($SK_{Y,IM}$) und aus der Herstellung von Exportgütern (SK_{EX}). Die Schadenskosten durch die Emissionen aus den konsumbezogenen Aktivitäten der priva-

ten Haushalte sind ebenfalls in der Kategorie SK_Y enthalten. Tabelle 7-2 stellt das angesprochene Vorgehen dar. Diese Gesamtschadenskosten durch die gesamten Emissionen aus den Produktionsprozessen werden verwendet, um den Wert des BIP zu korrigieren und ein ÖIP abzuleiten.

Tabelle 7-2: Input-Output-Tabelle mit Schadenskosten durch Endkonsum

Verwendung Aufkommen	Sektor A	Sektor B	...	Zwischen- summe	Endkonsum (HH, S, I)	Exporte	Gesamte Verwendung
Sektor A	F			$V = \sum F$	Y	EX	V+Y+EX
Sektor B							
...							
Endkonsum	0						
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zur Herstellungspreisen	$A = \sum F$				$\sum Y$	$\sum EX$	$\sum V+Y+EX$
Gütersteuern abzgl. - subventionen	GS_A			$\sum GS_A$	GS_Y	GS_{EX}	$\sum GS$
Importe	IM_A			$\sum IM_A$	IM_Y		$\sum IM$
Summe der Vorleistungen und des Endkonsums zu Anschaffungspreisen	$A+GS_A+IM_A$						
Bruttowertschöpfung	BWS						
Produktionswert	$A+GS_A+IM_A+BWS$						
Schadenskosten					$SK_Y+SK_{Y,IM}$	SK_{EX}	

In der folgenden Tabelle 7-3 sind die Angaben des Statistischen Bundesamtes (2006) für das Jahr 2000 zusammengefasst. Insgesamt ist für das Jahr 2000 ein BIP für Deutschland von 2.048 Milliarden €_{2000} gegeben. Diese Daten wurden anhand des in Abschnitt 4.8.2 beschriebenen Ansatzes und der in Tabelle A-9 dargestellten Faktoren in €_{2010} umgerechnet.

Tabelle 7-3: Daten der IOR für Deutschland, in €_{2000} und €_{2010}

Input-Output Kategorie	Statistisches Bundesamt	Umgerechnet in €_{2010}
Produktionswert (zu Herstellungskosten)	$3,68 \cdot 10^{12}$	$4,32 \cdot 10^{12}$
Summe der Vorleistungen (zu Anschaffungspreisen)	$1,82 \cdot 10^{12}$	$2,14 \cdot 10^{12}$
Gütersteuern abzgl. -subventionen (GS)	$2,06 \cdot 10^{11}$	$2,42 \cdot 10^{11}$
Bruttowertschöpfung (BWS)	$1,86 \cdot 10^{12}$	$2,18 \cdot 10^{12}$
Abschreibungen	$3,08 \cdot 10^{11}$	$3,62 \cdot 10^{11}$
BIP (BWS + GS)	$2,05 \cdot 10^{12}$	$2,40 \cdot 10^{12}$
NIP (BIP-Abschreibungen)	$1,74 \cdot 10^{12}$	$2,04 \cdot 10^{12}$

7.2 Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Verursacherprinzip

Die Internalisierung der Schadenskosten nach dem Verursacherprinzip besagt, dass alle Schadenskosten, die durch die Emissionen aus den inländischen Produktionsprozessen der

verschiedenen Wirtschaftssektoren, inklusive der Emissionen aus den Verbrauchssektoren, d.h. überwiegend aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen, in Deutschland entstehen, in die IOR und die Berechnung des korrigierten BIP bzw. des ÖIP integriert werden. Die gesamten Schadenskosten für die Emissionen aller Sektoren inklusive der Schadenskosten durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren betragen mehr als 131 Milliarden €₂₀₁₀ (siehe Abschnitt 5.6). Tabelle 7-4 fasst die Berechnung des korrigierten BIP bzw. des ÖIP zusammen. Wenn die gesamten Schadenkosten durch die Emissionen in der IOR berücksichtigt werden, ergibt sich ein korrigierter Wert für das BIP Deutschlands für das Jahr 2000 von 2.272 Milliarden €₂₀₁₀. Das entspricht einer Korrektur von etwa 5,4% im Vergleich zum ursprünglichen BIP umgerechnet in €₂₀₁₀. Für das ÖIP ergibt sich aus diesen Daten und den berechneten Schadenskosten ein Wert von 1.910 Milliarden €₂₀₁₀. Damit ist das ÖIP um etwa 6,4% geringer als das NIP.

Tabelle 7-4: Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Verursacherprinzip) für das Jahr 2000, in €₂₀₁₀

Internalisierung (Verursacherprinzip)	€ ₂₀₁₀
BIP	2,40*10 ¹²
NIP	2,04*10 ¹²
Schadenskosten	1,31*10 ¹¹
korrigiertes BIP	2,27*10¹²
ÖIP	1,91*10¹²

7.3 Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Inlandsprinzip

In Abschnitt 3.4.1 wurde bereits dargestellt, dass die Anwendung des Inlandsprinzips mit einigen Schwierigkeiten hinsichtlich der Berechnung der Schadenskosten verbunden ist. Die Berechnung der Schäden, die durch ausländische Aktivitäten entstehen und über die Ausbreitung der Schadstoffe in den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser nach Deutschland gelangen, stellt hohe Anforderungen an die verfügbaren Daten und die verwendeten Chemie-Transport-Modelle. Die in dieser Arbeit berechneten Schadenskosten erlauben nur eine grobe Abschätzung dieser Schäden, da sie keine Angaben zu den Ex- bzw. Importen von Schadstoffen und den daraus folgenden Schäden enthalten. Um den Ansatz des Inlandsprinzips dennoch Folge zu leisten, wird in diesem Abschnitt eine grobe Abschätzung der nach Deutschland importierten bzw. der aus Deutschland exportierten Schadenskosten erfolgen. Zudem wird angenommen, dass die Schäden durch Treibhausgasemissionen überwiegend in nicht-europäischen, v.a. afrikanischen, Ländern auftreten und deshalb nicht in die Berechnungen der im Inland auftretenden Schäden für Deutschland, Frankreich und die EU-27 aufgenommen werden.

Bei der Beschreibung des Inlandsprinzips in Abschnitt 3.4.1 wurden hinsichtlich der grenzüberschreitenden Schäden bereits die Ergebnisse von Droste-Franke (2005) erwähnt. In der folgenden Tabelle 7-5 sind die Ergebnisse dieser Studie dargestellt. Dabei sind die Scha-

denkskosten, die durch eigene Emissionen entstehen, sowie die im- und exportierten Schadenskosten der Länder der EU-15 für Emissionen im Jahr 1998 dargestellt. Die Tabelle zeigt, dass Deutschland ein Netto-Importeur von Schadenskosten ist. Demgegenüber ist Frankreich ein Netto-Exporteur von Emissionen und damit einhergehenden Schäden. Die Zeile „Schäden durch eigene Emissionen“ bezeichnet dabei Schadenskosten, die durch die Freisetzung von Emissionen im Inland entstehen. Die Verwendung dieser Ergebnisse im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist möglich, da die Ausbreitungs- und Transformationsmodellierung der Schadstoffe bei der Berechnung der Schäden gleich ist (siehe Abschnitt 3.4.1).

Tabelle 7-5: Import und Export von Schadenskosten durch Luftschadstoffe innerhalb der EU-15 Mitgliedsstaaten im Jahr 1998

[Milliarden € ₂₀₀₀]	BE	DE	DK	FI	FR	GR	IE	IT	LU	NL	AT	PL	SE	ES	UK
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

Quelle: Droste-Franke (2005)

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass die Schäden durch eigene Emissionen in Deutschland etwas mehr als 17 Milliarden €₂₀₀₀ betragen. Hinzu kommen Schadenskosten in Höhe von 5 Milliarden €₂₀₀₀, die durch grenzüberschreitende Ausbreitung im Ausland entstehen. Insgesamt verursachen die Emissionen aus Deutschland eine Schadenskostensumme von 22,4 Milliarden €₂₀₀₀. Um zu ermitteln, in welchem Umfang diese Gesamtsumme hinsichtlich der exportierten und importierten Schäden angepasst werden muss, wird der Anteil der importierten Schäden an den Gesamtschäden hinzugezählt und der Anteil der exportierten Schäden an den Gesamtschäden abgezogen. Daraus ergibt sich, dass die Gesamtschadenskosten für alle Sektoren in Deutschland um 34% erhöht werden müssen, um den grenzüberschreitenden Austausch der Schadenskosten zu berücksichtigen und somit nur die Schäden, die in Deutschland auftreten, zu betrachten. Aufgrund der unbekanntenen Quellen der importierten Schadenskosten ist es nicht möglich, diese den verschiedenen Wirtschaftsbereichen in Deutschland zuzuordnen. Deshalb muss bei der Internalisierung der Schadenskosten und der Korrektur des BIP bzw. der Berechnung des ÖIP für das Inlandsprinzip ein zusätzlicher Sektor, d.h. sowohl eine Zeile als auch eine Spalte, in die IOR eingeführt werden. Dieser Sektor beinhaltet lediglich den Saldo aus importierten und exportierten Schadenskosten.

Die gesamten Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Zwischen- und Endprodukten sowie aus der Nutzung der Produkte im Inland betragen etwas mehr als 130 Milliarden €₂₀₁₀. Abgezogen werden hiervon die Schadenskosten durch Treibhausgasemissionen in Höhe von 24 Milliarden €₂₀₁₀, da diese den betroffenen (überwiegend afrikanischen) Ländern zugerechnet werden (siehe Abschnitt 3.4.2). Zuzüglich wird das Saldo der Schadenskosten durch die grenzüberschreitenden importierten bzw. exportierten Emissionen anhand der oben angeführten Berechnungen eingeführt. Daraus ergibt sich eine Schadenskostensumme von etwa 36 Milliarden €₂₀₁₀. Dies führt zu einer Gesamtsumme für die

internalisierten Schadenskosten nach dem Inlandsprinzip von 142,4 Milliarden €₂₀₁₀. Tabelle 7-6 fasst die Berechnung des korrigierten BIP bzw. des ÖIP nach dem Inlandsprinzip zusammen. Durch die Berücksichtigung der in Deutschland entstehenden Schadenskosten durch die Emissionen und die importierten bzw. exportierten Schadenskosten ergibt sich ein korrigierter Wert für das BIP Deutschlands für das Jahr 2000 von 2.260 Milliarden €₂₀₁₀. Das entspricht einer Korrektur von 5,9% im Vergleich zum ursprünglichen BIP umgerechnet in €₂₀₁₀. Für das ÖIP ergibt sich aus diesen Daten und den berechneten Schadenskosten ein Wert von 1.898 Milliarden €₂₀₁₀. Damit ist das ÖIP um 7,0% geringer als das NIP.

Tabelle 7-6: Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Inlandsprinzip) für das Jahr 2000, in €₂₀₁₀

Internalisierung (Inlandsprinzip)	€₂₀₁₀
BIP	2,40*10 ¹²
NIP	2,04*10 ¹²
Schadenskosten	1,42*10 ¹¹
korrigiertes BIP	2,26*10¹²
ÖIP (NIP-Schadenskosten)	1,90*10¹²

7.4 Internalisierung der Schadenskosten für Deutschland über das Verbraucherprinzip

Die Internalisierung der Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Konsumgütern erfolgt anhand des Verbraucherprinzips. Das Verbraucherprinzip besagt, dass alle Schadenskosten durch die Emissionen, die im Zusammenhang mit dem inländischen Konsum entstehen, zusammengerechnet werden. Die Schadenskosten durch die Emissionen aus der inländischen Herstellung von Konsumgütern für die Nachfrage im Inland, einschließlich der Emissionen aus vorgelagerten Herstellungsprozessen, belaufen sich auf mehr als 73 Milliarden €₂₀₁₀. Hinzu kommen die Schadenskosten durch die Emissionen aus der ausländischen Produktion der Importgüter, ebenfalls einschließlich der Emissionen aus vorgelagerten Prozessen. Diese ergeben eine Summe von 17 Milliarden €₂₀₁₀. Zusätzlich werden auch die Schadenskosten berücksichtigt, die durch die Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter entstehen. Diese wurden in Kapitel 6 ermittelt und summieren sich in Deutschland zu über 43 Milliarden €₂₀₁₀. Von dieser Schadenssumme werden die Schadenskosten durch Emissionen, die bei der Herstellung von Exportgütern freigesetzt werden, abgezogen. Diese Emissionen führen in Deutschland zu Schadenskosten in Höhe von etwa 12 Milliarden €₂₀₁₀. Daraus ergibt sich eine zu internalisierende Gesamtschadenssumme von etwa 122 Milliarden €₂₀₁₀. In Tabelle 7-7 ist die Berechnung des korrigierten BIPs und des ÖIP dargestellt. Die Internalisierung aller Schadenskosten führt zu einer Korrektur des BIP um 5,1% gegenüber den Ausgangsdaten und hat einen Gesamtwert von 2.281 Milliarden €₂₀₁₀. Somit ist die Korrektur des BIP unter Berücksichtigung des Verbraucheransatzes geringer als für die Internalisierung

nach dem Verursacherprinzip und nach dem Inlandsprinzip. Für das ÖIP ergibt sich ein Wert von 1.919 Milliarden €₂₀₁₀. Dies entspricht einer Reduktion des NIP um etwa 6,0%.

Tabelle 7-7: Berechnung eines korrigierten BIP und ÖIP für Deutschland (Verbraucherprinzip) für das Jahr 2000, in €₂₀₁₀

Internalisierung (Verbraucherprinzip)	€₂₀₁₀
BIP	2,40*10 ¹²
NIP	2,04*10 ¹²
Schadenskosten durch inländischen Konsum	7,33*10 ¹⁰
Schadenskosten für Importgüter	1,71*10 ¹⁰
Schadenskosten durch Nutzung der Konsumgüter abzgl. Schadenskosten für Exportgüter	4,35*10 ¹⁰ 1,22*10 ¹⁰
Gesamte Schadenskosten	1,22*10 ¹¹
korrigiertes BIP	2,28*10¹²
ÖIP	1,92*10¹²

7.5 Internalisierung der berechneten Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung für Frankreich

Die Internalisierung der berechneten Schadenskosten für Frankreich erfolgt in diesem Abschnitt ebenfalls anhand der Ansätze aus Abschnitt 3.4. Die Ergebnisse für die drei Ansätze sind in der folgenden Tabelle 7-9 zusammengefasst. Das BIP für Frankreich im Jahr 2000 entsprach nach den Angaben von Eurostat (2013a) einem Gesamtwert von 1.439,6 Milliarden €₂₀₀₀. Damit ist das BIP Deutschlands um 42% höher als das für Frankreich. Die Umrechnung in €₂₀₁₀ ergibt einen Wert von 1.733 Milliarden €₂₀₁₀. Tabelle 7-8 fasst die Angaben aus der offiziell berichteten IOT für Frankreich für das Jahr 2000 von Eurostat (2013b) zusammen. Dabei werden die Angaben sowohl in €₂₀₀₀ als auch die Umrechnung in €₂₀₁₀ dargestellt.

Tabelle 7-8: Daten der IOR für Frankreich, in €₂₀₀₀ und €₂₀₁₀

Input-Output Kategorie	Eurostat	Umgerechnet in €₂₀₁₀
Produktionswert (zu Herstellungskosten)	2,61*10 ¹²	3,14*10 ¹²
Summe der Vorleistungen (zu Anschaffungspreisen)	1,32*10 ¹²	1,59*10 ¹²
Gütersteuern abzgl. -subventionen (GS)	1,50*10 ¹¹	1,81*10 ¹¹
Bruttowertschöpfung (BWS)	1,29*10 ¹²	1,55*10 ¹²
Abschreibungen	1,77*10 ¹¹	2,13*10 ¹¹
BIP (BWS + GS)	1,44*10 ¹²	1,73*10 ¹²
NIP (BIP-Abschreibungen)	1,26*10 ¹²	1,52*10 ¹²

Aus Tabelle 7-5 in Abschnitt 7.3 zu den grenzüberschreitenden Schadenskosten ergibt sich, dass Frankreich ein Netto-Exporteur von Emissionen und den damit einhergehenden Schäden ist. Analog zu den Berechnungen für Deutschland ergibt sich daraus, dass nur etwa 86,4% der

Gesamtschadenskosten für Frankreich auch zu Schäden im Inland führen. Knapp 14% der Schäden treten außerhalb Frankreichs auf.

Die Anpassung des BIP nach den drei unterschiedlichen Internalisierungsansätzen der Schadenskosten führt zu einer Anpassung zwischen 3,7% und 5,2%. Im Gegensatz zu Deutschland führt für Frankreich die Anpassung nach dem Verbraucherprinzip (Ansatz 3) zu einer höheren Korrektur des BIP und des NIP als die Anpassungen nach dem Inlands- und dem Verursacherprinzip. Zudem ist für Frankreich die Anpassung nach dem Inlandsprinzip ebenfalls geringer als die Korrektur des BIP über das Verbraucherprinzip. Dieser deutliche Unterschied ist vor allem auf die Behandlung der Schadenskosten durch die grenzüberschreitenden Emissionen aus dem Ausland zurückzuführen, da Deutschland in diesem Zusammenhang ein Nettoimporteur der Emissionen und damit der Schäden ist, während Frankreich einen Nettoexporteur darstellt (siehe Tabelle 7-5). Dadurch erhöhen sich die zu internalisierenden Schadenskosten in Deutschland nach dem Inlandsprinzip und die Schadenskosten für Frankreich verringern sich. Dies zeigt wiederum eine der Schwäche des Inlandsansatzes, da Deutschland dadurch eine stärkere Verringerung des BIP erfährt als Frankreich, was somit einen Vorteil aus der Tatsache höherer exportierter als importierter Schadenskosten hat.

Tabelle 7-9: Korrigiertes BIP und ÖIP für Frankreich für das Jahr 2000, in €₂₀₁₀

Internalisierung der Schadenskosten	€ ₂₀₁₀	Verursacherprinzip	Inlandsprinzip	Verbraucherprinzip
BIP	1,73*10 ¹²			
NIP	1,52*10 ¹²			
Schadenskosten		8,75*10 ¹⁰	6,39*10 ¹⁰	9,03*10 ¹⁰
korrigiertes BIP		1,65*10¹²	1,67*10¹²	1,64*10¹²
Differenz		5,1%	3,7%	5,2%
ÖIP		1,43*10¹²	1,46*10¹²	1,43*10¹²
Differenz		5,8%	4,2%	5,9%

7.6 Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung für Europa

Die Internalisierung der berechneten Schadenskosten über die drei unterschiedlichen Ansätze geschieht analog zum Vorgehen für Deutschland und Frankreich. Das gesamte BIP für alle EU-27 Mitgliedsstaaten berechnete sich im Jahr 2000 laut Eurostat (2013a) auf einen Gesamtwert von 9.220 Milliarden €₂₀₀₀. Somit hat Deutschland einen Anteil von 22% und Frankreich einen Anteil von etwa 16% am gesamteuropäischen BIP. Umgerechnet ergibt sich für die EU-27 ein Gesamtwert von 11.662 Milliarden €₂₀₁₀. Die folgende Tabelle fasst die offiziell berichteten Angaben aus Eurostat (2013b) zusammen und stellt zudem die Umrechnung in €₂₀₁₀ dar.

Tabelle 7-10: Daten der IOR für die EU-27, in €₂₀₀₀ und €₂₀₁₀

Input-Output Kategorie	Eurostat	Umgerechnet in € ₂₀₁₀
Produktionswert (zu Herstellungskosten)	1,71*10 ¹³	2,16*10 ¹³
Summe der Vorleistungen (zu Anschaffungspreisen)	8,94*10 ¹²	1,13*10 ¹²
Gütersteuern abzgl. -subventionen (GS)	9,93*10 ¹¹	1,26*10 ¹²
Bruttowertschöpfung (BWS)	8,17*10 ¹²	1,03*10 ¹³
Abschreibungen	8,21*10 ¹¹	1,04*10 ¹²
BIP (BWS + GS)	9,22*10 ¹²	1,17*10 ¹³
NIP (BIP-Abschreibungen)	8,40*10 ¹²	1,06*10 ¹³

Bei der Untersuchung des Inlandsprinzips ergibt sich ein Problem hinsichtlich der Betrachtung von importierten und exportierten Schadenskosten in die und aus der EU-27. Zum einen sind diese nicht in den Ergebnissen von Droste-Franke (2005) für das Jahr 1998 (siehe Tabelle 7-5) enthalten, sondern liegen lediglich für das Jahr 1990 vor. Zum anderen berechnet Droste-Franke nur die Schadenskosten der EU-15 Mitgliedsländer, was zur Folge hat, dass Schadenskosten, die nach den Berechnungen von Droste-Franke, in den Ländern außerhalb der EU-15 auftreten, in den Ländern der EU-27 auftreten können und demnach nicht als exportierte Schadenskosten betrachtet werden können. Gleichzeitig ist es mit den bestehenden Modellen, v.a. EcoSenseWeb nicht möglich, die Schadenskosten für den Ex- bzw. Import von Schadstoffen in bzw. aus den Nicht-EU-Ländern genau zu bestimmen, da das Modell zwar Berechnungen für eine Reihe von europäischen Nachbarländern, die nicht Mitglied der EU-27 sind, sowie eine Abschätzung der Schäden auf der nördlichen Hemisphäre ermöglicht, aber nicht die ganze Welt abdeckt. Dieser Aspekt ist vor allem für den Import von Schadenskosten aus den Staaten außerhalb der EU-27 in die EU-27 von Bedeutung, da hier mögliche Schadstoff- und Schadenskostenimporte u.a. aus den USA oder China nicht betrachtet werden können. Aus diesem Grund können für den Ansatz der Internalisierung der Schadenskosten nach dem Inlandsprinzip für die EU-27 keine Berechnungen durchgeführt werden. Die Ergebnisse der Internalisierung der Schadenskosten nach den verbleibenden beiden Ansätzen sind in Tabelle 7-11 zusammengefasst. Daraus lässt sich erkennen, dass die Anpassung des gesamteuropäischen BIP zu einer Verringerung zwischen 5,3% und 5,7% führt. Wie für die Berechnungen für Frankreich, gilt auch auf gesamteuropäischer Ebene, dass die Internalisierung der Schadenskosten nach dem Verbraucherprinzip (Ansatz 3) die größte Korrektur des BIP und des NIP herbeiführt. Die berechnete Anpassung des BIP für die EU-27 anhand der Schadenskosten durch die Emissionen um etwa 5% stimmt sehr gut mit den Berechnungen von Tukker et al. (2013) überein. In ihrer Studie berechnen Tukker et al. die globalen externen Schadenskosten. Diese entsprechen laut der Studie etwa 7% des weltweiten BIP.

Tabelle 7-11: Korrigiertes BIP und ÖIP für die EU-27 für das Jahr 2000, in €₂₀₁₀

Internalisierung der Schadenskosten	€₂₀₁₀			
BIP	1,17*10 ¹³			
NIP	1,06*10¹³	Verursacher-	Inlands-	Verbraucher-
Schadenskosten		prinzip	prinzip	prinzip
korrigiertes BIP		5,61*10 ¹²		6,07*10 ¹²
Differenz		1,11*10¹³		1,11*10¹³
ÖIP		4,8%		5,2%
Differenz		1,01*10¹³		1,00*10¹³
		5,3%		5,7%

7.7 Zusammenfassender Vergleich der Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten in der Input-Output-Rechnung

Die verschiedenen Internalisierungsansätze führen in Deutschland zu einer Korrektur des BIP zwischen 5,1% und 5,9%. Die höchsten Schadenskosten ergeben sich dabei für den Inlandsansatz. Für Frankreich liegen die berechneten Korrekturen des BIP zwischen 3,7% und 5,2%. Hier ergibt sich die größte Anpassung für das Verbraucherprinzip. Ein Unterschied ergibt sich für das Inlandsprinzip, da die Anpassung des BIP nach dem Inlandsprinzip für Frankreich deutlich geringer ist als für Deutschland, da Frankreich als Netto-Exporteur der Schadenskosten betrachtet werden kann, während Deutschland ein Netto-Importeur von Schadenskosten aus dem europäischen Ausland ist. Für die gesamte EU-27 konnte aufgrund der Schwierigkeiten bei der Berechnung der ex- bzw. importierten Schadenskosten aus den Ländern außerhalb der EU keine Internalisierung nach dem Inlandsprinzip errechnet werden. Die Korrektur des gesamteuropäischen BIP liegt zwischen 5,3% und 5,7%. Für die gesamte EU ergibt sich die größte Korrektur des BIP aus dem Verbraucheransatz.

Die Unterschiede zwischen den betrachteten Ansätzen ergeben sich vor allem bei der Umsetzung in die Praxis von Bedeutung. Die Daten zu den Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche sind in der Praxis vergleichsweise einfach zu erhalten, da diese entweder aus Umweltberichten der Unternehmen direkt ablesbar sind oder über die Anwendung von Emissionsfaktoren und den entsprechenden Aktivitäten für die verschiedenen Technologien sehr gut abgeschätzt werden können. Größere Schwierigkeiten hinsichtlich der Datenlage ergeben sich für den Verbraucheransatz und das Inlandsprinzip. Für den Verbraucheransatz sind neben den Angaben zu den direkten Emissionen auch Daten über die indirekten Emissionen, d.h. auch Emissionen aus vorgelagerten Produktionsprozessen im In- und Ausland, notwendig. Anhand der Input-Output-Analyse können diese Daten abgeleitet werden, so wie es in dieser Arbeit erfolgt ist. Daraus können die Schadenskosten im Zusammenhang mit der Produktion im- und exportierter Güter berechnet werden. Allerdings benötigt diese Analyse der Schadenskosten eine große Menge an Daten. Für das Inlandsprinzip ergibt sich die wichtigste Schwierigkeit in der genauen Berechnung der Schadenskosten durch die grenzüberschreitende Ausbreitung der Emissionen. Hier war im Rahmen der vorliegenden Arbeit ledig-

lich eine grobe Abschätzung der Schadenskosten möglich. Aus der Nicht-Berücksichtigung der Klimaschadenskosten in den betrachteten europäischen Ländern ergibt sich zudem die Frage nach der Internalisierung dieser Schadenskosten in den betroffenen, zumeist afrikanischen, Ländern. Für diesen letzten Ansatz ist die benötigte Datenlage mit deutlich höheren Unsicherheiten verbunden, da keine offiziell berichteten Daten für den grenzüberschreitenden Austausch von Schadstoffen existieren. Je nach Datenverfügbarkeit muss hier also zwischen den Ansätzen gewählt werden. Zusammenfassend erscheinen das Verursacher- und das Verbraucherprinzip am ehesten in die Praxis umsetzbar, da die notwendige Emissionsdatenbasis über den im EXIOPOL-Projekt entwickelten Ansatz geschaffen werden kann. Eine Fortführung der EXIOBASE Datenbank für weitere Jahre wird hierzu allerdings ein Grundvoraussetzung sein.

7.8 Ermittlung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland

Dieser Abschnitt verfolgt das Ziel, neben der Internalisierung der Schadenskosten auf gesamtwirtschaftlicher Ebene auch Anwendungen der Schadenskosten auf sektoraler Ebene darzustellen. Dabei werden anhand der errechneten Schadenskosten und der verfügbaren Wirtschaftsdaten Rangfolgen für die Wirtschaftssektoren hinsichtlich ihrer ökonomisch-ökologischen Bedeutung erstellt. Diese Rangfolgen werden ermittelt, indem die entstandenen Schadenskosten durch die Emissionen der Schadstoffe der wirtschaftlichen Leistung in Form von Bruttowertschöpfung und Produktionswert für jeden Sektor gegenübergestellt werden. Die Gegenüberstellung der Schadenskosten mit der Bruttowertschöpfung erfolgt anhand der Ergebnisse aus Kapitel. Der Vergleich der Schadenskosten mit dem Produktionswert der Sektoren wird über die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung der Konsumgüter erfolgen, da der Produktionswert der Sektoren auch die vorgelagerten Produktionsschritte umfasst. Beide Indikatoren ermöglichen Aussagen darüber, wie viele Euro Schadenskosten pro Euro wirtschaftlicher Leistung von jedem Sektor verursacht werden und können politischen Entscheidungsträgern hilfreiche Informationen über diejenigen Wirtschaftsbereiche liefern, für welche umweltpolitische Maßnahmen von hoher Bedeutung sind. Zudem können die Schadenskosten nach den drei Schadenskategorien Gesundheit, Ökosysteme und Klima unterschieden werden. Die Ermittlung von Indikatoren für jede dieser Kategorie ermöglicht es, zusätzliche Informationen für den politischen Entscheidungsprozess zu generieren und daraufhin gezielte gesundheits-, umwelt- und klimapolitische Maßnahmen für die verschiedenen Sektoren zu erstellen. Die Berechnungen werden sich dabei in diesem Kapitel auf die Ergebnisse für Deutschland beziehen, da die Berechnungen für Deutschland im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen.

7.8.1 Schadenskosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung für jeden Sektor in Deutschland

Die Bruttowertschöpfung (BWS) eines Sektors gibt an, welche Wertsteigerung die Vorleistungen aus den anderen Sektoren und die Importe aus dem Ausland bei der Bearbeitung im

betrachteten Sektor erfahren haben. Die BWS berechnet sich dabei aus der Summe der an die Arbeitnehmer gezahlten Entgelte und den Betriebsüberschüssen. Gleichzeitig kann die BWS auch über die Differenz zwischen dem gesamten Produktionswert und den Vorleistungen inklusive der Importe errechnet werden. Dies ist der Ansatz, der in den vorhergehenden Abschnitten dieses Kapitels zur Internalisierung der Schadenskosten in den Systemen der VGR und der Korrektur des BIP beschrieben wurde. Da im Rahmen dieser wirtschaftlichen Wertsteigerung der Produkte Emissionen entstehen, die zu Schäden an der menschlichen Gesundheit, den Ökosystemen und dem Klima führen, ist es von besonderem Interesse, die Schadenskosten dieser ökonomischen Größe gegenüberzustellen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Schadenskosten durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren nicht berücksichtigt werden, da diesen Schadenskosten keine Bruttowertschöpfung gegenübergestellt werden kann. In Abbildung 7-1 sind die Schadenskosten für Gesundheitseffekte durch die Emissionen der Sektoren der BWS dieser Sektoren in Deutschland für das Jahr 2000 gegenübergestellt. Allerdings wurden die Berechnungen dabei auf diejenigen Sektoren beschränkt, deren Schadenskosten mehr als 0,1% der gesamten Gesundheitsschäden betreffen. Diese Sektoren werden hinsichtlich ihrer Gesundheitsschadenskosten als besonders relevant erachtet und sollten aus diesem Grund in den Berechnungen des Indikators enthalten sein. Die Abbildung stellt die Ergebnisse für die zehn Sektoren mit dem größten Verhältnis zwischen Schadenskosten und BWS dar. Aus der Abbildung erkennt man, dass die Stromerzeugung aus Kohle für jeden €₂₀₁₀ der BWS etwa fünf €₂₀₁₀ an Schadenskosten durch Gesundheitsschäden verursacht. Auch die monetären Gesundheitsschäden der Schweine- und Rinderhaltung, der Herstellung von Brennstoffen und anderer Erdölprodukte, der Herstellung von keramischen Gütern und der Herstellung anderer Erdölprodukte weisen einen Quotienten von größer als eins auf. Das heißt, aus den Produktionsabläufen dieser Sektoren werden Schadstoffe freigesetzt, die zu Schadenskosten an der menschlichen Gesundheit führen, die den Wert der BWS für diesen Sektor übersteigen. Zudem ergeben sich für die Aluminiumproduktion, der Stromerzeugung aus Gas, die Herstellung von Ziegeln und die Rohmilchproduktion hohe Schadenskosten für jeden €₂₀₁₀ der BWS. Für politische Maßnahmen zur Reduktion der Gesundheitsschäden durch Schadstoffe dienen diese Informationen bei der Ausrichtung und Definition der Maßnahmen, indem diese auf Sektoren mit hohen Gesamtschadenskosten und einem geringen Beitrag zur Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung ausgerichtet werden können.

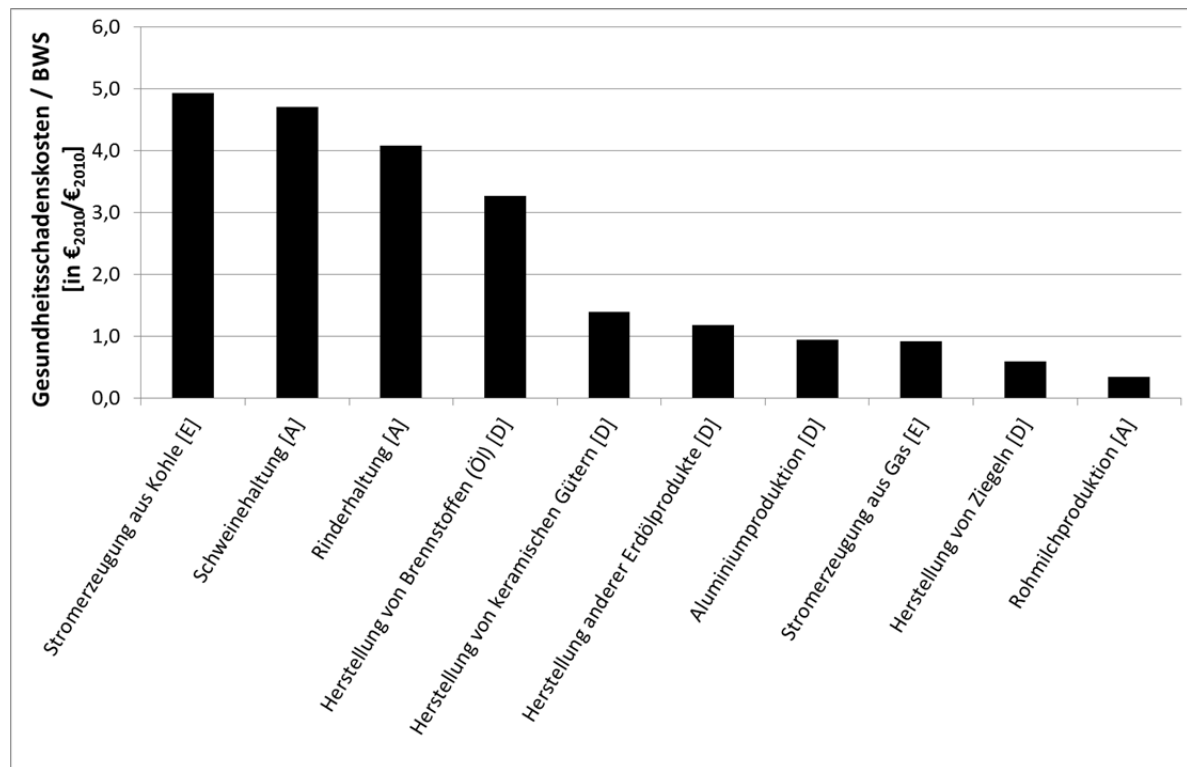


Abbildung 7-1: Schadenskosten für Gesundheitseffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

Analog zur oben dargestellten Vorgehensweise sind in der nachfolgenden Abbildung 7-2 die Kosten für Ökosystemschäden dem Wert der Bruttowertschöpfung für das Jahr 2000 gegenübergestellt. Die Abbildung fasst dabei wiederum die zehn Sektoren mit dem größten Verhältnis der Schadenskosten zur BWS zusammen. Hier sind es lediglich die beiden landwirtschaftlichen Sektoren der Schweine- und Rinderhaltung, deren Schadenskosten den Wert der BWS des Sektors übersteigen. Die Herstellung von Brennstoffen und anderer Erdölprodukte und die Stromerzeugung aus Kohle verursachen mehr als 0,50 €₂₀₁₀ Schadenskosten je €₂₀₁₀ Bruttowertschöpfung. Für alle anderen Sektoren ist dieses Verhältnis geringer.

Um auch für Politikmaßnahmen hinsichtlich des Klimawandels zusätzliche Informationen bereit zu stellen, können auch die Schadenskosten durch Treibhausgase der BWS für das Jahr 2000 gegenübergestellt werden. Dies geschieht ebenfalls nur für diejenigen Sektoren, deren Klimaschadenskosten mindestens 0,1% der gesamten Schadenskosten für Klimaeffekte ausmachen. Abbildung 7-3 zeigt die zehn Sektoren mit dem höchsten Quotienten zwischen Schadenskosten und BWS. Daraus wird deutlich, dass lediglich die Stromerzeugung aus Gas mehr als einen €₂₀₁₀ an Klimaschäden je erwirtschaftetem €₂₀₁₀ Bruttowertschöpfung verursacht. Die Herstellung von Brennstoffen und anderer Erdölprodukte verursacht etwas weniger als einen €₂₀₁₀ gefolgt vom Braun- und Steinkohlebergbau, der Rinderhaltung und der Stromerzeugung aus Kohle mit über 0,50 €₂₀₁₀ Schadenskosten je €₂₀₁₀ der Bruttowertschöpfung.

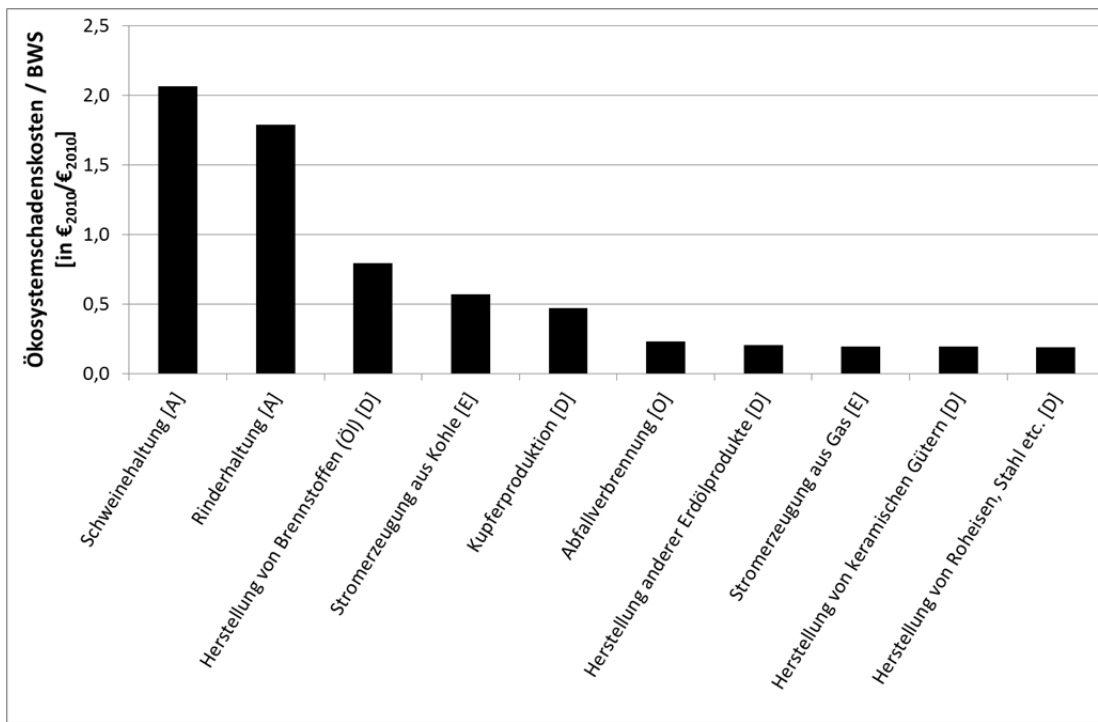


Abbildung 7-2: Schadenskosten für Umwelteffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

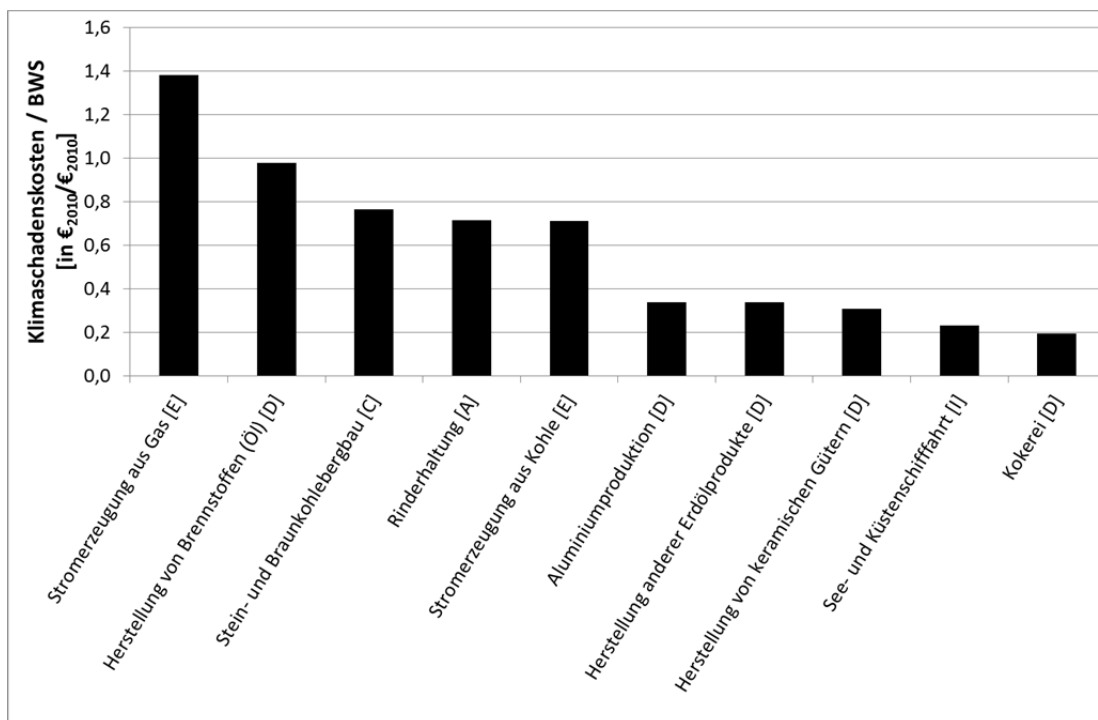


Abbildung 7-3: Schadenskosten für Klimaeffekte im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

Zusammenfassend werden in Abbildung 7-4 die zehn Sektoren dargestellt, deren gesamte Schadenskosten je Bruttowertschöpfung für das Jahr 2000 die höchsten Quotienten aufweisen. Die Abbildung zeigt, dass die Schweinehaltung Schadenskosten in Höhe von knapp sieben €₂₀₁₀ je €₂₀₁₀ Bruttowertschöpfung verursacht. Gefolgt wird dieser Sektor von der Rinderhaltung und der Stromerzeugung aus Kohle mit mehr als fünf €₂₀₁₀ je €₂₀₁₀ BWS. Zudem

verursachen die Emissionen aus der Stromerzeugung aus Gas, die Herstellung von keramischen Gütern, die Herstellung von anderen Erdölprodukten und die Aluminiumproduktion Schadenskosten von mehr als einem €₂₀₁₀ für jeden €₂₀₁₀ der BWS.

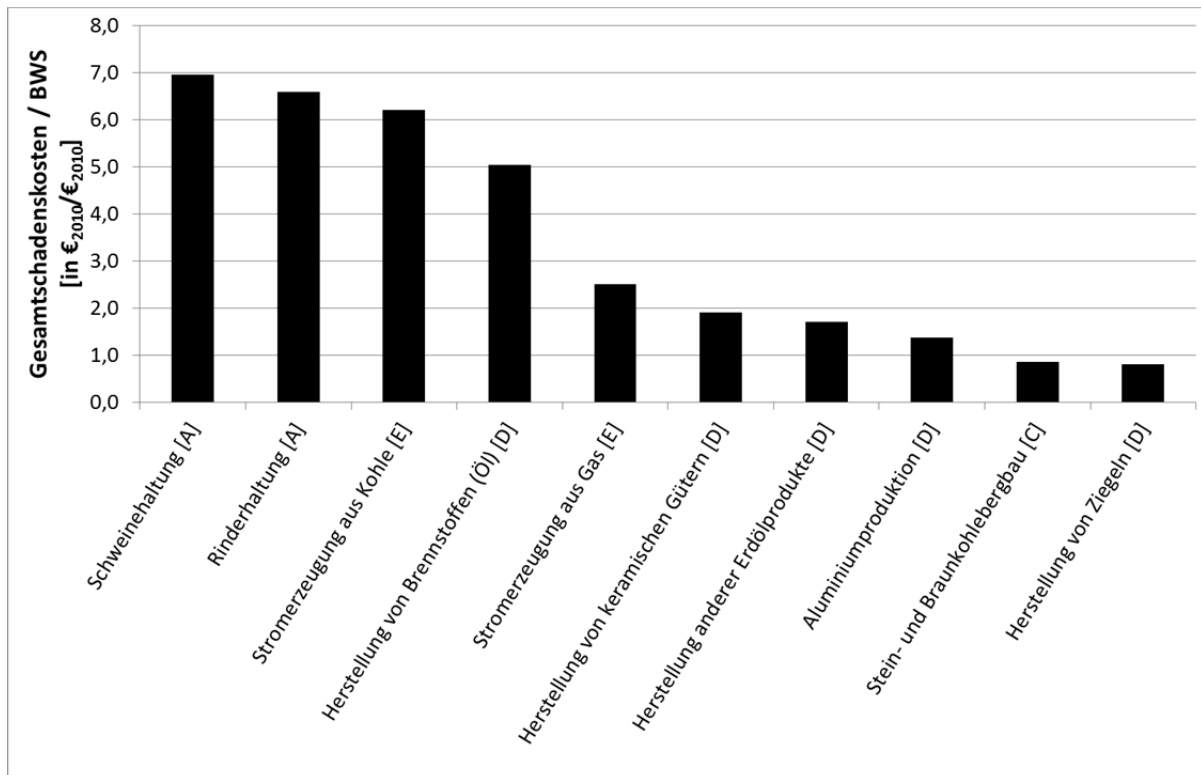


Abbildung 7-4: Gesamtschadenskosten im Verhältnis zur Bruttowertschöpfung je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

Die berechneten Quotienten stellen Informationen für politische Entscheidungsträger bereit, die zusammen mit den berechneten Gesamtschadenskosten bei der Analyse und Identifikation von Wirtschaftsbereichen für die umweltpolitischen Maßnahmen nützlich sein können. Auf dieser Basis können Maßnahmen betrachtet und zielgerichtet implementiert werden.

7.8.2 Schadenskosten im Verhältnis zum Produktionswert für jeden Sektor in Deutschland

Die berechneten Schadenskosten durch die Emissionen aus der Produktion der Konsumgüter werden in diesem Abschnitt dem Gesamtwert des Aufkommens, d.h. dem Produktionswert, den ein Sektor erzielt, gegenübergestellt. Dies bedeutet, dass neben der Bruttowertschöpfung auch die direkt vom Sektor verwendeten Vorleistungen und die Importe des Sektors betrachtet werden. Analog zu den Berechnungen anhand der BWS werden auch hier wieder nur diejenigen Sektoren betrachtet, deren Schadenskosten in den verschiedenen Schadenskategorien mindestens 0,1% der Gesamtschadenskosten ausmachen. Zudem erfolgt auch hier keine Betrachtung der Schadenskosten durch die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, da diese keinem wirtschaftlichen Sektor zugeordnet werden können. In den nachfolgenden Abbildungen sind jeweils die Sektoren dargestellt, deren Schadenskosten größer als der Produktionswert sind.

In Abbildung 7-5 sind die Schadenskosten für Gesundheitseffekte dem Produktionswert der Sektoren für das Jahr 2000 gegenübergestellt worden. Dabei werden die zehn Sektoren mit dem höchsten Verhältnis zwischen Schadenskosten und Produktionswert dargestellt. Es zeigt sich, dass lediglich die Stromerzeugung aus Kohle Schadenskosten von mehr als einem €₂₀₁₀ je produziertem €₂₀₁₀ verursacht. Die Rinderhaltung, die Herstellung von keramischen Gütern, die Schweinehaltung und die Produktion anderer Nicht-Eisen Metalle verursachen mehr als 0,20 €₂₀₁₀ für jeden €₂₀₁₀ des Produktionswertes.

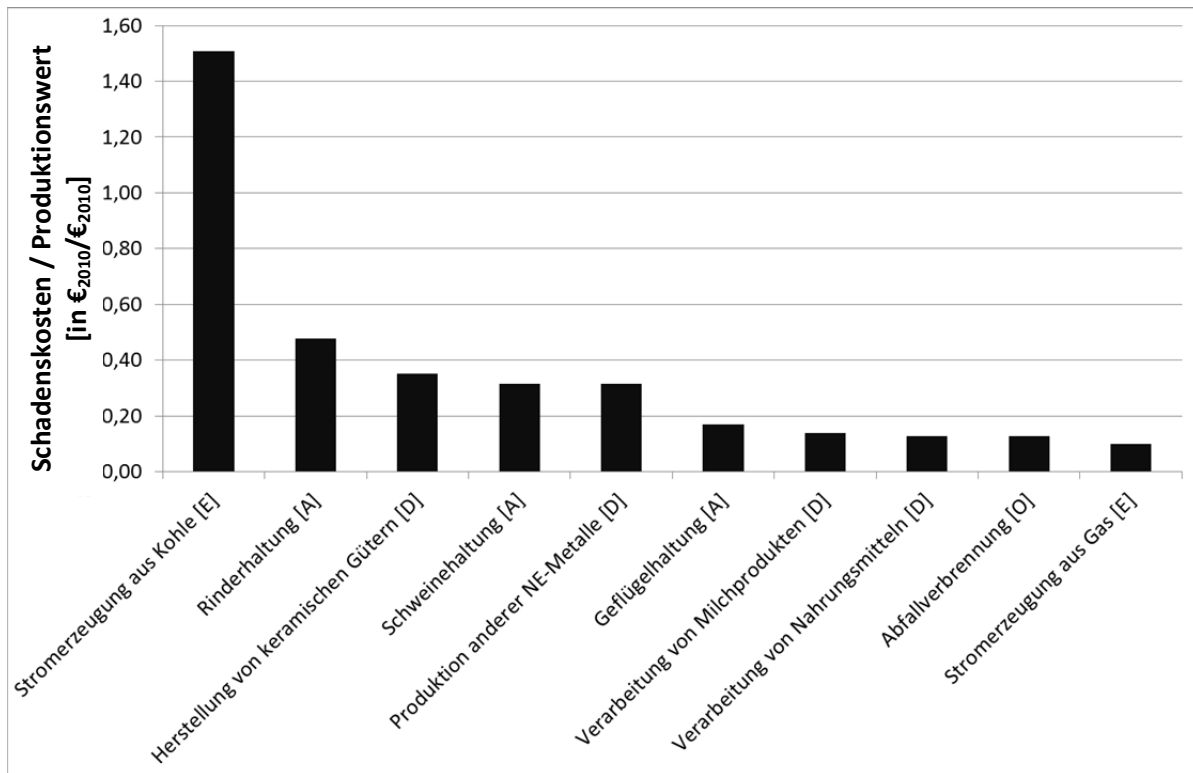


Abbildung 7-5: Schadenskosten durch Gesundheitseffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

Bei der Gegenüberstellung der Kosten für Ökosystemschäden mit dem Produktionswert für das Jahr 2000 ergibt sich, dass keiner der 130 Sektoren Schadenskosten durch Ökosystemschäden verursacht, die größer als der Produktionswert der Sektoren sind. D.h. keiner der betrachteten Sektoren verursacht mehr als einen €₂₀₁₀ an Ökosystemschäden je produziertem €₂₀₁₀. In Abbildung 7-6 sind die zehn Sektoren mit den höchsten Schadenskosten je Produktionswert dargestellt.

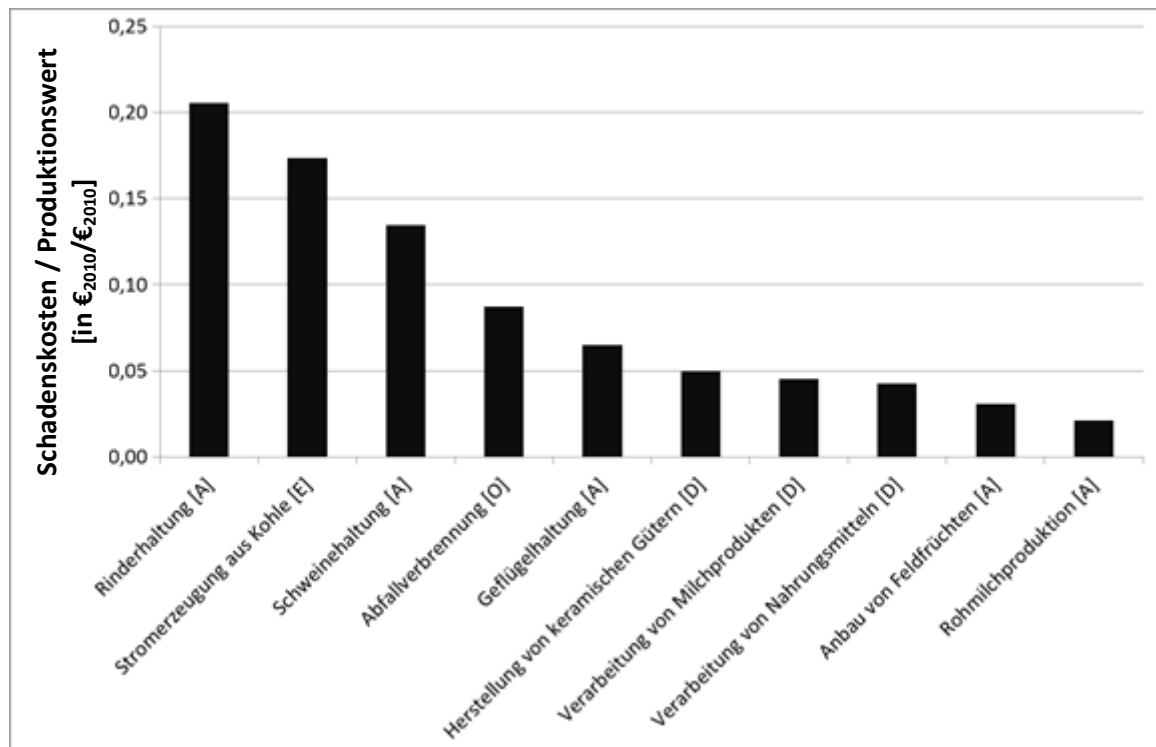


Abbildung 7-6: Schadenskosten durch Ökosystemeffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

Zusätzlich können auch Informationen für die Erarbeitung von Politikmaßnahmen hinsichtlich des Klimawandels ermittelt werden. Dazu werden die Schadenskosten durch die Treibhausgasemissionen dem Produktionswert für das Jahr 2000 gegenübergestellt. Wie schon bei den Berechnungen für die Ökosystemschäden ergeben sich auch bei der Betrachtung der Klimaschäden, dass keiner der relevanten Sektoren höhere Schadenskosten als seinen erwirtschafteten Produktionswert aufweist. Abbildung 7-7 stellt die zehn Sektoren mit dem höchsten Verhältnis zwischen Schadenskosten für Klimaeffekte und dem jeweiligen Produktionswert der Sektoren dar.

Bei der abschließenden Betrachtung der Gesamtschadenskosten im Vergleich zu den jeweiligen Produktionswerten der Sektoren ergibt sich, dass nur die Stromerzeugung aus Kohle mehr als einen €₂₀₁₀ Schadenskosten je €₂₀₁₀ Produktionswert verursacht. Die Rinderhaltung verursacht 0,50 €₂₀₁₀ Schadenskosten für jeden erwirtschafteten €₂₀₁₀ Produktionswert. Das Verhältnis der Schadenskosten zum Produktionswert für die Herstellung von keramischen Gütern und die Schweinehaltung liegt jeweils knapp unterhalb dieses Wertes. Abbildung 7-8 fasst die zehn Sektoren zusammen, deren Schadenskosten im Vergleich mit dem Produktionswert den größten Quotienten aufzeigen.

Auch dieser Indikatoransatz stellt zusätzliche Informationen für politische Entscheidungsträger zur Verfügung, die zusammen mit den berechneten Gesamtschadenskosten der Sektoren bei der Analyse und Identifikation von Wirtschaftsbereichen für die umweltpolitische Maßnahmen hilfreich sein können und als Basis für die Betrachtung von Maßnahmen und deren zielgerichteter Implementierung dienen können.

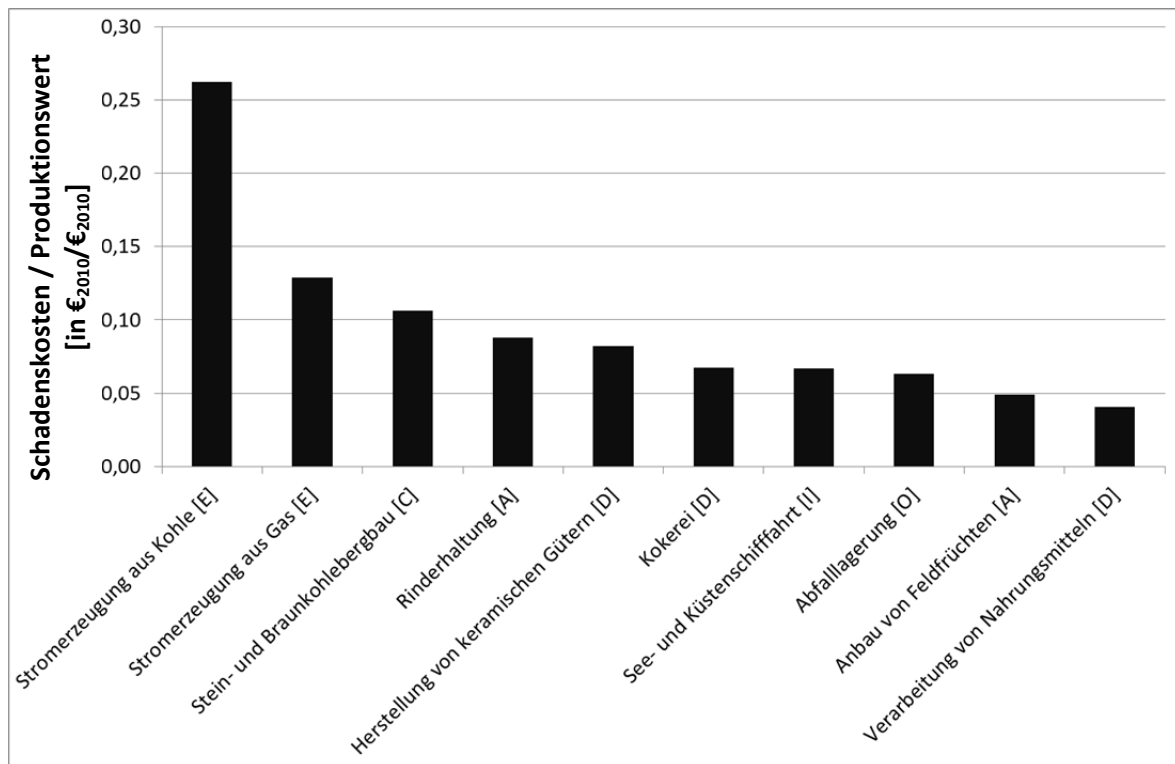


Abbildung 7-7: Schadenskosten durch Klimaeffekte im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

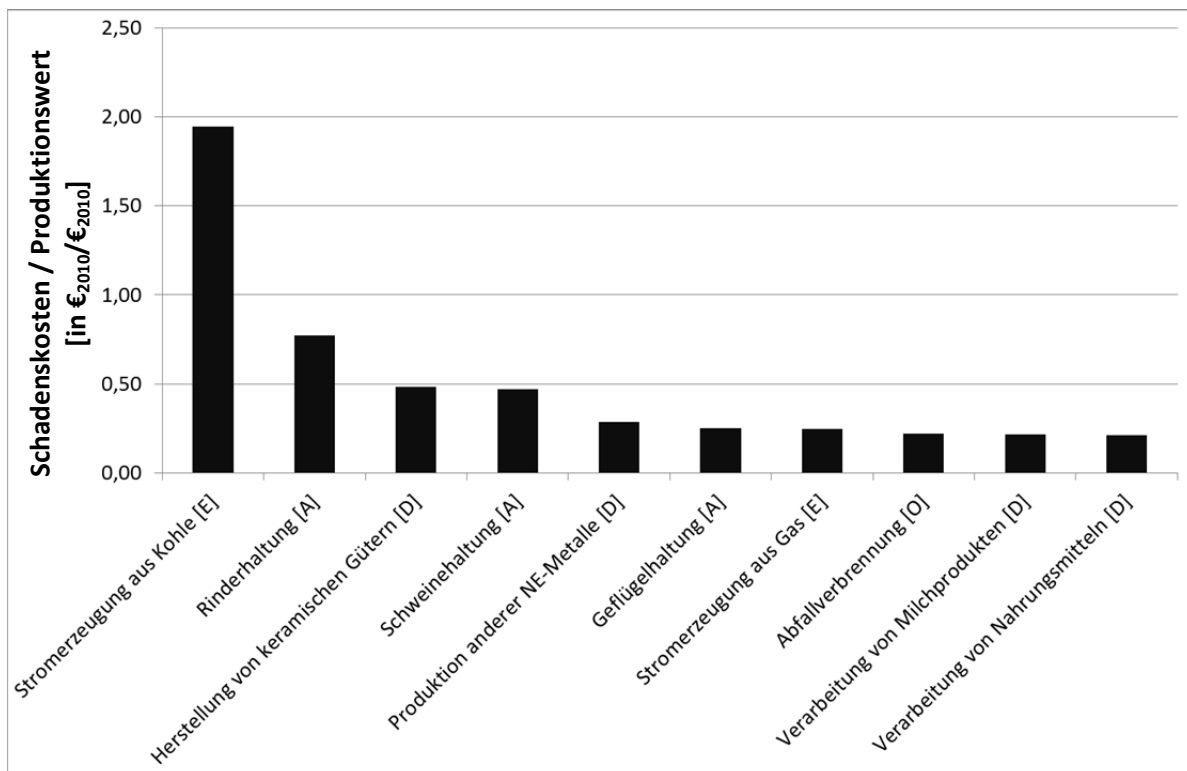


Abbildung 7-8: Gesamtschadenskosten im Verhältnis zum Produktionswert je Sektor in Deutschland im Jahr 2000

8 Diskussion der Ergebnisse

8.1 Zusammenfassung der Ergebnisse der externen Schadenskosten

In dieser Arbeit wurden die Gesundheitseffekte (in DALY) sowie die monetären Schadenskosten durch Gesundheits-, Umwelt- und Klimateffekte für eine große Anzahl verschiedener Wirtschaftssektoren berechnet. Dafür wurden Schadensfaktoren für etwa 30 Schadstoffe ermittelt und mit Emissionsdaten aus der EXIOBASE Datenbank des EU-Projekts EXIOPOL verknüpft. Die Schadensfaktoren berücksichtigen die räumlichen Eigenschaften der Emissionsquellen in Bezug auf die Emissionshöhen und die Bevölkerungsdichte in der Umgebung der Emissionsquellen. Diese Unterscheidungen ermöglichen eine sektorspezifische Untersuchung der Gesundheitseffekte und der externen Schadenskosten für jeden Wirtschaftsbereich.

Die Ergebnisse der Berechnungen ermöglichen einen Vergleich der verschiedenen Wirtschaftsbereiche hinsichtlich der Schadenskosten, die durch die Freisetzung von Luftschadstoffemissionen verursacht werden, und eine Betrachtung der wichtigsten Verursacher der Schadenswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt und das Klima. Zudem ist es möglich, über die Aggregation der Schadenskosten die Gesamtschadenskosten durch die Emissionen in einem Land zu ermitteln. Diese Berechnungen wurden für Deutschland, Frankreich und die EU-27 durchgeführt und miteinander verglichen.

Die nachfolgende Tabelle 8-1 fasst die Ergebnisse für die Berechnung der Gesundheitseffekte aus den Schadstoffemissionen der Sektoren (in DALY, disability adjusted life years) für Deutschland, Frankreich und die EU-27 zusammen. Diese Gesamtsumme enthält neben den Schadenswirkungen der Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche auch die gesundheitsschädlichen Auswirkungen der Emissionen aus den Verbrauchssektoren, v.a. aus dem Straßenverkehr und aus Kleinf Feuerungsanlagen. Diese Emissionen können keinem der Wirtschaftsbereiche zugeordnet werden und wurden deshalb gesondert betrachtet. Die Tabelle zeigt, dass die berechneten Gesundheitseffekte in Deutschland im Vergleich zu den Ergebnissen für Frankreich um etwa die Hälfte höher sind. Grund hierfür sind die Unterschiede in den Energiesektoren der beiden Länder, v.a. hinsichtlich der Erzeugung von Strom aus Kohle. Zudem wird ersichtlich, dass die Schadstoffemissionen in Deutschland und Frankreich mehr als ein Drittel der gesamten Gesundheitseffekte durch die Emissionen der Wirtschaftsbereiche in allen EU-27 Mitgliedsstaaten verursachen.

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der berechneten Gesundheitseffekte durch Schadstoffemissionen in DALY im Jahr 2000

Land	Millionen DALY	% von EU-27
Deutschland	1,30	24
Frankreich	0,89	16
EU-27	5,40	100

Die Berechnung der gesamten Schadenskosten durch die Schadstoffemissionen in Deutschland, Frankreich und der EU-27, die neben den monetarisierten Gesundheitsschäden auch die

Schäden durch Biodiversitätsverluste an Ökosystemen und die Schäden durch Treibhausgasemissionen umfassen, ergibt ein ähnliches Bild. Tabelle 8-2 zeigt, dass die gesamten Schadenskosten durch die Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche in der EU-27 561 Milliarden €₂₀₁₀ betragen. Die Schadenskosten in Deutschland und Frankreich sind für mehr als ein Drittel dieser Gesamtschadenskosten in Europa verantwortlich. Die Tabelle verdeutlicht zudem, dass der Großteil der entstandenen Schäden durch negative Auswirkungen auf die Gesundheit erfolgt. An zweiter Stelle stehen die Schadenswirkungen von Treibhausgasen, wobei neben den Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O erstmals auch die Erderwärmungspotentiale der Luftschadstoffe SO₂, NMVOC, CO sowie der Anteile von Ruß (BC) und organischem Kohlenstoff (OC) an den Emissionen von PPM_{2,5} berücksichtigt wurden. Dabei ergeben sich für die Emissionen von SO₂ und OC negative, d.h. kühlende, Effekte für den Klimawandel auf der Erde, die zu einer Verringerung der Klimaschadenskosten führen. Die Schäden an den Ökosystemen haben den geringsten Anteil an den Gesamtschadenskosten. Einen wichtigen Anteil an diesen Gesamtschadenskosten nehmen die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, d.h. überwiegend aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen ein. Diese Emissionen verursachen etwa ein Drittel der Gesamtschäden in Deutschland und fast zwei Drittel der Gesamtschäden in Frankreich. Der Grund dafür liegt in den höheren Emissionen von gesundheitsschädlichen Schadstoffen, v.a. von Feinstaub, in Frankreich für diesen Bereich. Für die gesamte EU-27 haben die Emissionen aus den Verbrauchssektoren einen Anteil von etwas mehr als 40% an den Gesamtschadenskosten.

Tabelle 8-2: Zusammenfassung der berechneten Schadenskosten durch Luftschadstoffemissionen aus allen Sektoren im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Schadenskategorie	Deutschland	Frankreich	EU-27
Gesundheit	87,3	65,9	382,8
Umwelt	19,0	8,1	70,8
Klima	24,4	13,5	107,3
Summe	130,7	87,5	560,9

Die berechneten Gesamtschadenskosten durch Gesundheitseffekte ergeben Schadenskosten im Jahr 2000 von etwa 1.063 €₂₀₁₀ pro Einwohner in Deutschland, 1.088 €₂₀₁₀ pro Einwohner in Frankreich und 793 €₂₀₁₀ pro Einwohner für alle EU-27 Mitgliedsstaaten.

Mit Hilfe der Produktionskoeffizienten aus den Input-Output-Tabellen können nicht nur die Schadenskosten durch die Emissionen der Wirtschaftsbereiche, die bei den unterschiedlichen Produktionsprozessen zur Herstellung von Konsumgütern innerhalb der Sektoren freigesetzt werden, sondern auch die Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen der Herstellung von Konsumgütern abgeleitet werden, letztere werden hier als ‚indirekte‘ Emissionen bezeichnet. Diese Koeffizienten ergeben sich aus der Berechnung der Leontief-Inversen Form der Input-Output Matrizen. Somit können die Schadenskosten für die gesamten Emissionen, d.h. die direkten und indirekten Emissionen, aus den Herstellungsprozessen der Endprodukte der verschiedenen Wirtschaftsbereiche ermittelt werden. In dieser Arbeit

wurden die Schadenskosten durch die Emissionen, die im Inland bei der Herstellung von Konsumgütern für den nationalen Verbrauch freigesetzt werden, sowie die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Importen und Exporten für die betrachteten Länder ermittelt. Zusätzlich wurden in diesem Zusammenhang auch die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Nutzung der Konsumgüter, v.a. der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen im Straßenverkehr und in Kleinf Feuerungsanlagen, betrachtet. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tabelle 8-3 zusammengefasst. Daraus wird nochmals deutlich, dass die Schadenkosten durch die gesamten Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern in Deutschland und Frankreich geringer sind als die Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Importgütern im Ausland. Der Grund hierfür ist die Bedeutung des Handels der europäischen Länder mit weiteren EU-27 Mitgliedsstaaten. Die Emissionen in den anderen europäischen Ländern werden mit deutlich höheren Schadenskosten bewertet als die Emissionen in den meisten Ländern außerhalb Europas. Dies ist ein Resultat der verwendeten Schadensfaktoren, die für die nicht-europäischen Länder anhand einer Anpassung der europäischen Durchschnittswerte über die Kaufkraftparitäten abgeschätzt wurden. Zudem wurde bei dieser Umrechnung angenommen, dass die Ausbreitung der Schadstoffe in der Luft, die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen und die verwendeten Zahlungsbereitschaftsstudien in diesen Ländern den zugrundeliegenden Daten für Europa entsprechen. Dieser Unterschied in den Schadensfaktoren führt auch dazu, dass die berechneten Schadenskosten durch die Emissionen aus der Herstellung von Exportgütern in der EU-27 höher sind als die Schadenskosten durch die Emissionen aus Herstellung von Importgütern für die EU-27.

Tabelle 8-3: Zusammenfassung der berechneten Schadenskosten durch die gesamten Emissionen im Jahr 2000, in Milliarden €₂₀₁₀

Land	Herstellung im Inland	Verwendung der Konsumgüter	Importe	Exporte
Deutschland	73,3	43,5	17,1	12,2
Frankreich	30,9	55,4	10,7	6,8
EU-27	372,2	238,5	25,8	30,6

8.2 Zusammenfassung der Internalisierungsansätze

In dieser Arbeit wurden drei Ansätze zur Internalisierung der errechneten Schadenskosten im Rahmen der Input-Output-Rechnung hergeleitet und verwendet: die Internalisierung nach dem Verursacherprinzip, nach dem Inlandsprinzip und nach dem Verbraucherprinzip. Diese Ansätze unterscheiden sich im Umfang der zu internalisierenden Schadenskosten und in der dazu notwendigen Erweiterung der Input-Output-Rechnung. Die ersten beiden Ansätze beruhen auf den Schadenskosten durch die Emissionen aus den Produktionsprozessen zur Herstellung von Zwischen- und Endprodukten in den unterschiedlichen Wirtschaftsbereichen. Beim Inlandsprinzip werden die im Inland entstehenden Schäden ermittelt, unabhängig davon, ob die verursachenden Emissionen im Inland oder im Ausland erfolgen. Dabei werden die zu-

sätzlichen Schäden durch den grenzüberschreitenden Transport von Schadstoffen ins Inland den Schadenskosten durch die inländischen Emissionen im Inland hinzugerechnet und die Schadenskosten, die durch den Transport von im Inland emittierten Schadstoffen ins Ausland entstehen, davon abgezogen. Zudem werden auch die Schadenskosten durch Treibhausgasemissionen nicht berücksichtigt, da die Folgen des Klimawandels überwiegend in nicht-europäischen Ländern auftreten. Das Verbraucherprinzip hingegen umfasst alle Schadenskosten, die durch die Emissionen aus den Herstellungsprozessen und die Verwendung von Konsumgütern entstehen und damit auch diejenigen Schadenskosten die durch Emissionen aus der Herstellung von importierten Konsumgütern im Ausland verursacht werden. Das Verbraucherprinzip stellt eine Erweiterung des Verursacherprinzips dar, indem zusätzlich zu den Schadenskosten durch die Emissionen aus den Produktionsprozessen innerhalb der Sektoren auch die Schadenskosten durch die Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen berücksichtigt werden.

Die unterschiedlichen Ansätze und der Umfang der internalisierten Schadenskosten führten zu unterschiedlichen Korrekturen des BIP. Die prozentualen Änderungen des BIP für die drei Ansätze sind in der folgenden Tabelle 8-4 dargestellt. Für Deutschland ergibt sich demnach je nach gewähltem Internalisierungsansatz eine Korrektur des BIP zwischen 5,1% und 5,9%, wobei die Internalisierung nach dem Inlandsprinzip zu den höchsten Korrekturen des BIP führt. Für Frankreich ergibt die Internalisierung der Schadenskosten eine Korrektur des BIP zwischen 3,7% und 5,2%. Hier ist die Korrektur des BIP bei der Verwendung des Verbraucherprinzips am höchsten. Ein Unterschied in den Ergebnissen für Deutschland und Frankreich ergibt sich für den Inlandsansatz. Da Deutschland ein Netto-Importeur von Schadenskosten ist, erhöhen sich die zu internalisierenden Schadenskosten bei der Betrachtung der im Inland auftretenden Schadenskosten. Im Gegensatz dazu verringern sich die Schadenskosten für Frankreich, da Frankreich ein Netto-Exporteur der grenzüberschreitenden Schadstoffemissionen ist. Die Korrektur des BIP für die EU-27 nach dem Inlandsprinzip wurde aufgrund der Schwierigkeiten der Berechnung von Schadenskosten durch grenzüberschreitende Emissionen aus und in die Länder außerhalb der EU-27 nicht berechnet. Für die beiden anderen Ansätze ergibt sich eine Reduktion des BIP von zwischen 4,8% und 5,2%, wobei wiederum die größere Korrektur des BIP im Fall der Anwendung des Verbraucherprinzips ermittelt wurde.

Tabelle 8-4: Prozentuale Änderung des BIP nach Internalisierungsansatz für das Jahr 2000

Prozentuale Änderung	Deutschland	Frankreich	EU-27
Verursacherprinzip	5,4%	5,1%	4,8%
Inlandsprinzip	5,9%	3,7%	
Verbraucherprinzip	5,1%	5,2%	5,2%

Zusätzlich zur Korrektur des BIP wurden Indikatoren zur Einordnung der externen Schadenskosten im Verhältnis zur wirtschaftlichen Leistung der verschiedenen Sektoren in Deutschland errechnet. Dabei wurden sowohl das Verhältnis der Schadenskosten durch die

Schadstoffemissionen zur Bruttowertschöpfung als auch das Verhältnis dieser Schadenskosten zum Produktionswert der Sektoren ermittelt. Diese Indikatoren können politischen Entscheidungsträgern zusammen mit den gesamten Schadenskosten der einzelnen Wirtschaftsbereiche zusätzliche Informationen über Sektoren liefern, die für die Umsetzung energie- und umweltpolitischer Maßnahmen von besonderer Bedeutung sind. Eine zeitliche Fortschreibung der erweiterten Input-Output-Tabellen und die Berechnung und Internalisierung der Schadenskosten kann für die Betrachtung der ökonomisch-ökologischen Nachhaltigkeit der Entwicklung eines Landes genutzt werden.

8.3 Berücksichtigung nicht-marginaler Ereignisse

Eine Schwierigkeit im Zusammenhang mit der dargestellten Berechnung der externen Schadenskosten ergibt sich aus der Verknüpfung quasi-marginaler Kostenfaktoren mit den Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche. Da es sich bei den Emissionsdaten um die jährlichen Gesamtemissionen der verschiedenen Sektoren handelt, stellen diese keine marginalen Änderungen der Konzentrationen und der damit verbundenen Auswirkungen dar. Dieser Absatz dient dazu, diese Schwierigkeiten hinsichtlich der Berechnung der Schadenskosten für ganze Wirtschaftsbereiche zu diskutieren.

Die in dieser Arbeit ermittelten Kostensätze für verschiedene Luftschadstoffe stellen marginale Schadenkosten dar und geben somit Schadenswirkungen durch die zusätzliche Emission einer Tonne dieser Schadstoffe an. Eine grundsätzliche Untersuchung der Anwendbarkeit der marginalen Schadenskosten für die Berechnung der externen Kosten ganzer Sektoren wurde bereits von Krewitt et al. (1999) durchgeführt. Dabei wurde ein Ansatz vorgestellt, die gesamten Schadenskosten für den Energiesektor in einem Land zu berechnen. Die Schwierigkeiten, die sich bei dieser Anwendung der marginalen Kosten ergeben, beziehen sich vor allen Dingen auf die Annahme linearer Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Während diese Annahme bei der Betrachtung eines einzelnen Kraftwerksstandortes auf wenig Kritik stößt, ist diese Annahme nicht zwangsläufig auch für die Betrachtung der gesamten Emissionen eines Sektors von Gültigkeit. Die große Menge an Emissionen eines ganzen Sektors kann zu einer neuen Zusammensetzung der Schadstoffkonzentration mit schwer abschätzbaren Auswirkungen auf die Luftchemie und die resultierenden Auswirkungen führen. Diese nicht-linearen Effekte müssen im Rahmen von Chemietransportmodellen berücksichtigt werden und stellen keine marginalen Veränderungen dar.

Weiterhin ist die marginale Bewertungsmethode nicht mehr angemessen, wenn die nicht-marginalen Auswirkungen auch die Preise in der Volkswirtschaft beeinflussen. Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn größere Änderungen der Emissionsmengen zu zunehmenden Erkrankungen führen und es dadurch zu vermehrten Arbeitsausfällen kommt, die wiederum zu Produktivitätseinbußen führen und somit die Löhne und Gehälter einerseits und andererseits das Wohlbefinden der Bevölkerung, die Ausgaben für Medikamente und ärztliche Behandlungen beeinflussen. In der Untersuchung von Krewitt et al. werden allerdings Argumente dafür geliefert, dass die Anwendung der marginalen Schadensfaktoren auf die gesamten Emissionen eines Sektors keine Auswirkungen auf die Preise in der Volkswirtschaft ha-

ben. So wurde bei der Betrachtung von Ernteverlusten in Europa durch eine nicht-marginale Änderung der Emissionen nur eine kleine Änderung in den Ernteerträgen, verglichen mit der gesamten Ernteproduktion in Europa, festgestellt. Aus diesem Grund erweist sich die Verwendung der gegenwärtigen Marktpreise für die Bewertung von Ernteverlusten als angebracht. Das Gleiche gilt für die Bewertung von Materialschäden, da die Kosten für diese Schäden hauptsächlich aus den Lohnkosten bestehen und diese eine geringe Sensitivität gegenüber dem Schadensausmaß haben. Für die Bewertung von Sterbefällen ist der verwendete Wert für eine Änderung des Sterberisikos unabhängig von der gegenwärtigen Höhe dieses Risikos welche wiederum durch eine nicht-marginale Emissionsänderung beeinflusst wird.

In der ökonomischen Theorie entspricht die einfache Multiplikation der (marginalen) Kostenfaktoren mit den Emissionsmengen für die verschiedenen Schadstoffe mit dem Ansatz eines partiellen Gleichgewichts, da davon ausgegangen wird, dass sich die Auswirkungen der Emissionsänderungen ausschließlich auf die betrachteten Umwelt- und Gesundheitsschäden beziehen und dass diese keine weiteren Effekte in anderen Bereichen mit sich führen. Friedrich und Bickel (2001) betonen dabei die Bedeutung einer vollkommen elastischen Nachfrage. Wenn eine derartige Situation vorliegt, dann können auch nicht-marginale Umweltveränderungen, die ausschließlich entweder die Angebots- oder die Nachfrageseite eines Marktes betreffen, auch weiterhin über den Multiplikationsansatz bewertet werden. Nicht-marginale Veränderungen, die in unelastischen Märkten wirken, können somit nur über die Anwendung eines allgemeinen Gleichgewichtsansatzes betrachtet werden. Der Frage nach dem notwendigen Gleichgewichtsansatz für bestimmte umweltbezogene Faktoren widmen sich Kuik und Oosterhuis (2010). Bei ihren Betrachtungen stehen dabei immer die Auswirkungen der Umweltveränderungen auf den Arbeitsmarkt im Mittelpunkt, da dieser bereits ohnehin in vielen Industrieländern sehr verzerrt ist und einen großen Einfluss auf die gesellschaftliche Wohlfahrt hat.

Eine Erhöhung der Abgaben in Form von Steuern, Gebühren usw. um umweltpolitische Maßnahmen zu finanzieren, führt dazu, dass den Arbeitnehmern weniger Reallohn zur Verfügung steht. Klassische Arbeitsmarktmodelle folgern daraus, dass die Arbeitnehmer dann weniger Zeit für die Arbeit aufbringen werden und mehr für ihre Freizeit als sie das in einem Szenario ohne erhöhte Abgaben machen würden. Dies liegt darin begründet, dass die Arbeitnehmer zwischen dem Nutzen, also dem Einkommen, einer zusätzlichen Arbeitsstunde und dem Nutzen der Freizeit abwägen. Fallen die Löhne, fällt somit auch der Nutzen der Arbeit. Während die Entscheidung für vermehrte Freizeit aus der Optimierungsentscheidung des individuellen Arbeitnehmers erfolgt, ergibt sich daraus ein Problem für die gesellschaftlich optimale Nutzung der Zeit. Kuik und Oosterhuis betonen allerdings, dass auch die Vorteile aus den umweltpolitischen Maßnahmen für die Arbeitnehmer, z.B. bessere Luftqualität am Arbeitsplatz, in diese Entscheidungsfindung mit einbezogen werden sollte. In einer qualitativen Untersuchung, welche Umwelteffekte im Rahmen einer nicht-marginalen bzw. allgemeinen Gleichgewichtsmethode betrachtet werden sollen, kommen Kuik und Oosterhuis (2010)

zu dem Ergebnis, dass die Gesundheitseffekte aus Veränderungen in der Luftqualität in diese Kategorie fallen.

Aus den dargelegten Ansätzen von Krewitt et al. (1999) und Kuik und Oosterhuis (2010) kann demnach abgeleitet werden, dass eine Anwendung marginaler Kostenfaktoren für die Berechnung der gesamten externen Schadenskosten eines Sektors durchgeführt werden kann. Die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen von nicht-marginalen Änderungen in den emittierten Schadstoffmengen sollten demnach aber im Rahmen von allgemeinen Gleichgewichtsmodellen ermittelt werden. Das vorrangige Ziel dieser Arbeit war die Ermittlung der gesamten externen Schadenskosten für eine große Anzahl unterschiedlicher Wirtschaftssektoren und deren Internalisierung im Rahmen der die VGR. Eine Berechnung von gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen unter Verwendung von allgemeinen Gleichgewichtsmodellen wurde aufgrund der verfügbaren Datenlage nicht durchgeführt.

8.4 Darstellung des weiteren Forschungsbedarfs

8.4.1 Unsicherheiten in den Schadenskosten

Die Berechnung der externen Schadenskosten ist mit einigen Unsicherheiten versehen. Diese wurden nach Möglichkeit direkt in den entsprechenden Kapiteln ausgewiesen. Dabei wurden sowohl quantitative als auch qualitative Unsicherheitsbetrachtungen berücksichtigt. Die Unsicherheiten in den Kostenfaktoren und den damit abgeleiteten Schadenskosten setzen sich dabei aus Unsicherheiten in den angewendeten Konzentrations-Wirkungsbeziehungen (CRF, concentration-response function), den Zahlungsbereitschaftsangaben und den Emissionsdaten zusammen. Während die geometrische Standardabweichung der monetären Werte etwa drei-beträgt, beträgt sie für die Emissionsdaten zwischen zwei und drei. Diese Unsicherheiten müssen bei der Verwendung der berechneten Gesamtschadenskosten berücksichtigt werden. Darüber hinaus ist weitere Forschungsarbeit notwendig, um die Unsicherheiten in den Kostenfaktoren zu quantifizieren und einzuschränken.

8.4.2 Schadenskosten für nicht-europäische Länder

Zusätzlicher Forschungsbedarf hinsichtlich der externen Schadenskosten ergibt sich auch bei den betrachteten nicht-europäischen Ländern. Die Abschätzung der Schadenskosten für diese Länder wurde in der vorliegenden Arbeit auf Basis von Anpassungen der monetären Durchschnittswerte für die EU-27 mittels kaufkraftgewichteten Pro-Kopf-Einkommen durchgeführt. Dabei wurde allerdings angenommen, dass die Ausbreitungen der Schadstoffe in der Luft, die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen und die Zahlungsbereitschaften für diese Länder den zugrundeliegenden Daten für Europa entsprechen. Es ist allerdings zu betonen, dass die Verwendung der kaufkraftgewichteten Pro-Kopf-Einkommen nicht bedeutet, dass die negativen Auswirkungen der Schadstoffemissionen auf die Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima in den nicht-europäischen Ländern als weniger bedeutend zu erachten sind. Diese Anpassung stellt lediglich eine Anpassung der für Europa gültigen monetären Werte an das Zahlungsniveau in den jeweiligen Ländern anhand der Unterschiede in den verfügbaren

Einkommen dar. Eine Alternative wäre die unangepasste Verwendung der europäischen Einkommen was zu einer Überschätzung der Schadenskosten in den nicht-europäischen Ländern führen würde. Eine besondere Rolle nimmt in diesem Zusammenhang die Ländergruppe „Restliche Welt“ ein. Diese Gruppe umfasst in der EXIOBASE Datenbank die sehr heterogene Gruppe von Ländern, die nicht gesondert ausgewiesen werden. Diese Gruppe ist demnach für 5% des weltweiten BIPs verantwortlich. Die Berechnung von Schadenskosten für diese Gruppe auf Basis des dargestellten Ansatzes über die Kaufkraftparitäten kann nur als eine sehr grobe Annäherung bezeichnet werden. Während die Daten für die wirtschaftlichen Aktivitäten dieser Ländergruppe der EXIOBASE Datenbank entnommen werden können, bedürfen die verwendeten Schadenskosten für die Bewertung der Emissionen aus dieser Ländergruppe weiteren Forschungsbedarf.

8.4.3 Externe Kosten durch Lärm, Landnutzungsänderungen und Ressourcenabbau

Bei der Berechnung der externen Schadenskosten wurden die Auswirkungen von Schadstoffen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und den Klimawandel betrachtet. Eine Untersuchung der externen Kosten von Lärm oder Landnutzungsänderungen wurde nicht durchgeführt, da diese Daten nicht in der EXIOBASE Datenbank verfügbar sind. Demgegenüber sind Daten zum Ressourcenverbrauch der verschiedenen Sektoren in der Datenbank enthalten. Eine Berechnung der externen Kosten, die damit verbunden sind, wurde allerdings nicht durchgeführt, da angenommen wurde, dass es einen Marktpreis für diese Rohstoffe gibt, der die Knappheit der Rohstoffe widerspiegelt, die Knappheit der Rohstoffe ist somit im Marktpreis bereits enthalten. Zukünftige Forschungsarbeiten sollten die Validität dieser Annahme überprüfen.

8.4.4 EXIOBASE Datenbank

In der EXIOBASE Datenbank sind die Emissionen aus dem Straßenverkehr größtenteils dem gesondert betrachteten Bereich der Emissionen aus den Verbrauchssektoren zugeordnet. Eine genaue Zuordnung der Verkehrsaktivitäten zu den einzelnen Sektoren erfordert entsprechende Informationen über die verschiedenen Wirtschaftsbereiche. Zudem ergab sich bei der Internalisierung der Schadenskosten, dass in der EXIOBASE Datenbank für manche Sektoren Emissionen geliefert werden, denen jedoch keine wirtschaftlichen Daten gegenüberstehen. Eine detailliertere Aufstellung der Emissionen der verschiedenen Sektoren würde zu einer höheren Genauigkeit in den berechneten Schadenskosten und somit zu einer Verbesserung der Ergebnisse führen. Ein ähnliches Problem ergab sich bei der Betrachtung des Außenhandels der Länder. Bei der Verknüpfung der Länder mittels der Handelsdaten zu Erstellung der MREEIO ergaben sich Differenzen zu den offiziell berichteten Daten der verschiedenen Länder. Diese Daten führen zu einer Asymmetrie in den Input-Output-Tabellen der Länder und zu Ungenauigkeiten in den Berechnungen der Schadenskosten für den Außenhandel. Diese Schwierigkeiten können durch weitere Forschungsarbeiten gemindert werden und zu einer Verbesserung der Berechnungen führen. Das EXIOPOL-Nachfolgeprojekt CREEA (Compi-

ling and Refining Environmental and Economic Accounts) hat sich eine Überarbeitung und Fortschreibung der Input-Output-Tabellen zum Ziel gesetzt, so dass die beschriebenen Probleme behoben werden könnten.

8.4.5 Internalisierung der Schadenskosten

Die beschriebenen Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten dienen als erste Vorschläge zur Berücksichtigung der externen Schadenskosten in den Input-Output-Tabellen und damit den Systemen der VGR. Aufgrund der limitierten Forschung bezüglich der Internalisierung von externen Kosten in die VGR mit Hilfe von Input-Output-Tabellen konnte dieses Vorgehen nur in geringem Umfang mit bereits bestehenden Ansätzen verglichen werden. Auch hier ist noch weitere Forschungsarbeit, insbesondere für weitere Jahre, aufbauend auf den Ansätzen in dieser Studie notwendig.

9 Zusammenfassung

Das Ziel dieser Arbeit war die Entwicklung einer Methode zu Berechnung der externen Schadenskosten von Umwelt- und Gesundheitsschäden für ganze Wirtschaftssektoren. Dafür wurde zunächst die bestehende Liste der Schadstoffe, deren Schadenswirkungen bisher bewertet werden konnten, um weitere Schadstoffe erweitert. Insgesamt werden in dieser Arbeit 29 Schadstoffe und deren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und den Klimawandel durch Ausbreitung in Luft, Boden und Wasser untersucht. Die betrachteten Schadstoffe wurden ebenfalls im Rahmen der Studie als die für die Berechnung externer Schadenskosten in Europa hinsichtlich ihrer Schadenspotentiale relevantesten Substanzen identifiziert. Dies wurde anhand einer Abschätzung der gesamten Emissionen und deren Schadensbewertung für eine große Zahl verschiedener Substanzen in Europa ermittelt. Die Berechnung der Schadenskosten für ganze Wirtschaftssektoren stellt eine Erweiterung der bisher gängigen Untersuchung einzelner Punktquellen dar. Die Berechnung für Punktquellen beruht auf anlagespezifischen Daten hinsichtlich des Betriebs und des Standorts und ermöglicht so die Einberechnung der räumlichen und zeitlichen Eigenschaften der in die Luft freigesetzten Schadstoffe. Um diese grundlegenden Charakteristika für die Abschätzung der Schadenswirkungen der verschiedenen Schadstoffe auch auf der übergeordneten Ebene ganzer Wirtschaftsbereiche zu berücksichtigen, wurden die Emissionen der betrachteten Wirtschaftssektoren anteilig auf ihre durchschnittliche Emissionshöhe und ihre Quellen in städtischen und ländlichen Gebieten aufgeteilt. Die Emissionshöhen wurden dabei in vier Klassen unterteilt: bodennahe (Straßenverkehrs-)Emissionen sowie Freisetzungen aus 3-20m, 20-100m und über 100m Höhe. Für diese Emissionskategorien wurden monetäre Kostenfaktoren abgeleitet, in dem einerseits Berechnungen auf Basis des EcoSenseWeb Modells und andererseits Schadensfaktoren aus der LCIA Datenbank IMPACT2002+ verwendet wurden. Die Ergebnisse wurden in dieser Arbeit dahingehend ergänzt, dass eine Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Emissionen für Feinstaub ermöglicht und eine Anpassung der generischen Schadensfaktoren an die verschiedenen Emissionshöhen erreicht wurde. Die Anpassungen stellen eine Verbesserung der bisherigen Methode zur Berechnung der externen Schadenskosten dar und dienen dazu, die Schadenskosten der verschiedenen Sektoren möglichst genau zu bestimmen. Eine zusätzliche Weiterentwicklung der bestehenden Ansätze ist durch die Berücksichtigung der Erwärmungspotentiale der Luftschadstoffe SO_2 , NMVOC, CO und Feinstaub ($\text{PPM}_{2.5}$) in Form von Ruß (BC) und organischem Kohlenstoff (OC) gegeben. Dabei wurden auch die negativen, d.h. kühlenden, Effekte von SO_2 und OC auf den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur betrachtet und in die Berechnungen einbezogen. Neben der monetären Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsschäden wurde auch eine Berechnung der Gesundheitseffekte über den Indikator der Lebensjahre mit eingeschränkter Lebensqualität (disability adjusted life years, DALY) dargestellt. Diese Schadensfaktoren wurden analog zu den monetären Kostenfaktoren ebenfalls für die verschiedenen Emissionshöhen und die Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Quellen abgeleitet.

Die ermittelten Schadenskosten für die verschiedenen Schadstoffe wurden anschließend auf die Emissionsdaten der im Rahmen des EXIOPOL Projekts erstellten EXIOBASE Datenbank angewendet. Die vorliegenden Daten ermöglichen eine Quantifizierung und einen Vergleich der externen Schadenskosten durch Emissionen für die verschiedenen Wirtschaftssektoren für Deutschland, Frankreich und die gesamte EU-27. Die EXIOBASE Datenbank umfasst die Input-Output-Tabellen für 43 Länder und untergliedert diese in 130 Wirtschaftsbereiche. Diese umfangreiche Datensammlung ermöglichte neben der Berechnung der Schadenskosten durch Emissionen aus der inländischen Produktion in den drei betrachteten Ländern auch eine Ermittlung der externen Schadenskosten durch Emissionen aus den Herstellungsprozessen von Konsumgütern, einschließlich der Emissionen aus vorgelagerten Prozessen, sowie durch Emissionen aus der Herstellung von Import- und Exportgütern.

Neben der Berechnung der Schadenskosten durch die Emissionen aus den verschiedenen Wirtschaftsbereichen wurden in dieser Arbeit unterschiedliche Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung im Rahmen von Input-Output-Tabellen präsentiert. Die Berechnung der externen Schadenskosten ermöglicht es, eine Verknüpfung zwischen den monetären Angaben für die wirtschaftlichen Beziehungen zwischen den verschiedenen Sektoren in der klassischen Input-Output-Tabelle und den physischen Angaben für die Umweltfaktoren, z.B. Luftverschmutzung, Ressourcenverbrauch oder Landnutzung, in den Satellitentabellen herzustellen. In der vorliegenden Arbeit wurden ausschließlich die Auswirkungen von Luftschadstoffen betrachtet. Die drei betrachteten Ansätze zur Internalisierung der Schadenskosten durch die direkten Emissionen der verschiedenen Wirtschaftsbereiche sowie durch die gesamten Emissionen aus der Herstellung und Nutzung von Konsumgütern führen zu einer Anpassung oder Korrektur der wirtschaftlichen Daten wie dem Bruttoinlandsprodukt. Zudem kann über die Korrektur des Nettoinlandsprodukts ein Ökoinlandsprodukt ermittelt werden. Die dargestellten Ansätze unterscheiden sich hinsichtlich des Umfangs der Internalisierung der externen Schadenskosten und der Durchführbarkeit. Dabei hat sich gezeigt, dass für die Internalisierung der Schadenskosten das Verursacherprinzip besonders geeignet ist, da sowohl die Verfügbarkeit von Daten als auch die internationale Anerkennung für die Anwendung dieses Ansatzes sprechen. Zusätzlich können die internalisierten Schadenskosten für die Berechnung unterschiedlicher Indikatoren genutzt werden. Als Beispiele für eine Anwendung wurden die Schadenskosten durch Luftschadstoffemissionen pro € Produktionswert und pro € Bruttowertschöpfung für verschiedene Wirtschaftssektoren dargestellt. Diese Indikatoren können politischen Entscheidungsträgern zusammen mit den berechneten Gesamtschadenskosten bei der Auswahl und Umsetzung umweltpolitischer Maßnahmen von Nutzen sein.

In dieser Arbeit wurde ein umfassender Ansatz zur Berechnung von Schadenskosten für Gesundheits-, Ökosystem- und Klimaeffekte erarbeitet, der es ermöglicht die Schadenskosten durch die Emissionen verschiedener Wirtschaftsbereiche zu bestimmen. Zudem wurde eine Methode zur Internalisierung der Schadenskosten im Rahmen der Input-Output-Rechnung entwickelt und Ansätze zur Korrektur des BIP sowie zur Berechnung eines ÖIP

dargestellt. Auf diese Weise konnte die Lücke zwischen den bestehenden monetären Indikatoren der VGR und den physischen Daten der ökologischen Bilanzierung geschlossen werden.

Literaturverzeichnis

- AG Energiebilanzen (2012):** *Bruttostromerzeugung in Deutschland von 1990 bis 2011 nach Energieträgern*. Stand 01.08.2012, abrufbar unter: <http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=65>
- Amann et al. (2010)**, Amann, M., Bertok, I., Heyes, C., Klimont, Z., Kupiainen, K. und Schöpp, W. (2010): *Identifying promising measures that could help reducing near term forcing – State of play of the UNEP BC assessment*. 38th Session of the Task Force on Integrated Assessment Modelling, Dublin, May 17-19, 2010
- Anthoff (2004)**, Anthoff, D. (2004): *Social Costs of Carbon: Equity Weighting*. MSc Thesis for Environmental Change and Management; University of Oxford; 2 September 2004
- Arrow et al. (1993)**, Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R. und Schuman, H. (1993): *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. National Oceanic and Atmospheric Administration, January 1993
- ATSDR (2011):** *Toxikologische Profile verschiedener Substanzen*, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Center for Disease Control and Prevention, US Department of Health and Human Services, <http://www.cdc.gov/>
- Bartelmus et al. (1991)**, Bartelmus, P., Stahmer, C. und Van Tongeren, J. (1991): *Integrated Environmental and Economic Accounting: Framework for a SNA Satellite System*. Review of Income and Wealth; Series 37, No. 2, June 1991
- Bartelmus et al. (2003)**, Bartelmus, P., Albert, J. und Tschochohei, H. (2003): *Wie teuer ist (uns) die Umwelt? – Zur umweltökonomischen Gesamtrechnung in Deutschland*. Wuppertal Papers Nr. 128, März 2003, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie
- Baud (2007)**, Baud, S. (2007): *Integrierte NAMEA – Österreich 1995-2005*. Projektbericht; Statistik Austria, Wien 2007
- Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnungen (2002):** *Umweltökonomische Gesamtrechnungen; Vierte und abschließende Stellungnahme zu den Umsetzungskonzepten des Statistischen Bundesamtes* Beirat beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Wiesbaden
- Bleses (2007)**, Bleses, P. (2007): *Input-Output-Rechnung*. In *Wirtschaft und Statistik* 1/2007, Statistisches Bundesamt, Seite 86-96
- BMU (2012)**, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Nachhaltigkeit als Integrationsaufgabe*. Mai 2012, http://www.bmu.de/nachhaltige_entwicklung/stategie_und_umsetzung/praktizierte_nachhaltigkeit/doc/2397.php
- Brundtland Kommission (1987)**, The World Commission on Environment and Development: *Our Common Future*. Oxford, Oxford University Press
- Carson et al. (2001)**, Carson, R.T., Flores, N.E. und Meade, N.F. (2001): *Contingent Valuation: Controversies and Evidence*. *Environmental and Resource Economics* 19, S. 173-210
- Center for International Comparisons (2012):** *Penn World Table*; Version 7.0; University of Pennsylvania; zuletzt aufgerufen am 21.03.2012 unter http://pwt.econ.upenn.edu/php_site/pwt_index.php

- Daly und Cobb (1989)**, 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 Ceuster et al. (2007)**, De Ceuster, G., van Herbruggen, B., Ivanova, O., Carlier, K., Martino, A. und Fiorello, D. (2007): *TREMOVE – Service contract for the further development and application of the transport and environmental TREMOVE model*. Lot 1 - Improvement of the data set and model structure; Final report, European Commission; DG Environment; July 2007
- De Koning et al. (2011)**, De Koning, A., Heijungs, R. und Tukker, A. (2011): *Full EXIOBASE database management system including agreed scripts operational*. Technical Report. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DIII.4.b.-5; CML, Leiden
- Desaigues et al. (2011)**, Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlova, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchinson, M., Jeanrenaud, J., Kaderjak, P., Máca, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, P., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szántó, R. und Urban, J. (2011): *Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)*. Ecological Indicators 11 (2011); S. 902-910; doi:10.1016/j.ecolind.2010.12.006
- Diamond und Hausman (1994)**, Diamond, P.A. und Hausman, J.A. (1994): *Contingent Valuation: Is some number better than no number?* The Journal of Economic Perspectives, Vol. 8, Issue 4, S. 45-64
- Diefenbacher und Zieschank (2010)**, Diefenbacher, H. und Zieschank, R. (2010): *Wohlfahrtsmessung in Deutschland – Ein Vorschlag für einen nationalen Wohlfahrtsindex*. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 3707 11 101/01, UBA-FB 001328
- Dietz und Neumayer (2007)**, Dietz, S. und Neumayer, E. (2007): *Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement*. Ecological Economics, 61 (2007), S. 617-626
- Douros et al. (2009)**, Douros, I., Tsegas, G. und Naneris, C. (2009): *Report on Sub-grid atmospheric dispersion models*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Rs1b_TP1.3 – update; Laboratory of Heat Transfer and Environmental Engineering, Aristotle University of Thessaloniki
- Drechsler (1976)**, Drechsler, L. (1976): *Problems of recording environmental phenomena in national accounting aggregates*. Review of Income & Wealth, Vol. 22, No. 3; S. 239-252
- Droste-Franke (2005)**, Droste-Franke, B. (2005): *Quantifizierung von Umweltschäden als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen*. Dissertation; Institut für Energiewirtschaft und Rationellen Energieanwendung, Universität Stuttgart.
- EEA (2011)**: *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe*. EEA Technical Report No. 15/2011, Europäische Umweltagentur, ISSN 1725-2237
- EEA (2012)**: *Environmental Indicator Report 2012 – Ecosystem resilience and resource efficiency in a green economy in Europe*. Europäische Umweltagentur, ISBN 978-92-9213-315-3

- EG (2004):** Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden. Amtsblatt der Europäischen Union L143/56
- EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (2009):** *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2009 – Technical guidance to prepare national emission inventories.* EEA report, European Environmental Agency.
- EMEP/CORINAIR (2007):** *Emission Inventory Guidebook – 2007.* Technical Report No. 16/2007; European Environmental Agency
- EMEP (2011):** *Emissionsdaten für Deutschland.* EMEP Datenbank, verfügbar unter <http://www.ceip.at/webdab-emission-database/>
- Endres (1994), Endres, A. (1994):** *Umweltökonomie – Eine Einführung.* Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, ISBN 3-534-12106-6
- ESVG (1996):** *Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen.* Verordnung (EG) Nr. 2223/96 des Rates vom 25. Juni 1996 zum Europäischen System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen auf nationaler und regionaler Ebene in der Europäischen Gemeinschaft
- Europäische Kommission (1990):** Verordnung (EWG) Nr. 3037/90 des Rates vom 9. Oktober 1990 betreffend die statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft; ABI. EG Nr L 293, S.1
- Europäische Kommission (1994):** *Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting – The Integration of Environmental and Economic Information Systems.* Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, KOM(94) 670, 21.12.1994, Brüssel
- Europäische Kommission (2009a):** *Förderung einer nachhaltigen Entwicklung durch die EU-Politik: Überprüfung der EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung 2009.* Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen; KOM(2009) 400; 24.7.2009; Brüssel
- Europäische Kommission (2009b):** *Das BIP und mehr – Die Messung des Fortschritts in einer Welt im Wandel.* Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, KOM(2009) 433, Brüssel
- Europäische Kommission (2010):** Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates für Europäische Umweltökonomische Gesamtrechnungen; KOM(2010)132, 2010/0073; Brüssel, 9.4.2010
- Eurostat (2007):** *Energy – Yearly statistics 2005.* Eurostat Statistical Books; Environment and Energy, 2007 edition; ISSN 1830-7833
- Eurostat (2008):** *Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables.* Eurostat Methodologies and Working Papers; 2008 edition; ISSN 1977-0375
- Eurostat (2010a):** *Energiestatistik – Mengen;* zuletzt aufgerufen am 14.09.2010 unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/energy/data/database>
- Eurostat (2010b):** *Abfallstatistik.* zuletzt aufgerufen am 28.01.2010 unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/database>
- Eurostat (2010c):** *Harmonisierte Verbraucherpreisindizes (HVPI).* zuletzt aufgerufen am 20.05.2010 unter: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/hicp/data/database>

- Eurostat (2011):** *Sustainable Development in the European Union; 2011 monitoring report of the EU sustainable development strategy*. Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 978-92-79-18516-8
- Eurostat (2012):** *Bruttoinlandsprodukt pro Kopf – Jährliche Daten*. zuletzt aufgerufen am 09.08.2012 unter: <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/setupModifyTableLayout.do>
- Eurostat (2013a):** *BIP und Hauptkomponenten - Jeweilige Preise*. Zuletzt aufgerufen am 07.12.2013 unter <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>
- Eurostat (2013b):** *ESVG 95 Aufkommens-, Verbrauchs- u. IO-Tabellen*. Zuletzt aufgerufen am 7.12.2013 unter: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/data/workbooks
- EXIOBASE (2012):** Datenbank aus den EU-Projekt EXIOPOL, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, verfügbar unter www.exioibase.eu. Die verwendeten Daten entsprechen der Version vom 20.02.2012
- Fantke (2008), Fantke, P. (2008):** *Parameterisation of the environmental fate and exposure assessment of WATSON*. Studienarbeit, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, Abteilung für Technikfolgenabschätzung und Umwelt
- FAO (2010):** *Food and Agricultural commodities production*. zuletzt aufgerufen am 10.02.2010 unter <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>
- Field und Olewiler (2002), Field, B.C. und Olewiler, N.D. (2002):** *Environmental Economics; Second Canadian Edition*; McGraw-Hill Ryerson Limited
- Friedrich und Bickel (2001), Friedrich, R. und Bickel, P. (2001):** *Environmental External Costs of Transport*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 2001, ISBN 3-540-42223-4
- Friedrich und Bickel (2005), Friedrich, R. und Bickel, P. (2005):** *ExternE - Externalities of Energy – Methodology 2005 update*. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg; EUR 21951 EN ISBN 92-79-00423-9, www.externe.info
- Friedrich (2007), Friedrich, R. (2007):** *ESPREME - Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe*. Abschlussbericht des ESPREME Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, zugänglich unter <http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>
- Friedrich et al. (2011), Friedrich, R., Kuhn, A., Bessagnet, B., Blesl, M., Bruchof, D., Cowie, H., Fantke, P., Gerharz, L., Grellier, J., Gusev, A., Haverinen-Shaughnessy, U., Van den Hout, D., Hurley, F., Huynen, M., Kampffmeyer, T., Karabelas, A., Karakitsios, S., Knol, A., Kober, T., Kollanus, V., Kontoroupi, P., Kuder, R., Kugler, U., Loh, M., Meleux, F., Miller, B., Müller, W., Nikolai, S., Panasiuk, D., Preiss, P., Rintala, T., Roos, J., Roustan, Y., Salomons, E., Sanchez Jimenez, A., Sarigiannis, D., Schenk, K., Shafir, A., Shatalov, V., Solomou, E., Theloke, J., Thiruchittampalam, B., Torras Ortiz, S., Travnikov, O., Tsyro, S., Tuomista, J., Vinneau, D., Wagner, S., Yang, A. (2011):** *Methods and results of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study*. Erstellt im Rahmen der integrierten HEIMTSA und INTARESE Projekte, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable D5.3.1/2; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU); Universität Stuttgart, www.heimtsa.eu und www.intarese.org

- Frischknecht et al. (2007)**, Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Hirschler, R., Hellweg, S., Nemecek, T., Rebitzer, G. und Spielmann, M. (2007): *Overview and Methodology*. Final report ecoinvent data v2.0, No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Fritsch et al. (2007)**, Fritsch, M., Wein, T. und Ewers, H.-J. (2007): *Marktversagen und Wirtschaftspolitik: Mikroökonomische Grundlagen des staatlichen Handelns*. 7. Auflage, Vahlers Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Verlag Vahlen
- Gabler (1997)**, Gabler (1997): *Gabler Wirtschaftslexikon*; Gabler Verlag 1997, <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/>
- Goedkoop und Spriensma (2001)**, Goedkoop, M. and Spriensma, R. (2001): *The Eco-Indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report*. PRé Consultants B.V., Amersfoort. p.132. Online publication at http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf
- Goedkoop et al. (2009)**, Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. und van Zelm, R. (2009): *ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - Report 1: Characterisation*. First edition, 6 January 2009
- Grossmann und Krueger (1995)**, Grossmann, G.M. und Krueger, A.B. (1995): *Economic Growth and the Environment*. The Quarterly Journal of Economics, Vol. 110, No. 2, S. 353-377, May 1995
- Guinée et al. (2002)**, Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, G., Kleijn, R., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R. und Huijbregts, M.A.J. (2002): *Handbook of Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards*. Book Series: Eco-Efficiency in Industry and Science, Vol. 7 Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, May 2002
- Hamilton (1994)**, Hamilton, K. (1994): *Green adjustments to GDP*; Resources Policy; Vol. 20, No. 3, S. 155-168
- Hamilton und Atkinson (1996)**, Hamilton, K. und Atkinson, G. (1996): *Air pollution and green accounts*. Energy Policy, Vol. 24; No. 7, S. 675-684
- Hanemann (1991)**, Hanemann, W.M. (1991): *Willingness to Pay and Willingness to Accept: How much can they differ?* The American Economic Review, Vol. 81, No 3, S. 635-647
- Hanemann (1994)**, Hanemann, W.M. (1994): *Valuing the Environment through Contingent Valuation*. The Journal of Economic Perspectives, Vol. 8, No. 4, S. 19-43
- Hartwick (1977)**, Hartwick, J.M. (1977): *Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources*. The American Economic Review, Vol. 67, No. 8 (Dec. 1977), S. 972-974; American Economic Association
- Heijungs (2012)**, Heijungs, R. (2012): *The CMLCA companion – User’s manual*. Version 5.2, Institute for Environmental Sciences, Department of Industrial Ecology, Leiden University
- Heijungs und de Koning (2013)**, Heijungs, R. und de Koning, A. (2013): *EXIOBASE-Daten und CMLCA-Software*, Persönliche Mitteilungen vom 22. und 23. Januar 2013
- Heineberg (2006)**, Heineberg, H. (2006): *Stadtgeographie*. Grundriss Allgemeine Geographie, 3. Auflage, Verlag Ferdinand Schöningh, Paderborn, 2006

- Hermele (2006)**, Hermele, K. (2006): *Greening the Human Development Index*. Paper presented to the Workshop on Trade and Environmental Justice, Lund University, 15-16 February 2006
- Hotelling (1931)**, Hotelling, H. (1931): *The Economics of Exhaustible Resources*. The Journal of Political Economy, Vol. 39, No. 2 (April 1931), S. 137-175
- Hueting (1989)**, Hueting, R. (1989): *Correcting National Income for Environmental Losses: Toward a practical solution*. In Ahmad, Y.J.; Serafy, S.E. und Lutz, E.: Environmental Accounting for Sustainable Development; The World Bank, Washington, D.C.
- Humbert et al. (2005)**, Humbert, S., Margni, M. und Jolliet, O. (2005): *IMPACT2002+: User Guide – Draft for version 2.1*. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Switzerland
- Hurley et al. (2005)**, Hurley, F., Hunt, A., Cowie, H., Holland, M., Miller, B., Pye, S., und Watkiss, P. (2005): *Development of methodology for the CBA of the Clean Air For Europe (CAFE) Programme, Volume 2: health impact assessment*, Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme, February 2005
- Hutla et al. (2013)**, Hutla, P., Petrackova, P. und Kara, J. (2013): *Experimental model of ammonia elimination by ozone in the air*. Research Institute of Agricultural Engineering, Vol. 59, No. 2, 39-45, Prag
- Initiative Pro Schornstein (2010)**: *Durchmesser von Schornsteinen*, Initiative Pro Schornstein e.V., www.proschornstein.de
- IPCC (2006)**: *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, April 2006, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- IPCC (2007a)**: IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4), Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007
- IPCC (2007b)**: Climate Change 2007, Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Executive Summary, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007
- IVHHN (2011)**: *Verweildauer von Chlorwasserstoff*, International Volcanic Health Hazard Network, Diese Informationen finden sich unter: http://www.ivhhn.org/index.php?option=com_content&view=article&id=85
- Jiang et al. (2009)**, Jiang, S., Wang, Z., Zhou, J., Wen, Z. und Zen, K. (2009): *A quantum chemistry study on reaction mechanisms of SO₂ with O₃ and H₂O₂*. Journal of Zhejiang University, Science A, 2009 10(9): 1327-1333
- Jolliet et al. (2003)**, Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. und Rosenbaum, R. (2003): *IMPACT2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology*. International Journal of Life Cycle Assessment; 8 (6); 324 – 330, www.epfl.ch/impact
- Klimont und Kupiainen (2004)**, Klimont, Z. und Kupiainen, K.: *Primary Emissions of Submicron and Carbonaceous Particles in Europe and the Potential for their Control*. Interim Report IR-04-079, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Austria
- Krewitt et al. (1999)**, Krewitt, W., Heck, T., Trukenmüller, A. und Friedrich, R. (1999): *Environmental damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe*. Energy Policy, 27 (1999), S. 173-183

- Kuik und Oosterhuis (2010)**, Kuik, O. und Oosterhuis, F. (2010): *Valuation of non-marginal externalities*. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DII.1.d-1.
- Kyoto Protokoll (1997)**: *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)
- Leontief (1966)**, Leontief, W. (1966): *Input-Output Economics*; Oxford University Press, New York
- Leontief (1970)**, Leontief, W. (1970): *Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach*. The Review of Economics and Statistics; Vol. 52, No. 3 (Aug. 1970), S. 262-271
- Lutter et al. (2011)**, Lutter, S., Acosta, J., Kuenen, J., Giljum, S., Wittmer, D. und Pulles, T. (2011): *Documentation (technical report) of data sets compilation for environmental extensions*. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DIII.2.b-2 und DIII.3.b-2
- Markandya (1998)**, Markandya, A. (1998): *The Valuation of health impacts in developing countries*. Planejamento e Politicas Publicas, No. 18, Dez DE 1998
- Markandya und Pavan (1999)**, Markandya, A. und Pavan, M. (1999): *Green Accounting in Europe - Four case studies*. Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Series on Economics, Energy and Environment, Kluwer Academic Publishers
- Markandya et al. (2000)**, Markandya, A., Mason, P. und Tamborra, M. (2000b): *Green National Accounting: Synthesising and Extending the Welfare based and Sustainability-Standard Based Approaches*. Paper prepared for the EVE workshop on "Green National Accounting in Europe: Comparison of Methods and Experiences" at the Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) in Milan, 4-7 March 2000
- Meadows et al. (1972)**, Meadows, D.H., Meadows, D.I., Randers, J. und Behrens III, W.W. (1972): *The Limits to Growth*. A Report for the Club of Rome's Projects on the Predicament of Mankind, Universe Books, New York
- Meadows et al. (2004)**, Meadows, D.H., Meadows, D.I. und Randers, J. (2004): *The Limits to Growth – The 30-year update*. Chelsea Green Publishing Company, ISBN: 1-931498-51-2
- MethodEx (2006)**: *Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates*. BeTa-MethodEx look-up tables for damage costs per tonne of emission for regional and global air pollutants, including trace metals and some organics (Version 1.07, 26th July 2006)
- Milego (2007)**, Milego, R. (2007): *Urban Morphological Zones 2000 – version F1v0: Definitions and procedural steps*. European Topic Center Terrestrial Environment, European Environmental Agency, February 2007
- Müller et al. (2009)**, Müller, W., Klotz, V. und Preiss, P. (2009): *Case study on metal industry - Final report including case studies and task 3 outputs*. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DII.5.a.-1; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU); Universität Stuttgart

- Müller et al. (2010)**, Müller, W., Preiss, P., Klotz, V. und Friedrich, R. (2010): *External cost values to be applied in the EE SUT framework*. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DIII.1.b.-2; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU); Universität Stuttgart
- Müller et al. (2011)**, Müller, W., Wille, V., Reumann-Schwichtenberg, J., Friedrich, R. und Arnold, S. (2011): *Modelling of environmental and social sustainability indicators - Final report: Suitable indicators and indicator values for selected scenarios*. Erstellt im Rahmen des IN-STREAM Projekts, 7. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable D5.1; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU); Universität Stuttgart
- Murray (1994)**, Murray, C.J.L. (1994): *Quantifying for the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years*. Bulletin of the World Health Organisation, 1994, 72 (3), S. 429-445
- New Economic Foundation (2009)**: *The Happy Planet Index 2.0 – Why good lives don't have to cost the earth*. 2009
- Nordhaus und Tobin (1972)**, Nordhaus, W.D. und Tobin, J. (1972): *Is Growth Obsolete?* Economic Growth; Fiftieth Anniversary Colloquium V, New York; National Bureau of Economic Research
- OECD (2011a)**: *Towards Green Growth*. Organisation for Economic Cooperation and Development, <http://www.oecd.org/greengrowth/48224539.pdf>
- OECD (2011b)**: *Consumer Price Indices*. Organisation for Economic Cooperation and Development, http://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=MEI_PRICES
- Ott et al. (2006)**, Ott, W., Baur, M., Kaufmann, Y., Frischknecht, R., Steiner, R. und ESU-services (2006): *Assessment of Biodiversity Losses*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; RS 1b_D4.2; econcept AG
- Pigou (1920)**, Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*; Macmillan and Co.; London
- Pope et al. (2011)**, Pope, C.A. III, Burnett, R.T., Turner, M.C., Cohen, A., Krewski, D., Jerrett, M., Gapstur, S.M. und Thun, M.J. (2011): *Pollution and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationships*. Environmental Health Perspectives, Vol. 119, Number 11, November 2011
- Potting (2000)**, Potting, J. (2000): *Spatial differentiation in life cycle impact assessment of human exposure from hair emissions: A framework, and site dependant factors to assess acidification and human exposure*. Proefschrift, Faculteit Scheikunde, Universiteit Utrecht
- Pregger und Friedrich (2009)**, Pregger, T. und Friedrich, R. (2009): *Effective pollutant emission heights for atmospheric transport modelling based on real-world information*. Environmental Pollution, Vol. 157, p. 552-560
- Preiss und Klotz (2007)**, Preiss, P. und Klotz, V. (2007): *EcoSenseWeb V1.3: User's Manual & Description of updated and extended draft tools for the detailed site-dependent assessment of external costs*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Technical Paper n° 7.4 – RS 1b; Universität Stuttgart – Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung – Abteilung für Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU), www.needs-project.org und <http://ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de>

- Preiss et al. (2008)**, Preiss, P., Friedrich, R. und Klotz, V. (2008): *Report on the procedure and data to generate average/aggregated data*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Deliverable n° 1.1_v1 – RS 3a; Universität Stuttgart – Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung – Abteilung für Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU), www.needs-project.org
- PRODCOM (2008)**, *Statistics on the production of manufactured goods Sold Volume ANNUAL 2008*. Version vom 08.07.2009. Eurostat. Verfügbar unter: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/prodcom/data/tables_excel
- Pulles et al. (2006)**, Pulles, T., Kok, H. und Quass, U. (2006): *Application of the emission inventory model TEAM: Uncertainties in dioxin emission estimates for central Europe*. Atmospheric Environment, 40 (2006), S. 2321-2332
- Pulles et al. (2007)**, Pulles, T., Van het Bolscher, M., Brand, R. und Visschedijk, A. (2007): *Assessment of global emissions from fuel combustion in the final decades of the 20th century – Application of the emission inventory model TEAM*. TNO report 2007-A-R0132/B
- Rio-Erklärung (1992)**: *Rio-Erklärung über Umwelt und Entwicklung*, Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED), Rio de Janeiro, 3-14 Juni 1992
- Schäfer und Stahmer (1989)**, Schäfer, D. und Stahmer, C. (1989): *Input-Output Model for the Analysis of Environmental Protection Activities*. Economic Systems Research, Vol.1, No.2, S. 203-228
- SEDAC (2006)**: *Gridded Population of the World*. Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Earth Observing System Data and Information System (EOSDIS) of the U.S. National Aeronautics and Space Administration, <http://sedac.ciesin.columbia.edu/>
- Shogren et al. (1994)**, Shogren, J.F., Shin, S.Y., Hayes, D.J. und Kliebenstein, J.B. (1994): *Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept*. The American Economic Review, Vol. 84, No. 1, S. 255-270
- Sieber und Ohlau (2009)**, Sieber, N. und Ohlau, K. (2009): *Description of the Results of the Case Studies*. Deliverable no. D5. Erstellt im Rahmen des ASSET (Assessing Sensitiveness to Transport) Projekts; 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Universität Stuttgart – Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung – Abteilung für Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)
- Simpson et al. (2003)**, Simpson, D., Fagerli, H., Jonson, J.E., Tsyro, S., Wind, P. und Tuovinen, J.-P. (2003): *Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe – Part 1*. Unified EMEP Model Description; EMEP report 1/2003; Norwegian Meteorological Institute, ISSN 0806-4520
- Solow (1974)**, Solow, R.M. (1974): *Intergenerational Equity and Exhaustible Resources*. Review of Economic Studies 41, S. 29-45 (Symposium Supplement)
- Spadaro und Rabl (2007)**, Spadaro, J.V. und Rabl, A. (2007): *Report on the methodology for the consideration of uncertainties*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Deliverable D7.2, ARMINES/Ecole des Mines
- Spadaro und Rabl (2008)**, Spadaro, J.V. und Rabl, A. (2008): *Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions*. Risk Analysis, Vol. 28, No. 3, 2008

- Srebotnjak et al. (2009)**, Srebotnjak, T., Gerdes, H., Best, A. und Cavalieri, S. (2009): *D2.1 Research Note: Evaluation of Indicators for EU Policy Objectives*. Deliverable D2.1. Erstellt im Rahmen des IN-STREAM Projekts, 7. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, 27 November 2009
- Stahmer (1983)**, Stahmer, C. (1983): *Umweltqualität und gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsmessung – Zum gegenwärtigen Stand der Forschung*. In Reich, U.-P. und Stahmer, C.; Gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsmessung und Umweltqualität – Beiträge zur Weiterentwicklung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen; Campus Verlag, Frankfurt/New York
- Stahmer (2000)**, Stahmer, C. (2000): *Das Magische Dreieck der Input-Output-Rechnung*. In Hartard, S.; Stahmer, C. und Hinterberger, F. (Hrsg.): *Magische Dreiecke – Berichte für eine nachhaltige Gesellschaft*; Metropolis Verlag Marburg
- Statistisches Bundesamt (2006)**: *Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – Input-Output Rechnung 2000*; Fachserie 18, Reihe 2, Tabelle 1.3, Wiesbaden 2006
- Statistisches Bundesamt (2008a)**: *Städte in Deutschland nach Fläche und Bevölkerung*; Auszug aus dem Gemeindeverzeichnis; MS-Excel Tabelle unter: http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Administrativ/Aktuell/05__StaedteAktuell.property=file.xls
- Statistisches Bundesamt (2008b)**: *Kreisfreie Städte und Landkreise nach Fläche, Bevölkerung und Zahl der Gemeinden*. Auszug aus dem Gemeindeverzeichnis; MS-Excel Tabelle unter: http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Administrativ/Aktuell/04__KreiseAktuell.property=file.xls
- Statistisches Bundesamt (2009a)**: *Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – Wichtige Zusammenhänge im Überblick*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2009
- Statistisches Bundesamt (2009b)**: *Außenhandel – Informationsbroschüre über Methoden, Erhebung und Aufbereitung sowie Veröffentlichung der Außenhandelsstatistik*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2009
- Stiglitz et al. (2009a)**, Stiglitz, J.E., Sen, A. und Fitoussi, J.-P. (2009a): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. September 14, 2009
- Stiglitz et al. (2009b)**, Stiglitz, J.E., Sen, A. und Fitoussi, J.-P. (2009b): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress Revisited – Reflections and Overview*. September 16, 2009
- Tarrasón (2006)**, Tarrasón, L. (2006): *Source-receptor calculation at the hemispheric level*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Technical Paper n°1.1 RS 1b; Norwegian Meteorological Institute – Research and Development Department – Section Air Pollution
- Tarrasón (2009)**, Tarrasón, L. (2009): *Report on deliveries of source-receptor matrices with regional EMEP Unified model*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Norwegian Meteorological Institute – Research and Development Department – Section Air Pollution
- Theloke und Preiss (2009)**, Theloke, J. und Preiss, P. (2009): *Emissionshöhen für verschiedene Sektoren aus dem EXIOPOL Projekt*. IER, Universität Stuttgart; Persönliche Mitteilung

- Theloke (2012)**, Theloke, J. (2012): *Zuordnung der Anteile von Ruß- und organischen Kohlenstoffemissionen an Feinstaub (PPM_{2.5}) für die verschiedenen Sektoren*. IER, Universität Stuttgart, Persönliche Mitteilung
- Torras Ortiz (2010)**, Torras Ortiz, S. (2010): *A hybrid dispersion modelling approach for quantifying and assessing air quality in Germany with focus in urban background and kerbside concentrations*. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart
- Torfs et al. (2007)**, Torfs, R., Hurley, F., Miller, B. und Rabl, A. (2007): *Final report on casual links between pollutants and health impacts – A set of concentration-response functions*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Rs1b_D3.7
- Trukenmüller (2007)**, Trukenmüller, A. (2007): *Modellrechnungen zur Immissionsbelastung bei verstärkter Verfeuerung von fester Biomasse in Feuerungsanlagen der 1.BImSchV*. Dessau.
- Tukker et al. (2006)**, Tukker, A., Huppes, G., Van Oers, L. und Heijungs, R. (2006): *Environmentally extended input-output tables and models for Europe*. European Commission, Joint Research Centre (DG JRC), Institute for Prospective Technological Studies, Report EUR 22194 EN
- Tukker und Heijungs (2008)**, Tukker, A. und Heijungs, R. (2008): *Definition study for the EE IO database*. Technical Report; Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Januar 2008
- Tukker et al. (2009)**, Tukker, A., Poliakov, E., Heijungs, R., Hawkins, T., Neuwahl, F., Rueda-Cantuche, J. M., Giljum, S., Moll, S., Oosterhaven, J. and Bouwmeester, M. (2009): *Towards a global multi-regional environmentally extended input-output database*. Ecological Economics, 68 (2009), S. 1928-1937
- Tukker et al. (2011)**, Tukker, A., Bouwmeester, M., Oosterhaven, J., De Koning, A. und Heijungs, R. (2011): *Policy impact assessment – resources, products and imports and exports*. Technical Report. Deliverable DIV.2.b. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission
- Tukker et al. (2013)**, Tukker, A., de Koning, A., Wood, R., Hawkins, T., Lutter, S., Acosta, J., Rueda Cantuche, J. M., Bouwmeester, M., Oosterhaven, J., Drosdowski, T. und Kuenen, J. (2013): *EXIOPOL – Development and illustrative analyses of a detailed global MR EE SUT/IOT*. Economic Systems Research, 25:1, 50-70
- UBA (2007)**: *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden: Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*. Umweltbundesamt, Dessau, April 2007
- UBA (2011)**: *Emissionsdaten für Deutschland*. Umweltbundesamt, verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>
- UNFCCC (2011)**: *Emissionsdaten für Deutschland*. United Nations Framework Convention on Climate Change, verfügbar unter http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5270.php
- Vereinte Nationen (1999)**: *Handbook of National Accounting: Handbook of Input-Output Table Compilation and Analysis*. Vereinte Nationen, Studies in Methods Series F, No. 74, New York, 1999

- Vereinte Nationen (2003):** *Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003*. Vereinte Nationen, Europäische Kommission, Internationaler Währungsfond, OECD, Weltbank; Series F, No. 61, Rev.1 (ST/ESA/STAT/SER.F/61/Rev.1)
- Vereinte Nationen (2012):** *System of Environmental-Economic Accounting – Central Framework*. White cover publication, pre-edited text subject to official editing. Vereinte Nationen, Europäische Kommission, FAO, Internationaler Währungsfond, OECD, Weltbank; http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/White_cover.pdf
- Verordnung über die Ausführung von Schornsteinfegerarbeiten im Land Hessen (1996):** Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Umwelt
- Watkiss et al. (2005),** Watkiss, P., Pye, S. und Holland, M. (2005): *CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020*. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. ENV.C.1/SER/2003/0027. April 2005
- Weber (2002),** Weber, T.A. (2002): *An Exact Relation Between Willingness to Pay and Willingness to Accept*. Economics Letters 80(3); September 2003; S. 311-315
- Weltbank (2012):** *Consumer Price Index*. World Databank, zuletzt aufgerufen am 24. April 2012 unter: http://databank.worldbank.org/ddp/home.do?Step=2&id=4&Display Aggregation=N&SdmxSupported=Y&CNO=2&SET_BRANDING=YES
- Woll (1981),** Woll, H. (1981): *Die Untauglichkeit des Indikators Sozialprodukt als Wohlfahrtsmaß*. Minerva-Fachserie Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Minerva Publikation München
- WWF (2007):** *Europe 2007: Gross Domestic Product and Ecological Footprint*. Global Footprint Network; Brüssel

Anhang A – Tabellen**Tabelle A-1:** Länder aus dem EU-Projekt EXIOPOL

Abkürzung	Land
AT	Österreich
BE	Belgien
BG	Bulgarien
CY	Zypern
CZ	Tschechische Republik
DE	Deutschland
DK	Dänemark
EE	Estland
ES	Spanien
FI	Finnland
FR	Frankreich
GR	Griechenland
HU	Ungarn
IE	Irland
IT	Italien
LT	Litauen
LU	Luxemburg
LV	Lettland
MT	Malta
NL	Niederlande
PL	Polen
PT	Portugal
RO	Rumänien
SE	Schweden
SI	Slowenien
SK	Slowakei
UK	Vereinigtes Königreich
US	USA
JP	Japan
CN	China
CA	Kanada
KR	Südkorea
BR	Brasilien
IN	Indien
MX	Mexiko
RU	Russland
AU	Australien
CH	Schweiz
TR	Türkei
TW	Taiwan
NO	Norwegen
ID	Indonesien
ZA	Südafrika
WW	Restliche Welt

Tabelle A-2: Liste der Wirtschaftssektoren für die Input-Output-Sektoren

#	NACE code	industry type name	Name des Sektors
1	i01.a	Cultivation of paddy rice	Anbau von Reis
2	i01.b	Cultivation of wheat	Anbau von Weizen
3	i01.c	Cultivation of cereal grains n.e.c.	Anbau von Getreide
4	i01.d	Cultivation of vegetables, fruit, nuts	Anbau von Gemüse, Früchten, Nüssen
5	i01.e	Cultivation of oil seeds	Anbau von Kernöl
6	i01.f	Cultivation of sugar cane, sugar beet	Anbau von Zuckerrohr
7	i01.g	Cultivation of plant-based fibres	Anbau von Faserpflanzen
8	i01.h	Cultivation of crops n.e.c.	Anbau von Feldfrüchten a.n.k.
9	i01.i	Cattle farming	Rinderhaltung
10	i01.j	Pigs farming	Schweinehaltung
11	i01.k	Poultry farming	Geflügelhaltung
12	i01.l	Meat animals n.e.c.	Tierhaltung zur Fleischproduktion
13	i01.m	Animal products n.e.c.	Sonstige Tierhaltung
14	i01.n	Raw milk	Rohmilchproduktion
15	i01.o	Wool, silk-worm cocoons	Wolle, Seide
16	i02	Forestry, logging and related service activities (02)	Forstwirtschaft, Abholzung und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen
17	i05	Fishing, operating of fish hatcheries and fish farms; service activities incidental to fishing (05)	Fischerei, Fischzucht und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen
18	i10	Mining of coal and lignite; extraction of peat (10)	Stein- und Braunkohlebergbau, Torfabbau
19	i11.a	Extraction of crude petroleum and services related to crude oil extraction, excluding surveying	Gewinnung von Erdöl und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen
20	i11.b	Extraction of natural gas and services related to natural gas extraction, excluding surveying	Gewinnung von Erdgas und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen
21	i11.c	Extraction, liquefaction, and regasification of other petroleum and gaseous materials	Gewinnung, Verflüssigung und Wiedervergasung anderer Rohöl und Erdgas Produkte
22	i12	Mining of uranium and thorium ores (12)	Abbau von Uran- und Thoriumerzen
23	i13.1	Mining of iron ores	Abbau von Eisenerz
24	i13.20.11	Mining of copper ores and concentrates	Abbau von Kupfererzen und –konzentraten
25	i13.20.12	Mining of nickel ores and concentrates	Abbau von Nickelerzen und –konzentraten
26	i13.20.13	Mining of aluminium ores and concentrates	Abbau von Aluminiumerzen und –konzentraten
27	i13.20.14	Mining of precious metal ores and concentrates	Abbau von Edelmetallerzen und –konzentraten
28	i13.20.15	Mining of lead, zinc and tin ores and concentrates	Abbau von Blei-, Zink- und Zinnerzen und –konzentraten
29	i13.20.16	Mining of other non-ferrous metal ores and concentrates	Abbau von Nicht-Eisen Metallen und –konzentraten
30	i14.1	Quarrying of stone	Förderung von Steinen
31	i14.2	Quarrying of sand and clay	Förderung von Sand und Ton
32	i14.3	Mining of chemical and fertilizer minerals, production of salt, other mining and quarrying n.e.c.	Abbau von chemischen und Düngemineralien, Herstellung von Salzen, Abbau und Förderung a.n.k.
33	i15.a	Processing of meat cattle	Verarbeitung von Rindfleisch
34	i15.b	Processing of meat pigs	Verarbeitung von Schweinefleisch
35	i15.c	Processing of meat poultry	Verarbeitung von Geflügelfleisch

#	NACE code	industry type name	Name des Sektors
36	i15.d	Production of meat products n.e.c.	Verarbeitung anderer Fleischprodukte
37	i15.e	Processing vegetable oils and fats	Verarbeitung von pflanzlichen Ölen und Fetten
38	i15.f	Processing of dairy products	Verarbeitung von Milchprodukten
39	i15.g	Processed rice	Verarbeitung von Reis
40	i15.h	Sugar refining	Zuckerverfeinerung
41	i15.i	Processing of Food products n.e.c.	Verarbeitung von Nahrungsmitteln
42	i15.j	Manufacture of beverages	Herstellung von Getränken
43	i15.k	Manufacture of fish products	Herstellung von Fischprodukten
44	i16	Manufacture of tobacco products (16)	Herstellung von Tabakprodukten
45	i17	Manufacture of textiles (17)	Herstellung von Textilien
46	i18	Manufacture of wearing apparel; dressing and dyeing of fur (18)	Herstellung von Kleidung
47	i19	Tanning and dressing of leather; manufacture of luggage, handbags, saddlery, harness and footwear (19)	Verarbeitung von Leder, Herstellung von Gepäck, Handtaschen, Satteln und Schuhwerk
48	i20	Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials (20)	Herstellung von Holz sowie Holz-, Kork- und Flechtwaren (ohne Herstellung von Möbeln)
49	i21	Manufacture of pulp, paper and paper products (21)	Herstellung von Papier, Pappe und Waren daraus
50	i22	Publishing, printing and reproduction of recorded media (22)	Herstellung von Verlags- und Druckerzeugnissen, Vervielfältigung von bespielten Ton-, Bild- und Datenträgern
51	i23.1	Manufacture of coke oven products	Kokerei
52	i23.20.a	Manufacture of motor spirit (gasoline)	Herstellung von Motorbenzin
53	i23.20.b	Manufacture of kerosene, including kerosene type jet fuel	Herstellung von Kerosin, inkl. Flugzeugkerosin
54	i23.20.c	Manufacture of gas oils	Herstellung von Gasen und Ölen
55	i23.20.d	Manufacture of fuel oils n.e.c.	Herstellung von Brennstoffen (Öl)
56	i23.20.e	Manufacture of petroleum gases and other gaseous hydrocarbons, except natural gas	Herstellung von Erdölgasen und anderen gasförmigen Kohlenwasserstoffen, ohne Erdgas
57	i23.20.f	Manufacture of other petroleum products	Herstellung anderer Erdölprodukte
58	i23.3	Processing of nuclear fuel	Verarbeitung von nuklearen Brennstoffen
59	i24	Manufacture of chemicals and chemical products (24)	Herstellung von Chemischen Produkten
60	i25	Manufacture of rubber and plastic products (25)	Herstellung von Gummi- und Plastikprodukten
61	i26.a	Manufacture of glass and glass products	Herstellung von Glass und Glassprodukten
62	i26.b	Manufacture of ceramic goods	Herstellung von keramischen Gütern
63	i26.c	Manufacture of bricks, tiles and construction products, in baked clay	Herstellung von Ziegeln und sonstiger Baukeramik
64	i26.d	Manufacture of cement, lime and plaster	Herstellung von Zement, Kalk und gebranntem Gips
65	i26.e	Manufacture of other non-metallic mineral products n.e.c.	Herstellung von sonstigen Erzeugnissen aus nichtmetallischen Mineralien
66	i27.a	Manufacture of basic iron and steel and of ferro-alloys and first products thereof	Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen
67	i27.41	Precious metals production	Erzeugung und erste Bearbeitung von Edelmetallen
68	i27.42	Aluminium production	Aluminiumproduktion

#	NACE code	industry type name	Name des Sektors
69	i27.43	Lead, zinc and tin production	Blei-, Zink und Zinnproduktion
70	i27.44	Copper production	Kupferproduktion
71	i27.45	Other non-ferrous metal production	Produktion anderer Nicht-Eisen Metalle
72	i27.5	Casting of metals	Gießereien
73	i28	Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment (28)	Stahl- und Leichtmetallbau, Herstellung von Metallerzeugnissen
74	i29	Manufacture of machinery and equipment n.e.c. (29)	Maschinenbau
75	i30	Manufacture of office machinery and computers (30)	Herstellung von Büromaschinen, Datenverarbeitungsgeräten und -einrichtungen
76	i31	Manufacture of electrical machinery and apparatus n.e.c. (31)	Herstellung von Geräten der Elektrizitätserzeugung, -verteilung u. Ä.
77	i32	Manufacture of radio, television and communication equipment and apparatus (32)	Rundfunk- und Nachrichtentechnik
78	i33	Manufacture of medical, precision and optical instruments, watches and clocks (33)	Medizin-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Optik, Herstellung von Uhren
79	i34	Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers (34)	Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenteilen
80	i35	Manufacture of other transport equipment (35)	Sonstiger Fahrzeugbau
81	i36	Manufacture of furniture; manufacturing n.e.c. (36)	Herstellung von Möbeln, Schmuck, Musikinstrumenten, Sportgeräten, Spielwaren und sonstigen Erzeugnissen
82	i37.1	Recycling of metal waste and scrap	Rückgewinnung von metallischen Altmaterialien und Reststoffen
83	i37.2	Recycling of non-metal waste and scrap	Rückgewinnung von nichtmetallischen Altmaterialien und Reststoffen
84	i40.11.a	Production of electricity by coal	Stromerzeugung aus Kohle
85	i40.11.b	Production of electricity by gas	Stromerzeugung aus Gas
86	i40.11.c	Production of electricity by nuclear	Stromerzeugung aus Kernenergie
87	i40.11.d	Production of electricity by hydro	Stromerzeugung aus Wasserkraft
88	i40.11.e	Production of electricity by wind	Stromerzeugung aus Windkraft
89	i40.11.f	Production of electricity n.e.c., including biomass and waste	Sonstige Stromerzeugung, inklusive Biomasse und Müll
90	i40.12	Transmission of electricity	Elektrizitätsübertragung
91	i40.13	Distribution and trade of electricity	Elektrizitätsverteilung und -handel
92	i40.2	Manufacture of gas; distribution of gaseous fuels through mains	Gasversorgung
93	i40.3	Steam and hot water supply	Wärmeversorgung
94	i41	Collection, purification and distribution of water (41)	Wasserversorgung
95	i45	Construction (45)	Baugewerbe
96	i50.a	Sale, maintenance, repair of motor vehicles, motor vehicles parts, motorcycles, motor cycles parts and accessories	Handel mit Krafträdern, Teilen und Zubehör; Instandhaltung und Reparatur von Krafträdern
97	i50.b	Retail sale of automotive fuel	Tankstellen
98	i51	Wholesale trade and commission trade, except of motor vehicles and motorcycles (51)	Handelsvermittlung und Großhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen)
99	i52	Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles; repair of personal and household goods (52)	Einzelhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen und ohne Tankstellen); Reparatur von Gebrauchsgütern

#	NACE code	industry type name	Name des Sektors
100	i55	Hotels and restaurants (55)	Beherbergungs- und Gaststätten
101	i60.1	Transport via railways	Eisenbahnverkehr
102	i60.2	Other land transport	Sonstiger Landverkehr
103	i60.3	Transport via pipelines	Transport in Rohrfernleitungen
104	i61.1	Sea and coastal water transport	See- und Küstenschifffahrt
105	i61.2	Inland water transport	Binnenschifffahrt
106	i62	Air transport (62)	Luftfahrt
107	i63	Supporting and auxiliary transport activities; activities of travel agencies (63)	Hilfs- und Nebentätigkeiten für den Verkehr; Verkehrsvermittlung
108	i64	Post and telecommunications (64)	Nachrichtenübermittlung
109	i65	Financial intermediation, except insurance and pension funding (65)	Kreditinstitute
110	i66	Insurance and pension funding, except compulsory social security (66)	Versicherungen (ohne Sozialversicherung)
111	i67	Activities auxiliary to financial intermediation (67)	Mit den Kreditinstituten verbundene Tätigkeiten
112	i70	Real estate activities (70)	Vermittlung von Grundstücken, Gebäuden und Wohnungen
113	i71	Renting of machinery and equipment without operator and of personal and household goods (71)	Vermietung beweglicher Sachen ohne Bedienungspersonal
114	i72	Computer and related activities (72)	Datenverarbeitung und Datenbanken
115	i73	Research and development (73)	Forschung und Entwicklung
116	i74	Other business activities (74)	Erbringung von unternehmensbezogenen Dienstleistungen
117	i75	Public administration and defence; compulsory social security (75)	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung
118	i80	Education (80)	Erziehung und Unterricht
119	i85	Health and social work (85)	Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen
120	i90.01	Collection and treatment of sewage	Abwasserbeseitigung
121	i90.02.a	Collection of waste	Abfallbeseitigung
122	i90.02.b	Incineration of waste	Abfallverbrennung
123	i90.02.c	Landfill of waste	Abfalllagerung
124	i90.03	Sanitation, remediation and similar activities	Beseitigung von Umweltverschmutzungen und sonstige Entsorgung
125	i91	Activities of membership organisation n.e.c. (91)	Interessenvertretungen sowie kirchliche und sonstige Vereinigungen (ohne Sozialwesen, Kultur und Sport)
126	i92	Recreational, cultural and sporting activities (92)	Kultur, Sport und Unterhaltung
127	i93	Other service activities (93)	Erbringung von sonstigen Dienstleistungen
128	i95	Private households with employed persons (95)	Private Haushalte
129	i99	Extra-territorial organizations and bodies	Exterritoriale Organisationen und Körperschaften

Quelle: Tukker and Heijungs (2008)

Tabelle A-3: Emissionshöhen für verschieden Anlagentypen

Plant types	Emission-weighted average	Stack height [m]		
		unweighted average	median	standard deviation
1 Power Stations, >50 MWth, solid, liquid and gaseous fuels	159	94	80	59
2 Combustion plants >50MWth, solid and liquid fuels	190	73	50	59
3 Combustion plants 1 to <50MWth, solid and liquid fuels (excl. for heating oil EL)	60	34	30	20
4 Combustion plants >50MWth, gaseous fuels	77	50	35	36
5 Combustion plants 5 to <50MWth, heating oil EL	47	31	27	18
6 Combustion plants 10 to <50MWth, gaseous fuels	41	29	25	19
7 Combustion plants >1 MWth, other fuels	67	35	30	24
8 Stationary engines >1MWth	23	20	18	17
9 Gas turbines >50MWth	61	46	35	39
10 Dry distillation of coal, wood, peat, pitch	94	31	18	34
11 Cement production	75	46	35	31
12 Lime production and other mineral products	42	36	36	19
13 Glass or glass fibres production	80	34	24	28
14 Bricks and tiles, ceramics production	39	26	18	18
15 Mineral smelting	120	40	26	35
16 Roasting, smelting and sintering of ores	206	105	30	98
17 Primary metal production (pig iron, non-ferrous metal)	83	50	40	41
18 Steel production, iron and steel melting	74	34	31	19
19 Non-ferrous metal smelting	55	18	12	17
20 Non-ferrous metal rolling	51	25	19	17
21 Iron and steel foundries	23	16	15	8
22 Production of chemicals (undefined)	64	30	24	23
23 Production of inorganic chemicals	55	28	22	23
24 Production (chemical) of metals and non-metals by wet process or electrolysis	113	40	23	41
25 Production of halogens, sulphur and compounds	105	47	23	49
26 Production of organic chemicals, solvents	46	26	23	18
27 Production of plastics or synthetic fibres	32	29	29	18
28 Production of hydrocarbons	100	44	30	35
29 Petroleum refining	112	54	40	44
30 Pulp production	138	34	20	39
31 Paper production	73	46	44	23
32 Chipboard and wood fibre board production	54	37	30	17
33 Beer manufacturing	36	21	18	13
34 Waste incineration	103	62	56	44

Quelle: Pregger und Friedrich (2009)

Tabelle A-4: Anteile der Sektoren an verschiedenen Emissionshöhen [%]

	Plant types	Height of Emission Layer (m)					
		0 – 92	92 – 184	184 – 324	324 – 522	522 – 781	781 – 1106
1	Combustion in energy and transformation industries	0	0	8	46	29	17
2	Non-industrial combustion plants	50	50				
3	Combustion in manufacturing industry	0	4	19	41	30	6
4	Production processes	90	10				
5	Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy	90	10				
6	Solvents and other product use	100					
7	Road transport	100					
8	Other mobile sources and machinery	100					
9	Waste treatment and disposal	10	15	40	35		
10	Agriculture	100					

Quelle: Simpson et al. (2003)

Tabelle A-5: Emissionshöhen für verschiedene Industriesektoren

n	Height of emission release (in metres)										Industrial sector
	min	5%	10%	25%	50%	mean	75%	90%	95%	max	
2463	1	7	8	12	20	30,8	35	62	100	213	Total Industry
	1					24,9					Idem, but w/o public electricity & district heat, and waste incineration
411	5	8	10	12	20	23,0	30	40	50	100	Production processteam
82	7	15	16	20	28	35,6	50	67	85	91	Industrial production of electricity
37	5	5	7	9	13	14,8	14	20	30	86	Extraction of gas, minerals, otherwise
34	5	5	7	9	13	11,9	14	15	20	20	Gas extraction
28	9	9	9	9	13	12,2	14	15	15	18	Gas compression
313	3	9	10	14	20	25,3	35	48	60	100	Food & tobacco industry
123	3	7	10	15	21	24,7	30	42	50	100	Idem, but w/o own energy production
107	3	7	10	14	20	21,0	27	35	40	50	Idem, but w/o prod. of sugar + fish flour&glue etc., grass&pulp drying, coffee roasting
22	10	12	12	32	41	41,9	50	60	75	100	Production of sugar + fish flour&glue etc., grass&pulp drying, coffee roasting
3	9				35	26,3				35	Tobacco industry (steam production)
52	8	9	10	11	16	17,3	20	25	35	60	Textile industry
31	9	10	10	10	16	15,5	20	25	25	26	Idem, but w/o own energy production
3	6				7	19,3				45	Leather production
6	7			10	11	20,2	20	62		62	Wood & furniture industry
3	10				10	10,7				12	Idem, but w/o own energy production
78	5	9	9	13	22	22,4	25	40	50	60	Paper industry
21	5		9	9	13	18,0	22	22		25	Idem, but w/o own energy production
7	8			10	15	14,6	19			19	Printing houses
5	10			13	15	15,2	19			19	Idem, but w/o own energy production
127	10	15	18	30	90	90,6	120	213	213	213	Crude oil refinery and processing
97	10	15	18	37	90	91,9	120	213	213	213	Idem, but w/o own energy production
906	1	7	9	13	21	28,2	35	56	77	177	Chemical industry
749	1	6	8	13	20	27,4	35	55	65	175	Idem, but w/o own energy production
8	7			9	10	9,8	11			13	Production of basic chemicals
7	8			8	30	25,1	30			40	Production of industrial gases
31	6	6	8	9	12	19,8	25	50	60	65	Production of pigments and dyes
183	2	8	12	17	27	30,7	40	55	60	100	Production remaining anorganic basic chemicals
6	10			10	36	39,5	56			90	Production of petrochemical products (not spec.)
193	3	6	8	17	30	39,5	46	80	125	175	Production of petrochemical products
126	3	6	7	10	15	18,9	21	33	50	80	Production remaining organic basic chemicals
94	8	11	15	20	30	37,4	45	82	91	110	Production of fertilizers, nitrogen compounds
84	1	5	7		10	15,5	21	28	30	30	Primary production of plastics
3	5				10	11,7				20	Primary production of synthetic rubber
11	12		12	17	18	21,5	19	20		65	Production of agricultural chemicals
2	11					11,5				12	Production of lacquer, varnish, etc.
18	3		5	16	20	24,2	25	50		70	Production of pharmaceutical products
7	5			8	11	12,4	15			25	Production of detergents
54	8	8	12	15	25	27,7	31	50	76	78	Production synthetic/artificial fibres
8	10			15	16	16,5	20			60	Production photo-chemicals
15	6		10	10	13	18,5	22	36		60	Production glues etc.
55	3	8	11	15	24	23,7	29	35	35	105	Production of other chemicals
57	4	5	5	8	12	15,4	22	30	35	35	Plastic & rubber processing
40	4	4,5	5	7	10	13,9	17,5	30	35	35	Idem, but w/o own energy production
168	1	9	10	14	25	30,9	40	60	85	150	Glass, pottery, stone, cement
153	1	9	10	14	25	31,6	40	60	85	150	Idem, but w/o own energy production
40	10	11	11	15	30	32,7	45	60	82	100	Glass plates, pots & fibres
23	9	9	9	10	12	15,5	20	30	30	40	Production ceramics (tiles etc.)&sanitary pottery
61	1	9	10	20	30	31,0	40	55	60	62	Production of building materials (clay)
25	8	12	14	23	22,6	22,6	28	38	40	45	Production of sand lime brick, gypsum building materials and other non-metallic mineral products
4	16			33	34	56,2	34			150	Cement production
15	8		10	12	45	56,7	100	100		100	Production of stonewool
275	1	7	8	10	15	25,0	30	55	80	150	Metal production
254	1	7	8	10	15	25,1	29	60	85	150	Idem, but w/o own energy production

n	min	Height of emission release (in metres)								max	Industrial sector
		5%	10%	25%	50%	mean	75%	90%	95%		
180	1	7	7	10	14	16,4	19	29	41	68	Metal production, but w/o primary iron/steel prod
95	2	6	10	15	32	41,5	55	90	105	150	Primary iron/steel production (one company)
70	3	6	7	8	10	13,0	15	20,5	30	80	Metal processing
17	15		30	30	40	42,2	45	85		85	Electricity production and district heating
106	8	15	25	33	40	71,9	12	150	175	175	Electricity production and district heating
90	8	10	25	30	55	133,7	125	153	175	175	Idem, but weighted with annual production
88	8	10	25	30	60	79,4	125	155	175	175	Combined electricity production&district heating
29	4	6	10	25	45	54,5	90	100	110	110	Waste processing (mainly incineration)
211	2	5	6	3	15	17,2	22	35	40	50	Remaining industry
279	2	5	6	8	12	16,2	20	35	40	80	Remaining industry + metal processing
229	2	5	6	7	11	14,9	16	30	40	80	Idem, but w/o own energy production

Quelle: Potting (2000)

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten

#	Sektor	Straßenverkehr			niedrige Emissionshöhe			mittlere Emissionshöhe			hohe Emissionshöhe
		< 3m			< 20m			20<x<100m			>100m
		Anteil	davon:		Anteil	davon:		Anteil	davon:		Anteil
Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt		Ländlich	Groß- u. Weltstadt		Klein- u. Mittelstadt	Ländlich		Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	
1	Anbau von Reis				100%			100%			
2	Anbau von Weizen				100%			100%			
3	Anbau von Getreide				100%			100%			
4	Anbau von Gemüse, Früchten, Nüssen				100%			100%			
5	Anbau von Kernöl				100%			100%			
6	Anbau von Zuckerrohr				100%			100%			
7	Anbau von Faserpflanzen				100%			100%			
8	Anbau von Feldfrüchten a.n.k.				100%			100%			
9	Rinderhaltung				100%			100%			
10	Schweinehaltung				100%			100%			
11	Geflügelhaltung				100%			100%			
12	Tierhaltung zur Fleischproduktion				100%			100%			
13	Sonstige Tierhaltung				100%			100%			
14	Rohmilchproduktion				100%			100%			
15	Wolle, Seide				100%			100%			
16	Forstwirtschaft, Abholzung und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen				100%			100%			
17	Fischerei, Fischzucht und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen				100%			100%			
18	Stein- und Braunkohlebergbau, Torfabbau				100%			100%			
19	Gewinnung von Erdöl und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen				100%			100%			
20	Gewinnung von Erdgas und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen				100%			100%			

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr				niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				hohe Emissionshöhe
		< 3m				< 20m				20<x<100m				>100m
		davon:		davon:		davon:		davon:		davon:		davon:		
Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil		
21	Gewinnung, Verflüssigung und Wiedervergasung anderer Rohöl und Erdgas Produkte												100%	100%
22	Abbau von Uran- und Thoriumerzen												100%	100%
23	Abbau von Eisenerz												100%	100%
24	Abbau von Kupfererzen und –konzentraten												100%	100%
25	Abbau von Nickelerzen und –konzentraten												100%	100%
26	Abbau von Aluminiumerzen und –konzentraten												100%	100%
27	Abbau von Edelmetalerzen und –konzentraten												100%	100%
28	Abbau von Blei-, Zink- und Zinnerzen und –konzentraten												100%	100%
29	Abbau von Nicht-Eisen Metallen und –konzentraten												100%	100%
30	Förderung von Steinen												100%	100%
31	Förderung von Sand und Ton												100%	100%
32	Abbau von chemischen und Düngemineralien, Herstellung von Salzen, Abbau und Förderung a.n.k.												100%	100%
33	Verarbeitung von Rindfleisch									30%	40%	30%	100%	30%
34	Verarbeitung von Schweinefleisch									30%	40%	30%	100%	30%
35	Verarbeitung von Geflügelfleisch									30%	40%	30%	100%	30%
36	Verarbeitung anderer Fleischprodukte									30%	40%	30%	100%	30%
37	Verarbeitung von pflanzlichen Ölen und Fetten									30%	50%	20%	100%	30%
38	Verarbeitung von Milchprodukten									30%	50%	20%	100%	30%
39	Verarbeitung von Reis									30%	50%	20%	100%	30%
40	Zuckerverfeinerung									50%	30%	20%	100%	50%

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr				niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				hohe Emissionshöhe							
		< 3m				< 20m				20<x<100m				>100m							
		davon: Groß- u. Weltstadt		Klein- u. Mittelstadt		Länd- lich		davon: Groß- u. Weltstadt		Klein- u. Mittelstadt		Länd- lich		davon: Groß- u. Weltstadt		Klein- u. Mittelstadt		Länd- lich		Anteil	
Anteil				Anteil				Anteil				Anteil							Anteil		
41	Verarbeitung von Nahrungsmitteln					100%	50%	30%	20%												
42	Herstellung von Getränken					20%	50%	30%	20%	80%	45%	45%	10%								
43	Herstellung von Fischprodukten					100%	50%	30%	20%												
44	Herstellung von Tabakprodukten					90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%								
45	Herstellung von Textilien					80%	50%	30%	20%	20%	40%	40%	20%								
46	Herstellung von Kleidung					80%	50%	30%	20%	20%	40%	40%	20%								
47	Verarbeitung von Leder, Herstellung von Gepäck, Handtaschen, Satteln und Schuhwerk					80%	50%	30%	20%	20%	40%	40%	20%								
48	Herstellung von Holz sowie Holz-, Kork- und Flechtwaren (ohne Herstellung von Möbeln)					90%	20%	50%	30%	10%	35%	35%	30%								
49	Herstellung von Papier, Pappe und Waren daraus									90%	40%	40%	20%								10%
50	Herstellung von Verlags- und Drucker- zeugnissen, Vervielfältigung von bespiel- ten Ton-, Bild- und Datenträgern					100%	60%	40%													
51	Kokerei									20%	50%	50%									80%
52	Herstellung von Motorbenzin									33%	5%	5%	90%								67%
53	Herstellung von Kerosin, inkl. Flugzeug- kerosin									33%	5%	5%	90%								67%
54	Herstellung von Gasen und Ölen									33%	5%	5%	90%								67%
55	Herstellung von Brennstoffen (Öl)									33%	5%	5%	90%								67%
56	Herstellung von Erdölgasen und anderen gasförmigen Kohlenwasserstoffen, ohne Erdgas									33%	5%	5%	90%								67%
57	Herstellung anderer Erdölprodukte									33%	5%	5%	90%								67%
58	Verarbeitung von nuklearen Brennstoffen					70%	5%	5%	90%	20%	5%	5%	90%								10%
59	Herstellung von Chemischen Produkten					20%	30%	50%	20%	80%	40%	40%	20%								
60	Herstellung von Gummi- und Plastikpro- dukten					30%	30%	50%	20%	70%	40%	40%	20%								

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr				niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				hohe Emissionshöhe
		< 3m				< 20m				20<x<100m				>100m
		davon:		davon:		davon:		davon:		davon:		davon:		
Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil		
61	Herstellung von Glass und Glassprodukten				10%	30%	50%	20%	90%	40%	40%	20%		
62	Herstellung von keramischen Gütern				30%	30%	50%	20%	70%	40%	40%	20%		
63	Herstellung von Ziegeln und sonstiger Baukeramik				30%	30%	50%	20%	70%	40%	40%	20%		
64	Herstellung von Zement, Kalk und gebranntem Gips				20%	30%	50%	20%	20%	40%	40%	20%	60%	
65	Herstellung von sonstigen Erzeugnissen aus nichtmetallischen Mineralien				30%	30%	50%	20%	70%	40%	40%	20%		
66	Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
67	Erzeugung und erste Bearbeitung von Edelmetallen				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
68	Aluminiumproduktion				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
69	Blei-, Zink und Zinnproduktion				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
70	Kupferproduktion				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
71	Produktion anderer Nicht-Eisen Metalle				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
72	Gießereien				30%	20%	40%	40%	70%	30%	30%	40%		
73	Stahl- und Leichtmetallbau, Herstellung von Metallerzeugnissen				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
74	Maschinenbau				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
75	Herstellung von Büromaschinen, Datenverarbeitungsgeräten und -einrichtungen				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
76	Herstellung von Geräten der Elektrizitätserzeugung, -verteilung u. Ä.				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
77	Rundfunk- und Nachrichtentechnik				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
78	Medizin-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Optik, Herstellung von Uhren				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
79	Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenteilen				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		
80	Sonstiger Fahrzeugbau				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%		

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr			niedrige Emissionshöhe			mittlere Emissionshöhe			hohe Emissionshöhe		
		< 3m			< 20m			20<x<100m			>100m		
		davon: Groß- u. Klein- u. Länd- Weltstadt Mittelstadt lich			davon: Groß- u. Klein- u. Länd- Weltstadt Mittelstadt lich			davon: Groß- u. Klein- u. Länd- Weltstadt Mittelstadt lich			Anteil		
Anteil	Weltstadt	Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Weltstadt	Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Weltstadt	Mittelstadt	Ländlich	Anteil	
81	Herstellung von Möbeln, Schmuck, Musikinstrumenten, Sportgeräten, Spielwaren und sonstigen Erzeugnissen				90%	50%	30%	20%	10%	40%	40%	20%	
82	Rückgewinnung von metallischen Altmaterialien und Reststoffen				30%	30%	30%	40%	70%	30%	30%	40%	
83	Rückgewinnung von nichtmetallischen Altmaterialien und Reststoffen				30%	30%	30%	40%	70%	30%	30%	40%	
84	Stromerzeugung aus Kohle												100%
85	Stromerzeugung aus Gas								100%				100%
86	Stromerzeugung aus Kernenergie												100%
87	Stromerzeugung aus Wasserkraft				100%			100%					
88	Stromerzeugung aus Windkraft								100%				100%
89	Sonstige Stromerzeugung, inklusive Biomasse und Müll				50%	10%	10%	80%	50%	10%	10%	80%	
90	Elektrizitätsübertragung				50%			100%	50%				100%
91	Elektrizitätsverteilung und -handel				50%	70%	30%		50%	50%	50%		
92	Gasversorgung				90%			100%	10%				100%
93	Wärmeversorgung				100%	50%	50%						
94	Wasserversorgung				100%			100%					
95	Baugewerbe				100%	60%	30%	10%					
96	Handel mit Krafträdern, Teilen und Zubehör; Instandhaltung und Reparatur von Krafträdern				100%	50%	50%						
97	Tankstellen				100%	60%	40%						
98	Handelsvermittlung und Großhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen)				100%	60%	40%						
99	Einzelhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen und ohne Tankstellen); Reparatur von Gebrauchsgütern				100%	45%	45%	10%					
100	Beherbergungs- und Gaststätten				100%	60%	40%						

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr				niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				hohe Emissionshöhe
		< 3m				< 20m				20<x<100m				>100m
		Anteil	Groß- u. Weltstadt	davon: Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	davon: Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil	Groß- u. Weltstadt	davon: Klein- u. Mittelstadt	Ländlich	Anteil
101	Eisenbahnverkehr					100%	10%	10%	80%					
102	Sonstiger Landverkehr	100%	4%	14%	82%									
103	Transport in Rohrfernleitungen					100%			100%					
104	See- und Küstenschifffahrt					100%			100%					
105	Binnenschifffahrt					100%	10%	10%	80%					
106	Luftfahrt					10%			100%	10%		100%		80%
107	Hilfs- und Nebentätigkeiten für den Verkehr; Verkehrsvermittlung	50%	4%	14%	82%	50%	60%	20%	20%					
108	Nachrichtenübermittlung					100%	70%	20%	10%					
109	Kreditinstitute					100%	90%	10%						
110	Versicherungen (ohne Sozialversicherung)					100%	80%	20%						
111	Mit den Kreditinstituten verbundene Tätigkeiten					100%	80%	20%						
112	Vermittlung von Grundstücken, Gebäuden und Wohnungen					100%	60%	40%						
113	Vermietung beweglicher Sachen ohne Bedienungspersonal					100%	70%	30%						
114	Datenverarbeitung und Datenbanken					100%	70%	30%						
115	Forschung und Entwicklung					100%	80%	10%	10%					
116	Erbringung von unternehmensbezogenen Dienstleistungen					100%	80%	20%						
117	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung					100%	80%	20%						
118	Erziehung und Unterricht					100%	70%	30%						
119	Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen					100%	70%	30%						
120	Abwasserbeseitigung					100%	60%	40%						

Tabelle A-6: Klassifikation der Sektoren nach Emissionshöhe und Lage in städtischen oder ländlichen Gebieten - Fortsetzung

#	Sektor	Straßenverkehr				niedrige Emissionshöhe				mittlere Emissionshöhe				hohe Emissionshöhe	
		< 3m				< 20m				20<x<100m				>100m	
		davon: Groß- u. Weltstadt		davon: Klein- u. Mittelstadt		davon: Groß- u. Weltstadt		davon: Klein- u. Mittelstadt		davon: Groß- u. Weltstadt		davon: Klein- u. Mittelstadt		davon: Groß- u. Weltstadt	
Anteil			Ländlich	Anteil			Ländlich	Anteil			Ländlich	Anteil			
121	Abfallbeseitigung					100%	60%	40%							
122	Abfallverbrennung														100%
123	Abfalllagerung					100%					100%				
124	Beseitigung von Umweltverschmutzungen und sonstige Entsorgung					100%	50%	50%							
125	Interessenvertretungen sowie kirchliche und sonstige Vereinigungen (ohne Sozialwesen, Kultur und Sport)					100%	50%	50%							
126	Kultur, Sport und Unterhaltung					100%	30%	30%	40%						
127	Erbringung von sonstigen Dienstleistungen					100%	70%	30%							
128	Private Haushalte					100%	60%	30%	10%						
129	Exterritoriale Organisationen und Körperschaften					100%	50%	50%							
130	Aktivitäten der privaten Haushalte	50%	15%	35%	50%	50%	15%	35%	50%						

Tabelle A-7: Kaufkraftparitäten für die Berechnung der Schadensfaktoren für die Länder außerhalb der EU-27

Land	KKP
US	1,55922
JP	1,19682
CN	0,13115
CA	1,28779
KR	0,78327
BR	0,27684
IN	0,12211
MX	0,41588
RU	0,3512
AU	1,24375
TR	0,32881
TW	0,96602
ID	0,07643
ZA	0,22895
WW	0,13391

Quelle: Center for International Comparison (2012)

Tabelle A-8: Anteile von Ruß und organischem Kohlenstoff an den PPM_{2,5}-Emissionen der Sektoren

#	Sektoren	BC (black carbon) [% von PPM _{2,5}]	OC (organic carbon) [% von PPM _{2,5}]
2	Anbau von Weizen	4,7	23,4
3	Anbau von Getreide	4,7	23,4
4	Anbau von Gemüse, Früchten, Nüssen	4,7	23,4
5	Anbau von Kernöl	4,7	23,4
6	Anbau von Zuckerrohr	4,7	23,4
8	Anbau von Feldfrüchten a.n.k.	4,7	23,4
9	Rinderhaltung	4,7	23,4
12	Tierhaltung zur Fleischproduktion	4,7	23,4
13	Sonstige Tierhaltung	4,7	23,4
14	Rohmilchproduktion	4,7	23,4
16	Forstwirtschaft, Abholzung und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen	53,2	21,7
17	Fischerei, Fischzucht und die Erbringung damit verbundene Dienstleistungen	12,5	0
18	Stein- und Braunkohlebergbau, Torfabbau	24,6	17,7
19	Gewinnung von Erdöl und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen	24,6	17,7
20	Gewinnung von Erdgas und die Erbringung damit verbundener Dienstleistungen	24,6	17,7
21	Gewinnung, Verflüssigung und Wiedervergasung anderer Rohöl und Erdgas Produkte	24,6	17,7
30	Förderung von Steinen	2,6	3,0
31	Förderung von Sand und Ton	2,6	3,0
32	Abbau von chemischen und Düngeineralien, Herstellung von Salzen, Abbau und Förderung a.n.k.	2,6	3,0
33	Verarbeitung von Rindfleisch	10,4	46,4
34	Verarbeitung von Schweinefleisch	2,6	3,0
35	Verarbeitung von Geflügelfleisch	2,6	3,0
36	Verarbeitung anderer Fleischprodukte	2,6	3,0
37	Verarbeitung von pflanzlichen Ölen und Fetten	2,6	3,0
38	Verarbeitung von Milchprodukten	2,6	3,0
39	Verarbeitung von Reis	2,6	3,0
40	Zuckerverfeinerung	2,6	3,0
41	Verarbeitung von Nahrungsmitteln	2,6	3,0
42	Herstellung von Getränken	2,6	3,0
43	Herstellung von Fischprodukten	2,6	3,0
44	Herstellung von Tabakprodukten	2,6	3,0
45	Herstellung von Textilien	10,4	46,4
46	Herstellung von Kleidung	10,4	46,4
47	Verarbeitung von Leder, Herstellung von Gepäck, Handtaschen, Satteln und Schuhwerk	10,4	46,4
48	Herstellung von Holz sowie Holz-, Kork- und Flechtwaren (ohne Herstellung von Möbeln)	10,4	46,4
49	Herstellung von Papier, Pappe und Waren daraus	2,6	1,5
50	Herstellung von Verlags- und Druckerzeugnissen, Vervielfältigung von bespielten Ton-, Bild- und Datenträgern	2,6	1,5
51	Kokerei	24,6	17,7
52	Herstellung von Motorbenzin	24,6	17,7
53	Herstellung von Kerosin, inkl. Flugzeugkerosin	24,6	17,7
54	Herstellung von Gasen und Ölen	24,6	17,7
55	Herstellung von Brennstoffen (Öl)	24,6	17,7
56	Herstellung von Erdölgasen und anderen gasförmigen Kohlenwasserstoffen, ohne Erdgas	24,6	17,7

#	Sektoren	BC (black carbon) [% von PPM _{2,5}]	OC (organic carbon) [% von PPM _{2,5}]
57	Herstellung anderer Erdölprodukte	24,6	17,7
59	Herstellung von Chemischen Produkten	2,3	1,8
60	Herstellung von Gummi- und Plastikprodukten	2,3	1,8
61	Herstellung von Glass und Glassprodukten	2,6	3,0
62	Herstellung von keramischen Gütern	2,6	3,0
63	Herstellung von Ziegeln und sonstiger Baukeramik	2,6	3,0
64	Herstellung von Zement, Kalk und gebranntem Gips	2,6	3,0
65	Herstellung von sonstigen Erzeugnissen aus nichtmetallischen Mineralien	2,6	3,0
66	Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen	1,0	0,9
67	Erzeugung und erste Bearbeitung von Edelmetallen	1,6	1,3
68	Aluminiumproduktion	1,6	1,3
69	Blei-, Zink und Zinnproduktion	1,6	1,3
70	Kupferproduktion	1,6	1,3
71	Produktion anderer Nicht-Eisen Metalle	1,6	1,3
72	Gießereien	1,6	1,3
73	Stahl- und Leichtmetallbau, Herstellung von Metallerzeugnissen	1,6	1,3
74	Maschinenbau	1,6	1,3
75	Herstellung von Büromaschinen, Datenverarbeitungsgeräten und -einrichtungen	10,4	46,4
76	Herstellung von Geräten der Elektrizitätserzeugung, -verteilung u. Ä.	10,4	46,4
77	Rundfunk- und Nachrichtentechnik	10,4	46,4
78	Medizin-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Optik, Herstellung von Uhren	10,4	46,4
79	Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenteilen	10,4	46,4
80	Sonstiger Fahrzeugbau	10,4	46,4
81	Herstellung von Möbeln, Schmuck, Musikinstrumenten, Sportgeräten, Spielwaren und sonstigen Erzeugnissen	10,4	46,4
82	Rückgewinnung von metallischen Altmaterialien und Reststoffen	10,4	46,4
84	Stromerzeugung aus Kohle	1,2	1,8
85	Stromerzeugung aus Gas	1,2	1,8
86	Stromerzeugung aus Kernenergie	1,2	1,8
87	Stromerzeugung aus Wasserkraft	1,2	1,8
88	Stromerzeugung aus Windkraft	1,2	1,8
89	Sonstige Stromerzeugung, inklusive Biomasse und Müll	1,2	1,8
90	Elektrizitätsübertragung	1,2	1,8
91	Elektrizitätsverteilung und -handel	1,2	1,8
92	Gasversorgung	1,2	1,8
93	Wärmeversorgung	1,2	1,8
94	Wasserversorgung	1,2	1,8
95	Baugewerbe	53,2	21,7
96	Handel mit Krafträdern, Teilen und Zubehör; Instandhaltung und Reparatur von Krafträdern	10,4	46,4
97	Tankstellen	10,4	46,4
98	Handelsvermittlung und Großhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen)	10,4	46,4
99	Einzelhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen und ohne Tankstellen); Reparatur von Gebrauchsgütern	10,4	46,4
100	Beherbergungs- und Gaststätten	10,4	46,4
101	Eisenbahnverkehr	6,5	8,7
102	Sonstiger Landverkehr	46,4	31,7
103	Transport in Rohrfernleitungen	10,4	46,4
104	See- und Küstenschifffahrt	12,5	0

#	Sektoren	BC (black carbon) [% von PPM _{2,5}]	OC (organic carbon) [% von PPM _{2,5}]
105	Binnenschifffahrt	12,5	0
106	Luftfahrt	27,6	47,7
107	Hilfs- und Nebentätigkeiten für den Verkehr; Verkehrsvermittlung	10,4	46,4
108	Nachrichtenübermittlung	10,4	46,4
109	Kreditinstitute	10,4	46,4
110	Versicherungen (ohne Sozialversicherung)	10,4	46,4
111	Mit den Kreditinstituten verbundene Tätigkeiten	10,4	46,4
112	Vermittlung von Grundstücken, Gebäuden und Wohnungen	10,4	46,4
113	Vermietung beweglicher Sachen ohne Bedienungspersonal	10,4	46,4
114	Datenverarbeitung und Datenbanken	10,4	46,4
115	Forschung und Entwicklung	10,4	46,4
116	Erbringung von unternehmensbezogenen Dienstleistungen	10,4	46,4
117	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung	10,4	46,4
118	Erziehung und Unterricht	10,4	46,4
119	Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen	10,4	46,4
120	Abwasserbeseitigung	10,4	46,4
121	Abfallbeseitigung	10,4	46,4
122	Abfallverbrennung	10,4	46,4
123	Abfalllagerung	10,4	46,4
124	Beseitigung von Umweltverschmutzungen und sonstige Entsorgung	10,4	46,4
125	Interessenvertretungen sowie kirchliche und sonstige Vereinigungen (ohne Sozialwesen, Kultur und Sport)	10,4	46,4
126	Kultur, Sport und Unterhaltung	10,4	46,4
127	Erbringung von sonstigen Dienstleistungen	10,4	46,4
128	Private Haushalte	16,8	30,2
130	Aktivitäten der privaten Haushalte	46,4	31,7

Tabelle A-9: Umrechnungsfaktoren für Verbraucherpreisindizes

Land	CPI	Quelle			
DE	1,17316	Eurostat (2010c)	SE	1,20868	Eurostat (2010c)
AT	1,20151	Eurostat (2010c)	SI	1,51414	Eurostat (2010c)
BE	1,22863	Eurostat (2010c)	SK	1,49077	Eurostat (2010c)
BG	1,77055	Eurostat (2010c)	GB	1,20466	Eurostat (2010c)
CY	1,26935	Eurostat (2010c)	US	0,81549	OECD (2011b)
CZ	1,25477	Eurostat (2010c)	JP	0,97449	OECD (2011b)
DK	1,21491	Eurostat (2010c)	CN	1,23422	Weltbank (2012)
EE	1,51077	Eurostat (2010c)	CA	1,22114	OECD (2011b)
ES	1,31777	Eurostat (2010c)	KR	1,36797	OECD (2011b)
FI	1,18285	Eurostat (2010c)	BR	1,90318	Weltbank (2012)
FR	1,20263	Eurostat (2010c)	IN	1,84635	Weltbank (2012)
GR	1,39796	Eurostat (2010c)	MX	1,57946	OECD (2011b)
HU	1,72221	Eurostat (2010c)	RU	3,25087	Weltbank (2012)
IE	1,24701	Eurostat (2010c)	AU	1,34424	OECD (2011b)
IT	1,24831	Eurostat (2010c)	CH	1,08992	OECD (2011b)
LT	1,34617	Eurostat (2010c)	TR	4,85559	OECD (2011b)
LU	1,29821	Eurostat (2010c)	TW	1,23422	Weltbank (2012) (China)
LV	1,6845	Eurostat (2010c)	NO	1,22038	OECD (2011b)
MT	1,269	Eurostat (2010c)	ID	2,27165	Weltbank (2012)
NL	1,23547	Eurostat (2010c)	ZA	1,78789	Weltbank (2012)
PL	1,32265	Eurostat (2010c)	WW	1,5247	Weltbank (2012) – Welt-Durchschnitt
PT	1,2737	Eurostat (2010c)	EU-27	1,265	
RO	3,13256	Eurostat (2010c)			

Tabelle A-10: Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden €₂₀₁₀) – Fortsetzung

#	Sektor	Gesundheitsschäden			Summe	Umweltschäden			Summe	Klimaschäden	Gesamt
		karzino- gene Effekte	Nicht- karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen		Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung			
27	Abbau von Edelmetalerzen und – konzentraten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	Abbau von Blei-, Zink- und Zinnerzen und –konzentraten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	Abbau von Nicht-Eisen Metallen und – konzentraten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	Förderung von Steinen	3,2*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻⁵	5,2*10 ⁻³	5,3*10 ⁻³	0	6,0*10 ⁻⁴	4,9*10 ⁻⁴	1,1*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	8,1*10 ⁻³
31	Förderung von Sand und Ton	2,2*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁴	3,0*10 ⁻²	3,0*10 ⁻²	0	3,7*10 ⁻³	2,6*10 ⁻³	6,4*10 ⁻³	9,3*10 ⁻³	4,6*10 ⁻²
32	Abbau von chemischen und Düngemineri- alien, Herstellung von Salzen, Abbau und Förderung a.n.k.	3,0*10 ⁻⁴	1,7*10 ⁻⁴	3,3*10 ⁻²	3,3*10 ⁻²	0	3,3*10 ⁻³	2,5*10 ⁻³	5,9*10 ⁻³	9,7*10 ⁻³	4,9*10 ⁻²
33	Verarbeitung von Rindfleisch	1,4*10 ⁻⁴	7,1*10 ⁻⁵	2,3*10 ⁻²	2,3*10 ⁻²	0	3,2*10 ⁻³	1,6*10 ⁻³	4,8*10 ⁻³	1,0*10 ⁻²	3,8*10 ⁻²
34	Verarbeitung von Schweinefleisch	2,0*10 ⁻⁴	1,1*10 ⁻⁴	3,9*10 ⁻²	4,0*10 ⁻²	0	5,2*10 ⁻³	2,5*10 ⁻³	7,6*10 ⁻³	2,2*10 ⁻²	6,9*10 ⁻²
35	Verarbeitung von Geflügelfleisch	4,3*10 ⁻⁵	2,4*10 ⁻⁵	1,0*10 ⁻²	1,0*10 ⁻²	0	1,2*10 ⁻³	6,6*10 ⁻⁴	1,9*10 ⁻³	2,3*10 ⁻³	1,4*10 ⁻²
36	Verarbeitung anderer Fleischprodukte	3,9*10 ⁻⁵	2,0*10 ⁻⁵	6,9*10 ⁻³	6,9*10 ⁻³	0	7,0*10 ⁻⁴	1,3*10 ⁻⁴	8,4*10 ⁻⁴	1,4*10 ⁻³	9,2*10 ⁻³
37	Verarbeitung von pflanzlichen Ölen und Fetten	7,6*10 ⁻⁵	4,4*10 ⁻⁵	2,8*10 ⁻²	2,8*10 ⁻²	0	1,5*10 ⁻³	-1,9*10 ⁻³	-4,3*10 ⁻⁴	4,8*10 ⁻³	3,2*10 ⁻²
38	Verarbeitung von Milchprodukten	4,9*10 ⁻⁴	3,3*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻¹	1,2*10 ⁻¹	0	1,1*10 ⁻²	5,4*10 ⁻³	1,7*10 ⁻²	7,5*10 ⁻²	2,1*10 ⁻¹
39	Verarbeitung von Reis	4,6*10 ⁻⁶	2,0*10 ⁻⁶	1,3*10 ⁻³	1,3*10 ⁻³	0	1,4*10 ⁻⁴	2,2*10 ⁻⁶	1,4*10 ⁻⁴	2,9*10 ⁻⁴	1,7*10 ⁻³
40	Zuckerverfeinerung	5,7*10 ⁻⁵	3,3*10 ⁻⁵	4,6*10 ⁻²	4,6*10 ⁻²	0	1,4*10 ⁻³	-5,6*10 ⁻³	-4,1*10 ⁻³	6,4*10 ⁻³	4,8*10 ⁻²
41	Verarbeitung von Nahrungsmitteln	7,2*10 ⁻⁵	6,6*10 ⁻⁵	8,3*10 ⁻²	8,3*10 ⁻²	0	2,0*10 ⁻³	-1,0*10 ⁻²	-8,1*10 ⁻³	2,2*10 ⁻²	9,6*10 ⁻²
42	Herstellung von Getränken	5,3*10 ⁻⁴	5,8*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻²	5,5*10 ⁻²	0	4,1*10 ⁻³	1,2*10 ⁻³	5,3*10 ⁻³	2,4*10 ⁻²	8,4*10 ⁻²
43	Herstellung von Fischprodukten	1,4*10 ⁻³	7,7*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻¹	1,7*10 ⁻¹	0	1,6*10 ⁻²	1,0*10 ⁻²	2,7*10 ⁻²	4,9*10 ⁻²	2,4*10 ⁻¹
44	Herstellung von Tabakprodukten	6,2*10 ⁻⁴	2,7*10 ⁻⁴	6,6*10 ⁻²	6,7*10 ⁻²	0	7,9*10 ⁻³	4,0*10 ⁻³	1,2*10 ⁻²	1,8*10 ⁻²	9,6*10 ⁻²
45	Herstellung von Textilien	6,8*10 ⁻⁴	3,4*10 ⁻⁴	9,8*10 ⁻²	9,9*10 ⁻²	0	9,5*10 ⁻³	8,8*10 ⁻³	1,8*10 ⁻²	6,2*10 ⁻²	1,8*10 ⁻¹
46	Herstellung von Kleidung	6,2*10 ⁻⁵	2,2*10 ⁻⁵	1,4*10 ⁻²	1,4*10 ⁻²	0	2,3*10 ⁻³	1,3*10 ⁻³	3,6*10 ⁻³	8,4*10 ⁻³	2,6*10 ⁻²
47	Verarbeitung von Leder, Herstellung von Gepäck, Handtaschen, Satteln und Schuhwerk	1,0*10 ⁻⁴	3,6*10 ⁻⁵	1,5*10 ⁻²	1,5*10 ⁻²	0	2,2*10 ⁻³	1,2*10 ⁻³	3,4*10 ⁻³	7,3*10 ⁻³	2,5*10 ⁻²
48	Herstellung von Holz sowie Holz-, Kork- und Flechtwaren (ohne Herstellung von Möbeln)	2,1*10 ⁻⁴	9,5*10 ⁻⁵	4,1*10 ⁻²	4,2*10 ⁻²	0	6,3*10 ⁻³	3,9*10 ⁻³	1,0*10 ⁻²	2,5*10 ⁻²	7,7*10 ⁻²
49	Herstellung von Papier, Pappe und Waren daraus	7,9*10 ⁻³	2,0*10 ⁻⁴	6,1*10 ⁻¹	6,2*10 ⁻¹	0	4,0*10 ⁻²	4,0*10 ⁻²	8,1*10 ⁻²	2,0*10 ⁻¹	9,0*10 ⁻¹

Tabelle A-10: Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden €₂₀₁₀) – Fortsetzung

#	Sektor	Gesundheitsschäden			Summe	Umweltschäden				Klimaschäden Summe	Gesamt
		karzino- gene Effekte	Nicht- karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen		Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe		
50	Herstellung von Verlags- und Druckerzeugnissen, Vervielfältigung von bespielten Ton-, Bild- und Datenträgern	2,2*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁴	3,1*10 ⁻¹	3,1*10⁻¹	0	7,5*10 ⁻³	-4,4*10 ⁻²	-3,7*10⁻²	4,6*10⁻²	3,2*10⁻¹
51	Kokerei	2,7*10 ⁻²	5,0*10 ⁻⁴	2,1*10 ⁻²	4,8*10⁻²	0	1,4*10 ⁻²	2,3*10 ⁻⁴	1,5*10⁻²	1,2*10⁻¹	1,8*10⁻¹
52	Herstellung von Motorbenzin	9,7*10 ⁻⁵	1,7*10 ⁻⁵	5,1*10 ⁻²	5,1*10⁻²	0	2,5*10 ⁻³	6,3*10 ⁻³	8,9*10⁻³	8,4*10⁻²	1,4*10⁻¹
53	Herstellung von Kerosin, inkl. Flugzeugkerosin	7,8*10 ⁻⁶	1,4*10 ⁻⁶	3,9*10 ⁻³	3,9*10⁻³	0	1,7*10 ⁻⁴	4,8*10 ⁻⁴	6,5*10⁻⁴	6,8*10⁻³	1,1*10⁻²
54	Herstellung von Gasen und Ölen	1,0*10 ⁻⁴	1,8*10 ⁻⁵	5,4*10 ⁻²	5,4*10⁻²	0	2,6*10 ⁻³	6,5*10 ⁻³	9,1*10⁻³	8,9*10⁻²	1,5*10⁻¹
55	Herstellung von Brennstoffen (Öl)	3,7*10 ⁻⁴	2,0*10 ⁻⁴	4,1*10 ⁻¹	4,1*10⁻¹	0	6,1*10 ⁻²	3,9*10 ⁻²	1,0*10⁻¹	1,2*10⁻¹	6,3*10⁻¹
56	Herstellung von Erdölgasen und anderen gasförmigen Kohlenwasserstoffen, ohne Erdgas	5,9*10 ⁻⁵	2,2*10 ⁻⁵	5,3*10 ⁻²	5,3*10⁻²	0	6,4*10 ⁻³	4,8*10 ⁻³	1,1*10⁻²	1,0*10⁻²	7,4*10⁻²
57	Herstellung anderer Erdölprodukte	6,2*10 ⁻⁴	1,9*10 ⁻⁴	5,2*10 ⁻¹	5,2*10⁻¹	0	5,0*10 ⁻²	3,9*10 ⁻²	9,0*10⁻²	1,5*10⁻¹	7,6*10⁻¹
58	Verarbeitung von nuklearen Brennstoffen	3,1*10 ⁻¹⁰	5,7*10 ⁻¹⁰	1,3*10 ⁻⁶	1,3*10⁻⁶	0	1,9*10 ⁻⁷	1,7*10 ⁻⁷	3,6*10⁻⁷	3,2*10⁻⁷	2,0*10⁻⁶
59	Herstellung von Chemischen Produkten	8,1*10 ⁻³	1,0*10 ⁻³	1,5	1,5	0	7,1*10 ⁻²	1,9*10 ⁻¹	2,6*10⁻¹	5,3*10⁻¹	2,3
60	Herstellung von Gummi- und Plastikprodukten	3,7*10 ⁻³	2,6*10 ⁻⁴	2,8*10 ⁻¹	2,8*10⁻¹	0	3,0*10 ⁻²	1,8*10 ⁻²	4,7*10⁻²	1,1*10⁻¹	4,4*10⁻¹
61	Herstellung von Glass und Glassprodukten	3,5*10 ⁻³	2,1*10 ⁻⁴	2,1*10 ⁻¹	2,1*10⁻¹	0	1,8*10 ⁻²	1,2*10 ⁻²	3,1*10⁻²	4,7*10⁻²	2,9*10⁻¹
62	Herstellung von keramischen Gütern	6,4*10 ⁻³	9,2*10 ⁻⁴	4,1*10 ⁻¹	4,2*10⁻¹	0	3,5*10 ⁻²	2,4*10 ⁻²	5,9*10⁻²	9,1*10⁻²	5,7*10⁻¹
63	Herstellung von Ziegeln und sonstiger Baukeramik	1,2*10 ⁻²	1,7*10 ⁻³	7,5*10 ⁻¹	7,6*10⁻¹	0	6,3*10 ⁻²	4,4*10 ⁻²	1,1*10⁻¹	1,7*10⁻¹	1,0
64	Herstellung von Zement, Kalk und gebranntem Gips	1,4*10 ⁻²	1,4*10 ⁻³	9,6*10 ⁻¹	9,7*10⁻¹	0	7,5*10 ⁻²	5,2*10 ⁻²	1,3*10⁻¹	2,6*10⁻¹	1,4
65	Herstellung von sonstigen Erzeugnissen aus nichtmetallischen Mineralien	2,1*10 ⁻³	5,3*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻¹	1,2*10⁻¹	0	1,4*10 ⁻²	6,5*10 ⁻³	2,1*10⁻²	2,9*10⁻²	1,7*10⁻¹
66	Herstellung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen	2,0*10 ⁻¹	9,4*10 ⁻²	2,5	2,8	0	2,7	1,4*10 ⁻¹	2,8	2,3	8,0
67	Erzeugung und erste Bearbeitung von Edelmetallen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
68	Aluminiumproduktion	5,4*10 ⁻²	8,7*10 ⁻⁴	4,6*10 ⁻¹	5,2*10⁻¹	0	2,1*10 ⁻²	2,7*10 ⁻²	4,8*10⁻²	1,8*10⁻¹	7,5*10⁻¹
69	Blei-, Zink und Zinnproduktion	3,0*10 ⁻²	1,3*10 ⁻²	3,5*10 ⁻²	7,8*10⁻²	0	1,3*10 ⁻¹	1,7*10 ⁻³	1,4*10⁻¹	1,2*10⁻²	2,3*10⁻¹
70	Kupferproduktion	7,4*10 ⁻²	6,2*10 ⁻²	7,3*10 ⁻²	2,1*10⁻¹	0	1,0	3,5*10 ⁻³	1,0	2,3*10⁻²	1,3
71	Produktion anderer Nicht-Eisen Metalle	3,6*10 ⁻⁵	5,5*10 ⁻⁶	1,8*10 ⁻¹	1,8*10⁻¹	0	2,9*10 ⁻⁴	-3,4*10 ⁻²	-3,4*10⁻²	1,3*10⁻²	1,6*10⁻¹
72	Gießereien	1,8*10 ⁻⁶	5,0*10 ⁻⁷	1,9*10 ⁻³	2,0*10⁻³	0	1,9*10 ⁻⁴	4,5*10 ⁻⁵	2,3*10⁻⁴	4,1*10⁻⁴	2,6*10⁻³

Tabelle A-10: Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden €₂₀₁₀) – Fortsetzung

#	Sektor	Gesundheitsschäden				Umweltschäden				Klimaschäden	Gesamt
		karzino- gene Effekte	Nicht- karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen	Summe	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe	Summe	
73	Stahl- und Leichtmetallbau, Herstellung von Metallerzeugnissen	3,6*10 ⁻⁴	2,2*10 ⁻⁴	1,7*10 ⁻¹	1,7*10⁻¹	0	1,8*10 ⁻²	5,8*10 ⁻³	2,4*10⁻²	9,6*10⁻²	2,9*10⁻¹
74	Maschinenbau	3,6*10 ⁻⁴	2,0*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻¹	1,6*10⁻¹	0	2,0*10 ⁻²	1,2*10 ⁻²	3,2*10⁻²	8,1*10⁻²	2,7*10⁻¹
75	Herstellung von Büromaschinen, Datenverarbeitungsgeräten und -einrichtungen	8,7*10 ⁻⁶	9,0*10 ⁻⁶	2,0*10 ⁻²	2,0*10⁻²	0	1,1*10 ⁻³	-1,1*10 ⁻³	3,4*10⁻⁵	4,5*10⁻³	2,4*10⁻²
76	Herstellung von Geräten der Elektrizitätserzeugung, -verteilung u. Ä.	7,7*10 ⁻⁴	3,8*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻¹	1,7*10⁻¹	0	1,6*10 ⁻²	4,7*10 ⁻³	2,0*10⁻²	5,4*10⁻²	2,4*10⁻¹
77	Rundfunk- und Nachrichtentechnik	1,6*10 ⁻⁵	2,1*10 ⁻⁵	4,4*10 ⁻²	4,4*10⁻²	0	2,4*10 ⁻³	-2,6*10 ⁻³	-2,1*10⁻⁴	1,1*10⁻²	5,5*10⁻²
78	Medizin-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik, Optik, Herstellung von Uhren	1,0*10 ⁻³	1,4*10 ⁻⁴	1,1*10 ⁻¹	1,1*10⁻¹	0	8,9*10 ⁻³	2,1*10 ⁻³	1,1*10⁻²	2,5*10⁻²	1,5*10⁻¹
79	Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenteilen	6,2*10 ⁻⁴	4,2*10 ⁻⁴	4,1*10 ⁻¹	4,1*10⁻¹	0	2,8*10 ⁻²	-1,1*10 ⁻²	1,7*10⁻²	1,4*10⁻¹	5,7*10⁻¹
80	Sonstiger Fahrzeugbau	5,0*10 ⁻⁵	2,6*10 ⁻⁵	5,2*10 ⁻²	5,3*10⁻²	0	2,5*10 ⁻³	-5,2*10 ⁻³	-2,7*10⁻³	1,2*10⁻²	6,2*10⁻²
81	Herstellung von Möbeln, Schmuck, Musikinstrumenten, Sportgeräten, Spielwaren und sonstigen Erzeugnissen	2,4*10 ⁻³	2,4*10 ⁻⁴	1,7*10 ⁻¹	1,7*10⁻¹	0	1,1*10 ⁻²	5,4*10 ⁻³	1,6*10⁻²	1,7*10⁻²	2,0*10⁻¹
82	Rückgewinnung von metallischen Altmaterialien und Reststoffen	1,7*10 ⁻⁴	1,8*10 ⁻⁵	1,8*10 ⁻²	1,8*10⁻²	0	3,5*10 ⁻³	1,3*10 ⁻³	4,8*10⁻³	9,2*10⁻³	3,2*10⁻²
83	Rückgewinnung von nichtmetallischen Altmaterialien und Reststoffen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
84	Stromerzeugung aus Kohle	5,7*10 ⁻²	1,7*10 ⁻²	2,3*10 ¹	2,3*10¹	0	3,8*10 ⁻¹	2,3	2,7	3,4	3,0*10¹
85	Stromerzeugung aus Gas	8,7*10 ⁻⁴	2,3*10 ⁻⁴	5,5*10 ⁻¹	5,5*10⁻¹	0	4,3*10 ⁻²	7,3*10 ⁻²	1,2*10⁻¹	8,2*10⁻¹	1,5
86	Stromerzeugung aus Kernenergie	5,0*10 ⁻⁷	9,7*10 ⁻⁸	7,4*10 ⁻⁴	7,4*10⁻⁴	0	1,4*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁴	2,6*10⁻⁴	2,4*10⁻⁴	1,2*10⁻³
87	Stromerzeugung aus Wasserkraft	1,5*10 ⁻⁸	8,3*10 ⁻⁸	1,5*10 ⁻⁴	1,5*10⁻⁴	0	2,1*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻⁵	4,1*10⁻⁵	3,6*10⁻⁵	2,3*10⁻⁴
88	Stromerzeugung aus Windkraft	3,6*10 ⁻⁸	7,0*10 ⁻⁹	6,6*10 ⁻⁵	6,6*10⁻⁵	0	9,3*10 ⁻⁶	7,8*10 ⁻⁶	1,7*10⁻⁵	1,6*10⁻⁵	9,9*10⁻⁵
89	Sonstige Stromerzeugung, inklusive Biomasse und Müll	1,8*10 ⁻³	1,9*10 ⁻³	6,7*10 ⁻¹	6,7*10⁻¹	0	1,0*10 ⁻¹	5,9*10 ⁻²	1,6*10⁻¹	2,1*10⁻¹	1,0
90	Elektrizitätsübertragung	2,4*10 ⁻⁷	2,4*10 ⁻⁷	7,5*10 ⁻⁴	7,5*10⁻⁴	0	1,0*10 ⁻⁴	9,2*10 ⁻⁵	2,0*10⁻⁴	1,8*10⁻⁴	1,1*10⁻³
91	Elektrizitätsverteilung und -handel	9,2*10 ⁻⁷	9,3*10 ⁻⁷	3,0*10 ⁻³	3,0*10⁻³	0	4,0*10 ⁻⁴	3,5*10 ⁻⁴	7,6*10⁻⁴	6,8*10⁻⁴	4,5*10⁻³
92	Gasversorgung	2,1*10 ⁻⁷	7,4*10 ⁻⁷	1,5*10 ⁻³	1,5*10⁻³	0	2,1*10 ⁻⁴	1,9*10 ⁻⁴	3,9*10⁻⁴	3,5*10⁻⁴	2,2*10⁻³
93	Wärmeversorgung	2,5*10 ⁻⁶	6,6*10 ⁻⁵	5,2*10 ⁻²	5,2*10⁻²	0	3,0*10 ⁻³	7,4*10 ⁻³	1,0*10⁻²	5,8*10⁻²	1,2*10⁻¹
94	Wasserversorgung	9,4*10 ⁻⁴	5,4*10 ⁻⁴	8,2*10 ⁻²	8,3*10⁻²	0	7,2*10 ⁻³	5,2*10 ⁻³	1,2*10⁻²	1,7*10⁻²	1,1*10⁻¹
95	Baugewerbe	5,7*10 ⁻⁴	3,5*10 ⁻⁴	5,9*10 ⁻¹	5,9*10⁻¹	0	5,7*10 ⁻²	1,1*10 ⁻²	6,8*10⁻²	1,4*10⁻¹	8,0*10⁻¹

Tabelle A-10: Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden €₂₀₁₀) – Fortsetzung

#	Sektor	Gesundheitsschäden			Summe	Umweltschäden			Summe	Klimaschäden	Summe	Gesamt
		karzino- gene Effekte	Nicht- karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen		Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung				
96	Handel mit Krafträdern, Teilen und Zubehör; Instandhaltung und Reparatur von Krafträdern	3,2*10 ⁻⁴	1,3*10 ⁻⁴	1,0*10 ⁻¹	1,0*10⁻¹	0	1,6*10 ⁻²	9,6*10 ⁻³	2,5*10⁻²	3,4*10⁻²	1,6*10⁻¹	
97	Tankstellen	1,5*10 ⁻⁵	7,2*10 ⁻⁶	1,5*10 ⁻¹	1,5*10⁻¹	0	8,5*10 ⁻⁴	-2,7*10 ⁻²	-2,7*10⁻²	1,1*10⁻²	1,3*10⁻¹	
98	Handelsvermittlung und Großhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen)	1,8*10 ⁻³	1,1*10 ⁻³	7,1*10 ⁻¹	7,1*10⁻¹	0	9,4*10 ⁻²	7,1*10 ⁻²	1,7*10⁻¹	2,7*10⁻¹	1,2	
99	Einzelhandel (ohne Handel mit Kraftfahrzeugen und ohne Tankstellen); Reparatur von Gebrauchsgütern	6,9*10 ⁻⁴	4,9*10 ⁻⁴	4,1*10 ⁻¹	4,1*10⁻¹	0	5,8*10 ⁻²	4,4*10 ⁻²	1,0*10⁻¹	1,6*10⁻¹	6,7*10⁻¹	
100	Beherbergungs- und Gaststätten	1,6*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁴	4,5*10 ⁻²	4,5*10⁻²	0	6,1*10 ⁻³	4,6*10 ⁻³	1,1*10⁻²	3,3*10⁻²	9,0*10⁻²	
101	Eisenbahnverkehr	6,9*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁵	3,4*10 ⁻¹	3,4*10⁻¹	0	7,6*10 ⁻³	4,7*10 ⁻²	5,5*10⁻²	4,3*10⁻²	4,4*10⁻¹	
102	Sonstiger Landverkehr	6,5*10 ⁻⁵	3,5*10 ⁻⁴	7,5*10 ⁻¹	7,5*10⁻¹	0	8,2*10 ⁻²	7,8*10 ⁻²	1,6*10⁻¹	1,6*10⁻¹	1,1	
103	Transport in Rohrfernleitungen	3,5*10 ⁻⁶	1,9*10 ⁻⁵	3,6*10 ⁻²	3,6*10⁻²	0	4,8*10 ⁻³	4,6*10 ⁻³	9,4*10⁻³	8,3*10⁻³	5,4*10⁻²	
104	See- und Küstenschifffahrt	5,8*10 ⁻⁷	3,1*10 ⁻⁶	5,9*10 ⁻³	5,9*10⁻³	0	7,9*10 ⁻⁴	7,5*10 ⁻⁴	1,6*10⁻³	9,1*10⁻¹	9,1*10⁻¹	
105	Binnenschifffahrt	9,6*10 ⁻⁷	1,1*10 ⁻⁴	2,0*10 ⁻¹	2,0*10⁻¹	0	1,0*10 ⁻³	2,8*10 ⁻²	2,9*10⁻²	1,6*10⁻²	2,5*10⁻¹	
106	Luftfahrt	4,4*10 ⁻⁶	1,3*10 ⁻⁶	2,7*10 ⁻¹	2,7*10⁻¹	0	1,3*10 ⁻³	4,6*10 ⁻²	4,7*10⁻²	5,3*10⁻¹	8,4*10⁻¹	
107	Hilfs- und Nebentätigkeiten für den Verkehr; Verkehrsvermittlung	9,5*10 ⁻⁴	6,0*10 ⁻⁴	7,8*10 ⁻¹	7,9*10⁻¹	0	9,8*10 ⁻²	8,0*10 ⁻²	1,8*10⁻¹	1,9*10⁻¹	1,2	
108	Nachrichtenübermittlung	3,0*10 ⁻⁴	3,0*10 ⁻⁴	5,0*10 ⁻¹	5,0*10⁻¹	0	6,2*10 ⁻²	5,5*10 ⁻²	1,2*10⁻¹	1,1*10⁻¹	7,3*10⁻¹	
109	Kreditinstitute	7,0*10 ⁻⁵	4,3*10 ⁻⁵	1,8*10 ⁻²	1,8*10⁻²	0	2,5*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	4,2*10⁻³	1,1*10⁻²	3,4*10⁻²	
110	Versicherungen (ohne Sozialversicherung)	5,5*10 ⁻⁵	3,1*10 ⁻⁵	1,5*10 ⁻²	1,5*10⁻²	0	2,2*10 ⁻³	1,4*10 ⁻³	3,6*10⁻³	9,4*10⁻³	2,8*10⁻²	
111	Mit den Kreditinstituten verbundene Tätigkeiten	2,1*10 ⁻⁴	1,2*10 ⁻⁴	2,2*10 ⁻²	2,2*10⁻²	0	1,4*10 ⁻³	1,1*10 ⁻³	2,4*10⁻³	2,7*10⁻³	2,7*10⁻²	
112	Vermittlung von Grundstücken, Gebäuden und Wohnungen	6,9*10 ⁻⁶	1,4*10 ⁻⁵	2,3*10 ⁻²	2,3*10⁻²	0	3,3*10 ⁻³	2,6*10 ⁻³	5,9*10⁻³	5,6*10⁻³	3,4*10⁻²	
113	Vermietung beweglicher Sachen ohne Bedienungspersonal	3,1*10 ⁻⁵	3,6*10 ⁻⁵	5,7*10 ⁻²	5,8*10⁻²	0	7,7*10 ⁻³	6,3*10 ⁻³	1,4*10⁻²	1,4*10⁻²	8,6*10⁻²	
114	Datenverarbeitung und Datenbanken	8,0*10 ⁻⁵	3,3*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻²	2,0*10⁻²	0	3,2*10 ⁻³	1,7*10 ⁻³	4,9*10⁻³	8,9*10⁻³	3,3*10⁻²	
115	Forschung und Entwicklung	7,5*10 ⁻⁵	3,1*10 ⁻⁵	1,5*10 ⁻²	1,6*10⁻²	0	2,6*10 ⁻³	1,3*10 ⁻³	3,9*10⁻³	8,2*10⁻³	2,8*10⁻²	
116	Erbringung von unternehmensbezogenen Dienstleistungen	4,5*10 ⁻⁴	2,9*10 ⁻⁴	3,0*10 ⁻¹	3,0*10⁻¹	0	4,1*10 ⁻²	3,0*10 ⁻²	7,2*10⁻²	9,3*10⁻²	4,6*10⁻¹	
117	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung	1,7*10 ⁻³	8,7*10 ⁻⁴	3,7*10 ⁻¹	3,7*10⁻¹	0	4,9*10 ⁻²	3,1*10 ⁻²	8,0*10⁻²	1,4*10⁻¹	5,9*10⁻¹	
118	Erziehung und Unterricht	7,8*10 ⁻⁴	3,2*10 ⁻⁴	1,4*10 ⁻¹	1,4*10⁻¹	0	2,4*10 ⁻²	1,1*10 ⁻²	3,5*10⁻²	7,9*10⁻²	2,6*10⁻¹	

Tabelle A-10: Detaillierte Ergebnisse für die Schadenskosten aus Emissionen nach Wirtschaftssektor in Deutschland (Milliarden €₂₀₁₀) – Fortsetzung

#	Sektor	Gesundheitsschäden				Umweltschäden				Klimaschäden	Gesamt
		karzino- gene Effekte	Nicht- karzinogene Effekte	Atemwegs- und Herz- Kreislaufkrankungen	Summe	Aquatische Ökotoxizität	Terrestrische Ökotoxizität	Versauerung / Eutrophierung	Summe	Summe	
119	Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen	5,5*10 ⁻⁴	2,9*10 ⁻⁴	1,3*10 ⁻¹	1,3*10⁻¹	0	2,0*10 ⁻²	1,2*10 ⁻²	3,3*10⁻²	8,9*10⁻²	2,6*10⁻¹
120	Abwasserbeseitigung	7,1*10 ⁻⁶	4,0*10 ⁻⁶	4,5*10 ⁻³	4,5*10⁻³	0	6,2*10 ⁻⁴	4,7*10 ⁻⁴	1,1*10⁻³	1,2*10⁻³	6,8*10⁻³
121	Abfallbeseitigung	6,6*10 ⁻⁵	5,8*10 ⁻⁵	8,7*10 ⁻²	8,7*10⁻²	0	1,1*10 ⁻²	9,5*10 ⁻³	2,1*10⁻²	2,1*10⁻²	1,3*10⁻¹
122	Abfallverbrennung	2,5*10 ⁻¹	6,4*10 ⁻⁴	2,7*10 ⁻¹	5,2*10⁻¹	0	3,3*10 ⁻¹	3,6*10 ⁻²	3,7*10⁻¹	2,6*10⁻³	8,9*10⁻¹
123	Abfalllagerung	1,5*10 ⁻⁵	1,3*10 ⁻⁵	1,7*10 ⁻²	1,7*10⁻²	0	2,4*10 ⁻³	2,0*10 ⁻³	4,5*10⁻³	2,6*10⁻¹	2,8*10⁻¹
124	Beseitigung von Umweltverschmutzungen und sonstige Entsorgung	3,2*10 ⁻⁵	2,7*10 ⁻⁵	4,1*10 ⁻²	4,1*10⁻²	0	5,3*10 ⁻³	4,5*10 ⁻³	9,9*10⁻³	9,9*10⁻³	6,0*10⁻²
125	Interessenvertretungen sowie kirchliche und sonstige Vereinigungen (ohne Sozi- alwesen, Kultur und Sport)	5,2*10 ⁻⁵	5,8*10 ⁻⁵	8,1*10 ⁻²	8,1*10⁻²	0	1,1*10 ⁻²	9,1*10 ⁻³	2,0*10⁻²	2,3*10⁻²	1,2*10⁻¹
126	Kultur, Sport und Unterhaltung	1,7*10 ⁻⁴	1,4*10 ⁻⁴	1,8*10 ⁻¹	1,8*10⁻¹	0	2,5*10 ⁻²	2,0*10 ⁻²	4,6*10⁻²	5,2*10⁻²	2,8*10⁻¹
127	Erbringung von sonstigen Dienstleistun- gen	1,1*10 ⁻⁴	8,5*10 ⁻⁵	1,0*10 ⁻¹	1,1*10⁻¹	0	1,3*10 ⁻²	9,5*10 ⁻³	2,3*10⁻²	2,9*10⁻²	1,6*10⁻¹
128	Private Haushalte	1,6*10 ⁻⁶	8,9*10 ⁻⁶	1,8*10 ⁻²	1,8*10⁻²	0	2,3*10 ⁻³	2,0*10 ⁻³	4,3*10⁻³	4,0*10⁻³	2,6*10⁻²
129	Exterritoriale Organisationen und Körper- schaften	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Verbrauchssektoren (insb. Straßenverkehr und Kleinf Feuerungsanlagen)	3,4*10 ⁻¹	3,0*10 ⁻²	3,1*10 ¹	3,1*10¹	2,8*10 ⁻²	2,9	1,2	4,1	7,9	4,3*10¹
	Summe	1,1	2,4*10⁻¹	8,6*10¹	8,7*10¹	2,8*10⁻²	9,1	9,8	1,9*10¹	2,4*10¹	1,3*10²

Anhang B – Bestimmung relevanter Schadstoffe für die Betrachtung und monetäre Bewertung externer Effekte in Europa

1 Einleitung

Schadstoffemissionen entstehen aus einer Vielzahl verschiedener Prozesse und Aktivitäten und werden anschließend durch chemische Umwandlungs- und Transportprozesse über die Ländergrenzen hinweg ausgebreitet. Die wichtigsten Emissionsquellen lassen sich in industrielle Prozesse, Verbrennungsprozesse, den Verkehrsbereich, landwirtschaftliche Prozesse, die Anwendung von Lösemitteln und die Abfallbehandlung unterscheiden. Aus jeder dieser Quellen wird eine Vielzahl unterschiedlicher Schadstoffe in unterschiedlichen Mengen in die Luft, Böden und Gewässer emittiert. Um wirkungsvolle Minderungsmaßnahmen zur Reduktion der schädlichen Emissionen einzuführen, müssen die Mengen der jeweiligen emittierten Schadstoffe und deren Quellen bekannt sein. Da allerdings eine Betrachtung der reinen Mengen der Schadstoffemissionen noch keine Aussage über die Auswirkungen der unterschiedlichen Schadstoffe erlauben, besitzt ein Vergleich der Emissionsmengen der verschiedenen Schadstoffe nur begrenzte Aussagekraft und sollte deshalb nicht als Grundlage für die Einführung von Minderungsmaßnahmen dienen. Vielmehr müssen die Auswirkungen der Emissionen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt und das Klima untersucht werden, bevor eine Aussage über die Bedeutung eines Schadstoffes möglich wird. Das zentrale Ziel der Untersuchung in dieser Arbeit ist demnach die Bestimmung der Schadstoffe, die für den politischen Entscheidungsprozess als besonders relevant erachtet werden sollten. Die dafür erstellte Rangfolge der Schadstoffe hinsichtlich ihrer Schadenspotentiale dient umweltpolitischen Entscheidungsträgern zur Ausrichtung ihrer Maßnahmen und zur Priorisierung der Minderungsaktivitäten, in dem die sehr große Zahl verschiedener Substanzen, die als schädlich für die menschliche Gesundheit, die Umwelt oder das Klima erforscht wurden, auf die Betrachtung der besonders relevanten Schadstoffe reduziert werden kann.

Die Bestimmung der relevanten Schadstoffe basiert auf der Berechnung der Emissionen für einen Großteil der industriellen Produktion sowie Teilen der Produktion aus der Landwirtschaft, dem Energie- und dem Verkehrssektor. Auf diese Weise sind nahezu alle wichtigen Quellgruppen der Emissionen abgedeckt. Die Berechnung der gesamten Emissionen für diese Sektoren ist in Kapitel 2 dargestellt und bezieht sich auf die Emissionen von Schadstoffen in Europa. Im dritten Kapitel werden diese Emissionen über die Verwendung der Schadenspotentiale für die einzelnen Schadstoffe hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt und das Klima gewichtet, bevor im vierten Kapitel eine monetäre Bewertung der Schäden stattfinden wird. Diese monetäre Bewertung der Schäden erlaubt einen Vergleich der Auswirkungen der einzelnen Stoffe auf die drei Schadensbereiche und ermöglicht die Verknüpfung dieser Schäden zur Berechnung der potentiellen Gesamtschäden. Die berechneten externen Schadenskosten werden in Kapitel 5 verwendet, um eine

Rangordnung der Substanzen nach ihren monetären Schäden zu erstellen und die als relevant zu erachtenden Schadstoffe zu bestimmen. Im sechsten Kapitel werden die Unsicherheiten, die den verschiedenen angewendeten Methoden zur Berechnung der Emissionen, der potentiellen Schäden und der monetären Bewertung dieser Schäden zugrunde liegen. Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung der Ergebnisse und einem Ausblick auf weiteren Forschungsbedarf.

2 Ermittlungen der Emissionen

Für die Klassifizierung der verschiedenen Schadstoffe und der damit verbundenen Berechnung der monetären Schadenskosten, werden in einem ersten Schritt die Emissionen der verschiedenen Schadstoffe ermittelt. Da diese Untersuchung darauf abzielt die relevanten Schadstoffe für möglichst alle Herstellungs- und Dienstleistungsprozesse innerhalb der 27 Mitgliedsstaaten der Europäischen Union herauszufinden, werden umfangreiche Datensätze für die Berechnung der Emissionen herangezogen. Dabei werden Daten über die entstandenen Emissionen für eine Vielzahl verschiedener Produktionsprozesse aus der Ökobilanz- oder der Lebenszyklusanalyse (LCA) betrachtet und diese anschließend mit den Informationen über die tatsächlich produzierten Güter und Dienstleistungen in Verbindung gebracht. Auf diese Weise werden zunächst die entstandenen Emissionen bei der gesamten Produktion eines bestimmten Gutes ermittelt und darauf aufbauend die gesamten Emissionen aller betrachteten Produktionsprozesse errechnet.

2.1 EcoInvent 2.0

Die Emission die im Rahmen der unterschiedlichen Produktionsvorgänge entstehen werden in der vorliegenden Untersuchung auf Basis der Emissionsfaktoren aus dem Ökobilanzinventar (Life Cycle Inventory, LCI) EcoInvent 2.0 berechnet. Diese Datenbank, entwickelt am Schweizer Zentrum für Lebenszyklusinventare (Swiss Center for Life Cycle Inventories), liefert Emissionsfaktoren für mehr als 4.000 Herstellungsprozesse, Dienstleistungen und Endprodukte, eingeteilt in mehr als 20 industrielle Aktivitäten. Die verwendete Version EcoInvent 2.0 wurde im Jahr 2007 letztmals überarbeitet. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik findet sich in Frischknecht et al. (2007). Für jeden der Produktionsprozesse werden in EcoInvent 2.0 die Emissionsfaktoren für mehr als 500 verschiedenen Schadstoffe jeweils für die Herstellung eines bestimmten Produktes (gegeben in Mengen-, Masse- oder Flächeneinheiten) dargestellt. Darüber hinaus findet eine Unterteilung der emittierten Substanzen nach den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser statt. Luftschadstoffe werden zudem noch in unterschiedliche Stufen der Bevölkerungsdichte und des atmosphärischen Niveaus unterschieden, Wasserschadstoffe werden noch in verschiedene Gewässertypen und Bodenschadstoffe in landwirtschaftliche und industrielle Böden unterteilt. Zwar findet in der EcoInvent Datenbank auch eine Eingliederung in Bezug auf den Einfluss auf die natürlichen Ressourcen statt, allerdings werden diese im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet. Insgesamt ergeben sich aus den genannten Unterteilungen etwa 1.500 Einträge für die Schadstoffe von

denen 540 eine Berücksichtigung in der weiteren Berechnung fanden. Diese geringere Zahl lässt sich vor allem damit erklären, dass die Schadensfaktoren aus den verwendeten Ökobilanzfolgeabschätzungen (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) nicht für alle Einträge des EcoInvent LCIs vorliegen.

2.2 Produktionsdaten

Wie bereits erwähnt, wird die Berechnung der Emissionen für alle 27 Mitgliedsstaaten der Europäischen Union erfolgen. Aus diesem Grund werden Informationen über die produzierten Güter und Dienstleistungen sowie über weitere Aktivitäten für alle diese Länder benötigt, um über die Verknüpfung mit den Informationen aus dem LCI EcoInvent die gesamten Emissionen aus den abgedeckten Herstellungsprozesse zu ermitteln. Eine sehr umfangreiche Informationsquelle bietet dafür die europäische Produktionsstatistik PRODCOM (Französisch: Production Communautaire). Diese Statistik beschreibt einen Datensatz der von der Europäischen Statistikbehörde Eurostat erhoben wird und mehr als 4.500 verschiedene Produkte umfasst. Die Einteilung der Güter geschieht dabei nach einer standardisierten Klassifikation welche als PRODCOM Liste bezeichnet wird und auf der Statistischen Systematik der Wirtschaftszweige der Europäischen Gemeinschaft (NACE) beruht [Europäische Kommission (1990)]. Williams (2008) beschreibt die wichtigsten Eigenschaften der PRODCOM Statistik. Unter anderem wird erläutert, dass die Erhebung der Daten über die nationalen Statistikbehörden der EU-27 Mitgliedsstaaten in Form von Fragebögen, die an die Unternehmen versendet werden, erfolgt. Die in dieser Studie verwendeten Daten beziehen sich auf das Jahr 2008 [PRODCOM (2008)].

Zusätzlich zu dieser Datenquelle werden Daten für die landwirtschaftliche Produktion aus der Onlinedatenbank der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (United Nations Food and Agriculture Organisation, FAO) herangezogen [FAO (2010)]. Für die Ermittlung von Produktionsdaten aus dem Bereich der Stromerzeugung und der verwendeten Brennstoffe sowie der Müllverarbeitung wird auf Zahlen der Datenbank von Eurostat zurückgegriffen [Eurostat (2010a) und Eurostat (2010b)]. Des Weiteren wird für die Berechnung der Emissionen aus dem Verkehrssektor auf die Ergebnisse aus dem Modell TREMOVE zurückgegriffen. TREMOVE ist ein europäisches Transport- und Emissionssimulationsmodell das im Auftrag der Europäischen Kommission vom belgischen Institut Transport & Mobility Leuven entwickelt wurde. Der Aufbau und die Ergebnisse dieses Modells sind im Bericht von De Ceuster et al. (2007) zusammengefasst.

Mit Hilfe dieser Informationsquellen kann eine Abschätzung der gesamten europäischen Emissionen über die Verknüpfung von 737 Emissionsfaktoren für Produktionsprozesse aus EcoInvent und 454 Produktionszahlen für die produzierten Güter, Dienstleistungen und der Aktivitäten im Verkehrssektor errechnet werden.

2.3 Darstellungen der berechneten Emissionen

In diesem Abschnitt werden die berechneten Emissionen, die als Grundlage für die weitere Bewertung der Auswirkungen dienen, dargestellt. Dabei werden in den nachfolgenden Tabellen immer die zehn Schadstoffe mit den höchsten Emissionen in die Luft, in Böden und in Gewässer dargestellt. Die Tabellen beinhalten keine radioaktiven Stoffe, da die Berechnungen mittels der EcoInvent Datenbank die Emissionen radioaktive Stoffe in Kilobecquerel angeben und diese nicht mit den Angaben für die anderen Schadstoffe (in Kilogramm je Schadstoff) vergleichbar sind. In die anschließende Bewertung der Auswirkungen der Emissionen fließen die radioaktiven Stoffe allerdings mit ein.

Zunächst werden die Emissionen in die Luft dargestellt. Tabelle B-1 zeigt, dass die Emissionen von Kohlenstoffdioxid (CO₂) die mit Abstand höchsten Mengen aufweisen. Aus der Gruppe der klassischen Luftschadstoffe wurden für SO₂ und NO_x die höchsten Mengen errechnet. Schwermetalle und andere Schadstoffe sind in der Tabelle nicht dargestellt, da die Emissionen dieser Schadstoffe in die Luft deutlich geringer sind.

Tabelle B-1: Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in die Luft

Schadstoffe	Emissionen in kt
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	3.819.145
Schwefeldioxid (SO ₂)	11.083
Stickoxide (NO _x)	8.919
Methan (CH ₄)	8.510
Kohlenstoffmonoxid (CO)	6.856
Feinstaubpartikel, > 10 µm	3.410
Flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	1.818
Feinstaubpartikel, > 2,5 µm und < 10µm (PM _{coarse})	1.450
Feinstaubpartikel, < 2,5 µm (PM _{2,5})	1.254
Ammoniak (NH ₃)	550

Die Emissionen in Böden sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst. Darin zeigt sich, dass die Emissionen von Schwermetallen eine wichtige Rolle bei der Betrachtung der Schadstoffeinträge in Böden spielen. Im Vergleich zu den in Tabelle B-1 dargestellten Emissionen in die Luft wird zudem ersichtlich, dass die reinen Freisetzungsmengen deutlich geringer sind.

Tabelle B-2: Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in Böden

Schadstoffe	Emissionen in kt
Chloride	215
Eisen (Fe)	103
Natrium (Na)	91
Calcium (Ca)	68
Kohlenstoff (C)	46
Aluminium (Al)	13
Magnesium (Mg)	11
Zink (Zn)	9
Silicium (Si)	9
Schwefel (S)	8

Bei den Emissionen in Gewässer ergibt sich ein ähnliches Bild. Auch hier spielt die Freisetzung von Schwermetallen eine bedeutende Rolle. Die emittierten Mengen sind deutlich höher als in Böden und vergleichbar mit den Emissionsmengen in die Luft.

Tabelle B-3: Rangfolge der Schadstoffe nach Emissionen in Gewässer

Schadstoffe	Emissionen in kt
Calcium (Ca)	46.423
Chloride	46.026
Sulfate	23.196
Natrium (Na)	21.158
Silicium (Si)	19.473
Aluminium (Al)	5.522
Nitrate	5.040
Eisen (Fe)	2.715
Magnesium (Mg)	1.451
Kalium (K)	835

Die in diesem Abschnitt dargestellten Emissionsmengen ermöglichen eine erste Einschätzung der verschiedenen Schadstoffe hinsichtlich ihrer Bedeutung. Allerdings erlauben die reinen Mengenangaben der Emissionen noch keine abschließende Bewertung der Schadstoffe. Dies kann nur über die Untersuchung der Auswirkungen der Schadstoffe auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt und das Klima erfolgen. Dazu werden im nächsten Kapitel die verwendeten Schadensfaktoren erläutert.

2.4 Anmerkungen zur Berechnung der Emissionen

Die in Abschnitt 2.2 dargestellten Anzahlen für die abgedeckten Produktionsprozesse aus EcoInvent und die Angaben für die gesamte Produktion innerhalb der EU-27 unterscheiden sich deutlich. Dieser große Unterschied erklärt sich aus der Schwierigkeit, die jeweiligen Produktionszahlen eindeutig einzelnen Produktionsprozessen zuzuordnen. Aus diesem Grund werden 116 der 454 betrachteten Produktionsmengen zwei oder mehr Produktionsprozesse zugeordnet. In diesen Fällen werden jeweils die Durchschnitte der Emissionsfaktoren errechnet und zur Berechnung der Emissionen auf die Produktionsmenge angewendet. Auf der anderen Seite tritt allerdings auch der umgekehrte Fall ein. So gibt es etwa 50 Fälle in denen den Produktionsprozessen zwei oder mehr Produktionsmengen zugeordnet werden können, da angenommen wird, dass diese Produkte alle den gleichen Herstellungsprozess durchlaufen. Eine zusätzliche Schwierigkeit ergibt sich aus den unterschiedlichen Einheiten der Produktion in denen die Produktionsprozesse bzw. die Produktionsmengen gegeben sind. In einigen Fällen werden deshalb Annahmen über die Dichte oder das Gewicht einzelner Produkte notwendig, um die Emissionen zu ermitteln.

Die zugrundeliegenden Daten und die notwendigen Annahmen erlauben eine umfangreiche Berechnung der Emissionen aus einem Großteil der wirtschaftlichen Aktivitäten innerhalb der EU-27 Mitgliedsstaaten. Ein Vergleich mit den Emissionsdaten für Schadstoffe der Europäischen Umweltagentur (EEA) zeigt jedoch, dass es teilweise deutliche Abweichungen zwischen den in diesem Kapitel berechneten Emissionen und den herausgegebenen offiziell-

len Daten der EEA gibt [EEA (2012a und 2012b)]. Die auffälligsten Abweichungen beziehen sich auf folgende Punkte:

- Lediglich die berechneten Emissionsmengen für Cadmium (Cd), Stickoxide (NO_x), Feinstaubpartikel mit einem Durchmesser kleiner als 2,5µm (PM_{2,5}) und Zink (Zn) weichen um weniger als 15% von den berichteten Daten der EEA ab.
- Die Berechnungen für Chrom (Cr), Quecksilber (Hg), Dioxine und Schwefeldioxid (SO₂) übersteigen die Daten der EEA um das zwei- bis vierfache.
- Die berechneten Emissionen von Arsen (As) und Nickel (Ni) übersteigen die Daten um etwa 30% und
- Die Berechnungen für Methan (CH₄), Kohlenstoffmonoxid (CO), Kupfer (Cu), Ammoniak (NH₃), flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC) und Blei (Pb) sind um zwischen 50% und 90% geringer als die Daten aus der EEA Datenbank.

Diese deutlichen Abweichungen können mit verschiedenen Unvollständigkeits- und Unsicherheiten, die der angewendeten LCI Methode und den Produktionsmengen zugrunde liegen, begründet werden. Die Abweichungen für die Emissionen von NH₃, NMVOC und CH₄ können dadurch erklärt werden, dass NH₃ Emissionen vor allem aus der Landwirtschaft, NMVOC Emissionen vor allem aus der Lösemittelanwendung und CH₄ aus Abfallbehandlungsprozessen kommen. Diese Sektoren sind aufgrund fehlender Daten nur in begrenztem Umfang in den Berechnungen vertreten. Hervorzuheben ist auch die vergleichsweise geringe Emissionsmenge, welche für CO berechnet wurde. Da CO Emissionen vor allem aus Verbrennungsprozessen entstehen, deutet dies drauf hin, dass auch diese Prozesse nur unzureichend über die Berechnungsmethode abgedeckt werden konnten. Die deutlich höheren Emissionen für Cr, Hg, Dioxine, SO₂, As und Ni können auf Ungenauigkeiten in den verwendeten Produktionsdaten und der Verknüpfung dieser mit den Emissionsfaktoren zurückgeführt werden. Es wurde bereits angemerkt, dass keine vollständige Abdeckung aller Produktionsprozesse mit Emissionsfaktoren möglich war und dass in einigen Fällen Annahmen diesbezüglich getroffen wurden. Dies kann als Erklärung für die teilweise sehr großen Abweichungen dienen. Zusammenfassend ist zu sagen, dass die berechneten Emissionen nur in einem bestimmten Umfang den offiziellen Daten der EEA entsprechen. Dennoch werden im weiteren Verlauf die Schäden und deren monetäre Bewertung auf den berechneten Emissionen aufbauen, da diese als eine ausreichende Abschätzung der tatsächlichen Emissionen angenommen werden.

3 Berechnungen der potentiellen Schäden über Ökobilanzanalysen

Das Ziel der Untersuchungen ist es, eine möglichst große Anzahl verschiedener Schadstoffe zu vergleichen und eine Abschätzung über die Relevanz der einzelnen Schadstoffe anhand der Berechnung der externen Schadenskosten in den folgenden Kapiteln dieser Arbeit zu ermöglichen. Die Berechnung der Emissionen im vorigen Abschnitt dient als erster Schritt für diese Abschätzungen. Da die Menge, welche von einem bestimmten Schadstoff emittiert wird

allerdings noch keine Aussagen über die Höhe der zu erwartenden Schäden erlaubt, werden in diesem Abschnitt Schadensfaktoren für die einzelnen Schadstoffe betrachtet und so die Schäden errechnet.

Die Forschung im Bereich der Lebenszyklusanalyse hat in den vergangenen Jahren viele verschiedene Ergebnisse für die Einschätzung potentieller Schäden hervor gebracht. Diese LCIA Datenbanken bieten sehr nützliche Werkzeuge für die Untersuchung von Verbesserungsmöglichkeiten im Produktionsprozess und ermöglichen Vergleiche mit anderen Produktionsprozessen auf Basis verschiedener Indikatoren wie Auswirkungen auf den Menschen, die Umwelt oder den Klimawandel. Diese umfangreiche Literatur kann im Rahmen dieser Arbeit nicht vollends abgedeckt werden. Um allerdings nicht nur eine Informationsquelle zu verwenden, werden in den folgenden Abschnitten drei verschiedenen LCIA Datenbanken vorgestellt und für die Berechnung der potentiellen Umwelt- Gesundheitsschäden angewendet. Die Gemeinsamkeit dieser drei Ansätze liegt dabei in der Erstellung von Schadensfaktoren für sogenannte Endpunkte oder Schadenskategorien, also einer Zusammenfassung der Schäden in Gesundheits- und Ökosystemschäden, sowie teilweise auch Klimaschäden. Aus diesem Grund werden die betrachteten LCIA Datenbanken der Gruppe der schadensorientierten LCIA oder der Endpunktmodellierung zugeordnet

3.1 Beschreibungen der Schadensfaktoren

Dieser Abschnitt liefert eine kurze Beschreibung der verschiedenen Bewertungskonzepte für die Auswirkungen der Emissionen auf die menschliche Gesundheit, die Qualität der Ökosysteme und den Klimawandel.

Grundsätzlich ist zu betonen, dass die verwendeten Schadensfaktoren ein sehr vereinfachtes Modell der sehr viel komplexeren Realität widerspiegeln und deshalb nur für eine Abschätzung der Schäden verwendet werden können. Diese Abschätzung und die anschließende monetäre Bewertung der Schäden ist deshalb keineswegs als exaktes Ergebnis zu betrachten sondern soll lediglich einen Anhaltspunkt für die Bedeutung der monetär bewerteten Emissionen verschiedener Schadstoffe bieten. Um dies zu unterstreichen werden bei der monetären Bewertung der Schadstoffe hinsichtlich ihrer Schäden keine detaillierten Zahlen geliefert, sondern lediglich eine Rangliste der Schadstoffe dargestellt, die sich aus den errechneten Schäden ergibt.

3.1.1 Bewertung von Gesundheitsschäden

Die in diesem Abschnitt angewendeten Schadensfaktoren für die Emissionen in die Luft, Böden und Gewässer geben die Schäden an der menschlichen Gesundheit in Lebensjahren mit eingeschränkter Lebensqualität (disability adjusted life years, DALY) wieder. Dieser Indikator zur Berechnung der Krankheitsbelastungen (burden of disease) wurde von Murray (1994) im Rahmen einer Studie für die Weltgesundheitsorganisation (WHO) entwickelt. Dabei werden die Belastungen, die durch spezifische Erkrankungen und Verletzungen hervorgerufen werden, gemessen und eine Berechnung der Gesamtbelastung aller Krankheiten wird ermög-

licht. Die DALYs setzen sich aus der Summe der Lebenszeit, die mit einer Einschränkung gelebt wird (Years Lived Disabled, YLD) und der Lebenszeit die durch vorzeitiges Ableben verloren geht (Years of Life Lost, YOLL) zusammen. Dabei wird die Berechnung der verlorenen Lebenszeit durch vorzeitigen Tod anhand der Lebenserwartung in jedem Alter gemessen. Die YLD werden ebenfalls in Form eines Lebenszeitverlusts berechnet, wobei eine Gewichtung der Einschränkungen hinsichtlich der Dauer und der Schwere der Krankheiten vorgenommen wird. Je höher diese Gewichtung ist, desto größer die Einschränkung der Lebensqualität. Eine DALY-Gewichtung von 0 entspricht demnach einem Zustand völliger Gesundheit, während der Wert 1 dem schlechtesten Gesundheitszustand, dem Tod, entspricht. Damit wird in diesem Ansatz der gesamte Gesundheitszustand über alle Individuen hinweg zusammengefasst.

3.1.2 Bewertung von Umweltschäden

Neben den Schäden an der menschlichen Gesundheit sind Schäden an der Umwelt von zentraler Bedeutung bei der Bewertung der verschiedenen Schadstoffe. Dabei werden die Schäden in Form von Verlusten an Artenvielfalt gemessen. Als Indikator für diese Biodiversitätsverluste wurde im EU-Projekt NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability, www.needs-project.org) der potentielle Rückgang der Anzahl von Arten (potentially disappeared fraction of species, pdf) in einem bestimmten Gebiet als Folge von Eutrophierung und Versauerung von Böden oder Änderungen in der Landnutzung entwickelt (Ott et al., 2006). Für die Schäden durch Änderungen in der Landnutzung errechnen sich diese pdf aus dem Vergleich einer Referenzsituation mit einer bestimmten Anzahl Spezies und einem Szenario mit veränderteter Artenvielfalt. Die Biodiversitätsverluste durch Deposition von Schadstoffen basiert auf den Ergebnissen von Goedkoop und Spriensma (2001). Dabei wurde berücksichtigt, dass Eutrophierung und Versauerung nicht nur zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen, sondern auch neue Arten entstehen lassen kann. Aus diesem Grund wurde das Konzept der Zielarten angewendet, wobei diese der spezifischen Artenvielfalt eines unberührten Ökosystems entsprechen. Der verwendete Indikator gibt demnach die Vielfalt an Zielarten wieder. Dabei wird die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens bestimmter Arten in versauerten oder eutrophierten Gebieten mit der Auftrittswahrscheinlichkeit (probability of occurrence, POO) angegeben. Ein pdf ergibt sich demnach aus dem Anteil der Arten der nicht mehr aufzufinden ist. ($\text{pdf} = 1 - \text{POO}$). Da eine zusätzliche Deposition umso schädlicher ist, je höher die Hintergrundkonzentration bereits ist, wurde im Rahmen des NEEDS Projekts empfohlen nationale Hintergrundkonzentrationen für die Modellierung der Versauerung und Eutrophierung zu verwenden, Dazu wurden Versauerungs- und Eutrophierungsindizes eingeführt, die sich aus den kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff- und Phosphordepositionen errechnen lassen.

3.1.3 Bewertung von Klimaschäden

Die Bewertung der Auswirkungen von Klimaschäden erfolgt nicht über einen gesonderten Indikator wie DALY oder pdf, da die Unsicherheiten bei der Einschätzung der zukünftigen Auswirkungen einer gestiegenen Durchschnittstemperatur auf der Erde sehr groß sind. Stattdessen werden die unterschiedlichen Treibhausgase anhand ihrer Treibhauspotentiale (global warming potential, GWP) im Vergleich zu Kohlenstoffdioxid (CO₂) bewertet. Demnach wird für CO₂-Emissionen ein GWP von eins angenommen. Die Darstellung der GWP erfolgt in der Regel über die Umrechnung der emittierten Mengen in CO₂-äquivalente. Dieser Indikator gibt an, um wie viel ein Treibhausgas mehr oder weniger zum Klimawandel beiträgt als das Referenzgas CO₂. Die Angaben zu den Treibhauspotentialen verschiedener Klimagase wurden vom Weltklimarat (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) abgeleitet und veröffentlicht.

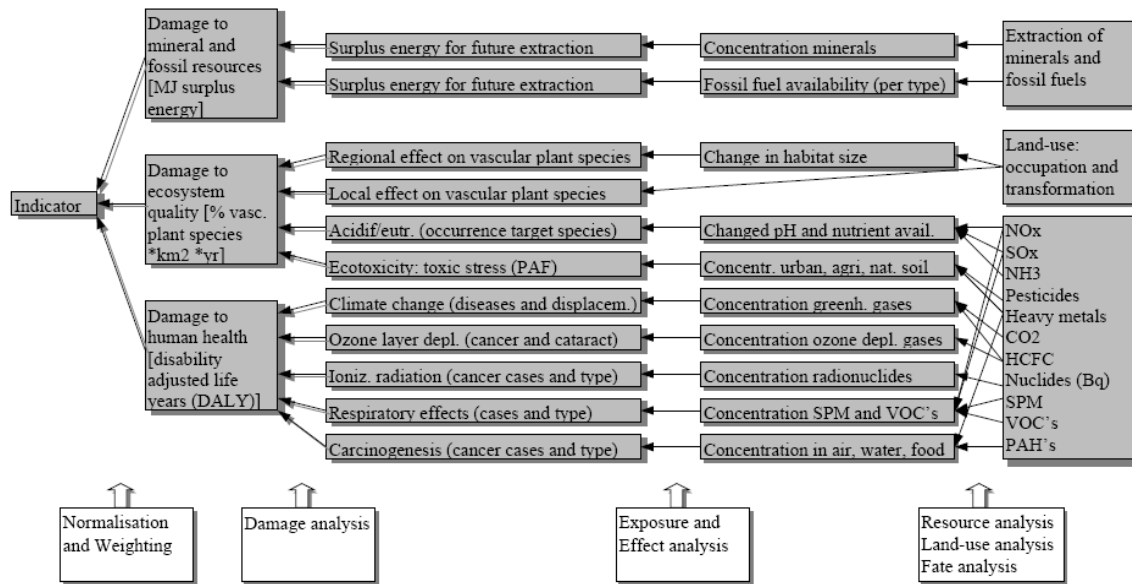
3.2 Berechnungen mit Eco-Indicator99

3.2.1 Kurzbeschreibung

Die Eco-Indicator99 Datenbank ist die älteste der drei in dieser Arbeit betrachteten und angewandten LCIA Informationsquellen und wurde bereits 1999 von der Beratergruppe Product Ecology Consultants (PRé) veröffentlicht. Die folgende Zusammenfassung der zentralen Eigenschaften von Eco-Indicator99 erfolgt mit Hilfe des Methodenberichts zu dieser Datenbank von Goedkoop und Spriensma (2001) und des Tagungsberichtes zum 12. Diskussionsforum Ökobilanzen verfasst von Goedkoop et al. (2000). Darüber hinaus findet sich auch in den Berichten zu EcoInvent, der Datenbasis für die Emissionsfaktoren, eine Beschreibung verschiedener LCIA Methoden in Hischier et al. (2009).

Grundsätzlich stellt die Datenbank Eco-Indicator99 eine Fortführung und Aktualisierung des Eco-Indicator95 Datenwerks dar. Im Zuge dieser Überarbeitung wurde allerdings eine neue Methode entwickelt, welche verstärkt die Gewichtung der berechneten Schadensfaktoren betrachtet. Dafür wurde, entgegen einiger anderer LCIA Datenbanken, ein sogenannter ‚top-down‘-Ansatz verwendet, welcher nicht bei den Ergebnissen der Ökobilanzen startet, sondern die Gewichtung der wichtigsten Schadenskategorien als ersten Schritt sieht. Um die Anzahl der Schadenskategorien gering und deren Verständnis einfach zu gestalten, wurden die drei Kategorien menschliche Gesundheit, Qualität des Ökosystems und Ressourcenabbau gewählt. Im Verlauf dieser Arbeit wird allerdings das Augenmerk lediglich auf die entstandenen Gesundheits- und Ökosystemschäden gelegt werden. Dies liegt in der Annahme begründet, dass die Kosten für den Abbau natürlicher Ressourcen bereits in den Preisen der einzelnen Industriesektoren berücksichtigt wurden. Eine weitere Bewertung des Ressourcenabbaus würde demnach zu einer Doppelzählung führen. Die folgende Abbildung B-1 gibt einen Überblick über die Methode von Eco-Indicator99. Daraus wird auch deutlich, dass die Folgekette – dargestellt durch die Pfeilrichtungen – eindeutig von der Emission verschiedener Schadstoffe und anderer Umwelteingriffe ausgeht und die Schadenskategorien den Abschluss

bilden, dass aber die Vorgehensweise dieser Methode – erkennbar aus der Leserichtung von links nach rechts – bei der Gewichtung dieser Schadenskategorien beginnt.



Quelle: Goedkoop und Spriensma (2001), S. 12

Abbildung B-1: Struktur von Eco-Indicator99

Die Schäden an der menschlichen Gesundheit werden in DALY wiedergegeben. Entgegen anderer LCIA Methoden werden Auswirkungen des Klimawandels in der Eco-Indicator99 Methode über die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit bewertet. Die Einschränkungen der Qualität der Ökosysteme werden über die potentiell betroffenen Arten pro Quadratmeter und Jahr (Potentially Disappeared Fraction, pdf) errechnet.

Die Berechnung von Schadensfaktoren ist in Eco-Indicator99 eng verknüpft mit der Frage nach dem Gewicht, welches den drei Schadenskategorien zugeordnet werden sollte. Um diese Frage zu beantworten haben die Entwickler von Eco-Indicator99, allen voran Goedkoop und Spriensma, einen Schwerpunkt ihrer Untersuchungen auf die Kulturtheorie gelegt. Dabei konzentrieren sie sich auf die Unterscheidung von drei Verhaltenstypen:

- Die individualistische Perspektive besagt, dass nur eindeutig bewiesene Effekte betrachtet werden. Zudem werden nur kurzfristige Effekte betrachtet, da die Möglichkeit gesehen wird, dass der technologische Fortschritt zu Verbesserungen im Umgang mit den Auswirkungen führt. Aus dieser Sicht heraus werden Gesundheitseffekte über das Alter der betroffenen gewichtet, da eine Person zwischen 20 und 40 Jahren den höchsten Wert erfährt.
- Die hierarchische Perspektive betrachtet Fakten, die aus wissenschaftlicher und politischer Sicht anerkannt werden. Damit beschreibt diese Sichtweise eine Abwägung der kurzfristigen und der langfristigen Ebenen der wissenschaftlichen Erkenntnisse.
- In der egalitären Version findet vor allem das Vorsorgeprinzip Berücksichtigung. Alle Effekte werden abgedeckt unabhängig von der Akzeptanz der Wirkungs-

Beziehungen in der Wissenschaft oder der Politik. Dies bedeutet gleichzeitig eine sehr langfristige Perspektive und erlaubt keine Annahme über die potentielle Vermeidung zukünftiger Probleme.

Aufgrund dieser unterschiedlichen Perspektiven über die zu betrachtenden Schadstoffe und die Gewichtung der Schadenskategorien, haben sich die Entwickler dazu entschlossen drei verschiedene Ergebnisreihen zu berechnen, die dem Nutzer die Wahl lassen welche Perspektive er für angemessen erachtet. Darüber hinaus liefern die Entwickler dem Nutzer noch die Möglichkeit ein eigenes Gewichtungsschema zu verwenden. Dafür haben sie ein Gewichtungsdreieck (weighting triangle) erstellt. Generell empfehlen Goedkoop und Spriensma (2001) jedoch die Verwendung des hierarchischen Ansatzes, da ihrer Ansicht nach die meisten Modelle auf dieser ausgewogenen Betrachtung zwischen lang- und kurzfristigen Auswirkungen beruhen. Die beiden anderen Sichtweisen sollten demnach vor allem zur Analyse der Robustheit und der Sensitivität der Ergebnisse verwendet werden. Dieser Empfehlung wird bei der Berechnung der potentiellen Schäden im Rahmen dieser Arbeit Folge geleistet.

In der bereits erwähnten Studie zu den Eigenschaften verschiedener LCIA Datenbanken und deren Anwendung im Rahmen von EcoInvent, haben Hirsch et al. (2009) auch die Schwächen der Eco-Indikator99 Methode beleuchtet. Diese beziehen sich hauptsächlich auf fehlende Schadensfaktoren für Emissionen von Nährstoffen und Säuren in Böden und Gewässer mit Auswirkungen auf deren Versauerung und Eutrophierung. Zudem wird die Betrachtung der Emission karzinogener Substanzen in die Ozeane als unzureichend kritisiert. Zuletzt wird auch die Unterscheidung der Auswirkungen bestimmter Schwermetalle bei Aufnahme über die Atmung im Vergleich zur Aufnahme über Trinkwasser oder Nahrung betont. Zusammenfassend wurden für die erwähnten Schwierigkeiten verschiedene Lösungen für die Anwendung im Rahmen von EcoInvent gefunden, dabei wurde häufig direkt mit den Entwicklern der Eco-Indicator99 Datenbank zusammengearbeitet. Die einzelnen Lösungsansätze sollen an dieser Stelle nicht weiter erläutert werden, es soll aber darauf hingewiesen werden, dass die angewendete Version von Eco-Indicator99 mit der verbesserten EcoInvent-Version identisch ist. Auf diese Weise können über die Verknüpfung von Eco-Indicator99 und EcoInvent Schäden für die menschliche Gesundheit und das Ökosystem für 162 Schadstoffe berechnet werden.

3.2.2 Ergebnisse mit Eco-Indicator99

Die Anwendung der Schadensfaktoren aus der Eco-Indicator99 Datenbank ermöglicht eine Rangfolge der Schadstoffe hinsichtlich ihrer Gesundheits- und Ökosystemschäden zu erstellen. Wie im vorangegangenen Abschnitt dargestellt wurde gibt es keine gesonderten Schadensfaktoren für Auswirkungen auf das Klima. Diese sind mit in den Gesundheitseffekten zusammengefasst. In der nachfolgenden Tabelle B-4 sind die Schadstoffe dargestellt, für die bei der Anwendung der Schadensfaktoren aus Eco-Indicator99 die höchsten DALY und pdf berechnet wurden. Die Darstellung ist für beide Schadenskategorien auf die 15 Schadstoffe mit den höchsten potentiellen Schäden beschränkt. Aus der linken Spalte der Tabelle wird

ersichtlich, dass die Gesundheitseffekte vorwiegend durch Schadstoffemissionen in die Luft resultieren, wobei die sogenannten klassischen Luftschadstoffe (PM_{2.5}, NO_x, SO₂, PM_{coarse}, Ammoniak) die bedeutendste Rolle einnehmen. Die Schwermetalle Arsen und Cadmium erscheinen in dieser Liste mehrfach, da deren Emissionen nicht nur in die Luft sondern auch in Böden und Gewässer zu hohen Gesundheitsschäden führen. In der rechten Spalte sind die Schadstoffe nach ihren Umwelteffekten gelistet. Es zeigt sich, dass eine Vielzahl verschiedener Substanzen für die Umwelteffekte verantwortlich ist, und dass auch hier die größten Schäden vorwiegend durch Luftemissionen erfolgen.

Tabelle B-4: Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits- und Umwelteffekte, Eco-Indicator99

Gesundheitseffekte (DALY)		Umwelteffekte (pdf)	
Schadstoffe	M	Schadstoffe	M
Feinstaubpartikel, < 2.5 µm (PM _{2.5})	L	Butyrolacton	L
Stickoxide (NO _x)	L	Tebupirimphos	B
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L	Radon-220	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L	Isocyan säure	L
Feinstaubpartikel, > 2,5 µm und < 10µm (PM _{coarse})	L	Cobalt-60	L
Arsen (As)	W	Radiokarbon (Carbon-14)	L
Cadmium (Cd)	B	Propen	L
Ammoniak (NH ₃)	L	Butyrolacton	W
Methan (CH ₄)	L	Mangan	W
Cadmium (Cd)	W	Isopren	L
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L	Iod-129	L
Cadmium (Cd)	L	Azoxystrobin	B
Arsen (As)	L	Butan	L
Radon-222	L	Beryllium	W
Sulfate	L	Bor	B

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

3.3 Die LCIA Datenbank IMPACT2002+

3.3.1 Kurzbeschreibung

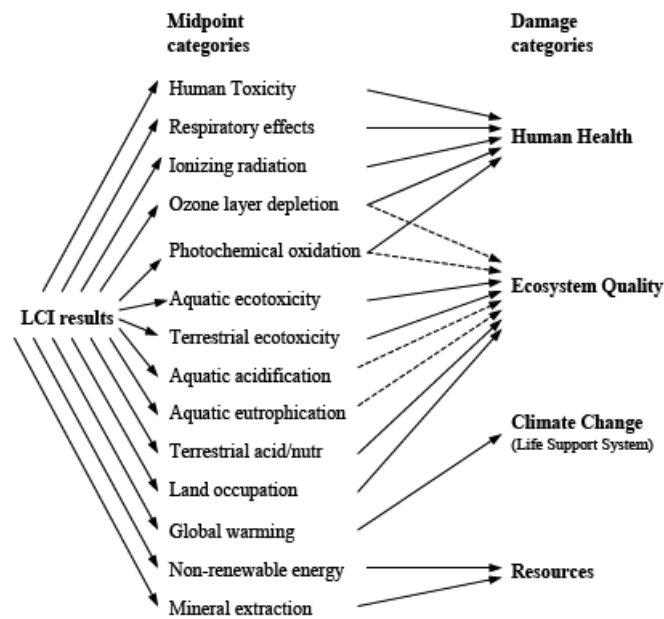
Die folgende kurze Darstellung der wichtigsten Eigenschaften der IMPACT2002+ (Impact Assessment of Chemical Toxics, www.epfl.ch/impact) Datenbank beruht zu großen Teilen auf den Beschreibungen von Joliet et al. (2003) und Humbert et al. (2005). Des Weiteren findet sich auch in Hischer et al. (2009) aus den Berichten zu EcoInvent eine Zusammenfassung der Eigenschaften von IMPACT2002+.

Generell wird die LCIA Datenbank IMPACT2002+ als eine Zusammenführung zweier bereits existierender Datenbanken gesehen. So werden einerseits die etwa 1.500 untersuchten Schadstoffe in 14 sogenannte „Midpoint“-Kategorien unterteilt. Dabei werden alle Substanzen, die dieselben schädigenden Auswirkungen haben, in kg-äquivalenten eines bestimmten Referenzstoffes zusammengefasst. Diese Methode beruht auf dem am Zentrum für Umweltwissenschaften der Universität Leiden (Centre of Environmental Science, CML) entwickelten Handbuchs für LCA. Eine detaillierte Beschreibung dieses als CML-Ansatz bezeichneten Handbuchs findet sich in Guinée et al. (2002), soll aber an dieser Stelle nicht weiter aus-

geführt werden, da der Fokus dieser Arbeit auf der Anwendung von schadensorientierten LCIA Datenbanken liegt.

Anschließend werden die einzelnen Effekte in vier Schadenskategorien zusammengefasst. Diese Schadenskategorien oder Endpunkte sind menschliche Gesundheit, Ökosysteme, Klimawandel und Ressourcenabbau. Dieses Vorgehen bezieht sich auf die bereits dargestellte schadensorientierte Methode von Eco-Indicator99, mit dem Unterschied, dass die Auswirkungen von Treibhausgasen (Greenhouse Gases, GHG) auf den Klimawandel nicht den Effekten auf die menschliche Gesundheit zugeordnet werden sondern in eine eigene Schadenskategorie eingeteilt werden. Wie auch bei der Berechnung der Schäden mit Eco-Indicator99 wird keine Betrachtung der Schadenskategorie der natürlichen Ressourcen erfolgen. Darüber hinaus unterscheidet sich IMPACT2002+ von Eco-Indicator99 in den berechneten Schadensfaktoren für die Midpoints Humantoxizität und aquatische sowie terrestrische Ökotoxizität. Die neueren Ergebnisse aus IMPACT2002+ beruhen auf Berechnungen von Pennington et al. (2005). Für die anderen Schadenskategorien wurde auf Ergebnisse weiterer LCIA Datenbanken, wie der in Abschnitt 3.2 vorgestellten Eco-Indicator99 Methode, zugegriffen. Die in IMPACT2002+ neu entwickelten Konzepte und Methoden beziehen sich hauptsächlich auf den Vergleich von toxischen Effekten auf den Menschen und auf die Ökosysteme.

Die Schadensfaktoren für Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit werden, wie auch in Eco-Indicator99, in der IMPACT2002+ Datenbank in DALY gemessen. Die Effekte auf das Ökosystem sind ebenfalls in pdf pro Quadratmeter und Jahr gegeben. Für die Auswirkungen auf den Klimawandel werden die betroffenen Treibhausgase in kg-äquivalenten zu Kohlenstoffdioxid (CO₂) gemessen. Abbildung B-2 zeigt die verschiedenen Mittelpunkte und deren Verbindung zu den vier Endpunkten auf. Die Fälle mit hohen Unsicherheiten in der Beziehung von Mittel- und Endpunkt sind in der Abbildung durch gestrichelte Linien gekennzeichnet. Die Abbildung verdeutlicht ebenfalls, dass die Entwickler von IMPACT2002+ mit dem Begriff des „Midpoints“ hervorheben, dass diese Schadensgruppen als eine Zwischenstation auf dem Wirkungspfad zwischen der Emission eines Schadstoffes und dem zugehörigen Endpunkt zu betrachten sind.



Quelle: Jolliet et al. (2003), S. 324

Abbildung B-2: Aufbau von IMPACT2002+

Die Anwendung der Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ auf die berechneten Emissionen mit Hilfe von EcoInvent ermöglicht die Betrachtung von Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, das Ökosystem und den Klimawandel für 255 Schadstoffe.

3.3.2 Ergebnisse mit IMPACT2002+

Analog zu den Ergebnissen für die Anwendung der Eco-Indicato99 Datenbank werden auch die Resultate für die Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ dargestellt. Zusätzlich zu den Schadenskategorien Gesundheits- und Umweltschäden können mit den Schadensfaktoren aus IMPACT2002+ die Treibhauspotentiale der Klimagase gesondert ausgewiesen werden. Tabelle B-5 fasst wiederum für jede Schadenskategorie die 15 Schadstoffe mit den höchsten Schadenspotentialen zusammen. Auch hier wird wieder deutlich, dass die Gesundheitseffekte vorwiegend durch Emissionen von Luftschadstoffen erfolgen, während für Schäden an Ökosystemen vor allem Einträge in Böden verantwortlich sind. Die Klimaeffekte werden nur durch Luftschadstoffe verursacht.

Tabelle B-5: Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits-, Umwelt- und Klimaeffekten, IMPACT2002+

Gesundheitseffekte (DALY)		Umwelteffekte (pdf)		Klimaeffekte (kg _{eq} CO ₂)	
Schadstoff	M	Schadstoff	M	Schadstoff	M
Feinstaubpartikel < 2.5µm (PM _{2.5})	L	Zink (Zn)	B	Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L
Stickoxide (NO _x)	L	Blei-210	L	Methan (CH ₄)	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L	Aluminium (Al)	L	Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L
Dioxin	L	Aluminium (Al)	B	Schwefelhexafluorid (SF ₆)	L
Ammoniak (NH ₃)	L	Zink (Zn)	L	Methan, R-14	L
Arsenic (As)	W	Stickoxide (NO _x)	L	Kohlenstoffmonoxid (CO)	L
Zink (Zn)	B	Kupfer (Cu)	B	Ethan, HFC-116	L
Molybdän (Mo)	L	Chrom (Cr)	B	Methan, CFC-12	L
Arsen (As)	L	Kupfer (Cu)	L	Methan, R-10	L
Molybdän (Mo)	B	Schwefeldioxid (SO ₂)	L	Ethan, CFC-114	L
Antimon-124	W	Nickel (Ni)	B	Methan, HCFC-22	L
Antimon-125	W	Ammoniak (NH ₃)	L	Methan, Halon 1301	L
Zink (Zn)	W	Cobalt-60	W	Chloroform	L
Benzo(a)pyren	L	Nickel (Ni)	L	Methan, HFC-23	L
Radon-222	L	Quecksilber (Hg)	L	Methan, Halon 1211	L

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

3.4 Die LCIA Datenbank ReCiPe

3.4.1 Kurzbeschreibung

Für die Berechnung der Schäden wurde noch eine weitere Datenquelle verwendet. Es handelt sich dabei um die im Jahr 2008 entwickelte ReCiPe Methode (www.lcia-recipe.net). Der Name dieser Datenbank soll laut Goedkoop et al. (2009) zum einen hervorheben, dass hier – wie in allen anderen LCIA Datenbanken auch – ein Rezept für die Bewertung von Emissionen und die Berechnung potentieller Schäden vorgestellt wird. Zugleich setzt sich der Name aus den Anfangsbuchstaben der beteiligten Forschungsinstitute RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), der Radboud Universität Nijmegen, des bereits erwähnten Instituts CML und den Entwicklern von Eco-Indicator99, PRé Consultants, zusammen. Wie sich aus der Zusammensetzung der Entwicklergruppe bereits erkennen lässt, zielte die Entwicklung der ReCiPe Datenbank darauf ab, die bestehenden LCIA Methoden Eco-Indicator99 und den CML-Ansatz zusammenzuführen und zu überarbeiten. Dies geht auch aus der Abbildung des Aufbaus der ReCiPe Datenbank hervor. Aus Abbildung B-3 lässt sich erkennen, dass sich die Struktur dieser Datenbank mit der Struktur der Eco-Indicator99 Methode, dargestellt in Abbildung B-1, vergleichen lässt. Die Abbildung zeigt, dass sich ReCiPe auf die gleichen Endpunkte oder Schadenskategorien bezieht, wie sie auch in Eco-Indicator99 und IMPACT2002+ betrachtet werden. Auch für die Berechnungen der Schäden über diesen Ansatz werden nur Effekte für die menschliche Gesundheit und das Ökosystem betrachtet. Ein wichtiger Unterschied zu den beiden anderen LCIA Methoden besteht allerdings in der Einheit in der die Schäden am Ökosystem gemessen werden. Da in diesem Zusammenhang nicht nur Schäden auf dem Land betrachtet werden sollen, sondern auch Schäden an den Lebewesen im Wasser, mussten die beiden Einheiten pdf*m²*yr (für terrestrische Schäden) und pdf*m³*yr (für aquatische Schäden) zusammengefügt werden. Dies geschieht in der Be-

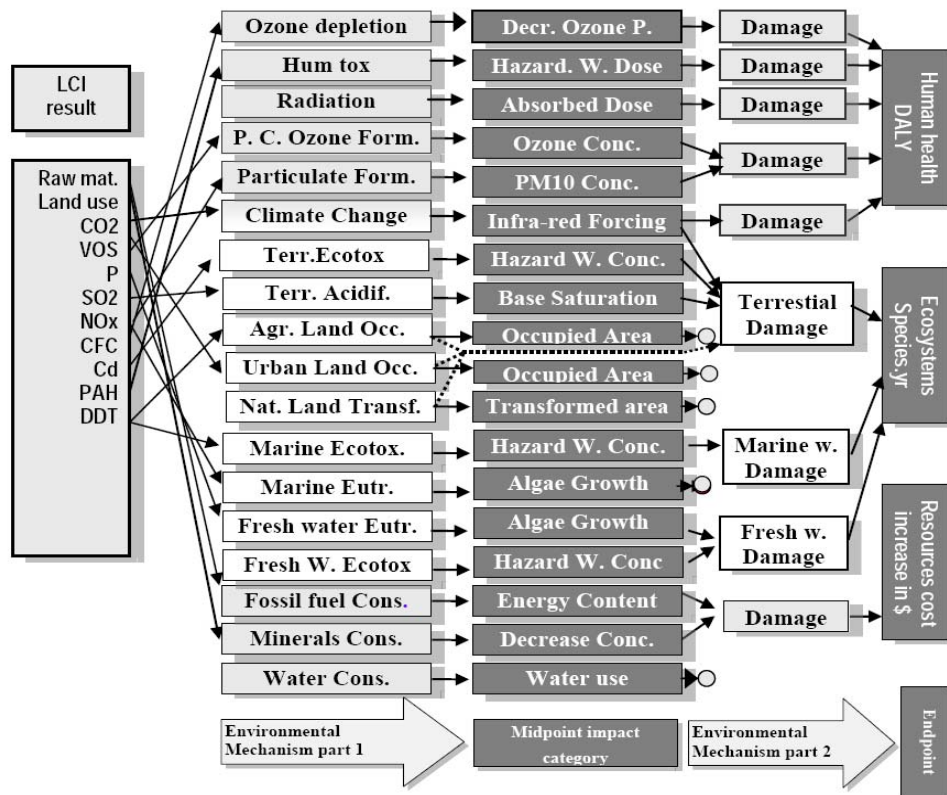
schreibung der Methode in Goedkoop et al. (2009) über die jeweilige Populationsdichte an Lebewesen auf dem Land und im Wasser. Die im Rahmen der ReCiPe-Methode berechneten Populationsdichten sind:

- 1,38E-8 Arten pro m² für terrestrische Lebewesen
- 7,89E-10 Arten pro m³ für Lebewesen in Süßwasser
- 1,82E-13 Arten pro m³ für Lebewesen in Salzwasser

Über die Multiplikation dieser Dichteangaben mit den jeweiligen pdf-Werten ergibt sich daraus als neue Einheit für die Bewertung der Ökosystemsäden die Angabe der betroffenen Arten pro Jahr („species per year“). Für die anschließende monetäre Bewertung dieser Schäden wird aus diesem Grund ein zusätzlicher Faktor notwendig.

Wie auch schon bei den Berechnungen mit den Methoden IMPACT2002+ und Eco-Indicator99 werden auch hier die Effekte des Ressourcenabbaus nicht berücksichtigt. Eine weitere Ähnlichkeit zu Eco-Indicator99 ergibt sich zudem aus der Verwendung der verschiedenen Gewichtungsperspektiven (individualistisch, hierarchisch und egalitär). Ein Unterschied zu EcoIndicator99 lässt sich der Abbildung B-3 jedoch auch entnehmen. Die Auswirkungen der Treibhausgase werden nicht nur im Hinblick auf die menschliche Gesundheit betrachtet, sondern auch auf deren Effekte für die Ökosysteme.

Die Zusammenführung der Methoden von Eco-Indicator99 und CML gleicht zudem dem grundlegenden Ansatz für IMPACT2002+, beschrieben in Abschnitt 3.3. Diese weitere Eigenschaft von ReCiPe soll es ermöglichen vergleichbare Ergebnisse mit den beiden anderen LCIA Datenbanken zu errechnen und für die weitere monetäre Bewertung anzuwenden. Die Anwendung der Schadensfaktoren aus ReCiPe auf die in Kapitel 2 errechneten Emissionen der verschiedenen Schadstoffe ermöglicht die Berechnung der Schäden für die beiden genannten Schadenskategorien für 264 Schadstoffe. Diese Anzahl übersteigt die Zahl der verwertbaren Schadstoffe aus Eco-Indicator99, was auf eine deutliche Überarbeitung und Erweiterung dieser Methode hinweist. Der Unterschied in der Anzahl der Schadstoffe im Vergleich zu IMPACT2002+ fällt dagegen wesentlich geringer aus.



Quelle: Goedkoop et al. (2009), S. 3

Abbildung B-3: Struktur von ReCiPe

3.4.2 Ergebnisse mit ReCiPe

Abschließend werden auch für die Schadensfaktoren aus ReCiPe die 15 Schadstoffe für jede Schadenskategorie dargestellt, die zu den höchsten negativen Effekten führen. Analog zur Analyse mit Eco-Indicator99 werden auch in ReCiPe die Schäden durch Klimagas direkt in Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme umgerechnet. Damit ergeben sich bei der Betrachtung der berechneten potentiellen Schäden wiederum nur die beiden Kategorien Gesundheits- und Umwelteffekte. Aus der nachfolgenden Tabelle B-6 wird deutlich, dass die Gesundheitseffekte nahezu ausschließlich durch Schadstoffemissionen entstehen, lediglich Phosphoremissionen in Böden haben nach den Berechnungen mit den Schadensfaktoren von ReCiPe ebenfalls eine hohe Bedeutung. Bei den Umwelteffekten führen neben den Luftschadstoffen auch Emissionen in Böden und Gewässer zu den höchsten Schäden. Aus der Tabelle wird zudem sichtbar, dass CO₂ Emissionen in beiden Schadenskategorien zu den höchsten negativen Effekten führen.

Tabelle B-6: Rangfolge der Schadstoffe nach Gesundheits- und Umwelteffekten, ReCiPe

Gesundheitseffekte (DALY)		Umwelteffekte (species/year)	
Schadstoffe	M	Schadstoffe	M
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L	Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L	Methan (CH ₄)	L
Stickoxide (NO _x)	L	Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L
Feinstaubpartikel, > 2,5 µm und < 10µm (PM _{coarse})	L	Cypermethrin	B
Feinstaubpartikel, < 2,5 µm (PM _{2.5})	L	Schwefelhexafluorid (SF ₆)	L
Methan (CH ₄)	L	Methan, tetrafluoro-, R-14	L
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L	Stickstofffluorid	L
Ammoniak (NH ₃)	L	Schwefeldioxid (SO ₂)	L
Quecksilber (Hg)	L	Stickoxide (NO _x)	L
Schwefelhexafluorid (SF ₆)	L	Phosphor	B
Methan, tetrafluoro-, R-14	L	Ethan, hexafluoro-, HFC-116	L
Stickstofffluorid	L	Isoproturon	B
Phosphor	B	Phosphate	W
Phosphor	L	Metolachlor	B
Radon-222	L	Ammoniak (NH ₃)	L

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

4 Monetäre Bewertung der Schäden und Bestimmung der relevanten Schadstoffe

In den vorherigen Abschnitten wurde zum Einen die Vorgehensweise bei der Berechnung der Emissionen für eine möglichst große Zahl an wirtschaftlichen Aktivitäten dargestellt und zum Anderen wurden drei LCIA Methoden vorgestellt die dazu dienen, die berechneten Emissionen anhand ihrer Schadenspotentiale zu bewerten und in die Schadenskategorien menschliche Gesundheit, Ökosystemschäden und – sofern möglich – Klimawandel zu gruppieren und somit Vergleiche zwischen den einzelnen Schadstoffen zu ermöglichen. Allerdings beschränkt sich diese Vergleichsmöglichkeit auf die jeweiligen Schadenskategorien und erlaubt bisher noch keine übergreifende Analyse der Schäden. Diese Lücke wird in diesem Abschnitt mit der monetären Bewertung der Auswirkungen auf die drei Schadenskategorien geschlossen. Die monetäre Bewertung der potentiellen Schäden ermöglicht die Zusammenfassung der Einheiten DALY, kg_{eq}CO₂ sowie pdf und species/yr zu einer Einheit.

4.1 Grundlagen der monetären Bewertung der Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden

Für die Bewertung menschlicher Gesundheitsschäden, wurde von Desaiques et al. (2011) unter Verwendung einer Kontingenten Bewertungsmethode ein Wert von 40.000 €₂₀₀₀ für ein Lebensjahr (value of a life year, VOLY) errechnet. Dieser Wert entspricht gleichzeitig dem Wert eines verloren Lebensjahres (YOLL) und kann für die Bewertung der DALYs herangezogen werden. Für die Ermittlung eines monetären Wertes für die entstandenen Ökosystemschäden entwickelten Ott et al. (2006) eine Methode unter Verwendung des Wiederherstellungskostenansatzes. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird allerdings ein überarbeiteter und an die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft angepasster Wert verwendet. Dies ge-

schieht zur Vereinheitlichung der beiden Ansätze zur Bewertung der Gesundheits- und Ökosystems Schäden. Der Wert der zur weiteren Bewertung der Ökosystems Schäden herangezogen wird, entspricht $0,47 \text{€}_{2000}$ pro pdf. Die Bewertung der Emission von Treibhausgasen erfolgt über die Berechnung von CO_2 -äquivalenten. Auch in diesem Fall wird auf Berechnungen aus NEEDS zurückgegriffen und ein Wert von 21€_{2000} pro emittierter Tonne CO_2 wird angenommen. Eine detaillierte Beschreibung der im Rahmen von NEEDS berechneten Werte findet sich bei Preiss et al. (2008). Für die Bewertung weiterer Treibhausgase wurden die Treibhauspotentiale des IPCC (2007) verwendet.

Der für die monetäre Bewertung der Ökosystems Schäden aus der ReCiPe-Methode notwendig gewordenen zusätzliche monetäre Faktor für die Einheit species/yr ist im Handbuch für Schattenpreise von De Bruyn et al. (2010) gegeben. Dieses Handbuch dient als Leitfaden für die Berechnung von externen Kosten und fasst dafür aktuelle Ergebnisse zur monetären Bewertung von externen Effekten zusammen. Dabei werden vor allem die Ergebnisse aus dem bereits erwähnten EU-Projekt NEEDS nochmals dargestellt. Als Ergänzung zu diesen Ergebnissen werden zudem auch die Entwicklungen im Rahmen der Ökobilanzierung anhand der ReCiPe-Methode dargestellt. Dabei wird für die Bewertung von Ökosystems Schäden für die Einheit species/yr ein Wert von etwa 40 Millionen €_{2000} vorgestellt.² Dieser Wert wird zur Berechnung der monetären Schäden in der vorliegenden Untersuchung verwendet. Tabelle B-7 liefert eine Übersicht über die verwendeten monetären Werte.

Tabelle B-7: Monetäre Werte zur Berechnung der Schäden in €_{2010}

Schadenskategorie	Ökosystem	Menschliche Gesundheit	Klimawandel
	$0,47 \text{€}_{2000} / \text{pdf} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}$		
Monetärer Wert		$40.000 \text{€}_{2000} / \text{DALY}$	$21 \text{€}_{2000} / \text{t}_{\text{eq}} \text{CO}_2$
	$4 \cdot 10^7 \text{€}_{2000} / \text{species} \cdot \text{yr}$		

4.2 Ergebnisse der monetären Schadensbewertung

Die in Tabelle B-7 aufgeführten Werte werden nun dazu verwendet, die mit Eco-Indicator99, IMPACT2002+ und ReCiPe berechneten Schäden der im zweiten Kapitel ermittelten Emissionen monetär zu bewerten, um so eine Rangliste nach der Höhe des gesamten Schadens zu erstellen. Für die endgültige Rangliste werden dabei für jeden Schadstoff die gesamten Schäden, die bei der Emission in Luft, Boden und Wasser entstehen, aufsummiert. Diese Aggregation der einzelnen Schäden wird vorgenommen, da das Ziel dieser Untersuchung die Identifikation relevanter Schadstoffe ist, unabhängig vom Umweltmedium in das der Schadstoff emittiert wird. Die folgenden Abschnitte fassen die Ergebnisse für die drei verwendeten LCIA Datenbanken zusammen. Dabei werden jeweils die Ergebnisse für die 20 Schadstoffe aufgelistet deren berechnete Gesamtschadenskosten, d.h. die Summe aus monetären Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden, am höchsten ist.

² Im „Shadow Prices Handbook“ von De Bruyn et al. (2010) ist ein Wert von $4,0 \text{E}7$ Euro für das Jahr 2008 gegeben. Über die Verwendung des Harmonisierten Verbraucherpreisindex von Eurostat (2010c) wurde dieser Wert in Euro für das Jahr 2000 umgerechnet.

4.2.1 Gesamtschadenskosten nach Eco-Indicator99

Die monetäre Bewertung der mit Eco-Indicator99 berechneten potentiellen Schäden an der menschlichen Gesundheit (inklusive Klimagase) sowie der Umwelt und die Aggregation der Schäden zur Berechnung der Gesamtschäden ergibt die in Tabelle B-8 dargestellte Rangfolge der Schadstoffe. Die höchsten Gesamtschäden werden demnach durch Luftemissionen von Feinstaub mit einem Durchmesser kleiner als 2,5µm verursacht. In der Liste finden sich zudem weitere klassische Luftschadstoffe wie NO_x, SO₂, PM_{coarse} und NH₃. Auch Schwermetalle, die in Böden und Gewässer emittiert werden, wie Arsen und Cadmium sind in der Liste ebenso enthalten wie die Klimagase CO₂ und Methan. Zusätzlich finden sich noch eine Reihe von Radionukliden und andere Substanzen in dieser Liste mit den höchsten Gesamtschäden nach Eco-Indicator99.

Tabelle B-8: Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, Eco-Indicator99

Schadstoffe	M
Feinstaubpartikel, < 2,5µm (PM _{2.5})	L
Stickoxide (NO _x)	L
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L
Butyrolacton	L
Feinstaubpartikel, > 2,5µm und < 10µm (PM _{coarse})	L
Tebupirimphos	B
Radon-220	L
Arsen (As)	W
Isocyansäure	L
Cobalt-60	L
Radiokarbon (Carbon-14)	L
Cadmium (Cd)	B
Propen	L
Butyrolacton	W
Ammoniak (NH ₃)	L
Mangan	W
Isopren	L
Methan (CH ₄)	L
Iod-129	L

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

4.2.2 Gesamtschadenskosten nach IMPACT2002+

Die Rangliste der Schadstoffe mit den höchsten Gesamtschadenskosten für die berechneten potentiellen Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden mit IMPACT2002+ ist in Tabelle B-9 dargestellt. Aus der Tabelle wird deutlich, dass die Klimagase CO₂, CH₄, N₂O und SF₆ die höchsten Gesamtschäden aufweisen. Danach folgen die Luftschadstoffe PM_{2.5}, NO_x und SO₂. Wie schon in den Ergebnissen für Eco-Indicator99 sind auch für IMPACT2002+ die Gesamtschäden von Schwermetallen wie Zink, Aluminium, Arsen, Kupfer und Chrom von besonderer Bedeutung.

Tabelle B-9: Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, IMPACT2002+

Schadstoff	M
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L
Methan (CH ₄)	L
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L
Schwefelhexafluorid (SF ₆)	L
Feinstaubpartikel, < 2,5µm (PM _{2.5})	L
Stickoxide (NO _x)	L
Methan, tetrafluoro-, R-14	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L
Zink (Zn)	B
Kohlenstoffmonoxid (CO)	L
Blei-210	L
Dioxin	L
Aluminium (Al)	L
Ethan, hexafluoro-, HFC-116	L
Aluminium (Al)	B
Zink (Zn)	L
Ammoniak (NH ₃)	L
Arsen (As)	W
Kupfer (Cu)	B
Chrom (Cr)	B

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

4.2.3 Gesamtschadenskosten nach ReCiPe

Abschließend werden auch die Gesamtschadenskosten für die potentiellen Schäden nach Anwendung der ReCiPe Schadensfaktoren berechnet. Die sich draus ergebende Rangliste der Schadstoffe ist in Tabelle B-10 zusammengefasst. Nachdem die Emissionen von CO₂ hinsichtlich der Gesundheits- und Ökosystemschäden in DALY und pdf für die Schadensfaktoren aus ReCiPe bereits jeweils zu den höchsten negativen Effekten geführt haben (siehe Tabelle B-6) sind auch die Gesamtschadenskosten für diesen Schadstoff am höchsten. Es folgen die Schadenskosten für Methan und N₂O, zwei weiteren Klimagasen, bevor die Luftschadstoffe SO₂, NO_x und PM in der Rangfolge erscheinen.

Tabelle B-10: Rangliste der Schadstoffe nach Gesamtschäden, ReCiPe

Schadstoff	M
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	L
Methan (CH ₄)	L
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	L
Schwefeldioxid (SO ₂)	L
Stickoxide (NO _x)	L
Cypermethrin	B
Feinstaubpartikel, > 2,5µm und < 10µm (PM _{coarse})	L
Feinstaubpartikel, < 2,5µm (PM _{2,5})	L
Schwefelhexafluorid (SF ₆)	L
Methan, tetrafluoro-, R-14	L
Stickstofffluorid	L
Ammoniak (NH ₃)	L
Phosphor	B
Quecksilber (Hg)	L
Ethan, hexafluoro-, HFC-116	L
Isoproturon	B
Phosphat	W
Metolachlor	B
Phosphor	L
Methan, tetrachloro-, R-10	L

Hinweis: M = Medium, L = Luft, B = Boden, W = Wasser

5 Bestimmung relevanter Schadstoffe

5.1 Vorgehensweise bei der Auswahl der relevanten Schadstoffe

Die Verknüpfung der berechneten Emissionen mit den Schadensfaktoren aus den drei unterschiedlichen LCIA Datenbanken, die monetäre Bewertung der Schäden und die Aggregation der einzelnen Schadenskategorien zu einem gesamten Schadenswert führen zu einer Vielzahl monetär bewerteter Schadstoffe und einer sehr großen Bandbreite der monetären Schäden innerhalb jedes der drei Bewertungsmethoden. Aus den vorangegangenen Abschnitten wurde deutlich, dass die verschiedenen Schadensfaktoren aus den LCIA Datenbanken zu unterschiedlichen Rangfolgen der Schadstoffe hinsichtlich ihrer Gesamtschadenskosten führen. Als Beispiele können hier die Substanzen Butyrolactone, Cypermethrin und Aluminium dienen, die in den Betrachtungen mit Eco-Indicator99 (Tabelle B-8), IMPACT2002+ (Tabelle B-9) und ReCiPe (Tabelle B-10) mit zu den höchsten Gesamtschadenskosten führen, in den jeweils anderen Tabellen jedoch nicht erscheinen. Aus diesem Grund erscheint es notwendig die Auswahl der als relevant zu betrachtenden Schadstoffe zu begrenzen, um wirklich nur die wichtigsten Schadstoffe in die weitere Betrachtung mit einzubeziehen. Diese Beschränkung geschieht auf zwei Arten:

- Es werden lediglich diejenigen Schadstoffe in die engere Betrachtung übernommen, deren Gesamtschadenswert mindestens 0,1 Prozent, oder ein Promille, des höchsten einzelnen Schadenswertes aufweist. Alle anderen Schadstoffe, deren Summen der Schäden für den Menschen, die Umwelt und das Klima und die drei Umweltmedien Luft, Boden und Gewässer diesen Grenzwert nicht überschreiten, werden als nicht wei-

ter relevant betrachtet. Die für die einzelnen Bewertungsmethoden als relevant zu erachtenden Schadstoffe werden nun gesondert betrachtet.

- Im zweiten Schritt wird verglichen welche der bisher ausgewählten Schadstoffe methodenübergreifend eine gesonderte Betrachtung finden sollen. Aufgrund der Tatsache, dass die Ansätze von Eco-Indicator99, IMPACT2002+ und ReCiPe sehr ähnlich angelegt sind, wird deshalb ein Schadstoff als methodenübergreifend relevant bezeichnet, wenn er in mindestens zwei verschiedenen Ansätzen den Grenzwert von 0,1% des Höchstwertes überschreitet. Dieses zweite Kriterium ist vor allem deshalb notwendig, da es trotz der grundsätzlich ähnlichen Methoden der drei LCIA Datenbanken zu einigen Abweichung in der Bewertung kommt. Als Beispiel hierfür können nochmals die monetär bewerteten Schäden für Emissionen von Aluminium in die Luft herangezogen werden. Während dieser Schadstoff in den Methoden von Eco-Indicator99 und ReCiPe keinen Schadensfaktor zugewiesen bekommt, d.h. keine (monetären) Umwelt- und Gesundheitsschäden verursacht, findet sich dieser Schadstoff in der Liste der zehn Schadstoffe mit dem höchsten monetären Schaden wieder, wenn die Methode von IMPACT2002+ angewendet wird.³ Das zweite genannte Kriterium gleicht derartige Abweichungen und dahinter liegende Unsicherheiten in der Bewertung in einem gewissen Maß aus.

Diejenigen Schadstoffe, die beide Kriterien erfüllen werden als relevant erachtet und werden in den weiteren Untersuchungen und Berechnungen der externen Kosten eine zentrale Rolle spielen. An dieser Stelle soll nochmals darauf hingewiesen werden, dass die absoluten Werte der errechneten monetären Schäden nicht im Mittelpunkt der Untersuchung stehen, sondern lediglich dazu dienen die Schadstoffe untereinander zu vergleichen und in eine Rangordnung zu bringen anhand derer man die Bedeutung der einzelnen Schadstoffe ablesen kann. Tabelle B-11 fasst das Ergebnis der Untersuchung in diesem Abschnitt zusammen. Die Tabelle umfasst all jene Schadstoffe, die nach den oben genannten Kriterien als relevant bezeichnet werden können. Dabei werden die Auswirkungen der Schadstoffe über die verschiedenen Umweltmedien, in die die Schadstoffe freigesetzt werden, zusammengefasst, um auf diese Weise eine umfassende Liste der relevanten Substanzen zu erhalten.

³

Bezogen auf die Schadensfaktoren von Aluminium wurde von den Entwicklern von IMPACT2002+ um Jolliet (2009) empfohlen, aufgrund der Unsicherheit der Bewertung von terrestrischer Ökotoxizität diesen Schadensfaktor nur mit Einschränkungen anzuwenden.

Tabelle B-11: Ergebnis der Untersuchung nach relevanten Schadstoffen

Relevante Schadstoffe	
Ammoniak	NH ₃
Arsen	As
Cadmium	Cd
Kohlenstoffdioxid	CO ₂
Kohlenstoffmonoxid	CO
Radiokarbon	Carbon-14
Chrom	Cr
Kupfer	Cu
Distickstoffmonoxid	N ₂ O
Dioxin	Dioxins
Blei	Pb
Quecksilber	Hg
Methan	CH ₄
Nickel	Ni
Stickoxide	NO _x
Flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan	NMVOC
Feinstaubpartikel, < 2,5µm	PM _{2.5}
Feinstaubpartikel, > 2,5µm und < 10µm	PM _{coarse}
Radon-222	Radon-222
Schwefeldioxid	SO ₂
Schwefelhexafluorid	SF ₆
Zink	Zn

Die in der Tabelle dargestellten 22 Schadstoffe lassen sich in vier Gruppen zusammenfassen:

- Die Luftschadstoffe NH₃, CO, NO_x, NMVOC, PM_{2.5}, PM_{coarse} und SO₂,
- Schwermetalle wie As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni und Zn,
- die Treibhausgase CO₂, N₂O, CH₄ und SF₆,
- die Radionuklide Carbon-14, Radon-222,
- sowie Dioxine

Zusammenfassend lässt sich aus der dargestellten Auflistung der als relevant zu betrachtenden Schadstoffe erkennen, dass es sich dabei nahezu ausschließlich um Schadstoffe in der Luft handelt. Lediglich die Schwermetalle weisen sehr hohe Schäden durch Emissionen in den Boden oder in Gewässer auf. Allerdings würden die in der Tabelle dargestellten Schwermetalle selbst nach Abzug der externen Kosten für Emissionen in Böden und Gewässer noch in den Bereich der relevanten Schadstoffe fallen, da die externen Kosten für Emissionen in die Luft immer noch deutlich höher ausfallen als für anderer Schadstoffe. Eine detaillierte Betrachtung der als relevant zu erachtenden Schadstoffe für jede der drei LCIA-Methoden zeigt einige Gemeinsamkeiten aber auch deutliche Unterschiede in den Ergebnissen auf. Diese werden in den folgenden Abschnitten dargestellt.

- **Ergebnisse mit IMPACT2002+**
Eine detaillierte Betrachtung der Bedeutung der 22 ausgewählten Schadstoffe zeigt, dass diese für etwa 82% des Gesamtwerts der berechneten monetären Schäden verantwortlich sind. Dabei sind vor allem NO_x, SO₂, PM_{2.5} und Zink mit sehr hohen Anteilen vertreten. Dies ist besonders bei der Betrachtung von Zink interessant, da in der Methode von IMPACT2002+ diesem Schadstoff deutlich höhere Schadensfaktoren zugeordnet werden als das bei den beiden anderen Methoden der Fall ist. Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen erkennen, dass die monetär bewerteten Gesundheitsschäden den größten Anteil an den gesamten Schäden ausmachen.
- **Ergebnisse mit Eco-Indicator99**
Die 22 als relevant bestimmten Schadstoffe machen in den Berechnungen mit der Eco-Indicator99 Methode etwa 99% der gesamten monetären Schäden aus. Dabei ergeben sich auch in dieser Methode vergleichsweise hohe Kosten für Zink. Zudem wird in dieser Methode auch den Emissionen von CO₂ ein relativ hoher Schadensfaktor für die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit zugeordnet. Wie bereits erwähnt sind in Eco-Indicator99 den Treibhausgasen keine Schadensfaktoren für Ökosystemschäden zugewiesen.
- **Ergebnisse mit ReCiPe**
Die 22 in der obigen Tabelle dargestellten relevanten Schadstoffe machen in den Berechnungen mit der ReCiPe Methode etwa 98% der gesamten berechneten monetären Schäden aus. Dabei sind die berechneten Werte für Kohlenstoffdioxid (CO₂) deutlich am höchsten. Dieser hohe Wert liegt zum einen darin begründet, dass den Treibhausgasen zusätzlich zu Schadensfaktoren für die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit nun auch Schadensfaktoren für die Auswirkungen auf die Ökosysteme zugeordnet werden. Zum anderen sind diese Schadensfaktoren als vergleichsweise hoch einzuschätzen.

Zusammenfassend ergeben die Berechnungen, dass die sogenannten klassischen Luftschadstoffe eine sehr wichtige Rolle bei einer umfassenden Betrachtung der Effekte auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und den Klimawandel einnehmen. Hinzu kommen eine Reihe von Schwermetallen und die Klimagase CO₂, CH₄ und N₂O die in eine umfassende Berechnung der externen Kosten in Europa mit aufgenommen werden sollten.

5.2 Vergleich der relevanten Schadstoffe mit verfügbaren Emissionsdaten

Zum Abschluss dieses Kapitels wird untersucht, in welchem Ausmaß die hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima als relevant zu betrachtenden Schadstoffe bereits in öffentlich zugänglichen Datensammlungen betrachtet werden. In Bezug auf die Emissionsdaten sind sowohl die verfügbaren Daten der europäischen Umweltagentur (EEA) als auch die Daten der Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR) von Bedeutung. Die auf den Internetseiten der EEA (2012a und 2012b) verfügbaren Daten umfassen alle in Tabelle B-11 aufgelisteten Luftschadstoffe,

Schwermetalle und Klimagase. Lediglich die beiden relevanten Radionuklide Radon-222 und Carbon-14 sind in den Daten der EEA nicht enthalten. Darüber liefert die EEA auch Emissionsdaten in Böden und Gewässer für eine Vielzahl verschiedener Schadstoffe, insbesondere der Schwermetalle. Die Daten der EDGAR Datenbank (EDGAR, 2011) sind dagegen beschränkt auf die Klimagase sowie die Luftschadstoffe CO, NO_x, NMVOC, SO₂, NH₃ und PM₁₀ und umfassen keine Schwermetalle oder Radionuklide. Emissionsdaten für die relevanten Schadstoffe sind somit vor allem der Datensammlung der EEA zu entnehmen. Diese sind für verschiedene Jahre und unterschiedliche Quellgruppen erhältlich. Die Bewertung der Schadenspotentiale kann über die Schadensfaktoren aus den in dieser Studie verwendeten LCIA Datenbanken erfolgen. Diese können – wie ebenfalls in dieser Studie dargestellt – anschließend monetär bewertet und zu Gesamtschäden aggregiert werden. Es gibt jedoch auch die Möglichkeit die Schadenskosten direkt aus den Emissionsdaten abzuleiten, in dem monetäre Kostenfaktoren pro Tonne Emission für die verschiedenen Schadstoffe angewendet werden. Diese Kostenfaktoren wurden im Rahmen der EU-Projektreihe ExternE (www.externe.info) entwickelt und in den EU-Projekten NEEDS und EXIOPOL (A new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis) zuletzt überarbeitet. Während im Rahmen des NEEDS Projekts aus der Liste der relevanten Schadstoffe alle bis auf Cu, Zn und CO betrachtet und Kostenfaktoren abgeleitet wurden (Preiss et al., 2008) sind im EXIOPOL Projekt auch diese Schadstoffe betrachtet worden (Müller et al., 2010). Dieser Abschnitt hat somit gezeigt, dass nahezu alle der aufgelisteten 22 Schadstoffe bereits in Datenbanken für Emissionen oder Schadensbewertungen betrachtet werden.

6 Betrachtung der Unsicherheiten

6.1 Unsicherheiten in EcoInvent

Die Dokumentation der LCI Datenbank EcoInvent befasst sich neben der allgemeinen Methode auch mit den Unsicherheiten, die den einzelnen Emissionsfaktoren zugrunde liegen. Frischknecht et al. (2007) unterscheiden dabei Schwankungen und stochastische Fehler, hervorgerufen u.a. durch Unsicherheiten in den Messungen, Probleme in der Angemessenheit der Anwendung von Ergebnissen aus einer geographischen Region auf eine andere, Unsicherheiten in der Modellierung etwa durch die Annahme linearer Beziehungen und die Gefahr der Nicht-Berücksichtigung wichtiger aber unbekannter Aspekte. Es ist vor allem die Untersuchung der stochastischen Fehler die eine Quantifizierung der Unsicherheiten erlaubt. Der Bericht von Frischknecht et al. (2007) nennt allerdings auch einige Faktoren, die bei der Betrachtung der Unsicherheit nicht berücksichtigt wurden, die aber für die Bestimmung der gesamten Unsicherheit des LCI eines Prozesses notwendig wären. Dazu zählen fehlende Informationen in der Inventartabelle, unangebrachte Modellierung der Prozesse durch die Übertragung einzelner Prozesse auf andere Gebiete und Fehler der Analysten während der Modellierung. Die Berechnung der Unsicherheit erfolgt über eine Pedigree-Matrix mit Angaben zur Glaubwürdigkeit, Vollständigkeit, zeitlichen und räumlichen Korrelation, anderer technologi-

scher Zusammenhänge und dem Umfang der Stichproben. Für diese fünf Kategorien wurde jedem der betrachteten Prozesse in EcoInvent eine Bewertung von eins bis fünf abgegeben. Die verwendete Matrix ist in der folgenden Tabelle B-12 dargestellt.

Tabelle B-12: Pedigree-Matrix zur Unsicherheitsbetrachtung in EcoInvent 2.0

Indicator score	1	2	3	4	5	Remarks
Reliability	Verified data based on measurements	Verified data partly based on assumptions OR non-verified data based on measurements	Non-verified data partly based on qualified estimates	Qualified estimate (e.g. by industrial expert); data derived from theoretical information (stoichiometry, enthalpy, etc.)	Non-qualified estimate	verified means: published in public environmental reports of companies, official statistics, etc unverified means: personal information by letter, fax or e-mail
Completeness	Representative data from all sites relevant for the market considered over an adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from >50% of the sites relevant for the market considered over an adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from only some sites (<<50%) relevant for the market considered OR >50% of sites but from shorter periods	Representative data from only one site relevant for the market considered OR some sites but from shorter periods	Representativeness unknown or data from a small number of sites AND from shorter periods	Length of adequate period depends on process/technology
Temporal correlation	Less than 3 years of difference to our reference year (2000)	Less than 6 years of difference to our reference year (2000)	Less than 10 years of difference to our reference year (2000)	Less than 15 years of difference to our reference year (2000)	Age of data unknown or more than 15 years of difference to our reference year (2000)	less than 3 years means: data measured in 1997 or later; score for processes with investment cycles of <10 years; for other cases, scoring adjustments can be made accordingly
Geographical correlation	Data from area under study	Average data from larger area in which the area under study is included	Data from smaller area than area under study, or from similar area		Data from unknown OR distinctly different area (north america instead of middle east, OECD-Europe instead of Russia)	Similarity expressed in terms of environmental legislation. Suggestion for grouping: North America, Australia; European Union, Japan, South Africa; South America, North and Central Africa and Middle East; Russia, China, Far East Asia
Further technological correlation	Data from enterprises, processes and materials under study (i.e. identical technology)		Data on related processes or materials but same technology, OR Data from processes and materials under study but from different technology	Data on related processes or materials but different technology, OR data on laboratory scale processes and same technology	Data on related processes or materials but on laboratory scale of different technology	Examples for different technology: - steam turbine instead of motor propulsion in ships - emission factor B(a)P for diesel train based on lorry motor data Examples for related processes or materials: - data for tyres instead of bricks production - data of refinery infrastructure for chemical plants infrastructure
Sample size	>100, continuous measurement, balance of purchased products	>20	> 10, aggregated figure in env. report	>=3	unknown	sample size behind a figure reported in the information source

Quelle: Frischknecht et al. (2007), S. 45

Die Bewertung der Qualität der einzelnen Kategorien in der Matrix wurde für jeden einzelnen der Prozesse aus EcoInvent durchgeführt. Zudem wurde jedem Punkt in der Tabelle ein Unsicherheitsfaktor zugeordnet, der als Aufschlag auf die Standardabweichung zu interpretieren ist. Diese Faktoren sind in der folgenden Tabelle B-13 wiedergegeben.

Tabelle B-13: Ergebnisse der Unsicherheitsbetrachtung in EcoInvent 2.0

Indicator Score	1	2	3	4	5
Reliability	1,00	1,05	1,10	1,20	1,50
Completeness	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20
Temporal correlation	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50
Geographical correlation	1,00	1,01	1,02		1,10
Further technological correlation	1,00		1,20	1,50	2,00
Sample size	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20

Quelle: Frischknecht et al. (2007), S. 46

Anhand dieser Informationen wurde die geometrische Standardabweichung der Ergebnisse berechnet und Minimum, Maximum und der Mittelwert der Emissionsfaktoren berechnet. Eine detaillierte Beschreibung der Unsicherheitsbetrachtung sowie eine Aufstellung der verwendeten Matrix mit den Unterscheidungskriterien der fünf Kategorien findet sich in Frischknecht et al. (2007).

6.2 Unsicherheiten in den Produktionsdaten

Neben den Emissionsfaktoren gibt es auch bei der Verwendung der Produktionsmengen einige Unsicherheiten zu berücksichtigen. Der Großteil der angegebenen Produktionsmengen beruht auf den Ergebnissen von Umfragen der nationalen statistischen Ämter der EU-27 Mitgliedsstaaten bei den Unternehmen. Aus diesem Grund sind die Unsicherheiten als relativ gering zu beachten. Allerdings gibt es eine Unsicherheitsquelle in der Hochrechnung der verfügbaren nationalen Daten auf die gesamte EU-27 in Fällen, in denen die nationalen Daten als vertraulich zu behandeln sind. Die Gesamtmengen auf EU-27 Ebene repräsentieren gerundet Angaben, um nach Williams (2008) auf diese Weise bewusst eine gewisse Unsicherheit in die Werte einzubringen und so der Geheimhaltung der Daten nachzukommen.

Für die Berechnungen der gesamten Emissionen aus dem Verkehrssektor wurden die Ergebnisse des Modells TREMOVE verwendet. In der allgemeinen Dokumentation zu diesem Modell in De Ceuster et al. (2007) wird lediglich auf die Schwierigkeiten der Abschätzung der Unsicherheiten des Modells hingewiesen. Diese ergeben sich vor allem aus der Segmentierung der Nachfrage innerhalb des Verkehrssektors die zu einer sehr komplexen Struktur und einer großen Anzahl von Elastizitätsparametern führt. Diese Eigenschaften des Modells werden zwar als potentielle Unsicherheitsquellen erkannt, dennoch finden keine weiteren Untersuchungen des Ausmaßes dieser Unsicherheiten statt. Die für die Berechnung von einigen landwirtschaftlichen Produktionsmengen verwendeten Daten von FAO sowie die Daten von Eurostat zu produzierten Strommengen unterliegen Umfragen bei nationalen statistischen Ämtern. Eine detaillierte Angabe über mögliche Unsicherheiten in den ermittelten Daten ist nicht verfügbar. Aufgrund der Teilnahme beider Organisationen an internationalen Konferenzen und Gremien die sich mit der Qualität der Daten beschäftigen wird angenommen, dass die Unsicherheiten in den Daten für Agrarprodukte und Energiemärkte in dieser Untersuchung verhältnismäßig gering sind.

6.3 Unsicherheiten in den LCIA Methoden

Eine bedeutende Quelle für potentielle Unsicherheiten bei der Ermittlung der relevanten Schadstoffe in diesem Kapitel liegt in den verwendeten LCIA Methoden und den darin berechneten Schadensfaktoren der einzelnen Schadstoffe. Dieser Abschnitt soll einen Überblick über die wichtigsten Unsicherheitsfaktoren und die Einschätzung der Unsicherheiten für die drei Methoden geben.

6.3.1 Unsicherheiten in der Eco-Indicator99 Methode

Die Entwickler der LCIA Methode Eco-Indicator99 nennen in der Methodenbeschreibung von Goedkoop und Spriensma (2001) drei zentrale Arten von Unsicherheiten: fundamentale und operationale Unsicherheiten sowie Unsicherheiten bezogen auf die Vollständigkeit der betrachteten Effekte. Die fundamentalen Unsicherheiten spiegeln dabei Unsicherheiten und Fehler wieder, die im Laufe der Entwicklung der Methode gemacht wurden. Die Festlegung auf ein methodisches Konzept legt gleichzeitig die zugrundeliegenden Annahmen und damit

auch den Rahmen der Unsicherheiten der Betrachtung fest. Die operationalen Unsicherheiten auf der anderen Seite stellen die Abweichungen der Ergebnisse der Berechnungen dar und werden durch die betroffenen Parameter bestimmt. Während die fundamentalen Unsicherheiten nur sehr schwierig abgeschätzt werden können, ist dies für die operationalen Unsicherheiten leichter möglich. Für die Einschränkung der fundamentalen Unsicherheiten wurden in Eco-Indicator99 die bereits dargestellten kulturtheoretischen Perspektiven verwendet. Die quantitative Berechnung der operationalen Unsicherheiten erfolgt über die Berechnung der geometrischen Standardabweichung von der besten Abschätzung mit einer unteren (2,5%) und einer oberen (97,5%) Vertrauensgrenze. Diese Berechnungen können für jeden der betrachteten Schadensfaktoren durchgeführt werden. Die Betrachtung der Vollständigkeit kann nicht ausreichend untersucht werden. Lediglich eine Darstellung möglicher wichtiger aber nicht berechenbarer Schäden kann durchgeführt werden.

6.3.2 *Unsicherheiten in der Methode IMPACT2002+*

Der Umfang der Betrachtung der Unsicherheiten in IMPACT2002+ fällt im Gegensatz zu Eco-Indicator99 lediglich qualitativ aus. Eine quantitative Betrachtung der Unsicherheit wird nicht durchgeführt, stattdessen betrachten Humbert et al. (2005) einige allgemeine Unsicherheitsfaktoren. Dabei kommen sie zu dem Ergebnis, dass die Unsicherheiten in Bezug auf Treibhauseffekte und den Ressourcenabbau geringer sind als die Unsicherheiten für Effekte auf die menschliche Gesundheit und die Qualität des Ökosystems. Dies führt dazu, dass bei der Betrachtung der letzten beiden Schadenskategorien alle Schadstoffe berücksichtigt werden sollten, die mit mehr als 1% an den Gesamtschäden beteiligt sind. Diese Schadstoffe können als wichtig erachtet werden, da die Unsicherheiten in diesem Bereich zwei Größenordnungen betreffen. Mit der Berücksichtigung aller Schadstoffe, die einen Gesamtschaden von mehr als einem Promille des höchsten Schadenswertes haben ist dieser Forderung Folge geleistet. Das Ausmaß der Unsicherheit wird von Humbert et al. (2005) zudem als vergleichsweise präzise angesehen, da die allgemeine Abweichung für alle Schadstoffe 12 Größenordnungen beträgt. Humbert et al. (2005) betonen darüber hinaus die Bedeutung von Veränderungen in den Emissionen von NO_x, SO_x und Feinstaub, da diese die größten Auswirkungen auf die gesamten Schäden haben. Diese drei Schadstoffe sind in der Tabelle der relevanten Schadstoffe vertreten. Die folgende Tabelle B-14 fasst die qualitative Einschätzung der Unsicherheiten innerhalb der Mittel- und Endpunkte zusammen.

Tabelle B-14: Qualitative Einschätzung der Unsicherheiten in IMPACT2002+

Midpoint category	uncertainties for fate, exposure and effect	Damage category	uncertainties for fate, exposure and effect
Human toxicity (carcinogens + non-carcinogens)	high (higher for non-carcinogens than for carcinogens)	Human health	high
Respiratory (Inorganics)	high	Human health	
Ionizing radiations	high	Human health	
Ozone layer depletion	medium	Human health	
		Human health	high
		Ecosystem quality	
Aquatic ecotoxicity	high	Ecosystem quality	
Terrestrial ecotoxicity	very high	Ecosystem quality	
Terrestrial acidification/nutrication	high	Ecosystem quality	
Aquatic acidification	low	Ecosystem quality	
Aquatic eutrophication	low	Ecosystem quality	
Land occupation	high	Ecosystem quality	
Global warming	low	Climate change (life support system)	low
Non-renewable energy	low	Resources	low
Mineral extraction	medium	Resources	

Quelle: Humbert et al.(2005), S. 23

6.3.3 Unsicherheiten im Ansatz von ReCiPe

Es wurde bereits im Abschnitt 3.4 gezeigt, dass die Methodik vom ReCiPe eine Überarbeitung des Ansatzes von Eco-Indicator99 darstellt. Aus diesem Grund wurden im Rahmen der Methode von ReCiPe die gleichen Annahmen getroffen, um die Unsicherheiten, vor allem in Bezug auf die fundamentalen Eigenschaften, zu minimieren. Dies erfolgt auch in ReCiPe über die Anwendung der drei kulturtheoretischen Perspektiven. Weitere Angaben in der allgemeinen Dokumentation zu ReCiPe von Goedkoop et al. (2009) zur Berechnung der quantitativen Unsicherheiten sind nicht gegeben. Es wird deshalb angenommen, dass es sich hier genauso verhält wie in der Betrachtung von Eco-Indicator99.

6.4 Unsicherheiten in der monetären Bewertung

Eine weitere wichtige Unsicherheitsquelle besteht in den verwendeten monetären Werten zur Ermittlung der potentiellen Kosten der entstandenen Schäden, welche dann eine Rangliste der verschiedenen Schadstoffe ermöglichen. Im Rahmen des ExternE-Methodenupdates (Friedrich und Bickel, 2005) fand auch eine umfangreiche quantitative Analyse der Unsicherheiten in den verschiedenen Stationen des Wirkungspfadansatzes statt. Für die monetäre Bewertung von Sterbewahrscheinlichkeiten und Fällen von chronischer Bronchitis wird eine geometrische Standardabweichung von 2 berechnet. Für andere Schadenskosten, wie Krankenhausaufenthalten oder Verluste in der landwirtschaftlichen Produktion, deren monetäre Bewertung über die Verwendung von Marktpreisen möglich ist, wird eine geringere geometrische Standardabweichung von 1,1 bis 1,3 berechnet. Zudem wurden im Rahmen dieser ExternE Studie auch die Unsicherheiten entlang des gesamten Wirkungspfadens für NO_x, SO₂ und primäre Feinstaubpartikel berechnet. Dabei kommen Friedrich und Bickel zu dem Ergebnis, dass eine geometrische Standardabweichung, für diese drei Schadstoffe zusammengefasst, bei ungefähr

3 angenommen werden kann. Für andere Schadstoffe, deren Auswirkungen meist über die Nahrungsaufnahme entstehen, wie As, Pb oder Dioxine, wird eine geometrische Standardabweichung von etwa 6 errechnet. Diese berechneten Standardabweichungen deuten auf sehr große Unsicherheiten hin und zeigen die Schwierigkeiten in der monetären Bewertung von Gesundheits- und Umweltschäden. Dennoch finden die im Rahmen von ExternE berechneten monetären Werte zunehmende Anerkennung und Verwendung in vielen europäischen Projekten.

7 Zusammenfassung

Das Ziel dieser Studie war es, eine Rangfolge für eine Vielzahl verschiedener Schadstoffe hinsichtlich ihrer Relevanz für die Berechnung externer Kosten in Europa zu erstellen. Dafür wurden Emissionsfaktoren für eine große Anzahl von Produktionsprozessen mit Produktionsdaten aus der Herstellung von Waren, dem Energiesektor, dem Transportbereich sowie der Landwirtschaft verknüpft. Dies führt zu einer – aufgrund der Unsicherheiten in den Daten sehr groben – Abschätzung der gesamten Emissionen in den Mitgliedsstaaten der EU-27. Ausgehend von den berechneten Emissionen wurden anschließend die potentiellen Schäden für die menschliche Gesundheit, das Ökosystem und – wenn möglich – den Treibhauseffekt über die Verwendung der LCIA Methoden EcoIndicator99, IMPACT2002+ und ReCiPe ermittelt. Um diese potentiellen Schäden, gemessen in DALY, pdf oder $\text{kg}_{\text{eq}}\text{CO}_2$, in eine gemeinsame Einheit umzurechnen und somit die gesamten Schäden zu ermitteln, wurde eine monetäre Bewertung durchgeführt. Diese erlaubte dann eine Rangordnung der Schadstoffe zu erstellen und die wichtigsten unter ihnen anhand bestimmter Kriterien herauszufiltern. Daraus ergibt sich eine Liste von 22 Schadstoffen, die neben den klassischen Luftschadstoffen (NH_3 , CO, NO_x , NMVOC, $\text{PM}_{2.5}$, $\text{PM}_{\text{coarse}}$ und SO_2) auch die Schwermetalle (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni und Zn), die Treibhausgase (CO_2 , N_2O , CH_4 und SF_6), einige Radionuklide und Dioxine umfasst.

Die Untersuchungen der relevanten Schadstoffe für eine möglichst große Zahl wirtschaftlicher Aktivitäten unterliegen einer Reihe verschiedener Unsicherheiten. Dies gilt sowohl für die berechneten Emissionsdaten als auch die verwendeten Schadensfaktoren und die monetäre Bewertung. Da die resultierende Gruppe der als relevant zu erachtenden Schadstoffe dennoch nahezu vollständig in den öffentlich zugänglichen Datensammlungen der EEA (Emissionen) sowie Studien im Rahmen der Forschungsförderung der EU (monetäre Bewertung) enthalten sind, kann trotz der Unsicherheiten eine sehr gute Verwertbarkeit der Ergebnisse dieser Studie angenommen werden. Grundsätzlich lässt sich aus den Ergebnissen zudem erkennen, dass Luftschadstoffe, inklusive der Emissionen von Schwermetallen in die Luft, den mit Abstand größten Anteil an den berechneten externen Kosten ausmachen.

Zusammenfassend können die Ergebnisse der Studie hinsichtlich der relevanten Schadstoffe für eine Untersuchung der Auswirkungen auf europäischer Ebene als eine Bestätigung der bisher in diesem Forschungsbereich gesetzten Schwerpunkte betrachtet werden. Diese wurde anhand eines Vergleiches mit den Datenbanken der europäischen Umweltagen-

tur EEA bestätigt. Allerdings unterliegen die einzelnen Schritte dieser Untersuchung noch teilweise größeren Unsicherheiten und Schwächen, die im Rahmen weiterer Forschung verbessert werden können. So muss beispielsweise die Berechnung der Emissionsmengen für die verschiedenen Schadstoffe einer Überarbeitung hinsichtlich der Verknüpfung von Emissionsfaktoren und Produktionsdaten unterzogen werden. Gerade diese für die Berechnung der Auswirkungen grundlegenden Daten sind mit der dargestellten Methode nur unvollständig abzuschätzen. Zudem Bedarf es weiterer Forschung im Bereich der Schadensbewertung der verschiedenen Schadstoffe. Während die verwendeten LCIA Datenbanken zwar grundsätzlich geringe Abweichungen hinsichtlich der Bedeutung der sogenannten klassischen Luftschadstoffe und der Treibhausgase aufweisen, sind die Unterschiede in den Schadensfaktoren für Schwermetalle und andere Schadstoffe sehr voneinander abweichend. Aufgrund dieser Problematik wurde in der Studie dargestellt, dass einige Schadstoffe von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden mussten. Um eine repräsentative Rangfolge der relevanten Schadstoffe in Europa zu bestimmen, müssen diese Probleme behoben werden.

Quellenverzeichnis

- De Bruyn et al. (2010)**, De Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., De Jong, F., Bles, M. und Sevenster, M. (2010): *Shadow Prices Handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts*. Report CE Delft, März 2010, Publication number: 10.7788.25a ENG
- De Ceuster et al. (2007)**, De Ceuster, G., van Herbruggen, B., Ivanova, O., Carlier, K., Martino, A. und Fiorello, D. (2007): *TREMOVE – Service contract for the further development and application of the transport and environmental TREMOVE model*. Lot 1 - Improvement of the data set and model structure; Final report, European Commission; DG Environment; July 2007
- Desaigues et al. (2011)**, Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlova, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchinson, M., Jeanrenaud, J., Kaderjak, P., Máca, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, P., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szántó, R. und Urban, J. (2011): *Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)*. Ecological Indicators 11 (2011); S. 902-910; doi:10.1016/j.ecolind.2010.12.006
- EDGAR (2011)**, Emission Database for Global Atmospheric Research: *Results of the emission inventory EDGAR v4.2 of November 2011*. Verfügbar unter: <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/background.php>
- EEA (2012a)**, European Environmental Agency: *Air pollutant emissions data viewer (LRTAP Convention)*. Verfügbar unter: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/air-emissions-viewer-lrtap>
- EEA (2012b)**, European Environmental Agency: *National emissions reported to the UNFCCC and to the EU Greenhouse Gas Monitoring Mechanism*. Verfügbar unter: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/national-emissions-reported-to-the-unfccc-and-to-the-eu-greenhouse-gas-monitoring-mechanism-6>

- Europäische Kommission (1990):** Verordnung (EWG) Nr. 3037/90 des Rates vom 9. Oktober 1990 betreffend die statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft; ABI. EG Nr L 293, S.1
- Eurostat (2010a):** *Energiestatistik – Mengen*; zuletzt aufgerufen am 14.09.2010 unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/energy/data/database>
- Eurostat (2010b):** *Abfallstatistik*. zuletzt aufgerufen am 28.01.2010 unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/database>
- Eurostat (2010c):** *Harmonisierte Verbraucherpreisindizes (HVPI)*. zuletzt aufgerufen am 20.05.2010 unter: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/hicp/data/database>
- FAO (2010):** *Food and Agricultural commodities production*. zuletzt aufgerufen am 10.02.2010 unter <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>
- Friedrich und Bickel (2005),** Friedrich, R. und Bickel, P. (2005): *ExternE - Externalities of Energy – Methodology 2005 update*. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg; EUR 21951 EN ISBN 92-79-00423-9
- Frischknecht et al. (2007),** Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Hirschier, R., Hellweg, S., Nemecek, T., Rebitzer, G. und Spielmann, M. (2007): *Overview and Methodology*. Final report ecoinvent data v2.0, No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Goedkoop et al. (2000),** Goedkoop, M., Müller-Wenk, R., Mettier, T., Hungerbühler, K., Braunschweig, A. und Klaus, T. (2000): *Eco-Indicator99 – eine schadensorientierte Bewertungsmethode*. Nachbereitung zum 12. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 30. Juni 2000 and der ETH Zürich
- Goedkoop und Spriensma (2001),** Goedkoop, M. and Spriensma, R. (2001): *The Eco-Indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report*. PRé Consultants B.V., Amersfoort. p.132. Online publication at http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf
- Goedkoop et al. (2009),** Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. und van Zelm, R. (2009): *ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - Report 1: Characterisation*. First edition, 6 January 2009
- Guinée et al. (2002),** Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, G., Kleijn, R., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R. und Huijbregts, M.A.J. (2002): *Handbook of Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards*. Book Series: Eco-Efficiency in Industry and Science, Vol. 7 Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, May 2002
- Hirschier et al. (2009),** Hirschier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loe-rincik, Y., Margni, M. und Nemecek, T. (2009): *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Data v2.1 (2009), ecoinvent report No. 3, St.Gallen, May 2009
- Humbert et al. (2005),** Humbert, S., Margni, M. und Jolliet, O. (2005): *IMPACT2002+: User Guide – Draft for version 2.1*. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Switzerland
- IPCC (2007):** IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4), Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007

- Jolliet et al. (2003)**, Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. und Rosenbaum, R. (2003): *IMPACT2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology*. International Journal of Life Cycle Assessment; 8 (6); 324 – 330
- Müller et al. (2010)**, Müller, W., Preiss, P., Klotz, V. und Friedrich, R. (2010): *External cost values to be applied in the EE SUT framework*. Erstellt im Rahmen des integrierten EXIOPOL Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission, Deliverable DIII.1.b.-2; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU); Universität Stuttgart
- Murray (1994)**, Murray, C.J.L. (1994): *Quantifying for the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years*. Bulletin of the World Health Organisation, 1994, 72 (3), S. 429-445
- Ott et al. (2006)**, Ott, W., Baur, M., Kaufmann, Y., Frischknecht, R., Steiner, R. und ESU-services (2006): *Assessment of Biodiversity Losses*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; RS 1b_D4.2; econcept AG
- Pennington et al. (2005)**, Pennington D. W., Margni M., Ammann C., and Jolliet O. (2005): *Multimedia Fate and Human Intake Modeling: Spatial versus Nonspatial Insights for Chemical Emissions in Western Europe*; Environmental Science and Technology, 39; S. 1119-1128
- Preiss et al. (2008)**, Preiss, P., Friedrich, R. und Klotz, V. (2008): *Report on the procedure and data to generate average/aggregated data*. Erstellt im Rahmen des integrierten NEEDS Projekts, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission; Deliverable n° 1.1_v1 – RS 3a; Universität Stuttgart – Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung – Abteilung für Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)
- PRODCOM (2008)**, *Statistics on the production of manufactured goods Sold Volume ANNUAL 2008*. Version vom 08.07.2009. Eurostat. Verfügbar unter: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/prodcom/data/tables_excel
- Williams (2008)**, Williams, B. (2008): *Europroms – PRODCOM data*. Europroms User Guide; latest version 06.02.2008; auch verfügbar unter: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/pls/portal/!PORTAL.wwpob_page.show?_docname=30168.PDF

Anhang C – Emissionsdaten für die verschiedenen Wirtschaftssektoren

Vergleich der ermittelten Emissionsdaten mit berichteten Daten

Zusätzlich zu den berechneten Emissionen stellen Lutter et al. auch Vergleiche mit berichteten Emissionen für das Jahr 2000 aus der auf den nationalen Berichten basierenden Datenbank der europäischen Umweltbehörde EEA und der EDGAR (Emissions Database for Global Atmospheric Research) Datenbank der Niederländischen Umweltbehörde, des gemeinsamen EU Forschungszentrums JRC, des Max Planck Instituts für Chemie und TNO. Diese Datenbank wurde verwendet, um die errechneten Emissionen außerhalb Europas zu vergleichen. Dabei wird ersichtlich, dass die berechneten Emissionen mit dem TEAM Modell für CO₂ Emissionen sehr gut mit den offiziellen Daten der EEA sowie der des EDGAR Modells übereinstimmen. Allerdings ergeben sich bei der Betrachtung von NO_x und SO₂ deutliche Differenzen. Im Vergleich mit dem EDGAR Modell werden diese hauptsächlich auf unterschiedliche Datengrundlagen bezüglich der Emissionsfaktoren zurückgeführt.

Ähnlich verhält es sich, wenn man die Emissionsdaten für das Jahr 2000 aus der EXIOBASE Datenbank für Deutschland mit den offiziell berichteten Emissionen des UBA (2011) einerseits oder von EMEP (2011) bzw. UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2011) andererseits vergleicht. Die berichteten Gesamtemissionen des UBA sowie von EMEP/UNFCCC lediglich um etwa 3% höher sind als die Emissionsdaten für die verschiedenen Wirtschaftsbereiche aus der EXIOBASE Datenbank. Zudem liegen die Anteile der verschiedenen Schadstoffe, bis auf einige Ausnahmen (CH₄ und SO₂), sehr nahe beieinander.

Eine genauere Betrachtung der Emissionsdaten aus der EXIOBASE Datenbank zeigt, dass der Sektor Stromerzeugung aus Kohle neben SO₂ und NO_x auch die höchsten Emissionswerte für PPM₁₀, PPM_{coarse}, As und Se aufweist. Wenn die Emissionen aus den Verbrauchssektoren, die überwiegend aus Emissionen aus dem Straßenverkehr und aus Kleinfeuerungsanlagen bestehen, mitberücksichtigt werden zeigt sich, dass die Emissionen von CH₄, CO und PPM_{2,5} aus diesen Aktivitäten größer sind als aus den anderen Wirtschaftsbereichen.

Unsicherheiten in der Berechnung der Emissionen

Der Bericht von Lutter et al. (2011) aus dem EXIOPOL Projekt enthält keine Angaben zu den Unsicherheiten in den berechneten Emissionsdaten. Für das verwendete TEAM-Modell wurden die Unsicherheiten lediglich in einer Studie von Pulles et al. (2006) im Rahmen der Berechnung der gesamten Dioxin-Emissionen in Europa betrachtet. Anhand einer Sensitivitätsanalyse bezüglich der Emissionsfaktoren, einer unterschiedlichen Wahl der betrachteten Technologien und einer Monte Carlo Simulation auf Basis von Wahrscheinlichkeitsverteilungen für alle Parameter des Emissionsinventars wurden die Unsicherheiten in den berechneten Gesamtemissionen ermittelt. Dabei wurde gezeigt, dass insbesondere die Wahl der verwendeten Emissionsfaktoren für die verschiedenen Technologien eine entscheidende Rol-

le für die Quantifizierung der Emissionen spielt. Die Ergebnisse aus der Monte-Carlo-Analyse ergaben für das 90%-Konfidenzintervall eine Abweichung von einem Faktor zwei bis drei. Da die Wahl der Emissionsfaktoren damit direkte Auswirkungen auf die Wahl der Politikmaßnahmen haben kann, müssen diese sehr sorgfältig gewählt werden. Trotz der ermittelten Unsicherheiten in der Emissionsberechnung mit dem TEAM Modell zeigten die Autoren der Studie allerdings, dass sich hinsichtlich der Dioxin-Emissionen keine widersprüchlichen Aussagen bezüglich der Minderungsmaßnahmen ergaben, das Modell demnach als ausreichend für diese Art der Untersuchungen angesehen werden kann.

Die reinen Mengen der Schadstoffemissionen erlauben noch keine Aussage über die Auswirkungen der Schadstoffe, deshalb besitzt ein Vergleich der reinen Emissionsmengen der verschiedenen Schadstoffe nur begrenzte Aussagekraft. Aus diesem Grund werden in den folgenden Abschnitten zunächst die Gesundheitsauswirkungen dieser Emissionen und anschließend die monetär bewerteten Auswirkungen auf die Gesundheit, aber auch auf den Klimawandel und die Ökosysteme berechnet. Bei diesen Berechnungen werden die Emissionen der verschiedenen Sektoren in Deutschland im Vordergrund stehen. Aber auch Vergleiche mit Ergebnissen für Frankreich sowie die gesamte EU-27 sind angestrebt.

Die verwendeten Emissionsdaten sind ein Auszug aus der Datenbank EXIOBASE (2012), die im Rahmen des Projekts EXIOPOL erstellt wurde und alle Daten für die Input-Output-Tabellen inklusive der Umweltdaten für 43 Länder weltweit enthält. Der Aufbau der Datenbank ist in De Koning et al. (2011) beschrieben. Eine detaillierte Darstellung der Emissionen nach Sektoren und Ländern ist aufgrund der umfangreichen Datenmenge (130 Sektoren und 28 Schadstoffe) nicht gegeben.

Ein abschließender Punkt hinsichtlich der Emissionsdaten bezieht sich auf die Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Diese wurden in der Regel den gesamten Emissionen eines Sektors zugeordnet. Da keine Informationen über den Anteil der Verkehrsemissionen an den Gesamtemissionen eines Sektors verfügbar sind, können diese nicht gesondert betrachtet werden. Dadurch fallen die Schadenskosten vor allem für den Straßenverkehr deutlich geringer aus als erwartet. Für die nachfolgenden Berechnungen konnten lediglich die Emissionen aus dem Sektor „Sonstiger Landverkehr“ eindeutig dem Straßenverkehr zugeordnet werden.

Forschungsberichte des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung

Bezugsadresse: Universität Stuttgart
 Institut für Energiewirtschaft
 und Rationelle Energieanwendung
 - Bibliothek -
 D-70550 Stuttgart

Tel.: 0711 / 685 87861
Fax: 0711 / 685 87873
E-Mail: bib@ier.uni-stuttgart.de

Bestellungen sind auch über Internet möglich:

<http://www.ier.uni-stuttgart.de>

- Band 124 K. Ohlau
Strategien zur wirksamen Minderung von Fluglärm in Deutschland – Minderungsmaßnahmen und langfristige Perspektiven
Juni 2015, 211 Seiten, 15 €
- Band 123 T. Telsnig
Standortabhängige Analyse und Bewertung solarthermischer Kraftwerke am Beispiel Südafrikas
September 2015, 285 Seiten, 15 €
- Band 122 M. Henßler
Ganzheitliche Analyse thermochemischer Verfahren bei der Nutzung fester Biomasse zur Kraftstoffproduktion in Deutschland
April 2015, 243 Seiten, 15 €
- Band 121 B. Fais
Modelling policy instruments in energy system models - the example of renewable electricity generation in Germany
Januar 2015, 194 Seiten, 15 €
- Band 120 M. Blesl
Kraft-Wärme-Kopplung im Wärmemarkt Deutschlands und Europas – eine Energiesystem- und Technikanalyse
August 2014, 204 Seiten, 15 €
- Band 119 S. Kempe
Räumlich detaillierte Potenzialanalyse der Fernwärmeversorgung in Deutschland mit einem hoch aufgelösten Energiesystemmodell
Juli 2014, 204 Seiten, 15 €
- Band 118 B. Thiruchittampalam
Entwicklung und Anwendung von Methoden und Modellen zur Berechnung von räumlich und zeitlich hochaufgelösten Emissionen in Europa
April 2014, 238 Seiten, 15 €

- Band 117 T. Kober
Energiewirtschaftliche Anforderungen an neue fossil befeuerte Kraftwerke mit CO₂-Abscheidung im liberalisierten europäischen Elektrizitätsmarkt
März 2014, 158 Seiten, 15 €
- Band 116 S. Wissel
Ganzheitlich-integrierte Betrachtung der Kernenergie im Hinblick auf eine nachhaltige Energieversorgung
Februar 2014, 230 Seiten, 15 €
- Band 115 R. Kuder
Energieeffizienz in der Industrie – Modellgestützte Analyse des effizienten Energieeinsatzes in der EU-27 mit Fokus auf den Industriesektor
Februar 2014, 286 Seiten, 15 €
- Band 114 J. Tomaschek
Long-term optimization of the transport sector to address greenhouse gas reduction targets under rapid growth – Application of an energy system model for Gauteng province, South Africa
Dezember 2013, 263 Seiten, 15 €
- Band 113 B. Rühle
Kosten regionaler Energie- und Klimapolitik - Szenarioanalysen mit einem Energiesystemmodell auf Bundesländerebene
November 2013, 196 Seiten, 15 €
- Band 112 N. Sun
Modellgestützte Untersuchung des Elektrizitätsmarktes - Kraftwerkeinsatzplanung und -investitionen
August 2013, 173 Seiten, 15 €
- Band 111 J. Lambauer
Auswirkungen von Basisinnovationen auf die Energiewirtschaft und die Energienachfrage in Deutschland - Am Beispiel der Nano und Biotechnologie
März 2013, 303 Seiten, 15 €
- Band 110 R. Barth
Ökonomische und technisch-betriebliche Auswirkungen verteilter Elektrizitätserzeugung in Verteilungsnetzen - eine modellgestützte Analyse am Beispiel eines Mittelspannungsnetzes
März 2013, 234 Seiten, 15 €
- Band 109 D. Bruchof
Energiewirtschaftliche Verkehrsstrategie - Möglichkeiten und Grenzen alternativer Kraftstoffe und Antriebe in Deutschland und der EU-27
März 2012, 226 Seiten, 15 €

- Band 108 E. D. Özdemir
The Future Role of Alternative Powertrains and Fuels in the German Transport Sector - A model based scenario analysis with respect to technical, economic and environmental aspects with a focus on road transport
Januar 2012, 194 Seiten, 15 €
- Band 107 U. Kugler
Straßenverkehrsemissionen in Europa - Emissionsberechnung und Bewertung von Minderungsmaßnahmen
Januar 2012, 236 Seiten, 15 €
- Band 106 M. Blesl, D. Bruchof, U. Fahl, T. Kober, R. Kuder, B. Götz, A. Voß
Integrierte Szenarioanalysen zu Energie- und Klimaschutzstrategien in Deutschland in einem Post-Kyoto-Regime
Februar 2011, 200 Seiten, 15 €
- Band 105 O. Mayer-Spohn
Parametrised Life Cycle Assessment of Electricity Generation in Hard-Coal-Fuelled Power Plants with Carbon Capture and Storage
Dezember 2009, 210 Seiten, 15 €
- Band 104 A. König
Ganzheitliche Analyse und Bewertung konkurrierender energetischer Nutzungspfade für Biomasse im Energiesystem Deutschland bis zum Jahr 2030
Juli 2009, 194 Seiten, 15 €
- Band 103 C. Kruck
Integration einer Stromerzeugung aus Windenergie und Speichersystemen unter besonderer Berücksichtigung von Druckluft-Speicherkraftwerken
Mai 2008, 162 Seiten, 13 €
- Band 102 U. Fahl, B. Rühle, M. Blesl, I. Ellersdorfer, L. Eltrop, D.-C. Harlinghausen, R. Küster, T. Rehr, U. Remme, A. Voß
Energieprognose Bayern 2030
Oktober 2007, 296 Seiten, 18 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 101 U. Remme, M. Blesl, U. Fahl
Global resources and energy trade: An overview for coal, natural gas, oil and uranium
Juli 2007, 108 Seiten, 10 €
- Band 100 S. Eckardt
Energie- und Umweltmanagement in Hotels und Gaststätten: Entwicklung eines Softwaretools zur systematischen Prozessanalyse und Managementunterstützung
Mai 2007, 152 Seiten, 13 €
- Band 99 U. Remme
Zukünftige Rolle erneuerbarer Energien in Deutschland: Sensitivitätsanalysen mit einem linearen Optimierungsmodell
August 2006, 336 Seiten, 20 €

- Band 98 L. Eltrop, J. Moerschner, M. Härdtlein, A. König
Bilanz und Perspektiven der Holzenergienutzung in Baden-Württemberg
Mai 2006, 102 Seiten, 10 €
- Band 97 B. Frey
Modellierung systemübergreifender Energie- und Kohlenstoffbilanzen in Entwicklungsländern
Mai 2006, 148 Seiten, 13 €
- Band 96 K. Sander
Potenziale und Perspektiven stationärer Brennstoffzellen
Juni 2004, 256 Seiten, 18 €
- Band 95 M. A. dos Santos Bernardes
Technische, ökonomische und ökologische Analyse von Aufwindkraftwerken
März 2004, 228 Seiten, 15 €
- Band 94 J. Bagemihl
Optimierung eines Portfolios mit hydro-thermischem Kraftwerkspark im börslichen Strom- und Gasterminmarkt
Februar 2003, 138 Seiten, 10 €
- Band 93 A. Stuible
Ein Verfahren zur graphentheoretischen Dekomposition und algebraischen Reduktion von komplexen Energiesystemmodellen
November 2002, 156 Seiten, 13 €
- Band 92 M. Blesl
Räumlich hoch aufgelöste Modellierung leitungsgebundener Energieversorgungssysteme zur Deckung des Niedertemperaturwärmebedarfs
August 2002, 282 Seiten, 18 €
- Band 91 S. Briem, M. Blesl, M. A. dos Santos Bernardes, U. Fahl, W. Krewitt, M. Nill, S. Rath-Nagel, A. Voß
Grundlagen zur Beurteilung der Nachhaltigkeit von Energiesystemen in Baden-Württemberg
August 2002, 138 Seiten, 10 €
- Band 90 B. Frey, M. Neubauer
Energy Supply for Three Cities in Southern Africa
Juli 2002, 96 Seiten, 8 €
- Band 89 A. Heinz, R. Hartmann, G. Hitzler, G. Baumbach
Wissenschaftliche Begleitung der Betriebsphase der mit Rapsölmethylester befeuerten Energieversorgungsanlage des Deutschen Bundestages in Berlin
Juli 2002, 212 Seiten, 15 €
- Band 88 M. Sawillion
Aufbereitung der Energiebedarfsdaten und Einsatzanalysen zur Auslegung von Blockheizkraftwerken
Juli 2002, 136 Seiten, 10 € (z. Zt. vergriffen)

- Band 87 T. Marheineke
Lebenszyklusanalyse fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken
Juli 2002, 222 Seiten, 15 €
- Band 86 B. Leven, C. Hoeck, C. Schaefer, C. Weber, A. Voß
Innovationen und Energiebedarf - Analyse ausgewählter Technologien und Branchen mit dem Schwerpunkt Stromnachfrage
Juni 2002, 224 Seiten, 15 €
- Band 85 E. Laege
Entwicklung des Energiesektors im Spannungsfeld von Klimaschutz und Ökonomie - Eine modellgestützte Systemanalyse
Januar 2002, 254 Seiten, 15 €
- Band 84 S. Molt
Entwicklung eines Instrumentes zur Lösung großer energiesystemanalytischer Optimierungsprobleme durch Dekomposition und verteilte Berechnung
Oktober 2001, 166 Seiten, 13 €
- Band 83 D. Hartmann
Ganzheitliche Bilanzierung der Stromerzeugung aus regenerativen Energien
September 2001, 228 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 82 G. Kühner
Ein kosteneffizientes Verfahren für die entscheidungsunterstützende Umweltanalyse von Betrieben
September 2001, 210 Seiten, 15 €
- Band 81 I. Ellersdorfer, H. Specht, U. Fahl, A. Voß
Wettbewerb und Energieversorgungsstrukturen der Zukunft
August 2001, 172 Seiten, 13 €
- Band 80 B. Leven, J. Neubarth, C. Weber
Ökonomische und ökologische Bewertung der elektrischen Wärmepumpe im Vergleich zu anderen Heizungssystemen
Mai 2001, 166 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 79 R. Krüger, U. Fahl, J. Bagemihl, D. Herrmann
Perspektiven von Wasserstoff als Kraftstoff im öffentlichen Straßenpersonenverkehr von Ballungsgebieten und von Baden-Württemberg
April 2001, 142 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 78 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (eds.)
Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Agriculture in Europe
Februar 2001, 248 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)

- Band 77 W. Rüffler
Integrierte Ressourcenplanung für Baden-Württemberg
 Januar 2001, 284 Seiten, 18 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 76 S. Rivas
Ein agro-ökologisches regionalisiertes Modell zur Analyse des Brennholzversorgungssystems in Entwicklungsländern
 Januar 2001, 200 Seiten, 15 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 75 M. Härdtlein
Ansatz zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von "Nachhaltigkeit" am Beispiel der Produktion und Nutzung von Triticale (×Triticosecale Wittmack)-Ganzpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der luftgetragenen N-Freisetzungen
 September 2000, 168 Seiten, 13 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 74 T. Marheineke, W. Krewitt, J. Neubarth, R. Friedrich, A. Voß
Ganzheitliche Bilanzierung der Energie- und Stoffströme von Energieversorgungstechniken
 August 2000, 118 Seiten, 10 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 73 J. Sontow
Energiewirtschaftliche Analyse einer großtechnischen Windstromerzeugung
 Juli 2000, 242 Seiten, 15 €
- Band 72 H. Hermes
Analysen zur Umsetzung rationeller Energieanwendung in kleinen und mittleren Unternehmen des Kleinverbrauchersektors
 Juli 2000, 188 Seiten, 15 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 71 C. Schaefer, C. Weber, H. Voss-Uhlenbrock, A. Schuler, F. Oosterhuis, E. Nieuwlaar, R. Angioletti, E. Kjellsson, S. Leth-Petersen, M. Togeby, J. Munksgaard
Effective Policy Instruments for Energy Efficiency in Residential Space Heating - an International Empirical Analysis (EPISODE)
 Juni 2000, 146 Seiten, 13 €
- Band 70 U. Fahl, J. Baur, I. Ellersdorfer, D. Herrmann, C. Hoeck, U. Remme, H. Specht, T. Steidle, A. Stuible, A. Voß
Energieverbrauchsprognose für Bayern
 Mai 2000, 240 Seiten, 15 €
 Kurzfassung, 46 Seiten, 5 €
- Band 69 J. Baur
Verfahren zur Bestimmung optimaler Versorgungsstrukturen für die Elektrifizierung ländlicher Gebiete in Entwicklungsländern
 Mai 2000, 154 Seiten, 13 € (z. Zt. vergriffen)

- Band 68 G. Weinrebe
Technische, ökologische und ökonomische Analyse von solarthermischen Turmkraftwerken
April 2000, 212 Seiten, 15 €
- Band 67 C.-O. Wene, A. Voß, T. Fried (eds.)
Experience Curves for Policy Making - The Case of Energy Technologies
April 2000, 282 Seiten, 18 €
- Band 66 A. Schuler
Entwicklung eines Modells zur Analyse des Endenergieeinsatzes in Baden-Württemberg
März 2000, 236 Seiten, 15 €
- Band 65 A. Schäfer
Reduction of CO₂-Emissions in the Global Transportation Sector
März 2000, 290 Seiten, 18 €
- Band 64 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (eds.)
Biogenic Emissions of Greenhouse Gases Caused by Arable and Animal Agriculture - Processes, Inventories, Mitigation -
März 2000, 148 Seiten, 13 €
- Band 63 A. Heinz, R. Stülpnagel, M. Kaltschmitt, K. Scheffer, D. Jeziarska
Feucht- und Trockengutlinien zur Energiegewinnung aus biogenen Festbrennstoffen. Vergleich anhand von Energie- und Emissionsbilanzen sowie anhand der Kosten
Dezember 1999, 308 Seiten, 20 €
- Band 62 U. Fahl, M. Blesl, D. Herrmann, C. Kemfert, U. Remme, H. Specht, A. Voß
Bedeutung der Kernenergie für die Energiewirtschaft in Baden-Württemberg - Auswirkungen eines Kernenergieausstiegs
November 1999, 146 Seiten, 13 €
- Band 61 A. Greßmann, M. Sawillion, W. Krewitt, R. Friedrich
Vergleich der externen Effekte von KWK-Anlagen mit Anlagen zur getrennten Erzeugung von Strom und Wärme
September 1999, 138 Seiten, 10 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 60 R. Lux
Auswirkungen fluktuierender Einspeisung auf die Stromerzeugung konventioneller Kraftwerkssysteme
September 1999, 162 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 59 M. Kayser
Energetische Nutzung hydrothermaler Erdwärmevorkommen in Deutschland - Eine energiewirtschaftliche Analyse -
Juli 1999, 184 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)

- Band 58 C. John
Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung - Untersuchung von Emissions-szenarien am Beispiel Baden-Württembergs
 Juni 1999, 214 Seiten, 15 €
- Band 57 T. Stelzer
Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen - Lebensweg-analysen von Umweltwirkungen
 Mai 1999, 212 Seiten, 15 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 56 R. Lux, J. Sontow, A. Voß
Systemtechnische Analyse der Auswirkungen einer windtechnischen Stromerzeugung auf den konventionellen Kraftwerkspark
 Mai 1999, 322 Seiten, 20 € (z. Zt. vergriffen)
 Kurzfassung, 48 Seiten, 5 €
- Band 55 B. Biffar
Messung und Synthese von Wärmelastgängen in der Energieanalyse
 Mai 1999, 236 Seiten, 15 €
- Band 54 E. Fleißner
Statistische Methoden der Energiebedarfsanalyse im Kleinverbraucher-sektor
 Januar 1999, 306 Seiten, 20 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 53 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (Hrsg.)
Approaches to Greenhouse Gas Inventories of Biogenic Sources in Agriculture
 Januar 1999, 252 Seiten, 18 €
- Band 52 J. Haug, B. Gebhardt, C. Weber, M. van Wees, U. Fahl, J. Adnot, L. Cauret, A. Pierru, F. Lantz, J.-W. Bode, J. Vis, A. van Wijk, D. Staniaszek, Z. Zavody
Evaluation and Comparison of Utility's and Governmental DSM-Programmes for the Promotion of Condensing Boilers
 Oktober 1998, 156 Seiten, 13 €
- Band 51 M. Blesl, A. Schweiker, C. Schlenzig
Erweiterung der Analysemöglichkeiten von NetWork - Der Netzwerkeditor
 September 1998, 112 Seiten, 10 €
- Band 50 S. Becher
Biogene Festbrennstoffe als Substitut für fossile Brennstoffe - Energie- und Emissionsbilanzen
 Juli 1998, 200 Seiten, 15 €
- Band 49 P. Schaumann, M. Blesl, C. Böhringer, U. Fahl, R. Kühner, E. Läge, S. Molt, C. Schlenzig, A. Stuible, A. Voß
Einbindung des ECOLOG-Modells 'E³Net' und Integration neuer methodischer Ansätze in das IKARUS-Instrumentarium (ECOLOG II)
 Juli 1998, 110 Seiten, 10 €

- Band 48 G. Poltermann, S. Berret
ISO 14000ff und Öko-Audit - Methodik und Umsetzung
März 1998, 184 Seiten, 15 €
- Band 47 C. Schlenzig
PlaNet: Ein entscheidungsunterstützendes System für die Energie- und Umweltplanung
Januar 1998, 230 Seiten, 15 €
- Band 46 R. Friedrich, P. Bickel, W. Krewitt (Hrsg.)
External Costs of Transport
April 1998, 144 Seiten, 13 €
- Band 45 H.-D. Hermes, E. Thöne, A. Voß, H. Despretz, G. Weimann, G. Kamelander, C. Ureta
Tools for the Dissemination and Realization of Rational Use of Energy in Small and Medium Enterprises
Januar 1998, 352 Seiten, 20 €
- Band 44 C. Weber, A. Schuler, B. Gebhardt, H.-D. Hermes, U. Fahl, A. Voß
Grundlagenuntersuchungen zum Energiebedarf und seinen Bestimmungsfaktoren
Dezember 1997, 186 Seiten, 15 €
- Band 43 J. Albiger
Integrierte Ressourcenplanung in der Energiewirtschaft mit Ansätzen aus der Kraftwerkseinsatzplanung
November 1997, 168 Seiten, 13 €
- Band 42 P. Berner
Maßnahmen zur Minderung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus der Lackanwendung - Vergleich zwischen Abluftreinigung und primären Maßnahmen am Beispiel Baden-Württembergs
November 1997, 238 Seiten, 15 €
- Band 41 J. Haug, M. Sawillion, U. Fahl, A. Voß, R. Werner, K. Weiß, J. Rösch, W. Wölfle
Analysis of Impediments to the Rational Use of Energy in the Public Sector and Implementation of Third Party Financing Strategies to improve Energy Efficiency
August 1997, 122 Seiten, 10 €
- Band 40 U. Fahl, R. Krüger, E. Läge, W. Rüdfler, P. Schaumann, A. Voß
Kostenvergleich verschiedener CO₂-Minderungsmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland
August 1997, 156 Seiten, 13 € (z. Zt. vergriffen)
- Band 39 M. Sawillion, B. Biffar, K. Hufendiek, R. Lux, E. Thöne
MOSAİK - Ein EDV-Instrument zur Energieberatung von Gewerbe und mittelständischer Industrie
Juli 1997, 172 Seiten, 13 €

- Band 38 M. Kaltschmitt
Systemtechnische und energiewirtschaftliche Analyse der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland
April 1997, 108 Seiten, 10 €
- Band 37 C. Böhringer, T. Rutherford, A. Pahlke, U. Fahl, A. Voß
Volkswirtschaftliche Effekte einer Umstrukturierung des deutschen Steuersystems unter besonderer Berücksichtigung von Umweltsteuern
März 1997, 82 Seiten, 8 €
- Band 36 P. Schaumann
Klimaverträgliche Wege der Entwicklung der deutschen Strom- und Fernwärmeversorgung - Systemanalyse mit einem regionalisierten Energiemodell
Januar 1997, 282 Seiten, 18 €
- Band 35 R. Kühner
Ein verallgemeinertes Schema zur Bildung mathematischer Modelle energiewirtschaftlicher Systeme
Dezember 1996, 262 Seiten, 18 €
- Band 34 U. Fahl, P. Schaumann
Energie und Klima als Optimierungsproblem am Beispiel Niedersachsen
November 1996, 124 Seiten, 10 €
- Band 33 W. Krewitt
Quantifizierung und Vergleich der Gesundheitsrisiken verschiedener Stromerzeugungssysteme
November 1996, 196 Seiten, 15 €
- Band 32 C. Weber, B. Gebhardt, A. Schuler, T. Schulze, U. Fahl, A. Voß, A. Perrels, W. van Arkel, W. Pellekaan, M. O'Connor, E. Schenk, G. Ryan
Consumers' Lifestyles and Pollutant Emissions
September 1996, 118 Seiten, 10 €
- Band 31 W. Rüffler, A. Schuler, U. Fahl, H.W. Balandynowicz, A. Voß
Szenariorechnungen für das Projekt *Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg*
Juli 1996, 140 Seiten, 13 €
- Band 30 C. Weber, B. Gebhardt, A. Schuler, U. Fahl, A. Voß
Energy Consumption and Air-Borne Emissions in a Consumer Perspective
September 1996, 264 Seiten, 18 €
- Band 29 M. Hanselmann
Entwicklung eines Programmsystems zur Optimierung der Fahrweise von Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen
August 1996, 138 Seiten, 13 €

- Band 28 G. Schmid
Die technisch-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsstrategien mit Hilfe von Energiemodellen
August 1996, 184 Seiten, 15 €
- Band 27 A. Obermeier, J. Seier, C. John, P. Berner, R. Friedrich
TRACT: Erstellung einer Emissionsdatenbasis für TRACT
August 1996, 172 Seiten, 13 €
- Band 26 T. Hellwig
OMNIUM - Ein Verfahren zur Optimierung der Abwärmenutzung in Industriebetrieben
Mai 1998, 118 Seiten, 10 €
- Band 25 R. Laing
CAREAIR - ein EDV-gestütztes Instrumentarium zur Untersuchung von Emissionsminderungsstrategien für Dritte-Welt-Länder dargestellt am Beispiel Nigerias
Februar 1996, 221 Seiten, 20 €
- Band 24 P. Mayerhofer, W. Krewitt, A. Trukenmüller, A. Greßmann, P. Bickel, R. Friedrich
Externe Kosten der Energieversorgung
März 1996, Kurzfassung, 40 Seiten, 3 €
- Band 23 M. Blesl, C. Schlenzig, T. Steidle, A. Voß
Entwicklung eines Energieinformationssystems
März 1996, 76 Seiten, 3 €
- Band 22 M. Kaltschmitt, A. Voß
Integration einer Stromerzeugung aus Windkraft und Solarstrahlung in den konventionellen Kraftwerksverbund
Juni 1995, Kurzfassung, 51 Seiten, 3 €
- Band 21 U. Fahl, E. Läge, W. Rüffler, P. Schaumann, C. Böhringer, R. Krüger, A. Voß
Emissionsminderung von energiebedingten klimarelevanten Spurengasen in der Bundesrepublik Deutschland und in Baden-Württemberg
September 1995, 454 Seiten, 26 €
Kurzfassung, 48 Seiten, 3 €
- Band 20 M. Fishedick
Erneuerbare Energien und Blockheizkraftwerke im Kraftwerksverbund - Technische Effekte, Kosten, Emissionen
Dezember 1995, 196 Seiten, 15 €
- Band 19 A. Obermeier
Ermittlung und Analyse von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen in Baden-Württemberg
Mai 1995, 208 Seiten, 15 €

- Band 18 N. Kalume
Strukturmodule - Ein methodischer Ansatz zur Analyse von Energiesystemen in Entwicklungsländern
Dezember 1994, 113 Seiten, 10 €
- Band 17 Th. Müller
Ermittlung der SO₂- und NO_x-Emissionen aus stationären Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung
November 1994, 142 Seiten, 10 €
- Band 16 A. Wiese
Simulation und Analyse einer Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in Deutschland
Juni 1994, 223 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 15 M. Sawillion, T. Hellwig, B. Biffar, R. Schelle, E. Thöne
Optimierung der Energieversorgung eines Industrieunternehmens unter Umweltschutz- und Wirtschaftlichkeitsaspekten - Wertanalyse-Projekt
Januar 1994, 154 Seiten, 13 €
- Band 14 M. Heymann, A. Trukenmüller, R. Friedrich
Development prospects for emission inventories and atmospheric transport and chemistry models
November 1993, 105 Seiten, 10 €
- Band 13 R. Friedrich
Ansatz zur Ermittlung optimaler Strategien zur Minderung von Luftschadstoffemissionen aus Energieumwandlungsprozessen
Juli 1992, 292 Seiten, 18 €
- Band 12 U. Fahl, M. Fishedick, M. Hanselmann, M. Kaltschmitt, A. Voß
Abschätzung der technischen und wirtschaftlichen Minderungspotentiale energiebedingter CO₂-Emissionen durch einen verstärkten Erdgaseinsatz in der Elektrizitätsversorgung Baden-Württembergs unter besonderer Berücksichtigung konkurrierender Nutzungsmöglichkeiten
August 1992, 471 Seiten, 26 €
- Band 11 M. Kaltschmitt, A. Wiese
Potentiale und Kosten regenerativer Energieträger in Baden-Württemberg
April 1992, 320 Seiten, 20 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 10 A. Reuter
Entwicklung und Anwendung eines mikrocomputergestützten Energieplanungsinstrumentariums für den Einsatz in Entwicklungsländern
November 1991, 170 Seiten, 13 €
- Band 9 T. Kohler
Einsatzmöglichkeiten für Heizreaktoren im Energiesystem der Bundesrepublik Deutschland
Juli 1991, 162 Seiten, 13 €

- Band 8 M. Mattis
Kosten und Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung der SO₂- und NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg
Juni 1991, 188 Seiten, 13 €
- Band 7 M. Kaltschmitt
Möglichkeiten und Grenzen einer Stromerzeugung aus Windkraft und Solarstrahlung am Beispiel Baden-Württembergs
Dezember 1990, 178 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 6 G. Schmid, A. Voß, H.W. Balandynowicz, J. Cofala, Z. Parczewski
Air Pollution Control Strategies - A Comparative Analysis for Poland and the Federal Republic of Germany
Juli 1990, 92 Seiten, 8 €
- Band 5 Th. Müller, B. Boysen, U. Fahl, R. Friedrich, M. Kaltschmitt, R. Laing, A. Voß, J. Giesecke, K. Jorde, C. Voigt
Regionale Energie- und Umweltanalyse für die Region Neckar-Alb
Juli 1990, 484 Seiten, 28 €
- Band 4 Th. Müller, B. Boysen, U. Fahl, R. Friedrich, M. Kaltschmitt, R. Laing, A. Voß, J. Giesecke, K. Jorde, C. Voigt
Regionale Energie- und Umweltanalyse für die Region Hochrhein-Bodensee
Juni 1990, 498 Seiten, 28 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 3 D. Kluck
Einsatzoptimierung von Kraftwerkssystemen mit Kraft-Wärme-Kopplung
Mai 1990, 155 Seiten, 10 €
- Band 2 M. Fleischhauer, R. Friedrich, S. Häring, A. Haugg, J. Müller, A. Reuter, A. Voß, H.-G. Wystrcil
Grundlagen zur Abschätzung und Bewertung der von Kohlekraftwerken ausgehenden Umweltbelastungen in Entwicklungsländern
Mai 1990, 316 Seiten, 20 €
- Band 1 U. Fahl
KDS - Ein System zur Entscheidungsunterstützung in Energiewirtschaft und Energiepolitik
März 1990, 265 Seiten, 18 €