

Oliver Kopp

Der 'Clean Development Mechanism'

**Unsicherheit bei der Projektevaluierung und
langfristige Anreize für Entwicklungsländer.**

Mit Fallanalysen im Energie- und Transportsektor

Der 'Clean Development Mechanism'

Unsicherheit bei der Projektevaluierung und
langfristige Anreize für Entwicklungsländer.

Mit Fallanalysen im Energie- und Transportsektor

Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Würde
eines Doktors der Wirtschaftswissenschaften (Dr. rer. pol.)
an der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät
der Ruprechts-Karls-Universität zu Heidelberg

vorgelegt von
Dipl.-Volkswirt Oliver Kopp

Vorwort und Danksagung

Das geflügelte Wort vom Teufel, der im Detail steckt, gilt auch für umweltökonomische Instrumente zur Finanzierung von Klimaschutzprojekten. Für die Verhandlungsführer der Unterzeichnerstaaten zur Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen stand zunächst im Vordergrund, welches Land zu welchem Zeitpunkt wie viele Treibhausgase ausstoßen darf. Die Frage, wie die durch Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern erzielten Emissionsreduktionen zu ermitteln seien, galt gemeinhin als methodische Detailfrage, die man großzügig diesen schrägen Wissenschaftler-Typen überlassen wollte. Spätestens seit der Vertragsstaatenkonferenz in Buenos Aires 1998 ist aber auch den politischen Verhandlungsführern klar, dass sich die Lösung dieser Detailfrage wesentlich schwieriger als erwartet gestaltet und doch von entscheidender Bedeutung für die Integrität des gesamten internationalen Klima-Regimes ist. Das Wissen um ihre Bedeutung war mir eine hohe Motivation, mich über einen langen Zeitraum mit diesen Detailfragen zu beschäftigen und einen Beitrag zu ihrer Lösung zu leisten.

Meinem Doktorvater Professor Clive Bell danke ich für die Beratung in methodischen Fragen und für viele gute Hinweise bei der Erstellung der Fachaufsätze, die aus der vorliegenden Arbeit ausgekoppelt wurden. Dem Koreferenten zu dieser Arbeit, Professor Till Requate, schulde ich Dank für wichtige Hinweise, insbesondere zu den Kapiteln 4 und 10. Darüber hinaus möchte ich mich bei beiden Professoren für die schnelle Erstellung der Gutachten bedanken, und dafür, dass sie mich wiederholt ermuntert haben, das begonnene Projekt fortzusetzen.

Danken möchte ich der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), deren Finanzierung mir ermöglichte, meine Arbeiten auf internationalen Konferenzen der European Economic Association (EEA) und der European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE) zu präsentieren. Mein Dank gilt Ulf Moslener und Harald Tauchmann für wichtige Anregungen sowie dem UCCEE in Roskilde für die Unterstützung bei der Durchführung der Expertenbefragung.

Mein größter Dank aber geht an Moritz Nill für seine methodische und moralische Unterstützung und an Natalie, die geduldig und verständnisvoll diesen langen Marathon mit mir gelaufen ist. Danke.

Düsseldorf im Dezember 2003

Oliver Kopp

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Aufbau der Arbeit	1
1.1	Der Clean Development Mechanism	1
1.1	Problemstellung und Ziel der Arbeit	1
1.1.1	Ermittlung der Emissionsreduktionen eines CDM-Projekts	1
1.1.2	Langfristige Anreize des CDM aus Sicht der Entwicklungsländer.....	3
1.2	Aufbau der Arbeit.....	4
2	Der Clean Development Mechanism: Theoretische Konzeption und strittige Fragen der Implementierung	7
2.1	Einordnung: Der CDM und die ökonomischen Theorie der Schadstoffregulierung..	7
2.1.1	Kriterien für die effiziente Regulierung global wirkender Schadstoffe	7
2.1.2	Emissionssteuern und Vermeidungssubventionen	11
2.1.3	Handelbare Emissionsrechte	11
2.1.4	Kompensationsmechanismen: JI und CDM	12
2.1.5	Informationsanforderungen der Instrumente.....	15
2.2	Kernproblem: Die Verifizierung der Emissionsreduktionen	16
2.2.1	Systemgrenzen und Quantifizierung der indirekten Emissionseffekte	16
2.2.2	Messung der Emissionen.....	17
2.2.3	Die kontrafaktische Baseline eines Projekts und strategisches Verhalten	18
2.3	Zuordnungsproblem: Emissionsreduktionen bei gleichzeitiger Durchführung von interdependenten CDM-Projekten.....	19
2.3.1	Das Zuordnungsproblem	19
2.3.2	Regeln für die Zuordnung des Interaktionsterms	22
2.3.3	Zusammenfassung und Politikempfehlung	28
2.4	Vergleich: CDM versus Emissionsrechtehandel.....	30
2.5	Bedeutung: Das Marktvolumen des CDM	32
2.6	Überblick: Fragen zur institutionelle Ausgestaltung des CDM	35
2.6.1	Fungibility: Äquivalenz von Emissions- und Reduktionszertifikaten	35
2.6.2	Early Action: Anrechenbarkeit von Emissionsreduktionen aus frühen Projekten.....	36
2.6.3	Besteuerung von Reduktionszertifikaten: Share of proceeds.....	38
2.6.4	Nachhaltigkeit und negative Externalitäten von CDM-Projekten.....	39
2.6.5	Terrestrische Senken und Nuklearanlagen.....	40
2.6.6	Supplementarität durch Deckelung der CDM-Aktivitäten.....	41
2.6.7	Begriffsverwirrung: Financial Additionality.....	42
2.6.8	Das 'Ausverkaufs-These'	43
2.7	Die Geschichte des CDM	43
3	Methoden zur Bestimmung der Projekt-Baseline	47
3.1	Revelationsmechanismen	47
3.2	Simulation der Investitionsentscheidung	55
3.2.1	Neo-klassische Entscheidungsmodelle	55
3.2.2	Institutionenökonomische Entscheidungsmodelle	58
3.2.3	Ökonometrische, diskrete Entscheidungsmodelle.....	60
3.2.4	Öffentliche Projektträger	60
3.3	Festlegung von Standards: Statistische Verfahren und Technologiemodelle	62
3.3.1	Kontrollgruppen	64
3.3.2	Historische Durchschnittswerte.....	64
3.3.3	Technologie-Matrizen	65
3.3.4	Zeitreihenanalyse	66

3.3.5	Makro-Baselines und normative Baselines	66
3.3.6	Technologiemodelle	67
3.4	Eine Expertenumfrage zu Baseline-Methoden	69
3.4.1	Expertenauswahl und Fragebogendesign	69
3.4.2	Ergebnisse	70
4	Dynamische Anreize alternativer Baseline-Methoden	79
4.1	Einführung	79
4.2	Das Modell	79
4.3	Die First-best-Lösung des globalen Sozialen Planers	80
4.4	Der Baseline-Effekt: Endogen steigender Effizienzstandard	81
4.5	Vergleich von first-best und dezentraler Lösung der Firmen	82
4.6	Empirische Plausibilität des Baseline-Effekts und gegenläufige Anreize	85
4.7	Weitere negative Anreize	87
5	Methoden zur Quantifizierung indirekter Emissionen.....	89
5.1	Systematik indirekter Emissionseffekte	89
5.2	Ökobilanzen und Prozesskettenanalysen	90
5.3	Input-Output-Analyse.....	92
5.4	Hybride Modelle: Prozesskettenanalyse mit Input-Output-Ergänzung	95
5.5	Berechenbare Gleichgewichtsmodelle	96
6	Methoden zur Quantifizierung von Fehlerpotentialen.....	100
6.1	Arten der Unsicherheit	100
6.1.1	Fehler in der Datenbasis	100
6.1.2	Fehler in der Modellspezifikation	101
6.1.3	Fehler aufgrund hoher Komplexität	102
6.1.4	Fehler durch nicht-reduzierbares Unwissen und Neuheit	103
6.2	Darstellung und Messung von Fehlerpotentialen.....	103
6.2.1	Qualitative Beschreibung und Qualitätsindikatoren	103
6.2.2	Szenariotechniken, Entscheidungsbäume und Sensitivitätsanalysen.....	104
6.2.3	Kennzahlen der deskriptiven und induktiven Statistik.....	105
6.2.4	Studienvergleich, Methodenvergleich und Soll-Ist-Vergleiche	106
6.2.5	Darstellung von Unsicherheit bei Lebenszyklusanalysen.....	108
7	Fallbeispiel Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung	110
7.1	Optionen zur CO ₂ -Reduktion im Energiesektor.....	110
7.1.1	Projekttypen	110
7.1.2	Emissionsminderung durch Substitution fossiler Energieträger	111
7.1.3	Wirkungsgradverbesserungen in konventionellen Kraftwerken	112
7.2	Zuordnungsprobleme und zeitliche Systemgrenzen	115
7.2.1	Zuordnung der Emissionsquelle.....	115
7.2.2	Zeitliche Systemgrenzen	117
7.3	Baseline-Methoden für den Energiesektor	118
7.3.1	Simulation der Investitionsentscheidung	118
7.3.2	Energiemodelle.....	123
7.3.3	Standards/Benchmarks	125
7.3.4	Prognosemodelle und Kontrollgruppen	128
7.4	Indirekte Emissionseffekte bei Energieprojekten	129
7.4.1	Ökobilanz-Analyse von Stromgestehungsprozessen	129
7.4.2	Input-Output-Analysen.....	132
7.4.3	Hybride Modelle: Prozesskettenanalyse mit Input-Output-Erweiterung.....	133

7.4.4	Zusammenfassung.....	133
7.5	Quantifizierung der Unsicherheit bei der Baseline-Bestimmung	134
7.5.1	Unsicherheit bei der Simulation der Investitionsentscheidung.....	135
7.5.2	Unsicherheit bei Benchmarking-Verfahren	136
7.5.3	Unsicherheit von Energie- und Emissionsprognosen.....	143
7.5.4	Fazit	147
7.6	Erfahrungen mit anderen Baseline-and-Credit Systemen im Energiesektor.....	148
7.6.1	Das 'Acid Rain Opt-In Program' der US Environmental Protection Agency.....	148
7.6.2	US-Programme zur Energieeinsparung.....	149
7.6.3	Das Niederländische CERUPT Programm	149
8	Fallbeispiel Transportsektor	154
8.1	Klassifizierung von Projekttypen im Transportsektor	155
8.2	Baseline-Methoden für den Transportsektor.....	156
8.2.1	Simulation der Investitionsentscheidung	156
8.2.2	Statistische Prognosen über spezifische Treibstoffverbräuche	158
8.2.3	Kontrollgruppen	160
8.2.4	Verkehrswahlmodelle.....	160
8.2.5	Unsicherheit der Verkehrswahlprognosen	162
8.2.6	Standards	162
8.2.7	Makro-Baselines.....	165
8.3	Indirekte Emissionseffekte bei Transportprojekten	170
8.3.1	Technische Effekte	170
8.3.2	Markteffekte	174
8.4	Erfahrungen mit der Berechnung von Emissionsreduktionen.....	174
8.4.1	Pilotprojekte: AIJ, Prototype Carbon Fund, Global Environmental Facility.....	175
8.4.2	Vorzeitige Verschrottung emissionsintensiver Fahrzeuge.....	176
8.4.3	Studien zu hypothetischen CDM-Projekten im Transportsektor	180
8.4.4	Ein CDM-Pilotprojekt in Indonesien	181
8.4.5	Fazit	185
9	Projektevaluierung im CDM: Stand der politischen Diskussion	187
9.1	Die institutionelle Struktur des Clean Development Mechanism	187
9.2	Evaluierungsprozess für 'Small-Scale' CDM-Projekte	188
9.3	Evaluierungsprozess für 'large-scale' CDM-Projekte	189
9.3.1	Baseline-Methoden.....	189
9.3.2	Indirekte Effekte.....	191
10	Optimale Emissionspfade im CDM unter Erwartung eines Post-CDM-Regimes	193
10.1	Die Ausverkaufs-These	193
10.1.1	Literaturüberblick zur 'Ausverkaufs-These'	193
10.1.2	Analyse der 'Ausverkaufs-These'	194
10.2	Rahmenbedingungen für eine rationale Nicht-Implementierung von CDM-Projekten	199
10.2.1	Szenarien für ein Post-CDM Regime.....	199
10.2.2	Das Optimierungsproblem der nationalen Regierung.....	203
10.2.3	Das Optimierungsproblem des globalen sozialen Planers	206
10.2.4	Das Optimierungsproblem der Firmen.....	208
10.2.5	Numerische Simulation	209
10.2.6	Das Optimierungsproblem beim Grandfathering.....	217
10.3	Schlussfolgerungen	218

11 Vergleich: CDM versus Cap-and-trade	220
11.1 Alternativen zum CDM	220
11.2 Der Emissionsrechtehandel der Europäischen Union	221
11.2.1 Zuteilung der Emissionsrechte auf Sektoren und Branchen	222
11.2.2 Integration anderer Sektoren	224
11.2.3 Zertifikatszuteilung nach 2007	224
11.2.4 Zuteilung auf die Anlagen	225
11.2.5 Benchmarking	234
11.3 Erfahrungen in anderen CO ₂ -Emissionshandelssystemen	235
11.4 Fazit	237
12 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	238
13 Literatur	245
Anhänge	260
A Anhang zu Kapitel 3:	260
B Anhang zu Kapitel 7	262
C Anhang zu Kapitel 10	264

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1.1: Herleitung des optimalen Emissionsniveaus.....	9
Abbildung 2.1.2: Kosteneinsparung durch effiziente Allokation der Vermeidungsziele	10
Abbildung 2.1.3: Kosteneffizienz durch Steuern und Emissionszertifikate	11
Abbildung 2.1.4: Vergleich: Cap-and-trade versus Baseline-and-credit Mechanismen.....	13
Abbildung 2.2.1: Kontrafaktische Baselines und strategisches Lügen	18
Abbildung 2.3.1: Interaktionsterm bei gleichzeitigen CDM-Projekten auf einer Wertschöpfungskette .	21
Abbildung 2.3.2: Sozial optimale Allokation bei interdependenten CDM-Projekte.....	23
Abbildung 2.4.1: Zuteilung in einem Grandfathering-Baseline-Regime	31
Abbildung 2.6.1: Koexistierende Märkte für Emissionszertifikate und deren Übertragbarkeit	38
Abbildung 2.6.2: Wohlfahrtsverluste durch den share of proceeds	39
Abbildung 2.6.3: Wohlfahrtsverluste durch Deckelung der handelbaren CERs.....	42
Abbildung 3.1.1: Dezentralisierte Lösung eines Revelationsmechanismus.....	50
Abbildung 3.3.1: Scheinreduktionen durch die Festlegung von Standards	63
Abbildung 3.4.1: Einschätzung der Baseline-Methoden nach ihrer Genauigkeit.....	71
Abbildung 3.4.2: Höhe der Unsicherheit alternativer Baseline-Methoden	72
Abbildung 3.4.3: Eignung der Baseline-Methoden zur Berücksichtigung von Marktunvollkommenheiten	72
Abbildung 3.4.4: Berücksichtigung des technologischen Fortschritts in alternativen Baseline-Verfahren	73
Abbildung 3.4.5: Eignung der Basline-Methoden nach Sektoren.....	74
Abbildung 3.4.6: Eignung von Baseline-Methoden nach Projekttypen	75
Abbildung 3.4.7: Eignung alternativer Baseline-Methoden zur Prüfung der Zusatzlichkeit	75
Abbildung 3.4.8: Anwenderfreundlichkeit alternativer Baseline-Methoden.....	76
Abbildung 3.4.9: Negative Anreize alternativer Baseline-Methoden.....	76
Abbildung 3.4.10: Anreiz zum Transfer veralteter Technologien	77
Abbildung 3.4.11: Anreiz zur Umdeklarierung von Entwicklungshilfeprojekten	77
Abbildung 3.4.12: Kosten der Anwendung alternativer Baseline-Methoden nach Sektor	78
Abbildung 5.2.1: Prozesskette für die Bereitstellung einer Einheit Strom.....	91
Abbildung 5.5.1: Struktur einer genestetete Nachfragefunktion für ein berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell.....	98
Abbildung 6.2.1: Entscheidungsbaum für die Simulation von Investitionsentscheidungen	104
Abbildung 7.2.1: Verifizierung der Emissionsreduktionen durch den Bau eines BHKWs.....	116
Abbildung 7.2.2: Zeitliche Systemgrenzen bei Retrofit-Projekten	117
Abbildung 7.3.1: Einflussgrößen der Investitionsentscheidung von EVU	123
Abbildung 7.4.1: CO ₂ e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Steinkohlekraftwerk	130
Abbildung 7.4.2: CO ₂ e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Erdgas-GuD-Kraftwerk.....	130
Abbildung 7.4.3: CO ₂ e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Biomassekraftwerk	131

Abbildung 7.4.4: Input-Output Analyse: Direkte und indirekte CO ₂ e-Emissionen ausgewählter, volkswirtschaftlichen Sektoren in Deutschland	132
Abbildung 7.5.1: Benchmarks auf Basis alle Energieträger und aller fossiler Energieträger.....	136
Abbildung 7.5.2: Alternative Baseline-Optionen für 2 hypothetische CDM-Projekte in Brasilien: Windkraft und Erdgasanlagen der besten verfügbaren Technologie (BVT)	137
Abbildung 7.5.3: Alternative Benchmark-Standards für indische Kohlekraftwerke	137
Abbildung 7.5.4: Alternative Benchmark-Standards für indische Kohlekraftwerke	138
Abbildung 7.5.5: Baseline-Szenarien für ein Biomasseprojekt in Zimbabwe.....	139
Abbildung 7.5.6: Vergleich von Benchmarks für ein indonesisches Geothermie-Projekt.....	141
Abbildung 7.5.7: Plausible Baselines für ein Wasserkraftprojekt in Surduc.....	141
Abbildung 7.5.8: Prognose und tatsächliche Entwicklung des Energieverbrauchs in Deutschland ...	143
Abbildung 7.5.9: Prognosen des US Energieministeriums und tatsächliche Entwicklung der Gaspreise (nominale Preise ab Bohrloch)	144
Abbildung 7.5.10: Synopse von Ölpreisprognosen der PROGNOSE AG* (nominale Preise)	144
Abbildung 7.5.11: CO ₂ -Prognosen für 2010 aus verschiedenen Quellen: %-Veränderung vom Emissionsniveau von 1990.....	145
Abbildung 7.5.12: Historische und prognostizierte CO ₂ -Intensitäten im Elektrizitätssektor von China und Argentinien	145
Abbildung 7.5.13: Vergleich von 40 Prognosen zur weltweiten Emissionsentwicklung.....	147
Abbildung 7.6.1: Beispiel eines Flussdiagramms für ein KWK-Projekt nach CERUPT	151
Abbildung 7.6.2: Baseline-Analyse für CERUPT-Projekte: Kategorisierung der Schlüsselfaktoren...	152
Abbildung 8.1.1: Optionen zur Reduktion von Treibhausgasen im Verkehrssektor.....	155
Abbildung 8.2.1: Synopse von Prognosen zur Entwicklung des spezifischen Treibstoffverbrauchs in Deutschland (in Liter pro 100 km)	159
Abbildung 8.2.2: CO ₂ -Intensität peruanischer Busse	163
Abbildung 8.2.3: Durchschnittliche CO ₂ -Intensität in Japan, der EU und den USA.....	164
Abbildung 8.2.4: Vergleich des peruanischen Taxi-Projekts mit der durchschnittlichen Emissionsintensität von PKW in 17 europäischen Ländern (in kg CO ₂ /km, 1995)	165
Abbildung 8.2.5: Prognosenvergleich zu den direkten CO ₂ -Emissionen im deutschen Verkehr.....	166
Abbildung 8.2.6: Änderungen der direkten CO ₂ -Emissionen von 1995 zu 2020; differenziert nach motorisiertem Individualverkehr (MIV), Straßengüterverkehr und gesamtem Verkehr.....	167
Abbildung 8.2.7: Vergleich von Prognosen mit dem Ist-Wert des gesamten Personenverkehrs in Westdeutschland (in Milliarden Personenkilometer und Mrd. Fahrzeugkilometer).....	168
Abbildung 8.2.8: Prognosen der Verkehrsdichte und tatsächliche Entwicklung	168
Abbildung 8.2.9: Regression der Pro-Kopf-CO ₂ -Emissionen im Transportsektor.....	169
Abbildung 8.3.1 Lebenszyklusanalyse für ein hypothetisches CDM-Projekt 'Treibstoffwechsel in Nahverkehrsbussen'	170
Abbildung 8.3.2: Ergebnisvergleich verschiedener Datenquellen zu den spezifischen Transportemissionen eines LKW	173
Abbildung 8.4.1: Prognostizierte Entwicklung des indonesischen Sozialprodukts	184
Abbildung 9.1.1: Institutionelle Struktur des CDM.....	188
Abbildung 10.1.1: Erneuerbare und veräußerte Projektoptionen.....	194
Abbildung 10.2.1: Erträge im Post-CDM-Regime in Abhängigkeit der zugeteilten Zertifikate	201

Abbildung 10.2.2: Grenzvermeidungskosten in Entwicklungsländern (in Millionen Tonnen Kohlenstoff)	211
Abbildung 10.2.3: Optimale Vermeidungspfade während des CDM-Regimes für drei Post-CDM-Szenarien.....	214
Abbildung 10.2.4: Invers-u-förmige Pfade für negative Restwerte	214
Abbildung 10.2.5: Sensitivitätsanalyse für den h-Wert der Vermeidungskostenfunktion.....	214
Abbildung 10.2.6: Sensitivitätsanalyse für den μ -Wert der Lernkurvenfunktion	215
Abbildung 10.2.7: Sensitivitätsanalyse für den a-Parameter in der Vermeidungskostenfunktion.....	215
Abbildung 10.2.8: Sensitivitätsanalyse für den k-Parameter in der Vermeidungskostenfunktion.....	215
Abbildung 10.2.9: Sensitivitätsanalyse bzgl. der Laufzeit des CDM-Regimes.....	216
Abbildung 10.2.10: Sensitivitätsanalyse bzgl. der Laufzeit des CDM-Regimes.....	216
Abbildung 10.2.11: Sensitivitätsanalyse bezüglich alternativer sozialer Diskontraten.....	216
Abbildung 10.2.12: Sensitivitätsanalyse bezüglich des Preispfades	217
Abbildung 10.2.13: Sensitivitätsanalyse bezüglich unterschiedlicher Startpreise.....	217
Abbildung 11.2.1 : Zuteilung der nationalen Emissionsrechte auf die Sektoren in Deutschland.....	222
Abbildung 11.2.2: Berechnung des CO ₂ -Anteils von Wärme und Strom im KWK-Prozess.....	227
Abbildung 11.2.4: Separate Erzeugung von Strom und Wärme	230
Abbildung 11.2.6: Schematisierter Anlagenplan eines Kondensationskraftwerks	233

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.5-1: Absolutes Marktpotential und relativer Marktanteil des CDM	33
Tabelle 2.5-2: Das mögliche Reduktionsvolumen für CDM-Projekte im Jahr 2010	33
Tabelle 4.5-1: Fallunterscheidung	84
Tabelle 4.6-1: Die Auszahlungs-Matrix eines ‚Baseline-Spiels‘ im Duopol	86
Tabelle 6.6.2-1: Methoden zur Darstellung der Fehlerpotentiale für alternative Methoden zur Berechnung der Emissionseffekte eines CDM-Projekt	108
Tabelle 6.6.2-2: Behandlung von Unsicherheit in Lebenszyklusanalysen	109
Tabelle 7.1-1: Alternative Energieträger zur Elektrizitäts- und Wärmerzeugung, Technologien und CO ₂ -Koeffizienten:	112
Tabelle 7.1-2: Elektrische Nettowirkungsgrade zukünftiger fossiler Stromerzeugungstechniken	114
Tabelle 7.1-3: Wirkungsgradentwicklung moderner Stromerzeugungstechniken	114
Tabelle 7.4-1: Anteile der direkten und indirekten CO ₂ e-Emissionen in westdeutschen Kraftwerken mit fossilen Energieträgern	131
Tabelle 7.4-2: Hybrid-Anteil der Lebenszyklus-CO ₂ e-Emissionen im Energiesektor	133
Tabelle 7.5-1: Methoden zur Darstellung der Fehlerpotentiale für alternative Methoden zur Berechnung der Emissionseffekte eines CDM-Projekts.	134
Tabelle 7.5-2: Gleichwahrscheinliche Baseline-Szenarien für ein estnisches Heizkesselprojekt	135
Tabelle 7.5-3: Unsicherheit bei der Projektverifizierung in 19 Fallbeispielen	135
Tabelle 7.5-4: CO ₂ -Intensitäten der Elektrizitätserzeugung aller Kraftwerkskapazitäten, von historischen und prognostizierten Kapazitätswüchsen (kg CO ₂ /kWh)	136
Tabelle 7.5-5: Alternative Baseline-Methoden für ein Biomasse-Projekt in Zimbabwe	138
Tabelle 7.5-6: Emissionsreduktionen (in t CO ₂) in tschechischen Heizkraftwerks-Projekten für alternative Baseline-Methoden	139
Tabelle 7.5-7: Vergleich alternativer Baseline-Szenarien für ein Wasserkraftprojekt im rumänischen Surduc	140
Tabelle 7.5-8: Unsicherheit der Baseline-Berechnung bei Elektrizitäts- und Wärme-Projekten	140
Tabelle 7.5-9: 4 Berechnungen der CO ₂ -Reduktionen eines estnischen Heizkessel-Projekts	142
Tabelle 7.5-10: Charakteristika alternativer Baseline-Methoden von sehr restriktiv (Regime A) bis wenig restriktiv (Regime D).	143
Tabelle 7.5-11: Schätzungen der EU Baseline-Emissionen in 2010	146
Tabelle 7.5-12: Eignung von Baseline-Methoden für unterschiedliche Projekttypen	147
Tabelle 7.6-1: Genehmigte CDM-Projekte des ersten CERUP Tenders der niederländischen Regierung (März 2003)	150
Tabelle 8.2-1: Vor- und Nachteile alternativer Projekttypen im Verkehrssektor	158
Tabelle 8.2-2 Dauer bis zur Marktreife technologischer CO ₂ -Reduktionsoptionen im Transportsektor	160
Tabelle 8.2-3: Prognose und tatsächliche Entwicklung der Fahrgastzahlen in US-Zügen.	162
Tabelle 8.2-4: Determinanten des Pro-Kopf-CO ₂ -Ausstoßes im Verkehrssektor. Ergebnisse einer multivariaten Regression	170
Tabelle 8.3-1: Relative Anteile der Luftemissionen eines Stadtbusses (EURO 2 Emissionsstandard) über den gesamten Lebenszyklus	171
Tabelle 8.3-2: Indirekte Emissionen für ein Terajoule Flüssiggas an einer deutschen Tankstelle	171
Tabelle 8.3-3: THG-Emissionen pro Fahrzeugkilometer [g/km] und Prozentanteil der vorgelagerten Emissionen an den Gesamtemissionen.	172
Tabelle 8.4-1: Unsicherheit bei der Evaluierung von Verschrottungs-Programmen	179
Tabelle 9.2-1: Projektkategorien im Bereich ‚small-scale‘ CDM	189
Tabelle 10.2-1: Parameterwerte für empirische Vermeidungskostenfunktionen	210
Tabelle 10.2-2: Lernraten für Energietechniken bezogen auf die kumulierte Leistung	212

Abkürzungsverzeichnis

AAU	Assigned Amount Units (Zugeteilte Emissionsrechte)
AIJ	Activities Implemented Jointly
AKW	Atomkraftwerk
Annex-B-Staaten	Industrie- und Transformationsländer, die in Annex B des Kyoto-Protokolls aufgelistet sind. Mit Ausnahme weniger Länder identisch mit den Annex-I-Staaten
Annex-I-Staaten	Industrie- und Transformationsländer, die im Annex 1 der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen aufgelistet sind
B.e.O.	Bedingungen erster Ordnung
BHKW	Blockheizkraftwerk
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BVT	Beste verfügbare Technologie
CDM	Clean Development Mechanism
CER	Certified Emission Reductions (Zertifizierte Emissionsreduktionen für CDM-Projekte)
C-ERUPT	Certified Emissions Reduction Unit Procurement Tender
CH ₄	Methan
CHN	China
CNG	Compressed Natural Gas (komprimiertes Erdgas)
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ e	Kohlendioxid-Äquivalente
DMS	Demand Side Management
DOE	Designated Operational Entity: Vom Exekutivrat des CDM zu akkreditierende Institution, die für die Verifizierung und Zertifizierung von CDM-Projekten zuständig ist
EB	Executive Board
EE	Erneuerbare Energien
EERH	Europäischer Emissionsrechtehandel
ERU	Emission Reduction Unit (Zertifizierte Emissionsreduktionen für JI-Projekte)
EU	Europäische Union
EVU	Energieversorgungsunternehmen
GBZ	Grandfathering-Baseline-Zuteilung
GEF	Global Environmental Facility
GGLP	Gemischt-ganzzahlig-lineare-Programmierung
GHG	Greenhouse Gas
Gt	Gigatonne
GTZ	Gesellschaft für technische Zusammenarbeit
GuD-Anlage	Gas- und Dampfturbinenanlage

GVK	Grenzvermeidungskosten
GW	Giga-Watt
GWP	Global Warming Point (Treibhauswirksamkeit eines Gases)
HCF	Halogenisierte Kohlenwasserstoffe
IEA	Internationale Energieagentur
IEH	Internationaler Emissionshandel
IIR	Internal rate of return (interner Zinsfuß)
IO	Input-Output
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
J	Joule
JI	Joint Implementation
Kg	Kilogramm
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung (CC Combined Cycle)
LPG	Liquified Petroleum Gas (Flüssiggas)
LZA	Lebenszyklusanalyse
MWh _(el,th)	Mega-Watt-Stunde (elektrisch, thermisch)
N ₂ O	Distickstoffoxid
NAP	Nationaler Allokationsplan
NGV	Natural Gas Vehicles (Erdgasfahrzeuge)
NPV	Net present value (Nettgegenwartswert)
ODA	Official Development Assistance
PCF	Prototype Carbon Fund
PFC	Perflourierte Kohlenwasserstoffen
ROI	Return on investment
ROW	Rest of the world
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SKE	Steinkohleeinheit
t	Tonnen
TDM	Transport Demand Management
THG	Treibhausgas(e)
THEG	Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz
THEV	Treibhausgas-Emissionshandelsverordnung
TJ	Terajoule
UCCEE	UNEP Collaborating Center on Energy and Environment
UN	United Nations
UNEP	United Nations Environmental Program
UNFCCC	United Nation Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen)
VSK	Vertragsstaatenkonferenz (= COP Conference of the Parties)

1 Einführung und Aufbau der Arbeit

1.1 Der Clean Development Mechanism

Für die Mehrheit der internationalen Klimaforscher gilt es als gesichertes Erkenntnis, dass die durch menschliche Aktivitäten verursachten Treibhausgase, die Stabilität des Klimasystems der Erde gefährden. Da die damit verbundenen ökonomischen Schäden enorm wären, haben sich die Industriestaaten 1997 auf der dritten Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen in Kyoto zur Deckelung ihres jährlichen Treibhausgasausstoßes ab dem Jahr 2008 verpflichtet. Für den Klimaschutz spielt es keine Rolle, an welchem Ort der Erde Treibhausgase reduziert werden. Deshalb ist es ökonomisch effizient, Klimaschutzmaßnahmen in jenen Ländern durchzuführen, in denen Emissionsreduktionen zu den niedrigsten Kosten realisiert werden können. Hohe Reduktionspotentiale zu niedrigen Kosten finden sich aber gerade in Entwicklungsländern, die bisher keinen Auflagen zur Deckelung ihrer Emissionen unterliegen. Um nun die Industriestaaten bei der Umsetzung ihrer klimapolitischen Verpflichtungen zu entlasten und gleichzeitig die Entwicklungsländer auf dem Weg zu ökologisch nachhaltiger Entwicklung zu unterstützen, führt das Protokoll von Kyoto den *Clean Development Mechanism (CDM)* ein.

Im Rahmen des CDM können Investoren aus Industriestaaten Klimaschutz-Projekte in Entwicklungsländern durchführen und sich die erzielten Emissionsreduktionen zertifizieren lassen. Diese Reduktionszertifikate können sie auf ihre Emissionsauflagen anrechnen lassen und dürfen im eigenen Land dementsprechend mehr emittieren. Entwicklungsländer können andererseits auch CDM-Projekte in eigener Regie durchführen und die erzielten Reduktionszertifikate auf einem internationalen Zertifikatemarkt verkaufen.

1.1 Problemstellung und Ziel der Arbeit

In der vorliegenden Arbeit werden zwei Fragenkomplexe zum CDM behandelt, deren Beantwortung von großer Bedeutung für die konkrete Ausgestaltung und damit für den Erfolg des Mechanismus ist:

1. Mit welchen Methoden sollten die durch CDM-Projekte erzielten Emissionsreduktionen ermittelt werden und wie hoch sind die damit verbundenen Fehlerpotentiale?
2. Welche Auswirkungen haben die Regeln des CDM auf das langfristige Verhalten der Akteure in Entwicklungsländern?

1.1.1 Ermittlung der Emissionsreduktionen eines CDM-Projekts

Bei der Ermittlung der durch ein CDM-Projekt erzielten Emissionsreduktionen ergibt sich eine grundlegende Schwierigkeit: Wenn das Projekt realisiert wurde, kann nicht mehr gemessen werden, wie viel im Referenzfall emittiert worden wäre, wenn es den CDM nicht gegeben hätte. Für die theoretische Ermittlung dieses kontrafaktischen und nicht beobachtbaren Referenzfalls, muss bekannt sein, wie sich die Projektentwickler in Abwesenheit des CDM verhalten hätten. Diese haben jedoch einen Anreiz, ein höheres Referenz-Emissionsniveau vorzutäuschen, um mehr Reduktionszertifikate zu erhalten. Dieses strategische Verhalten führt zur Anrechnung fiktiver Emissionsreduktionen, was wiederum dazu führt, dass die Industrie-

staaten ihr nationales Emissionsziel in Höhe dieser fiktiven Reduktionen überschreiten. Das Resultat ist schließlich, dass das globale Klimaschutzziel nicht erreicht wird.

Auch in der deutschsprachigen Literatur zum CDM wird zur Bezeichnung des Emissionsniveaus im Referenzszenario der Anglizismus ‚Baseline‘ verwendet. Methoden zur Ermittlung der kontrafaktischen Referenzsituation werden dementsprechend als *Baseline-Methoden* bezeichnet. Diese Termini werden auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

Eine weitere Herausforderung bei der Erfolgsmessung von CDM-Projekten ist neben der Baseline-Problematik die Quantifizierung der *indirekten Emissionseffekte*. Zusätzlich zu den unmittelbar am Projektstandort erzielten direkten Emissionseffekten müssen alle indirekten Effekte berücksichtigt werden, die durch das Projekt außerhalb der engeren Projektgrenzen induziert werden. Hierzu gehören auch zeitlich nachgelagerte Effekte.

Für eine exakte Messung der Emissionsreduktionen müsste der Zustand der gesamten Welt nach Projektdurchführung mit dem Zustand der Welt im kontrafaktischen Referenzszenario verglichen werden. Eine vollkommen präzise Erfassung ist aufgrund der Komplexität und räumlich-zeitlichen Unendlichkeit des betrachteten Systems nicht einmal theoretisch möglich. Dementsprechend stimmen die meisten Autoren darin überein, dass die Berechnung der Emissionsreduktionen bei CDM-Projekten mit großen Fehlerpotentialen verbunden ist. Diesem Befund steht eine erstaunliche Zurückhaltung der Autoren bei der Einschätzung des Ausmaßes der möglichen Berechnungsfehler gegenüber. Bislang finden sich nur wenige Aufsätze, die sich überhaupt mit der systematischen Darstellung von Unsicherheit bei der Verifizierung von CDM-Projekten beschäftigen und noch weniger Arbeiten, in denen gar der Versuch einer Quantifizierung der Unsicherheit gewagt wird. Es ist auch noch wenig darüber bekannt, bei welchen Projekttypen die Unsicherheit vergleichsweise höher oder niedriger ist. Zwar finden sich immer wieder Randbemerkungen, dass sich zum Beispiel Projekte im Energiesektor leichter verifizieren lassen als Maßnahmen im Transportsektor; diese Behauptungen werden aber nicht durch vergleichende Studien gestützt.

Wenn mehrere CDM-Projekte, die über physische oder monetäre Ströme miteinander verknüpft sind, gleichzeitig durchgeführt werden, so kann ein Teil der Emissionsreduktionen nicht ursächlich den einzelnen Projekten zugeordnet werden. Es stellt sich dann die Frage, aufgrund welcher Regeln die Zuteilung auf die Projekte erfolgen soll. Ungeachtet der absehbaren empirischen Relevanz dieser Frage, wird dieses *Zuordnungsproblem* in der Literatur zum CDM nicht thematisiert.

Da bei CDM-Projekten die Evaluierungsergebnisse als Bemessungsgrundlage für die Zuteilung der Emissionskredite dienen und diese einen hohen Wert für die Investoren haben, sind die Anforderungen an die Genauigkeit der Projektevaluierung weitaus höher als bei den Entwicklungsprojekten internationaler Organisationen. Die Lösung der genannten Bewertungsprobleme ist daher essentiell für die Funktionsfähigkeit des CDM.

Die vorliegende Dissertation liefert folgende Beiträge zur Lösung der skizzierten Probleme:

- Es wird herausgearbeitet, wie sich CDM-Projekte strukturell von anderen Klimaschutz- und Entwicklungsprojekten unterscheiden und welche Auswirkung dies bezüglich der Anwendbarkeit der sonst üblichen Projektevaluierungsmethoden hat.

- Auf Basis einer umfassenden Literaturlauswertung werden quantitative Aussagen zum Fehlerpotential bei der Evaluierung von CDM-Projekten hergeleitet.
- Das Zuordnungsproblem bei interdependenten CDM-Projekten wird in einem formalen Modell dargestellt und es wird erstmalig ein effizienter und praktikabler Lösungsmechanismus entwickelt.
- Erstmals werden in formalisierter Form die dynamischen Anreize der diversen Baseline-Methoden analysiert.
- Auf Basis dieser Ergebnisse werden schließlich konkrete Vorschläge für die Bewertung von CDM-Projekten vorgelegt.

Im Einzelnen werden die folgenden Fragen beantwortet:

- Welche grundsätzlichen Methoden zur Ermittlung der Projekt-Baseline und zur Quantifizierung der indirekten Emissionseffekte stehen zur Verfügung?
- Welche dieser Methoden eignen sich für welche Projekttypen?
- Können die Emissionsreduktionen eindeutig den Projekten zugeordnet werden und welche Zuordnungsregeln sind sinnvoll?
- Welche Arten von Unsicherheit gibt es bei der Evaluierung von CDM-Projekten und welche Methoden eignen sich zur Ermittlung und Darstellung dieser Unsicherheit?
- Wie groß sind die Fehlerpotentiale bei der Berechnung der Emissionsreduktionen?
- Lassen sich grundsätzliche Aussagen darüber machen, welche Projekttypen aufgrund eines niedrigeren Fehlerpotentials bei der Erfolgsmessung zu bevorzugen sind?
- Wie sind die im CDM auftretenden Probleme bei der Projektevaluierung im Vergleich zu alternativen Instrumenten wie dem internationalen Handel mit Emissionsrechten zu bewerten?

1.1.2 Langfristige Anreize des CDM aus Sicht der Entwicklungsländer

Während der internationalen Klimaverhandlungen wurde wiederholt die Sorge vorgebracht, der CDM transferiere zwar kurzfristig zusätzliches Einkommen in die Entwicklungsländer, langfristig sei der Mechanismus für sie jedoch mit Nachteilen verbunden. In der Literatur und auf politischer Ebene wurde die These vertreten, Entwicklungsländer veräußerten im Rahmen des CDM ihre billigsten Optionen zur Emissionsvermeidung zu Schleuderpreisen an die Industriestaaten. Diese kostengünstigen Reduktionspotentiale stünden, so das Argument, nicht mehr zur Verfügung wenn die Entwicklungsländer selbst in internationale Emissionsauflagen einwilligen würden. Sie seien dann gezwungen, auf teurere Reduktionsoptionen auszuweichen.

Die vorliegende Arbeit prüft dieses Argument im Rahmen eines formalen Modells und zeigt unter welchen Rahmenbedingungen der CDM zu höheren Kosten für die Entwicklungsländer in der Zukunft führen könnte. Dabei wird die Betrachtung auf die Zeit nach dem CDM erweitert und alternative Szenarien für das Post-CDM-Regime unterstellt. Der CDM und das Post-CDM-Regime liefern zusammen ein System von Regeln und Anreizen, welches Auswir-

kungen auf das langfristige Verhalten der Entwicklungsländer hat. Diese Arbeit zeigt, wie die Regime ausgestaltet werden müssen, damit die Akteure die First-best-Allokation des sozialen Planers realisieren. Da hierzu auch die Wahl geeigneter Baseline-Methoden gehört, besteht eine Verknüpfung zum ersten Themenkomplex dieser Arbeit. Die Analyse erfolgt im Rahmen eines dynamischen Kontrollmodells.

Diese Dissertation liefert damit die erste formalisierte Untersuchung zu der Fragestellung, wie das Verhalten der Entwicklungsländer während des CDM-Regimes von ihren Erwartungen bezüglich der Regeln des nachfolgenden Post-CDM-Regimes abhängt.

1.2 Aufbau der Arbeit

In **Kapitel 2** werden zunächst die theoretischen Grundlagen des Clean Development Mechanism dargestellt. Nach einer Einordnung des CDM in die ökonomische Theorie der Schadstoffregulierung in Abschnitt 2.1 wird in Abschnitt 2.2 das Kernproblem der Verifizierung der Emissionsreduktionen ausführlich dargestellt. In Abschnitt 2.3 folgt eine theoretische Analyse des Zuordnungsproblems, das bei gleichzeitig durchgeführten und mit einander verknüpften CDM-Projekten auftritt. Es wird schließlich ein Mechanismus entwickelt, der eine effiziente Lösung herbeiführt. Einen ersten Vergleich zwischen dem CDM und dem Instrument des Emissionsrechtehandels liefert Abschnitt 2.4. Es folgt eine Einschätzung der wirtschaftliche Bedeutung des CDM in Abschnitt 2.5. In Kapitel 2.6 wird ein Überblick über Fragen bezüglich der institutionellen Ausgestaltung des CDM gegeben. Abschließend wird in Abschnitt 2.7 die geschichtliche Entwicklung des CDM skizziert.

In **Kapitel 3** werden die in der Literatur vorgeschlagenen Methoden zur Bestimmung der Baseline eines CDM-Projekts eingeführt. Abschnitt 3.1 erläutert, welche Möglichkeiten für die Einführung anreizkompatibler Revelationsmechanismen bestehen. In den Abschnitten 3.2 und 3.3 wird der für die Arbeit zentralen Frage nachgegangen, wie die kontrafaktische Investitionsentscheidung eines Projektgastgebers simuliert werden könnte und welche Informationen hierfür erforderlich wären. Diese Betrachtungen liefern die Basis für eine vom Autor durchgeführte standardisierten Expertenfrage zu alternativen Baseline-Methoden, deren Ergebnisse in Kapitel 3.4 ausgewertet werden.

In **Kapitel 4** wird im Rahmen eines Zwei-Perioden-Modells analysiert welche längerfristigen Auswirkungen die Anwendung der in Kapitel 3 diskutierten Baseline-Methoden auf die von den Regierungen und Firmen der Entwicklungsländer gewählten Emissionspfade hat. Nach der Formulierung der Modellannahmen in Abschnitt 4.2 wird in 4.3 zunächst die *First-best*-Lösung eines mit vollständiger Information ausgestatteten sozialen Planers formuliert, der ein globales Emissionsziel kosteneffizient realisieren will. In Abschnitt 4.4 wird der Emissionspfad ermittelt, den eine nationale Regierung wählt wenn die Baseline von CDM-Projekten auf der Basis ökonometrischer Prognosen und Benchmarking-Methoden berechnet wird. In 4.5 wird die dezentrale Lösung mit dem first best verglichen. Im Rahmen eines einfachen spieltheoretischen Modells wird schließlich gezeigt, welches Koordinationsproblem sich für die Firmen bei der Optimierung ihrer Einkommen ergibt.

Kapitel 5 zeigt, welche Methoden grundsätzlich zur Verfügung stehen, um die indirekten Emissionseffekte eines CDM-Projekts zu erfassen. Nachdem Abschnitt 5.1 zunächst eine

Systematik indirekter Effekte liefert, werden in den folgenden Kapiteln (5.2-5.5) gängige Methoden wie Prozesskettenanalysen, Input-Output-Analysen und berechenbare Gleichgewichtsmodelle skizziert und die jeweiligen Grenzen der Methoden dargestellt.

Kapitel 6 führt Instrumente ein, mit denen in den nachfolgenden Fallbeispielen das Thema der Unsicherheit behandelt wird. Abschnitt 6.1 zeigt zunächst, welche Arten von Unsicherheit bei der Evaluierung von Projekten auftreten können. In Abschnitt 6.2 werden Methoden zur Quantifizierung von Unsicherheit vorgestellt und deren Grenzen diskutiert.

In **Kapitel 7** werden die bis dahin entwickelten theoretischen Erkenntnisse anhand von Fallbeispielen aus dem Bereich der Erzeugung elektrischer und thermischer Energie auf ihre empirische Relevanz überprüft. Während sich in der Literatur meist nur Beschreibungen zu einzelnen Projekten finden, ist es Ziel dieses Kapitels, durch systematische Zusammen- und Gegenüberstellungen der bereits vorhandenen Erfahrungen zur Projektevaluierung im Energiesektor, einen Eindruck davon zu vermitteln, in welcher Größenordnung sich die Fehler bei der Berechnung von Emissionsreduktionen bewegen. Gegenüber der Methode der vertieften Einzelfallbetrachtung hat dieses umfassende Vorgehen den Vorteil, dass den Ergebnissen eine weit höhere Allgemeingültigkeit zukommt.

Nach einer Darstellung grundsätzlicher Optionen zur CO₂-Reduktion im Abschnitt 7.1 wird in 7.2 thematisiert, welche Probleme sich bei Energieeffizienzprojekten ergeben, wenn die Herkunft des Stroms nicht zugeordnet werden kann und welche Rolle zeitliche Systemgrenzen bei Modernisierungsprojekten spielen. In Abschnitt 7.3 werden die einzelnen Baseline-Methoden auf Anwendbarkeit im Energiesektor überprüft. In Kapitel 7.4 werden die indirekten Effekte von Energieprojekten identifiziert und ihr Anteil an den Gesamtemissionen quantifiziert. Dies geschieht mittels der in Kapitel 5 eingeführten Methoden der Prozesskettenanalyse, einer volkswirtschaftlichen Input-Output-Analyse und durch Gegenüberstellung von Literaturergebnissen. In Abschnitt 7.5 werden Prognosen zu energierelevanten Parametern und Studien zur Baseline-Schätzung für Energieprojekte gegenübergestellt, wodurch eine Einschätzung der möglichen Fehlerpotentiale gewonnen wird. In Abschnitt 7.6 wird schließlich dargestellt, wie die Emissionsreduktionen bei anderen Umweltprojekten im Energiesektor und bei den CDM-Pilotprojekten im Rahmen des niederländischen CERUPT-Programms berechnet wurden.

Kapitel 8 geht der Frage nach, welche Optionen es für CDM-Projekte im Transportsektor gibt und in welcher Größenordnung sich dabei die Unsicherheiten bei der Projektevaluierung bewegen. Die Struktur des Kapitels lehnt sich an das 7. Kapitel an. Nach einer Darstellung der Projektoptionen in Abschnitt 8.1 wird die Eignung von Baseline-Methoden in Abschnitt 8.2 diskutiert. In Abschnitt 8.3 werden die indirekten Emissionen bei Transportprojekten identifiziert und quantifiziert. Das Kapitel schließt mit einer Darstellung der Erfahrungen, die mit CDM-Pilotprojekten und anderen Projekttypen im Transportsektor gemacht wurden.

Kapitel 9 gibt zunächst einen Überblick über die Institutionen, die von den Vertragsstaaten zur Klimarahmenkonvention mit der Ausgestaltung und Einführung des Clean Development Mechanism betraut wurden. Es folgt eine Darstellung der Beschlüsse bezüglich der Berechnungsverfahren für die Emissionsreduktionen im CDM. Basis der Analyse sind die Be-

schlüsse der 9. Vertragsstaatenkonferenz und die Beschlussvorlagen des CDM-Exekutivrats und seiner beigeordneten Gremien bis Mitte Dezember 2003.

In **Kapitel 10** ist der zweite Fragenkomplex dieser Dissertation gebündelt. Es wird analysiert, wie die Emissionspfade, die die Entwicklungsländer während des CDM-Regimes wählen, von ihren Erwartungen bezüglich des Post-CDM-Regimes und von den gültigen Baseline-Regeln abhängen. In Abschnitt **10.1** wird die sogenannte ‚Ausverkaufs-These‘ im Rahmen eines Modells überprüft. Abschnitt **10.2** zeigt, unter welchen institutionellen Rahmenbedingungen es für Entwicklungsländer rational ist, die Durchführung von CDM-Projekten zu unterlassen, um die Kosten während des Post-CDM-Regimes zu minimieren. Nach einer Diskussion möglicher Szenarien für das Post-CDM-Regime wird im Rahmen eines dynamischen Kontrollmodells der *First-best*-Emissionspfad eines globalen sozialen Planers mit den Emissionspfaden, die von den Regierungen und den Firmen realisiert werden, verglichen. Der analytischen Betrachtung folgt eine numerische Simulation der Vermeidungspfade.

Kapitel 11 vergleicht den CDM mit alternativen umweltökonomischen Instrumenten. Es wird analysiert, ob und in welcher Form auch für Cap-and-trade-Systeme wie dem Emissionsrechtehandel eine kontrafaktische Baseline oder indirekte Emissionseffekte berechnet werden müssen und welche Zuordnungsprobleme dabei zu lösen sind. Hierfür werden insbesondere die Erfahrungen ausgewertet, die bei den Vorbereitungen auf den geplanten Emissionsrechtehandel innerhalb der Europäischen Union bis zum 20. Oktober 2003 gemacht wurden.

Kapitel 12 führt die Ergebnisse zusammen und schließt mit Empfehlungen an die Politik.

2 Der Clean Development Mechanism: Theoretische Konzeption und strittige Fragen der Implementierung

2.1 Einordnung: Der CDM und die ökonomischen Theorie der Schadstoffregulierung

Da im Laufe dieser Abhandlung einzelne Eigenschaften des Clean Development Mechanism mit den Charakteristika alternativer ökonomischer Instrumente zur Schadstoffregulierung verglichen werden und der Übergang vom CDM zu alternativen Instrumenten analysiert wird, gibt dieser Abschnitt zunächst einen Überblick über die wesentlichen Konzepte und Ergebnisse der ökonomischen Theorie der Schadstoffregulierung. Auf die in diesem Kapitel eingeführten Konzepte und Begriffe und Definitionen wird später wiederholt zurückgegriffen.

2.1.1 Kriterien für die effiziente Regulierung global wirkender Schadstoffe

Würden wir in einer Welt leben, in der für alle Güter Eigentumsrechte definiert sind, in der alle Märkte vollständig und alle Zukunftsmärkte geöffnet sind, in der Nutzen grundsätzlich durch Zahlung eines Numéraire-Gutes transferiert werden kann und die Nicht-Einhaltung von Verträgen stets durch eine übergeordnete Instanz sanktioniert wird, so wäre die Regulierung von Schadstoffen durch einen sozialen Planer auf nationaler oder internationaler Ebene nicht erforderlich. Die privaten Akteure würden dann die optimale intertemporale Allokation der Schadstoffe über bilaterale Verträge von selbst realisieren. Die Klimaproblematik zeichnet sich aber gerade dadurch aus, dass diese Bedingungen nicht erfüllt sind. Für das knappe Gut 'konstantes Weltklima' sind keine privaten Eigentumsrechte definiert, von der Nutzung dieses Kollektivgutes kann niemand ausgeschlossen werden und die Zahl der Nutzer ist so hoch, dass es sich für den einzelnen Akteur lohnt, als Trittbrettfahrer zu agieren. Darüber hinaus können zukünftige Generationen nicht in Verhandlungen mit heutigen Akteuren treten. Eine Politik des Laissez-faire führt daher aus Sicht eines sozialen Planers, der die Gesamtwohlfahrt aller Generationen maximieren will, zu einer suboptimalen Allokation der Schadstoffe. Die ökonomische Theorie der Regulierung von Schadstoffen nimmt die Perspektive eines solchen Planers ein und stellt folgende Fragen:

- Wie hoch ist im gesellschaftlichen Optimum der Ausstoß oder Bestand an Schadstoffemissionen?
- Wer emittiert im Optimum wie viele Emissionen zu welchem Zeitpunkt?
- Mit welchen Instrumenten können die Akteure dazu gebracht werden, diese Allokation zu realisieren?

Folgende Aussagen der Theorie der Schadstoffregulierung sind für die weitere Diskussion von Bedeutung:¹

Aussage 1:

Es ist nicht in jedem Fall effizient, alle Schadstoffe zu vermeiden; vielmehr müssen dem durch Emissionen bewirkten sozialen Schaden die Kosten der Emissionsvermeidung gegen-

¹ Diese zentralen Ergebnisse der umweltökonomischen Literatur finden sich in den meisten Lehrbüchern wie z.B. Weimann (1995) und Cansier (1993).

über gestellt werden. Die optimale Emissionsmenge ist dann realisiert, wenn die Vermeidung einer weiteren Emissionseinheit gerade so viel kosten würde wie diese Einheit an zusätzlichem sozialen Schaden bewirkt; wenn also die gesamtwirtschaftlichen Grenzkosten der Vermeidung dem sozialen Grenzscha den entsprechen.

Aussage 2:

Es ist nicht effizient, das Verursacherprinzip derart anzuwenden, dass allen Emittenten ein einheitliches Emissions- oder Vermeidungsziel auferlegt wird. Vielmehr sollen Emissionen dort vermieden werden, wo die Vermeidungskosten am niedrigsten sind. Im Optimum haben alle Emittenten dieselben Grenzvermeidungskosten.

Aussage 3:

Die effiziente Allokation der Emissionen lässt sich mit unterschiedlichen pretialen Instrumenten realisieren, die jedoch unterschiedlichen Verteilungswirkungen haben. Verteilungs- und Effizienzziel müssen unabhängig voneinander betrachtet werden.

Aussage 4:

Die pretialen Instrumente unterscheiden sich hinsichtlich der Informationsmenge, die der Regulator zur Realisierung der effizienten Schadstoffallokation benötigt.

Diese Aussagen werden hier zunächst im Rahmen eines statischen Partialmodells illustriert, eine Erweiterung um intertemporale Effekte erfolgt im Rahmen der dynamischen Analysen in den Kapiteln 4 und 10.

Die Emissionen e_i eines Emittenten i verursachen den monetarisierten sozialen Schaden $S(e_i)$. Bezeichne $VK_i(e_i)$ die Vermeidungskosten, die dem Emittenten i entstehen wenn er seine Emissionen auf e_i reduziert und E das aggregierte Emissionsniveau aller Emittenten. Ein sozialer Planer maximiert die Wohlfahrt, indem er die Totalen Sozialen Kosten TSK minimiert, die sich aus dem aggregierten sozialen Schaden $S(E)$ und der Summe aller Vermeidungskosten zusammensetzt.

$$\underset{e_i}{\text{Min!}} \quad TSK(e_i) = S(E) + \sum_{i=1}^N VK_i(e_i) \quad \forall i \in (1, \dots, N) \quad (2.1.1)$$

Die Bedingungen erster Ordnung (B.e.O.) die eine optimale Schadstoffallokation kennzeichnen sind daher gegeben durch

$$\frac{\partial TSK}{\partial e_1} = \frac{\partial S(E)}{\partial e_1} + \frac{\partial VK_1(e_1)}{\partial e_1} = 0 \quad (2.1.2)$$

$$\frac{\partial TSK}{\partial e_2} = \frac{\partial S(E)}{\partial e_2} + \frac{\partial VK_2(e_2)}{\partial e_2} = 0 \quad (2.1.3)$$

⋮

$$\frac{\partial TSK}{\partial e_N} = \frac{\partial S(E)}{\partial e_N} + \frac{\partial VK_N(e_N)}{\partial e_N} = 0 \quad (2.1.4)$$

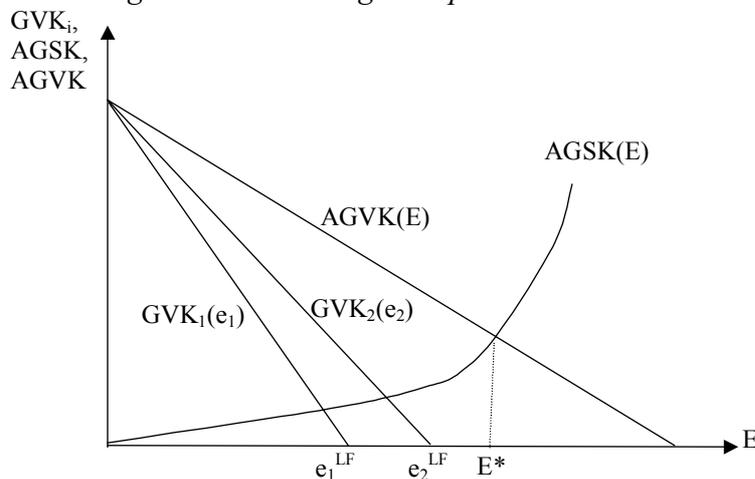
Aus den B.e.O. folgt direkt

$$\frac{\partial S(E)}{\partial E} = -\frac{\partial VK_1(e_1)}{\partial e_1} = -\frac{\partial VK_2(e_2)}{\partial e_2} = \dots = -\frac{\partial VK_N(e_N)}{\partial e_N}, \quad (2.1.5)$$

d.h. im Optimum entsprechen die Grenzvermeidungskosten aller Emittenten dem sozialen Grenzscha­den. Da bei global wirkenden Treibhausgasen der Schaden unabhängig davon ist, bei welchem Emittenten die Emissionen anfallen, bedeutet dies gleichzeitig, dass alle Firmen dieselben Grenzvermeidungskosten haben sollten. Löst man das Gleichungssystem (2.1.2) bis (2.1.4) so erhält man die optimalen Emissionsmengen e_i^* und damit das optimale Gesamt­emissionsniveau E_i^* . Die Argumentation bleibt unberührt davon, ob es sich bei den Emittenten um Firmen oder Länder handelt.

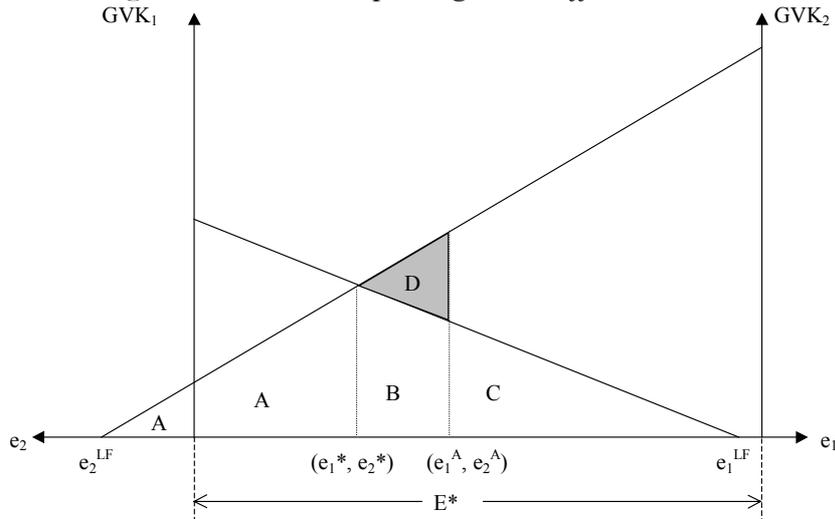
Dieses Ergebnis ist in Abbildung 2.1.1 illustriert. Die einzelnen Grenzvermeidungskostenkurven GKV_i werden zur aggregierten Grenzvermeidungskostenkurve $AGVK$ addiert. Das gesamtgesellschaftlich optimale Emissionsniveau E^* befindet sich dort wo die $AGVK$ die soziale Grenzscha­denskurve schneidet. Um das optimale Emissionsniveau festlegen zu können, muss der soziale Planer sowohl die GKV_i der Firmen, als auch die soziale Schadensfunktion kennen.

Abbildung 2.1.1: Herleitung des optimalen Emissionsniveaus



In der weiteren Analyse wird davon ausgegangen, dass das globale Emissionsziel E^* nicht über den hier aufgezeigten Berechnungsweg ermittelt wird, sondern im Rahmen eines politischen Verhandlungsprozesses, wie den internationalen Klimaverhandlungen, erfolgt. Ausgangspunkt der Arbeit ist daher die Frage, wie ein bereits vorgegebenes Mengenziel zu möglichst niedrigen sozialen Kosten realisiert werden kann. Eine Situation in der keinerlei klimapolitischen Vorschriften von Seiten des Staates bestehen, werden im Folgenden als der Laissez-faire-Fall bezeichnet. Abbildung 2.1.2 veranschaulicht, warum es nicht kosteneffizient ist, wenn alle Emittenten einheitliche Emissionsauflagen bekommen, etwa die Auflage, ihre jährlichen Emissionen um einen einheitlichen Prozentsatz zu senken.

Abbildung 2.1.2: Kosteneinsparung durch effiziente Allokation der Vermeidungsziele



Die Abbildung zeigt die Grenzvermeidungskostenkurven GVK_1 und GVK_2 zweier Länder, die im Laissez-faire-Fall jeweils die Emissionsmengen e_1^{LF} und e_2^{LF} wählen. Der soziale Planer will das optimale aggregierte Emissionsniveau E^* realisieren, das zwischen den Achsen abgetragen ist. Nehmen wir an, dieses Ziel entspricht genau der Hälfte der aggregierten Laissez-faire-Emissionen. Dann könnte das Ziel z.B. dadurch erreicht werden, dass beide Länder die Auflage bekommen, ihre Emissionen um 50% zu senken, also die Emissionsgrenzen e_1^A und e_2^A auferlegt bekommen. Dass diese Auflagen nicht effizient sind, zeigt nachfolgende Betrachtung der Kosten.

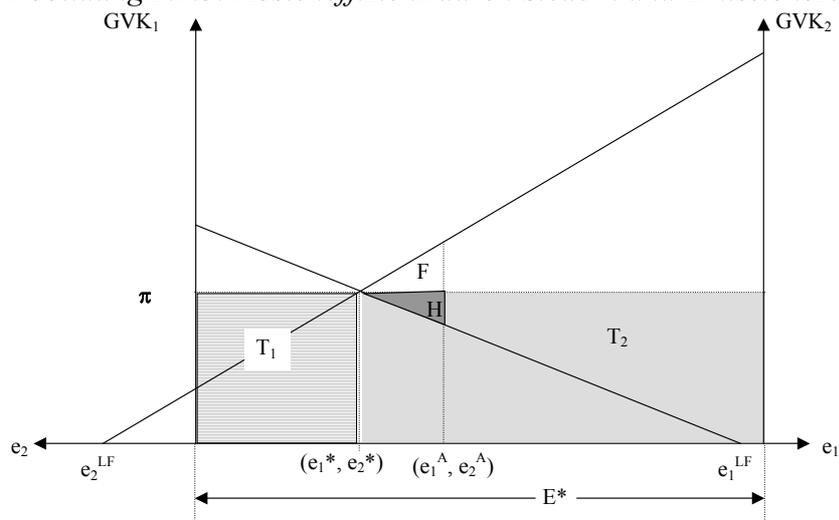
Die Fläche unterhalb der Grenzkostenkurven entspricht den Vermeidungskosten. Zur Realisierung der Auflage e_1^A hat Land 1 Vermeidungskosten in Höhe von C. Land 2 hat Kosten in Höhe der Flächen A+B+D. Die Gesamtkosten sind folglich durch die Fläche A+B+C+D gegeben. Aus Gleichung (2.1.5) wissen wir aber, dass im Kostenoptimum beide Länder dieselben Grenzvermeidungskosten aufweisen sollten. Dies ist in Abbildung 2.1.2 im Punkt (e_1^*, e_2^*) der Fall. Hier reduziert Land 1 seine Emissionen um mehr als die Auflage e_1^A und hat nun Vermeidungskosten in Höhe der Flächen B+C. Land 2 hingegen emittiert nun mehr als e_2^A und hat nur noch Kosten in Höhe der Fläche A. Die Gesamtkosten für beide Länder belaufen sich auf A+B+C. Es werden also Kosten in Höhe der Fläche D vermieden wenn die Emissionsziele so auf die Länder allokiert werden, dass beide dieselben Grenzvermeidungskosten haben.

Mit welchen Instrumenten kann diese effiziente Allokation erzielt werden? In der Literatur werden im Wesentlichen vier Instrumente diskutiert:

- Emissionssteuern und Vermeidungssubventionen
- Handelbare Emissionsrechte
- Freiwillige Selbstverpflichtungen
- Kompensationslösungen: Joint Implementation und Clean Development Mechanism

Im Folgenden wird die Wirkung aller Instrumente anhand von Abbildung (2.1.3) illustriert, in der die Strecke zwischen den Achsen wiederum dem globalen Emissionsziel E^* entspricht.

Abbildung 2.1.3: Kosteneffizienz durch Steuern und Emissionszertifikate



2.1.2 Emissionssteuern und Vermeidungssubventionen

Die optimale Allokation wird realisiert, wenn auf jede Emissionseinheit der Steuersatz π erhoben wird. Die Emittenten werden so lange Vermeidungsmaßnahmen durchführen, bis die Vermeidung einer weiteren Emissionseinheit teurer wäre als die Zahlung der Steuer. Wählt man π wie in Abbildung 2.1.3, so realisieren die Länder die optimale Allokation (e_1^*, e_2^*) . Im Unterschied zur Emissionsauflage müssen die Emittenten neben den Vermeidungskosten nun Steuern in Höhe der Flächen $T_1 + T_2$ für die verbleibenden Emissionen bezahlen.² Die Allokation (e_1^*, e_2^*) wird auch dann realisiert wenn die Vermeidung von Emissionen mit dem Satz π subventioniert wird. Jeder Emittent führt so lange Vermeidungsmaßnahmen durch bis die Kosten einer weiteren Reduktion höher sind als die dadurch zu erzielende Subventionszahlung.

2.1.3 Handelbare Emissionsrechte

Emissionszertifikate verbiefen dem Inhaber das Recht zum Schadstoffausstoß. Jeder Emittent darf nur so viel emittieren wie er Zertifikate hält. Der Regulierer gibt Emissionszertifikate in Höhe des Emissionsziels E^* aus und erlaubt den Akteuren, diese zu handeln. Betrachten wir wiederum Abbildung 2.1.3 und gehen wir davon aus, dass der Regulierer jedem Emittenten Zertifikate in Höhe von 50% seines Laissez-faire Emissionsniveaus, also $e_i^{LF} / 2$ zuteilt. Ein solcher Zuteilungsmodus, der auf den Status quo Emissionen der Emittenten basiert, wird als *Grandfathering* bezeichnet. Im Weiteren betrachten wir den Fall, dass es sich bei den Emittenten um Länder handelt. Land 1 hält e_1^A Zertifikate, muss also zunächst die Emissionen um $e_1^{LF} - e_1^A$ reduzieren. Das Land wird nun bereit sein, seine Emissionen weiter zu reduzieren wenn es für die dann überzähligen Zertifikate einen Preis erzielt, der die Grenzvermeidungskosten übersteigt. Beträgt der Marktpreis für Emissionszertifikate π , so wählt Land 1 das

² Aus Sicht der Emittenten ist die Steuerlösung teurer. Werden die von den Emittenten gezahlten Steuern über indirekte Wege (z.B. niedrigere Lohnnebenkosten) wieder zurückerstattet, so spart Emittent 2 gegenüber der Auflagenlösung Kosten in Höhe der Fläche $F+H$. Emittenten 2 hingegen hat auch nach Rückerstattung der Steuerzahlung T_1 höhere Kosten als bei der Auflagenlösung. Daher stößt eine Emissionssteuer bei Emittent 2 auf starken politischen Widerstand.

Emissionsniveau e_1^* , verkauft die übrigen Zertifikate $e_1^A - e_1^*$ und erzielt einen Gewinn in Höhe der Fläche H . Land 2 hat die Möglichkeit, mehr zu emittieren als es Zertifikate hält und kann die fehlenden Zertifikate kaufen. Wenn das Land das Emissionsniveau e_2^* wählt und die fehlenden Zertifikate $e_1^A - e_1^*$ zum Preis π auf dem Markt erwirbt, erzielt es gegenüber dem No-trade Szenario einen Gewinn in Höhe der Fläche F . Der Leser überzeuge sich anhand von Abbildung (2.1.3) selbst, dass ein Abweichen vom Gleichgewichtspreis stets zu einer Pareto-Verschlechterung führt. Auf einem vollständig kompetitiven Zertifikatemarkt wird sich stets ein Gleichgewichtspreis einpendeln, der dazu führt, dass alle Marktteilnehmer dieselben Grenzvermeidungskosten haben. Bisher gingen wir davon aus, die Anfangsausstattung an Zertifikaten sei eine Funktion des Laissez-faire Emissionsniveaus. Bemessungsgrundlage für die Menge der zugeteilten Zertifikate kann aber genauso gut der relative Bevölkerungsanteil eines Landes, dessen Grundfläche oder Wirtschaftskraft sein. Anstatt die Zertifikate kostenfrei zu verteilen können sie auch wie auf normalen Aktienbörsen auktioniert werden. Dass dies sofort zur effizienten Verteilung führt, kann wieder anhand von Abbildung 2.1.3 illustriert werden. Ruft der Auktionator den Preis π aus fragen die Emittenten die Zertifikatemenen e_2^* und e_2^* nach, der Markt wird also geräumt. Bei allen anderen Preisen kommt es zu einem Über- oder Unterangebot. Für die weitere Diskussion bleibt festzuhalten: Die Zuteilung der Zertifikate kann auf höchst unterschiedlichen Wegen erfolgen, die Realisierung des pareto-effizienten Marktgleichgewichts bleibt dadurch unberührt. Da aber die Höhe der Anfangsausstattung mit Zertifikaten entscheidend dafür ist, wer welche Kosten bei der Umsetzung des Emissionsziels zu tragen hat, kann über den Zuteilungsmodus grundsätzlich jedes gewünschte Verteilungsziel kosteneffizient realisiert werden.

Für eine einfachere Abgrenzung des Zertifikatehandels von den im Folgenden dargestellten Instrumenten ist die Einführung des folgenden Begriffs sinnvoll: Emissionsrechtehandel basiert auf einem **Cap-and-trade-System**, da hier Akteure handeln (*trade*) die verbindliche Emissionsauflagen (*caps*) haben.

2.1.4 Kompensationsmechanismen: JI und CDM

Über den Mechanismus der Kompensation, auf dem die Konzepte *Clean Development Mechanism* und *Joint Implementation* basieren, lässt sich ebenfalls die Realisierung der kosteneffizienten Allokation sicher stellen. Die Funktionsweise kann ebenfalls anhand von Abbildung 2.1.3 nachvollzogen werden. Beide Länder bekommen zunächst die Emissionsauflagen e_1^A und e_2^A , haben nun aber die Möglichkeit einen Kompensationsvertrag miteinander zu schließen. Danach reduziert Land 1 seine Emissionen bis zum Niveau e_1^* und Land 2 rechnet sich die überzähligen Emissionsreduktionen auf seine Emissionsauflage an und kompensiert Land 1 für seine Mehrkosten. Darüber hinaus verhandeln die Parteien über die Verteilung des durch das Kompensationsgeschäft erzielten Gewinn in Höhe der Fläche $F+H$. Der Leser mag sich fragen, wo der Unterschied zum Zertifikatehandel liegt, da auch hier ein Handel mit Emissions-Assets stattfindet. Der Unterschied liegt allein im Grad der Institutionalisierung. Kompensationsgeschäfte setzen keine institutionalisierten Märkte voraus, deren Entwicklung organisatorische Rahmenbedingungen voraussetzt, die in viele Ländern noch nicht gegeben sind.

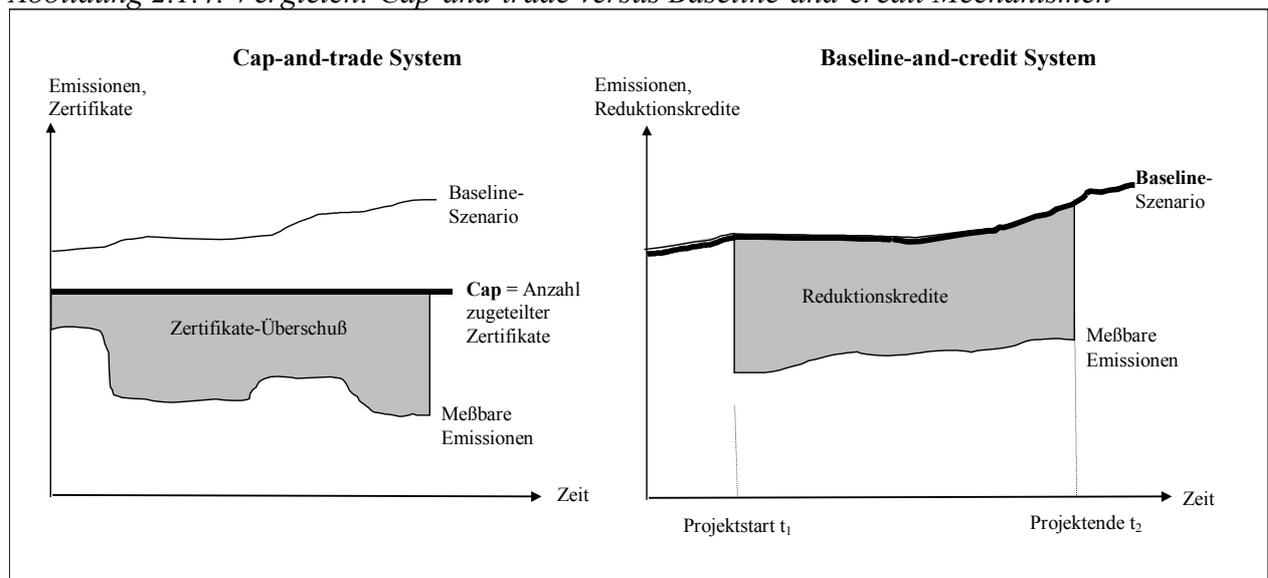
1. Joint Implementation

Artikel 6 des Kyoto-Protokolls zur Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen führt das Instrument der *Joint Implementation (JI)* ein, das eine besondere Form eines Kompensationsgeschäfts darstellt. Das Konzept der JI trägt der Tatsache Rechnung, dass viele Länder ihre enormen Potentiale zur kostengünstigen Reduktion von Treibhausgasen nicht selbständig ausschöpfen können, weil entweder das Wissen über technologische Möglichkeiten fehlt oder weil stark defizitäre Zahlungsbilanzen den Kauf moderner Technologien auf dem Weltmarkt nicht zulassen. JI bedeutet nun, die gemeinsame Implementierung eines Klimaschutzprojekts durch einen (Projekt-) Gastgeber aus einem Annex-B-Land³ und einem *Investor* aus einem anderen Annex-B Land. Der Investor stellt dem Gastgeber die Technologie für das Projekt zur Verfügung, sorgt für die optimale Anwendung der Technologie und trägt die vollen Projektkosten. Die durch das Projekt induzierten Emissionsreduktionen kann der Investor von einer Behörde verifizieren lassen und sich die verifizierten Reduktionskredite (sogenannte *emission reduction units, ERUs*) auf seine Emissionsauflagen anrechnen lassen.

2. Clean Development Mechanism

Der durch Artikel 12 des Kyoto-Protokolls eingeführte CDM ermöglicht ebenfalls projektbasierte Kompensationsgeschäfte. Ein CDM-Projekt unterscheidet sich von einem JI-Projekt letztlich nur in einem einzigen aber entscheidenden Punkt: das Gastland eines CDM-Projekts ist kein Annex-B-Land und unterliegt somit *keinen bindenden Emissionsauflagen!* Die Emissionsreduktionen werden ermittelt durch den Vergleich der messbaren Projektemissionen mit den Emissionen, die entstanden wären wenn das Projekt nicht durchgeführt worden wäre. Im Unterschied zum *Cap-and-trade System* Emissionsrechtehandel ist der CDM ein *Baseline-and-credit System*: Die Emittenten bekommen die Differenz zwischen ihrem kontrafaktischen Referenzniveau (*Baseline*) und ihren messbaren Emissionen nach Projektdurchführung kreditiert (*credit*).

Abbildung 2.1.4: Vergleich: Cap-and-trade versus Baseline-and-credit Mechanismen



³ Annex B des Kyoto-Protokolls zur Klimarahmenkonvention listet alle Staaten auf, die einer verbindlichen Emissionsdeckelung unterliegen. Darunter fallen alle Industriestaaten und einige Schwellenländer.

In Abbildung 2.1.4 sind die beiden Systeme dargestellt. Bei Cap-and-trade Systemen ist die Kenntnis der Baseline nicht erforderlich.

Da die Effizienzunterschiede zwischen Baseline-and-credit und Cap-and-trade Systemen im Zentrum dieser Abhandlung stehen, wird auf eine weitere Erläuterung an dieser Stelle verzichtet.

Das Instrument der **Joint Implementation** steht zwischen diesen beiden Systemen. Einerseits werden die Emissionsreduktionen aus einem JI-Projekt durch Vergleich mit der Baseline ermittelt. Andererseits haben die Annex-B-Länder in denen JI-Projekte durchgeführt werden verbindliche, internationale Emissionsauflagen. Diese Mischung der Systeme wirft einen Widerspruch auf: einerseits gibt es auf gesamtwirtschaftlicher Ebene verbindliche Emissionsziele, andererseits unterliegen die einzelnen Firmen keinerlei Emissionsrestriktionen und bekommen jegliche Unterschreitung ihrer Baseline-Emissionen kreditiert.

Bezeichne Z die dem Annex-B-Land zugeteilten Emissionsrechte und R_i die Reduktionskredite einer Firma i , die sich berechnen

$$R_i = E_i^0 - E_i \quad (2.1.6)$$

wobei E_i das messbare Emissionsniveau nach Durchführung des JI-Projekts bezeichnet und E_i^0 das Emissionsniveau der Firma im Baseline-Fall. Wenn alle Reduktionskredite an ausländische Investoren veräußert werden muss gelten:

$$Z = \sum_{i=1}^N E_i + \sum_{i=1}^N R_i \quad (2.1.7)$$

d.h. die Summe aus den im Projekt-Gastland gemessenen Emissionen und den vom Gastland an die Investoren übertragenen Reduktionskredite darf nicht höher sein als das Emissionsziel des Gastlandes. Substituiert man nun (2.1.6) in (2.1.7) ergibt sich direkt

$$Z = \sum_{i=1}^N E_i^0 \quad (2.1.8)$$

das heißt, das nationale Emissionsziel (*cap*) muss den aggregierten Baseline-Emissionen entsprechen. Genau dies ist aber in den Bestimmungen des Kyoto-Protokolls nicht geregelt. Das Emissionsziel basiert auf einer Grandfathering-Regel, orientiert sich also an einer Größe der Vergangenheit während die projektspezifische Baseline eine Zukunftsgröße ist. Wenn das nationale Emissionsziel niedriger ist als die aggregierten Baseline-Emissionen - was empirisch meist der Fall ist⁴ - dann kommt es zum Widerspruch, da das Emissionsziel nicht eingehalten werden kann wenn alle Firmen JI-Projekte durchführen. Dieser Widerspruch lässt sich nur auflösen, indem das nationale Emissionsziel auf die Firmen verteilt wird und die nach Durchführung des JI-Projekts messbaren Emissionen mit den firmenspezifischen Emissionsziel verglichen werden. Die Frage ist dann aber, welchen Vorteil ein JI-System gegenüber einem reinen Zertifikatehandelssystem noch hat.

⁴ Den meisten osteuropäischen Staaten wurden weniger Emissionsrechte zugeteilt als sie für die Deckung ihrer Baseline-Emissionen benötigen. Eine Ausnahme bilden hier die ehemaligen Sowjetstaaten, die aufgrund des wirtschaftlichen Einbruchs weniger Baseline-Emissionen haben als Emissionsrechte. Daher realisiert Russland einen hohen Zertifikateüberschuss auch ohne die Durchführung ‚echter‘ Reduktionsmaßnahmen. Zertifikateüberschüsse, die nicht durch gezielte Klimaschutzmaßnahmen erzielt werden, sondern aufgrund eines nicht antizipierten, ökonomischen Einbruchs entstehen, der zu Produktionseinbrüchen und Stilllegungen emissionsintensiver Anlagen führt, werden in der Literatur als ‚Hot Air‘ bezeichnet.

2.1.5 Informationsanforderungen der Instrumente

Auch wenn im Prinzip mit allen oben skizzierten Instrumenten dieselbe kosteneffiziente Allokation realisiert werden kann, so unterscheiden sie sich doch in einem für die weitere Analyse entscheidenden Punkt: der Regulator benötigt unterschiedliche Informationsmengen.

Optimale Steuer- oder Subventionssätze können nur dann sofort gesetzt werden, wenn der Regulator die *GVK* der Emittenten kennt, was nur selten der Fall ist. Die Emittenten haben keinen Anreiz, ihre wahren *GVK* zu offenbaren, da sie sich durch strategisches Unter- oder Übertreiben ihrer Vermeidungskosten besser stellen können. Im Falle einer Subventionierung von Vermeidungsaktivitäten haben die Emittenten einen Anreiz höhere *GVK* anzugeben, da der Regulator dann den Subventionssatz erhöht. Da dies schließlich dazu führt, dass zu viele Vermeidungsaktivitäten durchgeführt werden, muss der Regulator in der nächsten Periode den Subventionssatz anpassen. Dasselbe gilt für die Besteuerung, nur untertreiben hier die Firmen ihre Vermeidungskosten und reduzieren schließlich zu wenig.⁵ Erst über einen *trial-and-error* Prozess findet der Regulator den optimalen Steuersatz. Der besondere Charme der Zertifikatelösung liegt nun darin, dass der Regulator keine Informationen über die Vermeidungskosten benötigt. Bei der Zuteilung der Zertifikate mittels Grandfathering ist die Bemessungsgrundlage unabhängig von den Vermeidungskosten und bei einer Auktionierung der Zertifikate stellen sich die Firmen am besten, wenn sie ihre wahren Zahlungsbereitschaften und damit indirekt auch ihre wahren Grenzkosten offenbaren.⁶

Beim Clean Development Mechanism liegt eine völlig andere Situation vor. Der Regulator muss über Informationen verfügen, die weder in einer Steuerlösung noch im Rahmen eines geschlossenen Emissionshandelssystems erforderlich sind:

- Kenntnis der kontrafaktischen Referenzsituation eines Projekts (Baseline-Problem)
- Kenntnis der indirekten Emissionseffekte eines Projekts (Systemgrenzen-Problem)
- Kenntnis von Wirkungszusammenhängen bei interdependenten Projekten (Zuordnungsproblem)

Die damit verbundenen Schwierigkeiten werden in den folgenden Abschnitten dargestellt.

⁵ Bei Subventionen besteht darüber hinaus die Gefahr von Mitnahmeeffekten: die Emittenten lassen sich Emissionsreduktionen subventionieren, die sie auch ohne die Subvention des Regulators ohnehin realisiert hätten. Dies hat zwar keine Auswirkung auf die Realisierung des Emissionsziels und der optimalen Allokation, führt aber durch die zusätzliche Belastung des Staatsbudgets zu Verzerrungen in anderen Wirtschaftssektoren. Diese können jedoch nur im Rahmen eines dynamischen Gleichgewichtsmodells ermittelt werden.

⁶ Für die Festlegung der optimalen Zertifikatmenge muss der Regulator die Grenzvermeidungskosten kennen. Wie oben beschrieben gehen wir jedoch davon aus, dass das Emissionsziel bereits fest steht.

2.2 Kernproblem: Die Verifizierung der Emissionsreduktionen

Das Kyoto Protokoll fordert in Art. 12.5(c), dass zertifizierbare Emissionsreduktionen zusätzlich zu jenen sein sollen, die im kontrafaktischen Referenzszenario, d.h. in Abwesenheit jeglicher CDM-Aktivität, realisiert worden wären. In diesem Abschnitt wird gezeigt über welche Informationen die zertifizierende Behörde verfügen muss, um die aus einem CDM-Projekt resultierenden Emissionsreduktionen *perfekt* berechnen zu können. Zur Vereinfachung der Darstellung werden folgende Begriffe eingeführt:

Definitionen:

Die **Baseline** eines CDM-Projekts ist der Emissionsoutput, der im Referenzszenario realisiert worden wäre, d.h. wenn die Anreizmechanismen des CDM nicht existiert hätte.⁷

Baseline-Methoden sind alle Methoden und Verfahren, die zur Bestimmung der kontrafaktischen Baseline eines Projekts herangezogen werden können.

Verifizierung bedeutet die Prüfung der Emissionsreduktionen eines CDM-Projekts. Sie umfasst die Ex-ante-Bestimmung der Baseline und der indirekten Emissionen und das Ex-post-Monitoring.

Ein **Zertifizierer** ist eine Institution, die für die Verifizierung der durch ein CDM-Projekt erzielten Emissionsreduktionen zuständig ist und die berechneten Emissionsreduktionen zertifiziert. Dies kann eine Behörde aber auch eine private Organisation sein.

Projektland bezeichnet das Land, in dem ein CDM-Projekt durchgeführt wird.

2.2.1 Systemgrenzen und Quantifizierung der indirekten Emissionseffekte

Betrachten wir eine Firma i in einem Entwicklungsland bei der ein CDM-Projekt durchgeführt wird, das zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen führt.⁸ Die realisierten Emissionsreduktionen entsprechen der Differenz aller Emissionen die im Referenzszenario (*baseline* scenario) realisiert worden wären und den Emissionen die nach Durchführung des Projekts gemessen werden können. Es reicht nun nicht aus, zu berechnen, wie sich der Emissionsausstoß bei der Firma selbst verändert. Vielmehr müssen alle durch das Projekt induzierten, indirekten Effekte (*spillovers*) berücksichtigt werden, die dazu führen, dass an anderer Stelle (bei anderen Firmen) ein anderes Emissionsniveau realisiert wird als im Referenzszenario. Da solche Effekte oft mit Zeitverzögerung auftreten, müssen auch jene Effekte berücksichtigt werden, die erst auftreten wenn das eigentliche Projekt bereits abgeschlossen wurde. Für eine exakte Berechnung muss der Zustand der gesamten Welt im Referenzszenario mit dem Zustand der Welt nach Projektimplementierung verglichen werden und dies über den gesamten Zeithorizont von Projektbeginn bis in alle Zukunft. Bezeichne R_i^T die totalen

⁷ Da der englische Begriff 'baseline' durch Zungenbrecher wie 'Emissionsreferenzszenario' übersetzt werden müsste bedient sich auch die deutschsprachige Literatur ausgiebig dieses Anglizismus. Dieser Konvention wird auch in dieser Arbeit gefolgt, um die Lesbarkeit des Textes zu erhöhen.

⁸ Der Begriff Firma steht hier gleichermaßen für den Projektort und die Akteure, die das Projekt durchführen. Dies kann auch eine staatliche Behörde oder ein Konsument sein, der z.B. Transportaktivitäten betreibt.

Emissionsreduktionen die durch das CDM-Projekt der Firma i - mit einer Laufzeit von t_0 bis t_1 - induziert wurden, so dass $R_i^T \equiv \int_{t_0}^{t_1} R_{it} dt$. Nun gilt

$$R_i^T = \int_{t_0}^{t_1} (E_{it}^0 - E_{it}) dt + \int_{t_1}^{\infty} (E_{it}^0 - E_{it}) dt + \int_{t_0}^{\infty} (E_{-it}^0 - E_{-it}) dt \quad (2.2.1)$$

wobei E_{it}^0 das Emissionsniveau der Firma i im Referenzfall (zum Zeitpunkt t) bezeichnet und E_{it} das Emissionsniveau der Firma i bei Projektdurchführung. E_{-it}^0 bezeichnet die aggregierten Emissionen aller anderen Firmen im Referenzfall und E_{-it} die Emissionen aller anderen Firmen wenn das Projekt bei Firma i durchgeführt wird. Wie aus (2.2.1) direkt ersichtlich ist, sind für eine fehlerfreie Berechnung folgende Informationen erforderlich:

1. Referenzszenarien müssen für alle Firmen ermittelt werden, die direkt oder indirekt durch das Projekt betroffen sind.
2. Die Emissionen aller Firmen müssen gemessen werden, auch wenn diese nicht am CDM-Projekt beteiligt sind.
3. Um alle verzögerten Effekte zu erfassen, geht der Zeithorizont der Messung gegen Unendlich.

Eine perfekte Messung von R_i^T ist offensichtlich aufgrund offener Systemgrenzen *unmöglich*. Das zentrale Thema dieser Arbeit ist es, zu untersuchen, wie genau die Emissionsreduktionen bestimmt werden können und wie hoch die Unsicherheit in den jeweiligen Projektkategorien ist. Dies hängt zum Beispiel davon ab, wie hoch die indirekten Emissionsreduktionen relativ zu den direkten Reduktionen sind.

2.2.2 Messung der Emissionen

Das Kyoto-Protokoll fordert, dass bei der Projektevaluierung alle sogenannten Kyoto-Gase erfasst werden. Dies sind neben Kohlendioxid (CO_2) auch Methan (CH_4), Distickstoffmonoxid (Lachgas, N_2O), voll- und teilhalogenierte Kohlenwasserstoffe (CFC-11, HCFC-22, HFC etc.), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFKW), Ozon (O_3) und Schwefelhexafluorid (SF_6).⁹ Während sich die bei einem Prozess freigesetzten CO_2 -Emissionen noch relativ genau messen lassen, ist dies für Treibhausgase wie SF_6 schon wesentlich schwieriger. Es ist beinahe unmöglich alle bei einem komplexeren Produktionsprozess frei werdenden Treibhausgase präzise zu quantifizieren. Beschränkt man sich auf die Erfassung von CO_2 , kann dies zu einer völligen Fehleinschätzung der Treibhauswirksamkeit eines Projekts führen, da die Nicht- CO_2 -Spurengase in der Summe einen Anteil von etwa 50 % haben. (vgl. Orthofer und Nevyjel 1994). Im Weiteren wird aber davon ausgegangen, dass die Messung und Aggregation von Treibhausgasen eine ingenieurwissenschaftliche Aufgabe ist, mit der wir uns nicht näher befassen wollen. Es wird also angenommen, dass die physische Messung *aller* Treibhausgas-

⁹ Um alle Treibhausgase aggregieren zu können, müssen diese in CO_2 -Äquivalente umgerechnet werden. Dies geschieht mittels von Umrechnungsfaktoren, die das Treibhauspotential (Global Warming Potential, GWP) der Gase im Vergleich zu CO_2 angeben. Der Terminus ‚Emissionen‘ bezieht sich in dieser Arbeit grundsätzlich auf CO_2 -Äquivalente.

emissionen technisch kein Problem darstellt und ein flächendeckendes Monitoring-System in Kraft ist.

2.2.3 Die kontrafaktische Baseline eines Projekts und strategisches Verhalten

Der Zertifizierer muss herausfinden, was Firma i unternehmen würde, wenn das CDM-Projekt nicht durchgeführt würde. Da dies nicht mehr zu überprüfen ist wenn das Projekt einmal implementiert ist, hat Firma i keinen Anreiz ihre wahren Pläne dem Zertifizierer zu offenbaren. Vielmehr wird sie ein höheres Emissionenreferenzszenario angeben, um für dasselbe Projekt mehr Emissionsreduktionen zertifiziert zu bekommen.

Abbildung 2.2.1: Kontrafaktische Baselines und strategisches Lügen

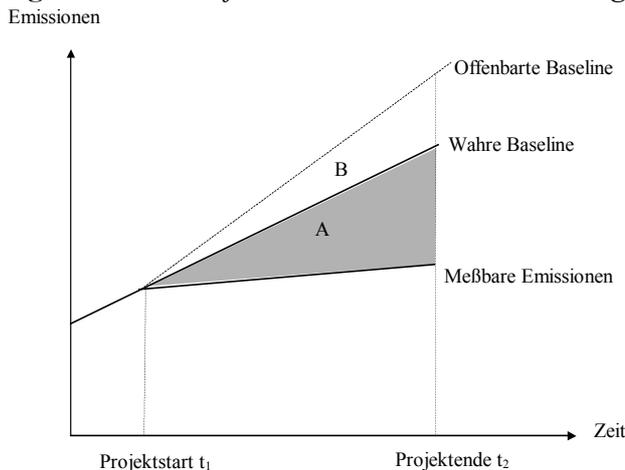


Abbildung 2.2.1 illustriert dies. Ein Projekt mit der Laufzeit t_1 bis t_2 generiert Emissionsreduktionen in Höhe der Fläche A. Behauptet der Projektgastgeber einfach er hätte im Referenzfall wesentlich mehr emittiert und seine Baseline entspreche z.B. der gestrichelten Linie, so kann er zusätzliche Reduktionskredite in Höhe der Fläche B an den Investor verkaufen. Auch wenn der Investor über mehr Informationen verfügt als der Zertifizierer, so hat er doch keinen Anreiz, die Lüge aufzudecken, da er zum selben Preis mehr Reduktionskredite erwerben kann. Da der Investor sich die falschen Reduktionen auf seine Emissionsauflagen anrechnet und folglich selbst mehr emittieren kann, wird das Klimaziel in Höhe der Fläche B verfehlt.

Da beide Projektpartner einen Anreiz zum Lügen haben (im Englischen wird dies weniger drastisch als 'gaming' bezeichnet), ist die Methode der einfachen Befragung zur Ermittlung der Baseline nicht anreizkompatibel. Dies ist ein typisches Prinzipal-Agenten-Problem mit asymmetrisch verteilter Information zwischen dem Prinzipal (Zertifizierer) und dem Agenten (Firma i) (vgl. Hagem 1996). Die theoretische Literatur bietet zur Lösung solcher Prinzipal-Agenten-Probleme sogenannte Revelationsmechanismen an, deren Anreize derart sind, dass die Offenbarung der wahren Pläne die beste Strategie der Akteure ist (vgl. hierzu Abschnitt 3.1). Solche Mechanismen basieren jedoch oft auf extrem restriktiven Annahmen. Da bislang kein operationalisierbarer Revelationsmechanismus für den CDM formuliert werden konnte, beschäftigt sich der überwiegende Teil der Literatur mit der Frage mittels welcher Methoden die Baseline extern, d.h. ohne die Aussage der Firma, *geschätzt* werden könnte. Eine Darstellung dieser Baseline-Methoden erfolgt in Kapitel 3.

2.3 Zuordnungsproblem: Emissionsreduktionen bei gleichzeitiger Durchführung von interdependenten CDM-Projekten

Werden mehrere CDM-Projekte gleichzeitig durchgeführt, ergeben sich Probleme bezüglich der Zuordnung von Emissionsreduktionen. Liegen die Projekte auf derselben Wertschöpfungskette oder sind sie über Preis- und Mengeneffekte miteinander verknüpft, so ist eine ursächliche Zuordnung der Emissionsreduktionen auf die einzelnen Projekte nicht möglich. In diesem Kapitel wird gezeigt, welcher Anteil der Emissionsreduktionen nicht eindeutig dem Verursacher zugeordnet werden kann und von welcher empirischen Relevanz dieses Problem ist. Zunächst wird untersucht, welche Aktivitätsniveaus der Firmen zu einer sozial optimalen Situation im Sinne der Kosteneffizienz führen. Auf Basis dieser Überlegungen wird eine Zuordnungsregel hergeleitet, nach der den Firmen weniger Reduktionen angerechnet werden als sie tatsächlich realisiert haben. Es wird gezeigt, dass über eine Besteuerung ebenfalls das Optimum erreicht wird, dass hierfür jedoch eine Zuordnungsregel auf Basis normativer Überlegungen erforderlich ist. Schließlich wird ein Mechanismus vorgeschlagen, der es ermöglicht, dass die Firmen das soziale Optimum über Verhandlungen realisieren und ihnen gleichzeitig genau so viele Zertifikate angerechnet werden, wie tatsächlich Emissionen vermieden wurden.

2.3.1 Das Zuordnungsproblem

Betrachten wir zwei Standorte für potentielle CDM-Projekte. Beim ersten Standort handelt es sich um ein Kraftwerk, in dem fossile Energieträger verstromt werden. Im Rahmen eines CDM-Projekts werden die spezifischen Emissionen des Kraftwerkes (in Tonnen CO₂e pro MWh), durch den Wechsel auf alternative Brennstoffe und durch Maßnahmen zur Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades, gesenkt. Standort 2 sei ein Industriebetrieb mit stromintensiver Produktion. Durch Prozessoptimierung kann im Rahmen eines CDM-Projekts die Energieeffizienz der Produktion erhöht werden.

Die Standorte seien wie folgt miteinander verknüpft: Der Industriebetrieb bezieht seinen Strom ausschließlich vom Kraftwerk an Standort 1. Das Kraftwerk ist nicht an ein überregionales Hochspannungsnetz angeschlossen, weshalb Strom aus Überkapazitäten nicht andern Orts abgesetzt werden kann. Außerdem hat es einen festen Kundenstamm, darunter der Industriebetrieb an Standort 2. Eine niedrigere Stromnachfrage durch den Industriebetrieb impliziert folglich einen sinkenden Absatz des Kraftwerks. Dieses Szenario entspricht der tatsächlichen Situation in vielen Entwicklungsländern.

Für das folgende Beispiel wird unterstellt, dass der Regulator vollkommene Information besitzt, also auch die Baseline der Projekte kennt. Wir betrachten drei Szenarien: In den Szenarien 1 und 2 wird jeweils nur an einem der beiden Standorte ein Projekt durchgeführt. In Szenario 3 werden beide Projekte gleichzeitig implementiert. Die Größen des Kraftwerks seien durch das Superskript ^(KW) gekennzeichnet, jene des Industriebetriebs durch ^(IB).

Szenario 1: Nur das Industrieprojekt wird durchgeführt

Bezeichne D^0 den vom Industriebetrieb eingesetzten Strom im Baseline-Szenario. Durch Prozessoptimierung sinkt der Strombedarf des Industriebetriebs auf das Niveau D . Sei $\Delta D \equiv D - D^0$. Für die Berechnung der hierdurch erzielten Emissionsreduktion muss die

eingesparte Energiemenge mit dem Emissionskoeffizienten des vom Kraftwerk bezogenen Stroms multipliziert werden. Bezeichne S^0 und S die spezifischen Emissionen der Nettostromerzeugung im Baseline-Fall bzw. im Projektfall. Durch das Industrieprojekt sinkt nur die Stromnachfrage, jedoch nicht die Emissionsintensität des bezogenen Stroms, so dass $S = S^0$. Die Änderung der Emissionen E ist folglich gegeben durch

$$\Delta E^{IB} = S^0 \cdot \Delta D \quad (2.3.1)$$

Szenario 2: Nur das Kraftwerksprojekt wird durchgeführt

Der Industriebetrieb sei der einzige Stromkunde des Kraftwerks, so dass der Stromabsatz des Kraftwerks mit der Nachfrage des Industriebetriebs übereinstimmt.¹⁰ Dann entspricht D^0 der Nettostromerzeugung im Baseline-Fall und D entspricht der Erzeugung im Projektfall. Durch das Kraftwerksprojekt sinken nur die spezifischen Emissionen, während die produzierte Menge unverändert bleibt und somit die Änderung des Emissionsniveaus (E) im Kraftwerk gegeben ist durch:

$$\Delta E^{KW} = D^0 \cdot \Delta S \quad (2.3.2)$$

für $\Delta S \equiv S - S^0$.

Szenario 3: Beide Projekte werden gleichzeitig durchgeführt

Betrachten wir nun den Fall, dass beim Klimasekretariat beide CDM-Projekte gleichzeitig angemeldet werden. Die Projektentwickler legen ihre Zertifikateberechnungen (2.3.1) und (2.3.2) vor und fordern zusammen Zertifikate in Höhe von

$$\Delta E^{gefordert} = \Delta E^{KW} + \Delta E^{IB} = D^0 \cdot \Delta S + S^0 \cdot \Delta D \quad (2.3.3)$$

Das Klimasekretariat berechnet die insgesamt tatsächlich reduzierten Emissionen und betrachtet dabei die beiden Standorte wie einen Standort, an dem zwei Teilprojekte durchgeführt wurden. Emissionen entstehen ausschließlich bei der Verbrennung fossiler Energieträger im Kraftwerk. Bei der Verwendung des Stroms im Industriebetrieb entstehen keine Emissionen. Die gemeinsamen Emissionsreduktionen betragen daher:

$$\Delta E^{KW+IB} = D \cdot S - D^0 \cdot S^0 \quad (2.3.4)$$

Umformung von (2.3.4) ergibt:

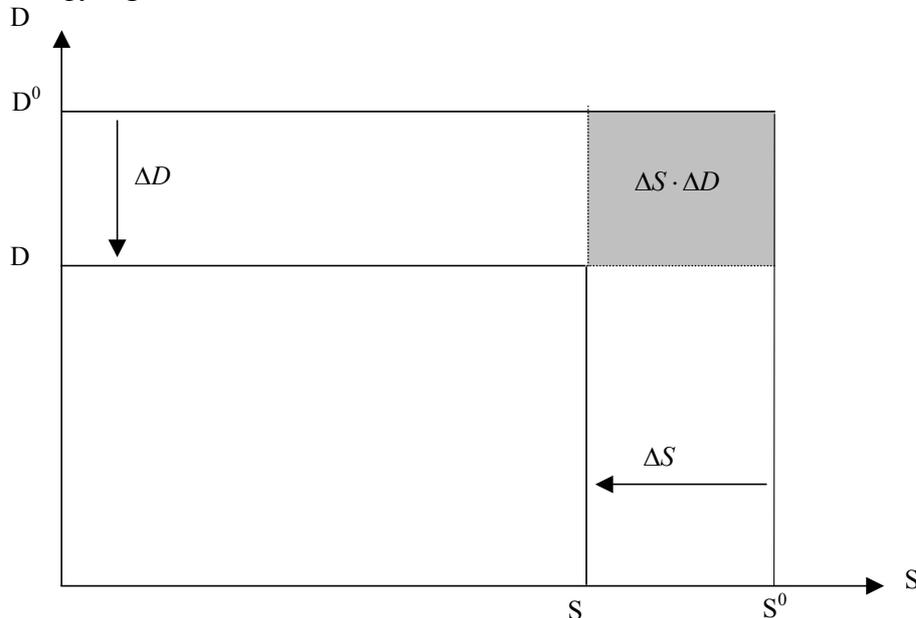
$$\Delta E^{KW+IB} = D^0 \cdot \Delta S + S^0 \cdot \Delta D + (\Delta S \cdot \Delta D) \quad (2.3.5)$$

Der Vergleich von (2.3.3) mit (2.3.5) zeigt, dass bei isolierter Betrachtung der beiden Projekte, in der Summe zu viele Emissionsreduktionen angerechnet werden, da der Interaktionsterm ($\Delta S \cdot \Delta D$) in (2.3.5) positiv ist. Die Schwierigkeit liegt nun darin, dass nicht klar ist, welchem der beiden Projekte welcher Anteil des Terms ($\Delta S \cdot \Delta D$) zugeordnet werden soll, da sich die Projekte wechselseitig beeinflussen. Das Kraftwerksprojekt reduziert die durch das Industrieprojekt erzielbaren Emissionsreduktionen und umgekehrt reduziert der durch das Industrieunternehmen ausgelöste Nachfragerückgang das Reduktionspotential im Kraftwerk. Diese Situation wird in Abbildung 2.3.1 illustriert. Insgesamt werden Emissionsreduktionen in Höhe der Fläche $D^0 \cdot S^0 - D \cdot S$ erzielt. Wird die grau unterlegte Fläche beiden Firmen

¹⁰ Diese Annahme hat keinerlei Einfluss auf die Ergebnisse, ermöglicht aber eine wesentlich übersichtlichere Darstellung unseres Arguments.

angerechnet, werden insgesamt zu viele Emissionsreduktionen zertifiziert. Fällt diese Fläche keiner Firma zu, werden zu wenige Emissionsreduktionen angerechnet. Wer welchen Anteil der Fläche verursacht hat, lässt sich aber nicht festlegen.

Abbildung 2.3.1: Interaktionsterm bei gleichzeitigen CDM-Projekten auf einer Wertschöpfungskette



Die empirische Relevanz des Zuordnungsproblems zeigt sich bei einer Betrachtung des Terms $(\Delta S \cdot \Delta D)$. Ohne Abzug des Interaktionsterms erhält der Industriebetrieb Zertifikate in Höhe von $\Delta E^{IB} = \Delta D \cdot S^0$. Also beträgt der Anteil des Interaktionsterms an den maximal anrechenbaren Emissionsreduktionen: $\Delta S \cdot \Delta D / S^0 \cdot \Delta D$. Bei einer Senkung der spezifischen Emissionen im Kraftwerk von 0,9 auf 0,6 Tonnen $\text{CO}_2\text{e}/\text{MWh}$ ¹¹ beläuft sich aus Sicht des Industriebetriebs der Anteil des zur Disposition stehenden Interaktionsterms auf $\Delta S / S^0 = 0,3 / 0,9 = 0,33$.

Das Klimasekretariat entscheidet also darüber, ob dem Industriebetrieb **33%** mehr oder weniger Zertifikate für das Projekt angerechnet werden. Bei dieser Größenordnung hat der Industriebetrieb ein erhebliches Interesse daran, die Anrechnung des Interaktionsterms auch mit juristischen Mitteln durchzusetzen. Betrachten wir einen Industriebetrieb mit einem jährlichen Strombedarf von 400 GWh pro Jahr. Bei einer Reduktion des Stromverbrauchs um 10% und einer Projektlaufzeit von 5 Jahren ergibt sich ein $\Delta D = 200$ GWh und somit

$$(\Delta S \cdot \Delta D) = 0,3 [t \text{ CO}_2\text{e} / \text{MWh}] \cdot 200.000 [\text{MWh}] = 60.000 [t \text{ CO}_2\text{e}]$$

Bei einem Zertifikatspreis von 20 Euro pro t CO_2e ergibt sich ein Wert von 1,2 Millionen Euro, der nicht eindeutig zugeordnet werden kann. Aus Sicht des Kraftwerks handelt es sich immerhin noch um 10% der maximal möglichen Zertifikate, die zur Disposition stehen ($\Delta S \cdot \Delta D / D^0 \cdot \Delta S = 0,1$).

¹¹ Emissionsreduktionen dieser Größenordnung werden beispielsweise durch Umstellung von Kohle auf moderne GuD-Technologien erzielt.

Ungeachtet der offensichtlichen empirischen Relevanz wird das Zuordnungsproblem in der klimapolitischen Diskussion nirgendwo erwähnt. Um diese Lücke zu schließen, wird im Folgenden analysiert, ob eine Zuteilung auf Basis von Effizienzkriterien möglich ist und welche praxistauglichen Zuordnungsregeln sich anbieten.

2.3.2 Regeln für die Zuordnung des Interaktionsterms

Das aufgezeigte Zuordnungsproblem entspricht strukturell dem umweltökonomischen Phänomen wechselseitiger externer Effekte aufgrund unzureichend definierter Eigentumsrechte. Dabei gibt es nicht einen Verursacher und einen Geschädigten; die Beeinflussung ist vielmehr wechselseitiger Natur. Jede Firma führt eine Änderung des Umweltzustandes herbei und beeinflusst dadurch das Gewinnpotential der anderen Firma. Keiner der Beteiligten hat das (Eigentums-) Recht am Urzustand (hier dem Baseline-Zustand wenn keine Firma ein Projekt durchführt).¹²

Es soll nun geprüft werden, ob auf der Basis des Kriteriums der Kosteneffizienz eine Zuteilungsregel für den Interaktionsterm ($\Delta S \cdot \Delta D$) hergeleitet werden kann. Hierzu wird zunächst das Optimierungsproblem eines sozialen Planers betrachtet, der den Gesamtgewinn beider Firmen maximieren möchte. Anschließend wird gezeigt, wie der Interaktionsterm in die Zielfunktion der privaten Firmen eingehen muss, damit diese die sozial optimale Allokation realisieren.

2.3.2.1 Das Optimierungsproblem des sozialen Planers

Der soziale Planer betrachtet die beiden Firmen wie eine Firma. In dieser Firma kann er Reduktionskredite produzieren, indem er entweder die Variable S oder die Variable D senkt. Er sucht nun eine (S,D) -Kombination, die seine Gewinnfunktion maximiert. Die Kostenfunktionen $C^{KW}(S)$ und $C^{IB}(D)$ seien zweimal stetig differenzierbar und streng konvex in den Kontrollvariablen S und D . Diese Eigenschaften erfüllen die quadratischen Vermeidungskostenfunktionen

$$C^{KW}(S) \equiv \frac{c^{KW}}{2}(S-S^0)^2 \text{ und } C^{IB}(D) \equiv \frac{c^{IB}}{2}(D-D^0)^2$$

wobei die Lageparameter c^{KW} und c^{IB} Konstanten sind. Sei p der Marktpreis für Reduktionszertifikate. Das Optimierungsproblem des sozialen Planers lautet nun:

$$\text{Max}_{D,S} U = -\Delta E(S,D) \cdot p - C^{KW}(S) - C^{IB}(D) \quad (2.3.6)$$

$$\text{Max}_{D,S} U = -[D \cdot S - D^0 \cdot S^0] \cdot p - \frac{c^{KW}}{2}(S-S^0)^2 - \frac{c^{IB}}{2}(D-D^0)^2 \quad (2.3.7)$$

Die Bedingungen erster Ordnung (B.e.O.) für ein Gewinnmaximum lauten:

$$\partial U / \partial S = -D \cdot p - c^{KW} \cdot \Delta S = 0 \quad (2.3.8)$$

¹² Bei der Betrachtung von Abbildung 2.3.1 mag zunächst der Verdacht aufkommen, dass es keine Möglichkeit gibt, den Interaktionsterm auf der Basis von Effizienzkriterien zuzuordnen, da es sich um eine Art Kuppelproduktproblem handeln könnte. So wusste schon Jevons (1879), dass die Kosten der Aufzucht eines Schafs nicht eindeutig den Kuppelprodukten Fleisch und Fell zugeordnet werden können. Tatsächlich ist die Struktur des vorliegenden Zuordnungsproblem aber eine andere und basiert auf dem Externalitätenproblem wofür eine effiziente Lösung existiert.

Da das beste zu wählende Aktivitätsniveau einer Firma vom gewählten Aktivitätsniveau der anderen Firma abhängt, liegt die Struktur eines einfachen strategischen Spiels vor. Da wir von gleichzeitigen Projekten ausgehen, handelt es sich um ein einstufiges Spiel, bei dem beide Spieler gleichzeitig ziehen. Als Lösungskonzept wird im Folgenden das Nash-Gleichgewicht herangezogen. Im Nash-Gleichgewicht ist die Strategie jedes Spielers eine beste Antwort auf die tatsächlich gespielte Strategie der anderen Spieler, wobei unterstellt wird, dass die Spieler die rationale Strategie der anderen Spieler immer korrekt antizipieren.¹³ Im betrachteten Fall bedeutet dies, dass die Firmen das Aktivitätsniveau der jeweils anderen Firma als gegeben betrachten: $\partial S^* / \partial D = 0$ und $\partial D^* / \partial S = 0$. Die Gewinnfunktionen der Firmen lauten

$$\pi^{KW}(S, D^*) = -\left[D \cdot \Delta S - \alpha \cdot (\Delta S \cdot \Delta D^*)\right] \cdot p - \frac{c^{KW}}{2} \cdot \Delta S^2 \quad (2.3.13)$$

$$\pi^{IB}(D, S^*) = -\left[S \cdot \Delta D - (1 - \alpha) \cdot (\Delta S^* \cdot \Delta D)\right] \cdot p - \frac{c^{IB}}{2} \cdot \Delta D^2 \quad (2.3.14)$$

mit den B.e.O.

$$\frac{\partial \pi^{KW}}{\partial S} = -D \cdot p + \alpha \cdot p \cdot [\Delta D^* + \Delta S \cdot \frac{\partial D^*(S)}{\partial S}] - c^{KW} \cdot \Delta S = 0 \quad (2.3.15)$$

$$\frac{\partial \pi^{IB}}{\partial D} = -S \cdot p + (1 - \alpha) \cdot p \cdot [\Delta S^* + \Delta D \cdot \frac{\partial S^*(D)}{\partial D}] - c^{IB} \cdot \Delta D = 0 \quad (2.3.16)$$

Wegen der Nash-Annahme $\partial S^* / \partial D = 0$ und $\partial D^* / \partial S = 0$ reduziert sich die B.e.O. auf

$$\frac{\partial \pi^{KW}}{\partial S} = -D \cdot p + \alpha \cdot p \cdot \Delta D^* - c^{KW} \cdot \Delta S = 0 \quad (2.3.17)$$

$$\frac{\partial \pi^{IB}}{\partial D} = -S \cdot p + (1 - \alpha) \cdot p \cdot \Delta S^* - c^{IB} \cdot \Delta D = 0 \quad (2.3.18)$$

Wäre es möglich, ein α zu bestimmen, so dass die Lösung von (2.3.17) und (2.3.18) mit der Lösung des sozialen Planers (2.3.10) und (2.3.11) übereinstimmt, so wäre eine Zuordnungsregel für den Interaktionsterm auf der Basis einer Effizienzüberlegung gefunden. Man sieht nun aber beim Vergleich der B.e.O. (2.3.17) und (2.3.18) mit jenen des Planers (2.3.8) und (2.3.9), dass es kein α geben kann, bei dessen Anwendung die Firmen dasselbe Ergebnis erzielen wie der soziale Planer! Das bedeutet, dass die Festlegung eines α willkürlich wäre und keine Zuteilungsregel zur Realisierung der kosteneffizienten Allokation führt.

Die B.e.O. sind nur dann identisch, wenn **keiner** Firma der Interaktionsterm angerechnet wird:

$$\pi^{KW}(S, D^*) = -D^* \cdot \Delta S \cdot p - \frac{c^{KW}}{2} \cdot \Delta S^2 \quad (2.3.19)$$

¹³ Obgleich das Nash-Gleichgewicht das am häufigsten angewandte Lösungskonzept bei der Analyse strategischer Probleme ist, bleibt seine Gültigkeit ein Streitpunkt der spieltheoretischen Literatur (vgl. Mass-Colell et al. 1995). Das vorliegende Problem ließe sich auch für den Fall unvollkommener Information bezüglich der Kostenfunktionen der Firmen formulieren, wobei dann ein Bayesianisches Nash-Gleichgewichtskonzept angewandt würde. Die technische Analyse soll an dieser Stelle jedoch einfach gehalten werden, um das wesentliche Argument zu verdeutlichen.

$$\pi^{IB}(D, S^*) = -S^* \cdot \Delta D \cdot p - \frac{c^{IB}}{2} \cdot \Delta D^2 \quad (2.3.20)$$

Die B.e.O. lauten dann

$$\frac{\partial \pi_Z^{KW}}{\partial S} = -p \cdot D^* - c^{KW} \cdot \Delta S = 0 \quad (2.3.21)$$

$$\frac{\partial \pi_Z^{IB}}{\partial D} = -p \cdot S^* - c^{IB} \cdot \Delta D = 0 \quad (2.3.22)$$

Dies stimmt zwar dann mit den B.e.O. des sozialen Planers überein, aber den Firmen werden weniger Reduktionen angerechnet als sie zusammen erzielt haben. Sie erhalten zusammen Zertifikate in Höhe von

$$\Delta E^{KW+IB} = D^* \cdot S^* - D^0 \cdot S^0 + \Delta S \cdot \Delta D \quad (2.3.23)$$

D.h. Reduktionen in Höhe von $-\Delta S \cdot \Delta D$ werden nicht angerechnet. Die kosteneffiziente Allokation des sozialen Planers wird also erreicht, indem den Firmen weniger Emissionsreduktionen angerechnet werden als sie erzielt haben. Dies mag zunächst wie ein Widerspruch klingen. Aber wie bereits oben angesprochen, handelt es sich um einen Fall wechselseitiger externer Effekte. Bei Externalitäten im Umweltbereich wird das soziale Optimum dadurch erreicht, dass die Firmen besteuert werden, um den Schaden, der durch ihre eigene Aktivität bei anderen Firmen entsteht, zu internalisieren. Auch in diesem Fall wird der Nutzen der einzelnen Firmen durch die Steuer reduziert. Die Besteuerung entspricht dabei genau dem Schaden, der bei der anderen Firma erzeugt wird. Im hier betrachteten Fall wird jede Firma mit dem Satz $\Delta S \cdot \Delta D \cdot p$ 'besteuert' indem sie auf einen Teil der Emissionszertifikate verzichten muss. Dies entspricht genau der Externalität, die bei der jeweils anderen Firma entsteht.

Bei dieser Lösung ergibt sich allerdings eine weitere Frage: Was geschieht mit den nicht angerechneten aber realisierten Emissionsreduktionen? Diese müssten am Markt vom Zertifizierer verkauft werden, weil sonst das internationale Emissionsziel verfehlt wird, d.h. es würden zu viele Emissionen reduziert.

Über eine direkte *monetäre* Besteuerung ist es möglich, einerseits die sozial optimale Allokation zu erreichen und gleichzeitig so viele Emissionsreduktionen zu zertifizieren wie tatsächlich realisiert wurden. Die Firmen bekommen einerseits einen Teil des Interaktionsterms angerechnet, während gleichzeitig der Steuersatz σ erhoben wird. Die Gewinnfunktionen der Firmen lauten dann

$$\pi^{KW}(S, D^*) = -[D \cdot \Delta S - \alpha \cdot \Delta D \cdot \Delta S] \cdot p - \sigma \cdot \alpha \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{KW}}{2} \cdot \Delta S^2 \quad (2.3.24)$$

$$\pi^{IB}(D, S^*) = -[S \cdot \Delta D - (1 - \alpha) \cdot \Delta S \cdot \Delta D] \cdot p - \sigma \cdot (1 - \alpha) \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{IB}}{2} \cdot \Delta D^2 \quad (2.3.25)$$

Wenn der Steuersatz gerade dem Zertifikatpreis entspricht ($\sigma = p$), realisieren die Firmen das soziale Optimum und gleichzeitig werden genau $-(D \cdot S - D^0 \cdot S^0)$ Emissionsreduktionen zertifiziert. Der Nachteil dieses Vorgehens ist der, dass ein α willkürlich bestimmt werden muss, denn wie bereits oben gezeigt wurde, ist auf der Basis von Effizienzüberlegungen kein optimales α bestimmbar. Die Zuteilung kann dann nur auf Basis normativer Überlegungen erfolgen.

2.3.2.3 Verhandlungslösung

Nach dem Coase-Theorem (Coase 1960) ist selbst bei der Existenz externer Effekte ein Eingreifen des Regulierers nicht erforderlich, da die Firmen über kooperative Verhandlungen stets zur Realisierung des pareto-optimalen Aktivitätsniveaus gelangen, solange die Transaktionskosten niedrig und monetäre Transferzahlungen möglich sind. Schweizer (1988) zeigt, wie die pareto-optimale Lösung auch im Rahmen eines nicht-kooperativen Spiels realisiert wird, solange eine Firma für die Anpassung ihres Aktivitätsniveaus monetär kompensiert werden kann.¹⁴ Vor diesem Hintergrund ist die Überlegung naheliegend, es die Firmen einfach aushandeln zu lassen, wer welchen Anteil des Interaktionsterms erhält. Die Verhandlungslösung führt aber nicht zur Realisierung des first best: Sobald sich die Firmen auf ein α einigen sehen sich beide den Gewinnmaximierungsbedingungen (2.3.17) und (2.3.18) gegenüber und werden das soziale Optimum nicht realisieren.

Durch folgenden Mechanismus gelingt es dem Zertifizierer ohne Rückgriff auf normative Verteilungsregeln, die sozial optimalen Vermeidungsmengen durchzusetzen und Zertifikate in dieser Höhe an die Firmen zu verteilen:

1. Die Firmen verhandeln über den Interaktionsterm bzw. über das α .
2. Scheitern die Verhandlungen so erhält keine der Firmen einen Anteil am Interaktionsterm und beide werden zusätzlich besteuert mit $(p \cdot \beta \cdot \Delta D \cdot \Delta S)$ bzw. $(p \cdot (1 - \beta) \cdot \Delta D \cdot \Delta S)$ wobei der $\beta \in [0,1]$ ex ante unbekannt ist und vom Zertifizierer ausgewürfelt wird.
3. Wenn die Verhandlungen gelingen nennen die Firmen das α dem Zertifizierer. Dieser setzt $\beta = \alpha$ und besteuert die Firmen in Höhe von $(p \cdot (1 - \alpha) \cdot \Delta D \cdot \Delta S)$ bzw. $(p \cdot \alpha \cdot \Delta D \cdot \Delta S)$.

Der Drohpunkt der Firmen für den Fall des Scheiterns der Verhandlungen ist gegeben durch

$$\pi_{NK}^{KW}(S, D^*) = -D \cdot \Delta S \cdot p - p \cdot \beta \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{KW}}{2} \cdot \Delta S^2 \quad (2.3.26)$$

$$\pi_{NK}^{IB}(D, S^*) = -S \cdot \Delta D \cdot p - p \cdot (1 - \beta) \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{IB}}{2} \cdot \Delta D^2 \quad (2.3.27)$$

Bei Kooperation erhalten die Firmen den Gewinn

$$\pi_K^{KW}(S, D^*) = -[D \cdot \Delta S - \alpha \cdot \Delta D \cdot \Delta S] \cdot p - p \cdot \alpha \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{KW}}{2} \cdot \Delta S^2 \quad (2.3.28)$$

$$\pi_K^{IB}(D, S^*) = -[S \cdot \Delta D - (1 - \alpha) \cdot \Delta S \cdot \Delta D] \cdot p - p \cdot (1 - \alpha) \cdot \Delta S \cdot \Delta D - \frac{c^{IB}}{2} \cdot \Delta D^2 \quad (2.3.29)$$

Für die Normalisierung $p=1$ ergeben sich die Kooperationsgewinne der Firmen

$$\Delta \pi^{KW} = \pi_K^{KW} - \pi_{NK}^{KW} = \beta \cdot \Delta S \cdot \Delta D \quad (2.3.30)$$

$$\Delta \pi^{IB} = \pi_K^{IB} - \pi_{NK}^{IB} = (1 - \beta) \cdot \Delta S \cdot \Delta D \quad (2.3.31)$$

¹⁴ Allerdings liefert die Spieltheorie keine eindeutigen Lösungen bezüglich der Transferzahlungen, da deren Höhe von der genauen Formulierung des Spiels abhängt und es keine kanonische Spielformulierung für das Externalitätenproblem gibt.

Die Gleichungen (2.3.30) und (2.3.31) zeigen, dass der Kooperationsgewinn *ex ante* völlig unabhängig vom ausgehandelten α ist und allein vom unbekanntem β abhängt. Entscheidend ist nur, dass sie überhaupt ein α wählen.¹⁵ Zwar kennen die Firmen β nicht, aber sie wissen, dass für *kein* $\beta \in [0,1]$ die Kooperation zu einem schlechteren Ergebnis führt.¹⁶ Daher wählen sie ein α und realisieren die sozial optimalen Vermeidungspfade, was aber um den Preis einer monetären Besteuerung erkaufte.¹⁷

Dasselbe Ergebnis wie durch den Verhandlungsmechanismus würde erzielt wenn der Zertifizierer einfach den Interaktionsterm nicht an die Firmen verteilt, sondern auf dem internationalen Markt verkauft. Dies wäre der einfachere Weg. Das Beispiel sollte auch aufzeigen, dass dezentrale Verhandlungslösungen nicht zu einer besseren Lösung führen. Es gibt keine Möglichkeit, die Firmen zur Umsetzung der First-best-Vermeidungspfade zu bringen, ohne sie direkt oder implizit zu besteuern. Dies ist intuitiv einsichtig wenn man sich erinnert, dass es sich um eine Internalisierungssteuer handelt, die zur Berücksichtigung wechselseitiger externer Effekte dienen soll. Bei Pigou-Steuern gibt es grundsätzlich keine Möglichkeit die Steuereinnahmen an die Firmen zurückfließen zu lassen, ohne wiederum vom *first best* abzuweichen.¹⁸ Daher gibt es auch keinen Weg den Wert des Interaktionsterm $\Delta S \cdot \Delta D$ an die Firmen zu verteilen, ohne von den First-best-Vermeidungsmengen abzuweichen.

2.3.2.4 Normative Zuteilungsregeln

Ist ungeachtet der theoretischen Unmöglichkeit einer effizienten Zuordnung der Zertifizierer gezwungen, den Firmen alle realisierten Emissionsreduktionen zu zertifizieren und hierfür eine Zuteilungsregel anzuwenden, so kann dies nur auf der Basis normativer Kriterien erfolgen wie z.B.:

1. Arithmetisches Mittel:

Nach Umformung von (2.3.12) erhält man für $\alpha = 1/2$

$$\Delta E^{KW+IB} = \Delta S \cdot \left(\frac{D^0 + D}{2} \right) + \Delta D \cdot \left(\frac{S + S^0}{2} \right) \quad (2.3.32)$$

¹⁵ Es macht daher auch keinen Sinn, spieltheoretische Lösungskonzepte der zur Berechnung des Verhandlungsgleichgewichts anzuwenden wie z.B. die Nash-Bargainig-Solution, die in Kapitel 10.1 angewandt wird. Dies liegt daran, dass die Auszahlungen unabhängig vom Verhandlungsergebnis ist.

¹⁶ Es ist entscheidend, dass β *ex post* ausgewürfelt wird. Würde das β *ex ante* festgelegt oder würden die Firmen antizipieren, dass der Zertifizierer immer $\beta = 1/2$ festlegt, dann wäre dieses β 'self enforcing', d.h. die Firmen würden $\alpha = \beta$ wählen. Darüber hinaus setzt der Mechanismus *Risikoaversion* der Firmen voraus. Bei Risikoneutralität würden sie einfach den Mittelwert der gleichverteilten Lotterie $\beta \in [0,1]$ also $\beta = 1/2$ erwarten, was einem bekannten α gleich käme.

¹⁷ Die Besteuerung ist nicht mit einer allgemeinen Pigou-Steuer auf Emissionen zu vergleichen, da diese zu einer Belastung der Firmen in Entwicklungsländern führt, und daher politisch derzeit nicht durchsetzbar ist. Demgegenüber müssen die Firmen bei der hier diskutierten Steuer nur einen Teil des Projektgewinns abgeben und sind daher immer noch besser gestellt als wenn es den CDM nicht gäbe.

¹⁸ Selbst eine Rückführung über *lump sum* Subvention führt nur dann nicht zu Verzerrungen wenn sehr viele Firmen besteuert werden und der einzelne Beitrag einer Firma sehr klein ist.

Die im Kraftwerk erreichte Senkung der spezifischen Emissionen wird gewichtet mit dem arithmetischen Mittel der abgesetzten Strommenge im Baseline- und Projektfall. Umgekehrt wird die Stromeinsparung gewichtet mit dem arithmetischen Mittel der Emissionsfaktoren im Referenz- und Projektfall.

2. First-mover advantage:

Das zuerst durchgeführte Projekt erhält den Interaktionsterm ($\alpha = 1$). Die Regel ist also nur anwendbar, wenn die Projekte nicht gleichzeitig angemeldet oder begonnen werden.

3. Upstream firm advantage:

Die in der Wertschöpfungskette vorgelagerte Firma erhält den Interaktionsterm angerechnet.

4. Gewichtung mit der relativen Emissionsreduktion:

Der Anteil des Interaktionsterms, der einem Projekt zugeordnet wird, entspricht dessen Anteil an den insgesamt erzielten Emissionsreduktionen:

$$\alpha = \Delta E^{KW} / \Delta E^{KW+IB} \quad \text{und} \quad 1 - \alpha = \Delta E^{IB} / \Delta E^{KW+IB} \quad (2.3.33)$$

Allerdings liegt hier ein Zirkelproblem vor, da ΔE^{KW} und ΔE^{IB} nicht bestimmt sind.

5. Gewichtung mit den relativen Vermeidungskosten:

Der einem Projekt zugeordnete Anteil des Interaktionsterms entspricht dem Anteil der Vermeidungskosten des Projekts an der Summe der Vermeidungskosten.

$$\alpha = \frac{\Delta S \cdot C^{KW}}{\Delta S \cdot C^{KW} + \Delta D \cdot C^{IB}} \quad \text{und} \quad 1 - \alpha = \frac{\Delta D \cdot C^{IB}}{\Delta S \cdot C^{KW} + \Delta D \cdot C^{IB}} \quad (2.3.34)$$

Es ließe sich noch eine Vielzahl weiterer normativer Kriterien auflisten. Es gibt aber keine Zuordnungsregel, die aus normativen Gründen der ‚Fairness‘ eindeutig vorzuziehen wäre. Darüberhinaus wird mit keiner der Regeln das sozial optimale Vermeidungsniveau realisiert.

2.3.3 Zusammenfassung und Politikempfehlung

Es wurde gezeigt, dass bei Klimaschutzprojekten im Rahmen des CDM ein Zuordnungsproblem bezüglich der realisierten Emissionsreduktionen auftritt, wenn mehrere Projekte durchgeführt werden, die auf derselben Wertschöpfungskette liegen und/oder über Preis- und Mengeneffekte miteinander verknüpft sind. In diesem Fall kann der Zertifizierer einen Teil der Emissionsreduktionen, der als Interaktionsterm bezeichnet wurde, nicht den einzelnen Projekten ursächlich zuordnen. Es wurde gezeigt, dass es sich hierbei strukturell um ein Problem wechselseitiger externer Effekte handelt. Diese Effekte lassen sich internalisieren, indem der Zertifizierer die nicht zuordenbaren Emissionsreduktionen den Firmen nicht zertifiziert. In diesem Fall realisieren die Firmen die optimale Allokation des sozialen Planers.

Die Firmen verfehlen das soziale Optimum, wenn der Interaktionsterm auf die Firmen aufgeteilt wird. Das soziale Optimum kann auch realisiert werden, wenn den Firmen ein Teil des Interaktionsterms zugewiesen wird und gleichzeitig eine monetäre Steuer erhoben wird, die zur Berücksichtigung der Externalität in den Gewinnfunktionen der privaten Firmen führt.

Allerdings müssten dann für die Zuteilung und die Berechnung des optimalen Steuersatzes normative Kriterien festgelegt werden da sich auf der Basis von Effizienzkriterien keine optimale Zuteilungsregel herleiten lässt. Schließlich wurde ein Mechanismus entwickelt in dem

die Firmen über die Aufteilung des Terms verhandeln und gleichzeitig besteuert werden. Dabei droht der Zertifizierer an, dass im Falle des Scheiterns der Verhandlungen keiner der Firmen den Interaktionsterm angerechnet bekommt. Es wurde gezeigt, dass die sozial optimalen Vermeidungsmengen nur realisiert werden, wenn die Firmen direkt oder implizit besteuert werden.

In Entwicklungsländern existieren hohe Potentiale für kostengünstige CO₂e-Reduktionen im Kraftwerkssektor, im Bereich der Energiesparmaßnahmen im Industriesektor und bei privaten Haushalten (vgl. Bräuer und Kopp 1999). Anhand eines realistischen Zahlenbeispiels aus dem Kraftwerks- und Industriesektor wurde gezeigt, dass das Zuordnungsproblem durchaus von empirischer Relevanz ist. Dessen ungeachtet wird es in der Literatur bisher nicht thematisiert. Das Zuordnungsproblem tritt grundsätzlich dann auf, wenn CDM-Projekte über Mengen- oder Preiseffekte miteinander verknüpft sind. So lässt sich das obige Beispiel um weitere CDM-Projekte in der Vorleistungskette des Kraftwerks erweitern. Bei der Extraktion und beim Transport der Energieträger entstehen Emissionen durch Ausdünstung der Steinkohle, Grubengas bei neu angestochenen Flözen, Methan bei Leckagen in der Pipeline usw. Nehmen wir nun an, es gäbe eine Reihe von CDM-Projekten, durch die diese Emissionen reduziert werden. Das Brennstoffwechselprojekt des Kraftwerks führt zur Senkung der nachgefragten Menge an fossilen Energieträgern wodurch die durch vorgelagerte CDM-Projekte erzielbaren Emissionsreduktionen sinken. Da das Zuordnungsproblem bei zahlreichen Projekttypen auftritt kann die Summe der nicht zuordenbaren Emissionsreduktionen beträchtlich sein.

Das Zuordnungsproblem ist kleiner wenn die Unternehmen vertikal integriert sind. Dies ist in Entwicklungsländern häufig der Fall, wo viele Unternehmen entweder dem Staat oder wenigen Unternehmerfamilien gehören. Aber erstens liegt vertikale Integration bei Weitem nicht für alle Projektkombinationen vor. Zweitens tritt das Zuordnungsproblem auch bei vertikal integrierten Großkonzernen und Staatsbetrieben auf, da die einzelnen Tochtergesellschaften der Konzerne wie selbständige Unternehmen agieren und eine Konsolidierung aller physischen und monetären Posten nicht erfolgt.

In dieser Analyse wurde vollkommene Information der Firmen und des Zertifizierers unterstellt. Für reale Projekte ist dies eine sehr restriktive Annahme, da die Kostenfunktionen private Information sind. Außerdem wurde ein sehr einfaches Problem mit nur zwei Firmen betrachtet. Bei interdependenten Prozessen mit vielen Firmen wird die Zuordnung noch wesentlich komplexer.

Ein anderes Zuordnungsproblem betrifft die Gleichzeitigkeit des CDM-Regimes und des Emissionshandels in Annex-I-Staaten. Betrachten wir den Fall, dass die indirekten Emissionsreduktionen eines CDM-Projekts in einem Annex-I-Land anfallen, das einen verbindlichen Emissionsdeckel hat. Alle Emissionsbewegungen im gedeckelten Land werden ohnehin immer erfasst. Werden die indirekten Effekte dem CDM zugerechnet, kommt es zu einer Doppelzählung. Ein Beispiel wäre ein Projekt in China, das zu einem höheren Verbrauch von Erdgas führt, welches aus Russland bezogen wird. Bei der Erdgasförderung und beim Erdgas-transport entstehen Emissionen in Russland, wo verbindliche Emissionsobergrenzen gelten. In diesem Fall dürften dem chinesischen CDM-Projekt nur jene Emissionen angerechnet werden,

die beim Gastransport durch Länder ohne Emissionsdeckel und innerhalb der chinesischen Landesgrenzen entstehen.

2.4 Vergleich: CDM versus Emissionsrechtehandel

Ein erster Vergleich des CDM mit dem Instrument des Zertifikatehandels kann an dieser Stelle bereits gezogen werden. Die in den vorigen Abschnitten beschriebenen Probleme treten in einem vollständigen Cap-and-trade Mechanismus wie einem globalen internationalen Emissionsrechtehandel nicht auf. Haben alle Emittenten verbindliche Emissionsauflagen, spielt die Kenntnis der wahren Baseline für ein Projekt keine Rolle, da die Emissionsreduktionen durch Vergleich der messbaren Emissionen mit einer Vorschrift (dem Emissionsziel) verglichen werden. Auch die indirekten Emissionen müssen nicht weiterverfolgt werden, da ein Cap-and-trade System ein geschlossenes System ist, in dem alle Emissionsströme buchhalterisch erfasst werden. Ändert sich durch ein Projekt bei einer Firma der Emissionsausstoß einer vor- oder nachgelagerten Firma so wird dies dort automatisch erfasst, da alle Firmen ihre Emissionsauflagen einhalten müssen. Da also viele Probleme des CDM bei einem Cap-and-trade Mechanismus nicht auftreten, liegt die Frage nahe, warum man sich nicht gleich auf ein internationales Zertifikatesystem verständigen konnte. Tatsächlich wird die Zertifikatelösung von den meisten Ökonomen präferiert. Ein solches System setzt jedoch verbindliche Emissionsauflagen für alle zum Handel berechtigten Mitgliedsstaaten voraus. Hierzu waren die Entwicklungsländer bislang nicht bereit (vgl. Goldemberg 1998). Diese ablehnende Haltung wird meist damit begründet, dass Emissionsauflagen die Staaten der dritten Welt um ihr Recht auf schnelles ökonomisches Wachstums berauben, das ihnen angesichts des großen ökonomischen Abstandes zu den Industrienationen zustehe. Insbesondere die Vertreter der G77-Staaten werden nicht müde darauf hin zu weisen, dass die Hauptverursacher des anthropogenen Klimawandels die reichen Industriestaaten seien, deren Pro-Kopf-Ausstoß an Treibhausgasen um ein Vielfaches höher sei als jener der Entwicklungsländer. Es sei daher die Pflicht der reichen Länder, die Kosten des Klimaschutzes zu tragen. Diese Position schlug sich schließlich im Protokoll zur ersten Vertragsstaatenkonferenz nieder, das die Einführung von Reduktionsverpflichtungen für Nicht-Annex-I Staaten ausdrücklich verbietet.¹⁹

In der angespannten Atmosphäre der Klimaverhandlungen wurde übersehen, dass die Forderungen der Entwicklungsländer (kein Verzicht auf Wachstumschancen und keine Beteiligung an der ökonomischen Last des Klimaschutzes) durchaus mit einem internationalen Zertifikatesystem vereinbar sind. In Kapitel 2.1 wurde gezeigt, dass mittels eines Zertifikatesystems jede Verteilung der Lasten realisiert werden kann und dies nur eine Frage des Zuteilungsmodus ist. Auf einen solchen Modus können sich Industrie- und Entwicklungsländer aber bislang nicht einigen. Die Industriestaaten bevorzugten eine Zuteilung, die sich am aktuellen Emissionsniveau der Länder orientiert, wie es für die Annex-I-Staaten nun festgelegt wurde. Dieser Zuteilungsmodus wird wiederum von den Entwicklungsländern abgelehnt da eine solche Regel die Hauptemittenten durch eine höhere Anfangsausstattung mit Zertifikaten belohnt. Bertram (1996: 468) stellt fest: “ There is a general agreement in the literature that simply ‘grandfathering’ emissions quotas on the basis of current emissions or on the basis of present

¹⁹ FCCC/CP/1995/7/Add.1

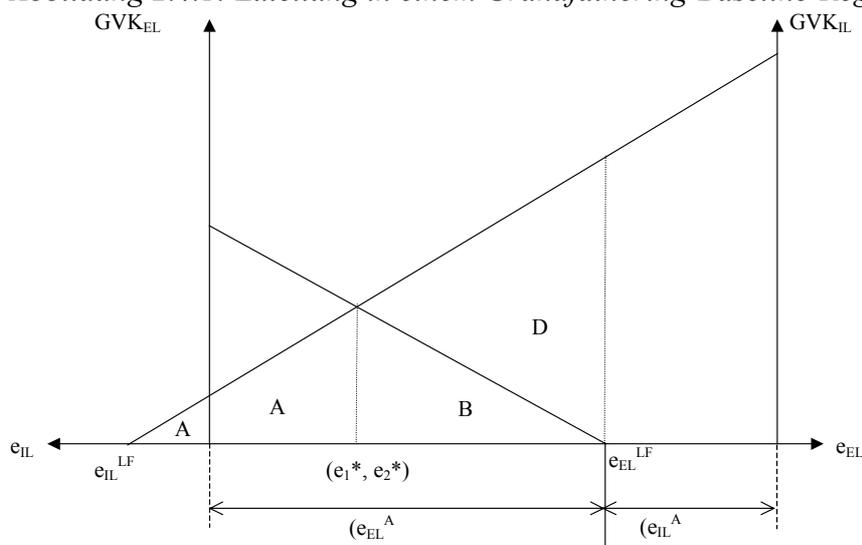
GDP, could not provide the basis of a workable international agreement, because it would impose heavy costs on non-OECD countries, while enabling OECD-countries to capture rents from the shortage of atmospheric carbon storage capacity for which they themselves have been responsible through high past emissions.”

Von Seiten der Entwicklungsländer wird die Position vertreten, jeder Mensch besitze per Geburt dasselbe Recht am Kollektivgut Weltklima und habe damit dasselbe Recht, Schadstoffe zu emittieren. Bemessungsgrundlage für die einem Land zugeteilt Emissionsberechtigungen müsse daher dessen Bevölkerungszahl sein. Da aber eine Pro-Kopf-Allokation zu einem enormen Nord-Süd-Transfer führen würde, wird sie von den Industriestaaten abgelehnt. Barrett (1992: 86) weißt aber darauf hin: „Since accession to a treaty is voluntary, and since the rich countries have a particular interest in having the poor participate in a treaty, the rich have an incentive to offer the poor countries a treaty proposal that makes them better of.”

Für einen Vertrag in dem sich sowohl Industrie- als auch Entwicklungsländer besser stellen wurde u.a. von Bertram (1996), Edmonds et al. (1993), Larsen und Schah (1994) ein Zuteilungsverfahren vorgeschlagen, dass in der politischen Diskussion wenig Beachtung fand und das im Folgenden als **Grandfathering-Baseline-System** bezeichnet wird:²⁰

In einem Grandfathering-Baseline-System erhalten die Annex-I-Staaten Emissionszertifikate in Höhe eines Anteils ihrer historischen Emissionen (*grandfathering*). Die Nicht-Annex-Staaten erhalten eine Anfangsausstattung in Höhe ihres Baseline-Niveaus. Da die Entwicklungsländer genau so viel emittieren dürfen wie sie es im Referenzfall ohnehin getan hätten, werden sie nicht belastet. Aufgrund des nun möglichen weltweiten Zertifikatehandels wird das Emissionsziel kosteneffizient realisiert. Diese Situation ist in Abbildung 2.4.1 dargestellt, wo die EL eine Zertifikate-Anfangsausstattung in Höhe ihres Laissez-faire-Emissionsniveaus e_{EL}^{LF} erhalten. Die Transaktionskosten für die Verifizierung der Emissionsreduktionen entfallen, indirekte Emissionseffekte einzelner Projekte müssen nicht mehr weiterverfolgt werden, da sie an anderer Stelle stets erfasst werden.

Abbildung 2.4.1: Zuteilung in einem Grandfathering-Baseline-Regime



²⁰ Bertram (1996) bezeichnet den Zuteilungsmodus als No-regret-for-the-South (NRFTS)-System.

Warum wurde ein solcher Weg nicht eingeschlagen, der doch zumindest auf den ersten Blick eine Pareto-Verbesserung gegenüber dem Status Quo des Kyoto-Protokolls darstellt? Zum einen muss das Baseline-Emissionsniveau der Entwicklungsländer erst einmal bestimmt werden. Das Problem der Festlegung eines kontrafaktischen Baseline-Szenarios wird damit von der Projektebene auf die Makroebene verlagert. Auch Staaten haben einen strategischen Anreiz, ihre geplanten oder erwarteten Emissionen zu hoch auszuweisen. In den Kapiteln 7 und 8 wird dargestellt, wie hoch die Unsicherheiten bei der Schätzung von Baseline-Emissionspfaden auf Makroebene sind und wie weit die Schätzungen unterschiedlicher Autoren voneinander abweichen. Die Höhe der Baseline müsste letztlich im klimapolitischen Prozess ausgehandelt werden. Ein Versuch in diese Richtung wurde allerdings nie unternommen.

Wird bei einem CDM-Projekt die Emissionsbaseline zu niedrig angesetzt, führt dies lediglich dazu, dass der mögliche *Gewinn* des Gastlandes reduziert wird. Gegenüber dem Referenzfall ohne Klimaregime stellt sich das Land aber auf keinen Fall schlechter. Hingegen führt in einem Grandfathering-Baseline-Regime die Unterschätzung des Baseline-Emissionspfades zu einer höheren Kostenbelastung gegenüber dem Referenzfall, da die Emissionsauflagen eingehalten werden müssen. Auf die Möglichkeit solcher Mehrbelastungen wollen sich die Entwicklungsländer nicht einlassen. Ein weltweites Zertifikatesystem setzt die flächendeckende Erfassung aller Emissionen voraus. Da für viele Entwicklungsländern noch keine vollständigen Emissionsinventare vorliegen und hierfür oft das Know-how fehlt, muss einem institutionalisierten Emissionshandel zunächst eine Phase des 'capacity building' vorangehen. Die Erfüllung der Voraussetzungen für die Teilnahme an einem internationalen Zertifikateregime würde vielen Entwicklungsländern weit mehr abverlangen als den organisatorischen Anforderungen eines CDM-Projekts. Den höheren Transaktionskosten, die für CDM-Projekte anfallen, müssen daher die Vorlaufkosten für die Schaffung eines Emissionshandelssystems gegenübergestellt werden. Es ist durchaus denkbar, dass sich Industrie- und Entwicklungsländer auf ein Grandfathering-Baseline-Regime einlassen werden, sobald die Voraussetzungen für eine bessere Schätzung der Baseline-Emissionspfade gegeben sind und Emissionsinventare für alle Länder existieren. Der Übergang von einem CDM-Regime zu einem Grandfathering-Baseline-Regime ist Thema des 10. Kapitels dieser Arbeit.

Im Übrigen gilt die Effizienz der Cap-and-trade-Systeme nur dann, wenn das System räumlich und zeitlich vollständig ist, wenn also alle Emittenten erfasst werden. In Kapitel 11 wird aber gezeigt, dass diese Bedingung von bestehenden und geplanten Zertifikatesystemen nicht erfüllt wird und aus diesem Grund die Bestimmung der Baseline und der indirekten Emissionseffekte auch in Cap-and-trade-Systemen eine große Rolle spielt.

2.5 Bedeutung: Das Marktvolumen des CDM

Wie viele der weltweiten Emissionsreduktionen über CDM-Projekte erfolgen werden und wie hoch der Anteil der *CER* an allen gehandelten Zertifikatearten sein wird, hängt stark davon ab wie die drei Kyoto-Mechanismen ausgestaltet werden. Ob alle Zertifikatearten fungibel sind, welche Projektkategorien für JI und den CDM zugelassen werden, ob die Menge der anrechenbaren *CERs* gedeckelt wird - all das hat enorme Auswirkungen darauf, für welche Handlungsoption die Akteure sich entscheiden werden. Von großer Bedeutung ist auch die Höhe der Transaktionskosten bei CDM Projekten, die wiederum davon abhängen, wie das

Verfahren zur Verifizierung der Emissionsreduktionen ausgestaltet wird. Da diese Einzelheiten noch nicht feststehen basieren Studien zur Schätzung des Marktpotentials des CDM grundsätzlich auf Szenarien, die sich bei den einzelnen Autoren stark unterscheiden. Darüber hinaus unterscheidet sich das methodische Vorgehen der Autoren. Um dem Leser zumindest eine Vorstellung von der relativen Bedeutung des CDM zu geben, wurden in den Tabellen die Resultate einiger Autoren zusammengefasst, die ihrerseits bereits die Studien einzelner Autoren gegenübergestellt haben. Die hohen Abweichungen zeigen wie groß die Unsicherheiten der Marktprognosen sind. Springer (2001) stellt Schätzungen gegenüber, die zwar auf ähnlichen Szenarien basieren (keine Deckelung der handelbaren Mengen, Aufnahme von *Hot Air* in das Angebot etc.), die jedoch mit unterschiedlichen Modellen berechnet wurden. Danach liegt das Marktvolumen des CDM in der ersten Vertragsperiode des Kyoto-Protokolls (2008-2012) zwischen 1071 und 4542 Mio. Tonnen CO₂ und der relative Anteil des CDM an allen Kyoto-Mechanismen liegt zwischen 55 und 77 Prozent. Alle Autoren gehen also davon aus, dass weit mehr als die Hälfte aller gehandelten Zertifikate aus CDM-Projekten stammen.

Tabelle 2.5-1: Absolutes Marktpotential und relativer Marktanteil des CDM

Modell / Autor	Emissionshandel und Joint Implementation			Clean Development Mechanism		
	Gehandelte Mengen (Mio. Tonnen CO ₂)	Marktvolumen Mio. 1998 US\$	Marktanteil (%)	Gehandelte Mengen (Mio. Tonnen CO ₂)	Marktvolumen Mio. 1998 US\$	Marktanteil (%)
ECN ¹	3227	3227	42	4543	4543	58
EPPA ²	774	6189	23	2651	21208	77
G-Cubed ³	1503	10523	45	1815	12705	55
GREEN ⁴	972	6802	40	1456	10190	60
Haites ⁵	1192	11920	36	2108	21083	64
POLES ⁶	986	7891	38	1606	12848	62
SGM * ⁷	1309	10472	44	1665	13317	56
Zhang * ⁸	576	1727	35	1071	3212	65

* enthalten alle THG

Sources: 1: Sijm et al. (2000), 2: Ellerman et al. (1998), 3: Criqui and Viguier (2000), 4: van der Mensbrugge (1998), 5: Haites (1998), 6: MacCracken et al. (1999), 7: McKibbin et al. (1999), 8: Zhang (2000)

Quelle: Springer (2001)

Gamperl et al. (2001) führen Studien an, die auf unterschiedlichen Annahmen bezüglich der zugelassenen Handelsmengen basieren (Tabelle 2.5-2).

Tabelle 2.5-2: Das mögliche Reduktionsvolumen für CDM-Projekte im Jahr 2010

Quelle	Globale Reduktionsmenge abzügl. 'hot air' (in Mio. t C)	Zugelassener CDM-Umfang	Marktvolumen für CDM-Projekte (in Mio. t C)
Pearce et al. (1998)	598	20%	440
Van der Mensbrugge (1998)	936	33%	1450
McKibbin et al. (1998)	623	38%	1460
Edmonds et al. (1998)	806	48%	1840
Ellerman et al. (1998)	1201	55%	2650

Quelle: Gamperl et al. (2001: 11)

Michaelowa (2000) stellt die Studien von fünf weiteren Autoren gegenüber. Danach liegt das Marktpotential des CDM in der Periode 2008-2012 zwischen 67 und 723 Millionen Tonnen Kohlenstoff und der Marktanteil zwischen 19 und 57%. Haites und Yamin (2000: 38) erwarten ein Marktpotential für CERs von jährlich 5 bis 25 Milliarden US\$. Alle angegebenen Zahlen müssen mit großer Vorsicht interpretiert werden. In den meisten Studien werden die Vermeidungskostenkurven der Entwicklungsländer ermittelt in dem die technischen Kosten von Vermeidungsmaßnahmen aggregiert werden. Dabei werden Transaktionskosten nicht berücksichtigt, die durchaus immens sein können. Andere internationale Organisationen mit ähnlichen Aufgaben wenden allein für ihre administrativen Aufgaben 3-15% der von ihnen verwalteten Fonds auf. So wies der internationale Fond zur Umsetzung des Montreal-Protokolls zur Schutz der Ozonschicht 1996 administrative Kosten von 13% der ausgezahlten Fördergelder aus; im selben Jahr entfielen bei der GEF 10% der Zahlungen auf administrative Aufwendungen (Haites und Yamin 2000: 38). Die administrativen Kosten der Weltbank beliefen sich auf lediglich 3-5% (wobei das absolute Ausgabenniveau wesentlich höher war). Im Vergleich zu diesen Organisationen sind für den CDM wesentlich höhere Kosten bei der Verifizierung der Projekte zu erwarten, da die Anforderung an die Genauigkeit höher sind. Graehl et al. (2001) untersuchen die Höhe der Transaktionskosten bei CDM-Pilotprojekten im Rahmen der AIJ Pilotphase.²¹ Diese belaufen sich in Abhängigkeit vom Projekttyp auf 6-53% der gesamten Projektkosten (80% der Projekte weisen Transaktionskosten von 12-47% der Projektkosten auf). 38% der Transaktionskosten entfallen allein auf administrative Maßnahmen und Berichtspflichten. Die Anforderung bei der Verifizierung der Emissionsreduktionen waren während der AIJ-Phase extrem niedrig. Es ist zu erwarten, dass die Kosten für die Emissionsmessung und die Festlegung der Baseline bei CDM Projekten wesentlich höher sein werden. Hinzu kommt die CDM-Steuer (siehe Abschnitt 2.6.7). Legt man diese Kosten für die Produktion von CERs zugrunde, fällt der Marktanteil des CDM wesentlich kleiner aus als in den oben angegebenen Studien, die von diesen Kosten abstrahieren. Fasst man alle Studien zusammen, bleibt der Eindruck enormer Unsicherheiten bei der Prognose des Investitionsvolumens im Rahmen des CDM. Relativ sicher liegt man aber mit der Aussage, dass der Anteil des CDM am weltweiten CO₂-Handel nicht unwesentlich sein wird. Interessant ist auch, dass 70-80 % des CER-Angebots auf nur zwei Länder entfallen werden: Michaelowa (2000: 46) beziffert auf der Basis einer Auswertung von 5 Studien den Anteil Chinas auf 57-70%, gefolgt von Indien mit 7-14 %. Vor diesem Hintergrund muss die Frage gestellt werden ob ein aufwendiges internationales System sinnvoll ist wenn der Löwenanteil der Mengen auch im Rahmen bilateraler Abkommen zwischen China/Indien und EU/USA gehandelt werden könnten. Tatsächlich hatten während der internationalen Verhandlungen die Positionen Chinas und Indiens sehr großes Gewicht. Da aber der CDM ein Teil des Kyoto-Protokolls ist müssen alle Unterzeichnerstaaten Zugang zu diesem Instrument haben. Darüber hinaus ist es auf politischer Ebene gewollt, eine möglichst weite geografische Verteilung der Projekte sicherzustellen, damit alle Staaten in den Klimaschutz einbezogen werden. Alle in dieser Dis-

²¹ Ausgewertet wurden im Oktober 2000 die Uniform Reporting Formats (URF), die für jedes AIJ-Projekt beim Klimasekretariat ausgewiesen sind. Nähere Informationen zu Transaktionskosten lieferte die URF zu 64 Projekten, wovon 32 Projekte auf den Bereich Energieeffizienz entfielen, 27 auf erneuerbare Energien und 4 Projekte im Bereich Forstmaßnahmen.

sertation diskutierten Probleme müssten aber auch bei Kompensationsmechanismen auf bilateraler Ebene gelöst werden.

Welcher Preis muss nun zukünftig für ein CO₂e-Zertifikat gezahlt werden? Die Bandbreite der Schätzungen liegt zwischen 2-100 US Dollar. Der Auktionspreis im Hessen-Tender lag bei 6,58 Euro pro Tonne CO₂e. Forwards für CERs im Rahmen des CERUPT-Programms werden zu einem Preis zwischen 2 und 5 Euro gehandelt. Der Preisschätzungen für den zukünftigen EU-Emissionshandel ab 2005 liegen zwischen 5 und 75 Euro. Von wesentlich niedrigeren CO₂e-Preisen geht das Bundesumweltministerium aus (Schaffhausen 2003). Danach liegen die aktuellen Preise für CERs aus CDM-Pilotprojekten zwischen 1,15 und 4,83 US Dollar während für die erste Kyoto-Periode ein Preis zwischen 2 und 6 Euro prognostiziert wird. Im Dezember 2003 handeln Broker Emissionsrechte für den EU-Handel zum Preis für 12 Euro/t CO₂e. Die aktuellen Märkte sind aufgrund der hohen Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen politischen Regelungen noch sehr illequide und die Preise auf den einzelnen Pre-compliance Märkten sind hoch. Einen sehr guten Überblick über aktuelle Entwicklungen auf den Emissionsmärkten liefert IETA 2003. Nun kann es zwar nicht sein, dass für CERs, ERUs und AAUs unterschiedliche Preise gezahlt werden wenn die Zertifikate auf Tonnen CO₂e lauten und vollkommen fungibel sind. Derzeit sind die Regelungen in den einzelnen Märkten noch sehr unterschiedlich, so dass die Zertifikate nicht fungibel sind und sehr unterschiedliche Preise gezahlt werden.

Das Marktvolumen des CDM und die resultierenden Zertifikatepreise hängen sehr stark davon ab, wie der CDM konkret ausgestaltet wird. Neben Fragen bezüglich der Berechnung der Emissionseffekte eines Projekts, die im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen, gibt es eine Reihe weiterer wichtiger Themen zum institutionellen Design des CDM die im Folgenden überblicksartig dargestellt werden.

2.6 Überblick: Fragen zur institutionelle Ausgestaltung des CDM

Neben den noch ungelösten Fragen zur Berechnung und Zuordnung der Emissionsreduktionen eines CDM-Projekts, gibt es eine ganze Reihe strittiger Fragen bezüglich der konkreten institutionellen Ausgestaltung und der damit verbundenen langfristigen Anreizwirkungen des CDM. Da im Rahmen dieser Arbeit keine umfassende Diskussion aller strittigen Fragen zum CDM erfolgen kann, beschränkt sich dieser Abschnitt auf die Skizzierung der Diskussions-themen, die indirekt mit den Fragestellungen dieser Arbeit in Verbindung stehen.

2.6.1 Fungibility: Äquivalenz von Emissions- und Reduktionszertifikaten

Durch die drei flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls werden drei unterschiedliche Zertifikatearten eingeführt: sogenannte *ERU* (emission reduction units) für Emissionsreduktionen aus JI-Projekten, *CERs* (certified emission reductions) für Reduktionen aus CDM-Projekten und schließlich die den Annex-I-Staaten zugeteilten Emissionszertifikate (*AAU* = assigned amount units). Bisher konnte keine Einigkeit darüber erzielt werden, ob und inwieweit diese Zertifikatearten untereinander gehandelt werden können. Ob die drei Papiere als ökonomisch äquivalent zu betrachten sind, hängt davon ab, auf welche Einheit die Emissionszertifikate lauten. Folgende Szenarien sind möglich: Es könnten Emissionszertifikate ausgegeben werden, die dem Inhaber das einmalige Recht zum Ausstoß der auf dem Zertifikat

angegebenen Menge an CO₂-Äquivalenten verbrieft. In diesem Fall wären alle drei Zertifikatearten äquivalent, da auch der Inhaber eines JI- oder CDM-Zertifikats zum Ausstoß einer Einheit berechtigt ist. Da die Zertifikate dieselben ökonomischen Eigenschaften hätten, würde sich ein einheitlicher Preis herausbilden. Aufgrund des Bestandscharakters der Treibhausgase in der Atmosphäre führt eine früher reduzierte Einheit zu einer höheren Schadensvermeidung als eine später reduzierte. Daher müssten auf allen Zertifikaten das Jahr ihrer Ausgabe angegeben werden und der Nennwert jährlich diskontiert werden. Ist dies sichergestellt, könnten alle Zertifikatearten auch intertemporal gehandelt werden (*'banking'*). Es würden sich Terminmärkte und Derivate für alle Zertifikatearten herausbilden, die den Firmen ein optimales Risikoportfolio ermöglichen. Werden Emissionszertifikate in der Form ausgegeben, dass ein Zertifikat den Inhaber zum jährlichen Ausstoß des Nennwertes berechtigt, so hat das Zertifikat den Charakter eines Rentenpapiers. Auch solche Papiere könnten frei gehandelt werden und gegen ERUs und CERs getauscht werden.

Vor allem die G77 (insbesondere China und Indien) lehnen den freien Handel von CERs auf internationalen Märkten ab.²² So wurde gefordert, dass nur Investoren, die direkt an einem Projekt beteiligt waren, sich die dabei erzielten Emissionsreduktionen anrechnen dürfen. Hinter dieser Forderung steht die Vorstellung, es sei nicht rechtens, dass sich Industrieländer aus ihrer klimapolitischen Verantwortung 'freikaufen' können. Auch wenn diese Perspektive bis heute von vielen Beobachtern namentlich aus den Entwicklungsländern eingenommen wird, findet der Autor keinen Zugang zu dieser Argumentation. Die ökonomische Last der Klimaschutzmaßnahme trägt stets der Inhaber des Reduktionszertifikats. Der Inhaber kommt seiner Verantwortung für sein eigenes Verhalten durch das Tragen dieser Last nach. Wird aber der Handel mit Reduktionszertifikaten unterbunden, so ergeben sich enorme Effizienzverluste, insbesondere weil die Möglichkeit der Stückelung verhindert wird. So muss jeder Investor ein passendes Projekt finden, durch das genau so viele Reduktionszertifikate generiert werden wie der Investor benötigt. Am CDM könnten sich dann auch nur eine begrenzte Zahl von Firmen beteiligen, die selbst über das Know-how zu der transferierten Technologie verfügen. (Vgl. JIQ 2001/1: 7). Der indirekte Handel mit CERs lässt sich ohnehin nicht verhindern. So kann ein Industrieland dank der angerechneten CERs seinen Überschuss an Emissionszertifikaten auf dem Markt verkaufen.

2.6.2 Early Action: Anrechenbarkeit von Emissionsreduktionen aus frühen Projekten

Zu der Diskussion um die Fungibilität der CERs gehört auch die Frage nach der Bewertung von CERs, die bereits vor der ersten Kyoto-Vertragsperiode realisiert werden. Die Emissionsziele des Kyoto-Protokolls gelten für den Zeitraum 2008-2012. Ab 2008 ist Emissionsrechtehandel unter Annex-B-Staaten möglich. CDM-Projekte dürfen nach dem Kyoto-Protokoll hingegen bereits seit dem Jahr 2000 durchgeführt werden. Die aus diesen Projekten resultierenden CERs können dann ab 2008 auf die nationalen Emissionsziele angerechnet werden. Da viele Regelungen bezüglich der Verifizierung der Projekte noch nicht feststehen hat das Klimasekretariat der Vereinten Nationen bislang (Juni 2003) keine CDM-Projekte offiziell akkreditiert. Es ist unklar wie Emissionsreduktionen aus bereits laufenden, nicht akkreditier-

²² Vgl. JIQ, Vol. 6, Nr. 4, Dezember 2000, S.10

ten Projekten zukünftig angerechnet werden. Der Kyoto-Vertragsperiode gehen einzelne Emissionshandelssysteme auf nationaler oder regionaler Ebene voraus, wie z.B. das Emissionshandelssystem der Europäischen Union, das bereits im Januar 2005 starten soll. Die Rahmenrichtlinie zum EU-Emissionshandel ermöglicht es den teilnehmenden Firmen grundsätzlich, Emissionsreduktionen aus CDM-Projekten auf ihre Auflagen anzurechnen. Es ist aber noch unklar in welcher Form dies in den einzelnen Mitgliedstaaten zulässig sein soll.

In Erwartung der zukünftigen Märkte für Emissions-Wertpapiere, haben sich bereits einige Märkte für Emissionsrechte und Reduktionszertifikate etabliert. Da auf diesen Märkten ein Gut gehandelt wird, das erst in der ersten Kyoto-Vertragsperiode einen Wert erhält, bezeichnet man diese Märkte als Vor-Vertrag-Märkte (pre-compliance markets). Hauptsächlich werden über private Händler Optionen auf zukünftige Zertifikate und Reduktionskredite gehandelt. Da die Spielregeln des zukünftigen Handelssystems noch nicht feststehen, sind dies hochspekulative Geschäfte. Neben Optionen werden bereits realisierte Emissionsreduktionen gehandelt. Hierbei handelt es sich meist um Programme, die auf einem Baseline-and-credit System beruhen, bei denen wie beim CDM eine kontrafaktische Baseline bestimmt werden muss. Träger dieser Programme sind meist Regierungen oder internationale Organisationen. Einige Beispiele hierfür:

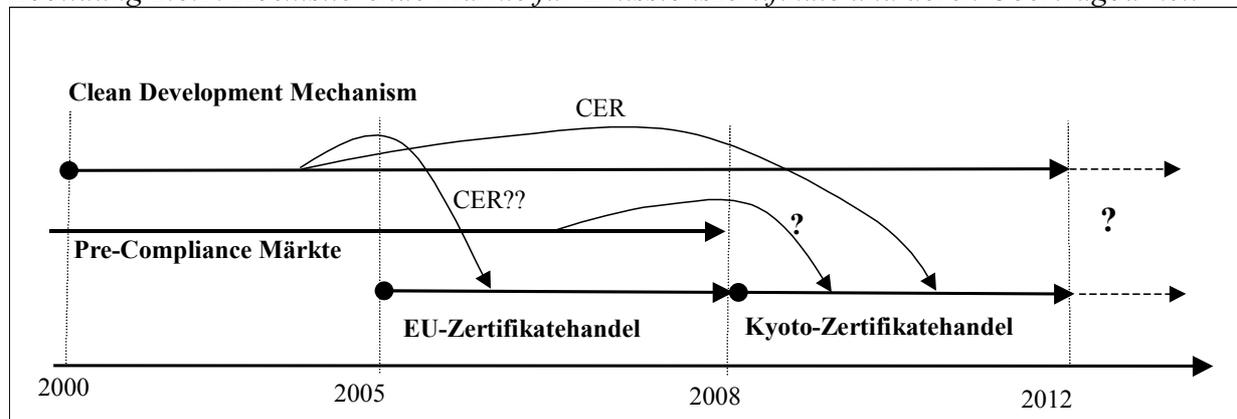
- *ERUPT (Emission Reduction Unit Procurement Tender)* ist ein Ausschreibungsverfahren der niederländischen Regierung, bei dem sich Firmen mit Vorschlägen für JI-Projekte bewerben können, die dann einen Prüfungsprozess durchlaufen. Wird ein Projekt akkreditiert, so kauft die niederländische Regierung die resultierenden Emissionsreduktionen. Bislang wurden drei Ausschreibungen durchgeführt. Die Projekte der zweiten und dritten Runde werden mit hoher Wahrscheinlichkeit vom Klimasekretariat als JI-Projekte gemäß Artikel 6 des Kyoto-Protokolls akzeptiert, so dass die niederländische Regierung die erworbenen Reduktionszertifikate auf zukünftige Emissionsauflagen anrechnen lassen kann. ERUPT bezieht sich allerdings ausschließlich auf JI-Projekte in Annex-B-Staaten. Im November 2001 wurde die erste Ausschreibung für CDM-Projekte eröffnet, der CERUPT (Certified Emission Reduction Unit Procurement Tender). Von den 78 Bewerbungen wurden schließlich im März 2003 von der niederländischen Regierung 18 Projekte zugelassen, die nun noch vom CDM-Exekutivrat akzeptiert werden müssen. Die geschätzte CO₂-Reduktion aus den 18 Projekten beläuft sich auf 16,5 Millionen Tonnen CO₂, mit durchschnittlichen Kosten von 4,7 EUR/Tonne CO₂. (JIQ 2003). Da CERUPT einen großen Einfluss auf die internationalen Verhandlungen bezüglich der Ausgestaltung des CDM hat, wird das Verfahren in Kapitel 7 ausführlich erläutert.
- *Hessen-Tender*: Zur Unterstützung der Vorbereitungen auf den EU-Emissionshandel führte die hessische Regierung ein Ausschreibungsverfahren für CO₂-Reduktionsprojekte durch. Die Emissionsreduktionen wurden durch Vergleich mit einer kontrafaktischen Baseline ermittelt (vgl. Lahmeyer International 2003).
- *Fonds*: Bei dem von der Weltbank initiierten *Prototype Carbon Fund* handelt es sich um einen Fond zur Finanzierung von projekt-basierten Klimaschutzprojekten. Eine geschlossene Gruppe von privaten Unternehmen zahlt in den Fond ein und die Weltbank führt mit diesen Mitteln Pilotprojekte in Annex-B-Staaten und Entwicklungsländern durch. In

Deutschland soll ab 2004 von der Kreditanstalt für Wiederaufbau ein offener Fond zur Finanzierung von CDM- und JI-Projekten eingerichtet werden.

- *Freiwillige Emissionshandelssysteme*: in einigen US-Bundesstaaten bestehen Emissionshandelssysteme, an denen sich Firmen auf freiwilliger Basis beteiligen können. Gehandelt werden Reduktionskredite auf Basis eines Baseline-and-Credit Systems.

Die aus *pre-compliance* Märkten stammenden Reduktionskredite dürfen wahrscheinlich nicht vollständig in der ersten Kyoto-Periode angerechnet werden. Privatwirtschaftliche Firmen nehmen oft teil, um ihr Image als umweltfreundliches Unternehmen zu steigern, und um sich durch frühe Erfahrungen mit den Instrumenten des Emissionshandel rechtzeitig zu positionieren. Die Entwicklung der *pre-compliance* Märkte gewinnt in den letzten Monaten an Geschwindigkeit, so dass für diese Arbeit nicht alle aktuellen Baseline-and-Credit Systeme aufgeführt werden können. In Abbildung 2.6.1 ist die zeitliche Struktur der parallel existierenden Märkte für Emissionswertpapiere zusammengefasst, wobei Fragezeichen induzieren, dass noch nicht feststeht in welcher Form Emissionsreduktionen angerechnet werden können.

Abbildung 2.6.1: Koexistierende Märkte für Emissionszertifikate und deren Übertragbarkeit



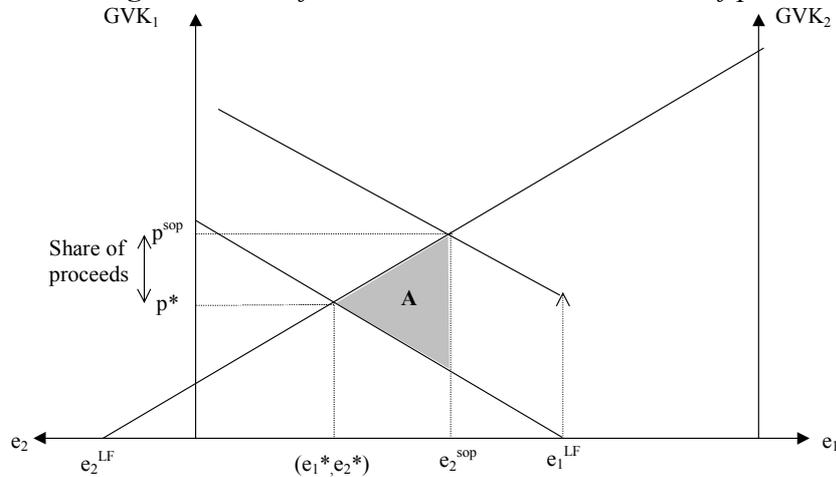
2.6.3 Besteuerung von Reduktionszertifikaten: Share of proceeds

Art. 12.8 des Kyoto-Protokolls fordert, dass ein "share of proceeds" aus einem CDM-Projekt verwendet werden soll "to assist developing countries Parties that are particularly vulnerable to the adverse affects of climate change to meet the costs of adaption." Auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention wurde der 'share of proceeds' für die Unterstützung der vom Klimawandel betroffenen Entwicklungsländer auf 2% der zertifizierten Emissionsreduktionen festgelegt.²³ Hinzu kommt der Anteil zur Deckung der administrativen Kosten, der regelmäßig vom Exekutivrat des CDM festgelegt werden soll. „Least developed Countries“ müssen keinen 'share of proceeds' entrichten. Nach welchem Modus der 'share of proceeds' für Anpassungsmaßnahmen auf die betroffenen Länder allokiert werden soll ist in-

²³ Entscheidung 17/CP.7 der 7. Vertragsstaatenkonferenz in Marakesch (FCCC/CP/2001/13/Add.2/: Modaliteies and procedures for a clean development mechanism)

des noch nicht geregelt.²⁴ Ökonomisch entspricht der 'share of proceeds' einer Investitionssteuer oder einem Zoll auf Reduktionszertifikate, dessen Wirkung in Abbildung 2.6.2 dargestellt ist.

Abbildung 2.6.2: Wohlfahrtsverluste durch den share of proceeds



Eine Steuer auf CERs bewirkt eine Verschiebung der GVK-Kurve des Entwicklungslandes nach oben. Die Menge der gehandelten CERs sinkt und die daraus resultierenden Wohlfahrtsverluste in Höhe der Fläche A gehen teilweise zu Lasten des Entwicklungslandes. Anstatt die Kosten der Emissionsvermeidung durch eine Steuer auf CERs zu verzerren und damit die kosteneffiziente Allokation zu verhindern, könnte der Anpassungsfond aus Einnahmen gespeist werden, die bei der Auktionierung der Emissionszertifikate an die Industrieländer anfallen. Erstens tragen dann die Industrieländer die Last vollständig, zweitens wird die kosteneffiziente Allokation realisiert, da die Kosten nicht verzerrt werden. Bei einem Grandfathering-Verfahren müssten die Emittenten für die ihnen zugeteilte Menge eine Steuer bezahlen. Da sich die Steuer auf das Emissionsniveau der Vergangenheit bezieht, erfolgen keine verzerrende Anpassungsreaktionen und der Handel mit Emissionszertifikaten und unbesteuerten CERs führt zur kosteneffizienten Allokation der Emissionen.

2.6.4 Nachhaltigkeit und negative Externalitäten von CDM-Projekten

Bereits der Terminus Clean Development Mechanism (in der offiziellen deutschen Übersetzung: 'Mechanismus zu nachhaltiger Entwicklung') verrät, dass dessen Ziele nicht auf die kosteneffiziente Realisierung eines globalen Emissionszieles begrenzt sind. Vielmehr sollen durch dasselbe Instrument, Entwicklungsländer dabei unterstützt werden, rechtzeitig einen ökologisch nachhaltigen Wachstumspfad einzuschlagen.²⁵ Es wurde daher insbesondere von

²⁴ Für eine effiziente Allokation der Mittel müsste die Schadensfunktion bekannt sein, die angibt welcher Schaden durch eine weitere Emissionseinheit in einem Land X bewirkt wird. Ist diese Funktion nicht bekannt, können auch ex-post (nach Eintreten des Klimawandels) die Mittel aus dem Anpassungsfond nicht auf die Länder allokiert werden, weil das Referenzszenario, also der Zustand in Land X wenn die Emissionen unterblieben wären, wiederum kontrafaktisch ist.

²⁵ Artikel 12,2 des Kyotoprotokolls: The purpose of the clean development mechanism shall be to assist Parties not included in Annex I in achieving sustainable development and in contributing to the ultimate objective of the Convention, and to assist Parties included in Annex I in achieving compliance with their quantified emission limitation and reduction commitments under Article 3.

Nichtregierungsorganisationen gefordert, dass die Verantwortlichen für ein CDM-Projekt dessen Nachhaltigkeit bei der Anmeldung nachweisen müssen (vgl. Kopp und Bräuer 1998). Hinter dieser Forderung steht die Befürchtung, die Industrieländer könnten Projektmaßnahmen durchführen, durch die zwar kurzfristig Emissionen reduziert werden, die aber langfristig einem ökologischen Strukturwandel zuwiderlaufen oder diesen doch zumindest nicht fördern. Die Schwierigkeit liegt darin, sich auf eine eindeutige Definition von Nachhaltigkeit zu verständigen und praktikable Nachhaltigkeitsindikatoren zu entwickeln.

Als Paradebeispiel für nicht nachhaltige Klimaschutzprojekte werden oft Aufforstungsprojekte angeführt, bei denen schnell wachsende Eukalyptus-Monokulturen gepflanzt werden, die kurzfristig zwar zur raschen Bindung von Kohlenstoff führen, die sich langfristig aber negativ auf den Grundwasserspiegel und die Biodiversität auswirken. Auch wenn sich zahlreiche Beispiele für Klimaprojekte mit negativen Nebeneffekten finden lassen, sind diese kein Argument gegen den CDM, da die Durchführung von CDM-Projekten grundsätzlich freiwillig erfolgt und jedes Land das Recht besitzt, ein Projekt mit Hinweis auf negative indirekte Effekte zu untersagen. In dieser Arbeit wird ausführlich diskutiert, welche Unsicherheiten sich bei der Ermittlung indirekter Emissionseffekte ergeben. Auf eine Diskussion über die Ermittlung anderer indirekter Effekte, die zwar Auswirkungen auf die Wohlfahrt eines Landes, nicht aber auf dessen Emissionsausstoß haben, wird hier bewusst verzichtet und auf die umfangreiche Literatur zur Wohlfahrtsmessung von Projekten verwiesen (z.B. Layard and Glaister, 1994).

2.6.5 Terrestrische Senken und Nuklearanlagen

Ein großer Streitpunkt in der klimapolitischen Diskussion ist die Frage, ob und in welchem Maße Projekte in den Bereichen Aufbau terrestrischer Senken (z.B. Aufforstung, Flächenreaktivierung) und Neubau von Atomkraftwerken als CDM-Projekte zugelassen werden sollen. Der Bau eines AKW führt, wenn die Baseline ein ineffizientes Kohlekraftwerk wäre, zu erheblichen Reduktionen von Treibhausgasen. Es besteht die Möglichkeit, dass Firmen aus Ländern, die den Ausstieg aus der Atomwirtschaft beschlossen haben, in Entwicklungsländern den Ausbau der Atomkraft finanzieren und hierfür Reduktionsgutschriften erhalten. Aus rein klimapolitischer Sicht und mit Hinblick auf die Kosteneffizienz ist hiergegen nichts einzuwenden. Die Diskussion um AKWs im CDM ist indes ein gutes Beispiel dafür, dass der CDM nicht isoliert aus klimapolitischer Sicht betrachtet werden sollte. Die Entscheidung darüber, ob die Nachteile der Atomkraft durch die Vorteile inklusive der Einnahmen durch Reduktionszertifikate aufgewogen werden, sollte aus völkerrechtlicher Perspektive allein bei den Gastländern für solche Projekte liegen. Wenn einzelne Staaten die Aufnahme von Nuklearanlagen in den Katalog zulässiger CDM-Projekte verhindern wollen, sprechen sie den Entwicklungsländern letztlich ihre Entscheidungssouveränität ab.

Die Kritik gegen die Zulassung von Aufforstungsprojekten setzt an anderer Stelle an: Die Menge des Kohlenstoffs, die eine Pflanze während ihres Wachstums aus der Atmosphäre absorbieren und binden kann, hängt von der Pflanzenart, der geografischen Lage, der Beschaffenheit des Bodens und weiteren Variablen ab. Die Quantifizierung der Emissionsreduktionen von Aufforstungsprojekten ist daher mit hohen Unsicherheiten verbunden. Seit der 9. Vertragsstaatenkonferenz steht jedoch fest, dass Forstprojekte im Rahmen des CDM durchge-

führt werden können. Bezüglich der Verifizierung solcher Projekte wurden erste Rahmenrichtlinien entwickelt.²⁶

Eine weitere Kritik setzt an der langfristigen Effizienz von Forstprojekten an: Forstmaßnahmen sind meist wenig kapitalintensiv und führen nicht zu einem Nord-Süd Transfer von hoch effizienter Technologie. Ein solcher Transfer, der die Entkopplung von Wirtschafts- und Schadstoffwachstum in den Entwicklungsländern beschleunigen soll, wird von vielen Nord-Süd NGOs eingefordert. Diese fürchten, dass Investoren sich auf die sehr billigen Forstprojekte konzentrieren werden und der Transfer von Hochtechnologie ausbleibt.

2.6.6 Supplementarität durch Deckelung der CDM-Aktivitäten

Sehr kontrovers wurde die These diskutiert, dass der CDM langfristig ineffizient sei, da er den nötigen Strukturwandel in den Industrieländern verzögere. Billige Vermeidungsoptionen in Entwicklungsländern ermöglichen es den Industrieländern, ihren aus klimapolitischer Perspektive nicht tragbaren Lebensstil aufrecht zu erhalten. Billige Vermeidungsoptionen, so die Befürchtung, können dazu beitragen, dass die Industrienationen in ihren Anstrengungen nachlassen werden, innovative Lösungen für den Klimaschutz in ihren eigenen Ländern zu suchen und damit der nötige Strukturwandel hin zu nachhaltigen Produktions- und Konsummustern verzögert wird. Der CDM sei also nur in der statischen Betrachtung effizient, in der langfristigen Perspektive wirke er jedoch innovationshemmend.

Vor diesem Hintergrund wurde insbesondere von Vertretern der Entwicklungsländer gefordert, die Menge der anrechenbaren Reduktionszertifikate aus CDM-Projekten zu deckeln. So schlägt Pachauri (1998: 106) vor "It may be necessary to lay down some limits on the extent to which extra-territorial credits can be claimed by an Annex I country." Diese Forderungen spiegeln sich im Kyoto-Protokoll wieder wo es in Artikel 12, 3b heißt: "Parties included in Annex I may use certified emission reductions accruing from such [CDM] project activities to contribute to compliance *with part of* their quantified emission limitation and reduction commitments ...". Auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz in Bonn (COP 6b) hieß es dann "domestic action shall constitute a significant element of the Annex I efforts to fulfill the protocol's quantitative commitments." Die Höhe des zulässigen Anteils wurde auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesh auf 2% der Zertifikatmenge zum jeweiligen Marktpreis festgelegt.²⁷

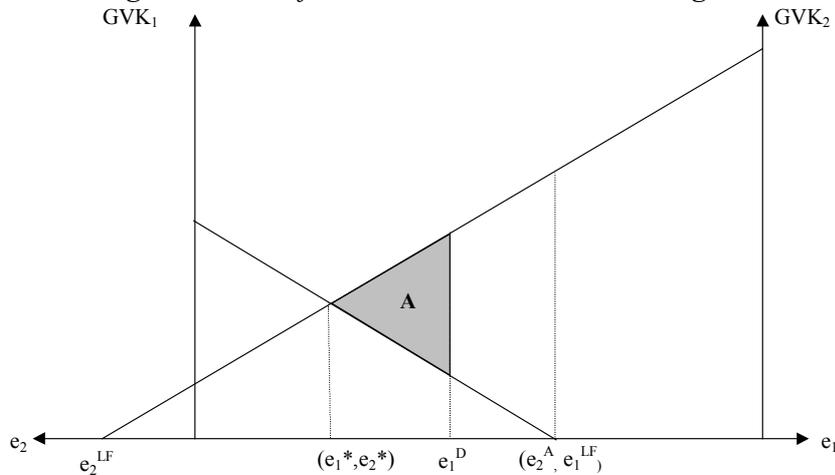
Die Deckelung der anrechenbaren Emissionsreduktionen aus CDM-Projekten entspricht einer Mengenkontingentierung des Handels mit Reduktionszertifikaten. In der statischen Betrachtung bringt dies Effizienzverluste mit sich, da eine Angleichung der Grenzvermeidungskosten verhindert wird. Die Wohlfahrtsverluste, die durch Deckelung der handelbaren CERs entstehen, sind in Abbildung 2.6.3 illustriert. Um seine Kyoto-Auflage e_2^A zu erfüllen, würde Emittent 2 bei freiem Handel e_2^* emittieren und CERs in Höhe von $e_1^{LF} - e_1^*$ von Land 1 zu dessen Grenzvermeidungskosten erwerben. Ist die CER-Menge, die Land 2 von Land 1 erwerben

²⁶ Draft Decision -/CP.9: Modalities and procedures for afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism in the first commitment period of the Kyoto Protocol.

²⁷ Entscheidung 17/CP.7, Absatz 15a), FCCC/CP/2001/13/Add.2

kann auf $e_1^{LF} - e_1^D$ limitiert, so entstehen Land 2 gegenüber dem Freihandelsfall zusätzliche Kosten in Höhe der Fläche A.

Abbildung 2.6.3: Wohlfahrtsverluste durch Deckelung der handelbaren CERs



In der dynamischen Betrachtung lassen sich die Aussagen der Außenhandelstheorie zur Mengenkontingentierung nicht ohne Weiteres auf den CDM übertragen. Eine Begrenzung des Handels mit normalen Gütern und Dienstleistungen reduziert den Konkurrenz- und Kostendruck auf die heimischen Anbieter und damit den Innovationsdruck. Daher ist auch in der dynamischen Betrachtung die Einschränkung der Handelsmöglichkeiten ineffizient. Im CDM sind die dynamische Effekte nicht eindeutig. Hier steigt in den Industriestaaten der Innovationsdruck durch die Begrenzung des Handels. In den Entwicklungsländern sinkt indes der Anreiz zur Innovation, da die mögliche Absatzmenge kontingentiert ist und durch die Reduktion der Grenzkosten bei einer vollkommen unelastischen Nachfrage keine Erhöhung der Produzentenrenten zu erzielen ist. Nach Ansicht mancher Autoren (z.B. Michaelowa 1997) können kostenreduzierende Kompensationsmöglichkeiten wie der CDM dazu dienen, den notwendigen, aber auch sehr radikalen und mit Risiken verbundenen Strukturwandel in den Industrieländern durch die Schaffung zeitlicher Spielräume abzufedern. Da finanzielle Spielräume für Forschungsaktivitäten z.B. im Bereich der erneuerbaren Energien entstehen, würde auf lange Sicht der Strukturwandel eher beschleunigt. Einerseits zeigt die Erfahrung in den Industrieländern, dass steigender Kostendruck die Innovationsfreudigkeit der Unternehmen erhöht. Andererseits reduziert ein zu hoher Kostendruck die Bereitschaft umweltpolitische Ziele überhaupt zu unterstützen und mobilisiert den Widerstand gegen Abkommen wie dem Kyoto-Protokoll.

2.6.7 Begriffsverwirrung: Financial Additionality

Von Seiten der Entwicklungsländer wurde die Sorge bekundet, dass Mittel der öffentlichen Entwicklungshilfe, insbesondere die der Global Environmental Facility (GEF) zu CDM-Mitteln umdeklariert werden könnten. Nach den Beschlüssen der sechsten Vertragsstaatenkonferenz in Bonn (COP 6b) sollen öffentliche Finanzierungsmittel für CDM Projekte zusätzlich zur offiziellen Entwicklungshilfe (ODA) bereitgestellt werden. Diese Forderung wurde in die Diskussion als '*financial additionality*' bezeichnet. Die Wahl des Terminus war sehr unglücklich da man auch im Rahmen des Baseline-Problems von '*additionality*' spricht. In beiden Fällen geht es um die Bestimmung des kontrafaktischen Referenzszenarios. Bei der '*financial*

additionality' wird danach gefragt, wie hoch die offizielle Entwicklungshilfe (z.B. für effizienzverbessernde Maßnahmen im Energie- oder Verkehrssektor) in Abwesenheit des CDM gewesen wäre. Da die Selbstverpflichtung der Industrienationen, mindestens 0,7 % ihres Sozialprodukts für Entwicklungshilfe auszugeben, von den meisten Ländern nie eingehalten wurde und der Entwicklungshilfeanteil der meisten Industrieländer in den letzten Jahren gesunken ist, wird sich kaum ermitteln lassen, ob CDM-Projekte der öffentlichen Hand zu Lasten der Entwicklungshilfe gehen. Wie diese Arbeit zeigen wird, gibt es eine große Zahl von Klimaschutzoptionen zu niedrigen Kosten, die sich aber aufgrund des Baseline-Problems nicht für private CDM-Projekte eignen. Projekte dieser Art könnten verstärkt durch die GEF gefördert werden.

2.6.8 Das 'Ausverkaufs-These'

Vertreter einiger Entwicklungsländern verurteilten das Konzept des CDM als Ökoimperialismus, da der Ausbeutung billiger Rohstoffe nun der Ausverkauf der billigen Vermeidungspotentiale der Entwicklungsländer folge (vgl. Breitmeier 1997). Dieser Ausverkauf, so das Argument, würde die Entwicklungsländer später belasten wenn sie selbst Emissionsauflagen zu erfüllen hätten und ihre billigen Vermeidungsoptionen bereits von den Industrieländern aufgebraucht worden wären. Die Ausverkaufs-These (im Jargon der Klimaszene auch als *'cream skimming'*, *'sold-out theses'* oder als *'low-hanging fruits problem'* bezeichnet) wird von der Mehrheit der Ökonomen mit der Begründung abgelehnt, dass es sich bei Klimaprojekten nicht um einmalige Reduktionsleistungen handle, die man für einen späteren Zeitpunkt aufheben könne, sondern um Maßnahmen die wiederholt werden können. Eine ausführliche Analyse der Frage ob und unter welchen Rahmenbedingungen der CDM zu höheren Kosten für die Entwicklungsländer in der Zukunft führen könnte, folgt in Kapitel 10.

2.7 Die Geschichte des CDM

Das Konzept des projektbasierten Emissionshandels wurde von der Unternehmensberatung McKinsey entwickelt und erstmals von Norwegen 1991 unter dem Terminus Joint Implementation in die internationalen Verhandlungen zum Klimaschutz eingebracht (Michaelowa 1997: 59). Bereits die Klimarahmenkonvention von Rio de Janeiro (Juni 1992) ermöglicht die gemeinsame Durchführung von Klimaschutzprojekten.²⁸ Die Problematik der Berechnung von Emissionsreduktionen wurde indes erstmals auf der ersten Vertragsstaatenkonferenz (VSK 1) zur Klimarahmenkonvention in Berlin 1995 thematisiert. Die Entwicklungsländergruppe G77 und China lehnten zu diesem Zeitpunkt ein JI-System mit Kreditierungsmöglichkeiten grundsätzlich ab, akzeptierten aber die Durchführung einer JI-Pilotphase bis zum Jahr 2000.²⁹ Bedingung hierfür war, dass die aus Pilotprojekten resultierenden Emissionsreduktionen nicht auf die Reduktionsverpflichtungen der Annex-I Staaten angerechnet werden durften. Um dieses Anrechnungsverbot zu unterstreichen, wurden

²⁸ Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen, Art. 4, Absatz 2a: "...developed country Parties and other parties included in Annex I may implement [...] policies and measures jointly with other Parties and may assist other Parties in contributing to the objectives of the Convention."

²⁹ Beschluss 5/CP.1 der Berliner Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention (FCCC/CP/1995/L.13)

Pilotprojekte nicht als Joint Implementation, sondern als Activities Implemented Jointly (AIJ) bezeichnet.³⁰ Das Berliner Protokoll fordert für AIJ-Projekte

- *All activities implemented jointly should bring about real, measurable and long term environmental benefits related to the mitigation of climate change that would not have been occurred in the absence of such activities.*
- *The financing of activities implemented jointly shall be additional to the financial obligations of Parties included in Annex II to the Convention within the framework of the financial mechanism as well as to current official development assistance flows.*

Mittels welcher Verfahren die hier geforderte Zusätzlichkeit der Projekte ermittelt werden sollte, wurde nicht weiter ausgeführt. Vielmehr sollte während der Pilotphase ein weites Spektrum von Baseline-Methoden zugelassen werden, um Erfahrungen mit möglichst vielen Instrumenten zu sammeln. Dementsprechend heterogen vielen die Projektberichte aus:

"The text establishing the AIJ pilot phase provides little guidance on how specifically to estimate future emissions. Hence, the various [...] programs evaluating projects under the AIJ pilot phase have applied very different criteria for estimating the reference case." (NETL 2001:42).

Letztlich konnte jeder Projektentwickler selbst bestimmen mit welcher Methode er die Emissionsreduktionen kalkuliert. In einer Analyse aller beim Klimasekretariat gemeldeten AIJ-Projekte kommen Parkinson et al. (1998) zu dem Ergebnis, dass die Pilotphase nicht genutzt wurde, um Erfahrungen mit der Quantifizierung von Emissionsreduktionen zu sammeln. Nur in wenigen Projektberichten wird überhaupt auf die Erfassung indirekter Emissionen eingegangen. Als Baseline wird meist die Status Quo Situation herangezogen.

"Only one pilot-phase program required developers even to identify potential sources of leakage and measures taken to avoid it, and no program has developed measures to assess leakage. For determining baselines, all pilot-phase programs have used simple rules, and accepted at face value claims that would be difficult to police against exaggeration." (Parkinson et al. 1998).

Bei der Mehrheit der AIJ-Projekte handelt es sich um sogenannte no-regret-measures, d.h. Maßnahmen mit negativen Kosten. (Schwarze 2000) Eine Studie der Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit kommt gar zu dem Schluss:

"As a general observation regarding the determination of the environmental additionality of projects, there is no systematic approach yet in place." (Beuermann et al. 2000)

Da Emissionsreduktionen aus AIJ-Projekten nicht auf nationale Emissionsauflagen angerechnet werden durften, war der Anreiz zur Teilnahme für private Unternehmen nicht sonderlich hoch. Dementsprechend entfiel der größte Anteil der Projekte entweder auf öffentliche Träger

³⁰ In der Literatur wird JI und AIJ vielfach synonym verwendet. In dieser Arbeit wird der Terminus AIJ ausschließlich für Pilotprojekte bis 2000 verwendet, während sich JI auf das theoretische Konzept bezieht, welches die Möglichkeit der Kreditierung beinhaltet.

oder auf Entwicklungs- oder Umwelt-NGOs. Auch aus diesem Grund lieferte die AIJ-Phase wenig Erfahrungen für die Entwicklung zuverlässiger Baseline-Methoden für Projekte mit privatwirtschaftlichen Trägern.

Die dritte Vertragsstaatenkonferenz in Kyoto machte 1997 schließlich den Weg frei zum projekt-basierten Emissionshandel zwischen Entwicklungs- und Industrieländern. Die Bestimmungen des Kyoto-Protokolls zur Messung der Emissionsreduktionen (Art. 12, Abs. 5) blieben indes sehr unscharf. Die sich aus jeder Projektmaßnahme ergebenden Emissionsreduktionen sollten von Einrichtungen zertifiziert werden, die von der als Tagung der Vertragsparteien zum Kyoto-Protokolls dienende Konferenz der Vertragsparteien (COP/MOP) noch zu benennen sind, und zwar auf folgender Grundlage:

- *freiwillige Teilnahme, die von den Vertragsparteien gebilligt wird;*
- *reale, messbare und langfristige Vorteile in Bezug auf die Abschwächung der Klimaänderungen und*
- *Emissionsreduktionen, die zusätzlich zu denen entstehen, die ohne die zertifizierte Projektmaßnahme entstehen würden.*

Die Erarbeitung eines Konzeptes für die konkrete Ausgestaltung des CDM sollte durch einen CDM-Exekutivrat (*Executive Board*) erfolgen. Der Exekutivrat sollte bis zur VSK3 in Buenos Aires Kriterien für die Verifizierung und Modalitäten der Emissionskreditierung erarbeiten, also insbesondere auch Kriterien für die Festlegung der Projekt-Baseline festlegen. Es stellte sich heraus, dass dieser Zeitplan zu ehrgeizig war. Methoden zur Verifizierung der Emissionsreduktionen wurden von den meisten politischen Entscheidungsträgern als ‚technische Detailfrage‘ betrachtet, deren schnelle Beantwortung man sich von technischen Sonderausschüsse wie dem SBSTA (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice) versprach.³¹ Auf den Vertragsstaatenkonferenzen in Buenos Aires und Bonn gewannen die ‚technischen‘ Fragen zwar zunehmend an Gewicht, nennenswerte Fortschritte in der Baseline-Frage wurden indes nicht gemacht. Es sollte noch bis zur 7. Vertragsstaatenkonferenz im November 2001 in Marrakesh dauern, bis konkretere Rahmenrichtlinien für die Verifizierung und Zertifizierung von Emissionsreduktionen in CDM-Projekten vorgelegt wurden.

Entscheidung 17/CP.7³² der VSK7 regelt die grundsätzlichen Strukturen des CDM sowie die Befugnisse und den Auftrag des CDM-Exekutivrats. Die Verifizierung und Zertifizierung der Emissionsreduktionen erfolgt durch Einrichtungen in den Gastgeberländern, die auf Grundlage eines umfassenden Kriterienkatalogs vom Exekutivrat akkreditiert und überwacht werden. Diese '*designated operational entities*' (im Weiteren: Zertifizierer) können öffentliche oder private Institutionen in den Gastgeberländern sein. Während diese Rahmenbedingungen bereits feststehen, ist noch unklar welche konkreten Methoden für die Berechnung der Emissionsreduktionen zugelassen sein sollen. Der CDM-Exekutivrat erarbeitet die Ent-

³¹ Dass die Baseline-Problematik grob unterschätzt wurde, zeigt sich insbesondere in der Entscheidung, dass der CDM bereits im Jahr 2000 starten sollte und die erzielten Emissionsreduktionen während der ersten Vertragsperiode (2008-2012) anrechenbar sein sollten. (Art. 12, Abs. 10) Dies hätte eine Regelung der Verifizierungsmethoden bis zum 1.1.2000 vorausgesetzt.

³² UNFCCC/CP/2001/13/Add.2

scheidungsunterlagen für die Vertragsstaatenkonferenzen. Auf die Darstellung dieser Entscheidungsvorlagen wird an dieser Stelle bewusst verzichtet, da das Thema der Projektverifizierung zunächst unabhängig von bereits absehbaren politischen Beschlüssen behandelt werden soll und die Entscheidungsvorlagen des Exekutivrats auf der Basis einer vorangegangenen, theoretischen Analyse besser gewürdigt werden können. Der Leser möge sich daher bis zum 9. Kapitel dieser Arbeit gedulden, wo der aktuelle Stand der politischen Beschlüsse zum CDM einschließlich der Ergebnisse der 12. Sitzung des Exekutivrats und den Entscheidungen der 9. Vertragsstaatenkonferenz im Dezember 2003 nachgeliefert wird.

In dieser Arbeit wird ganz allgemein das Instrument des projekt-basierten Emissionshandels analysiert. Sollte das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert werden, so ist doch zu erwarten, dass CDM-ähnliche Kompensationsprojekte auf bilateraler Ebene durchgeführt werden, wofür die Fragestellungen dieser Arbeit ebenfalls beantwortet werden müssten.

3 Methoden zur Bestimmung der Projekt-Baseline

In diesem Kapitel werden alle in der Literatur vorgeschlagenen Methoden zur Bestimmung der Baseline eines CDM-Projekts dargestellt und diskutiert. Die vorgeschlagenen Baseline-Methoden lassen sich in folgende Kategorien einteilen:

- Revelationsmechanismen
- Simulation der Investitionsentscheidung
- Statistische und ökonometrische Verfahren
- Festlegung von Standards / Benchmarks

Aufgrund des weiten Spektrums der Methoden, sollen nicht alle technischen Aspekte der verschiedenen Ansätze detailliert diskutiert werden. Vielmehr konzentriert sich die Analyse auf die Darstellung der Grundzüge, der wesentlichen Vor- und Nachteile sowie der Gemeinsamkeiten der Methoden. Die Quantifizierung der mit den Baseline-Methoden verbundenen Unsicherheiten erfolgt anhand der Fallbeispiele in den Kapiteln 7 und 8.

Auf Basis der Literaturanalyse wurde vom Autor eine internationale, standardisierte Expertenbefragung durchgeführt, deren Aufbau und Ergebnisse in Kapitel 3.4 dargestellt wird.

3.1 Revelationsmechanismen

Revelationsmechanismen (*truth revealing mechanisms*) sind Anreizmechanismen, die derartig ausgestaltet sind, dass es für die Wirtschaftssubjekte optimal ist, ihre wahren Präferenzen zu offenbaren. Wie in Kapitel 2.3 dargestellt, hat der Gastgeber eines CDM-Projekts keinen Anreiz nicht beobachtbare Parameter, die sein Investitionsverhalten bestimmen, wahrheitsgemäß zu offenbaren. Diese versteckten Verhaltensparameter bestimmen den unbeobachtbaren Typ³³ des Projektgastgebers. Bezeichne θ den wahren, unbeobachtbaren Typ des Gastgebers und $\hat{\theta}$ den Typ, den er vorgibt zu sein. Der Typ eines Projektgastgebers bestimmt z.B. welchen Kraftwerkstyp er im Referenzfall gebaut hätte. Wir bezeichnen mit $\bar{\theta}$ jenen Typ, der im Referenzfall in das effizienteste Kraftwerk (mit der niedrigsten Kohlenstoffintensität) investiert hätte und mit $\underline{\theta}$ den Typ, der in das ineffizienteste bzw. in das kohlenstoffintensivste Kraftwerk investiert. Die wahren Baseline-Emissionen $E^0(\theta)$ des Gastgebers sind folglich eine Funktion des Typs mit $\partial E^0 / \partial \theta < 0$. Die dem Zertifizierer offenbare Baseline ist gegeben durch $E^0(\hat{\theta})$. Wird die Baseline eines Projekts durch simple Befragung der Projektakteure ermittelt, maximiert der Projektgastgeber seinen Nutzen

$$U = p(E^0(\hat{\theta}) - E) - C(E^0(\theta), E) \quad (3.1.1)$$

wobei p die Kompensation bezeichnet, die er für die Reduktionen erhält (bzw. der Preis für Reduktionszertifikate), und $C(\cdot)$ bezeichnet die Vermeidungskostenfunktion. Der Projektgastgeber würde die Randlösung wählen und unabhängig von seinem wahren Typ $\hat{\theta} = \theta$ vortäuschen. Folglich würden zu viele Emissionsreduktionen in Höhe von $E^0(\theta) - E^0(\bar{\theta})$ angerechnet und das Klimaziel verfehlt werden. Der Investor hat keinen Anreiz, seine Kenntnisse über den wahren Typ des Gastgebers dem Zertifizierer zu melden, da er ebenfalls von einer höheren Baseline profitiert. Daher ist der CDM in dieser Form nicht anreizkompati-

³³ Unter dem Terminus ‚Typ‘ werden eine Reihe nicht beobachtbarer Eigenschaften eines Agenten subsumiert, wie Kostenstruktur, Risikopräferenzen, Informationsstand, usw.

bel. In der Sprache der Institutionenökonomik handelt es sich bei dieser Konstellation um ein typisches *Prinzipal-Agenten-Problem* unter asymmetrischer Information. Der Zertifizierer (Prinzipal) besitzt nur unvollständige Information über den wahren Effizienz-Typ der Agenten, die das CDM-Projekt durchführen. Durch diese asymmetrische Informationsverteilung erzielen die Agenten sogenannte Informationsrenten.

Prinzipal-Agenten-Probleme lassen sich (in der Theorie) durch sogenannte *Revelationsmechanismen* lösen. Dabei handelt es sich um Mechanismen wie Verträge, Auktionen und weitere Anreizsysteme, die derart gestaltet sind, dass es aus Sicht der Agenten immer die beste Strategie ist, ihren wahren Typ zu offenbaren. Meist ist es durch Einführung eines Revelationsmechanismus nicht möglich die beste (*First-best*-) Lösung zu erzielen, wie es unter vollkommener Information möglich wäre. Um die Informationsrenten der Agenten zu reduziert werden Ineffizienzen (wie zum Beispiel suboptimale Mengen) in Kauf genommen; es wird also eine zweitbeste (*Second-best*-) Lösung angestrebt. Revelationsmechanismen zur Lösung des Baseline-Problems im CDM wurden bislang nur in zwei Arbeiten vorgeschlagen: Wirl et al. (1998) und Millock (2002). Im Folgenden werden die Grundzüge dieser Arbeiten dargestellt, miteinander verglichen und schließlich die Formulierung der Modelle nebst der eingegangenen Annahmen diskutiert.³⁴

Wie oben dargestellt, hat der Investor aus einem Annex-B-Land, keinen Anreiz seine Kenntnisse über den wahren Typ des Projektgastgebers dem Zertifizierer zu offenbaren da auch er vom strategischen Lügen des Projektgastgebers profitiert. Daher wird in den Arbeiten von Wirl et al. und Millock das Modell zunächst derart formuliert, dass der Prinzipal (Zertifizierer) direkt mit dem Agenten (Projektgastgeber) verhandelt und einen anreizkompatiblen Vertrag anbietet. Im ersten Schritt wird der Projektgastgeber nach seinem Effizienztyp befragt. Daraufhin bietet der Zertifizierer einen Vertrag an, der - in Abhängigkeit des offenbarten Typs - das zu erzielende Emissionsniveau des CDM Projekts $E(\hat{\theta})$ und die an den Gastgeber zu zahlende Kompensationszahlung $s(\hat{\theta})$ bestimmt. Es handelt sich also weniger um einen fixen vertrag, sondern um ein Menü von Verträgen in Abhängigkeit des offenbarten Typs. Die Nutzenfunktion des potentiellen Projektgastgebers sieht dann wie folgt aus

$$U(E, \theta, \hat{\theta}, s) = s(\hat{\theta}) - C(E(\hat{\theta}), \theta) \quad (3.1.2)$$

Dabei bezeichnet $C(E(\theta), \theta)$ die Kosten der Realisierung des Emissionsniveaus $E(\hat{\theta})$ mit $\partial C(E)/\partial \theta < 0$.

Der second best optimale Vertrag $(E(\hat{\theta}), s(\hat{\theta}))$ muss nun grundsätzlich zwei Voraussetzungen erfüllen:

1. *Anreizkompatibilität (AK)*: Durch die Angabe seines wahren Effizienztyps kommt der Agent auf ein höheres Nutzenniveau $U(\cdot)$ als bei Angabe eines davon abweichenden Typs:

³⁴ Die Autoren verwenden eine gänzlich unterschiedliche Notation, insbesondere sind die Instrumentenvariablen gegenläufig: E steht bei Wirl et al. (1998) für Emissionen, bei Millock (2002) indes für Emissionerduktionen. $\bar{\theta}$ wird je nach Autor für den effizientesten bzw. den ineffizientesten Typs verwendet. Um Irritationen zu vermeiden, stelle ich die Arbeiten in einem einheitlichen Modell dar, das die Notation vorangegangener Kapitel fortschreibt.

$$AK: \quad U(E, \theta, \theta, s(\theta)) > U(E, \theta, \hat{\theta}, s(\hat{\theta})) \quad \forall \hat{\theta} \neq \theta \quad (3.1.3)$$

2. *Individuelle Rationalität (IR)*: Durch Annahme des Vertrags realisiert der Agent ein Nutzenniveau $U(\cdot)$, das mindestens so hoch ist wie sein Reservationsnutzen U^R , den er im Referenzfall erzielt (hier: wenn er sein Baseline-Emissionsniveau $E^0(\theta)$ realisiert):

$$IR: \quad U(E, \theta, \theta, s(\theta)) > U^R(E^0(\theta), \theta) \quad (3.1.4)$$

Betrachten wir nun das Maximierungsproblem des Zertifizierers dessen Lösung den optimalen anreizkompatiblen Vertrag (E^*, s^*) generiert. Wirl et al. nutzen die in der Literatur zum ‚Mechanismus Design‘ häufig gemachte Annahme, dass der Prinzipal zwar nicht den einzelnen Typ θ beobachten kann, jedoch Kenntnisse hat über das Spektrum der möglichen Typen $[\underline{\theta}, \bar{\theta}]$, deren Verteilungsfunktion $F(\theta)$ und Dichte $f(\theta)$.

Das Maximierungsproblem des Zertifizierers liebt sich dann wie folgt:

$$\underset{E(\theta), S(\theta)}{MAX} \quad \int_{\underline{\theta}}^{\bar{\theta}} [V(E(\theta)) - s(\theta)] f(\theta) d\theta \quad \forall \theta \in [\underline{\theta}, \bar{\theta}] \quad (3.1.5)$$

u.d.N. (3.1.3) und (3.1.4)

Dabei bezeichnet $V(E(\theta))$ den Wert, den der Zertifizierer dem vom Projektgastgeber realisierten Emissionsniveau E und damit implizit den realisierten Emissionsreduktionen zumisst, wobei $\partial V / \partial E < 0$. Die Lösung des Systems (3.1.5) nach den Instrumentenvariablen liefert den optimalen anreizkompatiblen Vertrag $(E(\hat{\theta})^*, s(\hat{\theta})^*)$. Die second best optimale Lösung ist durch folgende Eigenschaften beschrieben:³⁵

1. Es werden weniger Emissionen im Gastland reduziert als in der besten Lösung unter vollkommener Information (*first best*).
2. Entwicklungsländer hohen Effizienztyps reduzieren mehr Emissionen als ineffizientere Länder: $\partial E^* / \partial \theta < 0$.
3. Die effizienteren Länder erhalten höhere Kompensationszahlungen: $\partial s^* / \partial \theta < 0$.

Eine intuitive Begründung: um Informationsrenten durch Vortäuschen eines niedrigeren Effizienztyps zu reduzieren, muss ein gegenläufiger Anreiz geschaffen werden, der Nachteile für niedrige Effizientypen generiert. Diese Eigenschaften laufen indes der ursprünglichen Zielsetzung des CDM entgegen wonach die ineffizientesten Typen die meisten Vermeidungsprojekte durchführen sollten.

Nun ist es nicht die Zielsetzung des CDM, dass alle Vermeidungsaktivitäten von einer globalen Superbehörde zentral organisiert und abgewickelt werden. Vielmehr sollen die Projekte bilateral, auf Länderebene oder der Ebene privater Firmen und Organisationen durchgeführt werden. Hierfür schlagen Wirl et al. (1998) ein erweitertes, dezentralisiertes Anreizsystem vor, das die Anreize für private Investoren aus Annex-B Staaten derart setzt, dass diese demselben Optimierungsproblem gegenüberstehen wie der Zertifizierer. Folglich ist eine dezentrale Lösung möglich bei dem private Investoren dem Projektgastgeber den optimalen Vertrag

³⁵ Für eine formale Herleitung und Analyse des second-best Anreizmechanismus siehe Wirl et al. (1998, Appendix 2) oder das Lehrbuch von Fudenberg und Tirole (1998).

$(E(\hat{\theta}^*), s(\hat{\theta}^*))$ anbieten und diese ihren wahren Typ offenbaren. Die zentrale Idee dieses Mechanismus ist folgende:

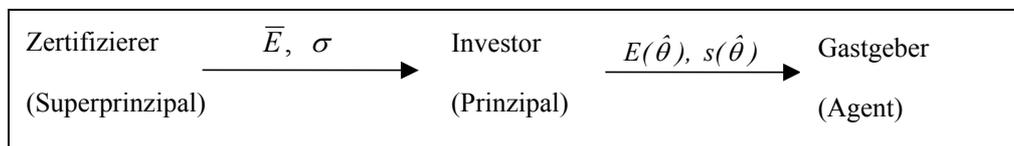
1. Der Zertifizierer führt eine strategische Delegation durch, indem er dem Investor folgenden Vertrag anbietet: Der Investor erhält eine Zahlung σ für die im Gastland erzielten Emissionsreduktionen unterhalb eines Standards \bar{E} , der nicht auf dem offenbarten Typ beruht, sondern vom Zertifizierer bestimmt wird:

$$\sigma = t[\bar{E} - E] \quad (3.1.6)$$

wobei t den Gegenwartswert des Steuersatzes bezeichnet, die der Investor für Überschreitungen seiner Emissionsobergrenzen an den Zertifizierer zahlen muss.³⁶

2. Der Investor bietet dem Gastgeber einen Vertrag an, der - in Abhängigkeit des offenbarten Typs - das zu erzielende Emissionsniveau des CDM Projekts $E(\hat{\theta})$ und die an den Gastgeber zu zahlende Kompensationszahlung $s(\hat{\theta})$ bestimmt.

Abbildung 3.1.1: Dezentralisierte Lösung eines Revelationsmechanismus



Quelle: Modifikation der Abbildung 3 in Wirl et al. (1998: 215)

Bei dieser Konstellation löst ein privater Investor dasselbe Maximierungsproblem wie der Zertifizierer mit der zusätzlichen Restriktion, dass σ höher als $s(\hat{\theta})$ sein muss. Diese Restriktion wird aber nicht bindend so lange t in (3.1.6) hoch genug gesetzt wird.

Der Nachteil dieses Vorschlags scheint mir darin zu liegen, dass das Baseline-Problem nicht wirklich dadurch gelöst wird, wenn anstelle der wahren Baseline einfach ein Standard \bar{E} herangezogen wird. Das globale Emissionsziel wird verfehlt, da dem Investor Emissionsreduktionen in Höhe von $\bar{E} - E^*(\theta)$ anstatt der wahren Reduktion $E^0(\theta) - E^*(\theta)$ auf sein Emissionsbudget angerechnet werden. Zwar kennt der Investor aufgrund des anreizkompatiblen bilateralen Vertrags die wahre Reduktionsmenge, bekommt diese aber nicht kreditiert. Auch wenn der Vertrag und damit der Typ dem Zertifizierer offengelegt werden muss, kann dieser nicht nachträglich die angerechneten Emissionsreduktionen anpassen, da das Anreizsystem dann nicht mehr zeitkonsistent ist. Erwartet der Investor die nachträgliche Anpassung würde er wieder von einer strategischen Untertreibung des Effizienztyps profitieren.

Wirl et al. (1998) sehen in der Bestimmung des geeigneten Standards kein fundamentales Problem: „an OECD country will receive the credit only for those emission reductions that are associated with the improvement of the energy efficiency of a power plant beyond say 35%; or in case of reforestation, only reforestation increasing the area of forests beyond that of 1990 count as sinks.“ Die Bestimmung angemessener Standards ist aber keineswegs so trivial. Zwar lassen sich adäquate Standard leichter berechnen, wenn – wie von allen hier diskutierten

36 Alternativ dazu kann t auch als Marktpreis für Emissionszertifikate oder Emissionsreduktionen interpretiert werden, da der Investor an Stelle der Steuerzahlung Zertifikate für die überzähligen Emissionen erwerben kann und im Gleichgewicht der Zertifikatepreis dem Steuersatz entspricht.

Autoren angenommen - dem Zertifizierer die Verteilung und Dichte der Typen im Intervall $[\underline{\theta}, \bar{\theta}]$ bekannt sind.

Ob diese Bedingungen aber in der realen Welt erfüllt sind, scheint fraglich. Eine Verteilungsannahme muss entweder auf Plausibilitätsüberlegungen beruhen oder aber auf in der Gegenwart oder Vergangenheit beobachtete Verteilungen zurückgreifen. Die Fortschreibung einer beobachteten Verteilung in die Zukunft ist aber nicht immer zulässig. Im Verlauf dieser Arbeit wird aber gezeigt welche Schwierigkeiten sich bei der Herleitung von Standards ergeben, wie hoch die Fehlerpotentiale sind und welche langfristigen Anreize durch die Anwendung von Standards gegeben werden (siehe insbesondere die Kapitel 3.3 und 4).

Wie oben beschrieben, hat die zweitbeste Lösung die unbefriedigenden Eigenschaften, dass suboptimale Reduktionsmengen realisiert werden, gerade die ineffizientesten Länder am wenigsten reduzieren und der Nutzen der Agenten mit ihrem Effizienztyp sinkt. Millock (2002) untersucht, wie diese Effizienzverluste durch gegenläufige Anreize (*countervailing incentives*) gemildert werden können.³⁷ Die Autorin modelliert den Investor als Prinzipal, der den Agenten für die Realisierung eines von ihm vorgegebenen Emissionsziels kompensiert.³⁸ Die nicht beobachtbaren Kosten, die dem Agenten hierbei entstehen, hängen von dessen technologischen Möglichkeiten und Fähigkeiten zur Emissionsreduktion ab. Als effiziente Typen werden jene Agenten bezeichnet, die aufgrund eines hohen Bestandes an Vermeidungstechnologien niedrige Vermeidungskosten haben. Diese haben nun einen Anreiz, einen niedrigeren Effizienztyp und damit höhere Vermeidungskosten vorzutäuschen, um eine höhere Transferzahlung zu erhalten. Die von Millock gestellte Frage ist nun, ob gegenläufige Anreize bestehen oder geschaffen werden können, die dazu führen, dass die Untertreibung des Effizienztyps den Nutzen der Agenten reduziert. Millock identifiziert zwei gegenläufigen Anreize, die dem CDM inhärent sind und argumentiert, dass der Prinzipal einen weiteren gegenläufigen Anreiz durch den Transfer von Vermeidungstechnologie in Verbindung mit monetären Transfers erzeugen kann.

Im folgenden wird zunächst die Argumentation Millocks skizziert und anschließend gezeigt, warum die von Millock postulierten gegenläufigen Anreize nicht existieren und zumindest in der vorgeschlagenen Form auch nicht vom Prinzipal geschaffen werden können.

Gegenläufige Anreize aufgrund positiver Nebeneffekte von CDM-Projekten:

Der Nutzen eines CDM-Projekts ist nicht allein auf die Reduktion von Treibhausgasen beschränkt. Vielmehr haben zum Beispiel Projekte im Energiesektor positive Nebeneffekte wie u.a. reduzierte Inputkosten, optimierte Kapazitäten, Elektrifizierung abgelegener Regionen, Akkumulation von technologischem Wissen etc. Auch für den Investor ergeben sich über die

37 Das von Millock (2002) herangezogene Modell basiert insbesondere auf den Arbeiten von Lewis und Sappington (1989a,1989b) sowie Maggi und Rodriguez-Clare (1995).

38 Dabei wird implizit angenommen, dass der Investor dieselben Präferenzen wie der Zertifizierer und daher keinen Anreiz zum strategischen Lügen hat. Die Autorin weist selbst auf diese Grenze ihrer Analyse hin: „the analysis abstracted from the potentially important problem that the principal could collude with the host country in order to delude the Executive Board of the CDM.“ (Millock 2002, S.462).

anrechenbare Emissionsreduktion hinausgehende Vorteile wenn das Projekt zu neuen Geschäftskontakten und der Erschließung weiterer Absatzmärkte und Geschäftsfelder führt. Millock argumentiert nun, dass diese positiven Nebeneffekte die Informationsrenten der Agenten reduzieren wenn sie negativ mit dem Effizienztyp korrelieren (Millock 2002: 458, Proposition 2). Bezeichne $\pi(\theta)$ den Nettogegenwartswert der positiver Nebeneffekte eines CDM-Projekts in Abhängigkeit vom Typ und $\alpha \in [0,1]$ den Anteil der auf den Projektgastgeber entfällt. Die ursprüngliche Nutzenfunktion des Agenten (3.1.2) erweitert sich dann auf

$$U(E, \theta, \hat{\theta}, s) = \alpha \cdot \pi(\theta) + s(\hat{\theta}) - C(E(\hat{\theta}), \theta) \quad (3.1.7)$$

Diese geringfügige Änderung modifiziert das Maximierungsproblem (3.1.3)-(3.1.5) zu

$$\underset{E(\theta), s(\theta)}{MAX} \int_{\underline{\theta}}^{\bar{\theta}} [V(E(\theta)) + (1 - \alpha)\pi - s(\theta)] f(\theta) d\theta \quad \forall \theta \in [\underline{\theta}, \bar{\theta}] \quad (3.1.8)$$

$$\alpha \cdot \pi(\theta) + s(\theta) - C(E(\theta), \theta) \geq \alpha \cdot \pi(\theta) + s(\hat{\theta}) - C(E(\hat{\theta}), \theta) \quad (3.1.9)$$

$$\alpha \cdot \pi(\theta) + s(\theta) - C(E(\hat{\theta}), \theta) \geq U^R = 0 \quad (3.1.10)$$

wobei zu beachten ist, dass zunächst der Reservationsnutzen unabhängig vom Typ und auf Null normiert ist. Die Anreizkompatibilität des Second-best-Mechanismus ist sicher gestellt wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:³⁹

$$\frac{\partial E}{\partial \theta} \leq 0 \quad (3.1.11)$$

$$\frac{\partial U}{\partial \theta} = \alpha \cdot \frac{\partial \pi(\theta)}{\partial \theta} + \frac{\partial C(\theta)}{\partial \theta} \quad (3.1.12)$$

Gleichung (3.1.11) entspricht der oben bereits diskutierten Eigenschaft, dass effizientere Typen mehr Emissionen vermeiden. Wenn der Wert der positiven Nebeneffekte eines CDM-Projekts völlig unabhängig vom Typ des Agenten ist ($\pi'(\theta) = 0$), sinkt der Nutzen in θ wegen der Eigenschaft $\partial C(\cdot)/\partial \theta < 0$. Wenn aber ineffiziente Typen von positiven Nebeneffekten in höherem Maße profitieren ($\pi'(\theta) < 0$), dann besteht ein gegenläufiger Effekt, der die Informationsrenten der Agenten reduziert. Eine intuitive Begründung hierfür: Der Agent möchte die an ihn fließenden Transferzahlungen maximieren. Untertreibt er seinen Effizienztyp, geht der Prinzipal von zu hohen Vermeidungskosten aus was eine positive Wirkung auf die Transferzahlungen hat. Gleichzeitig geht der Prinzipal dann aber auch von zu hohem Nutzen durch positive Nebeneffekte des Projekts aus, was wiederum einen negativen Effekt auf die Zahlungen hat. Millock (2002) betont, dass es eine empirische Frage sei, in welcher Art der Wert aus Nebeneffekten vom Typ abhängt, und gibt ein Beispiel zur Untermauerung ihres Arguments:

Ein Projektgastgeber im Energiesektor mit niedrigem θ hat höhere Vermeidungskosten mangels effizienter Vermeidungstechnologie. In diesem Fall ist aber auch die Grenzproduktivität der Investitionen in das CDM-Projekt höher und somit $\pi'(\theta) < 0$. (vgl. Millock 2002: 456). Dieses Argument ist nicht überzeugend da keine genaueren Aussagen darüber gemacht

³⁹ Für eine Herleitung diese Formel siehe Millock 2002 (Appendix) und Sappington (1989a).

werden, welche Produktivität hier höher ist. Grundsätzlich sind aber durchaus empirische Fälle denkbar, in denen bei der Durchführung eines CDM-Projekts positive Nebeneffekten entstehen, von denen ineffizientere Typen mehr profitieren als effiziente. Das Gegenteil ist aber ebenso denkbar. Dann würde das Untertreiben eines Typs die Informationsrenten noch erhöhen weil der Nutzen aus den Nebeneffekten mit dem Typ steigt. Aus diesem Grund ist es von Vorteil gezielt gegenläufige Anreize zu setzen. Millock zeigt nun, wie dies durch den Transfer von Produktivkapital zur Emissionsvermeidung erreicht werden kann.

Der Investor transferiert Vermeidungstechnologie an den Gastgeber, die diesem zur freien Verfügung steht. Die zentrale Idee ist nun, dass der Nutzen des Agenten aus diesem Kapital in θ sinkt. Dann führt die Angabe eines zu niedrigen θ dazu, dass der Prinzipal den Wert der Technologie für den Agenten zu hoch bewertet, was wiederum die Transferzahlungen an den Agenten reduziert. Somit erzeugt der Technologietransfer einen gegenläufigen Anreiz. Die Argumentation ist letztlich dieselbe wie oben, da hier positive Nebeneffekte gezielt geschaffen werden. Einen Hinweis darauf, welche Nebeneffekte dies sein sollen, bleibt die Autorin abermals schuldig. Millock schlägt vor, dass der Agent mit dem transferierten Kapital weitere Emissionsreduktionen erzielen könnte und diese auf dem internationalen Emissionsmarkt verkaufen könnte. Hier ergeben sich meiner Ansicht nach schwerwiegende Widersprüche in der Modellierung.

1. Wenn zunächst postuliert wird, dass der Investor genau so viel Kapital transferiert wie der Agent zur Realisierung des optimalen Emissionsniveaus E^* benötigt, (d.h. $K = K(E^*(\theta))$), dann kann es nicht sein, dass mit demselben Kapital weitere Reduktionseinheiten erzielt werden.
2. Millock verlässt hier ihren Modellrahmen wenn sie annimmt, dass zusätzliche Emissionsreduktionen auf einem internationaler Markt verkauft werden können. Damit die tatsächlich erzielten Reduktionen zertifiziert werden können muss der Typ bekannt sein und der wird nur dann wahrheitsgemäß offenbart wenn der optimale Vertrag (E^*, s^*, K^*) realisiert wird und keine davon abweichenden Emissionsniveaus.

Es gilt also ein Beispiel für Produktivkapital zu finden, mit dem einerseits Emissionen reduziert werden können und gleichzeitig weitere Werte geschaffen werden, die nichts mit dem Wert der Reduktionzertifikate zu tun haben und die für ineffiziente Typen höher sind als für effiziente. Weder bei Millock noch in der übrigen Literatur werden solche Beispiele diskutiert.

Millock identifiziert schließlich einen dem CDM inhärenten Anreiz, der die Wohlfahrtsverluste im *Second-best*-Optimum verstärkt. In der Bedingung für individuelle Rationalität (3.1.10) ist der Reservationsnutzen auf Null normiert. Wenn statt dessen der Reservationsnutzen eine Funktion des Typs ist, ändern sich die Eigenschaften des optimalen Vertrags. Die Bedingung für Anreizkompatibilität (3.1.12) wird erweitert zu

$$\frac{\partial U}{\partial \theta} = \alpha \cdot \frac{\partial \pi}{\partial \theta} + \frac{\partial C(\theta)}{\partial \theta} + \frac{\partial U^R(\theta)}{\partial \theta} \quad (3.1.13)$$

Maggie und Rodriguez-Claire (1995) zeigen, dass die Ineffizienz des *Second-best*-Vertrags gemildert wird wenn der Reservationsnutzen mit abnehmenden Raten steigt:

$\partial U^R / \partial \theta > 0$ und $\partial^2 U^R / \partial \theta^2 < 0$. Millock behauptet nun, dass im CDM genau das Gegenteil der Fall sein könnte ($\partial U^R / \partial \theta < 0$). Ihre Argumentation basiert interessanter Weise auf der These des Ausverkaufs billiger Vermeidungsoptionen und den Ergebnissen von Rose et al. (1999), die in Kapitel 10.1 dieser Arbeit diskutiert werden: Zwar unterliegen potentielle Projektgastgeber gegenwärtig keinen Emissionsauflagen, erwarten diese aber für die Zukunft. Gerade die ineffizienten Typen hätte einen Anreiz ihre Vermeidungspotentiale nicht vorzeitig ‚auszubeuten‘ da der Reservationsnutzen (eigene Nutzen der Vermeidungspotentiale in der Zukunft) für Länder mit gegenwärtig niedrigen Vermeidungskosten höher ist.⁴⁰ Daher gelte die Beziehung $\partial U^R / \partial \theta < 0$. Nun wird aber in Kapitel 10 der vorliegenden Arbeit gezeigt, warum es nicht rational ist, Vermeidungspotentiale für die Zukunft aufzusparen. Die Durchführung von CDM-Projekten führt nur unter sehr spezifischen und eher unwahrscheinlichen Rahmenbedingungen zu höheren Kosten in der Zukunft. Vielmehr könnte das Gegenteil der Fall sein. Da Projektgastgeber mit hohen Vermeidungskosten auch in zukünftigen Klimaregimen höhere Kosten zu tragen haben, ist gerade deren Reservationsnutzen niedriger, so dass $\partial U^R / \partial \theta > 0$.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten:

1. Das Baseline-Problem kann als typisches Prinzipal-Agenten-Problem modelliert werden.
2. In seiner ursprünglichen Form ist der CDM ein nicht anreizkompatibler Mechanismus in dem die Informationen bezüglich der Kostenfunktion potentieller Projektgastgeber nicht symmetrisch verteilt sind und die Agenten Informationsrenten realisieren können.
3. Der Prinzipal kann durch Revelationsmechanismen die Anreize so setzen, dass es für Projektgastgeber rational ist, ihre wahren Kosten zu offenbaren.
4. In einem solchen anreizkompatiblen Mechanismus werden weniger Emissionen reduziert als im Falle vollkommener Information. Um die Informationsrenten zu reduzieren müssen Ineffizienzen in Kauf genommen werden. So ist es erforderlich, dass entgegen der ursprünglichen Idee des CDM, bereits sehr effiziente Agenten mehr Vermeidungsprojekte durchführen und höhere Transferzahlungen erhalten als ineffizientere Agenten.
5. Diese Ineffizienzen können durch gegenläufige Anreize reduziert werden, die dem CDM entweder inhärent sind oder durch den Prinzipal geschaffen werden.

Die Arbeiten von Wirl et al. (1998) und Millock (2002) bewegen sich auf einem hohen Abstraktionsniveau in dem zwar die theoretischen Eigenschaften des optimalen Anreizmechanismus beschrieben werden, aber nicht welche konkrete Form dieser haben könnte. Praxis-taugliche Verfahren (wie z.B. Auktionsformen) werden von den Autoren nicht angeboten. Auch in der übrigen Literatur finden sich diesbezüglich keine Vorschläge. Hierin ist der

⁴⁰ Millock 2002: 459: „Intuitively, the higher a country’s marginal abatement cost the more reluctant it will be to allow other countries to ‘mine’ its abatement opportunities, because it will have a high expected marginal user cost of exploiting those abatement opportunities today rather than at the time when it has committed to an emission reduction on its own.”

Grund zu sehen, warum Revelationsmechanismen bislang ein Thema der theoretischen Literatur bleiben und in der klimapolitischen Diskussion de facto keine Rolle spielen.

Wenn keine praktisch umsetzbaren Revelationsmechanismen verfügbar sind, bleibt dem Zertifizierer nur die Schätzung der Baseline eines Projekts mittels der ihm zugänglichen Informationen. Alle im Folgenden beschriebenen Verfahren haben letztlich zum Ziel, das kontrafaktische Verhalten des Projektgastgebers möglichst genau zu prognostizieren. Dabei wird stets ein Verhaltensmodell unterstellt und durch systematische Auswertung von beobachtbaren Informationen Rückschlüsse auf unbeobachtbare Parameter gezogen.

3.2 Simulation der Investitionsentscheidung

Um die Frage zu beantworten, welche Investition eine Firma im Referenzfall durchgeführt hätte, ist es hilfreich das Entscheidungsproblem der Firma abzubilden. Die ökonomische Theorie liefert eine ganze Reihe von Modellen zur Beschreibung des Investitionsverhaltens einer Firma unter Sicherheit oder Unsicherheit. In der folgenden Darstellung beschränken wir uns auf die Gegenüberstellung zweier unterschiedlicher Entscheidungsmodelle aus der neoklassischen Industrieökonomik und der Institutionenökonomik.

3.2.1 Neo-klassische Entscheidungsmodelle

Nach der neo-klassischen Theorie setzt eine Firma jedes Projekt um, das betriebswirtschaftlich rentabel ist. Die Standardmethode zur Evaluierung der Rentabilität einer Investition ist die Ermittlung des Barwertes. Der Barwert (BW) oder Netto-Gegenwartswert einer Investition entspricht der Summe aller diskontierten Zahlungsströme einer Investition, wobei der Diskontfaktor (r) der Ertragsrate für alternative Projekte oder Anlagemöglichkeiten mit vergleichbarem Risiko entspricht. Der Barwert eines Projekts mit einer Laufzeit von T Perioden, einer Anfangsinvestition I_0 , laufenden Kosten C_t und Periodenerträgen S_t berechnet sich folglich

$$BW = -I_0 + \sum_{t=0}^T (S_t - C_t) \cdot (1+r)^{-t} \quad (3.2.1)$$

Die Firmen handeln nach der Entscheidungsregel

$$BW > 0 \Rightarrow \text{Projekt durchführen}$$

$$BW \leq 0 \Rightarrow \text{Projekt nicht durchführen} \quad (3.2.2)$$

Dabei ist zu beachten, dass rationale, börsennotierte Unternehmen sich bei ihrer Investitionsentscheidung grundsätzlich *risikoneutral* verhalten, da die Kapitalgeber selbst diversifizieren können. (vgl. Brealey und Myers 2000). Bei Investitionen unter Unsicherheit kann die Barwertmethode zu systematischen Fehlern führen, da der strategische innere Wert einer Investition nicht berücksichtigt wird. Auf dieses Problem gehen wir weiter unter ein.

Selbst bei der einfachen Barwertberechnung stößt die Behörde, die das Entscheidungsproblem der Firma simulieren will, auf erhebliche Informationsprobleme. Die Kostenströme des Projekts hängen entscheidend davon ab, zu welchem Preis und in welcher Höhe das Unternehmen Kapital beschaffen kann. Dies hängt zum einen von der prinzipiell beobachtbaren Struktur des Kapitalmarktes im jeweiligen Gastland ab. Zum anderen aber

auch von der Kreditwürdigkeit der Firma, die nicht direkt beobachtbar ist. Die laufenden Kosten C_t sind durch die beobachtbare Entwicklung der Inputpreise bestimmt aber auch durch das interne Humankapital und die Fähigkeit zur Absorption neuer Technologien.

Damit die Firma Planungssicherheit bezüglich der durch ein CDM-Projekt zu erzielenden Vermeidungszertifikate hat, sollte die Behörde die Projekt-Baseline bereits vor Projektbeginn festlegen. Eine Reihe von Autoren (z.B. Heister 1999) vertreten die Ansicht, für eine exakte Berechnung der Baseline müsse die Entwicklung der Absatz- und Inputpreise bekannt sein. Sie schlagen daher vor, keine fixe Baseline ex ante festzulegen, sondern nur den Algorithmus nach dem die Berechnung der Baseline erfolgt und der Variablen für zeitabhängige Größen wie Preise und Nachfragen enthält. Durch die damit verbundene zeitnahe Aufnahme aktueller Information wäre, so das Argument, die Berechnung genauer.

Was die Schätzung des Produktionsniveaus im Referenzfall betrifft macht dieses Vorgehen Sinn, da den Firmen die Spielregeln bekannt sind und sie im Referenzfall tatsächlich ihren Output den aktuellen Preisen angepasst hätten. Für die Simulation der Entscheidung, in welche Technologie das Unternehmen investiert, halte ich die Aufnahme variabler Elemente für unzulässig. Eine Firma trifft zu einem Zeitpunkt t eine Investitionsentscheidung unter Auswertung aller der ihr zu diesem Zeitpunkt zur Verfügung stehenden Informationen. Ist diese Investition irreversibel (wie es namentlich bei großen Energie- oder Verkehrsprojekten der Fall ist) so haben die tatsächlich eintretenden Zustände keinen Einfluss auf die bereits abgeschlossene Technologiewahl. Die Behörde, die das Entscheidungsproblem der Firma simulieren will, verbessert durch Auswertung zusätzlicher Informationen ihre Baseline-Schätzung nur dann, wenn der Firma diese Informationen zum Zeitpunkt der Investitionsentscheidung bereits zur Verfügung standen. Die Behörde muss nicht die tatsächliche Entwicklung aller Entscheidungsvariablen kennen, vielmehr muss sie die Erwartungen des Unternehmers über deren Verlauf antizipieren. Der Unternehmer schätzt Risiken ein, wägt ab, welche Schwierigkeiten sich bei der Beschaffung der Technologie ergeben, wie gut seine Angestellten damit umgehen können usw. Für die Bestimmung des optimalen Zeitpunkts der Investition muss er wissen, in welchem technologischen Zustand sich das Unternehmen befindet, wie sich die Inputpreise entwickeln und welche gesetzliche Regelungen wann in Kraft treten werden. Durch Vergleich mit alternativen Projektoptionen und Anlagemöglichkeiten legt er eine Mindestverzinsung des investierten Eigenkapitals fest und prüft die Kosten der Fremdfinanzierung. Viele der vom Unternehmer herangezogenen Entscheidungsparameter sind grundsätzlich nicht direkt beobachtbar. Zum Teil lassen sich diese Parameter durch Vergleich mit früheren oder parallel laufenden Projekten der Firma bewerten. So ist teilweise der Wirtschaftsplanung zu entnehmen, welcher Kreditzins und welcher interne Zinsfuß für andere Projekte veranschlagt wurden. Indes lässt sich nur schwer ermitteln, für wie wahrscheinlich die Firma es hält, dass sich eine Technologie auf dem Markt durchsetzen wird und zu welchem Zeitpunkt dies geschieht. Für wie zuverlässig hält eine Firma die Zulieferfirmen für eine neue Technologie? Wie schätzt das Unternehmen die Entwicklung der Nachfrage ein, welche die Entscheidung bezüglich der optimalen Kapazität bestimmt? Die Behörde ist gezwungen, für zahlreiche 'versteckte' Entscheidungsparameter auf Annahmen zurückzugreifen.

Investitionsentscheidung unter Unsicherheit: Der Realloptionsansatz

Seit Mitte der 80er Jahre ist bekannt, dass die einfachen Kapitalwertmethoden, insbesondere bei Vorliegen hoher Unsicherheit, nur bedingt dafür geeignet sind, die Vorteilhaftigkeit einer Investition und den optimalen Investitionszeitpunkt zu bewerten. Die neuere Literatur zum Investitionsverhalten unter Unsicherheit (u.a. Dixit und Pindyck 1994, Kilka 1995) zeigt, dass die Barwertmethode den strategischen Wert einer Investition nicht berücksichtigt. So handeln Firmen durchaus rational, wenn sie nicht sofort investieren, sondern zunächst abwarten, um weitere Informationen zu erhalten. Der durch das Warten erzielte Informationsgewinn muss in die Kosten-Nutzen-Analyse mit einbezogen werden. Danach reicht es für die Einführung neuer Technologien nicht aus, dass diese einen höheren Barwert erwirtschaften als die alte Technologie. Der Barwert muss hoch genug sein um für die verlorenen Informationen zu kompensieren, die durch das Abwarten zu erwarten gewesen wären (vgl. Dong und Saha 1998). Gleichzeitig erwarten die Firmen technologische Weiterentwicklungen und damit zukünftige Optionen auf noch produktivere und billigere Technologie. Umgekehrt können Barwert- und Erwartungswertrechnungen den Wert von sofortigen Investitionen unterschätzen, da sie nicht berücksichtigen, dass das Management beim Eintreten von negativen Umweltzuständen Anpassungsmaßnahmen durchführen kann, die den negativen Cash Flow eines Projektes beschränken.

Eine Methode, die es erlaubt, diese strategischen Aspekte abzubilden, ist der *Realloptionsansatz*. Mit Investitionen sind stets Optionen verbunden, die ausgeübt werden können aber nicht müssen. Realoptionen sind zukünftige Handlungsspielräume und Investitionsoptionen einer Firma, vor dem Hintergrund der Anpassungsfähigkeit der Firma auf sich ändernde Rahmenparameter. Realoptionen lassen sich gliedern in (vgl. Hommel und Pritsch 1999):

- *Option zum Warten:*
Unternehmen wartet ab, um weitere Informationen bezüglich der Entwicklung von Rahmenparametern (Preise, Technologie usw.) zu erhalten
- *Option zum Abbrechen* (einer Investition):
Der Unternehmer zerlegt das Investitionsprojekt in mehrere Teilprojekte und macht die Folgeinvestition davon abhängig, welche Umweltzustände eingetroffen sind.
- *Schließungsoption:*
Das Unternehmen hat die Option, eine Anlage vor Ende der Lebenszeit oder nur vorübergehend abzuschalten.
- *Erweiterungs- und Einschränkungsoption:*
Gegen Zahlung einer weiteren Investition kann der Output variiert oder das Kapital für andere Optionen eingesetzt werden.
- *Innovationsoption:*
Der Wert der Investition besteht weniger in den generierten Zahlungsströmen als vielmehr in der Erzeugung weiterer Investitionsmöglichkeiten (z.B. eine Investition in ein unsicheres Geschäftsfeld, um bei weiteren, positiven Entwicklungen 'den Fuß in der Tür' zu haben und weitere Investitionen tätigen zu können.) Hierzu gehört auch die

Aneignung von Humankapital durch die Investition, das für Folgeinvestitionen zur Verfügung steht.

Grundsätzlich ist es zwar möglich diese Realoptionen mathematisch abzubilden. Der Realoptionsansatz kann - in Analogie zu Optionspreismodellen im Finanzbereich - überall dort eingesetzt werden, wo eine asymmetrische Cash-Flow-Struktur vorliegt. Dies ist dann der Fall, wenn Einzahlungen prinzipiell unbeschränkt positiv sein können, während der negative Cash-Flow aufgrund der Anpassungsfähigkeit beim Eintreten negativer Umweltbedingungen begrenzt ist. Allerdings sind die Informationsanforderungen sehr hoch, so dass der Realoptionsansatz in der Praxis eher selten Anwendung findet. Aus Sicht des Zertifizierers eines CDM-Projekts ist unklar, welche Optionen der Unternehmer sieht und wie er sie bewertet. Er steht also nicht allein vor dem Problem, dass viele Verhaltensparameter nicht beobachtbar sind, sondern auch vor dem Problem, dass das Entscheidungsproblem des Managements nicht vollständig beschrieben werden kann.

3.2.2 Institutionenökonomische Entscheidungsmodelle

Unabhängig von den oben diskutierten Informationsproblemen mit denen die Behörde bei der Simulation der Investitionsentscheidung mittels Kapitalwertmethoden und Optionsmodellen konfrontiert ist, stellt sich die Frage, ob sich Firmen tatsächlich immer gemäß der Entscheidungsregel (3.2.2) verhalten. Dies wird insbesondere von empirisch orientierten Ökonomen mit Verweis auf das sogenannte 'Effizienz-Paradoxon' bestritten. Das Effizienz-Paradoxon beschreibt die empirische Beobachtung, dass hochrentable Investitionen von Firmen nicht durchgeführt werden. So existieren nach empirischen Studien (z.B. DeCanio 1998) zahlreiche Projekte, die nicht realisiert werden obwohl sie nach der Barwertmethode für die Unternehmen sehr rentabel wären. Ein gutes Beispiel hierfür sind Investitionen in effizientere Beleuchtungssysteme, die zu einer deutlichen CO₂-Reduktion führen, aufgrund der eingesparten Energiekosten aber auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel sind. Die Existenz solcher 'ohne Reue Optionen' (*no regret options*) wird von vielen Ökonomen stark bezweifelt. Nach neo-klassischer Theorie ist die fortdauernde Existenz unausgenutzter, rentabler Geschäftsoptionen nicht möglich, da Gewinnmaximierung der eigentliche Zweck jeder Unternehmung sei. Werden vermeintlich rentable Projekte nicht umgesetzt, so liegt dies nach neo-klassischer Theorie an Marktbarrieren, die den freien Marktzugang behindern oder an hohen Transaktionskosten. Empirische Studien, welche die fortdauernde Existenz von nicht ausgenutzten Einsparungspotentialen feststellen, hätten entweder das Entscheidungsproblem der Firma nicht sauber abgebildet oder 'versteckte' Transaktionskosten wie Informations- und Opportunitätskosten nicht ausreichend berücksichtigt. Wenn aber die Existenz von No-regret-Maßnahmen mit mangelnder Berücksichtigung der versteckten Transaktionskosten begründet wird und diese Kosten per Definition nicht beobachtbar sind, so entzieht sich die These, dass rentable Projekte stets durchgeführt werden, jeglicher empirischer Überprüfbarkeit. Eine These sollte aber stets so formuliert werden, dass sie falsifiziert werden kann.

Auch aus theoretischer Sicht lassen sich Gründe anführen warum Firmen nicht immer gewinnmaximierend agieren. So wissen wir aus der Institutionenökonomie und insbesondere aus der Prinzipal-Agenten-Theorie, dass die Zielfunktion der Firmeneigentümer und die des

Managements differieren können. So hat z.B. das Management einer Unternehmung keinen Anreiz, die profitabelsten Projekte zuerst durchzuführen wenn weniger profitable Projekte mit weniger persönlichen Risiken oder mehr Prestige für das Management verbunden sind. Die organisatorische Struktur des Unternehmens - und damit die Anreizstrukturen für die Agenten- ist also eine wichtige Erklärungsgröße für das Auftreten von Effizienz-Paradoxa. DeCanio (1998) untersucht das Effizienz-Paradoxon anhand der Daten aus dem 'Green Lights' Programm der US Environmental Protection Agency (EPA), einem Energiesparprogramm im Beleuchtungsbereich. Die Beleuchtungstechnologie des Programms ist einfach zu installieren, wurde für zahlreiche Gebäude erprobt, die Elektrizitätseinsparungen sind leicht zu messen und gut prognostizierbar. Das Investitionsrisiko ist daher gering. Vor diesem Hintergrund sollten die Ertragsraten (gemessen am internen Zinsfuß) für alle teilnehmende Firmen annähernd dieselben sein. Tatsächlich berichten die Firmen jedoch höchst unterschiedliche Amortisationszeiten. DeCanio (1998) ermittelt auf der Grundlage einer multivariaten Regressionsanalyse, welche Erklärungsvariablen welchen Anteil der Varianz zwischen den Firmen erklären. Als Regressoren dienen neben ökonomischen Variablen auch organisatorische und institutionelle Faktoren. Durch ökonomische Variablen (unterschiedliche Beleuchtungsdauer, Beschaffungspreise, Rabatte etc.) konnte nur ein kleiner Teil der Varianz bei den Amortisationszeiten erklärt werden. Ein ebenso hoher Varianzanteil kann durch institutionelle und organisatorische Faktoren erklärt werden, die den Entscheidungsprozess in den Unternehmen beeinflussen. Modelle zur Simulation des Firmenverhaltens, die ausschließlich auf rein ökonomischen Faktoren aufbauen und unterstellen, dass sich Firmen grundsätzlich gewinnmaximierend verhalten, greifen danach zu kurz. Werden im CDM ausschließlich Projekte mit nicht-positivem Barwert zugelassen, läuft man Gefahr, dass viele Klimaprojekte mit positivem Barwert niemals realisiert werden.

Nun ist es keine völlig neue Aufgabe, das Verhalten einer Firma zu prognostizieren und dabei auf Annahmen bezüglich versteckter, privater Information zurückzugreifen. Jedes Unternehmen versucht das Verhalten ihrer Konkurrenten zu prognostizieren. Der Vorteil in diesem Fall besteht nun aber darin, dass die Firmen später die Güte ihrer Prognose am tatsächlichen Verhalten der Konkurrenten messen können. Dies ermöglicht Lernprozesse über Prognoseverfahren und verbessert die Güte zukünftiger Prognosen. Bei der Schätzung der Baseline eines CDM-Projekts ist dies aber nicht der Fall, da sich die Prognose nicht mit der Wirklichkeit vergleichen lässt. So erhält der Zertifizierer niemals Hinweise auf die Güte seiner Schätzung und kann keine Erfahrungswerte bezüglich der Unsicherheit solcher Schätzungen sammeln.

Dem Zertifizierer bleibt schließlich nur die Plausibilitätsprüfung. Ein praktikabler Weg ist, dass die Projektentwickler, einen Katalog von Fragen bezüglich der Projekt-Baseline ausfüllen müssen. Diese Frageliste enthält insbesondere die kritischen und nicht beobachtbaren Entscheidungsvariablen, deren Werte auf den Einschätzungen der Projektpartner beruhen. Die Projektentwickler geben an warum sie mit welchen Nachfrage- und Preisentwicklungen rechnen, warum sie welche Mindestrendite fordern usw. Der Zertifizierer prüft dann nur noch die Plausibilität dieser Angaben, wobei er teilweise auf Hilfsmittel zurückgreifen kann, die in den folgenden Kapiteln beschrieben werden. Problematisch bei dieser Form der Baseline-Ermittlung ist die hohe Anzahl vertraulicher Informationen, die ein Unternehmen offenlegen muss. So müssen die Unternehmen Informationen bezüglich ihrer Finanz-, Technologie-, und

Marktstrategie angeben. Es muss daher gewährleistet sein, dass eine CDM-Behörde ähnlich hohen Datenschutzaufgaben unterliegt wie z.B. die Finanzbehörden. Mir ist bislang keine Arbeit bekannt, in der diese Fragen thematisiert werden.

3.2.3 Ökonometrische, diskrete Entscheidungsmodelle

Wie im vorigen Abschnitt diskutiert, kann der Zertifizierer eines CDM-Projekts nicht vollständig das Entscheidungskalkül der Projektpartner beschreiben. In solchen Situationen helfen ökonometrische Entscheidungsmodelle, das (Investitions-)Verhalten der Akteure zu prognostizieren und die Wahrscheinlichkeiten für Prognosefehler anzugeben. Ökonometrische Modelle zur Prognose diskreter Entscheidungen basieren auf der Zufallsnutzentheorie. Diese geht davon aus, dass der Analytiker nur unvollständige Einsicht in das Entscheidungsproblem des Individuums hat. So kennt er nicht alle relevanten sozioökonomischen Charakteristika des Individuums und kann die von ihm als relevant erachteten Variablen nur ungenau messen, bzw. nur indirekt über Instrumentenvariablen erfassen. Der Nutzen, den das Individuum den für ihn relevanten Alternativen zuweist, stellt für den Analytiker eine Zufallsvariable dar. D.h. das Verhalten setzt sich aus einer vom Analytiker beobachtbaren, deterministischen Komponente und einer Zufallskomponente zusammen (Maier und Weiss 1990). Die konkreten Entscheidungsmodelle (Logit, Probit, etc.) unterscheiden sich meist in den Annahmen bezüglich der Verteilung des Störterms.⁴¹ Eine Schätzung mittels solcher Entscheidungsmodelle gibt für jede Alternative eine Auswahlwahrscheinlichkeit an. Dies ermöglicht schließlich die Angabe statistischer Maßzahlen wie t-Tests, Likelihood-Ratio-Tests oder Likelihood-Ratio-Indizes, welche erste Rückschlüsse auf die Unsicherheit der Prognose zulassen. Allerdings geben die Modelle lediglich die Wahrscheinlichkeit an, dass ein Individuum unter gegebenen Rahmenbedingungen eine bestimmte Alternative wählt. Damit ist aber noch nicht beschrieben, wie wahrscheinlich diese Rahmenbedingungen sind. Eine Prognose bezüglich der Wirksamkeit einer Maßnahme setzt sich also aus zwei Komponenten zusammen. Basierend auf historischen Querschnittsdaten werden zunächst mittels eines (Logit-)Modells die signifikanten Einflussfaktoren für die Entscheidung des Individuums identifiziert. Hierbei entsteht der erste Schätzfehler. Für eine Prognose des zukünftigen Entscheidungsverhaltens der Akteure muss dann das zukünftige Niveau der jeweiligen Einflussvariablen geschätzt werden, die Quelle weiterer Schätzfehler.

3.2.4 Öffentliche Projektträger

Bisher haben wir das Entscheidungsproblem privater Firmen betrachtet, deren Zielfunktion durch die Annahme der Gewinnmaximierung trotz der beschriebenen institutionellen Probleme recht gut beschrieben ist. Die Planungszeiträume sind relativ kurz und indirekte Effekte werden von den Firmen überhaupt nicht berücksichtigt, solange sie nicht auf sie zurückwirken. Großprojekte im Energie- oder Verkehrssektor von Entwicklungsländern werden aber oftmals von staatlichen Organisationen durchgeführt, die sich nicht allein an betriebswirtschaftlichen Kriterien orientieren. Betrachten wir das Entscheidungsproblem eines staatlichen

⁴¹ Das in der empirischen Praxis am häufigsten eingesetzt Logit-Modell geht von unabhängig identisch Gumbelverteilten Störtermen aus, während man beim an sich weniger restriktiven Probit-Modell eine Normalverteilung der Störterme annimmt.

Planers, dem zur Lösung eines Problems ein Bündel alternativer Projektoptionen zur Verfügung steht und nehmen wir an, das Entscheidungsverfahren folge nachstehendem Muster:



Zunächst werden die zu lösenden Probleme formuliert und ein Maßnahmenbündel zur Problemlösung identifiziert. Die Maßnahmen werden auf ihre direkten und indirekten Effekte hin analysiert. Es folgt eine (monetäre) Bewertung der Effekte und eine Kosten-Nutzen-Analyse. Schließlich wird das optimale Maßnahmenbündel ausgewählt.

Eine solche Ex-ante-Projektevaluierung ist bereits mit großen Schwierigkeiten verbunden und Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Werke.⁴² Ungleich schwieriger ist jedoch die Aufgabe des Zertifizierers im Clean Development Mechanism, der die Projektevaluierung des Planers simulieren muss. Hierzu muss der Zertifizierer die Zielfunktion des Planers kennen, muss wissen ob dieser die Wohlfahrt der Bürger maximiert oder sich nach polit-ökonomischem Kalkül verhält, und ob er den Medianwähler oder Interessengruppen bedient. Der Zertifizierer muss wissen, mit welchen Problembündel der Planer konfrontiert ist und welchen Budgetrestriktionen er unterliegt. Es ist an dieser Stelle zu betonen, dass sich die Aufgabe des Zertifizierers nicht darauf beschränkt, selbst eine Kosten-Nutzen-Analyse nach besten Wissen und Gewissen durchzuführen. Es gilt vielmehr die Analyse des Planers zu simulieren. Der Zertifizierer muss wissen, welchen methodischen Ansatz der Planer verwendet und welche Annahmen hierbei einfließen, z.B. bezüglich der Marktentwicklung und zukünftiger gesetzlicher Regelungen. Schließlich folgt der schwierigste Teil, die Bewertung. Der Zertifizierer muss die Diskontrate und die Risikopräferenzen des Planers kennen. Er muss wissen, wie der Planer Nicht-Marktgüter monetär bewertet, ob er zu Markt- oder Schattenpreisen bewertet und wo er die örtlichen und zeitlichen Systemgrenzen bei der Erfassung indirekter Effekte setzt.

Es ist offensichtlich, dass eine vollkommen korrekte Ermittlung dieser privaten Informationen über indirekte Methoden nicht möglich ist und man sich in vielen Fällen mit 'plausiblen' Annahmen behelfen muss. Eine indirekte Methode (im Gegensatz zur direkten Befragung) ist zum Beispiel die Analyse früherer Entscheidungsprobleme desselben Planers, aufgrund derer sich Rückschlüsse ziehen lassen bezüglich 'versteckter Parameter' wie Risikopräferenzen oder Erwartungen über die Entwicklung der Wirtschaft. Dies alles muss vor dem Hintergrund ermittelt werden, dass Regierungen keineswegs immer die kosten-effizientesten Lösung realisieren, auch wenn ihnen diese bekannt ist. So kommt Rock (2001) in einer vergleichenden Analyse der Umweltpolitik südost-asiatischer Staaten zu dem Schluss "what needed to be explained was not whether pollution controll policies were efficient or cost-effective - it is well known that they are not - but rather why governments choose particular pollution management strategies and how those strategies persisted or changed over time" (Rock 2001: 5). Eine polit-ökonomische Analyse sollte also Grundbestandteil jeder Prognose über das Investitionsverhalten von Regierungen und Bürokratien sein.

⁴² Einen Überblick über Evaluierungsprozesse für Transportprojekte geben Morisugi und Hayashi (2000).

Trotz der angeführten Probleme wird die Simulation einer Investitionsentscheidung von vielen Experten als die beste Option zur Baseline-Ermittlung betrachtet, so auch von den Experten des *Prototype Carbon Fund* der Weltbank: "...financial/ behavioural models derived from standard investment decision-making tools currently present the most promising approach to baseline determination." (Heister 1999: 7).

3.3 Festlegung von Standards: Statistische Verfahren und Technologiemodelle

Kapitel 3.2 hat gezeigt wie aufwendig die Simulation des (Investitions-)Verhaltens der Projektentwickler ist. Für kleinere CDM-Projekte wären die Kosten der Baseline-Ermittlung so hoch, dass der Vorteil niedrigerer Grenzvermeidungskosten durch die hohen Transaktionskosten aufgehoben würde. Es ist daher erforderlich, Baseline-Methoden zu entwickeln, deren Anwendung kostengünstiger ist bei gleichzeitiger, ‚angemessener‘ Abbildung des Referenzszenarios. Von zahlreichen Autoren wurde vorgeschlagen anstelle der Ermittlung projektspezifischer Referenzszenarien *Standards* oder *Benchmarks* vorzugeben. (u.a. von Lazarus et al. 1999 und 2000, Matsuo 1999, Woerdman 2001) Die Emissionsreduktionen eines Projekts werden dann durch Vergleich mit dem exogen definierten Standard ermittelt.⁴³ Als Standard können abhängig vom Projekttyp eine Reihe von Kennzahlen dienen wie z.B.:

- spezifische Emissionsintensitäten in kg CO₂ pro Outputeinheit
- Emissionsintensitäten in kg CO₂ pro US\$ Umsatz
- Energieeffizienzen (kWh pro Outputeinheit),
- Spezifischer Brennstoffeinsatz (kg Brennstoff pro Outputeinheit)
- Wirkungsgrade (in % des physikalischen Potentials)

Für jeden Projekttyp müssen die folgenden Fragen beantwortet werden:

- Welche Kennzahl soll als Standard dienen?
- Wie wird die Kennzahl ermittelt?

Die erste Frage lässt sich meist einfach beantworten, da sich Kennzahlen wie Wirkungsgrade und spezifische Brennstoffintensitäten mittels Konvertierungsfaktoren leicht in spezifische CO₂-Intensitäten umrechnen lassen. Die Emissionsreduktionen R_t eines Projekts berechnen sich

$$R_t = (I_t^S - I_t) \cdot X_t,$$

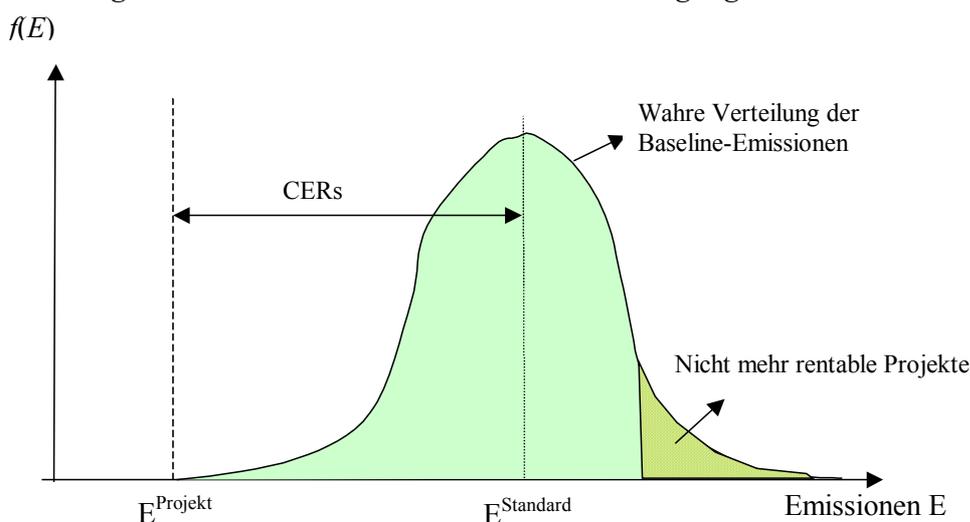
wobei der X_t den Output zum Zeitpunkt t bezeichnet, I_t die gemessene spezifische Emissionsintensität des Projekts symbolisiert, und I_t^S für die Emissionsintensität des vom Zertifizierer vorgegebenen Standards steht. Die folgenden Abschnitten geben einen Überblick über die in Literatur und Praxis diskutierten Verfahren zur Berechnung des Standards I_t^S . Zuvor soll aber

⁴³ Woerdman (2001) schlägt für eine radikale Minimierung der Transaktionskosten vor, für alle Projektkategorien eine Liste von Standards ins Internet zu setzen.

auf ein Grundproblem des Standard-Ansatzes hingewiesen werden, das alle im folgenden diskutierten Verfahren gemeinsam haben.

Betrachten wir eine einzelne Firma, die ein CDM-Projekt durchführen möchte, das zu einem Emissionsniveau $E^{Projekt}$ führt, wie es in Abbildung 3.3.1 eingezeichnet ist. Nehmen wir weiter an, dass wir zwar nicht die Emissions-Baseline der einzelnen Firmen kennen, dass wir aber Kenntnisse haben bezüglich der Verteilung der Baseline-Emissionen über die Grundgesamtheit aller Firmen in dieser Branche, die in Abbildung 3.3.1 als symmetrische Verteilungskurve dargestellt ist.⁴⁴ Ziel ist es nun, einen geeigneten Standard zu berechnen. Der Standard ist hier so gewählt, dass sich links und rechts von $E^{Standard}$ dieselbe Wahrscheinlichkeitsmasse befindet. Führen alle Firmen das Projekt durch und realisieren $E^{Projekt}$ dann entspricht die Menge der angerechneten Emissionskredite gerade den insgesamt tatsächlich erzielten Emissionsreduktionen, wenn auch einzelne Firmen mehr oder weniger Emissionen reduzieren als sie kreditiert bekommen. Dies setzt aber voraus, dass es sich für alle Firmen gerade noch lohnt das Projekt durchzuführen. Nun kann es aber der Fall sein, dass es sich für die Firmen, die sich am rechten Ende der Glockenkurve befinden, nicht mehr lohnt das Projekt durchzuführen weil sie einen zu kleinen Teil ihrer wahren Emissionsreduktionen kreditiert bekommen. In diesem Fall würden dann insgesamt zu viele CERs ausgegeben.

Abbildung 3.3.1: Scheinreduktionen durch die Festlegung von Standards



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Lazarus et al. (2000)

Die Herausforderung besteht also darin, unter Berücksichtigung der Rentabilität der Projekte, den Standard so zu wählen, dass die insgesamt angerechneten Emissionsreduktionen den tatsächlichen entsprechen.⁴⁵

⁴⁴ Zur Vereinfachung der Darstellung nehmen wir an, alle Firmen haben dieselbe Kapazität, so dass wir anstelle der Emissionsintensitäten das absolute Emissionsniveau auf der Abszisse abtragen können.

⁴⁵ Vor ähnlichen Problemen stehen Banken bei der Kreditvergabe bei Unsicherheit bezüglich der Bonität eines Kreditnehmers. Werden zu hohe Risikozuschläge berechnet, läuft man Gefahr, dass den Kreditnehmern mit hoher Bonität der Preis zu hoch ist während Schuldner mit schlechter Bonität den Kredit auf jeden Fall annehmen werden, so dass es auch hier zu einer Negativauslese kommt.

3.3.1 Kontrollgruppen

Der Erfolg einer Maßnahme lässt sich recht einfach messen wenn es gelingt, geeignete Kontrollgruppen zu identifizieren. Es ist zunächst naheliegend, die durch ein CDM-Projekt bewirkten Emissionsreduktionen einfach durch den Vergleich mit Firmen oder Anlagen zu messen, die zwar strukturell identisch sind und dieselben Rahmenbedingungen haben, jedoch an keinem CDM-Projekt beteiligt sind. Die Identifizierung geeigneter Kontrollgruppen stellt sich indes sehr schwierig dar. Zum einen finden sich für viele Anlagen nicht genügend Vergleichsanlagen, die dieselbe technologische und ökonomische Struktur aufweisen und mit identischen Rahmenbedingungen konfrontiert sind. Darüber hinaus besteht die Gefahr der Selbstselektion: Da die Teilnahme am CDM grundsätzlich allen Unternehmen eines Landes offen steht, besteht Grund zu der Annahme, dass Anlagen und Firmen, die CDM-Projekte durchführen, sich systematisch von jenen unterscheiden, die darauf verzichten. Warum sollten strukturgleiche Firmen auf zusätzliche Einnahmen aus der Durchführung eines CDM-Projekts verzichten? Im Gegensatz zu klinischen Tests besteht beim CDM nicht die Möglichkeit, einzelnen Firmen von der Teilnahme auszuschließen, um geeignete Kontrollgruppen zu erhalten. Insbesondere beim Bau neuer Anlagen ‚auf der grünen Wiese‘ (*greenfield projects*), wie z.B. dem Bau dezentraler Energieerzeugungsanlagen in einer bislang nicht elektrifizierten Region, lassen sich meist keine geeigneten Kontrollgruppen finden.

3.3.2 Historische Durchschnittswerte

Ein Standard lässt sich auch auf der Basis der aktuellen oder historischen CO₂-Intensität einer Branche berechnen. Als Baseline für ein Projekt gilt dann die gewichtete durchschnittliche CO₂-Intensität aller N Anlagen zur Herstellung desselben Gutes in einer Branche:

$$I_t^S = \sum_{i=1}^N \alpha_i \cdot E_{it} / X_{it} \quad (3.3.1)$$

wobei α_i ein Gewichtungsfaktor ist, der ermöglicht, dass bestimmte Anlagen (z.B. die effizientesten 10% oder die neusten 10%) höher gewichtet werden, wobei $\sum_{i=1}^N \alpha_i = 1$. Dieser einfache Ansatz wird von vielen Autoren (z.B. OECD/IEA 2000, Hamwey und Szekely 1998, Lazarus et al. 2000) und zahlreichen ‚Baseline-Experten‘ der großen internationalen Experten-Workshops zum Thema favorisiert (vgl. JIRC 2000). Der Wert des Standards wird entscheidend dadurch bestimmt, wer zur Gruppe der N Anlagen gehört, wer also die Benchmarking-Gruppe ist. Diesbezüglich wurden mehrere Vorschläge gemacht:

- Sektorale Benchmarks
- Regionale Benchmarks
- Annex-I Benchmarks
- Technologiespezifische Benchmarks

Bei sektoralen Benchmarks werden alle Anlagen im entsprechenden Sektor des Projektlandes herangezogen. Da hierbei auch die älteren Anlagen erfasst werden, wird der technologische Fortschritt nur ungenügend abgebildet. Um dem zu begegnen wurde vorgeschlagen, nur die moderneren Anlagen eines Sektors in die Benchmark-Gruppe aufzunehmen, z.B. Anlage, die in den letzten Y Jahren gebaut wurden oder zu den effizientesten $X\%$ aller Anlagen gehören. Während der Klimaverhandlungen wurde von einzelnen Staaten der Vorschlag eines Annex-I-Benchmarks in die Diskussion eingebracht (vgl. Missfeldt et al. 2002, Salon 2001).

Hintergrund dieses Vorschlages ist die Annahme, dass Entwicklungsländer nicht dieselbe langsame technologische Entwicklung der Annex-I Staaten nachmachen, sondern schnell die effizienteren, auf dem Weltmarkt verfügbaren Technologien implementieren, sobald sich diese in den Annex-I-Staaten bewährt haben. Der Status Quo in den Annex-I-Staaten sei daher eine gute Näherung für die mittelfristige technologische Entwicklung in den CDM-Gastländern.

Regionale Standards erweitern die Benchmark-Kohorte um weitere Länder der Region. So könnte der Standard für ein Projekt in Peru, die durchschnittliche Emissionsintensität in Lateinamerika sein. Sinnvoller als die geografische Definition der Benchmark-Region scheint aber eine Definition auf Basis der sozio-ökonomischen Daten, z.B. die Bildung eines Standards für einzelne Sektoren in allen *Least Developed Countries*, Planwirtschaften oder Schwellenländern mit ähnlicher Wirtschaftsstruktur.

Dubash (1994) schlägt vor, den technologischen Fortschritt durch einen Diskontierungsfaktor abzubilden. Der Standard könnte demnach z.B. berechnet werden mit

$$I_t^S = e^{-bt} \cdot \sum_{k=1}^N \alpha_k \cdot E_{it} / X_{it} \quad (3.3.2)$$

wobei b die Rate des technologischen Fortschritts bezeichnet. Da aber diese Rate durch die Beobachtung des Effizienzfortschritts in anderen Sektoren oder Ländern ermittelt werden muss, ist dies lediglich ein Spezialfall eines Standards.

3.3.3 Technologie-Matrizen

Besondere Zustimmung finden in der Diskussion um Baseline-Methoden sogenannte Technologie-Matrizen. Diese haben rein gar nichts mit einer Technologiematrix im Rahmen der Input-Output-Rechnung zu tun. Vielmehr handelt es sich um einfache Listen, in denen für jeden Sektor und jede Region eine Anzahl von Technologien aufgeführt werden, die als Benchmark-Technologie gelten. Für die jeweiligen Technologien sind die emissionsintensitäten oder die Gesamtwirkungsgrade angegeben mit denen die Kennzahlen des Projekts verglichen werden. In den internationalen Klimaverhandlungen zeichnet sich ab, dass dieser Ansatz als Option für die schnelle und kostengünstige Baseline-Ermittlung für Kleinprojekte im Energiesektor zugelassen wird (vgl. Kapitel 9). Auch in der in Abschnitt 3.4 vorgestellten Expertenumfrage schneidet die Technologie-Matrix gut ab. Die Frage ist freilich nach welchen Kriterien Benchmark-Technologien ausgewählt werden sollen. Ein Ansatz wäre die Auswahl der ‚besten verfügbaren Technologie‘ (BVT) in einem Sektor, die eine Art Best-practice-Baseline liefert. Nun sind aber im Prinzip alle Technologien am Weltmarkt erhältlich und daher wäre der Benchmark für alle Länder derselbe. Darüber hinaus würde kein CDM-Projekt zur Effizienzsteigerung einer bestehenden Anlage Reduktionskredite erhalten. Für eine Konkretisierung des Begriffs ‚beste verfügbare Technologie‘ wurde vorgeschlagen (z.B. European Union 2003), auf die Definition einer Direktive der Europäischen Union zurückzugreifen, der ‚Integrated Pollution Prevention Control‘ (IPPC) Direktive. Dort wird der Terminus ‚best available techniques‘ präzisiert:

- ‘techniques‘ shall include both the technology used and the way in which the installation is designed, built, maintained, operated and decommissioned.

- ‚available‘ techniques shall mean those developed on a scale which allows implementation in the relevant industrial sector, under economically and technically viable conditions, taking into consideration the costs and advantages, whether or not the techniques are used or produced inside the member state in question, as long as they are reasonably accessible to the operator.
- ‚best‘ shall mean most effective in achieving a high general level of protection of the environment as a whole.“ (IPPC Direktive 1995, Artikel 2)

Das Problem der IPPC-Definition ist nun aber, dass für die Prüfung von Kriterien wie ‚economically and technically viable‘, eine Investitionssimulation durchgeführt werden müsste. Werden einfach die effizientesten in einem Land beobachtbaren Technologien als BVT herangezogen, so stellt sich die Frage, wie viele dieser Technologien gezählt werden müssen, ob es ausreicht wenn eine einzige Anlage dieser Art existiert oder ob erst eine kritische Anzahl erreicht werden muss und wie hoch diese ist? Darüber hinaus müssten für jeden einzelnen Projekt- und Technologietyp eine BVT definiert werden. Unklar ist aber vor allem, was bei einem Technologiewechsel geschehen soll, ob z.B. beim Brennstoffwechsel von Kohle auf Gas die BVT für Kohlekraftwerke oder für Gasturbinen den Benchmark liefern soll (vgl. hierzu Kapitel 7.3).

3.3.4 Zeitreihenanalyse

Die CO₂-Intensität einer Anlage im Referenzszenario ist die Schlüsselvariable, die es zu bestimmen gilt. Vielfach wurde vorgeschlagen, die zukünftige Entwicklung der CO₂-Intensitäten im Referenzfall durch ökonometrische Verfahren zu ermitteln, durch einfache Trendextrapolationen, parametrische und nicht-parametrische Zeitreihenanalysen oder mittels multivariater Regressionsanalysen. Diese Prognoseverfahren setzen alle voraus, dass es keine fundamentalen Brüche in der Struktur des unterstellten ökonomischen Modells gibt. In den Kapiteln 7 und 8 wird für den Elektrizitätssektor und den Transportsektor gezeigt, welche Auswirkungen Strukturbrüche auf Prognosen haben und wie groß die Abweichungen früherer Trendexplorationen von den tatsächlich realisierten Werten sind.

3.3.5 Makro-Baselines und normative Baselines

Die Grundidee dieses Ansatzes ist es, zunächst eine Emissions-Baseline für die gesamte Volkswirtschaft oder einen Sektor zu ermitteln und davon ausgehend den Subsektoren weitere Baselines zuzuordnen. Der Prozess verläuft also nicht bottom up (die Aggregation aller Projekt-Baselines ergibt die nationale Baseline), sondern top-down. Die Festlegung der nationalen oder sektoralen Baselines orientiert sich an makroökonomischen Variablen und deren geschätzten Entwicklung (vgl. Hardgrave et al. 1998, CCAP 1998). Nach welchem Modus die Makro-Baseline auf die einzelnen Subsektoren und Firmen allokiert werden soll bleibt den Ländern selbst überlassen. Da die Festlegung der Makro-Baselines für die Entwicklungsländer freiwillig ist besteht die Gefahr, dass Emissionskredite für einzelne Projekte exportiert werden, obwohl andere Firmen ihre Emissionsgrenzen überschritten haben und somit das Gesamtziel verfehlt wird. Um dies zu verhindern, dürften Reduktionskredite für einzelne Projekte erst dann ausgegeben werden, wenn feststeht, dass alle Sektoren ihre Emissionsauflagen eingehalten haben. Dies wäre aber mit enormen Unsicherheiten für die Investoren

verbunden. Letztlich kann also das System nur dann funktionieren, wenn die Emissionsobergrenzen verbindlich sind und die Überschreitung durch die nationale Regierung sanktioniert wird. Dies würde aber faktisch einem Cap-and-trade-System entsprechen, also der Deckelung der Emissionsrechte und der Allokation dieser Rechte auf die Firmen durch Auktionierung oder Grandfathering-Verfahren. Zu einem solchen Schritt sind die Entwicklungsländer noch nicht bereit. Dabei könnte es für einige Entwicklungsländer durchaus lohnend sein, sich auf ein ‚freiwilliges‘ cap-and-trade System auf der Basis einer Makro-Baseline einzulassen, da sie die Chance hätten, wesentlich mehr Reduktionskredite zu verkaufen, als es ohne die verbindliche Deckelung der Emissionen möglich wäre. Der Grund hierfür ist darin zu sehen, dass es in manchen Projektkategorien fast unmöglich ist, eine Baseline zu bestimmen und diese Sektoren wahrscheinlich nicht für CDM-Maßnahmen zugelassen werden.⁴⁶ Sind aber sämtlichen Sektoren gedeckelt, führen alle Reduktionsmaßnahmen automatisch zum Erwerb von Reduktionskrediten. Um Entwicklungsländer für diesen Ansatz zu gewinnen, müsste sichergestellt sein, dass

- die Makro-Baseline das ökonomische Referenz-Szenario abbildet, das Land also nicht in seinen ökonomischen Wachstumschancen begrenzt wird,
- die Teilnahme für einen begrenzten Vertragszeitraum freiwillig ist und nicht zu verpflichtenden Emissionsauflagen nach Ablauf des Vertragszeitraums führen.

Das Problem der Baseline-Bestimmung ist damit freilich nicht gelöst. In diesem Fall sind es zwar nicht die Firmen, die einen strategischen Anreiz zum Lügen haben, sondern der Staat selbst, da eine höhere Makro-Baseline zu mehr Einnahmen führt. Auch ist es nicht einfacher eine Makro-Baseline zu schätzen als eine Projekt-Baseline. Will man nicht die Makro-Baseline *bottom-up* ermitteln, bleiben nur Schätzungen mittels makroökonomischer Verfahren, die Strukturstabilität voraussetzen, oder ‚normative‘ Baselines, die sich an den öffentlich erklärten Wirtschafts- und Technologiezielen der Regierungen orientieren. Ein Beispiel hierfür wäre ein Fünfjahrs-Plan einer Regierung, die ein Programm zur Steigerung der Wirkungsgrade von Verbrennungsanlagen im Energiesektor auflegt, um die Energielücke des Landes zu schließen. Die Orientierung an Regierungserklärungen und Wirtschaftsplänen hat wiederum den Nachteil, dass sich Pläne gerade in Entwicklungsländern meist als viel zu ehrgeizig und unrealistisch erwiesen haben. Eine weitere Methode zur Herleitung von Makro-Baselines für einzelne Sektoren sind Technologiemodelle, die im Folgenden beschrieben werden.

3.3.6 Technologiemodelle

Ausgangspunkt von Technologiemoellen ist die Annahme, dass das zukünftige Technologie-Portfolio eines Sektors so gewählt wird, dass eine exogen gegebene Nachfrage zu minimalen Kosten befriedigt werden kann. Die mit diesen Technologien und dem exogenen Output verbundenen Emissionen bilden das Baseline-Szenario. Methodisch ist dies eine Erweiterung der linearen Programmierung im Operation Research. Dabei bildet eine Kostenfunktion das Ziel-

⁴⁶ Dies könnten z.B. Maßnahmen zur Lenkung der Verkehrsmittelwahl im Transportsektor sein, durch die einerseits zu geringen Kosten Emissionen vermieden werden können, andererseits die Bestimmung der Baseline extrem schwierig ist. Siehe hierzu Kapitel 8.

funktional, das es zu minimieren gilt. Die verfügbaren Technologien und deren spezifischen Kosten und Inputintensitäten zur Erzeugung des Sektor-Outputs gehen als lineare Restriktionen in das Modell ein. Besonderer Beliebtheit erfreut sich die Anwendung von Technologie-modellen im Energiesektor. Die Prognose des zukünftigen Energie-Mixes und des Kraftwerksportfolios eines Landes mit solchen Energiemodellen wird in Kapitel 7.3 diskutiert.

Technologie-Modelle können sehr hilfreich sein, um die Auswirkungen unterschiedlicher Investitions-Szenarien in komplexen, interdependenten Systemen transparent zu machen. Bei der Bestimmung der Baseline können sie nur Teil einer Gesamtanalyse sein, da viele restriktive Annahmen in das Modell eingehen:

- Nachfrage und Preise sind modell-exogene Variablen, die geschätzt werden müssen.
- Es wird davon ausgegangen, dass ein Sektor, die kostenminimierende Kostenstruktur realisiert. Dies ist nur dann der Fall wenn es keine Anreiz- und Koordinierungsprobleme gibt, wenn also das kollektive Optimum durch Verfolgung der individuellen Rationalität der Firmen realisiert wird oder der Sektor zentral koordiniert wird.
- Die Technologie-Restriktionen bilden letztlich nur das technisch Machbare formal ab. Was aber machbar ist, d.h. welche Investitionsbarrieren existieren, muss vorab definiert werden.

Der Output der Algorithmen der Technologiemodelle ist weniger eine Prognose der tatsächlichen Zukunft als ein Aufzeigen der bestmöglichen Zukunft eines Sektors bei optimalem Investitionsverhalten unter den gegebenen technologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Daher sind die durch diese Modelle identifizierten Technologien als Best-Practice-Benchmark zu betrachten.

3.4 Eine Expertenbefragung zu Baseline-Methoden

Im Sommer 2000 führte ich in Zusammenarbeit mit dem UCCEE (UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment) in Roskilde, eine Expertenbefragung zum Thema 'Baseline-Methoden für CDM Projekte' durch. Die Umfrage entstand im Vorfeld eines vom UCCEE organisierten internationalen Expertenworkshop zum Thema Baseline-Methoden im CDM⁴⁷. Ziel der Befragung war die Erstellung eines Meinungsbildes zu den Vor- und Nachteilen der zu diesem Zeitpunkt in der Literatur und während der Klimaverhandlungen diskutierten Baseline-Methoden. Neben den Fragen, die direkt auf die Baseline-Methoden eingehen, lag ein Schwerpunkt auf Fragen, die auf politischer Ebene kontrovers geführt wurden, wie beispielsweise die Frage, ob durch eine zu großzügige Bemessung der Baseline der Export veralteter Technologien in Entwicklungsländer gefördert wird oder ob der CDM zu einer Reduktion offizieller Entwicklungshilfe (ODA und GEF-Mittel) führt. Obwohl sich aus diesem Grund die Zielsetzung der Expertenbefragung nicht vollständig mit der Fragestellung dieser Arbeit deckt, erlaubt die Umfrage doch einige Rückschlüsse.

3.4.1 Expertenauswahl und Fragebogendesign

Zunächst wurden 'Baseline-Experten' nach strengen Kriterien identifiziert, da die Aufnahme von Personen verhindert werden sollte, die sich nur am Rande mit Baselines beschäftigt hatten. Als 'Experte' wurde eingestuft, wer entweder einen Literaturbeitrag zum engeren Thema geliefert hatte oder Referent auf einem fachspezifischen Workshop oder einer Konferenz war. Darüber hinaus wurden Wissenschaftler aufgenommen, die sich nicht direkt mit dem CDM aber mit der Ermittlung von Referenzszenarien in anderen Bereichen beschäftigt hatten. Die angeschriebenen Experten wurden gebeten, weitere ihnen bekannte Experten zu nennen. Schließlich wurden 76 Experten angeschrieben, vorrangig von internationalen Organisationen, Universitäten und nationalen Forschungsinstituten. Darüber hinaus wurden die Teilnehmer eines Workshops zu Baseline-Methoden gebeten, die Fragebögen auszufüllen.

Die Rücklaufquote betrug 23%, allerdings füllten nur 18% der angeschriebenen Experten die Fragebögen vollständig aus. Da auf der Basis einer so kleinen Fallzahl eine statistische Analyse nicht zulässig ist, beschränkt sich die Auswertung auf eine rein deskriptive Diskussion. Die Zahl der Antworten liegt im Rahmen üblicher Rücklaufquoten. Um eine höhere Fallzahl zu erreichen, hätten folglich mehr Experten identifiziert werden müssen, was wiederum nur durch Lockerung der Auswahlkriterien möglich gewesen wäre. Dies hätte zwar eine statistische Analyse ermöglicht, jedoch auf der Basis von Daten zweifelhafter Qualität.

Für die in Kapitel 3.1 bis 3.3 beschriebenen Konzepte zur Baseline-Bestimmungen findet sich in der Literatur eine hohe Anzahl unterschiedlicher Bezeichnungen. Für die Umfrage wurden Termini gewählt, die in den auf den Klimaverhandlungen und politischen Workshops zirkulierenden Policy-Papieren sehr häufig Anwendung fanden.⁴⁸ Im Folgenden wird kurz darge-

⁴⁷ Expert-workshop - Identifying feasible baseline methodologies for projects; Riso National Laboratory, Roskilde, Dänemark, 7-9 Mai 2001. Organisiert von OECD, UNEP, IEA.

⁴⁸ Um Missverständnisse zu vermeiden, wurde dem Fragebogen ein Glossar angehängt, das die Konzepte kurz beschreibt. Das Glossar finden sich im Anhang.

stellt, inwieweit sich die in der Umfrage benutzten Begriffe mit den oben eingeführten Konzepten decken.

I. Projekt-based concepts:

1. *Extrapolation* $\hat{=}$ Zeitreihen- und Regressionsanalyse
2. *Comparison based analysis* $\hat{=}$ Kontrollgruppenansatz
3. *Commercial analysis* $\hat{=}$ Simulation der Investitionsentscheidung (Barwert etc.)
4. *National cost-benefit analysis* $\hat{=}$ Kosten-Nutzen-Analyse, bei der nicht nur Marktpreise, sondern die volkswirtschaftlichen Schattenpreise herangezogen werden.

II. Benchmark concepts: Entspricht dem Konzept der Standards in Kapitel 3.3.

5. *Host country benchmark* $\hat{=}$ Basis für die Berechnung des Standards ist das Gastland
6. *Regional Benchmark* $\hat{=}$ Basis für die Berechnung des Standards ist die Region oder eine Gruppe ökonomisch vergleichbarer Entwicklungsländer
7. *Technology-Matrix-Benchmark* $\hat{=}$ Positivlisten mit Technologien, die als Standard gelten mit Angabe der jeweiligen spezifischen Emissionen.

III. Target-type concepts: entspricht dem Konzept der Makro-Baselines.

8. *Emission cap* $\hat{=}$ Emissionsobergrenze für einen Sektor
9. *Growth cap* $\hat{=}$ Emissionsobergrenze, die mit der Wachstumsrate des Sektors ansteigt.
10. *Emission intensity cap* $\hat{=}$ Ein CO₂e-Intensitätsstandard wird für ein Land/Sektor festgelegt. Die Regierungen entscheiden dann, welche Branche wie viel emittieren darf, damit im Durchschnitt der Standard eingehalten wird.

Revelationsmechanismen wurden nicht in den Katalog der Baselinemethoden aufgenommen, da eine Vorumfrage ergab, dass die meisten Befragten mit dieser Methodik nicht vertraut waren und eine ausreichende Darstellung der Funktionsweise von Revelationsmechanismen im Rahmen einer Umfrage nicht möglich war.

Mit dem ersten Teil des Fragebogens (*Personal profile*) sollte der Erfahrungshintergrund der Experten erfasst werden. Die Fragen des zweiten Teils wurden sehr knapp formuliert, da man davon ausgehen konnte, dass allen angeschriebenen Experten die mit den Fragen angesprochene Problematik und der zugehörige Diskurs bekannt war. Die Fragen 1-5 sind für die Fragestellung dieser Arbeit besonders relevant, da sie darauf abzielen wie hoch die Unsicherheit in den Schätzungen ist und für welche Projekttypen die jeweiligen Baseline-Methoden geeignet sind. Da bislang nur sehr wenige, umfassende Baseline-Analysen für potentielle CDM-Projekte durchgeführt wurden und kein Experte alle Baseline-Methoden angewandt hat, sind die Antworten nur als grobe Einschätzung zu verstehen und nicht als exakte Erfahrungswerte.

3.4.2 Ergebnisse

Von den 14 Experten gaben 6 an, auf einen Sektor spezialisiert zu sein während die Übrigen angaben, sich allgemein mit Baseline-Methoden beschäftigt zu haben. Alle Spezialisten haben sich auf den Energiesektor und insbesondere auf den Kraftwerkssektor konzentriert. Dies spiegelt auch das Gewicht des Energiesektors in der CDM-Literatur wieder. Da kaum Literatur zu CDM-Projekten im Industrie- und Transportsektor existiert, ließen sich für diesen Bereich keine ‚Sektorexperten‘ ausfindig machen. 9 Experten haben sich überwiegend mit

projektbasierten Baseline-Methoden beschäftigt, 7 mit Standards und 4 mit Makro-Baselines (Doppelnennungen waren möglich). Abkürzungen für die Baseline-Methoden:

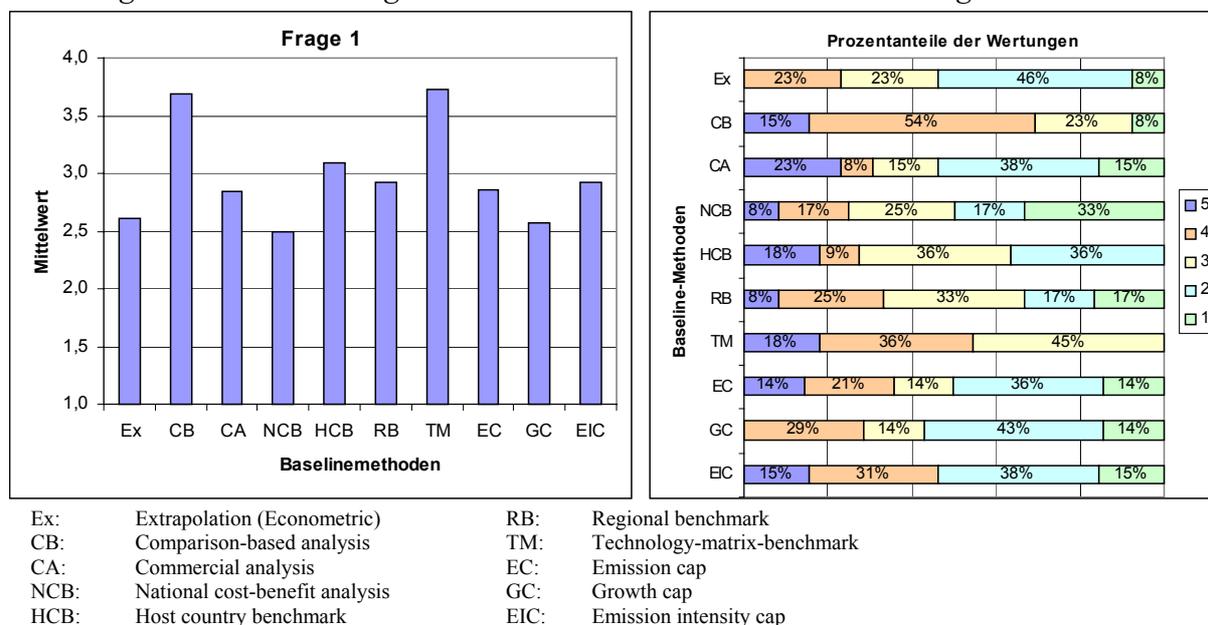
Ex:	Extrapolation	RB:	Regional benchmark
CB:	Comparison-based analysis	TM:	Technology-matrix-benchmark
CA:	Commercial analysis	EC:	Emission cap
NCB:	National cost-benefit analysis	GC:	Growth cap
HCB:	Host country benchmark	EIC:	Emission intensity cap

Die Experten wurden gebeten, die Baseline-Methoden auf einer Skala von 1 bis 5 zu bewerten, wobei 1 stets die schlechteste und 5 die positivste Merkmalsausprägung angibt. Im Folgenden werden die Durchschnittswerte angeführt. Daneben ist angegeben wie viel Prozent der Befragten die jeweilige Wertung abgaben. Es werden nur die Antworten zu jenen Fragen aufgeführt, die in direktem Zusammenhang mit der Problemstellung dieser Arbeit stehen.

Frage 1: How accurately does the difference between baseline and project reflect actual emission reductions? (5: high accuracy, 1: low accuracy)

Nach Meinung der Experten liefern zwei Methoden eine gute Schätzung der Baseline: Kontrollgruppen und Technologie-Matrizen. Beide Methoden erhielten eine durchschnittliche Bewertung von 3,7. Allerdings halten 8% den Kontrollgruppenansatz für untauglich während Technologie-Matrizen von allen Experten Werte zwischen 3 und 5 erhielten. Erstaunlich ist aus meiner Sicht die Einschätzung der Experten, dass nationale Benchmarks zu besseren Ergebnissen führen als regional differenzierte Benchmarks, und dass ökonometrische Trendextrapolationen schlechtere Ergebnisse liefern als einfache Benchmarks.

Abbildung 3.4.1: Einschätzung der Baseline-Methoden nach ihrer Genauigkeit

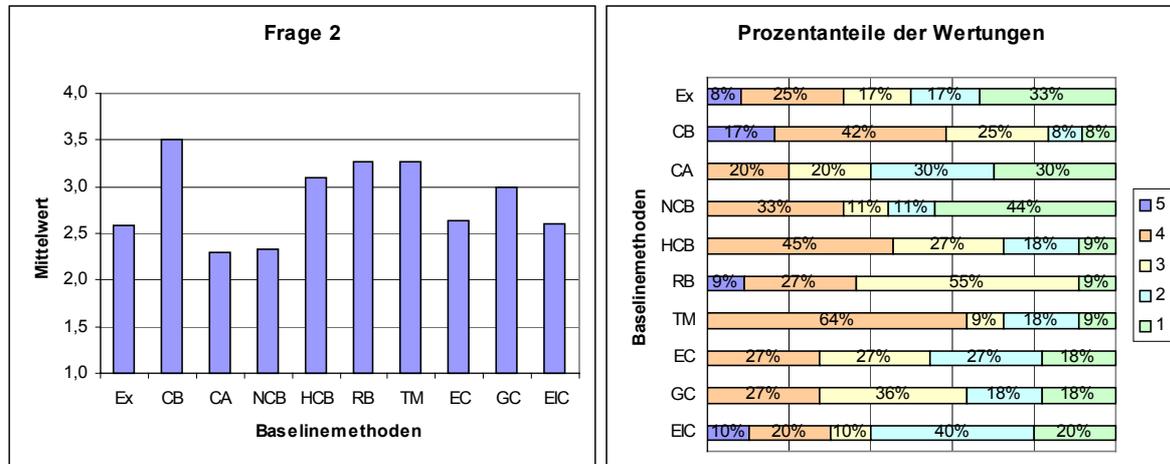


Frage 2: How sensitive is the baseline to uncertainties pertaining to emission factors and other default parameter? (1: high sensitivity 5: very robust)

Als relativ robust gegenüber unsicheren Parameterwerten werden Kontrollgruppen und andere Benchmark-Methoden eingestuft. Als wesentlich sensitiver werden Methoden wie die Simu-

lation der Investitionsentscheidung (CA und NCB) oder Makro-Baselines (EC, GC, EIC) eingeschätzt. In den Kapiteln 7 und 8 wird gezeigt, wie sensitiv gerade Benchmark-Methoden gegenüber einzelnen Parameterwerten sein können.

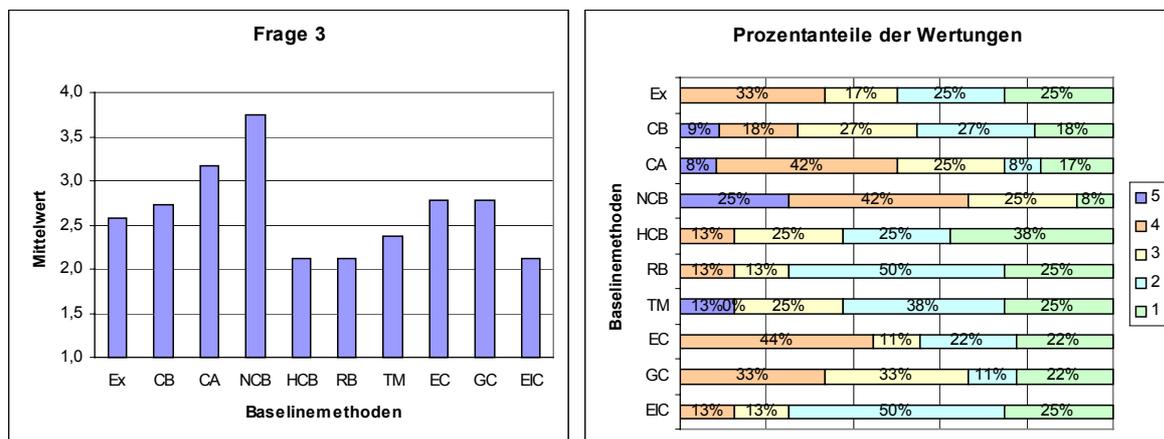
Abbildung 3.4.2: Höhe der Unsicherheit alternativer Baseline-Methoden



Frage 3: Does the baseline take account of existing and future market distortions that effect the prices for input and output commodities (subsidies, taxes, duties, etc.)? (5: Full consideration, 1: no consideration)

Was die Berücksichtigung von Marktunvollkommenheiten betrifft, halten die Experten projektnahe Investitionssimulationen für geeigneter als Benchmark-Methoden.⁴⁹

Abbildung 3.4.3: Eignung der Baseline-Methoden zur Berücksichtigung von Marktunvollkommenheiten

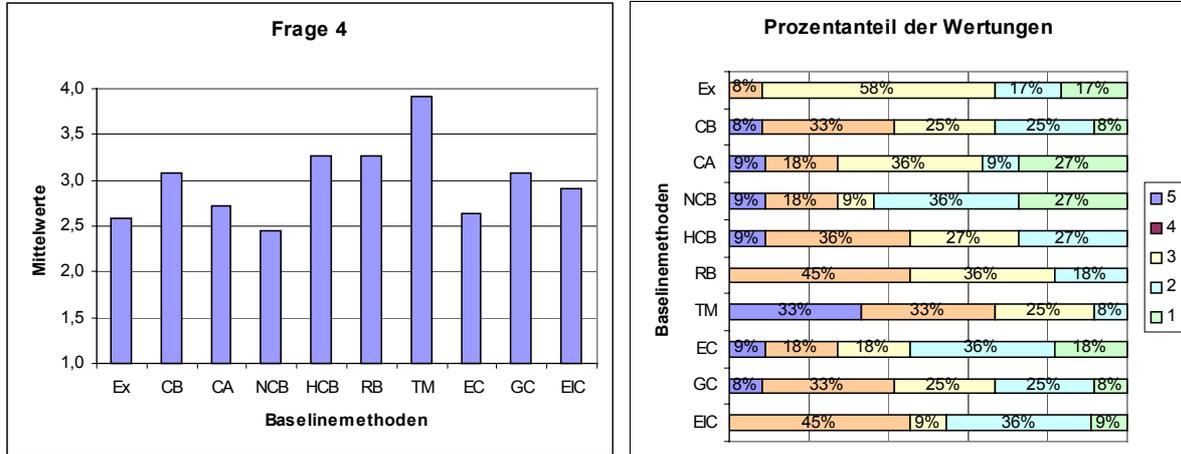


Frage 4: How well does the baseline take account of technology development? (5: Fully 1: not at all)

⁴⁹ Die Methode der National-Cost-Benefit-Analysis erhält hier die höchsten Werte obwohl per Definition bei der Berechnung der Schattenpreise von Marktunvollkommenheiten abstrahiert wird. Dies könnte bedeuten, dass das Konzept missinterpretiert wurde.

Der technologische Fortschritt wird nach Ansicht der Experten am Besten in Technologiematrizen wiedergegeben. In Trendextrapolationen und Investitionssimulationen wird technologischer Fortschritt indes nur unbefriedigend berücksichtigt.

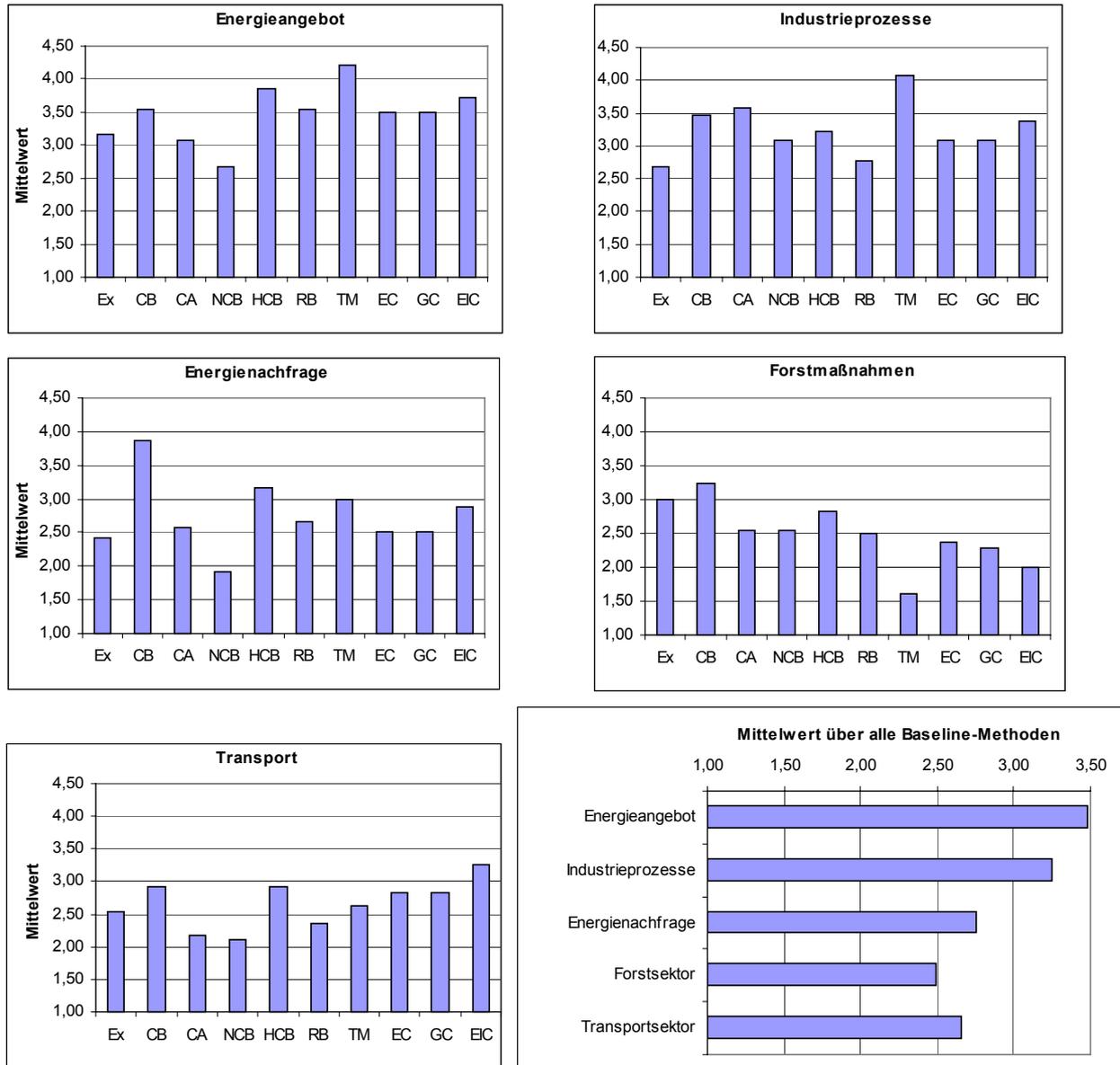
Abbildung 3.4.4: Berücksichtigung des technologischen Fortschritts in alternativen Baseline-Verfahren



Frage 5: For which SECTORS are the baselines technically appropriate? (5: highest degree of appropriateness, 1: totally inappropriate)

Im Energiesektor und bei den industriellen Prozessen werden Technologiematrizen favorisiert, während bei Energiesparprojekten auf der Nachfrageseite und bei Forstprojekten der Vergleich mit Kontrollgruppen bevorzugt wird. Im Transportsektor schließlich erreicht zum einen die Kontrollgruppen-Methode hohe Werte; andererseits werden Baselines auf einer hohen Aggregationsebene wie z.B. nationale Benchmarks für angemessen gehalten. Auffällig ist auch der Niveauunterschied zwischen den Sektoren: Gemittelt über alle Methoden halten die Experten eine gute Baseline-Schätzung im Energieerzeugungs- und Industriesektor für machbarer als im Forst- oder Transportsektor.

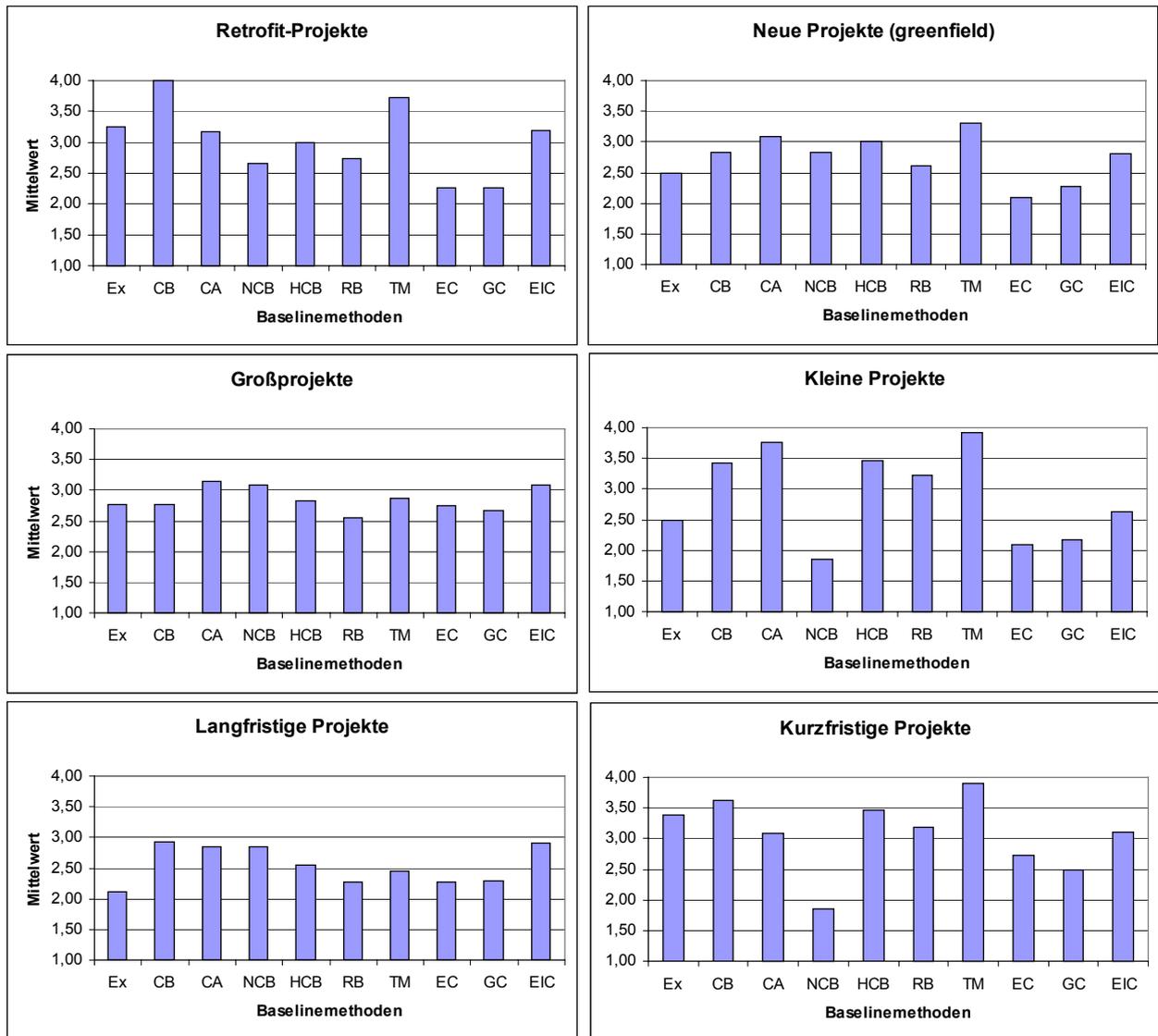
Abbildung 3.4.5: Eignung der Baseline-Methoden nach Sektoren



Frage 6: For what TYPES OF PROJECTS are the baselines technically appropriate? (5: highest degree of appropriateness, 1: totally inappropriate)

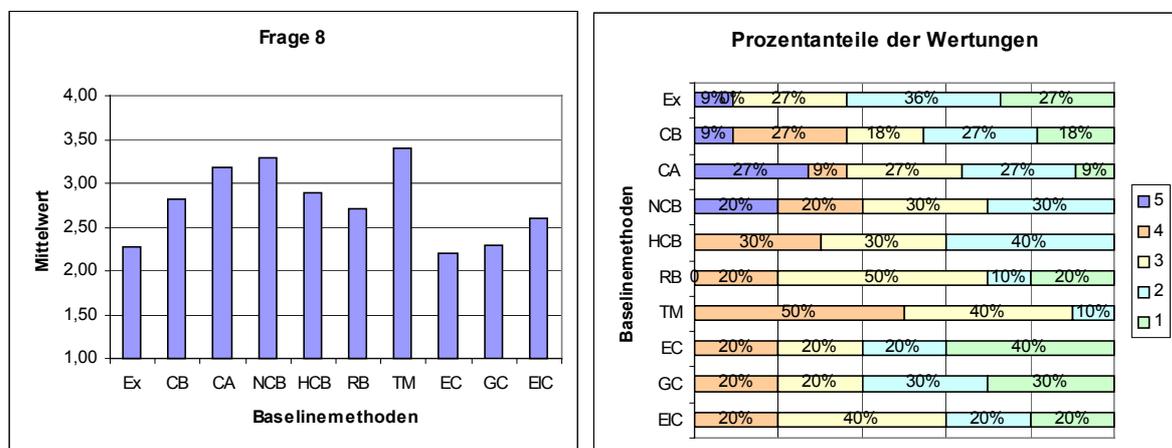
Bei Retrofit-Projekten werden Kontrollgruppen und Technologiematrizen eindeutig bevorzugt, während Makro-Baselines als ungeeignet betrachtet werden. Ein anderes Bild ergibt sich für neue Projekte, die sozusagen auf einer grünen Wiese hochgezogen werden (*greenfield projects*). Hier werden Simulationen höher geschätzt, wobei der Durchschnittswert über alle Methoden tiefer liegt als bei den Retrofit-Projekten. Bei Großprojekten liegen erwartungsgemäß die aufwendigeren Investitionssimulationen vorne. Extrapolationen werden für kurzfristige Projekte höher bewertet als für langfristige Projekte. Insgesamt wird für kurzfristige Projekte eine bessere Baseline-Schätzung angenommen.

Abbildung 3.4.6: Eignung von Baseline-Methoden nach Projekttypen



Frage 7: Does the baseline ensure that the project activity is not limited to no-regret and least-cost options? (5: fully 1: not at all)

Abbildung 3.4.7: Eignung alternativer Baseline-Methoden zur Prüfung der Zusätzlichkeit

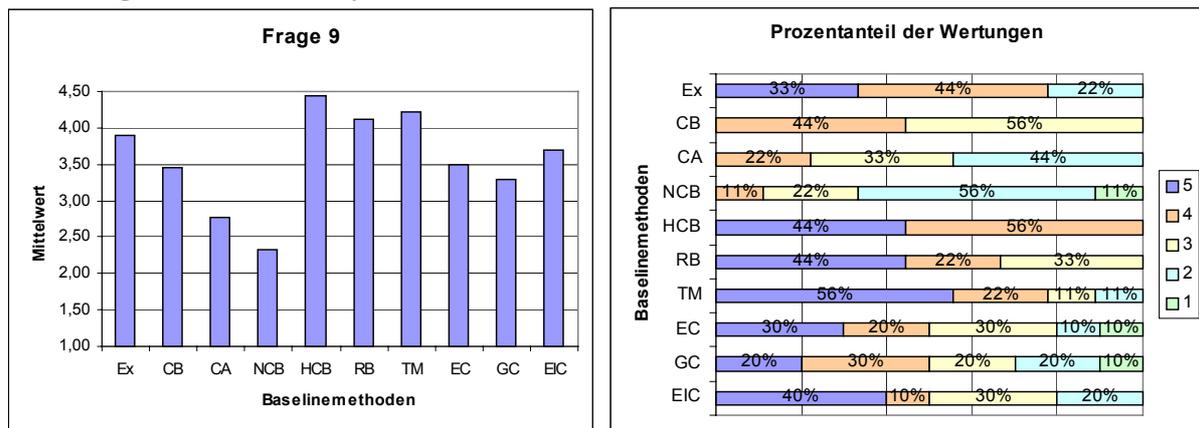


Nach Ansicht der Experten kann durch Technologiematrizen und Investitionssimulationen sichergestellt werden, dass nur Projekte durchgeführt werden, die ohne den CDM unrentabel wären. Weniger geeignet sind hierfür Benchmark-Methoden und Makro-Baselines.

Frage 8: How easily can authorized entities verify the calculated emissions reductions? (5: Easily verifiable 1: not verifiable)

Als besonders anwenderfreundlich werden Benchmark-Methoden eingeschätzt, während Investitionssimulationen als zu aufwendig betrachtet werden.

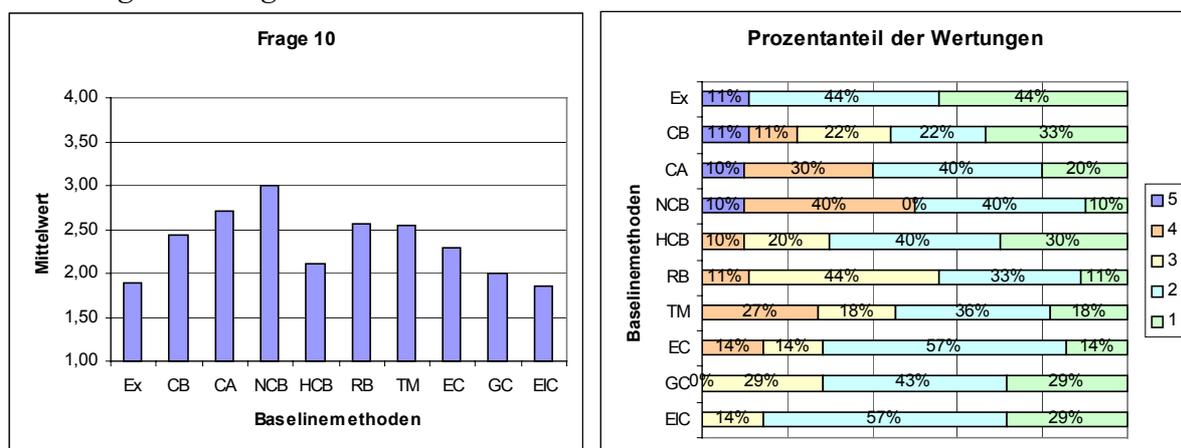
Abbildung 3.4.8: Anwenderfreundlichkeit alternativer Baseline-Methoden



Frage 9: Could the baseline penalize countries with stringent environmental standards? (5: Unlikely 1: high likelihood)

Nur wenn eine Investitionsanalyse mit volkswirtschaftlichen Schattenpreisen durchgeführt wird, werden Länder mit hohen Umweltstandards nicht bestraft. Eine Bestrafung aufgrund hoher Standards befürchten mehr als 2/3 der Befragten bei der Anwendung von Trendextrapolationen, nationalen Benchmarks und Makro-Baselines.

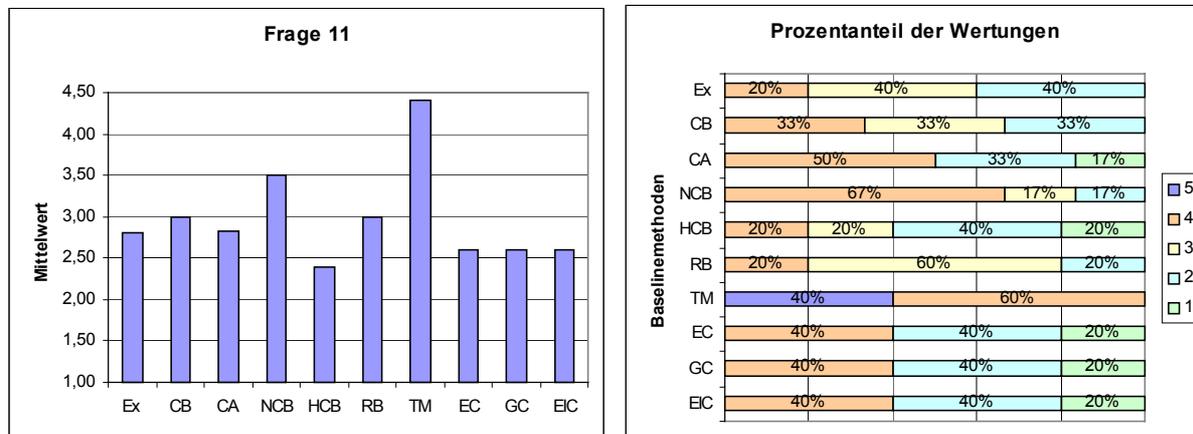
Abbildung 3.4.9: Negative Anreize alternativer Baseline-Methoden



Frage 10: Does the concept give an incentive to export second-hand technology to host countries? (5: no incentives, 1: strong incentives)

Alle befragten Experten stimmen überein, dass mit Technologiematrizen gut oder sehr gut der Transfer veralteter Technologie in den Süden im Rahmen des CDM unterbunden werden kann. Insbesondere nationale Benchmarks und Makro-Baselines werden in dieser Hinsicht für ungeeignet befunden.

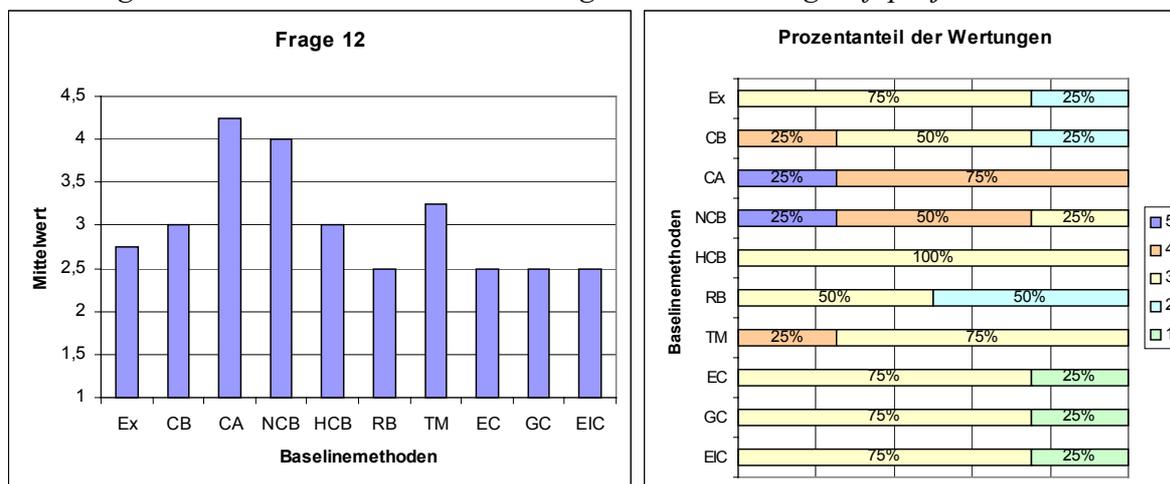
Abbildung 3.4.10: Anreiz zum Transfer veralteter Technologien



Frage 11: Does the concept ensure that projects are financially additional to ODA or GEF-projects? (5: Additionality guaranteed, 1: high likelihood of ODA being declared as CDM projects)

Diese Frage war von hoher Bedeutung während des gesamten politischen Prozesses. Nach Meinung der Befragten kann eine Umdeklarierung von Entwicklungshilfemitteln durch Investitionssimulationen verhindert werden.

Abbildung 3.4.11: Anreiz zur Umdeklarierung von Entwicklunghilfeprojekten

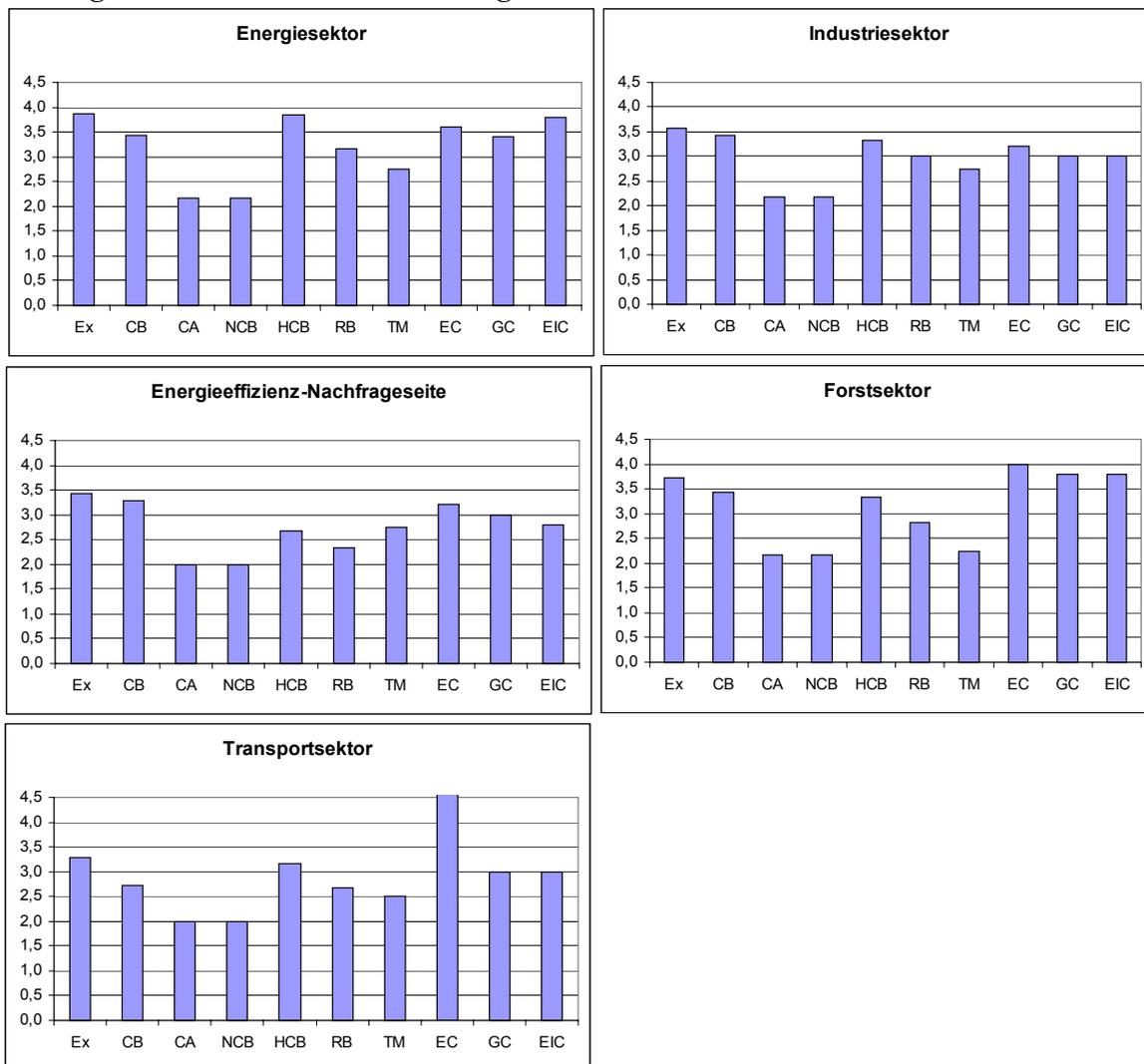


Frage 12: How high are the costs of methodology development in the sectors listed below? (5: low development costs, 1: high costs)

Für alle Sektoren werden die Investitionsanalysen (CA, NCB) als sehr teuer eingeschätzt. Im Energiesektor werden nationale Benchmarks und Trendextrapolationen aber auch Makro-Baselines als kostengünstigere Methoden bewertet. Für die anderen Sektoren ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 3.4.12.)

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass sich aus den Antworten der Experten keine eindeutigen Aussagen für oder gegen einzelne Baseline-Methoden ableiten lassen. Zu unterschiedlich werden die Methoden bewertet. Dies ist ein Hinweis darauf, dass es keine stets zu bevorzugende Baseline-Methode gibt und es sehr davon abhängt, in welcher Form die jeweiligen Methoden angewandt werden, von welcher Art das Projekt ist und um welchen Sektor es sich handelt. Festzuhalten bleibt aber, dass Technologie-Matrizen von fast allen Experten durchweg positive Bewertungen (>3) erhielten, außer im Bereich der Kosten. Zur Erinnerung: Technologie-Matrizen sind Listen, in denen für jedes denkbare Projekt eine Technologie und der dazu gehörende Gesamtwirkungsgrad angegeben wird.

Abbildung 3.4.12: Kosten der Anwendung alternativer Baseline-Methoden nach Sektor



4 Dynamische Anreize alternativer Baseline-Methoden

4.1 Einführung

Die Darstellung der Baseline-Methoden in Kapitel 3 war auf eine rein statische Perspektive begrenzt. Ab dem Zeitpunkt wenn der Exekutivrat (*Executive Board*) des CDM entschieden hat, welche Methoden in welcher Form zulässig sind, bekommen die Methoden den Status allgemein verbindlicher Regeln. In diesem Kapitel wird untersucht, welche langfristigen Anreize solche Baseline-Regeln für die Beteiligten liefern. Folgende Fragen werden beantwortet:

- Welchen Einfluss haben die jeweiligen Baseline-Methoden auf den langfristigen Emissionspfad, der von den Gastgeberländern und deren gewinnmaximierenden Firmen während der CDM-Laufzeit gewählt wird?
- Inwieweit deckt sich der gewinnmaximierende Emissionspfad eines Landes mit dem *first best* optimalen Emissionspfad, den ein globaler sozialer Planer wählen würde, der über vollständige Information verfügt?
- Wird der aggregierte Emissionspfad, der die langfristigen Einnahmen eines Landes maximiert, von den Firmen des Landes tatsächlich realisiert?

In einem 2-Perioden-Modell wird gezeigt: Wird die Baseline durch Methoden ermittelt, die auf adaptiven Erwartungen und Vergangenheitsdaten basieren, so werden die Firmen in beiden Perioden weniger CDM-Projekte durchführen als es aus Sicht eines globalen sozialen Planers optimal wäre. Das Ausmaß dieser Abweichung vom *first best* hängt von der Wettbewerbsstruktur eines Sektors.

4.2 Das Modell

Wir betrachten eine Firma in einem Entwicklungsland und machen die folgende Annahmen:

A1: Ein CDM Projekt ist definiert als ein Wechsel zu einer weniger emissionsintensiven Produktionsmethode. Jedes Projekt hat eine Laufzeit von einer Periode.

A2: Das CDM Projekt reduziert die Emissionsintensität aber nicht den Output X_{it} einer Firma i , den wir für alle Perioden und Firmen auf 1 normieren.⁵⁰

A3: Die Emissionsvermeidung A_{it} in Periode t , die einer Firma i angerechnet wird, ist definiert als $A_{it} \equiv E_{it}^S - E_{it}$ wobei E_{it} das messbare Emissionsniveau der Firma bezeichnet und E_{it}^S die von der Zertifizierungsbehörde geschätzte Baseline der Firma. Die Firma kann diese Reduktionskredite zu einem Marktpreis p_t verkaufen, den wir als exogen betrachten.⁵¹

⁵⁰ Diese Annahme dient nur zur Vereinfachung der Rechnungen. Ihre Lockerung hat keinen Einfluss auf die Allgemeingültigkeit der Ergebnisse wovon der Leser sich überzeugen möchte.

⁵¹ Keine Firma wird den Marktpreis für Reduktionszertifikate in nennenswertem Ausmaß beeinflussen, da wir nur einen Sektor unter vielen Sektoren, in einem unter zahlreichen Ländern betrachten, die alle homogene Zertifikate auf dem Weltmarkt anbieten.

A4: Sei $C = C(E_{it}, H_{it})$ die Vermeidungskostenfunktion einer Firma, wobei H_{it} die technischen Fähigkeiten und das Wissen der Firma um Vermeidungstechnologien und deren Anwendung bezeichnet. Dieses Wissen ist privates Eigentum der Firma.⁵² Die Kostenfunktion ist streng konvex in E und H , d.h. $C(\cdot)_E < 0$, $C(\cdot)_{EE} > 0$, $C(\cdot)_H < 0$, $C(\cdot)_{HH} > 0$, $C(\cdot)_{EH} > 0 \forall E_{it} < E_{it}^0$ wobei E_{it}^0 die nicht beobachtbare wahre Baseline der Firma bezeichnet.⁵³ Eine Spezifizierung dieser Kostenfunktion mit diesen Eigenschaften ist

$$C(E_{it}, H_{it}) = \frac{\gamma}{2} (E_{it}^0 - E_{it})^2 \cdot H_{it}^{-1} \quad (4.2.1)$$

mit $\gamma \geq 1$. Der Bestand an Wissen über Vermeidungsoptionen und Technologien ist eine Funktion der Vermeidungsaktivitäten der Firma in der Vergangenheit:

$$H_{it} = \sum_{\tau=0}^{t-1} \psi (E_{i\tau}^0 - E_{i\tau}) + t \cdot \beta \quad (4.2.2)$$

wobei β den *exogenen* technologischen Fortschritt bezeichnet und $\psi \geq 0$ sich auf den *learning-by doing* Effekt bezieht, d.h. in welchem Ausmaß Vermeidungsaktivitäten den Wissensbestand des Unternehmens vergrößern.

In jeder Periode des CDM-Regimes, wählt die Firma jenes Emissionsniveau, das den Nettogegenwartswert (Barwert) ihrer Einnahmen maximiert:

$$\underset{E_{it}}{\text{MAX}} \text{ NPV} = \sum_{t=1}^T [(E_{it}^S - E_{it}) p_t - C_i(H_{it}, E_{it})] (1+r)^{1-t} \quad (4.2.3)$$

Es wird im Folgenden gezeigt, wie die Methode mit der die Baseline E_{it}^S geschätzt wird, den von der Firma gewählten Emissionspfad bestimmt. Zuvor soll aber der *first best* optimale Vermeidungspfad aus Sicht eines globalen sozialen Planers hergeleitet werden, mit dem anschließend die dezentrale Lösung der Firmen verglichen wird.

4.3 Die First-best-Lösung des globalen Sozialen Planers

Betrachten wir das Entscheidungsproblem eines sozialen Planers, der in Besitz vollkommener Information bezüglich der Kostenfunktionen ist und somit die Baseline aller Firmen kennt.

Der Planer möchte das globale Emissionsziel \bar{E}_t zu minimalen Kosten erzielen. Bei einer Vereinfachung der Analyse auf zwei Perioden läßt sich das Optimierungsproblem des Planers wie folgt:

$$\underset{E_{it}^I, E_{it}^D}{\text{Min}} \text{ NPV} = \sum_{t=1}^2 \left[\sum_{i=1}^N C_i^D(H_{it}^D, E_{it}^D) + \sum_{i=1}^M C_i^I(H_{it}^I, E_{it}^I) \right] (1+r)^{1-t} \quad (4.3.1)$$

⁵² Natürlich gibt es auch einen internationalen Technologie- und Wissenspool auf den alle Firmen zugreifen können. In diesem Fall wäre ein Allmende-Problem zu beachten, das hier aber ausgeschaltet werden soll. Bei dem in diesem Kapitel betrachteten Wissen handelt es sich daher um firmenspezifisches Wissen, auf das andere Firmen nicht kostenlos zugreifen können.

⁵³ Alle Subskripte bezeichnen partielle Ableitungen mit Ausnahme des Zeitindex t und des Firmenindex i . Es gilt die neoklassische Annahme, dass Firmen immer im Kostenoptimum agieren, d.h. es gibt keine Emissionsvermeidungsoptionen zu negativen Kosten, bzw. solche Kostenminimierungsoptionen sind im Referenzszenario E_{it}^0 bereits realisiert.

$$\text{s.t.} \quad \bar{E}_t = \sum_{i=1}^N E_{it}^D + \sum_{i=1}^M E_{it}^I \quad \forall t \quad (4.3.2)$$

wobei die Superskripte I und D jeweils Industrie- und Entwicklungsländer bezeichnen während M und N für die Anzahl der Firmen in Industrie- und Entwicklungsländern steht. Die Nebenbedingung muss in jeder Periode binden da Treibhausgase den Charakter von Bestandsschadstoffen haben, die in allen Perioden nach ihrer Freisetzung Schaden anrichten. Eine Emissionsvermeidungseinheit morgen ist also nicht dasselbe wie eine Vermeidungseinheit heute. Die Aufstellung der Lagrange-Funktion L und deren Ableitung nach der einzigen Kontrollvariable E_{it} liefert die Bedingungen erster Ordnung (B.e.O.) für eine Firma i eines Entwicklungslandes⁵⁴:

$$\partial L / \partial E_{i1} = -C_{E_{i1}}^D(\cdot) - C_{H_{i1}}^D(\cdot) H_{E_{i1}}^D (1+r)^{-1} - \eta_1 = 0$$

und

$$\partial L / \partial E_{i2} = -C_{E_{i2}}^D(\cdot)(1+r)^{-1} - \eta_2 = 0$$

wobei der Lagrange-Multiplikator η_t als Schattenpreis der Emissionen zum Zeitpunkt t interpretiert werden kann. Die wahren Emissionen einer Firma i sind definiert als $A_{it} \equiv E_{it}^0 - E_{it}$. Da sich im Folgenden alle Variablen auf Entwicklungsländer beziehen wird das Superskript (D) weggelassen. Für die Spezifikationen der Funktionen $C(\cdot)$ und $H(\cdot)$ in (4.2.1) und (4.2.2) betragen die optimalen Vermeidungsmengen in den beiden Perioden:

$$A_{i1}^* = \frac{\beta}{\gamma} \left(\frac{\eta_2^2 (1+r) \psi}{2\gamma} + \eta_1 \right) \quad (4.3.3)$$

$$A_{i2}^* = \frac{\beta \eta_2 (1+r)}{\gamma^2} \left(\frac{\eta_2^2 (1+r) \psi^2}{2\gamma} + \psi \eta_1 + 2\gamma \right) \quad (4.3.4)$$

Dieser *First-best*-Vermeidungspfad dient im Folgenden als Referenz für die Situation, in der die Baseline der Firmen nicht bekannt ist und durch einen unabhängigen Zertifizierer geschätzt werden muss.

4.4 Der Baseline-Effekt: Endogen steigender Effizienzstandard

Betrachten wir den Fall, dass der Zertifizierer die Baseline durch einen Benchmark-Standard I_t^S festlegt, der auf Basis der in den Vorperioden gemessenen, durchschnittlichen Emissionen eines Sektors berechnet wird, so dass

$$E_{it}^S = I_t^S \cdot X_{it} = \left(\sum_{i=1}^N \sum_{\tau=t-k}^{t-1} \alpha_\tau E_{i,\tau} / \sum_{i=1}^N \sum_{\tau=t-k}^{t-1} \alpha_\tau X_{i,\tau} \right) X_{it} \quad (4.4.1)$$

wobei X_{it} das Produktionsniveau (z.B. MWh Strom) der Firma i bezeichnet. N bezeichnet die Anzahl der Firmen des Sektors für den der Standard berechnet wird und k entspricht der Anzahl der vergangenen Perioden, die in der Berechnung berücksichtigt und mit einem Faktor α_τ gewichtet werden, wobei $\sum_{\tau=t-k}^{t-1} \alpha_\tau = 1$. Modellannahme A2 ($X_{it} = 1 \forall t$) vereinfacht Gleichung (4.4.1) zu

⁵⁴ Die B.e.O. für die Industriestaaten sind nicht aufgeführt, da sie nicht relevant für die weitere Analyse sind.

$$E_{it}^S = \frac{1}{N} \sum_{\tau=t-k}^{t-1} \alpha_\tau E_{i\tau} + \frac{1}{N} \sum_{j \neq i} \sum_{\tau=t-k}^{t-1} \alpha_\tau E_{j\tau} \quad (4.4.2)$$

wobei der aggregiert Emissionsausstoß aller anderen Firmen $j \neq i$ definiert sei als $E_{-i,\tau} \equiv \sum_{j \neq i} E_{j\tau}$. Unter der *Nash*-Annahme, dass jede Firma i die Aktivitäten der anderen Firmen als gegeben nimmt, ist der letzte Term auf der rechten Seite von (4.4.2) eine Konstante, die mit $\bar{E}_{-i,\tau}$ bezeichnet sei. Für $k = 1$ kann (4.4.2) in kürzerer Notation geschrieben werden:

$$E_{it}^S \equiv \Phi(E_{i,t-1}, N, \bar{E}_{-i,t-1}) \quad (4.4.3)$$

mit den Eigenschaften $\Phi_{E_{i,t-1}} > 0$ und $\Phi_{E_{i,t-1}N} < 0$. Einsetzen von (4.4.3) in (4.2.3) ergibt das Maximierungsproblem der Firma i :

$$\underset{E_{it}}{\text{MAX}} \quad NPV = \sum_{t=1}^2 \left[(\Phi(E_{i,t-1}, N, \bar{E}_{-i,t-1}) - E_{it}) p_t - C(H_{it}, E_{it}) \right] (1+r)^{1-t} \quad (4.4.4)$$

Die Bedingungen erster Ordnung lauten

$$\frac{\partial L}{\partial E_{i1}} = -p_1 - C_{E_{i1}} + \Phi_{E_{i1}} \cdot p_2 (1+r)^{-1} - C_{H_{i2}} H_{E_{i1}} (1+r)^{-1} = 0 \quad (4.4.5)$$

$$\frac{\partial L}{\partial E_{i2}} = -p_2 (1+r)^{-1} - C_{E_{i2}} (1+r)^{-1} = 0 \quad (4.4.6)$$

Wir spezifizieren die allgemeinen Kostenfunktionen durch (4.2.1) und (4.2.2) und lösen das Maximierungsproblem durch *Rückwärtsinduktion*, um mögliche strategische Interaktionen zwischen den Firmen zu berücksichtigen.⁵⁵ Der teilspielperfekte, optimale Vermeidungspfad ist gegeben durch

$$A_{i1}^{**} = \frac{\beta}{\gamma(1+r)} \left(\frac{p_2^2 \psi}{2\gamma} - p_2 \Phi_{E_{i1}} + p_1 (1+r) \right) \quad (4.4.7)$$

$$A_{i2}^{**} = \frac{\beta p_2}{\gamma^2 (1+r)} \left(\frac{p_2^2 \psi^2}{2\gamma} - p_2 \psi \Phi_{E_{i1}} + p_1 \psi (1+r) + 2\gamma (1+r) \right) \quad (4.4.8)$$

Die Pfade haben die Eigenschaften $\partial A_{i1}^{**} / \partial p_1 > 0$ und $\partial A_{i2}^{**} / \partial p_1 > 0$, da ein höherer Preis in Periode 1 zu einem höheren Vermeidungsniveau führt, dadurch wird Humankapital akkumuliert und dieses impliziert wiederum niedrigere Vermeidungskosten und höhere Vermeidung in Periode 2.

4.5 Vergleich von first-best und dezentraler Lösung der Firmen

Im Folgenden soll der Vermeidungspfad der dezentralen Lösung A_{it}^{**} mit dem First-best-Vermeidungspfad A_{it}^* des sozialen Planers aus Abschnitt 4.3 verglichen werden.

Die Pfade (4.3.3) und (4.3.4) lassen sich aber nicht ohne weiteres mit den Pfaden (4.4.7) und (4.4.8) vergleichen, da der Schattenpreis im *First-best*-Optimum nicht unbedingt dem Markt-

⁵⁵ Zwar handelt es sich um ein zweistufiges Spiel, jedoch gibt es keine direkte Interaktion zwischen den Firmen. Dies wird direkt ersichtlich wenn man die Gewinnfunktion einer Firma i in der zweiten Periode nach der Kontrollvariable ableitet. Die Bedingung erster Ordnung und damit der optimale Emissionspfad einer Firma i ist unabhängig von Aktionen anderer Firmen $j \neq i$ in der laufenden Periode oder den Vorperioden.

preis der Reduktionszertifikate in der dezentralen Lösung entsprechen muss. Der Marktpreis $p_t(1+r)^{(1-t)}$ kann auch größer oder kleiner als der Schattenpreis η_t sein:

$$p_t(1+r)^{(1-t)} = \theta \cdot \eta_t \quad (4.5.1)$$

mit $\theta \in R^+$. Einsetzen von (4.5.1) in (4.4.7) und (4.4.8) und Umformung ergibt

$$A_{i1}^{**} = \frac{\beta}{\gamma} \left(\frac{\theta^2 \cdot \eta_2^2 (1+r) \psi}{2\gamma} + \theta \cdot \eta_1 \right) - \Phi_{E_{i1}} \cdot \frac{\theta \cdot \eta_2 \beta}{\gamma} \quad (4.5.2)$$

$$A_{i2}^{**} = \frac{\beta \cdot \eta_2 (1+r)}{\gamma^2} \left(\frac{\theta^3 \cdot \eta_2^2 (1+r) \psi^2}{2\gamma} + \theta^2 \cdot \eta_1 \psi + \theta \cdot 2\gamma \right) - \Phi_{E_{i1}} \cdot \frac{\theta^2 \cdot \eta_2 \cdot \psi \cdot \beta (1+r)}{\gamma^2} \quad (4.5.3)$$

Nun ist eine Fallunterscheidung erforderlich:

Fall 1: $\theta = 1$, Marktpreis = Schattenpreis

Fall 2: $\theta < 1$, Marktpreis < Schattenpreis

Fall 3: $\theta > 1$, Marktpreis > Schattenpreis

Zu Fall $\theta = 1$:

Wie in Kapitel 2 ausgeführt, existiert zeitgleich zum CDM ein weltweiter Markt für Emissionszertifikate, auf dem neben Emissionsberechtigungen auch Reduktionszertifikate aus CDM-Projekten gehandelt werden. Wenn dieser Markt alle Eigenschaften eines perfekten Arrow-Debreu-Marktes hat, dann entspricht der Gegenwartswert der Marktpreise aller Emissionszertifikate dem Schattenpreis der Emissionen, so dass $\theta = 1$. In diesem Fall zeigt der Vergleich von (4.5.2) und (4.5.3) mit (4.3.3) und (4.3.4), dass $A_{i1}^* > A_{i1}^{**}$ und $A_{i2}^* > A_{i2}^{**}$, d.h. die Firmen emittieren in *allen* Perioden mehr als im *First-best*-Optimum.⁵⁶ Bei entsprechenden Parameterkonstellationen⁵⁷ kann A_{i1}^* sogar negativ werden. Diese Abweichung vom *First-best*-Pfad wird im Folgenden als *Baseline-Regel-Effekt* bezeichnet.⁵⁸ Für den Fall $\theta = 1$ wurde daher nachfolgende These bewiesen:

These 1: Wird die Baseline für CDM-Projekte berechnet, indem Durchschnitts-Standards oder Trendextrapolationen auf Basis historischer Daten zugrundegelegt werden, so vermeiden die Firmen in allen Perioden weniger Emissionen als im First-best-Optimum eines sozialen Planers mit vollständiger Information.

Die Intuition hinter diesem Effekt: Die Baseline-Regel resultiert in einer *endogenen Steigerung der Emissionsstandards*. Je mehr CDM-Projekte die Firmen heute durchführen, desto höher wird der Benchmark für zukünftige Projekte sein. Rose et al. (1999) behaupten, dass im Rahmen eines CDM-Regimes "cumulative abatement effects can impose costs on the future".

⁵⁶ Die Gültigkeit dieses Ergebnisses wurde auch für drei Perioden überprüft.

⁵⁷ Z.B. für die Werte $p_1 = 1$, $p_2 = 2$, $\gamma = 3$, $\psi = 0,5$ und $r=0,1$.

⁵⁸ Der Einfluss steigender Raten des exogenen und endogenen technologischen Fortschritts (β und ψ) auf das Vermeidungsniveau ist ambivalent und hängt ab von der relativen Stärke des Baseline-Regel-Effekts. Die Abweichung vom *First-best*-Optimum ($\Phi_{E_{i1}} \cdot \beta \cdot p_2^2 \cdot \psi / \gamma^2 (1+r)$) steigt allerdings monoton in β und ψ .

Doch die Autoren liefern keine überzeugende Erklärung für diese Aussage, wie in Kapitel 10 dieser Arbeit noch näher ausgeführt wird. Nun wurde oben gezeigt, dass Vermeidungsaktivitäten zukünftige Erträge mindern können wenn ein bestimmter Typ von Baseline-Methoden angewandt wird. Es kann also rational sein, weniger Projekte durchzuführen, um den Emissionsstandard niedrig zu halten.

Zum Fall $\theta \neq 1$:

Bei Fall 1 wurde davon ausgegangen, dass ein perfekter Arrow-Debreu-Markt für CO₂-Zertifikate vorliegt, so dass der Marktpreis der Zertifikate dem Schattenpreis der Emissionen entspricht. Gleichzeitig wurde aber angenommen, der CDM sei durch Informationsprobleme gekennzeichnet. Dies ist nur dann kein Widerspruch, wenn das Zertifikateangebot aus CDM-Projekten so klein ist, dass die Preise auf den Emissionshandelsmärkten dadurch nicht beeinflusst werden. Ist dies nicht der Fall, können die Zertifikatepreise vom Schattenpreis abweichen, da das *Angebot* an Reduktionszertifikaten vom *first best* abweicht. Tabelle 4.5-1 fasst die möglichen Fälle für das 2-Perioden-Modell zusammen.

Wenn die Zertifikatspreise niedriger sind als die sozialen Schattenpreise $\theta < 1$, so gilt obige These 1 ebenfalls uneingeschränkt. Wenn $0 < \theta < 1$, dann sind die Klammerterme in (4.5.2) und (4.5.3) bereits kleiner als die Klammerterme in (4.4.3) und (4.4.4) und die jeweils letzten Terme ziehen noch mehr ab, so dass $A_{it}^* > A_{it}^{**} \quad \forall \theta \in]0,1]$. In diesem Fall verstärkt der Baseline-Effekt die Abweichung vom *First-best*-Optimum.

Für den umgekehrten Fall ($\theta > 1$) ist das Ergebnis indes uneindeutig, denn es hängt von den Parameterwerten ab, ob im *first best* mehr oder weniger als in der dezentralen Lösung emittiert wird. Für die Ungleichungen in der rechten Spalte von Tabelle 4.5-1 ergibt sich aber eine einfache, intuitive Erklärung: Ein höherer Marktpreis bietet grundsätzlich einen höheren Anreiz für mehr Emissionsreduktionen. Gleichzeitig steigt mit dem Marktpreis in Periode 2 aber auch der Baseline-Regel-Effekt ($\Phi_{E_{i1}} \cdot \theta \cdot \eta_2$). Es bestehen also zwei gegenläufige Effekte.

Tabelle 4.5-1: Fallunterscheidung

	$0 < \theta \leq 1$	$\theta > 1$
$t=1$	$A_{i1}^* > A_{i1}^{**}$	$A_{i1}^* > A_{i1}^{**} \Leftrightarrow$ $\underbrace{\Phi_{E_{i1}} \cdot \theta \cdot \eta_2}_{\substack{\text{Negativer Vermeidungsanreiz:} \\ \text{Marktwert der höheren Baseline in Periode 2}}} > \underbrace{(\theta - 1) \cdot \eta_2 \cdot (\psi(1 + \theta)\eta_2(1 + r)/2\gamma) + (\theta - 1) \cdot \eta_1}_{\substack{\text{Positiver Vermeidungsanreiz: Höhere Marktpreise als} \\ \text{im first best}}}$
$t=2$	$A_{i2}^* > A_{i2}^{**}$	$A_{i2}^* > A_{i2}^{**} \Leftrightarrow$ $\underbrace{\Phi_{E_{i1}} \cdot \theta \cdot \eta_2}_{\substack{\text{Negativer Vermeidungsanreiz:} \\ \text{Marktwert d. höheren Baseline} \\ \text{in Periode 2}}} > \underbrace{(\theta - 1) \cdot \eta_2 \cdot \left(\frac{\psi(1 + r)\eta_2(\theta^2 + \theta + 1)}{2\gamma\theta} + \frac{2\gamma}{\psi\theta\eta_2} \right) + (\theta - 1) \cdot \eta_1 \frac{(\theta + 1)}{\theta}}_{\substack{\text{Positiver Vermeidungsanreiz: Höhere Marktpreise als} \\ \text{im first best}}}$

Betrachten wir zuerst den Fall, dass der durch den höheren Marktpreis ausgelöste Anreiz zu mehr Vermeidung *schwächer* ist als der gegenläufige Anreiz durch den Baseline-Regel-Effekt. In diesem Fall gilt $A_{it}^* > A_{it}^{**}$ für alle $\forall \theta \in R^+$. Weil nun weniger CDM-Zertifikate

auf dem Markt sind, steigt der Marktpreis weiter an, das heißt die Abweichung der Marktpreise vom *first best* wird durch den Baseline-Regel-Effekt noch verstärkt. Betrachten wir nun den umgekehrten Fall, dass der Vermeidungsanreiz durch den höheren Marktpreis höher ist als der Baseline-Regel-Effekt. In diesem Fall würde *mehr* als im *first best* vermieden ($A_{it}^* < A_{it}^{**}$) und das Angebot an CDM-Zertifikaten wäre höher, was wiederum den Preis steigen lässt. In diesem Fall mildert der Baseline-Regel-Effekt die Abweichung vom *first best*. Was im Gleichgewicht realisiert wird kann aber nur im Rahmen eines Gleichgewichtsmodells mit endogenem Marktpreis analysiert werden.⁵⁹

4.6 Empirische Plausibilität des Baseline-Effekts und gegenläufige Anreize

Der Leser mag sich nun fragen, wie plausibel überhaupt die Annahme ist, dass Baseline-Regeln wie Algorithmus (4.4.2) Anwendung finden könnten. Wie in Kapitel 3 erwähnt, wird die Anwendung einfacher Benchmarks – oft mit Hinweis auf vermeintlich niedrige Kosten – von vielen Autoren und Verhandlungsführern auf den Klimakonferenzen favorisiert (vgl. JIRC 2000). Die aktuellen Entscheidungsvorlagen für die weiteren Klimaverhandlungen sehen für Projekte unter 15 MW elektrischer oder thermischer Leistung einfache Benchmarking-Verfahren vor (vgl. Kapitel 9). Die Auswertung von Projektberichten in den Kapiteln 7 und 8 zeigt, dass in fast allen Emissionsvermeidungsprojekten, die von der Global Environmental Facility, durch die Weltbank oder während der AIJ Pilotphase durchgeführt wurden, die Projekt-Baseline über einfache *Business-as-usual*-Annahmen oder Benchmarks festgelegt wurden (vgl. Kapitel 7.6).

Allerdings soll hier nicht behauptet werden, dass im CDM zukünftig einfache Durchschnittswerte angewandt werden. Zur einfacheren Darstellung des Arguments wurde Rechenvorschrift (4.4.2) gewählt, die stellvertretend für eine ganze Klasse von Benchmark-Methoden steht, denn die Entwicklung eines Standards "is necessarily based on either historical data or projected performance" (UNEP et al. 2001). Letztlich basieren alle Prognose-Methoden in irgendeiner Form auf Vergangenheitsdaten, da auch die Parameter ökonomischer Prognosemodelle zuerst auf der Grundlage empirischer Daten geschätzt werden müssen.

Es existieren jedoch zwei gegenläufige Effekte, die den Baseline-Regel-Effekt abschwächen:

1. Die Akkumulation von Humankapital durch *learning by doing* reduziert zukünftige Vermeidungskosten, was durch den Term $(C_H H_E (1+r)^{-1})$ in den Bedingungen erster Ordnung reflektiert wird.
2. Die Stärke des Baseline-Regel-Effekts hängt ab von der Anzahl der Firmen in der Benchmark-Kohorte, da $\Phi_{EN} < 0$, so dass $\partial A_t^{**} / \partial N > 0$. Dies zeigt ein Blick auf (4.4.2): Mit steigendem N sinkt der Einfluss des Emissionsniveaus einer einzelnen Firma auf den zukünftigen Standard. Bei vollkommener Konkurrenz ($N \rightarrow \infty$) verhalten sich die Firmen als '*Baseline-Nehmer*', die ihren Einfluss als irrelevant betrachten. Aus Sicht der Firmen liegt ein

⁵⁹ Sicher ist aber, dass es zu einer globalen Abweichung vom First-best-Pfad kommen muss: Selbst wenn der Vermeidungsanreiz durch den höheren Marktpreis gerade den Baseline-Regel-Effekt kompensiert, dann realisiert zwar das Entwicklungsland den optimalen Pfad aber die Industriestaaten nicht mehr, da diese sich nicht am Schattenpreis orientieren, sondern am davon abweichenden Zertifikatspreis.

Allmende-Problem vor: alle verhalten sich als Trittbrettfahrer und beuten das Kollektivgut ‚hohe Baseline‘ vorzeitig aus.

Selbst bei einer duopolistischen Struktur ($N=2$) werden die Firmen aufgrund eines Koordinierungsproblems nicht den für sie gemeinsam optimalen Vermeidungspfad realisieren. Betrachten wir die beiden einzigen Firmen $i=1$ und $i=2$ eines Sektors, die vollkommen identisch seien. Der Benchmark berechnet sich in der einfachsten Form:

$$E_{i,t+1}^S = \left(\frac{E_{1t} + E_{2t}}{2} \right) \quad \forall t, \forall i \in (1,2)$$

Die Gewinnfunktionen π_i der Firmen für *beide* Perioden sind dann gegeben durch

$$\pi_1 = \left(\frac{E_{10} + E_{20}}{2} - E_{11} \right) \cdot p_1 - C(E_{11}, H_{11}) + \left(\frac{E_{11} + E_{21}}{2} - E_{12} \right) \cdot p_2 - C(E_{12}, H_{12})$$

$$\pi_2 = \left(\frac{E_{10} + E_{20}}{2} - E_{21} \right) \cdot p_1 - C(E_{21}, H_{21}) + \left(\frac{E_{11} + E_{21}}{2} - E_{22} \right) \cdot p_2 - C(E_{22}, H_{22})$$

wobei von einer Diskontierung abgesehen wird. Betrachten wir nun zur Illustration ein einfaches Zahlenbeispiel. In jeder Periode können die Firmen entweder auf ihrem wahren Baseline-Niveau $E_{i1}^0 = E_{i2}^0 = 5$ bleiben oder jeweils ein CDM-Projekt durchführen, das sie auf das Emissionsniveau $E_{it} = 4$ bringt, wobei nur Projekte mit positivem Gewinn durchgeführt werden. Es gelten die spezifischen Kostenfunktionen (4.2.1), (4.2.2) mit den Parameterwerten $\gamma = \psi = 1$ und $\beta = 0$. Der Preispfad sei gegeben durch $p_1 = 8$, $p_2 = 9$ und das Ausgangsemissionsniveau durch $E_{10} = E_{20} = 5$. Tabelle 4.6-1 zeigt die resultierende Auszahlungsmatrix der beiden Firmen in Abhängigkeit des Verhaltens der jeweils anderen Firma.

Tabelle 4.6-1: Die Auszahlungsmatrix eines ‚Baseline-Spiels‘ im Duopol

		Firma 1	
		$E_{11} = 4$	$E_{12} = 5$
Firma 2	$E_{21} = 4$	7,5	4
	$E_{22} = 5$	11,5	8,5
		7,5	8,5

Beide Firmen stehen bei der Frage, ob sie bereits in Periode 1 ein Projekt durchführen sollen, vor einem typischen Koordinierungsproblem: Führen beide das Projekt durch, erzielen beide jeweils einen niedrigeren Gewinn als wenn beide kein Projekt durchführen. Bei der Konstellation in diesem Zahlenbeispiel wäre (8,5/8,5) die für den Gesamtsektor maximale Auszahlung. Tatsächlich realisieren die Firmen aber das suboptimale Nash-Gleichgewicht (7,5/7,5), da für beide Firmen die Strategie ‚sofortige Durchführung des Projekts‘ die beste Antwort in reinen Strategien ist.

Steht aber ein Sektor unter staatlicher Kontrolle, wie es typisch für die *mixed economies* vieler Entwicklungsländer ist, so maximiert die Regierung den Barwert aus allen CDM-Aktivitäten

als Monopolist ($N=1$), der den Baseline-Regel-Effekt berücksichtigt und weniger als im *first best* vermeidet. Die folgende These wurde hiermit bewiesen:

These 2: *Die Abweichung vom First-best-Vermeidungspfad, die durch Baseline-Regeln wie Algorithmus (4.4.2) hervorgerufen wird, sinkt mit der Anzahl der Firmen, deren Daten für die Berechnung der Baseline benutzt werden. Der Baseline-Regel-Effekt ist am stärksten wenn monopolistische Strukturen vorherrschen.*

Betrachten wir abschließend den Fall, dass der Zertifizierer die Baseline durch Vergleich mit Kontrollgruppen oder durch Revelationsmechanismen ermittelt kann. Beide Methoden hängen nicht von Vergangenheitsdaten ab. Die Baseline-Schätzung E_t^S sei eine Funktion der wahren Baseline E_{it}^0 , so dass $E_t^S = \varepsilon E_{it}^0$ wobei ε den Fehler misst, der bei der Schätzung gemacht wird (Eine perfekte Baseline-Schätzung wäre also $\varepsilon = 1$). Die Zielfunktion der Firma i sieht nun wie folgt aus:

$$\underset{E_{it}}{\text{MAX}} \quad NPV = \sum_{t=1}^2 \left[(\varepsilon E_{it}^0 - E_{it}) p_t - C(H_{it}, E_{it}) \right] (1+r)^{1-t} \quad (4.6.1)$$

Es ist offensichtlich, dass der von der Firma gewählte Emissionspfad mit dem *First-best*-Pfad des globalen sozialen Planers übereinstimmt, selbst wenn $\varepsilon \neq 1$.⁶⁰ Wie aber in Kapitel 3 dargestellt wurde, konnten bislang keine praktikablen Revelationsmechanismen entwickelt werden und valide Kontrollgruppen sind meist nicht zu identifizieren.

4.7 Weitere negative Anreize

Wird die Baseline auf Basis der im Gastland des Projekts beobachtbaren, realen Preise (für Energie, Rohstoffe etc.) berechnet, so haben diese Länder einen Anreiz, an ihrer Politik der (Energie-) Subventionierung festzuhalten. So befürchtet Heister (1999: 5): "Host countries will be tempted to avoid policy changes that reduce their earning potential, e.g. they may refrain from phasing out energy subsidies, a policy that would make energy use more efficient and reducing emissions, or they implement policies that would lead to higher emissions, which, if used in the baseline, would increase the country's earnings". Um diesem negativen Anreiz des CDM zu begegnen schlägt Heister vor, internationale Richtlinien zu verabschieden, die ein ‚akzeptables‘ Niveau an Subventionen und anderen Preisverzerrungen festschreibt. Die Baseline-Schätzung erfolgt dann auf Basis dieser maximal zulässigen Subventionen unabhängig vom tatsächlichen Subventionsniveau im Gastland des Projekts. Bis solche Kriterien zur Verfügung stehen, will die Weltbank die *'Worldbank policy standards'* als Mindeststandard zur Baseline-Berechnung heranziehen (Heister 1999: 7). Dieser Vorschlag weist in dieselbe Richtung wie die in der Expertenbefragung in Kapitel 3.4 bewertete *national cost-benefit analysis*, bei der eine Baseline auf der Basis volkswirtschaftlicher Schattenpreise berechnet wird. Dieser Ansatz ist freilich mit großen Schwierigkeiten verbunden, weil ein internationales Gremium festlegen müsste, was ‚good practice‘ im Bereich der Subventions- und Steuerpolitik ist. Das Gremium müsste schließlich die ‚wahren‘ Preise festlegen. Internationalen Organisationen wie der Internationale Währungsfond und die Welt-

⁶⁰ Dies ergibt sich aus der Marginalbetrachtung und gilt nur unter der Annahme, dass der Messfehler nicht so hoch ist, dass sich die Durchführung eines Projekts nicht mehr lohnt.

bank wenden bei der Kreditvergabe bereits sogenannte ‚*good governance guidelines*‘ an, die allerdings zunehmend auf Kritik stoßen. Fraglich ist ein solcher Ansatz insbesondere vor dem Hintergrund der enormen Energiesubventionen in den Industrieländern.

5 Methoden zur Quantifizierung indirekter Emissionen

Bei der Berechnung der durch ein CDM-Projekt induzierten Emissionsreduktionen reicht es nicht aus, die unmittelbar am Projektstandort reduzierten Emissionen zu erfassen; vielmehr müssen auch alle Auswirkungen auf die Welt außerhalb des Projektstandorts berücksichtigt werden, die dort zu einer Änderung des Emissionsniveaus gegenüber dem Baseline-Fall führen. Diese außerhalb des Projektstandorts wirksamen Emissionseffekte werden als indirekte Emissionseffekte bezeichnet.⁶¹ Welche Arten von indirekten Emissionseffekten es gibt und welche Optionen zur Quantifizierung dieser Effekte zur Verfügung stehen, wird in diesem Kapitel skizziert.

5.1 Systematik indirekter Emissionseffekte

Ziel von Klimaschutzprojekten ist es, CO₂e-Emissionen zu reduzieren, die bei der Produktion und Nutzung einer Güter- oder Dienstleistungseinheit entstehenden. Dies kann entweder durch die Änderung eines Produktionsprozesses erfolgen oder durch die Substitution eines Gutes durch ein Gut mit identischem Dienstleistungscharakter, das wiederum in einem anderen Prozess hergestellt wurde. Jedes Projekt führt also letztlich dazu, dass ein Prozess durch einen anderen ersetzt wird. Die Emissionseffekte eines Projekts lassen sich folglich durch Vergleich der Prozesse über die gesamte Wertschöpfungskette berechnen, mit allen vor- und nachgelagerten Prozessstufen, von der Rohstoffextraktion über die Güterproduktion und Güterverwendung, bis hin zur Entsorgung. Die bei diesem Gesamtprozess entstehenden Emissionen bezeichnet man als Lebenszyklusemissionen.

Zwar ist es üblich, zwischen direkten und indirekten Emissionen eines Projekts zu unterscheiden, für die Grenzziehung fehlt indes ein eindeutiges Kriterium. In dieser Arbeit werden folgende Definitionen herangezogen:

Direkte Emissionen fallen beim unmittelbaren Betrieb einer Anlage an. Der Anlagenbegriff umschließt alle Fahrzeuge, alle Verbrennungsanlagen und industriellen Prozessanlagen sowie natürliche Prozesse wie Vergärung und Pflanzenwachstum.

Indirekte Emissionen fallen außerhalb der Systemgrenzen einer Anlage an, sind aber durch die Bereitstellung und den Betrieb der Anlage induziert.

Die indirekten Effekte eines Projekts lassen sich in *technische Effekte* und *Markteffekte* unterteilen. Unter technischen Effekten sind die Auswirkungen eines Technologiewechsels entlang der Prozesskette zu verstehen. Wird ein technologischer Prozess durch einen anderen ersetzt, so führt dies zu Änderungen bei den Vorleistungen, zu Änderungen bei den Vorleistungen für die Vorleistungen usw. Die Auswirkungen auf die Vorleistungskette kann nicht bis zu einem ‚Ursprung‘ zurückverfolgt werden, da ein solcher nicht existiert. Selbst wenn die Vorleistungskette bis zu den eingesetzten Rohstoffen zurückverfolgt wird, so benötigt man für

⁶¹ Hier wird bewusst nicht der Terminus ‚externe Effekte‘ verwendet, da sich dieser üblicherweise auf Effekte bei öffentlichen Gütern bezieht, für die keine Preise definiert sind. In der englischsprachigen ökonomischen Literatur bezeichnet der Terminus ‚spill overs‘ die indirekten Effekte eines Projekts. In der Literatur zum CDM wird indes meist der Terminus ‚Leakage‘ verwendet.

die Extraktion dieser Stoffe Maschinen, welche bei ihrer Produktion wiederum Vorleistungsketten haben. Zusätzlich kommt es zu Rückkopplung auf das betrachtete Gut. Beispielsweise wird für die Produktion von Zement der Input Strom benötigt. Wird der Strom durch Wasserkraft erzeugt, sind hierfür Staudämme nötig, die mit Zement hergestellt wurden, für dessen Produktion wiederum Strom benötigt wird usw. Der für eine Zementeinheit benötigte Strombedarf ist also höher als der bei der unmittelbaren Zementproduktion eingesetzte Strom. Durch derartige Rückkopplungen, zwischen denen beträchtliche Zeiträume liegen können, dehnt sich das zu betrachtende System bis ins Unendliche aus. Die Summe aller Emissionsänderungen, die im Gesamtsystem durch das betrachtete Projekt induziert werden, bezeichnen wir als die statisch-technischen indirekten Emissionseffekte.

Durch den Prozesswechsel verändert sich die Nachfrage nach Grundgütern und Vorleistungen; diese Mengeneffekte induzieren wiederum Preiseffekte. Wird in einem Projekt der Treibstoff Benzin durch weniger kohlenstoffintensives Flüssiggas ersetzt, so führt dies zu einer Reduktion der Benzinpreise und einer Erhöhung der Gaspreise. Das nun billigere Benzin wird nun vermehrt in anderen, außerhalb der Projektgrenzen liegenden Prozessen eingesetzt. Die damit verbundene Emissionserhöhung muss dem Projekt zugerechnet werden. Neben den Preiseffekten gilt es weitere, langfristige Markteffekte zu berücksichtigen. So kann ein Großprojekt einen grundsätzlichen Strukturwandel bewirken, wenn die durch das Projekt induzierte Nachfrage nach einer Vorleistung die Gesamtnachfrage nach diesem Gut auf ein Niveau erhöht, ab dem sich die lokale Herstellung lohnt. Wurde das Gut zuvor aus entfernteren Regionen importiert, so muss die indirekte Emissionsreduktion durch Verkürzung der Transportwege dem Projekt zugerechnet werden.

5.2 Ökobilanzen und Prozesskettenanalysen

Die Quantifizierung der Umweltauswirkungen von Gütern und Prozessen ist das Ziel von Ökobilanzen. Erfahrungen dieser Disziplin sollten daher bei der Evaluierung von CDM-Projekten genutzt werden.⁶² Das grundsätzliche Vorgehen bei der Ökobilanzierung ist durch die internationale Norm ISO 14040 vorgegeben und besteht aus folgenden Schritten:

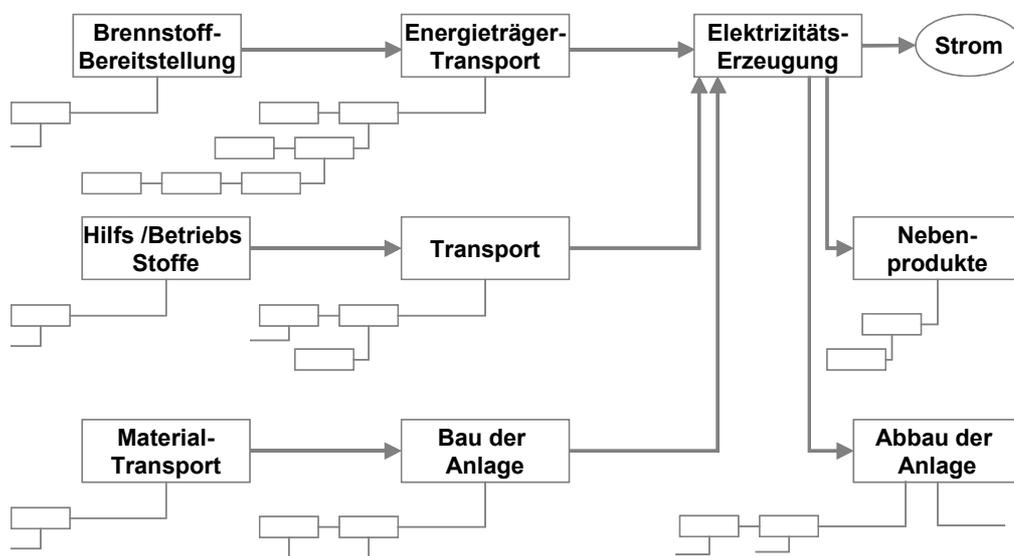
1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (Funktionelle Einheit und Systemgrenze)
2. Aufstellen der Sachbilanz (Emissionsinventare)
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung

Für die Emissionsberechnung im CDM sind nur die ersten beiden Schritte erforderlich. Kernstück einer Ökobilanz ist die Definition einer funktionellen Einheit, für die alle direkten und indirekten Umweltauswirkungen ermittelt werden sollen. Eine funktionelle Einheit ist zum Beispiel "eine kWh elektrischer Strom ab Kraftwerkklammer" oder "ein Personenkilometer mit einem Pkw." In der Sachbilanz werden alle Emissionen erfasst, die für die Bereitstellung der funktionellen Einheit erforderlich sind. Für die Bereitstellung einer funktionellen

⁶² Die folgende Darstellung des Vorgehens bei der Ökobilanzierung basiert zum Großteil auf Frischknecht et al. (1996, 2001) und Nill (2003).

Einheit gibt es meist zahlreiche Alternativen. Will man diese miteinander vergleichen, muss für jede Alternative das zugehörige Produktsystem genau beschrieben werden. Ein Produktsystem ist die Summe aller Güter und Prozesse, die direkt und indirekt an der Bereitstellung eines Gutes beteiligt sind. Betrachtet werden dabei nicht nur die Vorleistungsketten, sondern auch die Emissionen, die während der Produktnutzung und bei der Entsorgung anfallen, also alle Emissionen über den gesamten Produktlebenszyklus hinweg. Daher werden Ökobilanzen auch als Lebenszyklusanalysen (LZA) bezeichnet, oder im Englischen als *life cycle assessment (LCA)*. Produktsysteme werden meist durch Systemfließbilder oder Prozessbäume (Prozessketten) wie in Abbildung 5.2.1 dargestellt. Solche Prozessbäume lassen sich aufgrund der oben geschilderten Rückkopplungsprozesse bis ins Unendliche fortsetzen. In einem komplexen ökonomischen System ist jeder Produktionsprozess in eine Vielzahl anderer Prozesse eingebettet, die zeitlich vor- oder nachgelagert und räumlich weit voneinander entfernt sein können. Die Änderung eines Prozesses wirkt sich über das gesamte wirtschaftliche System aus. Die Beiträge der Einzelprozesse zu den Gesamtemissionen sinken mit wachsendem Abstand vom Stamm des Prozessbaumes. Die Schwierigkeit besteht darin, die räumlichen und zeitlichen Grenzen des betrachteten Systems eindeutig zu definieren. Als Entscheidungskriterium dafür, welche Prozesse noch berücksichtigt werden und wo die zeitlich-geografischen *Systemgrenzen* verlaufen, werden *Abbruchkriterien* benötigt. Als Abbruchkriterien dienen üblicherweise die Kennzahlen *Masseanteil*, *Energieanteil* und *Umweltrelevanz* eines Prozesses im Vergleich zum Gesamtprozess (vgl. Frischknecht et al. 2001). So werden z.B. alle Inputs berücksichtigt, die mehr als einen festgelegten Anteil zum Gesamtenergiebedarf oder zu den Gesamtemissionen der funktionalen Einheit beisteuern.

Abbildung 5.2.1: Prozesskette für die Bereitstellung einer Einheit Strom.



Quelle: Nill 2003: 43

Bevor ein Prozess ignoriert wird, sollte nachgewiesen werden, dass dessen Emissionsbeitrag nicht vernachlässigbar klein ist. Dabei stößt man allerdings auf ein *Zirkelproblem*, da sich nicht sagen lässt, wie hoch der Anteil eines Einzelprozesses an den Gesamtemissionen ist, solange die Höhe der Gesamtemissionen nicht bekannt ist. Auch wenn die Emissionseffekte vorgelagerter Prozesse immer kleiner werden, je weiter sie vom Primärprozess entfernt sind,

so kann doch die Summe dieser kleinen Beiträge erheblich sein. Da ein exaktes Kriterium für die Grenzziehung nicht zur Verfügung steht, beruht die Entscheidung darüber, an welcher Stelle ein Schnitt gemacht wird, letztlich auf der Erfahrung des Wissenschaftlers mit ähnlichen Produktsystemen. So verbleibt auch bei der aufwendigsten Lebenszyklusanalyse eine Restunsicherheit über die Relevanz der nicht betrachteten Prozesse. Eine Möglichkeit, die Summe der Emissionen zu schätzen, die bei den von der Betrachtung ausgeschlossenen Prozessen entstehen, ist die Kopplung der Lebenszyklusanalyse mit Verfahren der Input-Output-Analyse. Im nächsten Abschnitt werden die Grundelemente einer Input-Output-Analyse für die Quantifizierung von Umwelteinflüssen skizziert und diskutiert, inwieweit sich die Methode für die Anwendung auf CDM-Projekte eignet.

5.3 Input-Output-Analyse

Bei der Prozesskettenanalyse wird kein geschlossenes System betrachtet, sondern an einer Stelle eine räumlich-zeitliche Grenze für die Betrachtung des Produktsystems gezogen. Da die hinter dieser Grenze ablaufenden Prozesse unberücksichtigt bleiben, werden Auswirkungen auf andere Sektoren und Rückkopplungseffekte aus ihnen nur unvollständig erfasst. Bei der Input-Output-Analyse wird hingegen das Gesamtsystem einer Volkswirtschaft und die Verflechtung aller Sektoren betrachtet. Im Rahmen der umweltökonomischen Analyse werden IO-Analysen häufig zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen der ökonomischen Struktur und dem Schadstoffausstoß eines Landes herangezogen. (z.B. Proops et al. 1992). Da im Weiteren davon ausgegangen wird, dass der Leser mit dem statischen Input-Output-Modell von Leontief vertraut ist, ist die Darstellung sehr knapp gehalten.⁶³

Bezeichne a_{ij} Technologiekoeffizienten, die angeben, wie viel Einheiten eines Gutes aus Sektor j für die Produktion einer Einheit eines Gutes aus Sektor i benötigt werden. Bezeichne x_i den Output des Sektors i und y_i die exogene Endnachfrage nach Gütern aus Sektor i . Folgende Matrixnotation erleichtert die Darstellung. Sei

$$\mathbf{A} \equiv \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} & \dots & a_{1m} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} & \dots & a_{2m} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} & \dots & a_{3m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & a_{n3} & \dots & a_{n=m} \end{bmatrix}; \quad \mathbf{X} \equiv \begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \\ x_3 \\ \vdots \\ x_m \end{pmatrix} \quad \mathbf{Y} \equiv \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ \vdots \\ y_m \end{pmatrix}$$

und I eine Einheitsmatrix. Die Technologiematrix A zeigt die Verflechtung der Sektoren zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Leontief-Gleichung ist gegeben durch

$$X = (I - A)^{-1} \cdot Y \quad (5.3.1)$$

Mit (5.3.1) lässt sich berechnen, wie viel Güter aus allen Sektoren nötig sind, um die exogene Endnachfrage Y zu decken und wie sich die Änderung eines Technologieeffizienten oder der exogenen Nachfrage auf die Produktionsmenge aller Güter auswirkt. Die Technologiematrizen, Nachfrage- und Outputvektoren beziehen sich in der Regel auf monetäre Größen. Da

⁶³ Für eine Beschreibung des Leontief-Modells siehe Fleissner (1993) oder Proops et al. (1992).

wir aber wissen wollen wie sich eine technologische Änderung oder eine Nachfrageänderung auf die Summe aller Treibhausgase im Gesamtsystem auswirkt benötigen wir neben dem monetären Güteroutputvektor einen Emissionsvektor in physischen Einheiten.

Bezeichne M den Vektor aller treibhauswirksamen und lokalen Schadstoffe (CO_2 , CH_4 , SF_6 ...usw.). Für die Berechnung des Emissionsvektors müssen zunächst die unterschiedlichen Emissionsintensitäten der verschiedene Energieträger (Kohle, Gas, Holz usw.) berücksichtigt werden (vgl. Proops et al. 1992). Bezeichne K die Matrix der Emissionsintensitäten mit den Elementen k_{ij} , die angeben wie emissionsintensiv die einzelnen Primärenergieträger sind (z.B. kg CO_2 pro Tonne Steinkohle). Bezeichne E die Matrix der Energiekoeffizienten über alle Energieträger und Sektoren mit den Elementen e_{jm} , die angeben wieviel Einheiten des Energieträgers j erforderlich ist um ein Gut aus Sektor m im Wert von einem Euro herzustellen (z.B. Tonnen Steinkohle für die Produktion von Gütern aus dem Energiesektor im Wert von einem Euro). Der Emissionsoutput-Vektor der Volkswirtschaft ist dann gegeben durch

$$M = K \cdot E \cdot X \quad (5.3.2)$$

Substitution von (5.3.1) in (5.3.2) ergibt

$$M = K \cdot E \cdot (I - A)^{-1} \cdot Y \quad (5.3.3)$$

Gleichung (5.3.1) und (5.3.3) lassen sich zusammenfassen zu einer Beschreibung des Systems aller Güter und Schadstoffe

$$[X, M] = [(I - A)^{-1}, K \cdot E \cdot (I - A)^{-1}] \cdot Y \quad (5.3.4)$$

wobei Güter in monetären Einheiten und Emissionen in physischen Einheiten gegeben sind.

(5.3.3) ermöglicht die Berechnung aller direkten und indirekten Emissionen, die für die Deckung der exogenen Nachfrage erforderlich sind. Eine Reduktion von Treibhausgas-Emissionen lässt sich nur erreichen, indem entweder die Nachfrage nach emissionsintensiv produzierten Gütern reduziert wird oder weniger emissionsintensive Prozesse implementiert werden. Im ersten Fall ändern sich in (5.3.3) die Elemente des Y -Vektors, im zweiten Fall die Elemente der Technologiemarkmatrix A .

Eine Erweiterung dieses Ansatzes ermöglicht die Betrachtung der indirekt importierten und exportierten Emissionen (vgl. z.B. Proops et al. 1992, Kap. 8.4).

Da $\sum_{n=1}^{\infty} A^n \cdot Y = (I - A)^{-1} \cdot Y$ kann (5.3.3) umgeformt werden zu

$$M = K \cdot E \cdot \left(\underbrace{A \cdot Y}_{\text{direkter Effekt}} + \underbrace{A^2 \cdot Y}_{1. \text{Rückkopplung}} + \underbrace{A^3 \cdot Y}_{2. \text{Rückkopplung}} + \dots + A^n \cdot Y \right) \quad (5.3.5)$$

wobei $n \rightarrow \infty$. Nun lässt sich direkt der Anteil der indirekten Emissionen an den Gesamtemissionen berechnen, da $K \cdot E \cdot A \cdot Y$ den direkten Emissionen entspricht. Alle weiteren Terme des Multiplikators sind Emissionseffekte zweiter und höherer Ordnung die aus Rückkopplungen aus den Sektoren resultieren. Die indirekten Emissionen betragen folglich

$$M^{\text{indirekt}} = K \cdot E \cdot (I - A)^{-1} \cdot Y - K \cdot E \cdot A \cdot Y \quad (5.3.6)$$

Zwar lassen sich theoretisch alle indirekten Emissionen eines CDM-Projekts mittels des Leontief-Multiplikators ermitteln; bei der praktischen Anwendung der IO-Analyse ergeben sich indes folgende Probleme:

1. Hoher Aggregationsgrad:

Ein Defizit der IO-Analyse für die Evaluierung einzelner Projekte ist der hohe Aggregationsgrad der IO-Tabellen, die für die Herleitung der Technologiatrix erforderlich sind. Input-Output-Methoden wurden zunächst für makroökonomische Betrachtungen auf sektoraler Ebene durchgeführt. Klassische IO-Tabellen weisen nicht die physischen Güterbewegungen aus, sondern geben die monetären Ströme zwischen den Sektoren wieder, d.h. wie viel Geldeinheiten eine Industrie für die Vorleistungen oder Entsorgungsleistungen aus anderen Sektoren ausgibt. Selbst wenn alle Güterpreise bekannt sind, ist eine Konvertierung in IO-Tabellen, die einzelne Güter auflisten, nicht möglich, da eine Industrie meist mehrere Güter produziert, die mit verschiedenen Prozessen unterschiedlicher CO₂-Intensität hergestellt wurden. Neben den für einen Sektor charakteristischen Gütern werden auch untypische Erzeugnisse produziert. Für die exakte Berechnung der Emissionseffekte eines Projekts müssen einzelne Güter und Einzelprozesse miteinander verglichen werden. Der Term $K \cdot E$ in Gleichung (5.3.3) gibt die durchschnittliche Emissionsintensität eines Sektors wieder und nicht jene der einzelnen im Sektor produzierten Güter. Egal welches Gliederungsprinzip angewandt wird, es lässt sich nicht gewährleisten, dass je Sektor "nur ein Produkt erzeugt, eine Produktionstechnologie angewandt und jedes Produkt nur in einem Sektor hergestellt wird." (Fleissner et al. 1993)

Zwar stellen die nationalen Statistikämter neben den klassischen IO-Tabellen auf Sektorebene auch Tabellen auf Güterebene bereit; jedoch werden keine Einzelgüter, sondern Güterklassen ausgewiesen. Nationale Statistiken weisen i.d.R. nur wenige hundert klassifizierte Güter aus. Die detaillierteste US-amerikanische IO-Tabelle unterscheidet zwischen 500 Gütern (vgl. Suh, 2001). Da somit immer eine Vielzahl inhomogener Güter in dieselbe Güterklasse fallen, ist die Zuordnung der Energie- und Emissionsintensitäten für ein spezifisches Gut oft schwierig. Suh und Huppel (2002) stellen daher fest: "Since even the most detailed input-output table combines different commodities in one classification, an analysis based only on the input-output table can provide comparisons only at a generic sector level. Therefore, input-output based techniques are inadequate for the analysis like the identification of key processes or chain management with the same industry classification, let alone for the comparison or improvement of products in the same category."

2. Zeitliche Distanz:

Zwischen Datenerhebung und Bereitstellung der IO-Tabellen vergehen oft einige Jahre, ein Zeitraum in dem sich die Wirtschaftsstruktur dynamischer Volkswirtschaften bereits signifikant ändern kann. Wird im Rahmen einer IO-Analyse die Auswirkung eines Projekts analysiert, so wird eine nicht mehr aktuelle Wirtschaftsstruktur zugrunde gelegt. Nun ist dies ein grundsätzliches Problem empirischer Wirtschaftsanalyse und kein besonderes Merkmal der IO-Analyse. Allerdings ermöglicht die Ökobilanzierung dem Analytiker, fehlende Daten bezüglich einzelner Prozesse bottom-up zu erheben während dies bei IO-Tabellen wesentlich schwieriger ist.

3. Exogene Nachfrage

Die Endnachfrage nach Gütern wird in IO-Modellen exogen vorgegeben. Präferenzen der Konsumenten sind nicht abgebildet, Preis- und Substitutionselastizitäten bleiben unberücksichtigt. IO-Tabellen ermöglichen keine mikroökonomisch fundierte Analyse, wie sie zum Beispiel mit berechenbaren Gleichgewichtsmodelle möglich sind (vgl. Abschnitt 5.5). Mit IO-

Analysen können daher nur die oben definierten technisch-statischen indirekten Emissionen ermittelt werden.

Desweiteren ist die Berücksichtigung der Verflechtung der nationalen Sektoren mit der Weltwirtschaft noch nicht zufriedenstellend gelöst. Theoretisch ließen sich zwar durch (5.3.4) das gesamte Weltwirtschaftssystem abbilden. In der Praxis scheitert dies aber an den unterschiedlichen Definitionen und Gliederungstiefen der nationalen IO-Tabellen.

5.4 Hybride Modelle: Prozesskettenanalyse mit Input-Output-Ergänzung

Prozesskettenanalysen ermöglichen eine sehr detaillierte Darstellung der indirekten Effekte eines Projekts auf der Ebene einzelner Güter und Dienstleistung. Sie können aber intersektorale Verflechtung und Rückkopplungen nicht adäquat abbilden. Umgekehrt ermöglichen IO-Analysen die Ermittlung aller indirekten Effekte in einem geschlossenen System, jedoch nur auf einem Aggregationsniveau, das eine Betrachtung einzelner Projekte kaum zulässt.⁶⁴ In der neueren Ökobilanz-Forschung wird versucht, die Stärken der beiden Methoden zu vereinen. Bei der Lebenszyklusanalyse wird nach der x -ten Vorleistungsstufe eine Systemgrenze gezogen. Um die jenseits dieser Betrachtungsgrenze ausgelösten Emissionsänderungen nicht völlig unberücksichtigt zu lassen, werden für die nicht weiter zurückverfolgten Prozesse Näherungswerte herangezogen, die durch eine IO-Rechnung ermittelt werden. Anhand eines fiktiven CDM-Projekts im Energiesektor soll dies veranschaulicht werden. Wird ein kohlebefeuertes Kraftwerk durch ein GuD-Kraftwerk mit höherem Wirkungsgrad ersetzt, so ist es Aufgabe der Ökobilanzierung, die Lebenszyklusemissionen einer produzierten Kilowattstunde für beide Kraftwerkstypen zu ermitteln. Die Höhe der indirekten Emissionen eines GuD-Kraftwerks hängt u.a. davon ab, woher das Gas bezogen wird. Wenn das Gas mittels einer Pipeline aus Russland importiert wird, müssen die bei der Gasgewinnung und beim Pipelinetransport freigesetzten Methanemissionen berücksichtigt werden. Diese Emissionen werden direkt ermittelt. Für den Stahl, mit dem die Pipeline gebaut wurde und die Maschinen, die für die Extraktion eingesetzt werden, können indes Näherungswerte aus der Input-Output-Analyse herangezogen werden. Mittels Gleichung (5.3.5) lässt sich z.B. berechnen, wie viel direkte und indirekte CO₂-Emissionen auf die Produktion von Stahl oder Maschinen im Wert von einem Euro entfallen. Dieser Wert wird mit den Kosten der Pipeline multipliziert und auf die während der Lebenszeit der Pipeline produzierten Kilowattstunden umgelegt.

Ausgangspunkt für einen solchen Ansatz sind nicht die klassischen Sektor-Sektor-Matrizen (A in Gleichung 5.3.3), sondern Güter-Güter-Matrizen (im Weiteren durch \tilde{A} symbolisiert). Diese werden aus den nationalen Güterkonten abgeleitet, die Aufkommen und Verwendung eines jeden Gutes erfassen. Aus den Güterkonten lassen sich Güter-Sektoren-Matrizen jeweils

⁶⁴ Dieser Zielkonflikt zwischen Betrachtungsweite und Detailgenauigkeit wird auch vom IPCC thematisiert " a project system boundary allows a rather detailed assessment of GHG emissions and economic and social impacts generated by a project or policy, but excludes all sectoral and economy wide impacts. Conversely, an economy-wide system boundary, in principle, allows all direct and indirect impacts to be included, but has little detail on the impacts of implementing specific projects."(IPCC 2001a)

für die Verwendung und die Erzeugung der Güter ableiten, sogenannte Make-and-Use-Matrizen. Aus diesen wird wiederum die Güter-Güter-Matrix \tilde{A} erzeugt, so dass

$$M = K \cdot \tilde{E} \cdot (I - \tilde{A})^{-1} \cdot Y \quad (5.4.1)$$

Die Energiekoeffizienten e_{il} der Matrix \tilde{E} beschreiben nun nicht mehr, wie viel Einheiten des Energieträgers l für die Produktion einer Outputeinheit in Sektor i erforderlich sind, sondern wie viel Energieträgereinheiten für die Produktion des Gutes i eingesetzt werden, unabhängig davon, in welchem Sektor das Gut produziert wird. Für eine genauere Beschreibung des hier nur skizzierten Verfahrens, siehe Suh (2001). Für westliche Industrieländer sind eine Reihe von Programmen auf dem Markt, in denen die für die Berechnung von Gleichung (5.4.1) erforderlichen Tabellen bereits enthalten sind. Das Programm *MIET*⁶⁵ (*Missing Inventory Estimating Tool*) der Universität Leiden basiert z.B. auf einer US amerikanischen Güter-Güter-Matrix mit einer Gliederungstiefe von 91 Güterklassen. Das Programm ermöglicht die Berechnung der indirekten Umwelteffekte eines Gutes (pro Dollar-Einheit) für eine große Anzahl von Schadstoffen (neben den wichtigsten Treibhausgasen auch lokale Luftschadstoffe und toxische Substanzen). Bei der Anwendung der hybriden Prozessketten-IO-Methode auf CDM-Projekte, stößt man auf große Datenprobleme. Die Matrizen \tilde{A} und \tilde{E} in Gleichung (5.4.1) sind in den meisten Entwicklungsländern entweder überhaupt nicht erhältlich oder zumindest nicht in der erforderlichen Gliederungstiefe. Wenn aber ein großer Teil der Technologie des Projekts aus Industrieländern importiert wird, können für diese Güter Näherungswerte herangezogen werden, die auf Daten der Industrieländer beruhen.

Ein schwerwiegendes Problem der Prozessketten-IO-Methode ist die mangelnde Integration der beiden Ansätze. Ergebnisse der IO-Analyse werden einfach zu den Ergebnisse der Prozesskettenanalyse addiert. Dies ist aber nur dann zu rechtfertigen, wenn Prozesse, die bei der Prozesskettenanalyse betrachtet werden unabhängig von den bei der IO-Analyse betrachteten Prozesse sind. Tatsächlich sind aber die betrachteten Prozessketten Teil des IO-Systems. Wie groß die Fehler sind, die durch die Vernachlässigung der Interaktion beider Systeme entstehen, ist nicht bekannt (vgl. Suh und Huppel 2002). Die bislang dargestellten Methoden zur Berechnung der indirekten Emissionen werden in Kapitel 7.4 anhand des Fallbeispiels Elektrizitätserzeugung angewandt.

5.5 Berechenbare Gleichgewichtsmodelle

In den bisher diskutierten Methoden blieben Preis- und Nachfrageeffekte unberücksichtigt. In der Ökobilanzierung werden die Lebenszyklusemissionen alternativer Produkte oder Prozesse unter 'sonst gleichen Umständen' ermittelt. Bei der IO-Analyse werden Endnachfrage und Preise ebenfalls als gegeben betrachtet. Will man Angebot, Nachfrage und Preise endogenisieren, so müssen die wesentlichen ökonomischen Größen wie Präferenzen, Produktionsfunktionen und Anfangsausstattungen integriert werden. Eine solche mikroökonomische Fundierung ermöglichen berechenbare allgemeine Gleichgewichtsmodelle (im Weiteren

⁶⁵ Das Programm MIET 2.0 nebst einer Bedienungsanleitung ist online erhältlich unter <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/software/miet/> (Stand: August 2003).

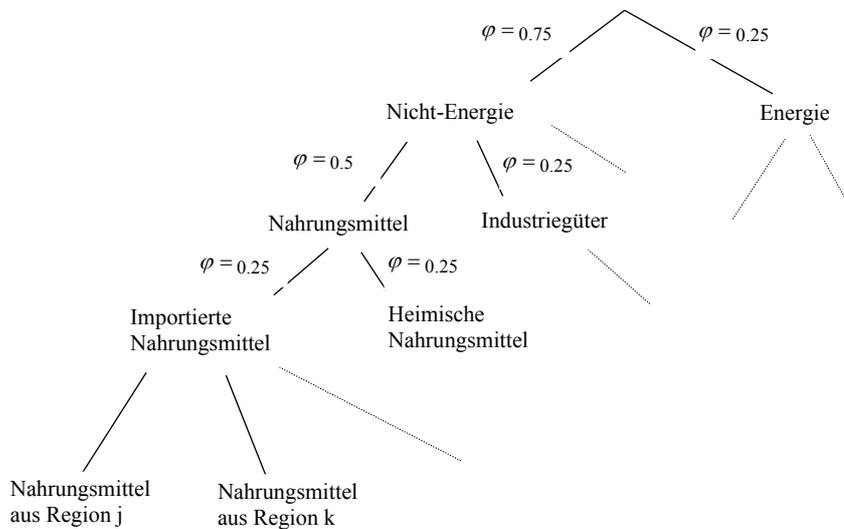
abgekürzt durch das englische Akronym *CGE* für *computable general equilibrium*).⁶⁶ CGE-Modelle eignen sich für die empirische Analyse der Auswirkungen von Eingriffen in geschlossene, komplexe Wirtschaftssysteme. Die intersektorale Verflechtung der Volkswirtschaft und die internationalen Handelsverflechtungen werden auch in CGE-Modellen mit Hilfe von Input-Output-Tabellen abgebildet. Nachfrage- und Produktionsseite werden darüber hinaus explizit durch Nutzen- und Produktionsfunktionen modelliert, deren Eigenschaften mit den Modellannahmen der allgemeinen Gleichgewichtstheorie übereinstimmen und die im Wesentlichen durch Preis- und Substitutionselastizitäten beschrieben sind. Meist sind diese Funktionen vom Typ CES (*constant elasticity of substitution*), Cobb-Douglas oder LES (*linear expenditure systems*). Diese funktionalen Formen bilden zwar die Zusammenhänge der realen Welt nicht immer adäquat ab, besitzen aber Eigenschaften, die für ein allgemeines Gleichgewicht im Sinne der walrasianischen Theorie erforderlich sind und ermöglichen eine einfache Berechnung der Nachfrage- und Angebotseffekte für jeden Preisvektor (vgl. Shoven and Whalley, 1992). Funktionen dieses Typs besitzen meist nur wenige Argumente, wie z.B. Kapital, aggregierten Konsum und Arbeit. Ein höherer Disaggregationsgrad lässt sich durch verschachtelte (genestete) Funktionen erreichen, die jedes Argument in Unterargumente unterteilen (z.B. Konsum in Freizeitkonsum und Nicht-Freizeit-Konsum, Arbeit in qualifizierte und unqualifizierte Arbeit, Kapital in Güter- und Humankapital) und die Substitutionselastizitäten für alle Unterargumente angeben. Unterargumente können wiederum unterteilt werden usw. Auch intertemporale Präferenzen können durch die Unterteilung des Konsumgutes in 'Konsum heute' und 'Konsum morgen' dargestellt werden. Auf diese Weise lässt sich die Zahl der abgebildeten Substitutionsbeziehungen beliebig erweitern. Die zu wählende 'Nesting-Struktur' hängt von der zu beantwortenden Fragestellung ab. Abbildung 5.5.1 zeigt eine mögliche 'Nesting-Struktur' wobei ρ die Substitutionselastizität angibt. Durch das Nesten erhöht sich die Zahl der zu quantifizierenden Parameter.

Nun liegt die Vermutung nahe, dass die gewählten funktionalen Formen mit empirischen Daten (z.B. aus ökonometrischen Schätzungen von Nachfrage- und Produktionsfunktionen) parametrisiert werden und die Gleichgewichtsallokation ermittelt wird. Teilweise ist dies natürlich auch der Fall. Abschließend werden aber die verbleibenden Modellparameter so lange angepasst, bis das Modell für ein Basisjahr das tatsächlich beobachtete Gleichgewicht simuliert.⁶⁷ Dieses Vorgehen wird als *Kalibrieren* bezeichnet. Der Nachteil dieses Verfahrens ist, dass sich die kalibrierten Funktionen einer empirischen Überprüfbarkeit entziehen. Ist das Modell kalibriert, so können schließlich die Auswirkungen exogener Eingriffe wie Steuern oder Mengenkontingentierungen analysiert werden, aber auch der durch technologischen Fortschritt induzierte Strukturwandel, der über veränderte Technologiekoeffizienten in den Input-Output-Tabellen abgebildet wird.

⁶⁶ CGE-Modelle, mit denen sich umweltpolitische Maßnahmen analysieren lassen, sind z.B. GREEN oder GEM E3.

⁶⁷ "In effect, the model is solved from equilibrium data for its parameter values, rather than vice versa." (Shoven und Whalley, 1993: 103).

Abbildung 5.5.1: Struktur einer genesteteten Nachfragefunktion für ein berechenbares allgemeines Gleichgewichtsmodell



Quelle: Shoven und Whalley (1993: 99), Eigene Darstellung

Inwieweit eignen sich nun CGE-Modelle für die Evaluierung der indirekten Effekte eines CDM-Projekts? CGE-Modelle wurden bislang vor allem für Analysen auf sektoraler Ebene oder auf Länderebene entwickelt und zeichnen sich durch einen extrem hohen Aggregationsgrad aus. Zwar stieg der Disaggregationsgrad jüngerer CGE-Modelle stark an, doch stößt die theoretisch mögliche Detailgenauigkeit der Modelle auf praktische Grenzen: Die Detailgenauigkeit ist durch die Gliederungstiefe der vorhandenen Input-Output-Tabellen begrenzt. Desweiteren steigen mit zunehmender Detailgenauigkeit die Rechenkosten stark an. Durch 'Nesting' lassen sich zwar theoretisch sehr viele Substitutionsbeziehungen abbilden, der Aufwand für die Kalibrierung steigt jedoch enorm. Aufgrund des hohen Aggregationsgrades können die Auswirkungen eines einzelnen Projekts in einem solchen 'Großmodell' meist nicht erfasst werden. CGE-Modelle eignen sich daher besser für die Analyse der Auswirkungen des CDM auf nationaler oder internationaler Ebene. So ermöglichen sie die Berechnung der Emissionseffekte eines über den CDM finanzierten, großen Kapitaltransfers, der dazu führt, dass die Energieintensität ganzer Sektoren sinkt. Böhringer et al. (2000) analysieren die Auswirkungen eines CDM-Projekts zwischen Indien und Deutschland. Die Analyse basiert auf der Annahme, dass Deutschland im Rahmen des Projekts so lange Kapital in den indischen Energiesektor transferiert, bis sich die CO₂-Intensitäten der Energiesektoren beider Länder decken. Dies ist dann der Fall, wenn Deutschland 46 % seiner Reduktionsverpflichtungen, rund 113 Millionen Tonnen CO₂, über Projekte im indischen Energiesektor realisiert. Die Kosten des Gesamtprojekts belaufen sich auf 5,5 Milliarden US Dollar. Projekte dieser Größenordnung führen zu signifikanten Preiseffekten und Rückkopplungen über andere Sektoren und Arbeitsmärkte. Beispielsweise sinkt der Elektrizitätspreis in Indien um etwa 33%. Auch wenn ein einzelnes, kleineres CDM-Projekt keine Preiseffekte dieser Größenordnung bewirkt, so kann doch die Summe aller Projekte in einem Land durchaus einen signifikanten Markteffekt induzieren. Die Überlegung liegt nahe, ob sich ein Hybrid-Modell aus Prozesskettenanalyse und CGE-Ansätzen realisieren lässt. Näherungswerte aus CGE-

Analysen könnten zur Bewertung für die in der Prozesskettenanalyse identifizierten Effekte herangezogen werden. Dies soll wieder anhand des bereits in Abschnitt 5.4 benutzten Beispiels illustriert werden. Für die Berechnung der Lebenszyklusemissionen eines GuD-Kraftwerks werden die beim Pipeline-Transport des Gases freigesetzten Emissionen direkt ermittelt, während die bei der Produktion der Pipeline entstehenden Emissionen über Näherungswerte erfasst werden sollen. Nehmen wir an, im Rahmen eines möglichst disaggregierten CGE-Modells würde berechnet, dass eine Nachfrageerhöhung im Stahlsektor um eine Milliarde Euro, bei Berücksichtigung aller Preis-, Einkommens-, und Substitutionseffekte, zu einem Anstieg der CO₂e-Emissionen um X Tonnen führt. Kostet die Pipeline 10 Millionen Euro, so beträgt der Näherungswert für die Pipeline-Emissionen: $X \text{ t CO}_2\text{e} \cdot 0.01$. Besteht bereits ein CGE-Modell, welches das ökonomische System eines CDM-Gastlandes auf ausreichend niedrigem Aggregationsniveau abbildet, so könnten daraus Tabellen mit CO₂e-Näherungswerten für eine Reihe von Güterklassen berechnet werden, auf die bei der Evaluierung von CDM-Projekten zurückgegriffen werden kann. Ein solcher Ansatz erfordert jedoch eine starke Datenbasis, die bislang in Entwicklungsländern meist nicht gegeben ist.

6 Methoden zur Quantifizierung von Fehlerpotentialen

Die in den Kapiteln 3 und 5 beschriebenen Methoden zur Bestimmung der Baseline und der indirekten Emissionseffekte eines Projekts sind datenintensiv und mit Unsicherheiten verbunden. Entscheidungsträger, die darüber zu befinden haben, mit welchen Methoden die jeweiligen Projektarten zu evaluieren sind, sollten zumindest eine grobe Vorstellung darüber haben, in welcher Größenordnung sich die möglichen Fehler bewegen. In diesem Kapitel werden zunächst die unterschiedlichen Arten von Unsicherheit kategorisiert. Schließlich wird dargestellt, welche Methoden grundsätzlich zur Verfügung stehen, um die einzelnen Arten von Unsicherheit zu quantifizieren oder zumindest transparent zu machen. Die Anwendung dieser Methoden erfolgt in den Fallstudien der Kapitel 7 und 8.

6.1 Arten der Unsicherheit

Bei der Berechnung von Emissionsreduktionen durch Prozessänderungen in einem komplexen System, gibt es viele unsichere Größen. Um die zukünftige Entwicklung eines Systems prognostizieren zu können, müssen grundsätzlich folgende Rahmenbedingungen erfüllt sein (vgl. Faber et al. 1996):

- Die Anfangsbedingungen des Systems müssen bekannt sein.
- Die kausalen, nicht-chaotischen Gesetzmäßigkeiten, nach denen sich das System entwickelt, müssen bekannt sein.
- Es darf keine genotypische ‚Neuheit‘ i.S.v. völlig einer neuartigen Basistechnologie oder eines essentiellen Strukturbruchs auftreten. (Innovationen dürfen also nur inkrementell sein.)

Aus diesen Anforderungen lassen sich folgende Arten von Fehlerpotentialen ableiten:

- Fehler in der Datenbasis
- Fehler bei der Modellspezifikation
- Fehler aufgrund hoher Komplexität
- Fehler durch nicht reduzierbares Unwissen und Neuheit

6.1.1 Fehler in der Datenbasis

Die Qualität jeder empirischen Analyse steht und fällt mit der Qualität des zur Verfügung stehenden Datenmaterials. Zur Beschreibung der Datenqualität ist eine in Lebenszyklusanalysen oft getroffene Unterscheidung in Vordergrund- und Hintergrunddaten hilfreich. Unter Vordergrunddaten sind Daten zu verstehen, die Prozesse innerhalb der engeren Projektgrenzen beschreiben. Diese kann der Analyst entweder selbst erheben oder er besitzt detailliertes Wissen über die Qualität der Daten und das Erhebungsverfahren. Hintergrunddaten beschreiben Prozesse außerhalb des betrachteten Systems, die einen Einfluss auf das Projekt haben wie z.B. volkswirtschaftliche Rahmendaten. Folgende Datenprobleme lassen sich unterscheiden:

1. *Datenlücken*: Gerade in Entwicklungsländern sind viele Daten, die im Prinzip ermittelbar sind, nicht oder nur unvollständig vorhanden, da für die Betriebe bislang meist keine Anreize bestehen, detaillierte Daten über ihre Stoffströme und Emissionen zu erfassen. So

stellt die Weltbank (1998) fest: “Organizations rarely collect information on greenhouse gas emissions, and they have no reason to develop corporate expertise in estimating emissions. Reporters must start from scratch in collecting underlying operating data and developing expertise in estimating emissions on the basis of operating data.” Die Ermittlung von Primärdaten für ein CDM-Projekt würde aber die Transaktionskosten für kleinere Projekte in prohibitive Höhen treiben.

2. *Daten sind nicht repräsentativ*: Die von den Betrieben und statistischen Ämtern bereit gestellten Daten sind meist mehrere Jahre alt. Oft sind nur Daten über Regionen und Sektoren erhältlich, die nicht repräsentativ für das zu evaluierende Projekt sind.
3. *Fehler bei der Aggregation und Disaggregation von Daten*: Insbesondere Hintergrunddaten sind meist nur auf hohem Aggregationsniveau erhältlich. Teilweise werden disaggregierte Daten von den Statistikämtern aus Gründen des Datenschutzes nicht weitergegeben. Die Disaggregation erfordert Annahmen über die Klassifikation sowie über Anteile und Gewichtungen einzelner Güter, die oft nicht bekannt sind.
4. *Vergleich von Daten aus unterschiedlichen Quellen*: Oft ist es erforderlich, auf Daten aus unterschiedlichen Quellen zurückzugreifen. Dies stellt zum Beispiel bei der Benchmarking-Methode ein Problem dar, wenn Nenner und Zähler einer Kennzahl aus unterschiedlichen Datenquellen stammen. Dabei kann es zu hohen Fehlern kommen, wenn sich die Daten auf unterschiedliche Erhebungsgebiete und -zeiträume beziehen oder unterschiedliche Klassifikationen und Terminologien angewandt werden, und diese nicht ausgewiesen werden, so dass eine Bereinigung der Daten nicht möglich ist.
5. *Stichprobenfehler*: Wenn aus einer Grundgesamtheit eine Stichprobe gezogen wird, besteht stets die Möglichkeit, dass die Stichprobe die Grundgesamtheit nicht adäquat wiedergibt. Oft ist die zur Verfügung stehende Stichprobe so klein, dass Methoden, die auf dem Gesetz der großen Zahl aufbauen (zentraler Grenzwertsatz) nicht greifen. Darüber hinaus können bereits Fehler bei der Ziehung der Stichprobe gemacht werden, wenn z.B. mögliche Selbstselektion nicht ausgeschlossen werden kann.

6.1.2 Fehler in der Modellspezifikation

Technologiemodelle und Gleichgewichtsmodelle, ökonometrische Schätzverfahren und Computersimulationen, basieren auf einer Beschreibung der Welt durch mathematische Modelle, die sich der wahren Welt zwar annähern, sie aber niemals vollständig beschreiben können. Die Grundidee eines Modells ist es, die Komplexität eines realen Systems auf seine wesentlichen Einflussgrößen und Zusammenhänge zu reduzieren. Welches die wesentlichen Eigenschaften eines Systems sind, bleibt freilich der Einschätzung des Modellierers überlassen. Bei der Modellierung können nun folgende Fehler gemacht werden:

- ins Modell werden die falschen Variablen aufgenommen oder weggelassen
- falsche funktionale Formen werden unterstellt
- falsche Indikatorhypothesen werden formuliert
- falsche Wahrscheinlichkeitsmodelle werden unterstellt

Die für ökonomische Optimierungs- und Simulationsmodelle erforderlichen Verhaltensparameter wie Substitutions- oder Preiselastizitäten werden meist durch ökonometrische Schätzverfahren ermittelt, die wiederum selbst auf ökonomischen Modellen basieren. Ein einfaches Beispiel hierfür sind Regressionsgleichungen wie

$$Y = \beta \cdot X + \varepsilon$$

wobei Y den Vektor der Regressanten, X die Matrix der Regressoren, β den Vektor der zu schätzenden Parameter und ε einen Störterm bezeichnet. Bereits an diesem einfachen Grundmodell lassen sich viele Fehlerquellen einer ökonometrischen Parameterschätzung darstellen. Zunächst muss festgelegt werden, welche Regressoren aufgenommen werden und die funktionale Form muss bestimmt werden. Es muss entschieden werden, ob die Parameter additiv oder multiplikativ, linear oder nicht-linear miteinander verknüpft sind, welche Korrelationen zwischen den Parametern durch Interaktionsterme berücksichtigt werden müssen, welche Instrumentenvariablen mit aufgenommen werden sollten usw. Schließlich muss für die gewählte funktionale Form ein Wahrscheinlichkeitsmodell gewählt werden, das die Verteilung des Störterms oder der Regressoren bestimmt. Dabei gibt es kein wissenschaftlich exaktes Vorgehen. Der Ökonometriker ist vielmehr gezwungen, Entscheidungen unter Unsicherheit zu treffen und dabei auf seine Erfahrung zurückzugreifen und in Analogien zu denken. Wurden die Prozesszusammenhänge des realen Systems nicht richtig verstanden, so wird auch das Modell falsch spezifiziert sein und kein noch so großer statistischer Aufwand wird die Güte des Modells retten. In diese Kategorie gehört auch die fehlerhafte Erfassung nicht direkt messbarer Merkmale über Indikatorvariablen. Ein Beispiel hierfür ist die Erfassung des 'Wissensniveaus' einer Firma, das nicht direkt gemessen werden kann. Es müssen Hypothesen darüber angestellt werden, welche messbaren Indikatoren das Wissensniveau am Besten erfassen. So könnte der Anteil der Akademiker und Facharbeiter eine Indikatorvariable für das Wissensniveau sein oder aber die Ausgaben für Fortbildungsmaßnahmen usw. Letztlich bleibt es der subjektiven Einschätzung des Modellierers überlassen, welche Indikatorvariablen er wählt und wie er sie gewichtet.

6.1.3 Fehler aufgrund hoher Komplexität

Komplexe ökonomische Systeme sind durch nicht-lineare, zeitliche Prozesse gekennzeichnet, die eine komplizierte Dynamik bis hin zu chaotischem Verhalten aufweisen. Auch wenn das System im Prinzip vollständig deterministisch ist, so erscheinen dem Beobachter die Variablen stochastisch und sind mit Methoden der Wahrscheinlichkeitstheorie zu behandeln. Das Verhalten eines nicht-linearen Systems hängt stark von dessen Anfangsbedingungen ab. Selbst kleinste Änderung der Anfangsbedingungen können zu völlig unterschiedlichen Entwicklungen führen. Diese Eigenschaft wird als intrinsische Stochastik dynamischer Systeme bezeichnet. Sind nicht alle Zustände eines Systems genau bekannt, sind Voraussagen allenfalls für sehr kurze Zeiträume möglich. Alle deterministischen Analysen dynamischer Systeme basieren letztlich auf der Annahme, das betrachtete System sei geschlossen oder das Umfeld sei konstant. Oder es wird unterstellt, dass sich das System immer nur an die Durchschnittswerte eines fluktuierenden Umfeldes anpasst (vgl. Lines 1997). Viele Prognosemodelle basieren auf der Annahme eines linear-deterministischen Systems innerhalb eines konstanten Umfeldes. Ob sich alle bei der Projekt-Evaluierung betrachteten Prozesse durch

lineare Funktionen approximieren lassen und ob die Auswirkungen stochastischer Schocks in den Systemmodellierung ausreichend berücksichtigt werden kann bleibt fraglich.

6.1.4 Fehler durch nicht-reduzierbares Unwissen und Neuheit

Ein Teil der oben beschriebenen Unsicherheiten und Fehlerpotentiale lassen sich im Prinzip reduzieren. So lässt sich Unsicherheit aufgrund unvollständiger und unpräziser Daten durch Beschaffung besserer Daten reduzieren; fehlerhafte Modellspezifikationen können durch Tests teilweise identifiziert und verbessert werden. Unsicherheit bezüglich zukünftiger Rahmenbedingungen lässt sich teilweise durch Trendforschung und makroökonomische Prognosen reduzieren. Davon abzugrenzen ist Unsicherheit, die sich grundsätzlich nicht reduzieren lässt. Hierzu gehört das plötzliche Auftreten genotypischer Neuheit (vgl. Faber und Proops 1993). Dies können substantielle technologische Durchbrüche (wie die Erfindung der Dampfmaschine oder des Transistors) oder revolutionäre, politische Umbrüche sein. Solche Neuheiten können einen hohen Einfluss auf die Projekt-Baseline haben, lassen sich aber grundsätzlich nur *ex post* berücksichtigen. Kein Prognosemodell kann das Auftreten genotypischer Neuheit und die damit verbundenen Strukturbrüche berücksichtigen. Auch Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von Neuheit lassen sich grundsätzlich nicht angeben. Es ist daher zu überlegen, ob Ex-ante-Berechnungen der Baseline beim Auftreten solcher Neuheiten angepasst werden.

6.2 Darstellung und Messung von Fehlerpotentialen

Die oben beschriebenen Fehlerpotentiale können durch folgende Methoden transparent gemacht oder quantifiziert werden:

- Qualitative Beschreibung
- Qualitätsindikatoren für Daten etc.
- Szenariotechniken und Entscheidungsbäume
- Kennzahlen der deskriptiven und induktiven Statistik
- Einfache Sensitivitätsanalysen und Monte-Carlo Studien
- Erstellung einer Prognose mit unterschiedlichen Verfahren oder Modellspezifikationen
- Vergleich der Ergebnisse verschiedener Studien
- Vergleich von alten Prognosen mit dem Ist-Zustand

6.2.1 Qualitative Beschreibung und Qualitätsindikatoren

Ausgangspunkt einer Unsicherheitsanalyse sollte zunächst eine rein qualitative Beschreibung der verfügbaren Daten und Informationen sein. Teilweise lassen sich qualitative Informationen zu ordinalen Qualitätsindikatoren verdichten. Eine Möglichkeit, eine Qualitätskennzahl abzuleiten, ist die Bewertung einzelner Merkmale und die anschließende Aggregation durch Gewichtung der Einzelmerkmale. So verwenden Maurice et al. (2000) einen Qualitätsindikator, der sich aus den Qualitätsmerkmalen 'Alter der Daten', 'Statistische Repräsentativität', 'Zuverlässigkeit der Datenquelle' usw. zusammensetzt. Die Merkmale werden mit Zahlen von 1 bis 5 bewertet, gewichtet und zu einem Indikator aggregiert. Wenn im Einzelfall die Kosten für die Ermittlung statistischer Kennzahlen und Alternativszenarien zur Angabe der Unsi-

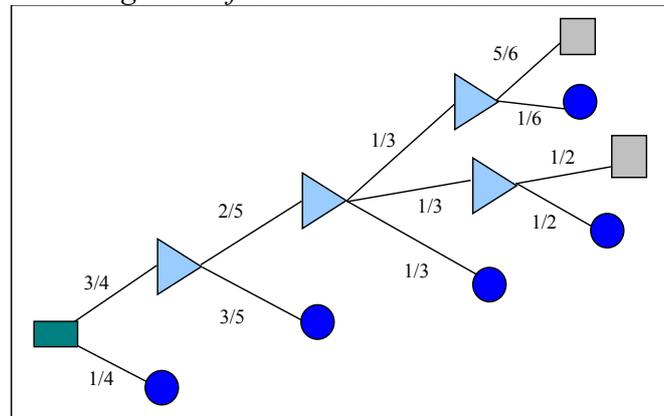
cherheit zu hoch sind, sollte doch zumindest eine qualitative Beschreibung aller möglichen Fehlerquellen erfolgen.

6.2.2 Szenariotechniken, Entscheidungsbäume und Sensitivitätsanalysen

Bei der Szenariotechnik werden plausible Szenarien bezüglich der Entwicklung wichtiger exogener Parameter ausgesucht, die ein Kontinuum möglicher Realisationen aufspannen. Auch wenn die Menge möglicher Szenarien theoretisch unbegrenzt ist, werden in den meisten Studien nur die Realisationen für drei Szenarien angegeben: jeweils eine für den schlechtesten und den besten denkbaren Fall und ein mittleres Szenario, das meist den Status Quo fort-schreibt.

Insbesondere wenn die Entwicklung wichtiger Variablen in der Zukunft vom Ausgang diskreter Ereignisse abhängt (z.B. ob ein Gesetz eingeführt wird oder nicht), bietet sich die Durchführung von mehrstufigen Szenarien an. Im Rahmen der dynamischen Kapitalwertmethode wird die Unsicherheit einer Entscheidung durch Entscheidungs- und Ereignisbäume abgebildet, wie er in Abbildung 6.2.1 dargestellt ist. Dreiecke beschreiben Entscheidungsknoten, in denen sich ein Akteur, dessen Investitionsverhalten simuliert werden soll, in Abhängigkeit des Umweltzustandes für eine Alternative entscheidet. Kreise beschreiben Konstellationen, in denen das Investitionsprojekt nicht durchgeführt bzw. abgebrochen wird, was der Beibehaltung des Status Quo entspricht.

Abbildung 6.2.1: Entscheidungsbaum für die Simulation von Investitionsentscheidungen



Das Eintreten der Umweltzustände, welche die Entscheidung des Akteurs determinieren, wird mit Wahrscheinlichkeiten gewichtet. Die Quadrate in den Endpunkten geben alternative Realisationen des Investitionsprojekts an, deren Eintrittswahrscheinlichkeit sich durch Multiplikation der vorgelagerten Wahrscheinlichkeiten ermitteln lässt. Entscheidungsbäume sind bei der Simulation des Investitionsverhaltens eines Investors sehr hilfreich für die Darstellung der Entscheidungssituation und der mit ihr verbundenen Unsicherheit. Eine Schwierigkeit ist hier insofern gegeben, dass für die Berechnung des Barwertes alle Ereignisketten rekursiv gelöst werden müssen und hierfür in jedem Entscheidungsknoten ein Diskontzins definiert werden muss. Mit steigender Zahl der Verästelung werden Entscheidungsbäume schnell unübersichtlich.

Für die Quantifizierung der Unsicherheit einzelner Parameter und deren Auswirkung auf das Ergebnis muss zunächst bekannt sein, welches die wichtigsten Einflussvariablen sind. Diese können mittels einer *Sensitivitätsanalyse* identifiziert werden, wobei alle Parameter nachein-

ander variiert werden, während alle anderen Systemparameter konstant gehalten werden. Damit lässt sich der marginale Beitrag einer Variable zum Ergebnis messen, über die Unsicherheit ist jedoch noch nichts gesagt. Hierzu muss für die als entscheidend identifizierten Variablen eine Spanne angegeben werden, in denen sich die Ausprägungen bewegen, möglichst mittels einer Verteilungsfunktion. Nun gehen in eine Simulation oder in eine Input-Output-Analyse eine Vielzahl von Variablen ein. Die Spannweite der möglichen Realisationen könnte dargestellt werden, indem für alle Variablen gleichzeitig die Extremwerte angegeben werden und so die maximalen und minimalen Ergebnisse berechnet werden. Der Fehler dieses Vorgehens liegt nun aber darin, dass nie alle Werte gleichzeitig entweder über- oder unterschätzt werden. Teilweise sind die Fehler gegenläufig und neutralisieren sich gegenseitig. Dies sei anhand einer Input-Output-Rechnung illustriert. In den Leontief-Multiplikator gehen eine Vielzahl von mit Unsicherheit verbundenen Technologiekoeffizienten ein. Es macht wenig Sinn, die Unsicherheitsspanne der Leontief-Inverse dadurch zu ermitteln, dass jeweils eine obere und eine untere Grenze für alle Koeffizientenwerte angegeben wird und für diese beiden Szenarien der Multiplikator berechnet wird. Die Differenz der Multiplikatorwerte für die Szenarien wäre astronomisch hoch (vgl. Suh und Huppel 2002). Für die Ermittlung der *aggregierten Unsicherheit* greift man daher auf Simulationsverfahren wie der *Monte-Carlo-Methode* zurück. Bei einer Monte-Carlo-Simulation müssen für alle Parameter zunächst Wahrscheinlichkeitsfunktionen spezifiziert werden. Anschließend werden alle Parameter zufällig variiert, wobei die Variation durch die jeweilige Wahrscheinlichkeitsverteilung vorgegeben ist. Die zufällig gezogenen Werte aller Parameter werden in die Output-Funktion (hier die Technologiematrix) eingesetzt. Dieser Vorgang wird durch eine Computer-Routine mehrere tausend mal wiederholt. Das Ergebnis der Simulation ist eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der Multiplikatorwerte, mittels derer sich Konfidenzintervalle bilden lassen (vgl. Bullard und Sebald 1988). Eine Weiterentwicklung dieser Methode ist die Latin-Hypercube-Simulation, bei der die Verteilungsfunktionen der Parameter in mehrere nicht-überlappende Intervalle mit gleicher Wahrscheinlichkeitsmasse aufgeteilt werden, womit präzisere Ergebnisse als bei der Monte-Carlo-Simulation erzielt werden (vgl. Huijbregts 1998a, 1998b).

Der technische Apparat dieser Methoden kann leicht darüber hinweg täuschen, dass die Verfahren auf der Annahme gründen, man kenne die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Parameter. Dies gilt auch für alle Kennzahlen der induktiven Statistik, auf der auch die ökonomischen Verfahren beruhen. Für eine Vielzahl von ökonomischen Größen ist aber die Verteilung der möglichen Ausprägungen nicht bekannt und nur unter großem Aufwand oder überhaupt nicht ermittelbar. Analysten greifen dann oft auf Verteilungsfunktionen zurück, die für die technische Analyse vorteilhafte Eigenschaften besitzen oder ‚üblicherweise‘ genommen werden. So wird oft eine Normalverteilung auch dann unterstellt, wenn dies durch keine empirischen Erkenntnisse gedeckt ist. Oft helfen nur Expertenbefragungen oder Plausibilitätsüberlegungen, um eine Vorstellung bezüglich der zugrundeliegenden Verteilung zu bekommen.

6.2.3 Kennzahlen der deskriptiven und induktiven Statistik

Erste Hinweise auf die Unsicherheit einer Prognose oder Kennzahl liefern einfache Verfahren der deskriptiven Statistik wie Histogramme, Standardabweichungen und grafische Analysen.

In der Diskussion zur Baseline-Bestimmung im CDM kommt immer wieder der Vorschlag, die Unsicherheit der Projektevaluierung durch Angabe von Vertrauensintervallen oder P-Werten anzugeben, damit der Zertifizierer weiß, in welchem Bereich sich die Emissionsreduktionen eines Projekts bewegen. Mit Verfahren der induktiven Statistik kann aber lediglich die Stichprobenunsicherheit beschrieben werden. Das Grundprinzip der parametrischen Ökonometrie besteht darin, ausgehend von einem theoretischen Modell und einer unterstellten Verteilungsfunktion unter Heranziehen einer Datenstichprobe, Rückschlüsse auf die unbekannten Parameter des Modells zu ziehen. Signifikanztests für diese Parameter geben dann an, ob der gemessene Einfluss auf die zu erklärende Variable nicht nur zufällig ist. Signifikanzniveaus und t-Werte sagen aber nichts darüber aus, wie genau ein Parameter geschätzt wurde. Sie geben keine Hinweis über die Qualität der Stichprobenziehung und vor allem nicht darauf, wie gut die gewählten funktionalen Formen die Prozesse der wahren Welt abbilden.⁶⁸ Bei den in der praktischen empirischen Arbeit beliebten Kleinste-Quadrate-Schätzung (KQS) können Verfahren wie t- und F-Tests nicht angewandt werden, wenn die Regressoren selbst stochastisch sind und mit dem Störterm korrelieren, da in diesem Fall der KQS auch in großen Datensätzen nicht gegen den wahren Parameter konvergiert.⁶⁹ Die Schwierigkeit liegt also nicht nur darin, ein geeignetes Modell zu beschreiben, sondern eine für dieses Modell geeignete Schätzfunktion zu wählen. Es ist nicht das Ziel dieses Kapitels, alle Schwierigkeiten ökonometrischer Analysen darzustellen. Die Beispiele sollen nur illustrieren, dass ein grundsätzlicher Unterschied besteht zwischen der Unsicherheit die dadurch entsteht, dass aus einer Stichprobe gezogen wird und der Unsicherheit bei der Modellierung des wahren ökonomischen Prozesses und der Auswahl der Schätzverfahren. Für die erste Art der Unsicherheit stehen statistische Kennzahlen zur Verfügung während letztere nur qualitativ beschrieben werden kann.

6.2.4 Studienvergleich, Methodenvergleich und Soll-Ist-Vergleiche

- *Studienvergleich:* Unsicherheit kann durch Gegenüberstellung der Ergebnisse mehrerer Studien zum selben Thema abgebildet werden. Ein Beispiel ist der in den Kapiteln 7 und 8 durchgeführte Vergleich von mehreren Prognosen bezüglich des zukünftigen Verkehrsaufkommens oder der Energienachfrage. Hierfür muss aber sichergestellt sein, dass die Studien überhaupt vergleichbar sind, d.h. dass sie dieselben Größen beschreiben, die Daten sich auf denselben Zeitraum beziehen usw.
- *Methodenvergleich:* Ein Eindruck über den Grad der Unsicherheit kann auch dadurch gewonnen werden, dass eine Größe mit unterschiedlichen Methoden geschätzt wird und die Ergebnisse verglichen werden. Ein Beispiel hierfür ist die Berechnung der Baseline für ein

⁶⁸ Auch das R^2 sagt nicht viel darüber aus, wie gut ein Modell die Daten beschreibt, da der Fit durch Aufnahme weiterer Regressoren stets erhöht werden kann. Ein Test zur Überprüfung, ob ein Modell falsch spezifiziert ist und ob sich durch Aufnahme oder Weglassen von Regressoren bessere Ergebnisse erzielen lassen, ist der RESET Test (Regression Specification Error Term). Der Test ist jedoch kein Maß dafür, wie gut das unterstellte Modell den zu beschreibenden ökonomischen Prozess abbildet. Möglich ist eine Güteschätzung für das Modell nur dann, wenn es eine Spezifikation eines Übermodells ist (sogenannte 'nested models').

⁶⁹ Ein typisches Beispiel hierfür sind Variablen, die nicht direkt beobachtbar sind und durch Proxy-Variablen und einen Störterm ersetzt werden. Ein unverzerrter Schätzer lässt sich dann durch die Einführung von Instrumentenvariablen erreichen, die mit der nicht beobachtbaren Größe stark korrelieren.

Projekt mit unterschiedlichen Baseline-Methoden oder die Berechnung eines Benchmark-Standards auf der Basis unterschiedlicher Benchmark-Gruppen und Kategorien. Potentielle Fehler aus falsch spezifizierten Modellen lassen sich durch Anwendung desselben Datensatzes auf unterschiedliche Modellspezifikationen abschätzen.

- *Prognose-Ist-Vergleich*: Rückschlüsse auf die Unsicherheit von Prognoseverfahren ergeben sich aus der Gegenüberstellung von alten Prognosen mit den tatsächlich eingetroffenen Werten. Ideal wären Prognosen auf Projektebene. Nehmen wir an, eine internationale Organisation habe ein Großprojekt in einem Entwicklungsland geplant und hierfür ex ante eine Baseline-Prognose erstellt. Nehmen wir weiter an, das Projekt sei nie durchgeführt worden, weil die finanziellen Mittel nicht mehr zur Verfügung standen oder in andere Projekte flossen. Dann wäre die Baseline nicht mehr kontrafaktisch, sondern messbar und eine Überprüfung der Baseline-Prognose wäre möglich. Es ist jedoch sehr schwer an Ex-ante-Evaluierungen von Projekten zu kommen, die nicht realisiert wurden.
- *Expertenbefragung*: Schließlich lässt sich Unsicherheit dadurch ermitteln, dass mehreren Experten dieselbe Fragen gestellt wird oder ein Kreis von Modellierern dieselbe Aufgabe erhält, den selben Datensatz zur Verfügung gestellt bekommt und schließlich die Schätz- oder Simulationsergebnisse gegenübergestellt werden.
- *Experimentelle Verfahren*: Eine Möglichkeit, etwas über die Höhe der Unsicherheit bei der Simulation einer Investitionsentscheidung zu erfahren, sind experimentelle strategische Spiele (vgl. Heister 1999). Dabei spielen zwei Teams gegeneinander, die jeweils die Position der Firma eines Gastlandes und der zertifizierenden Behörde einnehmen. Die Firma versucht dabei, alle Informationen zu manipulieren, so dass eine hohe Emissions-Baseline prognostiziert wird. Das Zertifizierer-Team setzt verschiedene Prognoseverfahren ein. Potentielle Teilnehmer wären reale Firmen, bei denen größere Investitionsentscheidungen anstehen und ein Experten-Team, dessen Aufgabe es ist, die Investitionsentscheidung der Firma zu prognostizieren. Anschließend werden Investitionsplan und Schätzung miteinander verglichen. Bei einem solchen Spiel könnten Erfahrungen darüber gesammelt werden, welche Entscheidungsvariablen von den externen Experten über- oder unterschätzt werden, welche Daten und entscheidungsrelevanten Informationen nicht zugänglich sind usw. Es müsste allerdings sicher gestellt sein, dass die teilnehmende Firma bei der Auswertung keinerlei Anreize hat, ihre tatsächlichen Investitionspläne zu verschleiern.

Tabelle 6.6.2-1 fasst zusammen, welche Methode zur Darstellung von Unsicherheit grundsätzlich zur Verfügung stehen und welche davon für die jeweiligen Baseline-Methoden und Prognoseverfahren geeignet sind.

Tabelle 6.6.2-1: Methoden zur Darstellung der Fehlerpotentiale für alternative Methoden zur Berechnung der Emissionseffekte eines CDM-Projekt

		Methoden zur Berechnung der Emissionseffekte							
		Investitionssimulation	Kontrollgruppen	Historische Benchmarks	Statistische Prognose	Ökonomische Modelle	Technologiemodelle	Gleichgewichtsmodelle	Input-Output-Analysen
Methoden zur Darstellung von Fehlerpotentialen	1. Qualitative Beschreibung der Unsicherheit	X	X	X	X	X	X	X	X
	2. Deskriptive statistische Kennzahlen		X	X	X	X			X
	3. Kennzahlen der induktiven Statistik		X		X	X			X
	4. Szenariotechniken	X			X	X	X	X	X
	5. Entscheidungsbäume	X							
	6. Vergleich unterschiedlicher Methoden und Modellspezifikationen	X	X	X	X	X	X	X	X
	7. Vergleich von Studien	X	X	X	X	X	X	X	X
	8. Vergleichende Expertenbefragungen	X							
	9. Vergleich der Prognose mit Ist-Zustand	X		X	X	X	X	X	X
	10. Experimentelle Spiele	X							

X= grundsätzlich möglich

6.2.5 Darstellung von Unsicherheit bei Lebenszyklusanalysen

Betrachten wir abschließend, wie bislang die Unsicherheit von Lebenszyklusanalysen (LZA) in der Literatur thematisiert wurde. Ross et al. (2002) untersuchen LZA-Studien (30 Berichte und referierte Aufsätze seit 1997) daraufhin, wie Unsicherheit thematisiert wird und welche Methoden bei der qualitativen und quantitativen Erfassung von Unsicherheit Anwendung finden. Dabei legen die Autoren sehr weiche Kriterien an: "Any study that mentioned the word uncertainty or discussed limitations that contributed to increased uncertainty in impact assessment results were deemed to have reported the problem." (ebd. S. 47) Darüber hinaus wurde jegliche Zahlenangabe zur Beschreibung der Unsicherheit bereits als quantitative Analyse klassifiziert. Selbst bei dieser großzügigen Auslegung beläuft sich der Anteil der Arbeiten, die wenigstens eine qualitative Unsicherheitsanalyse durchgeführt haben, auf unter zehn Prozent. Nur in einem einzigen Aufsatz wurde eine quantitative Unsicherheitsanalyse durchgeführt. Dies ist um so erstaunlicher, da 63% der Studien angaben, die Analyse basiere auf dem ISO14040 Standard, der die Angabe von Unsicherheiten vorschreibt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.2 wiedergegeben.

Tabelle 6.6.2-2: Behandlung von Unsicherheit in Lebenszyklusanalysen

Art der Studie	Anzahl	Art der LZA		Unsicherheit thematisiert		Quantitative Analyse		Qualitative Analyse	
		ISO	Andere	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein
Projektberichte	6=20%	4	2	1(E)+3(I)=4	2	0	6	1	5
(referierte) Aufsätze	24=80%	15	9	3(E)+7(I)=10	14	1	23	1	23
Summe	30=100%	63%	37%	47%	53%	3%	97%	7%	93%

Ja: Hinweise, dass der Unsicherheitsaspekt berücksichtigt wurde

Nein: Keine Hinweise

E: Unsicherheit wird explizit berichtet

I: Unsicherheit wird implizit bei der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt

Quelle: Nach Ross et al. (2002: 49), eigene Darstellung

In allen 14 Studien, die in irgendeiner Form auf Unsicherheit eingehen, wird das Problem unzuverlässiger Datenqualität thematisiert, während nur 13% auf Probleme der Datenaggregation oder generelle methodische Fragen eingehen. Ross et al. geben jedoch keine Begründung dafür, wie sich dieses Ergebnis erklären lässt.⁷⁰

Die quantitative Darstellung von Unsicherheit ist auch im Bereich der Ökobilanzen und Lebenszyklusanalysen ein junges Forschungsgebiet. Zu den ersten Arbeiten, die den Fokus auf die Messung der Fehlerpotentiale legen, gehören die Aufsätze von Huijbregts (1998a, 1998b), der eine Taxonomie der bei Lebenszyklusanalysen auftretenden Unsicherheiten liefert und gängige Verfahren zur Quantifizierung dieser Unsicherheiten diskutiert.

Auch wenn alle hier diskutierten Methoden zur Ermittlung und Darstellung von Unsicherheit ihre Schwächen und Nachteile aufweisen, so ist doch ihre Anwendung im Rahmen des CDM unerlässlich. Die Methoden ermöglichen dem Zertifizierer ein Gefühl dafür, welche Faktoren einen hohen Einfluss auf das Ergebnis haben, welche davon besonders unsicher sind und in welcher Größenordnung Fehler möglich sind. Die folgenden Fallbeispiele sollen dies untermauern.

⁷⁰ Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden einige LZA-Experten befragt, warum das Thema Unsicherheit nicht ausreichend berücksichtigt wird. Alle Befragten gaben an, dass eine Unsicherheitsanalyse sehr aufwendig wäre und von den Auftraggebern der Studien meist nicht explizit verlangt würden. Auch wenn die kleine Umfrage keinen Anspruch auf Repräsentativität hat, so lassen die Antworten doch folgende Vermutungen zu: Viele Institute, die Lebenszyklusanalysen oder Ökobilanzen durchführen, finanzieren sich über Drittmittel. Die Auftraggeber, meist politische Institutionen und Entscheidungsträger, bevorzugen eindeutige Zahlen als Entscheidungsgrundlage. Da aus diesem Grund Punktschätzungen beliebter sind als Konfidenzintervalle, stellen die Geldgeber keine höheren Budgets für die adäquate Analyse der Unsicherheit zur Verfügung. Dies wäre eine Erklärung dafür, warum das Problem der Unsicherheit von Lebenszyklusanalysen in der akademischen Literatur ausführlich diskutiert wird, bei den Praktikern indes weitaus weniger Beachtung findet.

7 Fallbeispiel Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung

In diesem Kapitel werden die bisherigen theoretischen Erörterungen anhand von Beispielen aus dem Energieumwandlungssektor illustriert. In Abschnitt 7.1 werden zunächst grundsätzliche Optionen zur CO₂-Reduktion im Energiesektor dargestellt. Abschnitt 7.2 thematisiert, welche Probleme sich bei Energieeffizienzprojekten ergeben wenn die Herkunft des eingesparten Stroms nicht zugeordnet werden kann und welche Rolle zeitliche Systemgrenze bei Modernisierungsprojekten spielen. Die in Kapitel 3 eingeführten Baseline-Methoden werden in Abschnitt 7.3 auf Anwendbarkeit im Energiesektor untersucht. Mittels der in Kapitel 5 eingeführten Methoden werden in Abschnitt 7.4 die indirekten Effekte von Energieprojekten identifiziert und der Anteils der indirekten Emissionen an den Gesamtemissionen für einzelne Projekttypen und den Energiesektor insgesamt geschätzt. Die Darstellung der Fehlerpotentiale bei der Bestimmung der Baseline folgt schließlich in den Abschnitten 7.5 und 7.6. Hierzu werden zahlreiche Projektberichte und Prognosestudien ausgewertet und die Erfahrungen mit anderen Baseline-and-credit-Systemen im Energiesektor analysiert, darunter die CDM-Pilotprojekte des niederländischen CERUPT-Programms.

7.1 Optionen zur CO₂-Reduktion im Energiesektor

7.1.1 Projekttypen

Energieversorgungsunternehmen gehören zu den Hauptemittenten von CO₂. In den Staaten der dritten Welt entstehen durchschnittlich 32% der CO₂-Emissionen in der Elektrizitätserzeugung. Nach Schätzungen der Internationalen Energieagentur (OECD/IEA 2000) wird der CO₂-Ausstoß des Elektrizitätssektors bis zum Jahr 2020 um jährlich 2,7% ansteigen. Um die steigende Energienachfrage zu decken, sind in den kommenden Jahren große Investitionen in zusätzliche Energieerzeugungskapazitäten und eine Modernisierung der Kraftwerksparks erforderlich. Ein Großteil der Vorschläge für CDM-Projekte und Forschungsarbeiten über Baseline-Methoden entfällt dementsprechend auf Maßnahmen im Bereich der Erzeugung elektrischer und thermischer Energie. Bei der Energieerzeugung gibt es im Wesentlichen drei Ansatzpunkte für die Reduktion von Treibhausgasemissionen: die Wahl alternativer Brennstoffe mit einem niedrigerem Kohlenstoffgehalt, die Erhöhung der Wirkungsgrade bei der Erzeugung und Netzleitung und schließlich die Reduktion der Energienachfrage.⁷¹

Diese Maßnahmen können im Rahmen unterschiedlicher Projekttypen erfolgen:

- *Verbesserung* des Wirkungsgrades bestehender Kraftwerke (Retrofit-Projekte).
- *Ersatzinvestitionen* für auslaufende Anlagen (mit höheren Wirkungsgraden und/oder alternativen Brennstoffen) oder regenerative Energien.
- Bau von Neuanlagen zur *Kapazitätserweiterung* mit höheren Wirkungsgraden und alternativen Brennstoffen oder regenerativen Energieträgern.

⁷¹ Von der Möglichkeit der CO₂-Absorption durch Rauchgaswäsche und Endlagerung wird aufgrund der noch hohen Kosten dieser Technologie abgesehen. Zwar fallen bei der Elektrizitätserzeugung neben CO₂ weitere Treibhausgase an (z.B. SF₆-Emissionen in Umspannungswerken oder CH₄-Ausdünstung bei der Kohlelagerung); diese Emissionen haben einen geringen Anteil an den Gesamtemissionen, so dass wir uns bei der Analyse auf CO₂ beschränken.

- Maßnahmen zur *Reduzierung der Energienachfrage* durch Erhöhung der Wirkungsgrade beim Energieendverbraucher.

Beim Bau von Neukapazitäten ist eine weitere Unterscheidung sinnvoll:

- *Zentrale* Energieerzeugung in großen Kraftwerksblöcken
- *Dezentrale* Energieerzeugung durch Kleinanlagen wie Anlagen der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK), Blockheizkraftwerke (BHKW), Holzvergaser, Windkraftanlagen, Dieseleratoren etc.

Beim Bau eines neuen zentralen Kraftwerks sind drei mögliche Referenzfälle denkbar:

1. Anstelle des Kraftwerks wäre ein zentrales Kraftwerk anderen Typs gebaut worden
2. Der Strom wäre aus dem lokalen Stromnetz bezogen worden.
3. Der Strombedarf wäre durch mehrere dezentrale Erzeugungsformen gedeckt worden.

In diesem Kapitel wird gezeigt, dass je nach Projekttyp unterschiedliche Probleme bei der Bestimmung der Projekt-Baseline zu lösen sind und es vom Projekttyp abhängt, welche Baseline-Methode am besten den kontrafaktischen Referenzfall abbildet.

7.1.2 Emissionsminderung durch Substitution fossiler Energieträger

Aufgrund unterschiedlicher Wasserstoff-Kohlenstoff-Zusammensetzung der einzelnen fossilen Energieträger entsteht bei der Verbrennung unterschiedlich viel CO₂ bezogen auf dieselbe Energiemenge. Auch wenn der Kohlenstoffgehalt der Kohlen und Gase je nach Herkunftsland und Revier variiert, bleibt doch die Rangfolge (Braunkohle > Steinkohle > Erdöl > Erdgas) gültig. Als CO₂-freie Energieträger für die Stromerzeugung stehen neben der Kernenergie regenerative Energien wie Sonne, Wind, Wasser, Gezeiten, Biomasse und Erdwärme zur Verfügung.

Tabelle 7.1-1 gibt einen Überblick über die derzeit einsetzbaren Energien, Energieträger und Energiekonvertierungstechnologien zur Strom- und Wärmeerzeugung. Alle aufgeführten Technologien lassen sich grundsätzlich auch in Entwicklungsländern einsetzen, die Wirtschaftlichkeit hängt indes sehr stark vom regionalen Kontext ab. Dies gilt insbesondere für den Bereich der erneuerbaren Energien, wo die jeweiligen Wetterverhältnisse, geologischen Formationen und verfügbaren Anbauflächen für Biomasse einen erheblichen Einfluss auf die Gestehungskosten haben. Die in Tabelle 7.1-1 angegebenen CO₂-Werte beziehen sich auf jene Emissionen, die bei der unmittelbaren Energieumwandlung - insbesondere bei der Verbrennung - frei werden. Die Lebenszyklusemissionen zur Bereitstellung einer Kilowattstunde elektrischer oder thermischer Leistung können davon erheblich abweichen. Da das Niveau dieser vor- und nachgelagerten Emissionen stark von den lokalen Gegebenheiten abhängt, lassen sich keine allgemeinen Aussagen machen.

Tabelle 7.1-1: Alternative Energieträger zur Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung, Technologien und CO₂-Koeffizienten⁷²:

Energieträger/ Energien	kg CO ₂ /kWh Heizwert	Prozess/Technologie
Braunkohle	0,40	Braunkohlekraftwerk
Steinkohle	0,33	Steinkohlekraftwerk, Steinkohleverbrennung oder -vergasung
Erdöl	0,29	Dieselmotoren
Erdgas	0,19	Gas- und Dampfturbinen, Mikrogasturbinen, Brennstoffzellen
Müll	Inhomogen	Müllverbrennungs- und -vergärungsanlagen, Deponiegas, Klärgas
Wind	0	Windenergiekonverter: On-shore-Anlagen und Off-shore Anlagen
Sonne	0	Photolyse, Solarzellen, thermische Kollektoren, Solarthermische Kraftwerke
Biomasse (Holz, pflanzl. Fette etc.)	0	Konversionsanlagen für Biomasse: Vergasung, Raffinerierung/Umesterung,
Grubengas	-	Grubengasgewinnung
Erdwärme	0	Wärmesonden und -pumpen, geothermische Kraft- und Heizwerke
Wasser	0	Laufwasser-, Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke,
Wasserstoff	0	Verbrennung, chemische Reaktionen, Brennstoffzellen
Gezeiten, Strömungen	0	Gezeitenkraftwerke, Wellenkraftwerke
Plutonium, Uran	0	Kernspaltung
Weitere	0	Gletschereiskraftwerk,

7.1.3 Wirkungsgradverbesserungen in konventionellen Kraftwerken

Für die Emissionsminderung sind nur Wirkungsgradverbesserungen in fossil befeuerten Anlagen relevant. Thermische Kraftwerksanlagen (auch Wärmekraftwerke genannt) sind weltweit die Hauptproduzenten von Strom, Wärme und Prozessdampf. Thermische Kraftwerke lassen sich unterteilen in Heizkraftwerke (Erzeugung von Wärme und Elektrizität), Industriekraftwerke (Prozessdampf, Prozesswärme, Elektrizität) und Kondensationskraftwerke (Elektrizität). Da ein Großteil der weltweiten Stromproduktion auf Kondensations-Dampfkraftwerken beruht, soll ein konventionelles Dampfkraftwerk als Referenzanlage für die weiteren Darstellungen dienen. Zur Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades bei der Energieumwandlung bieten sich drei Möglichkeiten:

- *Umrüstungsmaßnahmen*: Austausch einzelner Grundkomponenten und Optimierung von Prozessen in konventionellen Kraftwerken zur Erhöhung des Prozesswirkungsgrades
- *Neue Anlagenkonzepte*: Kombikraftwerke wie Gas- und Dampfturbinen-Prozesse
- *Kraft-Wärme-Kopplung (KWK)*: zur Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades gegenüber der getrennten Erzeugung von Strom und Wärme

⁷² Der Kohlenstoffgehalt der Kohlen und Gase hängt vom Herkunftsgebiet ab. Für eine exakte Berechnung müsste die Brennstoffe für jedes Kohlerevier und jedes Gasfeld analysiert werden und die Herkunft der eingesetzten Brennstoffe nachgewiesen werden. Zur Vereinfachung bietet das IPCC jedoch Listen mit Durchschnittswerten für jedes Land an.

Umrüstungsmaßnahmen

Der thermische Wirkungsgrad des Kreisprozesse eines konventionellen Dampfkraftwerks hängt u.a. ab von den Kondensationsbedingungen und Kühlverfahren, der Anzahl regenerativer Speisewasservorwärmungen und Zwischenüberhitzungen, vom Frischdampfzustand und den Möglichkeiten zur Reduktion von Abgasverlusten durch Verbrennungsluftvorwärmung und durch Regulierung des Luftüberschusses. Der Wirkungsgrad der Kraftwerkskomponenten lässt sich steigern durch Umrüstung auf neue Dampferzeuger, Turbinen, Generatoren, Pumpen und Frischdampfleitungen. Viele Neuentwicklungen lassen sich prinzipiell bei älteren Kraftwerken nachrüsten. In konventionellen Kondensationskraftwerken sind durch Umrüstungs- und Prozessoptimierungsmaßnahmen Wirkungsgradverbesserungen von bis zu 33% gegenüber dem Ausgangswirkungsgrad möglich.⁷³ Weitere Wirkungsgradverbesserungen von bis zu 3% sind zwar technisch möglich aber wirtschaftlich selbst in den Industriestaaten nicht darstellbar.

Neue Anlagenkonzepte

In Kombi-Kraftwerken werden Gasturbinenprozesse mit Dampfturbinenprozessen derart kombiniert, dass Temperaturdifferenzen von über 1100 Kelvin nutzbar gemacht werden können. Es handelt sich im Prinzip um einen Zweikreisprozess, bei dem die Abwärme des ersten Prozesses für die Beheizung des zweiten Prozesses genutzt wird. Erdgas- und Dampfturbinen-Kraftwerke (GuD) erzielen Wirkungsgrade von über 55%. Da das Erdgas darüber hinaus noch wesentlich kohlenstoffärmer ist als Steinkohle, wird bei GuD-Erzeugung im Vergleich zu einem konventionellen Steinkohlekraftwerk bis zu 50% weniger CO₂ emittiert. Neben Erdgas und Erdöl kann theoretisch auch Kohle als Brennstoff für Kombiprozesse eingesetzt werden. Hierfür existieren mehrere Verfahren wie integrierte Kohlevergasung, Druckkohlenstaubfeuerung und Druckwirbelschichtfeuerung. Während der Betrieb mit Erdgas zumindest in den Industriestaaten bereits Standard ist, fallen die kohlebefeuchten Kombiprozesse noch in den Bereich der Forschung und Entwicklung. In den Industriestaaten stellt der Betrieb von GuD-Anlagen kein technisches oder ökonomisches Risiko mehr dar. In Größenordnungen bis 700-800 MW können sie überall gebaut werden, wo Gas zur Verfügung steht. Die integrierte Kohlevergasung ist wiederum für viele Entwicklungsländer interessant, die über hohe Kohlevorräte verfügen, wie z.B. die Großemittenten China und Indien. Dabei wird anstelle von Erdgas gereinigtes Brenngas eingesetzt, das durch Vergasung von Kohle gewonnen werden kann. Die Vergasung ist wiederum durch Festbettvergasung, Wirbelbettvergasung oder im Flugstromverfahren möglich. Derzeit erreichen Kombiprozesse mit integrierter Kohlevergasung Wirkungsgrade von über 46%; Nettowirkungsgrade von bis zu 50% sind in Sicht. Längerfristig steht auch die Möglichkeit in Aussicht, den Kombiprozess mit einer CO₂-Rückhaltung im Rahmen der Rauchgaswäsche zu verbinden, was bisher aber noch sehr teuer

⁷³ Dies ist v.a. mit folgenden Maßnahmen möglich: Einsatz moderner Dampferzeuger mit Anhebung der Frischdampfparameter, regenerativer Speisewasservorwärmung und doppelte Zwischenüberhitzung. Optimierung der Kühlmöglichkeiten, Einsatz moderner Turbosätze mit Wirkungsgraden bis zu 95%, Verwendung von Generatoren mit elektrischen Wirkungsgraden über 97% und Einsatz von Kondensat- und Speisewasserpumpen mit höchsten Wirkungsgraden. Für eine ausführlichere Beschreibung der Kraftwerkstechnologien und Optionen zur Wirkungsgradsteigerung siehe Bräuer, Kopp und Rösch (1999).

und technisch nicht ausgereift ist. Die Stromgestehungskosten bei Kohlevergasung sind derzeit noch höher als bei konventionellen Kraftwerken. Desweiteren setzt der Bau und Betrieb dieser Anlagen ein ingenieurwissenschaftliches Know-how voraus, das bei den Kraftwerksbauern vieler Entwicklungsländern nicht vorhanden ist.

Tabelle 7.1-2: Elektrische Nettowirkungsgrade zukünftiger Stromerzeugungstechniken

Kraftwerkstyp	1998 ³⁾	Emissionen (g CO ₂ / kWh) ³⁾	2005 ⁴⁾	2010 ⁴⁾	2015 ⁴⁾	2020 ⁴⁾
Veraltetes Steinkohle-kraftwerk	30%	1150				
Steinkohle konventionell (hohe Dampfstände)	38%	876	48%	50%	52,5%	53-55%
Steinkohle Druckkohlenstaubfeuerung	43%				55%	55-60% ¹⁾
Steinkohle ²⁾ Druckwirbelschichtfeuerung				47%	55%	55%
Braunkohle			45,5%	46,5%	48,5%	50%
Erdgas-GuD	52-55%	380	59%	60%	61%	63%

¹⁾ Höherer Wert bei verbesserter Gasturbinentechnik, ²⁾ ab 2015 sog. zweite Generation (Hybridversion), keine Temperaturbeschränkung

Quelle: ³⁾ Bräuer et al. 1998: 115, ⁴⁾ Forschungszentrum Jülich 2002: 73

Tabelle 7.1-3: Wirkungsgradentwicklung moderner Stromerzeugungstechniken

	Druckwirbelschichtfeuerung	SK-Konventionell (höhere Dampfstände etc.)	Druckkohlenstaubfeuerung	IGCC	Braunkohle WS-Trocknung	GuD
Enquete 2001		51%		54% 48% (mit CO ₂ -Abscheidung)	50%	61,5%
Pruscek 2000	< 45% (begrenzt durch TET ≤ 850°C) 54% ¹⁾ (rechnerisch)	2002: 300 bar/650°C (Komet 650) 2015: 375 bar/700°C, 52 – 55%, (Advanced (700°C)PF Power Plant)		51,5% (rechnerisch)	50%	63% (TET: 1400°C)
AGFW 2001		2025: 51%			2025: 50%	2025: 63%
Benesch 2001	47%	50%	51% ²⁾	50%		
Bergmann et al. 2001	55% ¹⁾	50%	2015: 55% 2020: 60% (mit verbesserter GT)		50% ³⁾	65%
BMWi 1999	2015: 55% ¹⁾	2010: >50%	2015: 55% 2020: 60%			
ATLAS 1997		2005: 300 bar, 600°C, 46% 2010: 350 bar, 700°C, 50%				
DACES 2001		2020: 49 – 50%		2020: 50 – 51%		
IKARUS 2001	48% ⁴⁾	2005: 300 bar, 600°C, 45,5%		2005: 48%		2005: 58%

¹⁾ sogenannte zweite Generation (Hybridversion), keine Temperaturbeschränkung, Brenngaserzeugung durch Vorvergasung

²⁾ geringes Bauvolumen ermöglicht niedrige Investitionskosten

³⁾ vorgeschaltete Kohletrocknung, Niedertemperaturwärme zur Kohletrocknung statt 1000°C-Rauchgas, Rückgewinnung der Energie (für Verdampfung der Kohlenbrüden)

⁴⁾ mit Erdgaszuführung

Quelle: Forschungszentrum Jülich 2002: 78

Tabelle 7.1-2 und Tabelle 7.1-3 zeigen Synopsen von Studien zu aktuellen Wirkungsgraden moderner Kraftwerkstechnologien und Prognosen zu deren voraussichtlicher Entwicklung.

Kraft-Wärme-Kopplung (KWK)

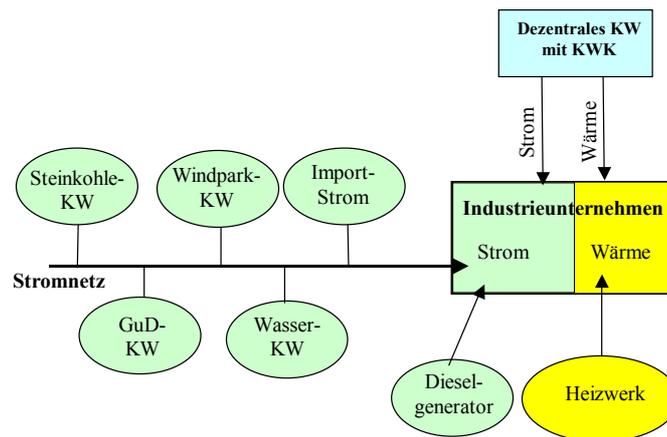
Bei KWK-Anlagen wird die bei der Stromgestehung erzeugte Abwärme nutzbar gemacht, zum Beispiel durch Einspeisung in ein regionales Nahwärmenetz oder durch direkte Weiterverwendung in industriellen Prozessen. Bei optimaler Wärmeausnutzung können sehr hohe Gesamtwirkungsgrade erzielt werden. Dies setzt voraus, dass in unmittelbarer Nachbarschaft zur Stromerzeugung genug Bedarf für Wärme besteht, was bei Großkraftwerken meist nur in Ballungsgebieten mit Fernwärmenetzen der Fall ist. Da KWK-Maßnahmen ein hohes Potential für kostengünstige Emissionsreduktionen bieten, wird der Ausbau des KWK-Anteils an der Strom- und Wärmeversorgung in vielen Industriestaaten durch steuerliche Begünstigungen gefördert. Wie im nächsten Abschnitt beschrieben wird, ist die Verifizierung der Emissionsreduktionen durch KWK-Maßnahmen im Rahmen von dezentralen Energieerzeugungsanlagen besonders schwierig.

7.2 Zuordnungsprobleme und zeitliche Systemgrenzen

7.2.1 Zuordnung der Emissionsquelle

Betrachten wir das Beispiel eines Industriebetriebs in einer abgelegenen Region eines Entwicklungslandes. Die Anlage bezieht Elektrizität aus dem lokalen Stromnetz, Wärme und Druck aus einem Wärmekraftwerk in der näheren Umgebung. Die Leitungsnetze sind alt und mehrmals täglich fällt der Strom aus. Zur Überbrückung wird ein Dieselmotor eingesetzt. Im Rahmen eines CDM-Projekts wird nun für den Industriebetrieb eine moderne, dezentrale Energieerzeugungsanlage gebaut, ein Blockheizkraftwerk mit Kraft-Wärme-Kopplung. Da in diesem BHKW nachwachsendes Restholz verbrannt wird ist die Stromproduktion CO₂-neutral. Wie hoch sind nun die erzielten Emissionsreduktionen? Nehmen wir an, das Referenzszenario sei ‚*business as usual*‘. Dann müssen die Emissionen beziffert werden, die bei der getrennten Erzeugung von Wärme und Strom entstehen würden. Diese Situation ist in Abbildung 7.2.1 dargestellt. Für die Berechnung der Baseline-Emissionen muss bestimmt werden, wie hoch die spezifischen Emissionen des Stroms aus dem regionalen Netz sind. Dies ist keine triviale Aufgabe. Gehen wir zunächst von einem liberalisierten Stromnetz aus, in das Strom aus den unterschiedlichsten Kraftwerkstypen eingespeist wird: Strom aus veralteten Kohlekraftwerken, hochmodernen GuD-Turbinen, Wasserkraftwerken und Windparks. Ein Teil des Stroms wird aus dem angrenzenden Ausland importiert. Welcher Art ist nun der Strom, der durch den Bau des dezentralen Kraftwerks verdrängt, bzw. nicht mehr bezogen wird? Eine Möglichkeit wäre, auf einen Standard zurückzugreifen wie z.B. auf die durchschnittliche Emissionsintensität des im Inland erzeugten Stroms. Dies macht aber wenig Sinn, wenn die Art der Stromerzeugung regional stark variiert, wenn z.B. im Norden des Landes vorwiegend fossil befeuerte Kraftwerke stehen während im Süden der größte Teil des Stroms über Wasser- oder Atomkraft erzeugt wird. Es muss also bekannt sein, aus welcher Quelle der Strom stammt.

Abbildung 7.2.1: Verifizierung der Emissionsreduktionen durch den Bau eines BHKWs



Die Stromquelle ist relativ einfach zuzuordnen wenn der Stromkunde einen festen Vertrag mit seinem lokalen Energieversorgungsunternehmen (EVU) hat und dieses EVU den vertriebenen Strom vollständig selbst erzeugt. Beschafft das EVU aber einen signifikanten Teil des Stroms auf dem Strommarkt, sind Herkunft und CO₂-Intensität unbekannt, da der Handel an den Strombörsen anonym abläuft. Während in Europa die Kennzeichnung von Strom eingeführt wird, ist dies für Entwicklungsländer sehr unwahrscheinlich. In diesem Fall müsste die Berechnung der CO₂-Intensität auf der Basis einer Einschätzung über das Herkunftsgebiet erfolgen. So könnten die durchschnittlichen spezifischen Emissionen aller Kraftwerke im Bilanzkreis des jeweiligen Übertragungsnetzbetreibers berechnet werden, wenn man davon ausgehen kann, dass der Löwenanteil des Handels unter den EVU eines Bilanzkreises stattfindet.

Da aber in den meisten Entwicklungsländern eine vollständige Liberalisierung der Energiemärkte und Netze noch in weiter Ferne liegt, ist i.d.R. bekannt, aus welchen Kraftwerken der Strom bezogen wird. Das Problem ist damit aber nicht vollständig gelöst. Der Kraftwerkspark eines EVU besteht i.d.R. nicht aus einem einzigen Anlagentyp, sondern aus einem Portfolio höchst unterschiedlicher Anlagen. Die Frage ist nun, welcher Strom aus welcher Anlage durch den Bau des dezentralen BHKWs verdrängt wird. Nehmen wir an, das EVU operiert an der Kapazitätsgrenze wie dies in EL oft der Fall ist. Sinkt nun durch den Bau des BHKW die Stromnachfrage, wird als erstes die Anlage mit den höchsten Gestehungskosten stillgelegt oder in Kaltreserve gestellt. Da dies oft auch die emissionsintensivsten Anlagen sind, wird die erzielte Emissionsreduktion durch das CDM-Projekt unterschätzt wenn als Baseline die messbare durchschnittliche Emissionsintensität des EVU herangezogen wird. Eventuell hat der Industriebetrieb aber aufgrund seines Lastprofils vor allem zur Spitzenlast beigetragen, die mit teuren aber sauberen Erdgas-Turbinen erzeugt wurde, dann würden die Emissionsreduktionen überschätzt. Ungleich schwieriger ist der Fall, wenn durch den Bau des BHKW der Bau zusätzlicher Kapazitäten im EVU verhindert wird. Muss das Projekt dann mit der Emissionsintensität dieser zusätzlichen Kapazität verglichen werden oder mit den durchschnittlichen Emissionen? Für eine exakte Berechnung müsste ermittelt werden, welche Kapazitätserweiterungen in den jeweiligen Lasttypen erfolgen müssten, um den vom betrachteten Industriebetrieb nachgefragten Strom decken zu können.

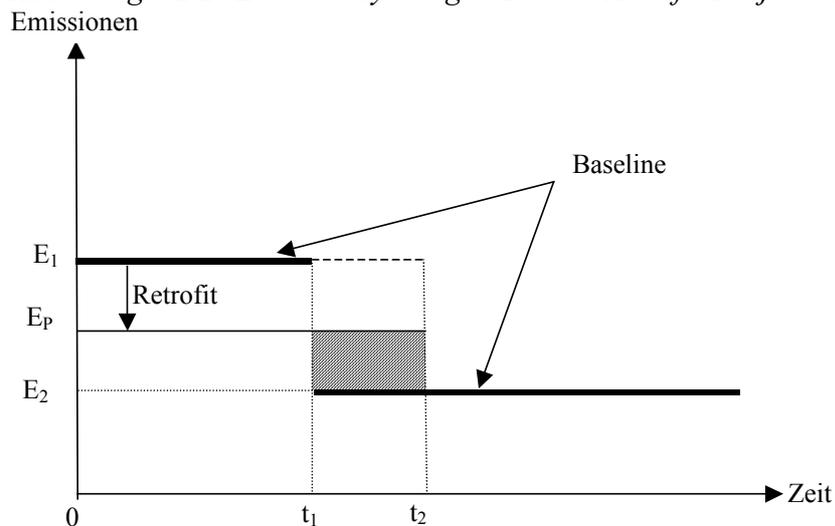
Diese Beispiel zeigt, warum es nicht ausreicht, die Baseline des Projektgastgebers (Industriebetrieb) zu kennen. Entscheidender ist in dem hier geschilderten Fall das Referenzszenario des EVU. Nun könnte man einwenden, der Bau eines einzelnen BHKW wird das Lastprofil und damit die Investitionsentscheidung des EVU nicht sonderlich beeinträchtigen. Wenn aber durch den CDM eine ganze Reihe von dezentralen Energieprojekten finanziert werden, hat dies in der Summe durchaus einen Einfluss. Hier ergibt sich ein Problem der Zuordnung, da die Investitionen des EVU keine stetige Funktion der Nachfrage sind, sondern von der Auslastung der einzelnen Kraftwerksblöcke abhängen und in diskreten Sprüngen verlaufen. Es ist kaum zuzuordnen, durch welche zusätzliche dezentrale Anlage eine kritische Grenze im Lastprofil überschritten wurde, die zu einer anderen Investitionsentscheidung führt.

Eine weitere Komplikation ergibt sich, wenn das Strom liefernde EVU selbst ein CDM-Projekt durchführt, z.B. den Wirkungsgrad bestehender Kraftwerksblöcke erhöht. Nehmen wir an, durch die Wirkungsgraderhöhung könne das EVU permanent die Stromnachfrage decken, so dass der Industriebetrieb keinen Dieselgenerator mehr einsetzen muss. Dies muss er aber ohnehin nicht, wenn er ein BHKW baut. Die Projekte bedingen sich gegenseitig. Wie in 2.3 gezeigt wurde, gibt es in einem solchen Fall nur normative Regeln für die Zuordnung der Emissionsreduktionen.

7.2.2 Zeitliche Systemgrenzen

Auf den ersten Blick scheint es bei Projekten zur Wirkungsgradsteigerung in bestehenden Kraftwerken relativ einfach zu sein, die Emissionsreduktionen zu verifizieren: Man multipliziert einfach die erreichte Senkung der spezifischen Emissionen mit der Energieproduktion während der Restlaufzeit der Anlage. Schwieriger wird es aber dann, wenn eine Umrüstungsmaßnahme einen Einfluss auf die Restlaufzeit und die Stromproduktion der Anlage hat. Durch den Einbau moderner Einzelkomponenten wie Turbinen verlängert sich oft die wirtschaftliche Einsatzfähigkeit alter Kraftwerke um bis zu 20 Jahre.

Abbildung 7.2.2: Zeitliche Systemgrenzen bei Retrofit-Projekten



Dieser Fall ist in Abbildung 7.2.2 dargestellt. Ein Kohlekraftwerk habe im Referenzszenario eine Restlaufzeit bis zum Zeitpunkt t_1 und emittiere auf Emissionsniveau E_1 . Das anschließend neu gebaute Kraftwerk emittiere E_2 . Eine Umrüstungsmaßnahme im Rahmen eines CDM-Projekts führt zu einer Reduktion der Emissionen auf das Niveau E_p und verlängert die

Laufzeit des Kraftwerks bis t_2 .

Da für eine korrekte Verifizierung der Emissionsreduktionen auch die zeitlich nachgelagerten, indirekten Emissionseffekte berücksichtigt werden müssen, berechnen sich die Emissionsreduktionen

$$\text{Emissionsreduktionen} = (E_1 - E_p) \cdot t_1 - (E_p - E_2) \cdot (t_2 - t_1)$$

Dies bedeutet, dass für die Verifizierung bekannt sein muss, wie lange das Kraftwerk ohne die Umrüstung noch in Betrieb gewesen wäre und durch welchen Kraftwerkstyp das alte Kraftwerk ersetzt werden würde und welche Kapazität dieses Referenzkraftwerk hätte.⁷⁴ Durch die Wirkungsgradsteigerung kann das Kraftwerk i.d.R. mehr Strom erzeugen. In Ländern, die durch chronische Energielücken gekennzeichnet sind, wird dieses Mehrangebot seine Nachfrage finden. Um die durch Absatzsteigerung bedingten Mehremissionen berechnen zu können, muss bekannt sein, welche Kapazität die Anlage ohne die Umrüstung gehabt hätte und wie oft die maximale Kapazität erreicht worden wäre.

7.3 Baseline-Methoden für den Energiesektor

Im Folgenden werden die in Kapitel 3 sehr allgemein beschriebenen Baseline-Methoden daraufhin überprüft, inwiefern sie sich für konkrete Projekte im Energiesektor eignen und welche Besonderheiten des Energiesektor bei ihrer Anwendung zu berücksichtigen sind.

7.3.1 Simulation der Investitionsentscheidung

Die Simulation der Investitionsentscheidung, die ein Unternehmen im Referenzfall zum CDM-Projekt getroffen hätte, ist die exakteste aber auch aufwendigste und teuerste Baseline-Methode. In diesem Kapitel soll zunächst dargestellt werden, welche Variablen die Investitionsentscheidung des Managements eines Energieversorgungsunternehmens beeinflussen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen unternehmensspezifischen Entscheidungsvariablen und den ökonomisch-rechtlichen Rahmenbedingungen auf sektoraler und gesamtwirtschaftlicher Ebene.

7.3.1.1 Spezifische Rahmenbedingungen des Energiesektors

Betrachten wir zunächst die zentrale Energieerzeugung durch öffentliche Energieversorgungsunternehmen (EVU). Bei der Analyse des Investitionsverhaltens eines EVU muss berücksichtigt werden, dass die Elektrizitätswirtschaft eine Reihe von Besonderheiten aufweist:

1) Schwere Speicherbarkeit von Strom

Da Große Strommengen nicht gespeichert werden können, ist zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit eine Vorhaltung von Erzeugungskapazitäten notwendig, die sich an extremen Lastspitzen orientiert. In Entwicklungsländern ist die Elektrizitätswirtschaft aber meist dadurch gekennzeichnet, dass solche Reservekapazitäten fehlen und die Versorgungssicherheit

⁷⁴ Wie in Kapitel 2 dargestellt, müsste für eine exakte Verifizierung der Betrachtungszeitraum gegen unendlich gehen. Für eine pragmatische Lösung reicht aber die Bestimmung des nachfolgenden Kraftwerks, da damit ein Zeitraum von 20-40 Jahren abgedeckt wird. Die IEA (2000: 101) schlägt für Neuanlagen eine Kreditierungslaufzeit von 10-15 Jahren vor.

bei hoher Last nicht gewährleistet ist. Im Stromnetz muss zu jedem Zeitpunkt die Nachfrage dem Angebot entsprechen. Daher müssen zu Spitzenlastzeiten einzelne Stromabnehmer (z.B. Privatverbraucher einzelner Stadtteile) vom Netz genommen werden, um die Netzfrequenz konstant zu halten. Diese Verbraucher greifen dann meist auf dezentrale Energieerzeugungsformen zurück, die durch hohe Emissionsintensitäten gekennzeichnet sind (Dieselgeneratoren, Öllampen etc.). Da sich die vorzuhaltende Kapazität am spezifischen Lastprofil der Kunden orientiert, können die technischen und ökonomischen Anforderungen an den Kraftwerkspark je nach Versorgungsgebiet sehr unterschiedlich sein.

2) *Leistungsgebundenheit von elektrischem Strom*

Beim Rentabilitätsvergleich alternativer Energieerzeugungsformen und Standorte müssen stets die Kosten für Netzaufbau und Wartung berücksichtigt werden. Netze sind in der Regel *natürliche Monopole*. Auch wenn Stromerzeugung und -handel vollkommen liberalisiert sind finden sich im Bereich der kommunalen Netze meist monopolistische Strukturen, die Monopolrenten ermöglichen, mit denen der Stromverkauf und andere Geschäftsbereiche quersubventioniert werden.

3) *Hohe Kapitalintensität und lange Abschreibungszeiträume*

Die Elektrizitätswirtschaft gehört zu den Sektoren mit der höchsten Kapitalintensität, hohen Investitionsvolumen und einem überdurchschnittlich hohen Fixkostenanteil. Die Laufzeiten von Kraftwerken betragen meist zwischen 15 und 40 Jahren. Ist eine Investitionsentscheidung gefallen, ist die Produktionsstruktur für eine lange Zeit vorgegeben.

4) *Strategische Bedeutung des Elektrizitätssektors:*

Aufgrund der hohen Abhängigkeit der gesamten Wirtschaft von der Elektrizitätserzeugung, kommt dieser eine besondere Bedeutung zu. Die ausreichende Verfügbarkeit von Strom zu einem niedrigen Preis wird als Grundvoraussetzung für Wirtschaftswachstum betrachtet. Dementsprechend wird Elektrizität meist subventioniert. In den meisten Entwicklungsländern (aber auch in vielen westlichen Staaten wie Frankreich) ist der Elektrizitätssektor in staatlicher Hand und Strom wird oft so stark subventioniert, dass der Verkaufspreis nicht einmal die variablen Produktionskosten deckt. Gerade in Entwicklungsländern kommt der autarken Energieversorgung oft strategische Bedeutung zu. Von großer Relevanz für die Wahl der Energieerzeugungsform sind die Primärenergievorkommen im eigenen Land und in den Nachbarländern. Entscheidungen darüber, ob Strom importiert oder selbst erzeugt werden soll, welche Brennstoffe verwendet und aus welchen Ländern sie bezogen werden, orientieren sich nicht nur an Preisen und Kosten, sondern spiegeln wirtschafts- und militärpolitische Überlegungen.

5) *Rechtliche Rahmenbedingungen:*

Freie Unternehmen in vollständig liberalisierten Märkten können zu jedem Zeitpunkt entscheiden, welche Menge eines Gutes sie zu welchem Preis anbieten wollen. EVU unterliegen hingegen einer Reihe von Regulierungen, die Eingriffe in die freie Preis- und Mengenplanung darstellen. So sind auch in den sogenannten ‚liberalisierten‘ europäischen Energiemärkten die EVU gesetzlich verpflichtet, alle natürlichen und juristischen Personen kostengünstig und sicher mit Strom zu beliefern. EVUs haben also nicht die Möglichkeit ihr Angebot zu limitieren wenn extreme Lastspitzen auftreten und die Kosten für die Bereitstellung von Spitzenlast hö-

her sind als die Elektrizitätspreise. Zudem unterliegen die Preise für Strom in den meisten Ländern bis heute einer staatlichen Preisaufsicht. In liberalisierten Energiemärkten in denen Netzbetreiber verpflichtet sind, den Strom anderer Anbieter durchzuleiten, bilden sich standardisierte Energiebörsen auf denen zu niedrigen Transaktionskosten Strom sehr kurzfristig (für den nächsten Tag) gehandelt werden kann. Ein solcher Handel ist in den meisten Entwicklungsländern nicht gegeben und wird sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auch bis zur ersten Kyoto-Vertragsperiode nicht herausbilden.

6) Staatliche Preisinstrumente

Dass Energiepreise subventioniert werden, ist kein besonderes Merkmal von Entwicklungsländern. Auch in Industriestaaten besteht meist die Situation, dass einerseits der Brennstoffabsatz subventioniert wird, während gleichzeitig die Elektrizität besteuert wird. Ein Beispiel hierfür ist die Subventionierung der Kohleverstromung in Deutschland bei gleichzeitiger Einführung einer Ökosteuer, der Besteuerung von Energie inklusive Ausnahmeregelungen für besonders energieintensive Branchen. Dies Beispiel zeigt deutlich wie sich energiepolitische Entscheidungen auch an der Bedienung wichtiger Interessengruppen orientieren. Die Simulation energiepolitischer Entscheidungen, für die Entwicklung von Baselines im Energiesektor setzt also neben der Auswertung ökonomischer Informationen, die sorgfältige Analyse der politischen Landschaft voraus.

Die hier aufgeführten Besonderheiten der Elektrizitätsbranchen führen dazu, dass Investitionsentscheidungen der EVU nicht denselben Regeln folgen wie in privaten Industrieunternehmen in vollkommen liberalisierten Märkten. Ausgangspunkt jeder Investitionssimulation im Elektrizitätssektor muss die Frage sein, wie liberalisiert die Märkte sind und wer der Eigentümer des Unternehmens ist. Es muss berücksichtigt werden, welche gesetzlichen Auflagen bestehen und welche Erwartungen bezüglich der Weiterentwicklung des gesetzlichen Umfeldes vorliegen. Kurz, die Handlungsoptionen des Unternehmens müssen identifiziert werden.

7.3.1.2 Investitionsrechnung der EVU

Auch in der Energiebranche erfolgt die Prüfung der wirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer Investition über die klassischen Verfahren der Investitionsrechnung wie dem Barwert-Verfahren oder der Annuitätenmethode. Wenn EVU gesetzlich verpflichtet sind, die nachgefragte Strommenge zu liefern und die Strompreise politisch vorgegeben sind, beschränkt sich die Optimierung auf die Minimierung der Kosten der Strombeschaffung für die Deckung des jeweiligen Lastprofils des Versorgungsgebietes. Ein EVU steht zunächst vor der Wahl, ob es den an die Kunden zu liefernden Strom selbst erzeugt oder auf den Energiemärkten einkauft.⁷⁵ Dabei handelt es *kurzfristig* nach dem Entscheidungskalkül: Eigenproduktion solange die variablen Gestehungskosten niedriger sind als der Marktpreis für die externe Beschaffung. Für die langfristige Investition muss entschieden werden, wie viel Kapazität vorgehalten werden sollte, ob das gesamte Lastprofil abgedeckt werden soll oder ob man sich auf die Erzeugung von Grund- oder Spitzenlaststrom spezialisiert. Der Dauerstrombedarf wird in Grundlast-

⁷⁵ Auch in nicht-liberalisierten Strommärkten gibt es Terminkontrakte für Stromlieferungen auch wenn diese nicht so standardisiert sind wie an einer Strombörse.

kraftwerken wie Braunkohle-, Kern- oder Laufwasserkraftwerken erzeugt. Diese sind durch hohe Investitionskosten und relativ niedrige Betriebskosten gekennzeichnet und nur bei hohen Auslastungsgraden wirtschaftlich. Die technisch flexibleren Mittellastkraftwerke werden meist mit Steinkohle oder Gas befeuert, sind für wechselnde Fahrweisen geeignet und werden überwiegend am Tag und während der Wintermonate eingesetzt. Spitzenlastkraftwerke müssen für das täglich mehrfache Anfahren und hohe Leistungsänderungsgeschwindigkeiten ausgelegt sein, was mit schnellstartenden Turbinen möglich ist. Solche Anlagen benötigen jedoch teure Brennstoffe wie Öl oder Gas. Den hohen Brennstoffkosten stehen relativ niedrigere Investitionskosten gegenüber. Bei der Errichtung eines Kraftwerkes müssen also die Kraftwerkskapazität, die Wahl der eingesetzten Kraftwerkstechnologien und Brennstoffe auf das erwartete Lastgangprofil des Versorgungsgebietes abgestimmt werden.

Vergleiche der Stromgestehungskosten alternativer Energieerzeugungsanlagen können mit Analyse-Programmen wie zum Beispiel INCA (Investment Calculation) durchgeführt werden. Mit INCA ist eine detaillierte ökonomische Abbildung einer Energieerzeugungsanlage über den gesamten Lebenszyklus möglich, von der Planungsphase, über die Errichtung und Nutzungsdauer bis zum Rückbau der Anlage. Eine Berechnung der Stromgestehungskosten unterschiedlicher Anlagentypen mit INCA für den deutschen Kraftwerkspark, offenbarte die hohe Sensitivität bezüglich der unterstellten Vollastbenutzungsstunden und dem anzusetzenden Diskontzins. Nach Fahl et al. (1999: 78) ist Kernkraft bei einem realen Zinssatz von 7% billiger als Steinkohle und Erdgas. Ab einem Zinssatz von 9% dreht sich die Reihenfolge der Kraftwerke bezüglich der Stromgestehungskosten um. Eine hohe Sensitivität gegenüber Brennstoffpreisänderungen zeigt sich für Erdgas-GuD-Anlagen. Bei über 4500 Vollastbenutzungsstunden weisen die Kernkraftanlagen die niedrigsten Kosten auf, unter 4500 Stunden sind Erdgas-GuD-Anlagen am wirtschaftlichsten. (ebd. S. 77). Die erwartete Wirtschaftlichkeit einer Anlage hängt also sehr stark von der erwarteten Auslastung ab. Diese ist wiederum von der spezifischen Wirtschafts- und Produktionsstruktur einer Region abhängig. Allgemeingültige Aussagen bezüglich der Wirtschaftlichkeit einzelner Anlagentypen sind daher nicht zulässig.

Selbst die Kosten für einzelne Kraftwerkstechnologien sind für den CDM-Zertifizierer nicht transparent. So sind zwar die Anschaffungs- und Betriebskosten für die neueste Turbinengeneration relativ leicht zu beziffern, die oft erheblichen Kosten der Anbindung hängen jedoch vom Kraftwerkstyp, den Standortbedingungen und der Qualifikation der Ingenieure ab. Allgemeingültige Aussagen bezüglich der Kosten für Umrüstungsmaßnahmen lassen sich nicht machen, da die Kosten von Kraftwerk zu Kraftwerk stark variieren. Dies gilt insbesondere auch für den Neubau von dezentralen Energieerzeugungsanlagen (mit KWK), die speziell auf die Bedürfnisse gewerblicher Kunden zugeschnitten sind und ein geringes Maß an Standardisierung aufweisen. So lässt zum Beispiel die Vielfalt der technischen Möglichkeiten zur Erzeugung von Biogas kaum allgemeingültige Aussagen über die Gestehungskosten zu (Diekmann et al. 1999). Im Bereich der Biomasseverstromung ist die Sicherung der Bereitstellung adäquater Brennstoffe eine kritische Entscheidungsvariable. In vielen Industriestaaten besteht z.B. im Bereich der Holzverstromung das Problem, dass die Energieversorger keine Lieferanten finden, die ihnen langfristige Lieferverträge für nicht-kontaminiertes Holz anbieten. Dies ist bei den hohen Investitionssummen und langen Laufzeiten der Kraftwerke aber

unbedingt erforderlich. Sind in Entwicklungsländern solche Restriktionen nicht gegeben, kann es durchaus sein, dass sich moderne Biomassekraftwerke dort als wirtschaftlich und risikoarm erweisen während sie in Industriestaaten keine weite Verbreitung finden. Um dies abschätzen zu können, muss der CDM-Zertifizierer die lokalen Marktbedingungen genau kennen.

7.3.1.3 Strategische Aspekte

Eine Investitions-Simulation, die sich an rein finanzwirtschaftlichen Größen orientiert, greift zu kurz. So dürfen einzelne Investitionsoptionen eines EVU nicht isoliert betrachtet werden, sondern müssen vor dem Hintergrund der gesamten Unternehmensstrategie gesehen werden. Eine Kostenrechnung kann beispielsweise ergeben, dass die langfristigen Grenzkosten der Stromgestehung bei Kapazitätserweiterungen etwas höher liegen als die Preise für Fremdbezug. Das EVU sollte demnach besser seinen Fremdbezuganteil erhöhen als in neue Kapazitäten zu investieren. Ein höherer Fremdanteil bedeutet aber andererseits höhere Fremdabhängigkeit, die von internationalen Rating-Agenturen negativ bewertet wird. Ein höheres Rating ermöglicht aber die günstigere Refinanzierung an den Kapitalmärkten. Vor diesem Hintergrund kann für den Gesamtkonzern die Kapazitätserweiterung sinnvoll sein. Gelangt ein kleineres EVU zu der Einschätzung, im Grundlastbereich langfristig nicht wettbewerbsfähig zu sein, kann es lohnend sein, sich auf Nischenmärkte zu konzentrieren. Dann lässt das EVU die Grundlastanlagen auslaufen und spezialisiert sich auf die Einspeisung teuren Spitzenlaststroms. Projekte im Bereich der Hochtechnologie oder der erneuerbaren Energien, die übliche Renditeforderung nicht erfüllen, können aus Sicht des EVU trotzdem Sinn machen wenn das Projekt das Image des EVU als innovatives und umweltfreundliches Unternehmen steigert und damit zur Kundenbindung und Personalrekrutierung beiträgt. Für Entwicklungsländer scheint die Unterstellung einer solchen Motivation allerdings fraglich. Entscheidend für Investitionen ist auch die Eignerstruktur des Unternehmens. Hält der Staat die Mehrheitsanteile an einem EVU und ist der Aufsichtsrat politisch besetzt, sieht sich das Management anderen Handlungsoptionen gegenüber als die Führung eines privatwirtschaftlichen, eventuell börsennotierten Unternehmens, das sich an der Steigerung des *Shareholder Value* orientiert. Gerade im Bereich der Elektrizitätswirtschaft sind die Grenzen hier fließend. Bei der Simulation der Investition müssen diese Hintergründe genau beleuchtet werden.

Legt ein EVU einen Plan für ein CDM-Projekt und die Begründung des Baseline-Szenarios vor, muss die Begründung i.d.R. auch Angaben über die Unternehmensstrategie enthalten. Da Informationen zu strategischen Aspekten sehr sensibel sind, sollten die verifizierenden Behörden derselben Geheimhaltungspflicht unterliegen wie Finanzämter und Banken im Bereich finanzwirtschaftlicher Informationen. Dies steht im Widerspruch zu der Forderung zahlreicher Baseline-Experten, dass Unterlagen zur Berechnung der Baseline eines CDM-Projekts im Internet für jeden transparent gemacht werden sollten, um eine Gleichbehandlung bei der Verifizierung zu gewährleisten.

Abbildung 7.3.1 gibt einen zusammenfassenden Überblick über wesentlich Faktoren der Investitionsentscheidung eines EVU, wobei die Darstellung nicht erschöpfend ist. Ein Teil der Einflussgrößen sind vom CDM-Zertifizierer beobachtbar wie die aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen. Darüber hinaus muss der CDM-Zertifizierer aber wissen

Energienachfrage zu den niedrigsten Kosten. Energiemodelle basieren auf einer genauen algebraischen Beschreibung der existierenden Energiekonvertierungstechnologie sowie der Energie- und Materialströme. In der Zielfunktion der Optimierung stehen alle entscheidungsrelevanten Kosten wie Brennstoffkosten, Strom- und Wärmepreise, variable Gestehungskosten und Investitionskosten für Neukapazitäten. Die Zielfunktion wird minimiert unter den Nebenbedingungen der Nachfragedeckung und den technologischen Restriktionen. Formal geschieht dies in der einfachsten Form mittels linearer Programmierung, indem das Kostenminimum durch mehrstufige Algorithmen wie dem Simplexalgorithmus gefunden wird. Eine Erweiterung ist das Verfahren Gemischt-ganzzahlig-linearer-Programmierung (GGLP), das eine Lösung für die Auswahl der Anlagen- oder Kraftwerkstypen und der Lastaufteilung für den elektrischen und thermischen Versorgungsbereich liefert. Das Modell liefert schließlich Aussagen darüber, in welche Anlagenkategorien zu welchem Zeitpunkt in welcher Höhe investiert werden muss, um die externe Nachfrage zu den niedrigsten Gegenwartskosten zu decken. Dabei können auch politische Restriktionen integriert werden, wie zum Beispiel angestrebte Quoten im Bereich regenerativer Energien oder das Auslaufen von Kernkraftwerken. Sind die eingesetzten Technologien und die optimalen Brennstoffeinsätze beschrieben, lässt sich das damit verbundene Emissionsszenario berechnen. Wird der Preis für CO₂ gleich Null gesetzt, ist die Emissions-Baseline des Energiesektors beschrieben.

Ein Beispiel für ein solches Energiemodell auf Basis gemischt-ganzzahliger-linearer Programmierung ist das PERSEUS-Modell (Programme Package for Emissions Reduction Strategies in Energy Use and Supply) des Karlsruher Instituts für Industrielle Produktion.⁷⁷ PERSEUS ist ein Mehr-Perioden-Modell, das den Nettogegenwartswert aller Kosten zur Nachfragedeckung über einen Zeitraum von 20-40 Jahren minimiert. Es wird also nicht nur eine fixe Zukunft, sondern der Pfad dorthin beschrieben und damit ein Baseline-Szenario für alle CDM-Projekte in diesem Zeitraum. PERSEUS zeichnet sich durch einen hohen Detaillierungsgrad aus. So wird der gesamte Lebenszyklus von der Ressourcengewinnung bis zum Angebot auf den Endverbrauchermärkten abgebildet. Die Systemgleichungen des Modells spiegeln technologische Restriktionen wie saisonale und tägliche Lastgänge, die maximal erlaubte fluktuierende Energieeinspeisung (durch Windkraft, Photovoltaik etc.) um die Netzstabilität zu gewährleisten. Neben der Berechnung der Treibhausgas-Emissionen aus der Strom- und Wärmeerzeugung integriert PERSEUS auch die Emissionen aus nicht-energetischen Prozessen, z.B. in der Landwirtschaft und chemischen Industrie. Setzt man den Schattenpreis für die Treibhausgas-Emissionen gleich dem internationale Marktpreis für Emissionszertifikate, so wählt das Modell eine andere optimale technologische Zukunft und identifiziert somit das Potential für CDM-Maßnahmen.

Energiemodelle liefern ein hervorragendes Instrument, um Interdependenzen in hochkomplexen Energiesystemen transparent zu machen und Auswirkungen einzelner Investitionsentscheidungen zu simulieren. Das eigentliche Problem der Baseline-Schätzung lösen sie aber nicht, da sie nicht bei der Offenlegung versteckter Entscheidungsvariablen helfen. Die entscheidende Größe, die das ganze Modell treibt, ist die zukünftige Energienachfrage, die

⁷⁷ Vgl. Fichtner et al. (2001a, 2001b) für einen Überblick und Fichtner (1999) für die mathematische Modellformulierung.

wiederum vom ökonomischen Wachstum und der Entwicklung der Wirkungsgrade in den energienachfragenden Sektoren abhängt. Desweiteren wird die Investitionsentscheidung von den Erwartungen bezüglich der zukünftigen, internationalen Preise für Energie, Brennstoffe und andere Faktorleistungen bestimmt. Nun kann aber die mittels eines Energiemodells erfolgte Baseline-Schätzung nicht ex post an die tatsächlich realisierten Marktvariablen angepasst werden. Wie bereits mehrfach betont, spielt die tatsächliche Marktentwicklung keine Rolle für die Technologie-Baseline, da die Entscheidung darüber, in wieviel Kraftwerkskapazität und welche Anlagentypen investiert wird, allein auf der Ex-ante-Einschätzung der Unternehmen oder der sektoralen Planer beruht. Sind die Kraftwerke gebaut, sind technologische Anpassungen nur noch in geringem Maße möglich.

Energiemodelle wie PERSEUS haben den Nachteil, dass Wechselwirkungen mit anderen Sektoren wie z.B. Rückkopplungswirkungen von technischen Innovationen nicht oder nur eingeschränkt berücksichtigt werden (vgl. Vögele 2000: 37). Die Entwicklung von Energiemodellen ist sehr zeitintensiv und erfordert eine gute Datenbasis. In Deutschland wurden diese Modelle über Jahrzehnte entwickelt und der jeweiligen Datenverfügbarkeit angepasst. Wie hoch die Transaktionskosten wären, um die Modelle auf CDM-Gastgeberländer anzupassen und mit den erforderliche Daten zu füttern ist nicht bekannt.⁷⁸

7.3.3 Standards/Benchmarks

Die bisher beschriebenen Baseline-Methoden haben den Nachteil, dass sie mit hohen Kosten verbunden sind, ein hohes Know-how voraussetzen und sehr zeitintensiv sind. Die Festlegung einer Baselines mittels Standards oder Benchmarks scheint auf den ersten Blick eine kostengünstige Alternative, da mit den einmal ermittelten Standards gleich mehrere Projekte verifiziert werden können. Daher spricht die Literatur auch von Multi-unit-baselines. Tellus et al. (1999) kommen zu dem Schluss, dass sich gerade der Elektrizitätssektor sehr für die Baseline-Bestimmung über Benchmarks eignet. Bei der Benchmarking-Methode zur Verifizierung der Emissionsreduktion eines CDM-Projekts werden die messbaren spezifischen Emissionen eines Projekts mit einem Standard verglichen. Im Energiesektor beziehen sich die spezifischen Emissionen auf eine erzeugte Menge thermischer oder elektrischer Energie:

$$\text{Emissionsreduktion} = \left(\left(\frac{t \text{ CO}_2}{MWh_{el,th}} \right)^{\text{Standard}} - \left(\frac{t \text{ CO}_2}{MWh_{el,th}} \right)^{\text{Projekt}} \right) \cdot MWh_{el,th} \text{ Nettoerzeugung}$$

Bei der Bestimmung der Benchmark-Emissionsintensität stellt sich die Frage, welche Erzeugungsart als Benchmark dienen soll. Mehrere Alternativen stehen für die Festlegung der Benchmark-Emissionsintensität zur Diskussion:

1. Durchschnittliche spezifischen Emissionen der gesamten im Projekt-Gastgeberland erzeugten Energie

Diese Kennzahl lässt sich in der Regel sehr einfach aus den nationalen Energieinventaren berechnen. Das Vorgehen macht aber nur dann Sinn, wenn das betreffende Land durch ei-

⁷⁸ Im Rahmen des PROBASE-Projekts untersucht das Institut für Industrielle Produktion an der Universität Karlsruhe inwieweit sich PERSEUS für die Herleitung von Standards eignet und ob die Modelle ohne Weiteres in Entwicklungsländer transferiert werden können (vgl. European Union 2003).

nen extrem homogenen Elektrizitätssektor gekennzeichnet ist; wenn z.B. sämtliche Energie grundsätzlich mit der heimischen Kohle erzeugt wird. Werden 50% mit Kohle und 50% über Wasserkraft erzeugt ist die durchschnittliche Emissionsintensität sicher keine gute Schätzung für die Baseline.

2. *Durchschnittliche spezifische Emissionen der Anlagen, die denselben Energieträger einsetzen*

Wird z.B. ein altes Steinkohle-KW durch ein hocheffizientes, modernes Steinkohle-KW ersetzt, könnte die durchschnittliche Emissionsintensität aller mit Steinkohle befeuerten Anlagen eines Landes als Standard genommen werden. Bei diesem Vorgehen ergeben sich zwei Probleme. Zum einen müssen die Emissionskoeffizienten aller Energieerzeugungsanlagen eines Landes bekannt sein. Gerade in Entwicklungsländern ist die Datenbasis auf der Ebene einzelner Anlagen sehr schlecht (vgl. Lazarus et al. 2001).⁷⁹ Desweiteren ist bei dieser Methode nicht klar welcher Brennstoff bei einem Brennstoffwechsel relevant ist, wenn z.B. ein Braunkohleblock durch einen GuD-Block ersetzt oder erweitert wird. Ein Lösungsansatz wäre hier auf die durchschnittliche Emissionsintensität aller fossil befeuerten Anlagen zurückzugreifen. Was aber geschieht beim Bau einer Windkraftanlage oder eines Holzkraftwerks? Die durchschnittliche Emissionsintensität aller regenerativen Energien beläuft sich auf Null und das Projekt würde keine Zertifikate erhalten.

3. *Durchschnittliche spezifische Emissionen desselben Anlagentyps*

Die Benchmark-Gruppe könnten alle Anlage desselben technischen Typs bilden. Dann würde z.B. eine GuD-Anlage mit dem durchschnittlichen Wirkungsgrad aller GuD-Anlagen verglichen. Unklar ist dann aber was geschehen soll wenn solche Anlagentypen noch nicht eingesetzt wurden. Bei der Definition des Anlagentyps ergeben sich dieselben Schwierigkeiten wie bei der Kategorisierung über den Energieträger. Außerdem existiert eine zu hohe Zahl von unterschiedlichen Anlagentypen, die darüber hinaus mit mehreren Brennstoffarten befeuert werden können. Im Extremfall müsste für jede Anlagenkonfiguration ein Benchmark-Standard ermittelt werden.

Besondere Schwierigkeiten ergeben sich auch im KWK-Bereich, da hier Benchmarks sowohl für die Elektrizitätserzeugung als auch für die ausgekoppelte Wärmeleistung erforderlich sind. Nehmen wir an, im Referenzfall würde Strom über Kohleverbrennung und die Wärme über Biomasseverbrennung erzeugt. Wird nun Strom und Wärme über eine GuD-Anlage mit Kraftwärmekopplung produziert, dann bildet die durchschnittliche Emissionsintensität dieser Anlage das Referenzszenario sicher sehr schlecht ab.

4. *Durchschnittliche spezifische Emissionen aller Anlagen desselben Lastbereichs*

⁷⁹ Auch in den Industriestaaten sind die Emissionskoeffizienten der einzelnen KW-Blöcke keineswegs immer bekannt. Dies zeigt sich derzeit bei den Vorbereitungen der Unternehmen auf den Emissionshandel der EU. Zwar kennen die meisten europäischen EVU den durchschnittlichen CO₂-Ausstoß ihres gesamten Kraftwerksparks, die Koeffizienten einzelner Anlagen in den jeweiligen Auslastungsstufen sind aber oft nicht bekannt. (vgl. Kapitel 11).

Da die verschiedenen Lastbereiche meist mit unterschiedlichen Technologietypen erzeugt werden könnte ein Benchmark-Standard für jeden Lastbereich definiert werden. Das Problem hier: Es gibt keine eindeutige Definition wann von welcher Last gesprochen werden kann. Dies ist abhängig vom spezifischen Lastprofil des EVU. Nun könnte ein Standard auf Basis der Überlegung gebildet werden welche Anlagen *typischerweise* bei welcher Last eingesetzt werden. Die EVU geben aber nicht an, welche Anlagen für welchen Lastbereich eingesetzt werden, so dass nur schwer zu ermitteln ist was typisch ist.

5. *Durchschnittliche spezifische Emissionen aller neueren Anlagen*

Hintergrund dieses Ansatzes ist die Überlegung, dass nur ein Standard auf der Basis neuer Anlagen den technologischen Fortschritt abbildet. Die Frage ist nur, was als neu definiert wird. Die Festlegung des Jahrganges, der noch einbezogen wird, kann willkürlich sein; eventuell ließe sich aber die Wahl des Jahres gut begründen, wenn dieses mit grundsätzlichen Änderungen in der Struktur des Energiesektor verbunden ist. Das könnte z.B. das Jahr einer Liberalisierung auf den Energiemärkten sein, das Ende einer Ölkrise, das Jahr der Öffnung für Auslandsinvestoren, der Beginn eines nationalen Subventionsplanes oder Gesetzes zur Unterstützung einer Energieart etc. Wenn der Standard aber auf der Basis der besten verfügbaren Technologien berechnet wird, gibt es keinen Anreiz mehr für die Durchführung von Projekten.

6. *Durchschnittliche spezifische Emissionen in einer Region*

Betrachten wir den Fall, dass die Struktur der Elektrizitätserzeugung eines Landes stark von der Region abhängt: nur im Norden des Landes besteht eine Anbindung an die Erdgas-Pipeline und große Kohlenreviere können erschlossen werden während im Süden der Wind stark weht, riesige Mengen an Biomasse zur Verfügung stehen und das Potential an Wasserkraft noch nicht ausgeschöpft ist. In diesem Fall sollten regionalspezifische Benchmark-Standards definiert werden. Dann ist aber die Frage zu beantworten, nach welchen Kriterien eine Region abgegrenzt werden soll. So ließen sich Benchmarks für Ländergruppen, Bundesstaaten oder Naturregionen definieren. Die Region könnte auf Basis der (Energie-)Marktform, des Sozialprodukts, der Sprache, der Verfassungsform, des Primärenergievorkommen oder sonstigen Kriterien abgegrenzt werden. Seitens der Vertreter einiger Entwicklungsländer kam auch der Vorschlag, die durchschnittliche Emissionsintensität der Annex-I-Staaten des Kyoto-Protokolls als Benchmark heranzuziehen. Der Vorschlag gründet in der Überlegung, dass die Entwicklungsländer sich dem durchschnittlichen technologischen Standard der EVU der Annex-I-Staaten in den nächsten Jahren anpassen werden. Dieser Ansatz scheint zumindest im Energiesektor wenig sinnvoll. Zwar können Entwicklungsländer im Prinzip die in den Industrieländern verfügbare Technologie auf den Weltmärkten einkaufen. Ob sie es aber tun, hängt ab von ihren spezifischen polit-ökonomischen Rahmenbedingungen (Primärenergievorkommen, Umweltauflagen, Marktform etc.), die sich stark von jenen der Annex-I-Staaten unterscheiden.

Natürlich schließen sich die Kategorien nicht gegenseitig aus. Eine Benchmark-Definition könnte beispielsweise lauten: Die durchschnittliche Emissionsintensität der effizientesten 20% aller Biomassekraftwerke an der Ostküste Lumerlands mit einer Kapazität unter 6 MW thermischer Leistung, die in den letzten 5 Jahren gebaut wurden. Die Möglichkeiten der Kategorisierung sind unbegrenzt. Es müsste im Einzelfall entschieden werden, welche

Benchmark-Kategorie sinnvoll ist. Werden aber keine festen Regeln für die Kategorienwahl vorgegeben, kann eine gewisse Willkür bei der Zertifizierung nicht ausgeschlossen werden.

Nachteil aller Benchmark-Ansätze ist der Effekt, dass Länder, die sehr frühzeitige erste Maßnahmen zur Modernisierung der Energieversorgung durchgeführt haben, für diese Maßnahmen nun bestraft werden, weil neue Projekte mit einem konservativeren Standard verglichen werden. Die damit verbundenen langfristigen Handlungsanreize der betroffenen Akteure wurden bereits in Kapitel 4 diskutiert.

Standards haben zudem den Nachteil, dass sie Kapazitätseffekte von Projekten nicht berücksichtigen. Ist die Stromerzeugung im Baseline-Fall und im Projekt-Fall nicht identisch, müssten die Emissionsreduktionen wie folgt berechnet werden:

$$\text{Emissionsreduktion} = S^0 X^0 - S^P X^P$$

wobei S die spezifischen Emissionen bezeichnet und X die Stromerzeugung. Die Indizes 0 und P geben wieder den Baseline-Fall und den Projekt-Fall an. Erweiterung mit $S^P X^0$ ergibt:

$$\text{Emissionsreduktion} = \underbrace{(S^0 - S^P) X^0}_{\text{Technologieeffekt}} - \underbrace{S^P (X^P - X^0)}_{\text{Kapazitätseffekt}} \quad (7.3.1)$$

Der Benchmark-Standard wird nur mit dem ersten Teil der Gleichung (7.3.1) berechnet. Steigt durch ein Retrofit-Projekt die Erzeugungskapazität gegenüber dem Referenzszenario und wird diese zusätzliche Kapazität vom Markt nachgefragt - wie dies in Entwicklungsländern mit Energielücken i.A. der Fall ist - dann werden über die Benchmark-Methode zu viele Emissionsreduktionen berechnet.

7.3.4 Prognosemodelle und Kontrollgruppen

7.3.4.1 Prognose-Modelle

Die im vorigen Abschnitt diskutierten Ansätze zur Festlegung eines Benchmark-Standards basierten alle auf historischen Daten. Bei grundsätzlichen Änderungen im Entscheidungsumfeld der Akteure sind historische Daten aber ein schlechter Hinweis auf zukünftiges Verhalten. Natürlich können Benchmark-Kennzahlen auch auf Prognosen bezüglich der zukünftigen Entwicklung der spezifischen Emissionen oder der entscheidungsrelevanten Parameter beruhen. Die oben beschriebenen Probleme der Kategorisierung und Identifizierung der ‚richtigen‘ Benchmark-Gruppe bleiben aber davon unberührt. Inwiefern Prognosen für zukünftige Energiepreise und -mengen helfen, das kontrafaktische Verhalten eines EVU zu ermitteln ist fraglich. Vielmehr orientieren sich die EVU ihrerseits an den Prognosen der etablierten Forschungsinstitute. So basieren die Analysen für strategische Entscheidungen deutscher EVU weniger auf eigener quantitativer Marktforschung als auf der Verarbeitung der Datensätze von Wirtschaftsforschungsinstituten, statistischen Ämtern, internationaler Institute wie der Internationalen Energieagentur oder der Weltbank oder auf den Studien großer Konzerne wie Shell, Esso, BP etc. Zu einem signifikanten Teil beruhen Entscheidungen auch auf Ratschlägen von Beratungsunternehmen, die ihrerseits wiederum mit Daten der angeführten Institutionen argumentieren. Vor diesem Hintergrund mag es eine gute Näherung sein wenn der CDM-Zertifizierer die Prognosen dieser Institute für die Plausibilitätsprüfung heranzieht.

7.3.4.2 Kontrollgruppen als Benchmark

Die Verifizierung des Erfolgs eines Projekts (Emissionsreduktion) durch Vergleich mit einer Kontrollgruppe liefert bei relativ niedrigem Aufwand gute Ergebnisse wenn

- die Kontrollgruppe groß ist (möglichst mehr als 50 Anlagen, Akteure etc.)
- die Gruppe sehr homogen ist (der Entscheidungsraum der Kontrollgruppe weicht nicht systematisch von jener der CDM-Projektgruppe ab und alle bewegen sich in einem strukturell sehr ähnlichen Umfeld)
- das Projekt keine direkten und indirekten Auswirkungen auf die Kontrollgruppe hat
- Die Kontrollgruppe sich nicht am CDM beteiligen darf

Bei Energieprojekten im Rahmen des CDM ist keine dieser Bedingungen erfüllt. Zum einen ist es rechtlich nicht möglich, einen Teil der EVU von der Teilnahme am CDM auszuschließen, um sich Kontrollgruppen zu sichern. Es ist dann nicht plausibel, warum ein EVU gleichen Typs, das in der selben Entscheidungssituation ist, sich nicht am CDM beteiligen sollte. Ein weiteres Problem ist die niedrige Fallzahl im Kraftwerkssektor. In (klinischen) Kontrollgruppen-Analysen hat die Kontrollgruppe i.d.R. mindestens 50 Akteure. Nun werden aber auch in Ländern mit hohen Wachstumsraten nur wenige Kraftwerke zeitgleich (z.B. innerhalb von 2 Jahren) gebaut. Aus dieser relativ kleinen Gruppe sind Firmen zu identifizieren, die sich in einer strukturell sehr ähnlichen Entscheidungssituation befinden. Aufgrund der hohen Verflechtung im Energiesektor kann auch nicht davon ausgegangen werden, dass die direkten und indirekten Effekte eines großen Kraftwerksprojekts auf die Kontrollgruppe vernachlässigbar klein sind.

7.4 Indirekte Emissionseffekte bei Energieprojekten

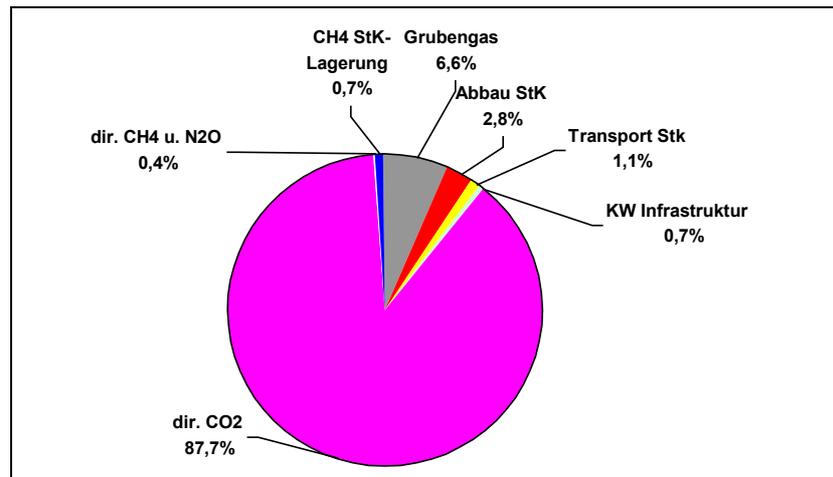
Bei der Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung entstehen neben den direkten CO₂e-Emissionen durch die Verbrennung fossiler Energieträger auch indirekte Emissionen entlang der vor- und nachgelagerten Prozessketten. Unter Anwendung der in Kapitel 5 eingeführten Methoden wird in diesem Abschnitt illustriert, wie hoch der Anteil der indirekten Emissionen an den Gesamtemissionen typischer Energieerzeugungsprozesse ist.

7.4.1 Ökobilanz-Analyse von Stromgestehungsprozessen

Nill (2002) berechnet durch Prozesskettenanalysen die Lebenszyklusemissionen unterschiedlicher Stromerzeugungsprozesse, wobei der Autor typische Gesamtwirkungsgrade deutscher Kraftwerke zugrundelegt und vom Kohlenstoffgehalt des deutschen Brennstoff-Mixes ausgeht.

Abbildung 7.4.1 zeigt die anteiligen Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Steinkohle-Dampf-Kraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 43%. Knapp 89% der Treibhausgase entstehen bei der direkten Verbrennung der Kohlen. Der zweitgrößte Posten entfällt auf das Grubengas beim Kohleabbau.

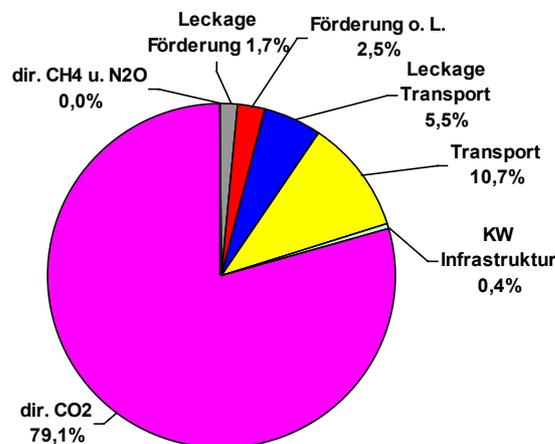
Abbildung 7.4.1: CO₂e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Steinkohlekraftwerk



Quelle: Nill 2002

Die treibhauswirksamen Lebenszyklusemissionen eines typischen deutschen GuD-Kraftwerks mit einem Nutzungsgrad von 58 % zeigt Abbildung 7.4.2. Der Anteil der indirekten Emissionen ist hier mit rund 20% wesentlich höher als bei Steinkohlekraftwerken, was insbesondere dem hohen Energiebedarf beim Pipeline-Transport des Erdgases und der dabei auftretenden Verluste durch Leckagen geschuldet ist. Die indirekten Emissionen für die Kraftwerksinfrastruktur sind mit weniger als einem Prozent vernachlässigbar klein, was an den langen Laufzeiten der Kraftwerke liegt.

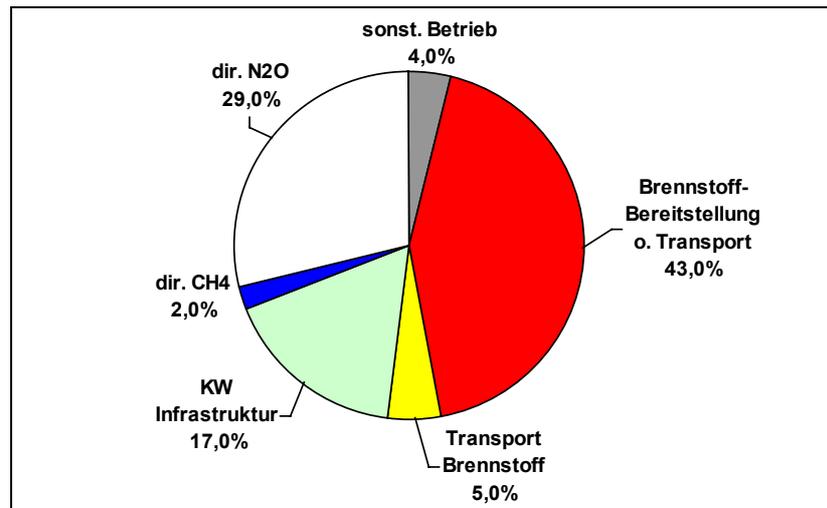
Abbildung 7.4.2: CO₂e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Erdgas-GuD-Kraftwerk



Quelle: Nill 2002

Ein anderes Bild ergibt sich für Biomassekraftwerke. Abbildung 7.4.3 zeigt die Emissionen bei der Stromproduktion in einem Holzkraftwerk (Waldrestholz und Schwachholz) mit einem Nutzungsgrad von 30%. Die direkte Holzverbrennung wird als CO₂-neutral betrachtet, da das Holz aus nachhaltiger Waldbewirtschaftung stammt. Die indirekten Emissionen belaufen sich auf über 70%, wobei der größte Anteil auf die Beschaffung des Brennholzes entfällt.

Abbildung 7.4.3: CO₂e-Lebenszyklusemissionen bei der Stromgestehung in einem Biomassekraftwerk



Quelle: Nill 2002

Zu sehr ähnlichen Ergebnissen kommen Frischknecht et al. (1996) (Tabelle 7.4-1): Bei Steinkohle-Kraftwerken belaufen sich die indirekten CO₂e-Emissionen ebenfalls auf rund 11% während bei Erdgas-Kraftwerken der Anteil bei nur 15% liegt, im Vergleich zu 20% bei Nill (2003). Die fünf Prozentpunkte Abweichung lassen sich leicht auf unterschiedliche, unterstellte Wirkungs- und Nutzungsgrade zurückführen. Bei Braunkohle-Kraftwerken ist der Anteil der direkten Emissionen so hoch, dass sich die Berücksichtigung der indirekten Effekte mittels aufwendiger Lebenszyklusbetrachtungen kaum lohnt.

Tabelle 7.4-1: Anteile der direkten und indirekten CO₂e-Emissionen in westdeutschen Kraftwerken mit fossilen Energieträgern

t CO ₂ -Äquivalent-Emissionen / TJ el Anteil in %			
Ergas Kraftwerk West-Deutschland			
			Nutzungsgrad 0,53 %
dir. Emissionen	153,4	85,0	
Erdgas-Bereitstellung	20,3	11,3	
Betrieb sonst	6,4	3,5	
Infrastruktur Kraftwerk	0,4	0,2	
Summe	180,6	100,0	
Braunkohle KW West-Deutschland			
			Nutzungsgrad 0,31 %
Bereitstellung Braunkohle	4,8	1,3	
dir. Emissionen	359,8	98,2	
Infrastruktur Kraftwerk	0,7	0,2	
Sonstiges	1,2	0,3	
Summe	366,4	100,0	
Steinkohle KW West-Deutschland			
			Nutzungsgrad 0,35 %
Bereitstellung Steinkohle	33,6	11,1	
direkte Emissionen	267,1	88,1	
Infrastruktur Kraftwerk	0,6	0,2	
Sonstiges	2,0	0,7	
Summe	303,3	100,0	

Quelle: Frischknecht et al. (1996)

7.4.2 Input-Output-Analysen

Anhand der in Kapitel 5.3 hergeleiteten Input-Output-Gleichung (5.3.5) werden nun die direkten und indirekten CO₂-Äquivalente für die 59 volkswirtschaftlichen Sektoren - darunter die Energieerzeugung - ausgewiesen. Dies soll einen Eindruck davon vermitteln, wie hoch der Anteil der indirekten Emissionen für die Bereitstellung einzelner Güterklassen ist. Zur Erinnerung: Der Vektor aller Emissionen M berechnen sich mit

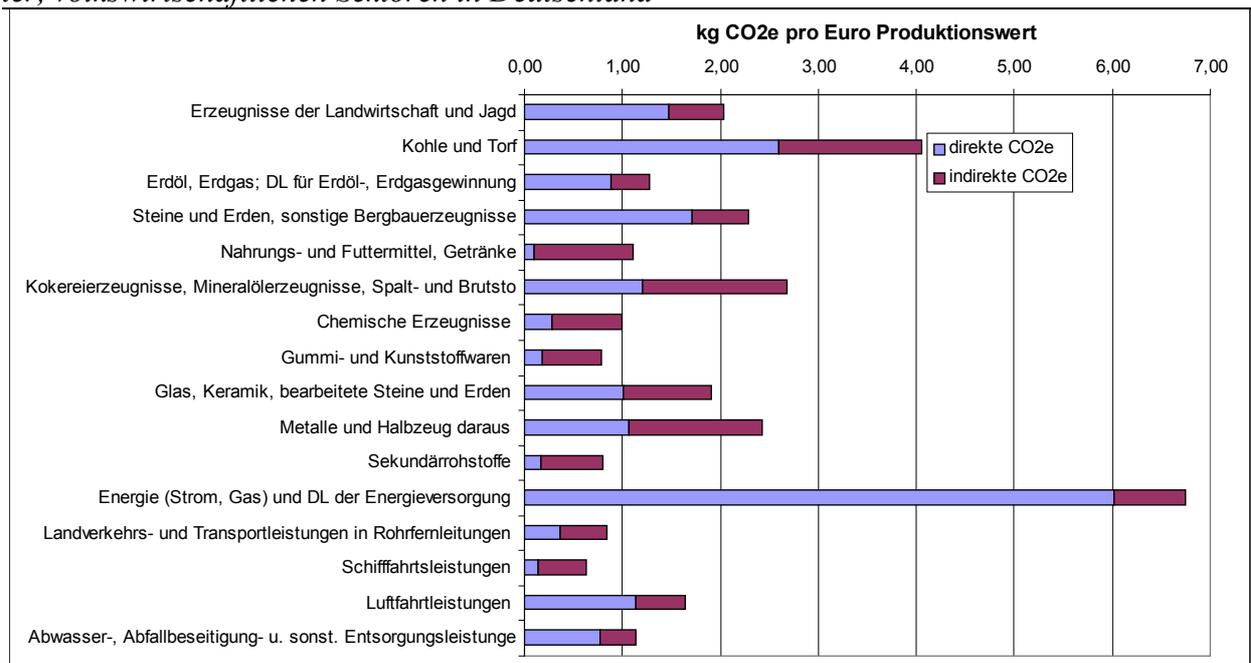
$$M = K \cdot E \cdot (I - A)^{-1} \cdot Y,$$

und die indirekten Emissionen mit

$$M^{\text{indirekt}} = K \cdot E \cdot (I - A)^{-1} \cdot Y - K \cdot E \cdot A \cdot Y$$

Zwar gibt es auch für Entwicklungsländer Input-Output-Tabellen, welche die wertmäßige Verflechtung der Sektoren angeben. Anders sieht es aber bei den Matrizen für die sektorspezifischen Stoffströme (Emissionen pro € Wertschöpfung) aus, die für Entwicklungsländer nicht erhältlich sind. Solche Stoffstrombilanzen werden vom Statistischen Bundesamt (2002 b) für 59 Sektorgüter im Rahmen der umweltökonomischen Gesamtrechnung berechnet.

Abbildung 7.4.4: Input-Output Analyse: Direkte und indirekte CO₂e-Emissionen ausgewählter, volkswirtschaftlichen Sektoren in Deutschland



Quelle: Eigene Berechnung nach Statistisches Bundesamt (2002a, 2002b)⁸⁰

In Abbildung 7.4.4 sind die CO₂e-Emissionen für einige emissionsintensive Sektoren dargestellt (Die Werte für die übrigen Sektoren finden sich im Anhang). Für einige Sektoren beläuft sich der Anteil der indirekten CO₂e-Emissionen pro Euro Produktionswert auf über 50%. Im Energiesektor (Strom, Gas und weitere Dienstleistungen der Energieversorger) liegt der Anteil der indirekten treibhauswirksamen Emissionen bei knapp 11%.

⁸⁰ Mit freundlicher Unterstützung von Moritz Nill (Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig).

7.4.3 Hybride Modelle: Prozesskettenanalyse mit Input-Output-Erweiterung

Wie bereits in Kapitel 5.4 beschrieben, können indirekte Emissionen, die jenseits der durch die Prozesskettenanalyse betrachteten Systemgrenzen entstehen, näherungsweise durch eine Input-Output-Erweiterung erfasst werden. Ein Beispiel: Die Prozesskettenanalyse für das im vorigen Abschnitt beschriebene Holzkraftwerk bricht nach den unmittelbar vor- und nachgelagerten Stufen ab. Zur näherungsweisen Berechnung der indirekten Emissionen für die Bereitstellung der Kraftwerksinfrastruktur wird nun überlegt, wie viel für Güter aus dem Sektor Steine und Erden, wie viel für Transportleistungen usw. ausgegeben wurde. Diese monetären Beträge werden mit den jeweiligen Emissionskoeffizienten (kg CO₂e/€) aus Abbildung 7.4.4 multipliziert. Wurden z.B. beim Kraftwerksbau Entsorgungsleistungen für 100.000 Euro eingekauft, werden diese mit 1,14 kg CO₂e/€ multipliziert.

Hierdurch wird die der Prozesskettenanalyse immanente Unterschätzung der Lebenszyklusemissionen reduziert. Marheineke (2002) berechnet die Lebenszyklus-CO₂e-Emissionen der Stromgestehung unter Anwendung dieser Hybrid-Methode. Der Anteil der zusätzlichen über die Input-Output-Berechnung erfassten Emissionen an den Gesamtemissionen (Hybrid-Anteil) beläuft sich bei den fossil befeuerten Kraftwerken auf 1,3% bis 6,5% (Tabelle 7.4-2).

Tabelle 7.4-2: Hybrid-Anteil der Lebenszyklus-CO₂e-Emissionen im Energiesektor

CO ₂ -Äquivalentemissionen	Totale Emissionen t CO ₂ e / GWh	Hybrid-Anteil %
Braunkohle Kraftwerk, 43 % Nutzungsgrad, Rheinländ. Braunkohle	997,2	1,3
Erdgas Gut-Kraftwerk, 57,5 % Nutzungsgrad, dt. Erdgasmix	410,0	6,5
Druckwasserreaktor mit direkter Endlagerung	17,8	62,6
Steinkohlekraftwerk, 43% Nutzungsgrad, dt.Vollwertsteinkohle	950,7	2,4
Steinkohlekraftwerk, 45,5% Nutzungsgrad, dt. Vollwertsteinkohle	897,3	2,4

Quelle: Marheineke (2002)

Allerdings ist der Prozentanteil davon abhängig, an welcher Stelle der Prozesskettenanalyse abgebrochen wird. Mit zunehmender Ausdehnung der Systemgrenzen bei der Prozesskettenanalyse sinkt der Hybrid-Anteil. Die Hybrid-Methode ist bei CDM-Projekten dann anzuraten, wenn eine umfassende Prozesskettenanalyse aus Kostengründen nicht sinnvoll ist.

Im Rahmen des CDM müssen die indirekten Emissionen nicht nur für gegenwärtige Energiesysteme, sondern auch für zukünftige und hypothetische Umfeldbedingungen ermittelt werden, da sich die Projekt-Baseline auf eine kontrafaktische Zukunft bezieht. Hierfür müssen 'prognostische Ökobilanzen' erstellt werden.

7.4.4 Zusammenfassung

Der Anteil der indirekten Emissionen hängt stark vom Kraftwerkstyp ab und ist bei regenerativen Energieträgern aufgrund der wenigen direkten Emissionen wesentlich höher. Für fossile Kraftwerke liegen die indirekten Emissionen in einer Größenordnung von 2-20%. Bei der Bestimmung der Emissionsreduktionen im CDM bildet dies die obere Fehlergrenze, wenn die indirekten Emissionen gänzlich unberücksichtigt bleiben. Im Durchschnitt werden die Fehler aber wesentlich kleiner sein, da indirekte Emissionen sowohl im Baseline-Fall als auch im Projektfall entstehen. Nehmen wir an, das Erdgaskraftwerk in Tabelle 7.4-1 sei das CDM-Pro-

jekt und das Steinkohlekraftwerk die Projekt-Baseline. Werden nur die direkten Emissionen verglichen, ergibt sich eine Reduktion von 113,7 Tonnen CO₂e pro TJ elektrischer Leistung. Unter Berücksichtigung der indirekten Effekte sind es 122,7 Tonnen. Die Projektentwickler würden also über 7% mehr Reduktionszertifikate erhalten.

Die obigen Berechnungen beziehen sich aber ausschließlich auf die physischen Mengeneffekte während Preiseffekte unberücksichtigt blieben, die durch die Summe aller CDM-Projekte ausgelöst werden können. So wurden die internationalen Primärenergiepreise als konstant betrachtet. Eine Betrachtung internationaler Preiseffekte kann aber nur im Rahmen eines Makromodells erfolgen.

7.5 Quantifizierung der Unsicherheit bei der Baseline-Bestimmung

Ziel dieses Kapitels ist es, aufzuzeigen, wie hoch die Unsicherheit bei der Bestimmung der Baseline von CDM-Projekten im Elektrizitätssektor ist. Tabelle 7.5-1 zeigt, welche der in Kapitel 6 erarbeiteten Möglichkeiten der Darstellung und Quantifizierung von Unsicherheit im Folgenden Anwendung finden. Die Analyse basiert auf der Auswertung einer großen Zahl von Sekundärdaten aus Studien und Projektberichten, wobei der Schwerpunkt auf dem Vergleich von Studien und Prognose-Ist-Analysen liegt. Gegenüber einer einzelnen Fallstudie für ein spezifisches Projekt, hat dieses Vorgehen den Vorteil, dass den Ergebnissen eine gewisse Allgemeingültigkeit zukommt.

Tabelle 7.5-1: Methoden zur Darstellung der Fehlerpotentiale für alternative Methoden zur Berechnung der Emissionseffekte eines CDM-Projekts.

		Methoden zur Berechnung einer Projekt-Baseline						
		Investitions-simulation	Kontroll-gruppen	Historische Benchmarks	Statistische Prognose	Ökonometrische Modelle	Technologie-modelle	Gleichgewichts-modelle
Methoden zur Darstellung von Fehlerpotentialen	1. Qualitative Beschreibung d. Unsicherheit	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
	2. Deskriptive statistische Kennzahlen			Y				
	3. Kennzahlen der induktiven Statistik							
	4. Szenariotechniken				Y	Y		Y
	5. Entscheidungsbäume							
	6. Vergleich unterschiedlicher Methoden und Modellspezifikationen	Y		Y	Y			
	7. Vergleich von Studien			Y	Y	Y		Y
	8. Vergleichende Expertenbefragungen							
	9. Vergleich der Prognose mit Ist-Zustand			Y				

Quelle: Eigene Darstellung, Y = Methode wird in diesem Kapitel angewandt

7.5.1 Unsicherheit bei der Simulation der Investitionsentscheidung

Es ist wenig darüber bekannt, wie gut die Investitionsentscheidungen eines einzelnen EVU prognostiziert werden können. Eine Möglichkeit dies zu ermitteln, wäre die Durchführung eines strategischen Baseline-Spiels wie es in Kapitel 6.2 beschrieben wurde. Im Energiesektor könnte ein EVU die Kraftwerksplanung für die nächsten 10 Jahre durchführen und parallel dazu ein Team von Baseline-Experten versuchen, die Entscheidung des EVU zu simulieren. Beim anschließenden Vergleich des Strategiepapiers mit der Prognose könnte viel darüber gelernt werden, welche Entscheidungsvariablen vernachlässigt oder überschätzt werden, welche Größen direkt oder indirekt beobachtbar sind und welche Informationen und Präferenzen grundsätzlich nicht beobachtbar sind. Bisher wurden solche Spiele noch nicht durchgeführt.

Ein Beispiel für Fehlerpotentiale bei der Durchführung von Investitionsanalysen findet sich bei Chomitz (1998): Die Global Environmental Facility führte 1993 ein Brennstoffwechsel-Projekt in Polen durch, für das der Barwert alternativer Investitionsoptionen berechnet wurde. Dabei wurden Kapitalkosten von 25% und Emissionssteuern auf SO₂ (73 US\$/Tonne) und NO_x (73 US\$/Tonne) unterstellt. Die Analyse ergab, dass es lohnender ist, die alten Kohlekessel beizubehalten als auf Gas zu wechseln. In der Folgezeit stellte sich aber heraus, dass eine ganze Reihe polnischer Energieversorger anfang, auf Gasbetrieb umzurüsten. Teilweise wurden sie durch nationale Umweltprogramme unterstützt, viele Projekte wurden aber vollständig von den EVU finanziert. Eine Ursache für diese Fehleinschätzung sieht Chomitz (1998) darin, dass die EVU plötzlich Zugang zu billigem Kapital aus nationalen Fonds erhielten, was in der Investitionsanalyse nicht vorhergesehen wurde.

Parkinson et al. (1998) bewerten ein Heizkesselprojekt in Estland. Hierfür wurden technologische Referenzszenarien ermittelt, die als „equally probable alternatives“ betrachtet wurden. Die damit verbundenen Emissionszenarien variieren um bis zu 100% (siehe Tabelle 7.5-2).

Tabelle 7.5-2: Gleichwahrscheinliche Baseline-Szenarien für ein estnisches Heizkesselprojekt

Baseline-Szenarien:	Tonnen CO ₂ e
Schweres Heizöl für 15 Jahre	140.000
Schweres Heizöl für 8 Jahre, Gas für 7 Jahre	110.000
Gas für 15 Jahre	83.000
Schweres Heizöl für 8 Jahre, Holz für 7 Jahre	69.000
Basis: Emissionsintensität des durchschnittl. Estischen Heizkessels	100.000

Quelle: Daten aus Parkinson et al. (1998)

Tabelle 7.5-3: Unsicherheit bei der Projektverifizierung in 19 Fallbeispielen

Sector	Type	Uncertainty	Number of projects assessed
Heat	Biomass-fired district heating plants	±45%	5
	Biogas digesters (family scale)	±25%	1
	Improved Cooking Stoves	±30% to ±40%	3
	Building insulation	±35%	2
Electricity	Micro-hydro	±25% to ±50%	3
	Mini-hydro	±55%	1
	Solar photo-voltaic	±30%	2
	Wind	±60%	1
Cogeneration	Natural-gas fired district plant	±55%	1

Quelle: Begg and Parkinson 2001

Für eine Reihe von Energieprojekten in Entwicklungsländern geben Begg und Parkinson (2001) die Unsicherheit bei der Berechnung der Emissionsreduktionen an. Unsicherheit über technische Parameter wurde mittels einer Monte-Carlo Studie erfasst. Für die Quantifizierung der Unsicherheit der Baseline-Berechnung wurde jedoch auf den Vergleich von gleichwahrscheinlichen Szenarien zurückgegriffen (s. Tabelle 7.5-3).

7.5.2 Unsicherheit bei Benchmarking-Verfahren

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten, einen Benchmark-Standard zu bestimmen. Wie groß die Abweichungen sind, wird nun anhand einer Reihe von Studienergebnissen illustriert.

Tabelle 7.5-4 illustriert wie stark die durchschnittliche Emissionsintensität der Energieerzeugung eines Landes davon abhängt, ob zu dessen Berechnung alle Kapazitäten herangezogen wurden oder nur die Kapazitätswüchse der jüngsten Zeit oder alle Anlagen, die sich im Bau befinden oder erst geplant sind.

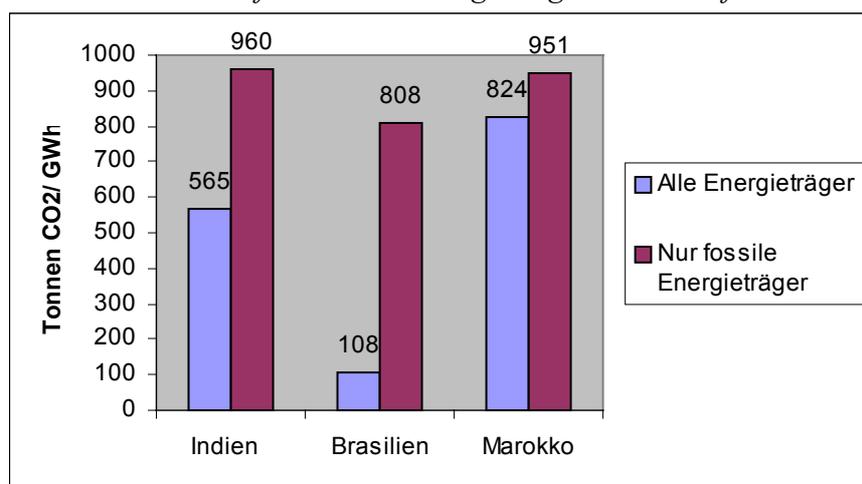
Tabelle 7.5-4: *CO₂-Intensitäten der Elektrizitätserzeugung aller Kraftwerkskapazitäten, von historischen und prognostizierten Kapazitätswüchsen (kg CO₂/kWh)*

Land	Alle Kapazitäten 1995	Kapazitätswüchse 1986-96	Kapazitätswüchse 1992-96	Anlagen im Bau	Anlagen in Planung
Argentinien	0,33	0,221	0,19	0,189	0,195
China	0,86	0,849	0,84	0,660	0,694
Süd Afrika	0,83	0,987	0,99	0,986	
Thailand	0,61	0,612	0,56	0,588	0,690
USA	0,57	0,394	0,68	0,703	0,800

Quelle: Lazarus et al. 1999

Bosi (2000) ermittelt eine Reihe von möglichen CO₂-Benchmarks für Energieprojekte in Indien, Brasilien und Marokko. Abbildung 7.5.1 zeigt wie stark der Benchmark von der gewählten Energieträgerklasse abhängt.

Abbildung 7.5.1: *Benchmarks auf Basis alle Energieträger und aller fossiler Energieträger*



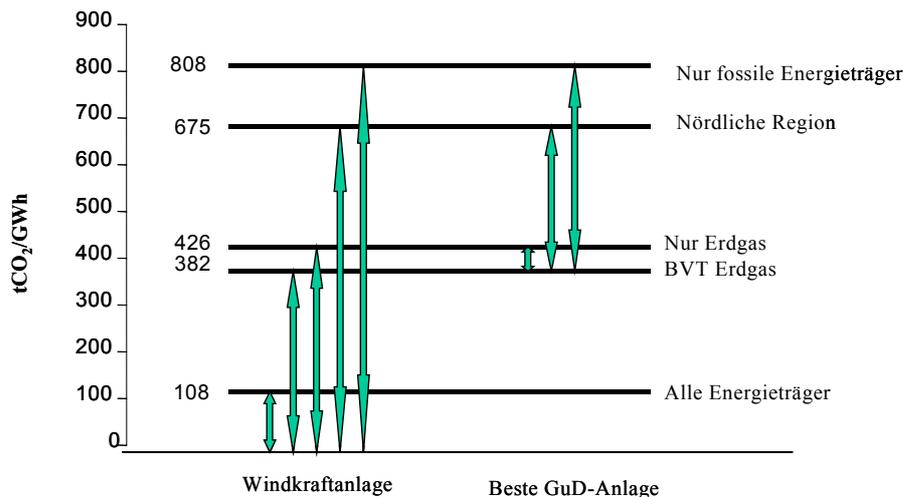
Quelle: Daten von Bosi (2000), S.26

Große Unterschiede ergeben sich auch für verschiedene Regionen eines Landes. So ergibt sich für den isolierten Norden Brasiliens eine Emissionsintensität von 0,67 Tonnen CO₂ pro MWh während es im Süden nur 0,1 t CO₂/MWh und im Nordwesten gar nur 0,6 t CO₂/GWh

sind, da hier fast ausschließlich mit Wasserkraft erzeugt wird. Unterschiedliche Werte ergeben sich auch für die Lastart des Stroms: indischer Grundlaststrom wird mit 0,556 t CO₂/MWh erzeugt, bei Spitzenlaststrom sind es bereits 0,78 t CO₂/MWh.

Abbildung 7.5.2 illustriert für hypothetische Energieprojekte in Brasilien die hohen Unterschiede, die sich für alternative Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Standards ergeben. Die Pfeile zeigen die kalkulatorischen Emissionsreduktionen für ein Windkraft-Projekt und ein Kraftwerksprojekt mit einer Gasturbine der besten verfügbaren Technologie (BVT).

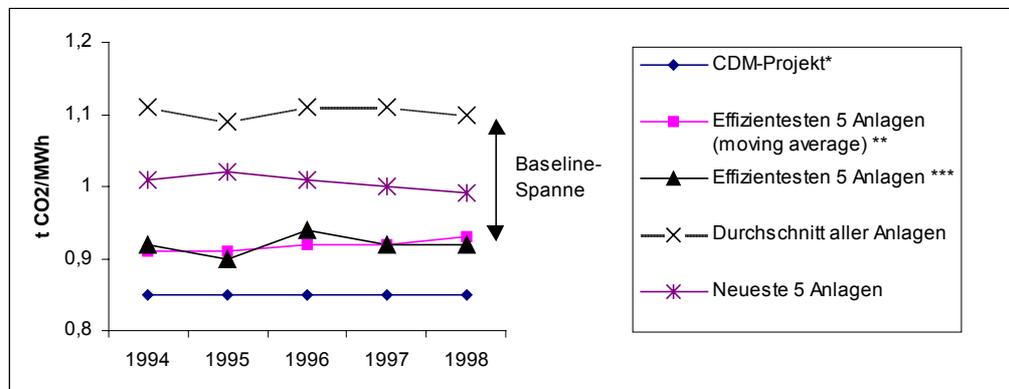
Abbildung 7.5.2: Alternative Baseline-Optionen für 2 hypothetische CDM-Projekte in Brasilien: Windkraft und Erdgasanlagen der besten verfügbaren Technologie (BVT)



Quelle: Daten von Bosi (2000)

Das Beispiel macht deutlich, dass es keine allgemein gültigen Regeln dafür geben kann, wie ein Benchmark-Standard für ein CDM-Projekt zu ermitteln ist. Welcher Benchmark angemessen ist, hängt ab vom Projekttyp, von der regionalen Heterogenität und der Struktur des Energieerzeugungssystems eines Landes. Letztlich muss über ein anderes Verfahren (z.B. Expertenbefragung) vorab ermittelt werden, welche Energieträger in Zukunft eingesetzt werden. Dann ist die Ermittlung eines Benchmarks für diese Energieträgerklasse möglich.

Abbildung 7.5.3: Alternative Benchmark-Standards für indische Kohlekraftwerke

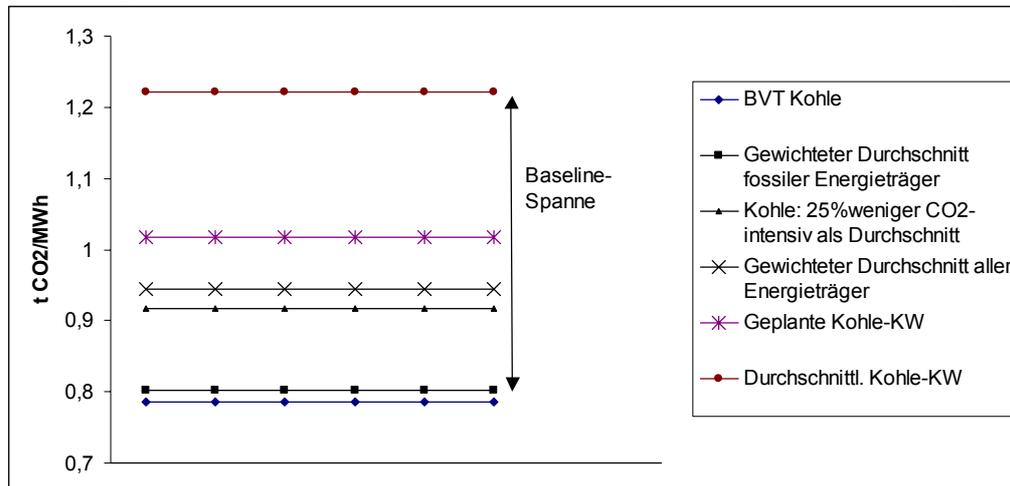


*: Kohlekraftwerk modernen Typs, **: rollende Durchschnitt auf 3-Jahres-Basis, ***: ohne rollende Durchschnitt

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Tellus (2000, S. 4-10)

Doch selbst wenn es beispielsweise eindeutig ist, dass im Referenzszenario ein Kohlekraftwerk gebaut würde, verbleibt eine hohe Spannweite möglicher Standards. Dies wird in Abbildung 7.5.3 und Abbildung 7.5.4 illustriert, in denen die Spanne zwischen den spezifischen Emissionen der durchschnittlichen indischen Kohlekraftwerke und der besten verfügbaren Kohletechnologie dargestellt wird.

Abbildung 7.5.4: Alternative Benchmark-Standards für indische Kohlekraftwerke



Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Ellis and Bosi (1999)

Das Öko-Institut (2001) hat die methodischen Optionen zur Bestimmung der Baseline eines Biomasse-Projekts in Zimbabwe untersucht. Als CDM-Projekt wurde der Bau eines Strom und Dampf erzeugenden Restholzvergasers für ein Sägewerk vorgeschlagen. Die Verbrennung der Biomasse ist CO₂-neutral, da das eingesetzte Holz innerhalb der Projektgrenzen wieder angepflanzt wird. Da sich die Projektemissionen auf vernachlässigbare 0,006 kg CO₂ pro MWh belaufen entsprechen die Baseline-Emissionen den Emissionsreduktionen. Würde die Anlage nicht gebaut, würde der Strom für das Sägewerk aus dem regionalen Netz bezogen werden. Die Baseline des Projekts stellt daher die zukünftige, durchschnittliche Emissionsintensität des Energieträgermixes der zentralen Stromerzeugung dar. Zur Schätzung dieser Baseline wurden die in Tabelle 7.5-5 aufgeführten sieben Verfahren gegenübergestellt.

Tabelle 7.5-5: Alternative Baseline-Methoden für ein Biomasse-Projekt in Zimbabwe

Baseline-Methode	Datenbasis
B1: Nationaler Benchmark:	Gegenwärtiger, landesspezifischer Brennstoffmix
B2: Regionaler Benchmark	Gegenwärtiger Brennstoffmix der Southern African Development Community
B3: OECD-Benchmark	Gegenwärtiger, durchschnittlicher Brennstoffmix aller OECD-Staaten
B4: EU-Benchmark	Gegenwärtiger, durchschnittlicher Brennstoffmix aller EU Mitglieds-Staaten
B5: Business as usual	Brennstoffmix der geplanten Kapazitätserweiterung der Regierung Zimbabwes
B6: Marginale gegenwärtige Referenzanlage	Ein Anlagentyp wird definiert, mit dem gemäß einer Expertenbefragung im Referenzfall der Strom erzeugt würde
B7: Marginale zukünftige Referenzanlage	Durch Expertenbefragung wird ein Anlagentyp definiert, mit dem in der Zukunft im Referenzfall der Strom erzeugt würde

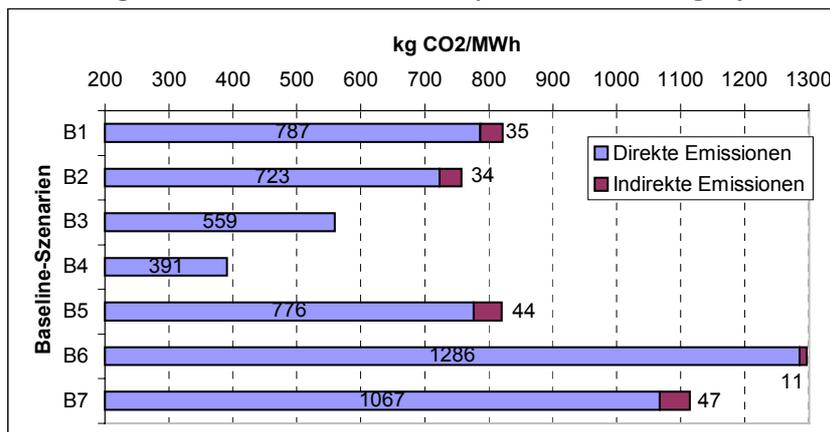
Quelle: Nach Öko-Institut (2001)

Die Szenarien B1-B4 sind einfache Standards auf Basis durchschnittlicher Emissionsintensitäten in unterschiedlichen Regionen. Die Szenarien B6-B7 basieren auf dem Konzept

der ‚marginalen Anlage‘. Nach diesem Ansatz sollte als Referenz zu einer dezentralen Elektrizitätserzeugungsanlage nicht der durchschnittliche Strommix zentraler Anlagen herangezogen werden sollte. Als Referenz sollte vielmehr das Kraftwerk dienen, das als nächstes gebaut wird, da dies der Anlagentyp ist, der durch den Bau mehrerer dezentraler Anlagen verhindert würde. Die Festlegung des Anlagentyps erfolgte auf Basis der Baupläne der Regierung und den Einschätzungen lokaler Experten. Die Experten gaben an, die zusätzliche Stromnachfrage würde wahrscheinlich durch den Neubau eines Kohlekraftwerk mit spezifischen Emissionen in Höhe von 1,2 t CO₂/MWh_{el} gedeckt werden. Sie gaben aber gleichzeitig an, dass zusätzliche Kapazitäten mit ebenso hoher Wahrscheinlichkeit über den Bau von Wasserkraftwerken gedeckt werden würden.

Mit Ausnahme der Szenarien B3 und B4 wurden auch indirekte Emissionen aus vorgelagerten Prozessen (Extraktion, Transport der Brennstoffe etc.) berücksichtigt, die aber nur einen sehr kleinen Teil der Baseline-Emissionen ausmachen. Die in Abbildung 7.5.5 dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich die hohe Bandbreite der Berechnungen mittels Benchmark-Standards: Methode B6 generiert mehr als dreimal so viele CERs pro MWh elektrischer Erzeugung wie Methode B4.

Abbildung 7.5.5: Baseline-Szenarien für ein Biomasseprojekt in Zimbabwe.



Quelle: Öko-Institut (2000), eigene Darstellung

Ebenso hohe Bandbreiten ergaben sich in einer Studie, in der 70 tschechische Heizkraftwerke von Kohle und Koks auf Gas umgestellt wurden oder KWK-Anlagen implementiert wurden. Für die Projekte wurden Emissionsreduktionen für alternative Baseline-Methoden ermittelt. Die Berechnungsergebnisse variieren um mehr als 100 Prozent (Tabelle 7.5-6).

Tabelle 7.5-6: Emissionsreduktionen (in t CO₂) in tschechischen Heizkraftwerks-Projekten für alternative Baseline-Methoden

Projekttyp	Emissionsreduktionen (t CO ₂) bei Baseline-Methode:			
	Projektspezifische Analyse	Technologiebasierte Standards	Sektorspezifische Benchmarks	Sektor-Benchmark und zukünftige Emissionsziele
Energieträgerwechsel (Kohle, Koks zu Gas)	175.000	430.000	180.000	195.000
Kraft-Wärme-Kopplung	41.000	43.000	21.000	22.000

Quelle: Ellis und Bosi 1999a

Einen guten Überblick über Fehlerpotentiale bei Benchmarking-Methoden zur Ermittlung der Baseline geben die Ergebnisse des Forschungsprojekts PROBACE.⁸¹ Für PROBACE wurden mehrere JI- und CDM-Pilotprojekte im Energiesektor Baselines ermittelt. Tabelle 7.5-7 zeigt eine Reihe von Benchmarks für ein Wasserkraftprojekt im rumänischen Surduc.

Tabelle 7.5-7: Vergleich alternativer Baseline-Szenarien für ein Wasserkraftprojekt im rumänischen Surduc

Baseline-Szenario	Tonnen CO ₂ /MWh	Reduktion (t CO ₂)
<i>Projektspezif. Szenarien:</i>		
1. Aktuelle durchschnittliche CO ₂ -Intensität des rumänischen Stomnetzes	0.887	1.353.975
2. Wie 1. aber das Auslaufen alter KW wird berücksichtigt	0.866-0.705	1.199.968
3. Wie 2. für 5 Jahre, dann Wasserkraft	0.876-0	655.558
4. Durchschnittliches rumänisches Kohle-KW	1.145	1.748.415
<i>Weitere Benchmarks:</i>		
5. Durchschnittliches rumänisches Gas-KW	0,499	
6. Benchmark für Rumänien aus dem ERUPT-Programm	0,61-0,54	
7. Lineare Extrapolation der durchschnittlichen CO ₂ -Intensität des rumänischen Stomnetzes	0,84-0,76	
8. Aktuelle durchschnittliche CO ₂ -Intensität der Transformationsstaaten	0,72-0,66	
9. Beste Weltregion (niedrigste CO ₂ -Intensität aller KW)	0,63-0,60	
10. Aktuelle durchschnittl. CO ₂ -Intensität der OECD-Länder	0,77-0,7	

Quelle: Europäische Union (2003), eigene Darstellung

Aus den ersten vier projektspezifisch berechneten Emissionsreduktionen berechnen die Autoren (Europäische Union 2003) eine Unsicherheit von $\pm 45\%$.⁸² In dieser Art wurde für die in Tabelle 7.5-8 aufgeführten Projekte die Unsicherheit berechnet.

Tabelle 7.5-8: Unsicherheit der Baseline-Berechnung bei Elektrizitäts- und Wärme-Projekten

Projekte	Berechnete Emissionsreduktion und Unsicherheit
<i>Projekte im Elektrizitätsbereich:</i>	
Surduc, Rumänien	1.004 kt CO ₂ $\pm 35\%$
Skrobotowa, Polen	1.060 kt CO ₂ $\pm 20\%$
Plantas eolicas, Costa Rica	636 kt CO ₂ $\pm 12\%$
Sarulla, Indonesien	11.600 kt CO ₂ $\pm 46\%$
<i>Projekte im Bereich Wärme und KWK:</i>	
Bolshemurashkino, Russland	24 kt CO ₂ $\pm 57\%$
KWK-Kohle->Gas, Tschechische Republik	131 kt CO ₂ $\pm 50\%$
KWK-Öl->Gas, Tschechische Republik	12 kt CO ₂ $\pm 50\%$
KWK-Koks->Biomasse, Tschechische Republik	18 kt CO ₂ $\pm 40\%$
Celakovice, Tschechische Republik	32 kt CO ₂ $\pm 19\%$
STEP, Rumänien	44 kt CO ₂ $\pm 36\%$

Quelle: Europäische Union (2003), eigene Darstellung

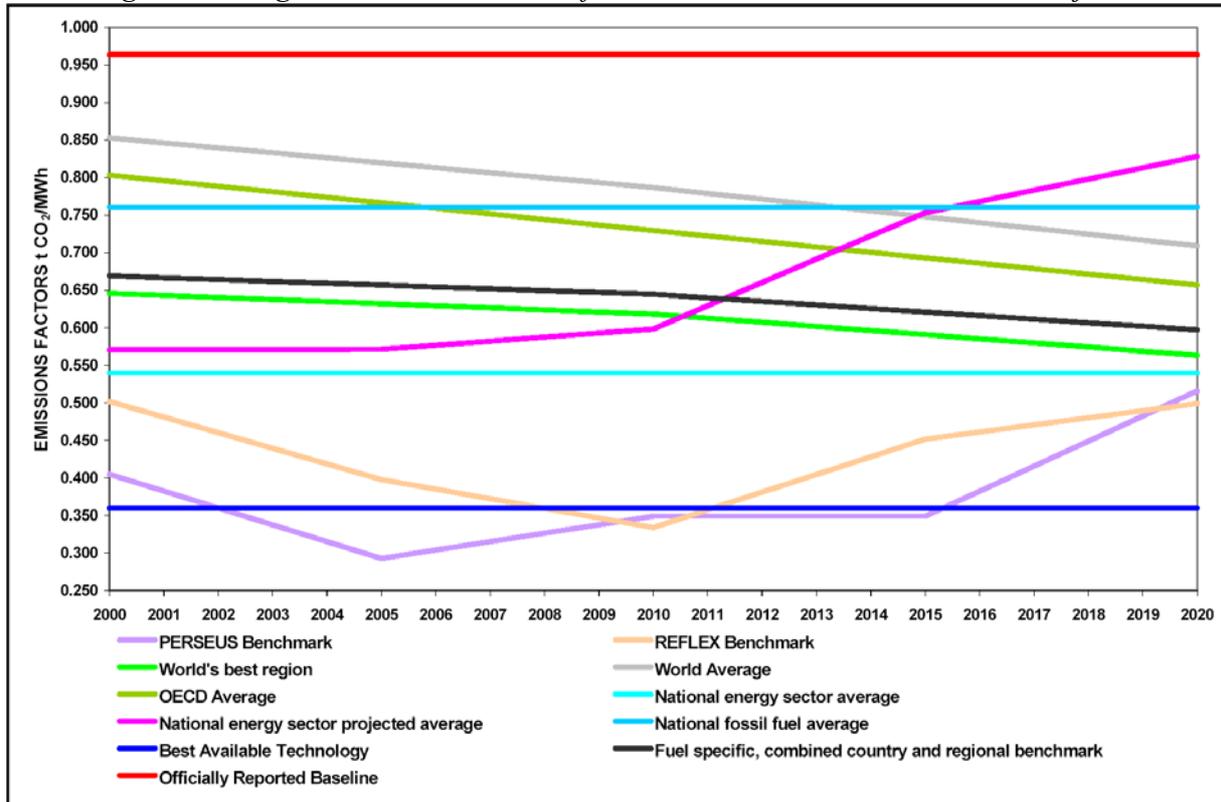
Ebenfalls im Rahmen des PROBACE-Projekts wurden alternative Benchmark-Standards für ein indonesisches Geothermie-Projekt berechnet. Hierfür wurde zunächst ein Benchmark mit dem Optimierungsmodell PERSEUS für die ostindonesische Region ermittelt, in die das Pro-

⁸¹ Beim Forschungsprojekt PROBACE (Procedures for Accounting and Baselines for JI and CDM Projects) handelt es sich um ein internationales Gemeinschaftsprojekt, bei dem der Schwerpunkt auf der Analyse von standardisierten Verfahren für die Emissionsberechnung von JI und CDM Projekten liegt. Nähere Informationen unter: www.northsea.nl/jiq

⁸² Berechnung: $(1.748.415 - 655.558)/(1.748.415 + 655.558) = 0,45$

jekt fällt. Schließlich wurde der PERSEUS-Baseline eine Reihe anderer Benchmarks gegenübergestellt. Die hohe Bandbreite alternativer Baseline-Emissionspfade ist in Abbildung 7.5.6 illustriert.

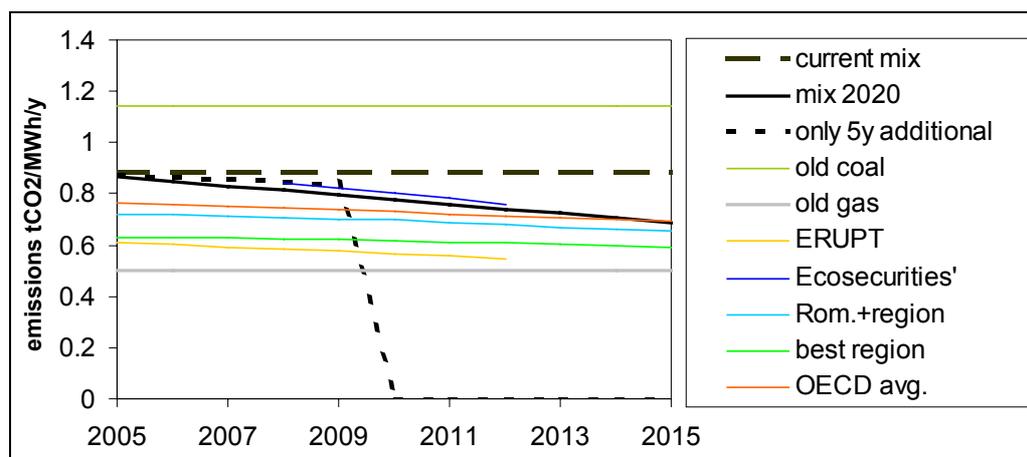
Abbildung 7.5.6: Vergleich von Benchmarks für ein indonesisches Geothermie-Projekt



Quelle: Europäische Union (2003: 81)

Für ein Wasserkraftprojekt in Surduc lassen sich ähnlich unterschiedliche Baseline-Emissionspfade berechnen (Abbildung 7.5.7)

Abbildung 7.5.7: Plausible Baselines für ein Wasserkraftprojekt in Surduc



Quelle: Europäische Union (2003: 114)

Oft wird die Baseline eines Projekts wiederholt revidiert. So wurden die Schätzungen der Emissionsreduktionen eines estnischen Biomasse-Projekts in jedem Projektbericht neu ange-

passt. Die jeweiligen Baseline-Berechnungen weichen erheblich voneinander ab wie Tabelle 7.5-9 zeigt.

Tabelle 7.5-9: 4 Berechnungen der CO₂-Reduktionen eines estnischen Heizkessel-Projekts

Projektbericht	Baseline	Laufzeit (Jahre)	Kumulative Emissionsreduktion (t CO ₂)
1997	Projektspezifisch: Status Quo	10	98.000
1998	Projektspezifisch: Status Quo	15	147.000
1999a	Projektspezifisch: Status Quo	15	158.000
1999b	Branchen-Benchmark + Regierungspläne	15	122.516

Quelle: Daten von Ellis und Bosi 1999

Für viele Projektoptionen muss die Restlaufzeit eines Kraftwerksblocks bestimmt werden. Der Abschreibungsplan einer Anlage ist kein zuverlässiger Indikator für die Restlaufzeit, da gerade in Entwicklungsländern die Anlagen noch lange nach ihrer Abschreibung in Betrieb sind. Die durchschnittliche technische Lebensdauer ist ebenfalls kein guter Schätzer, da alte aber sehr gut erhaltene Anlagen ggf. aufgrund ihres Wirkungsgrades nicht mehr rentabel sind. Nun liegt es nahe, Benchmarks für die Schätzung der Restlaufzeit eines Kraftwerks zu nutzen, z.B. die durchschnittliche Laufzeit aller Kraftwerke. Die Spanne der Laufzeiten thermischer Kraftwerke liegt zwischen 15 und 40 Jahren, wobei der Median bei etwa 25 Jahren liegt (vgl. Bosi 2000). Für GuD-Anlagen und Kohlekraftwerke neueren Typs liegen keine Erfahrungswerte vor. Das Fehlerpotential bei der Schätzung der Restlaufzeit ist als hoch einzuschätzen.

Bernow et al. (2001) prognostizieren, wie viel ‚falsche‘ Reduktionszertifikate in einem CDM-Regime vergeben werden könnten, für Projekte, die auch im kontrafaktischen Nicht-CDM-Fall durchgeführt worden wären. Da dies bislang die einzige Studie ihrer Art ist, soll das Vorgehen hier kurz skizziert werden. Für den Elektrizitäts-Sektor untersuchen die Autoren die Anreizwirkungen von vier unterschiedlich strengen Baseline-Methoden, die aber letztlich alle Benchmark-Methoden sind. In zwei Szenarien belaufen sich die falschen Reduktionskredite aus CDM-Projekten in der ersten Kyoto-Vertragsperiode auf 250-600 Millionen Tonnen CO₂. Dies entspricht 10-23% der Reduktionsverpflichtungen der OECD-Staaten während der ersten Vertragsperiode. Die Konzeption der Analyse scheint indes fragwürdig. Die Autoren beschreiben vier unterschiedlich restriktive Baseline-Regime, deren Charakteristika in Tabelle 7.5-10 zusammengefasst sind.

Die Regime unterscheiden sich danach, welche Projektkategorien für den CDM überhaupt zugelassen werden und wie streng die Zusätzlichkeitstest (additionality test) sind. Die Strenge der Tests wird durch Prozentzahlen widerspiegelt, die angeben welcher Anteil der Projekte als ‚zusätzlich‘ akzeptiert wird. Schließlich werden alternative Standard-Emissionsintensitäten für fossile Kraftwerke vorgegeben, wobei sich die Benchmark-Gruppen nur dahingehend unterscheiden, welches Perzentil der effizientesten Neukapazitäten betrachtet wird.

Die Frage ist nun, mit welcher ‚wahren‘ Baseline diese Standards verglichen werden sollten. Die Autoren ziehen als wahre Baseline für den Elektrizitätssektor einfach eine Prognose der Internationalen Energieagentur zum weltweiten Elektrizitätserzeugungsmix bis 2012 heran und definieren diese als wahre Baseline (IEA 1998). Auf Basis der IEA-Daten wird berechnet, wie sich der Technologiemitmix aufgrund der Anreize durch den CDM ändert. Mit Hilfe von Preiselastizitäten für jede Erzeugungstechnologie wird deren induzierte Kapazitätsausweitung

berechnet, wobei Preisszenarien von 10 und 100 US\$/t Kohlenstoff unterstellt werden. Danach unterscheidet sich der zukünftige Technologie-Mix nur unwesentlich von der ‚wahren‘ Baseline während gleichzeitig enorme Mengen falscher Emissionskredite generiert wurden. Letztlich vergleichen Bernow et al. (2001) aber nur unterschiedliche Baseline-Methoden: vier Benchmarking-Methoden und die Prognose der IEA. Grundsätzlich ist ein Vergleich mit der wahren Baseline nur ex post in einem strategischen Spiel möglich, in dem es nicht zur Projektdurchführung kommt.

Tabelle 7.5-10: Charakteristika alternativer Baseline-Methoden von sehr restriktiv (Regime A) bis wenig restriktiv (Regime D).

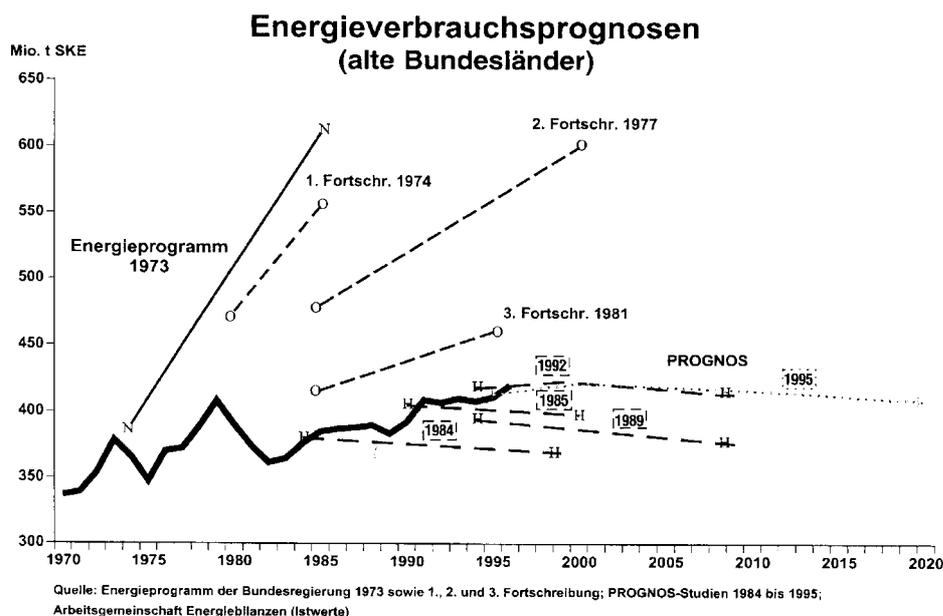
	Regime A	Regime B	Regime C	Regime D
Zugelassene Projekttypen:				
Fossile (Kohle, Öl, Gas)	Nein	Ja (hocheffizient)	Ja (effizient)	Ja
Wasserkraft, AKWs	Nein	Nein	Ja	Ja
Erneuerbare Energien	Ja	Ja	Ja	Ja
Zusätzlichkeitstests:				
Fossile (Kohle, Öl, Gas)	n.a.	25%	50%	100%
Wasserkraft, AKWs	n.a.	n.a.	50%	100%
Erneuerbare Energien	100%	100%	100%	100%
Emissions-Baseline				
Fossile (Kohle, Öl, Gas)	n.a.	25%-Perzentil	50%-Perzentil	0,165 kg C/kWh
Wasserkraft, AKWs	n.a.	n.a.	0,165 kg C/kWh	0,165 kg C/kWh
Erneuerbare Energien	0,1 kg C/kWh	0,164 kg C/kWh	0,165 kg C/kWh	0,165 kg C/kWh

Quelle: Bernow et al. 2001, eigene Darstellung

7.5.3 Unsicherheit von Energie- und Emissionsprognosen

Emissionsprognosen für den Elektrizitätssektor basieren auf Prognosen über zukünftige Energienachfrage, Erzeugungskapazitäten, eingesetzte Technologien und Energieträger.

Abbildung 7.5.8: Prognose und tatsächliche Entwicklung des Energieverbrauchs in Deutschland



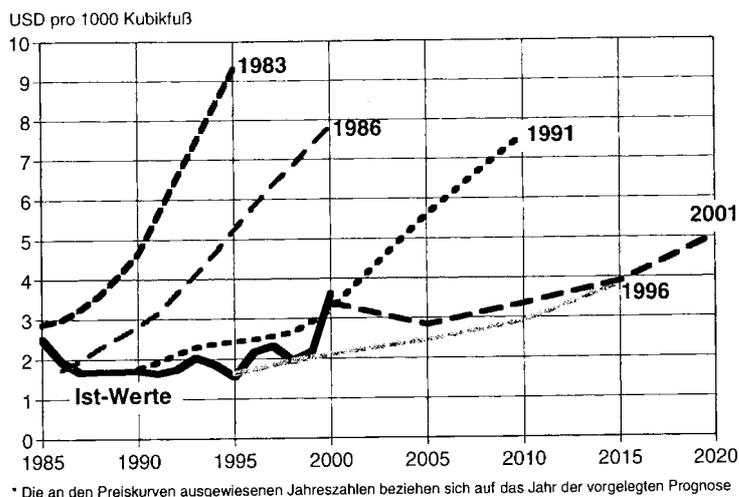
Quelle: Schiffer 2002: 385

Abbildung 7.5.8 zeigt eine Gegenüberstellung der wahren Entwicklung des Energieverbrauchs in Deutschland mit den Prognosen der Prognos AG und der Arbeitsgemeinschaft

Energiebilanzen. Die Fortschreibung der Prognosen der Prognos AG wurde wiederholt nach unten angepasst. Die Festlegung einer Makro-Baseline für den Energiesektor eines Entwicklungslandes wäre mit mindestens eben so hohen Unsicherheiten verbunden. Das Forschungszentrum Jülich hat 24 Studien verglichen, die für den Zeitraum von 1970 bis 2000 Energieverbrauchsprognosen lieferten. Davon haben 21 Prognosen den realen Wert sehr deutlich überschätzt (Fischedick 2001: 233).

Noch schwerer als der Verbrauch lassen sich die Preise der Energieträger prognostizieren. Einen Eindruck von den Fehlern bei Preisprognosen für Gas liefert Abbildung 7.5.9.

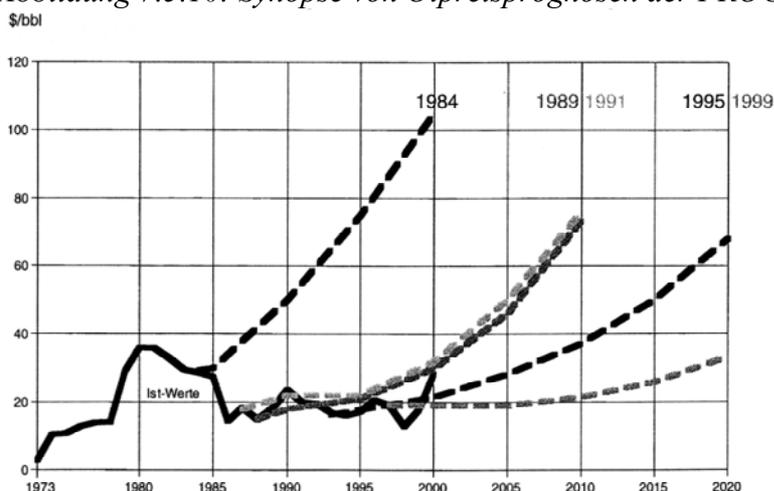
Abbildung 7.5.9: Prognosen des US Energieministeriums und tatsächliche Entwicklung der Gaspreise (nominale Preise ab Bohrloch)



Quelle: Schiffer 2002: 307

Eine Synopse von Ölpreisprognosen unterschiedlicher Institutionen zeigt Abbildung 7.5.10. Danach fielen die Preisprognosen für Primärenergieträger in der Regel viel zu hoch aus.

Abbildung 7.5.10: Synopse von Ölpreisprognosen der PROGNOS AG* (nominale Preise)



*Die an den Preiskurven ausgewiesenen Jahreszahlen beziehen sich auf das Jahr der vorgelegten Prognose

Quelle: Schiffer 2002: 306

Betrachten wir nun Prognosen auf der Basis von Gleichgewichts- und Technologiemoellen. Abbildung 7.5.11 zeigt die Ergebnisse von Grubb (1999), der zahlreiche Emissionsprognosen

für das Jahr 2010 gegenüberstellt. Die erste Zeile fasst die Ergebnisse von 10 Modellen des *Economic Modelling Forum* zusammen. Obwohl alle Modelle unter vergleichbaren Annahmen liefen und alle auf sehr ähnlichen Formulierungen eines allgemeinen Gleichgewichtsmodells basieren, generieren sie ein sehr weites Spektrum von Emissionsprognosen. Die zweite Spalte zeigt Prognose-Szenarien der US Energy Information Administration und die dritte Spalte Emissionsprognosen, die von den einzelnen Länderregierungen beim internationalen Klimasekretariat eingereicht wurden.

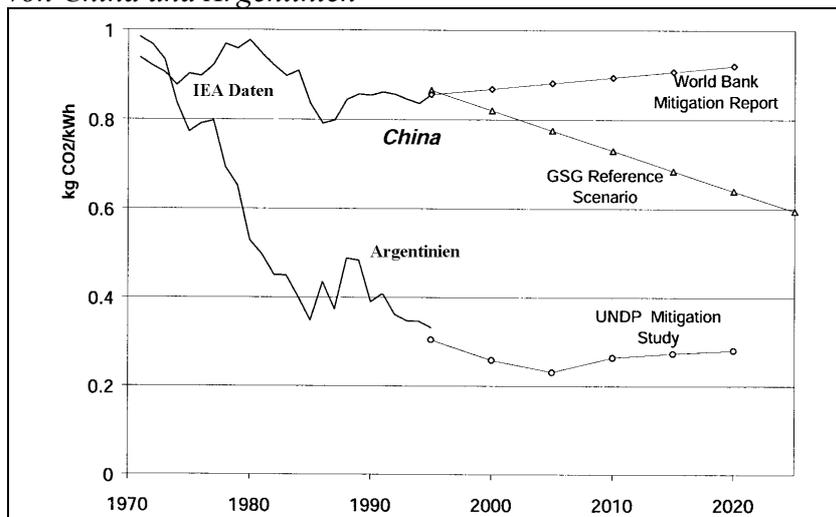
Abbildung 7.5.11: CO₂-Prognosen für 2010 aus verschiedenen Quellen: %-Veränderung vom Emissionsniveau von 1990

Region	Range of forecasts from EMF-16 models	Energy Information Administration forecasts		Official national communications to UNFCCC / ITEA estimates	
		Low scenario	High scenario	Base	High
European Union	11 - 38% (outliers 56, 75%)	2.5%	15.8%	2.3	
United States	21 - 36%	27.6%	38.0%	23.2	
Japan	19 - 34 % (outliers 11, 75%)	5.8%	30.3%	14.9	20.0
Australia	28 - 41 % (outliers 75, 102 %)	17.7%	34.4%	42.1	
Canada	48%	19.8%	38.1%	18.7	
Other OECD		18.3%	32.9%	26.5	
Russia	- 14%	-39.2%	-18.4%	- 17.8	- 4.7
New EU	48%	-18.0%	5.9%	- 18.4	9.0
Other CEEC (of which Ukraine)	-14%	-31.9%	-10.0%	- 23.6	- 12.6
				- 17.7	- 9.2
Total Annex I		2.5%	18.2%	2 %	7 %

Quelle: Grubb 1999: 10

Insbesondere die Prognosen für die Transformationsstaaten mussten nach Eintreten unerwarteter, fundamentaler ökonomischer Strukturbrüche mehrfach revidiert werden. So hat die US Energy Information Administration innerhalb eines Jahres ihre CO₂-Prognosen für die ehemaligen Sowjetstaaten von 967 MtC auf 666 MtC revidiert, d.h. um mehr als 30%.

Abbildung 7.5.12: Historische und prognostizierte CO₂-Intensitäten im Elektrizitätssektor von China und Argentinien



Quelle: Lazarus et al. (1999)

Abbildung 7.5.12 zeigt zwei stark divergierende Prognosen über die zukünftige CO₂-Intensität des chinesischen Kraftwerkssektors. Das Szenario der Global Scenario Group (GSG)

basiert auf der Annahme, dass China bei zukünftigen Kapazitätserweiterungen verstärkt auf Wasser- und Atomkraft setzen wird, was bis zum Jahr 2020 zu einer Senkung der spezifischen Emissionen um mehr als 30% führen würde. Demgegenüber geht die Weltbank davon aus, dass China aufgrund der hohen heimischen Reserven den Kohleanteil an der Energieerzeugung sogar von 70% auf 76% erhöhen wird (Lazarus et al. 1999).

Ein komplexes Energiesystem ist durch eine Vielzahl von Wirkungszusammenhängen gekennzeichnet, die auch mit den komplexesten Modellen nicht annähernd beschrieben werden können. Zwar erlauben moderne Rechner bereits Modelle mit mehreren tausend Variablen, die Modelle sind dann aber so komplex, dass das Ergebnis und die Zusammenhänge, die es bewirkt haben, nicht mehr nachvollziehbar sind. Der Komplexitätsgrad führt auch dazu, dass selbst kleinste Änderungen in den Parametern zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen führen können, d.h. die Modelle sind sehr sensibel gegenüber Startwerten etc. Um ein Mindestmaß an Stabilität zu gewährleisten bauen die Modellierer feste Grenzen ein, innerhalb derer optimiert werden kann. Die Festlegung dieser Grenzen ist aber oft sehr willkürlich (vgl. Fishedick 2001). Tabelle 7.5-11 zeigt Prognosen für die Baseline-Emissionen der EU, die mit vier der bekanntesten, berechenbaren Gleichgewichtsmodelle berechnet wurden. Die Prognosen differieren um mehr als 50%.

Tabelle 7.5-11: Schätzungen der EU Baseline-Emissionen in 2010

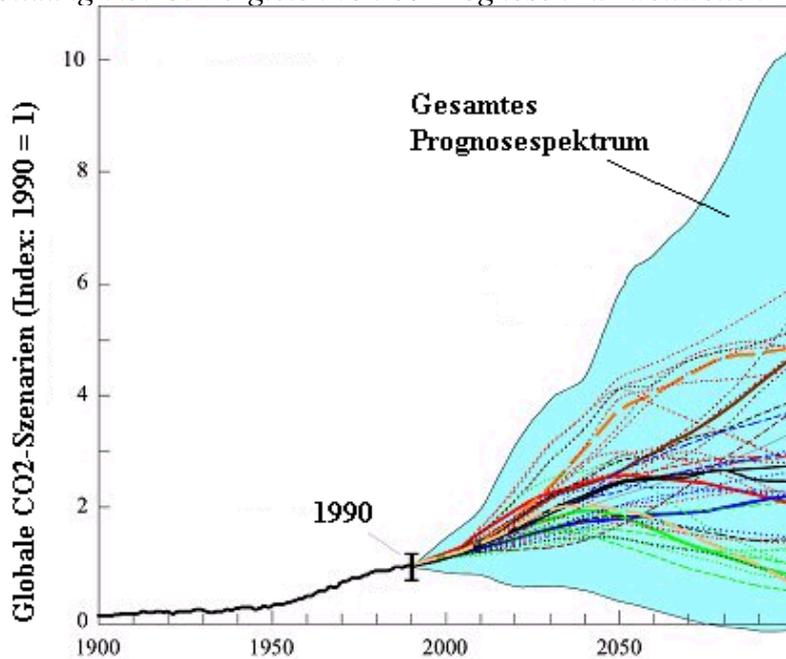
Modell	Baseline Emissionen in 2010 (Mio. t C)
EIA (1999)	160
EPPA (Ellerman and Decaux, 1998)	308
GREEN (Van der Mensbrugge, 1998)	296
SGM (MacCracken et al., 1999)	176
Average	235

Quelle: Zhang (2001)

Für weiter in die Zukunft reichende Zeiträume scheinen Prognosen kaum möglich zu sein. Abbildung 7.5.13 zeigt eine Synopse von 40 Emissionsprognosen, die das IPCC auf Basis der bekanntesten Gleichgewichts- und Energiemodelle und einer Literaturlauswertung ermittelte (IPCC 2000). Die CO₂-Prognosen für das Jahr 2100 reichen von plus 40 Gt bis minus 6 Gt im Vergleich zum Niveau von 1990.

Das IPCC (2001a) kommt zu dem Ergebnis, dass es wenig Sinn mache, sich auf eine Prognose zu stützen: „one and only one development path does not exist and studies preferably should include multiple baseline scenarios that facilitate a sensitivity analysis of the scenario variables and assess the consequences of alternative development paths“ (2001a: 270). Für die Berechnung der Baseline eines CDM-Projekts darf es indes nicht bei der Angabe möglicher Szenarien bleiben. Der Zertifizierer muss sich für ein Szenario entscheiden.

Abbildung 7.5.13: Vergleich von 40 Prognosen zur weltweiten Emissionsentwicklung



Quelle: IPCC 2000

7.5.4 Fazit

Die Summe der angeführten Beispiele lässt den Schluss zu, dass die Fehlerpotentiale bei der Ermittlung der Baseline eines Projekts im Energiesektor durchaus im zwei- bis dreistelligen Prozentbereich liegen. Tabelle 7.5-12 spiegelt die Einschätzung des Autors wie gut die einzelnen Baseline-Methoden für die unterschiedlichen Projekttypen im Energiesektor geeignet sind. Es spricht viel dafür, dass die Baseline für ein Kraftwerksprojekt durch eine Simulation der Investitionsentscheidung erfolgen sollte, bzw. über eine Plausibilitätsprüfung des vom Projektinitiator vorgelegten Baseline-Investitionsplans.

Tabelle 7.5-12: Eignung von Baseline-Methoden für unterschiedliche Projekttypen

Baseline Methoden:		Investitions-Simulation	Standards / Benchmarks			
			Kontrollgruppen	Historische Daten	Prognosen	Energie-modelle
Projekttypen:						
Retrofit-Projekte		++	+/-	+/-	-	+/-
Ersatzinvestitionen		++	+/-	-	+/-	+
Neue Kapazität	Zentrale Erzeugung	++	+/-	+/-	+	++
	Dezentrale Erzeugung	Verbundnetz	++	-	-	-
		Unvernetzt	++	+/-	-	-

Legende: ++ sehr gut geeignet, -- sehr schlecht geeignet

Beim einfachen Vergleich der Projektemissionen mit einem Standard scheint das Fehlerpotential zu hoch zu sein, um mit niedrigeren Transaktionskosten gerechtfertigt werden zu können. Nichtsdestotrotz können Benchmarks bei der Plausibilitätsprüfung von Investitionsplänen sehr hilfreich sein. Den verifizierenden Behörden sollte mit Emissions- und Technologie-szenarien, mit regionalspezifischen Durchschnittswerten und Benchmark-Listen ein Instru-

ment an die Hand gegeben werden, das eine schnellere Prüfung der Aussagen der Projektbetreiber über einzelne Entscheidungsvariablen ermöglicht.

7.6 Erfahrungen mit anderen Baseline-and-Credit Systemen im Energiesektor

Der CDM ist nicht das erste Baseline-and-Credit-System zur Emissionsregulierung. Fast alle derzeit existierenden, projektbasierten Anreizmechanismen zur Emissionsreduktion vergüten Reduktionen unter einer ex ante definierten Baseline. Beispiele hierfür sind das amerikanische ‚Acid-Rain Opt-in Program‘ und das niederländische CERUPT Programm, die beide wertvolle Erfahrungswerte für die Ausgestaltung von Baseline-and-credit-Systemen liefern.

7.6.1 Das 'Acid Rain Opt-In Program' der US Environmental Protection Agency

Der US-amerikanische Markt für SO₂-Zertifikate gilt weltweit als Vorreitermodell für den Handel mit Emissionsrechten aber auch mit Reduktionszertifikaten.⁸³ Beim 'Closed Market Trading' können nur Unternehmen und Körperschaften zugelassen werden, die absoluten SO₂-Emissionsobergrenzen unterliegen. Das sogenannte 'Open Market Trading' ermöglicht auch die Teilnahme von Firmen, die keinen Emissionsauflagen unterliegen, indem diese freiwillig ihren SO₂-Ausstoß reduzieren und die resultierenden Emissionsreduktionen auf dem Zertifikatemarkt verkaufen können. Für die Berechnung der Reduktionen ist die Festlegung ihrer Baseline-Emissionen erforderlich. Zertifikate in Höhe der jeweiligen Emissionsobergrenzen für SO₂ wurden zunächst nur für die fossil befeuerten Kraftwerke vergeben. Das US-Programm zur Reduktion von SO₂-Emissionen von Kohlekraftwerken teilte sich in zwei Phasen. Während der Phase I wurden 263 Kraftwerkseinheiten mit Emissionsobergrenzen belegt. Phase II, die mit dem Jahr 2000 begann, erweiterte das Programm auf fast alle sonstigen Elektrizitätserzeuger. Das Programm enthielt eine Substitutions-Regel, wonach es möglich war, dass Phase II-Anlagen freiwillig bereits während Phase I am Zertifikatehandel teilnahmen. Hierfür wurden ihnen Zertifikate in Höhe ihrer Baseline-Emissionen zugeteilt.

Die Baseline für diese Anlagen wurde auf Basis der durchschnittlichen Emissionsintensität und Wärmeerzeugung der vergangener Jahre berechnet. Das Programm begann 1995, wobei die hierfür berechnete, standardisierte Baseline auf Daten von 1985 bis 1990 basierte. Die Wahl dieses Zeitraums war ein Kompromiss aus gegenläufigen Überlegungen: Einerseits war es sinnvoll die neuesten Zahlen zu verwenden, um aktuelle technologische Entwicklungen zu berücksichtigen. Andererseits hätte man dadurch jene Unternehmen bestraft, die in den Jahren vor 1995 freiwillig ihren Emissionsausstoß gesenkt hatten. Man wollte überdies vermeiden, dass Firmen aus strategischen Gründen ihre Emissionen erhöhen, um eine höhere Baseline und damit mehr Zertifikate zugeteilt zu bekommen. (Harrisson et al. 2000: 40).

Nach Montero (1999) ergab die Evaluierung des Programms, dass viele Anlagen teilnahmen, deren tatsächliche Baseline-Emissionen unter dem Standard lagen und die wesentlich mehr Emissionsreduktionen angerechnet bekamen als sie tatsächlich realisiert hatten. Die auf historischen Daten beruhenden Standards unterschätzten den technologischen Fortschritt und führten zu einer Negativauslese, da Firmen teilnahmen, deren wahre Baseline-Emissionen

⁸³ Die folgende Darstellung des US-Systems basiert zu einem großen Teil auf der Studie von Harrisson et al. (2000).

unter dem Standard lagen, während jene fernblieben, die zu wenig kreditiert bekommen hätten. Bei der Berechnung des Standards blieben aktuelle Ereignisse unberücksichtigt, wie z.B. die Deregulierung des Eisenbahnsektors, wegen der die Nachfrage und der Preis für Kohle fiel (vgl. Harrison et al. 2000).

7.6.2 US-Programme zur Energieeinsparung

Eine weitere Möglichkeit für amerikanische Elektrizitätsversorger, SO₂-Emissionskredite zu erwirtschaften, ist der '*Conservation and Renewable Energy Reserve*' (CRER). CRER zertifiziert SO₂-Reduktionen, die aus der Durchführung von Energiesparprogrammen resultieren. Zur Berechnung der Energieeinsparungen dürfen die EVU zwischen zwei Methoden wählen:

1. 'Monitored Energy Use': Der Energieverbrauch nach Durchführung einer Maßnahme wird mit dem Verbrauch einer Kontrollgruppe verglichen. Reduktionskredite werden nur bei annehmbar guten ('reasonably certain') Schätzung der Einsparungen vergeben. Unter 'annehmbare' versteht die Behörde eine Vertrauenswahrscheinlichkeit von 75%.
2. 'Stipulated Energy Use': Ermittlung der Energieeinsparung durch Anwendung technischer Algorithmen und Umrechnungsfaktoren, die von der Behörde vorgegeben werden. Die Behörde veröffentlicht Listen mit Standardwerten, die für jede (technische) Maßnahme die anrechenbare Energieeinsparung angeben.

Diese Methoden müssen nur für das erste Jahr angewandt werden; die Einsparungen der Folgejahre können durch einfachere Methoden (wie Fortschreibung der Jahr-1-Emissionen) ermittelt werden. Interessant ist hierbei, dass die ermittelten Energieeinsparungen der Folgejahre mit einem Faktor gewichtet werden, der davon abhängt welche Methode angewandt wurde. Je aufwendiger die Ermittlungsmethode, desto höher ist die Gewichtung. Dies soll den Firmen einen Anreiz geben, in Messinstrumente und Schätzmethode zu investieren.

Nach Harrison et al. (2001) wird in den meisten Programmen nur ermittelt, wie hoch die Einsparungen im Vergleich zum Status Quo sind. Hingegen wird nicht die Frage gestellt, ob die Einsparung auch ohne das Programm erfolgt wäre. Die meisten EVU wenden nur sehr simple Evaluierungsmethoden an, auch wenn mächtigere Methoden zur Verfügung stehen, deren Kosten nicht ins Gewicht fallen würden. Welche Methoden zu den besten Schätzungen führen bleibt umstritten: "There is, however, still significant debate about which methods produce the most accurate estimates and the magnitude of the uncertainty introduced by accurate approaches." (Ebd.)

7.6.3 Das Niederländische CERUPT Programm

Die niederländische Regierung hat im November 2001 ein Ausschreibungsverfahren für CDM-Projekte durchgeführt, den sogenannten *Certified Emissions Reduction Unit Procurement Tender* (CERUPT). Von den 78 Bewerbungen wurde im März 2003 schließlich 18 Projektvorschläge von der niederländischen Regierung akzeptiert, die zur weiteren Prüfung an den CDM-Exekutivrat weitergeleitet wurden und die in Tabelle 7.6-1 dargestellt werden.

Table 7.6-1: Genehmigte CDM-Projekte des ersten CERUP Tenders der niederländischen Regierung (März 2003)

Project	Country	CER amount (in 1000 t CO ₂)
High efficient power generation	Bolivia	327
Catanduva sugarcane mill	Brazil	196
ONYX landfill gas project	Brazil	696
Wind farm Inner-Mongolia	China	606
INCSA expansion project	Cost Rica	491
SARET landfill gas project	Cost Rica	948
Penas Blanca hydroelectric project	Cost Rica	807
Shell geothermal energy project	El Salvador	100
Suzlon 15 MW wind project	India	340
Vestas 14 MW wind project	India	272
Enercon Wind farm	India	476
Biomass Project Maharashtra	India	300
Biomass Project Rajasthan	India	1150
Geothermal project	Indonesia	5432
Wigton wind farm	Jamaica	457
Hydro Power Generation Fortuna	Panama	225
Esti hydroelectric power plant	Panama	3397
Bayano hydroelectric project	Panama	331
Total		16.551

Quelle: <http://www.senter.nl/erupt/>

Das niederländische Umweltministerium hat ein Handbuch für die Verifizierung von CERUPT-Projekten entwickelt. Darin wird den Projektentwicklern genau vorgegeben, wie die Baseline für ein Projekt zu bestimmen ist und wie indirekte Emissionen berücksichtigt werden müssen. Die wesentlichen Elemente der Richtlinien sollen hier skizziert werden weil die Arbeiten der Niederländer einen großen Einfluss auf die Erstellung des Handbuchs haben, welches derzeit vom internationalen Klimasekretariat für die Zertifizierung von CDM-Projekten entwickelt wird.

Beantragt ein Unternehmen die Durchführung eines CERUPT-Projekts so muss es eine Baseline-Studie für das Projekt vorlegen, die auf folgende Punkte eingeht:

- Beschreibung aller Treibhausgasquellen und -senken und Definition der Projektgrenzen
- Beschreibung der Schlüsselfaktoren, die einen starken Einfluss auf die Baseline haben
- Diskussion der Projektlaufzeit

7.6.3.1 Projektgrenzen und indirekte Effekte

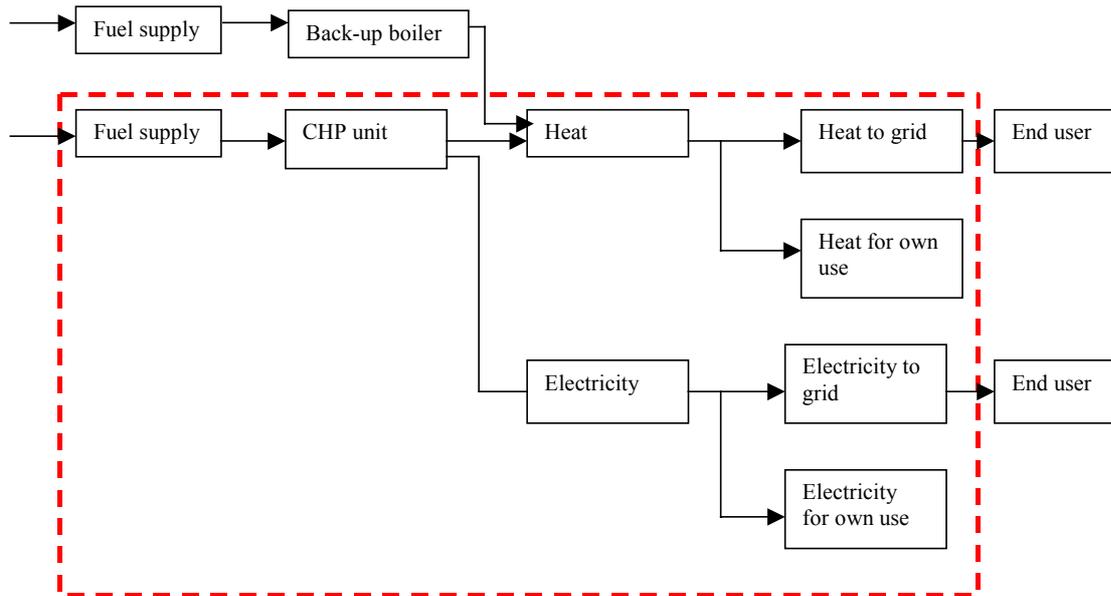
Das Handbuch unterscheidet vier Arten von Emissionseffekten:

- Direkte ‚on-site‘ Emissionen, die bei der Verbrennung und beim Prozess entstehen.
- Direkte ‚off-site‘ Emissionen, die außerhalb der Anlagen des Unternehmens anfallen aber eine direkte Folge des Projekts sind. Dies sind die jeweils eine Stufe vor- und nachgelagerten Aktivitäten („one step upstream, one step downstream“).
- Indirekte ‚on-site‘ Emissionen: Damit sind vor allem Nachfrage- und Kapazitätseffekte gemeint, z.B. der Rebound-Effekt bei Maßnahmen die zu einem niedrigeren Treibstoff- oder Energieverbrauch führen.

- Indirekte ‚off-site‘ Emissionen: Emissionsänderungen durch Maßnahmen außerhalb des Projekts, die durch das Projekt erst induziert wurden. Hat z.B. ein Projekt Demonstrationscharakter, kann dies dazu führen, dass andere Betreiber nachziehen und die moderne Technologie implementieren.

Die Projektentwickler müssen ein Stoffflussdiagramm zeichnen und darin die Systemgrenzen einzeichnen. Nur Emissionseffekte innerhalb dieser Projektgrenzen werden erfasst. Ein Beispiel illustriert Abbildung 7.6.1, in der die Systemgrenze für ein KWK-Projekt durch die gestrichelte Linie gekennzeichnet wird.

Abbildung 7.6.1: Beispiel eines Flussdiagramms für ein KWK-Projekt nach CERUPT



Die gestrichelte Linie markiert die Systemgrenze

Quelle: MHSPEN (2001b: 7)

Für die Definition der Projektgrenzen werden zwei Prinzipien vorgegeben, die auch in den internationalen Klimaverträgen Anwendung finden sollen (vgl. Kapitel 9):

1. Das ‚Prinzip der Kontrolle‘: Die Projektgrenzen sollen so gezogen werden, dass alle Emissionen erfasst werden, die von den Projektbetreibern direkt kontrolliert oder beeinflusst werden können. Dies führt dazu, dass bei einem Kraftwerksprojekt Emissionen, die bei der Gewinnung der Primärenergieträger entstehen, nicht erfasst werden.
2. Das zweite Prinzip fordert, dass alle Emissionseffekte der *unmittelbar vor- und nachgelagerten* Wertschöpfungsstufen erfasst werden: „In any case the relevant GHG emissions‘ impacts related to activities one step downstream and one step upstream of the project should be included within the project boundary.“ (MHSPEN 2001c)

Das Handbuch schweigt sich indes darüber aus, wie „one step“ zu definieren ist. Betrachten wir z.B. den Einbau einer effizienteren Turbine in ein Kraftwerk. Die nächste Stufe nach der Stromproduktion wäre die Zustellung des Stroms zum Abnehmer. Da das weitere Vorgehen des Abnehmers erst die übernächste Stufe ist, werden Rebound-Effekte beim Konsumenten nicht mehr erfasst. Macht es nun einen Unterschied ob der Netzbetrieb vom selben Unternehmen geleistet wird oder durch einen externen Netzbetreiber? Unklar ist auch was das Prinzip der Kontrolle konkret bedeuten soll, da jede Aktion eine Wirkung erzielt. Selbstver-

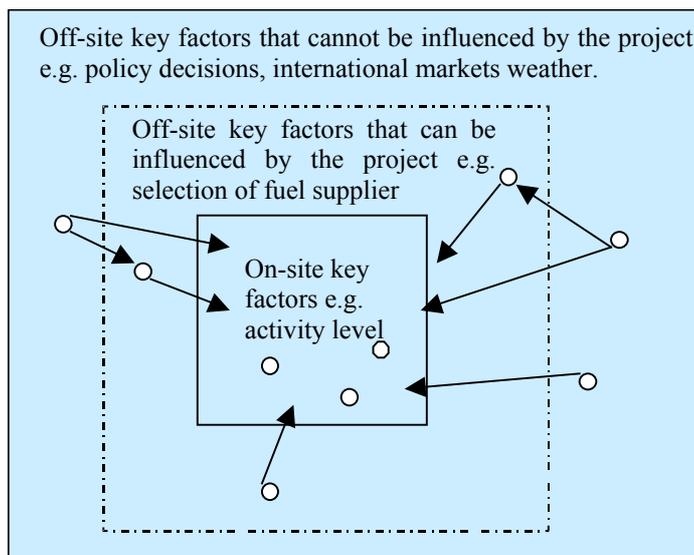
ständig hat der Projektentwickler insofern die Kontrolle über alle vor- und nachgelagerten Effekte, da sein Tun diese Effekte auslöst. Der Kontrollbegriff müsste konkretisiert werden.

Preiseffekte von Brennstoffwechselprojekten müssen nicht berücksichtigt werden: they are unlikely to happen, since such projects are generally too small to affect fuel market conditions.“ (MHSPEN 2001c: 6) Dabei wird freilich vergessen, dass eine hohe Zahl kleiner CDM-Projekte durchaus einen relevanten Einfluss auf die Energiepreise haben kann.

7.6.3.2 Bestimmung der Baseline

Die Baseline für ein CERUPT-Projekt wird nur ex ante festgelegt und bis zum Jahr 2012 nicht mehr angepasst, es sei denn, das Projekt wird während der Laufzeit substantiell modifiziert. Folgende Baseline-Methoden werden vorgeschlagen, deren Auswahl begründet werden soll: Investitionsanalyse (Barwert- oder Zinsfußverfahren), Szenariotechniken, Kontrollgruppen und Expertenbefragungen. Letztlich basiert die Zertifizierung auf einer Plausibilitätsprüfung der von den Projektentwicklern vorgelegten Investitionsanalyse. So müssen die Projektentwickler alle Schlüsselvariablen beschreiben, die ihre Investitionsentscheidung beeinflussen. Wie in Abbildung 7.6.2 illustriert, werden die projektrelevanten Schlüsselfaktoren in drei Gruppen unterteilt.

Abbildung 7.6.2: Baseline-Analyse für CERUPT-Projekte: Kategorisierung der Schlüsselfaktoren



Quelle: MHSPEN 2001c: 11

Die CERUPT-Richtlinien fordern eine genaue Beschreibung des sozioökonomischen Umfelds des Projekts, darunter auch Faktoren außerhalb der Projektgrenzen (offsite-key factors), die hohen Einfluss auf das Projekt haben. Gefordert werden Angaben zu folgenden Faktoren:

- absehbare gesetzliche Entwicklungen,
- Sektor-Reform-Projekte,
- die ökonomische Situation im Projektsektor,
- sozio-demografische Entwicklungen,
- existente Subventionen und sonstige Anreize (z.B. Flächenstilllegungsprämien etc.),

- Absehbare Entwicklung der Energiepreise (aufgrund sinkender Subventionen),
- Energieangebotspolitik,
- Entwicklung der Energienachfrage,
- die Finanzsituation des Landes,
- Konsequenzen aus der Liberalisierung der Energiemärkte,
- Energierecht und Umweltauflagen (z.B. für lokale Schadstoffe),
- Wetterbedingungen.

Das Handbuch versucht das Problem der Unsicherheit bei der Projektbewertung mit Betschwörungsformeln in den Griff zu bekommen wie „the baseline must be a conservative estimate“ oder „the lower end of the emissions‘ range should be used“ (ebd. S. 14). Derartige Formulierungen liefern zwar eine Art *best practice*, deren Einhaltung aber nicht überprüfbar ist. Desweiteren wird gefordert: „Wherever applicable it is recommended to apply statistical indicators which allow for conservative estimates of the key factor parameter values e.g. by providing 95% confidence ranges.“ (ebd. S. 16) Vertrauensintervalle sind aber nur für die Beschreibung von Stichprobenunsicherheit tauglich und täuschen eine mathematische Exaktheit vor, die bei der Baseline-Bestimmung nicht gegeben ist (vgl. Kapitel 6.2.3)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es für den Energiesektor bereits eine Reihe von Erfahrungsberichten und Handbüchern zur Ermittlung von Baselines vorliegen. Für den Transportsektor liegen solche Erfahrungen und *best practice* Handbücher zur Baseline-Ermittlung noch nicht vor. Einen Beitrag zur Schließung dieser Lücke liefert das folgende Kapitel.

8 Fallbeispiel Transportsektor

Rund 22% der weltweiten Treibhausgasemissionen, die durch Energieverbrauch entstehen, werden durch Transportaktivitäten verursacht. Die OECD (2000) prognostiziert einen Anstieg weltweiter CO₂-Emissionen von Kraftfahrzeugen von 1990 bis zum Jahr 2030 auf mehr als 300% Prozent für den Fall, dass keine drastischen Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Zwar hatten die Industrieländer 1995 mit 55% den Löwenanteil der Emissionen aus Transportaktivitäten zu verantworten, doch wächst der Anteil der Entwicklungsländer beständig (IPCC 2000). Nach Prognosen des World Energy Council steigt die Energienachfrage aus Transportaktivitäten in Nicht-OECD-Staaten bis 2020 mit jährlichen Wachstumsraten von 4.2% bis 5.2% (IPCC 2001a: 193).

In diesem Kapitel wird der Frage nachgegangen, ob sich Klimaprojekte im Transportsektor von Entwicklungsländern über den sogenannten 'Clean Development Mechanism' (CDM) finanzieren ließen. Grundsätzlich sind auch Transportprojekte für den CDM zugelassen, so lange diese den Auflagen des Art. 12 des Kyoto-Protokolls entsprechen. Derzeit gibt es nur zwei Arbeiten, die sich mit CDM-Projekten im Transportsektor beschäftigen (Salon 2001, Bürki und Grütter Consulting 2001). Dies ist vielleicht darauf zurückzuführen, dass die Bestimmung von Projekt-Baselines und die Quantifizierung indirekter Emissionseffekte, auf den ersten Blick für Transportprojekte noch schwieriger zu sein scheint als für Projekte in anderen Sektoren. Viele Beobachter vertreten daher die Meinung, Transportprojekte seien vom CDM auszuschließen (vgl. Salon 2001: 5). Der weitverbreiteten Ansicht, die Quantifizierung von Emissionsreduktionen sei bei Transportprojekten wesentlich schwieriger als bei anderen Projekttypen, wird bisher durch keine Studie gestützt, die den Grad der Messunsicherheit bei Transportprojekten diskutiert und mit dem Unsicherheitsgrad anderer Projekttypen vergleicht. Dieses Kapitel geht daher der Frage nach, welche Baseline-Methoden für die Evaluierung von Transportprojekten geeignet sind und wie hoch der Grad der Unsicherheit hierbei ist.

Das Kapitel ist wie folgt aufgebaut: Der folgende Abschnitt 8.1 gibt zunächst einen groben Überblick über die Möglichkeiten der CO₂-Vermeidung im Transportsektor. In Abschnitt 8.2 wird gezeigt, welche verkehrsspezifischen Probleme sich bei der Anwendung der in Kapitel 3 vorgestellten Baseline-Methoden ergeben und welche speziellen Methoden für Transportprojekte zur Verfügung stehen, wobei der Schwerpunkt auf der Diskussion von Verkehrswahlmodellen liegt. Die Gegenüberstellung zahlreicher Prognosen zur Entwicklung des Verkehrsaufkommens, der spezifischen Treibstoffverbräuche und Emissionen vermittelt einen Eindruck von der Größenordnung der Prognosefehler. Anhand des Fallbeispiels eines peruanischen Treibstoffwechselprojekts wird gezeigt, inwiefern sich Benchmarks für die Ermittlung von Emissionsreduktionen eignen und wie hoch die daraus resultierenden Fehler wären. In Kapitel 8.3 werden die indirekten Emissionen bei Transportprojekten im Rahmen eines Treibstoffwechselprojekts illustriert und quantifiziert. In Kapitel 8.4 wird schließlich gezeigt, wie bei den Transportprojekten internationaler und nationaler Entwicklungshilfe- und Umweltorganisationen und im Rahmen der amerikanischen Programme zur SO₂-Reduktion, die Baseline und die indirekten Effekte der Projekte quantifiziert wurden.

8.1 Klassifizierung von Projekttypen im Transportsektor

Da rund 95% der treibhauswirksamen Emissionen des Transportsektors auf den Straßenverkehr entfallen, gehen wir im folgenden nur auf Optionen zur Emissionsreduktion im Straßenverkehr ein. Etwa 97% der CO₂-Emissionen im Verkehrssektor entstehen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe (IPCC 1996). Da sich CO₂-Emissionen nicht wie z.B. SO₂ herausfiltern lässt, kann eine Reduktion der CO₂-Emissionen nur über eine Reduzierung des Verbrauchs kohlenstoffhaltiger Brennstoffe oder durch Umstellung auf weniger kohlenstoffhaltige Treibstoffe erreicht werden.

Abbildung 8.1.1: Optionen zur Reduktion von Treibhausgasen im Verkehrssektor

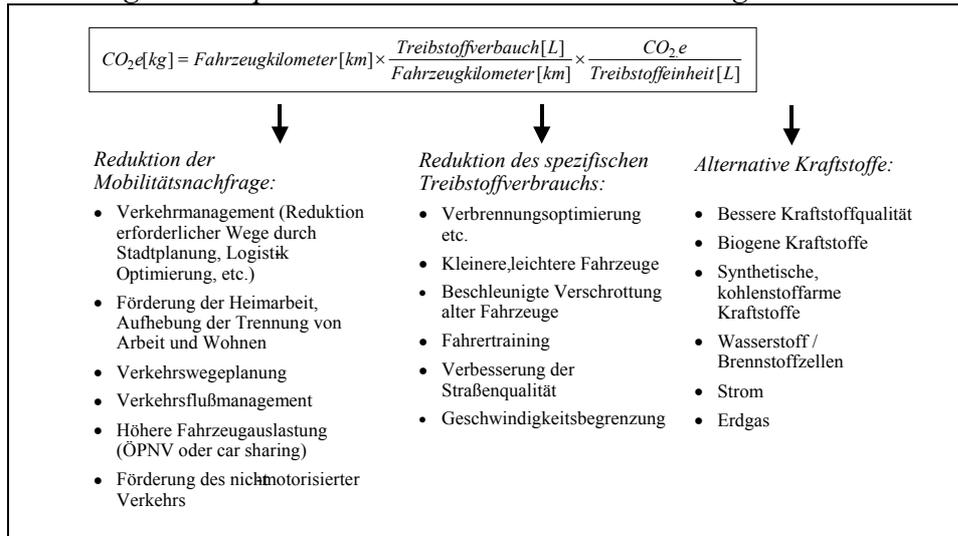


Abbildung 8.1.1 zeigt, dass hierzu grundsätzlich drei Ansätze zur Emissionsreduktion bestehen: (i) Reduktion der gefahrenen Personenkilometer, (ii) Wechsel zu einer Technologie mit geringerem Brennstoffverbrauch und schließlich (iii) der Einsatz von Treibstoffen, die mit niedrigeren oder keinen THG-Emissionen verbunden sind.

Die Zahl der Personenkilometer lässt sich senken durch eine Reduktion der Mobilitätsnachfrage und durch eine Erhöhung der Personenzahl pro Fahrzeug. Die Verkehrsnachfrage kann durch Transportmanagement und Verbesserungen der Logistik reduziert werden aber auch durch eine Neugestaltung der Arbeitswelt wie verstärkte Heimarbeit etc. Ziel solcher Ansätze ist stets die Verminderung erforderlicher Wege, z.B. von der Wohnung zur Arbeitsstätte. Der Treibstoffverbrauch pro Personenkilometer hängt ab von der Technologie, der Wartung der Technologie, dem Fahrverhalten und exogenen Größen wie der Straßenqualität. Emissionen können gesenkt werden, indem Kraftstoffe wie Diesel und Benzin durch alternative Treibstoffe substituiert werden, z.B. durch komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdölgas (LPG), Alkohole wie Ethanol oder Methanol, Biodiesel aus Raps oder anderen Ölen und Fetten, durch Wasserstoff oder elektrischen Strom. Bei der Verbrennung dieser Treibstoffe oder der Stromgestehung fällt deutlich weniger CO₂ an als bei der Verbrennung von Mineralöl. Der freigesetzte Kohlenstoff wird bei nachwachsenden Ausgangsrohstoffen (Raps, Holz, etc.) wieder gebunden, so dass diese Treibstoffe CO₂-neutral sind. Die direkten Emissionsreduktion berechnet sich

$$\text{Direkte Emissionsreduktion} = \left(\frac{\text{kg CO}_2\text{e}}{\text{l}} \cdot \frac{\text{l}}{\text{km}} \cdot \text{km} \right)^{\text{Baseline}} - \left(\frac{\text{kg CO}_2\text{e}}{\text{l}} \cdot \frac{\text{l}}{\text{km}} \cdot \text{km} \right)^{\text{Projekt}}$$

Die CO₂e-Intensität der Kraftstoffe lässt sich durch Laboranalysen bestimmen, wobei dies bei biogenen Kraftstoffen aufgrund der hohen Heterogenität der Ausgangsstoffe wesentlich schwieriger ist als bei Mineralölkraftstoffen. Bei elektrischen Fahrzeugen muss die CO₂e-Intensität des Netzstroms bestimmt werden. Die damit verbunden Schwierigkeiten wurden in Kapitel 7 dargestellt. Der spezifische Treibstoffverbrauch hängt ab von der Fahrzeugtechnologie, dem Fahrverhalten, dem Brennwert des Kraftstoffs und exogenen Rahmenbedingungen wie der Straßenqualität etc. Da der spezifische Treibstoffverbrauch im Baseline-Fall schwer zu bestimmen ist, könnte man auf die Idee kommen, die Emissionsreduktion wie folgt zu berechnen:

$$\text{Direkte Emissionsreduktion} = \left[\left(\frac{\text{kg CO}_2\text{e}}{\text{l}} \right)^{\text{Baseline}} - \left(\frac{\text{kg CO}_2\text{e}}{\text{l}} \right)^{\text{Projekt}} \right] \cdot \text{l Treibstoffverbrauch}^{\text{Projekt}}$$

Dies kann jedoch zu Fehlern führen da z.B. Biodiesel einen niedrigeren CO₂e-Gehalt pro Liter aufweist als Mineraldiesel, gleichzeitig aber die Reichweite pro Liter kürzer ist. Die Emissionsreduktionen würden dann zu hoch ausgewiesen.

Der Emissionsvorteil von Fahrzeugen mit alternativen Antriebstechnologien gegenüber optimierten konventionellen Fahrzeugen fällt meist wesentlich kleiner aus wenn der gesamte Lebenszyklus der Fahrzeuge von der Konstruktion bis zur Verschrottung betrachtet wird (vgl. Abschnitt 8.3).

Auch wenn die grundsätzlichen Optionen im Verkehrssektor der Entwicklungsländer dieselben sind wie in den Industriestaaten, trifft die Realisierung dieser Optionen oft auf höhere Hürden. Diese lassen sich in technologische, finanzielle und institutionelle Hürden unterscheiden. Dabei ist der mangelnde Zugang zu Kapital nicht das einzige Hindernis. Vielmehr betont das IPCC (2001, Ch.8.5.1) "An overriding barrier that requires emphasis is the lack of an enabling business environment for both technology supplier and technology recipient countries to promote technology transfer." Als wichtigste technische Barrieren werden der Mangel an Produktionskapazitäten und Zulieferfirmen, sowie die Abwesenheit geeigneter Einrichtungen für Training und Forschung genannt.

8.2 Baseline-Methoden für den Transportsektor

Im folgenden werden die in der Literatur vorgeschlagenen Baseline-Methoden im Rahmen hypothetischer Transportprojekte diskutiert. Ziel dieses Kapitels ist es, anhand von Beispielen eine zumindest grobe Vorstellung davon zu vermitteln, wie groß die Fehler bei der Berechnung der Emissionsreduktionen in Abhängigkeit vom Projekttyp sein können.

8.2.1 Simulation der Investitionsentscheidung

Betrachten wir ein hypothetisches CDM-Projekt im Verkehrssektor: Ein Taxiunternehmen, dessen gesamte Flotte mit Benzin betreibt, rüstet den Fuhrpark auf Betrieb mit Erdgas um. Im Baseline-Fall steht der Eigentümer der Taxiflotte vor der Entscheidung, ob er seine Fahrzeuge

weiterhin mit Benzin betreiben oder auf alternative Treibstoffe umstellen soll. Er überlegt sich zunächst, welche Technologien zur Verfügung stehen und wo diese zu welchem Preis zu beschaffen sind. Seine laufenden Kosten hängen stark davon ab wie dicht das Tankstellennetz für die jeweiligen Treibstofftypen ist. Es lässt sich nur schwer ermitteln, für wie wahrscheinlich das Taxiunternehmen es hält, dass sich zukünftig ein engmaschiges Tankstellennetz für alternative Kraftstoffe herausbilden wird, ob sich die Erdgastechnologie auf dem Markt durchsetzt und zu welchem Zeitpunkt dies geschehen wird.

In den Industriestaaten setzten sich beispielsweise Erdgasfahrzeuge nur sehr langsam durch, obwohl der Betrieb dieser Fahrzeuge rentabel und unproblematisch wäre, sobald eine kritische Grenze an Fahrzeugen und Tankstellen überschritten würde. Aufgrund fehlender Tankmöglichkeiten schrecken potentielle Kunden vor dem Kauf eines Erdgasfahrzeugs zurück, während die Tankstellenbetreiber keinen Kraftstoff führen wollen, für den es noch keine Nachfrage gibt. Die private Wirtschaft wird sich schwer damit tun, diesen Kreislauf zu durchbrechen. Fehlen finanzkräftige Konzerne, die ein hohes Risiko eingehen und bei niedriger Nachfrage das Tankstellennetz erweitern, muss der Staat diese Rolle übernehmen und die Markteinführung der Technologie unterstützen. Der CDM-Zertifizierer muss nun wissen, ob der Taxiunternehmer davon ausgeht, dass seine Regierung in absehbarer Zeit dem Ausbau des Tankstellennetzes zum Durchbruch verhilft, so dass sich die Investition für ihn mittelfristig lohnt. Einzelne Entwicklungsländer unterstützen bereits die Umrüstung auf Betrieb mit komprimiertem Erdgas (CNG). So wurde beispielsweise in Indien vom obersten Gericht (*Supreme Court*) vorgeschrieben, dass in Delhi zukünftig alle Taxen mit CNG zu fahren haben. In anderen Entwicklungsländern gelten solche Maßnahmen hingegen als unwahrscheinlich. Die Investitionsentscheidung im Transportsektor hängen also sehr stark von den Erwartungen bezüglich zukünftiger politischer Rahmenbedingungen ab.

Viele Verkehrsprojekte zielen auf die Beeinflussung des Verkehrsverhaltens und der Transportmittelwahl von Privatpersonen ab. Deren Investitionsentscheidung ist jedoch noch wesentlich schwerer zu simulieren als beispielsweise die Entscheidungssituation eines Energieversorgungsunternehmens. Im Elektrizitätssektor ist das Ziel der Investition eindeutig definiert: Erzeugung und Bereitstellung einer gewünschten Menge Strom oder Wärme zu einem gewünschten Zeitpunkt zu einem möglichst niedrigen Preis. Analog hierzu wäre das Zurücklegen einer gewünschten Strecke zu einem gewünschten Zeitpunkt in einer bestimmten Zeit eine zu optimierende Größe im Verkehrssektor. Tatsächlich beobachtet man aber eine Vielzahl zusätzlicher Variablen, die für die Wahl des Transportmodus entscheidend sind. Hierzu gehören Sicherheit, Bequemlichkeit, Verfügbarkeit des Fahrzeugs, Image-Fragen und Optionswerte (man könnte *im Prinzip* den Lamborghini auf 300 km/h beschleunigen oder mit dem Geländewagen in die Wildnis fahren auch wenn dies nur sehr selten oder nie der Fall sein wird). Der Nutzengewinn durch Sicherheit, Ästhetik, Selbstdarstellung und theoretische Optionen ist wesentlich schwieriger zu messen, als z.B. der Einfluss der Gaspreise auf die Stromgestehungskosten. Die Vielzahl der möglichen Entscheidungsvariablen lässt die Ermittlung einer eindeutigen Lösung über ein mathematisches Optimierungsmodell nicht zu.

In dem in Kapitel 7 vorgestellten Optimierungsmodell PERSEUS ist der Transportsektor zwar integriert, aber die Anteile der unterschiedlichen Verkehrsträger unterliegen nicht der Optimierung, so dass eine Verkehrsverlagerung nicht abgebildet werden kann. Ardone (1999: 127)

begründet dies damit, dass die Transportmittelwahl nicht ausschließlich durch Kostenaspekte determiniert wird und maßgebende Faktoren wie Bequemlichkeit und Status in den Optimierungsmodellen nicht zuverlässig abgebildet werden können. Dem lässt sich jedoch entgegenhalten, dass durch ein Transportprojekt meist eine große Menge von Akteuren beeinflusst wird, dementsprechend das Gesetz der großen Zahl greift und sich individuelle Abweichungen im Mittel ausgleichen. Entscheidend wäre dann die Berücksichtigung allgemeiner, dominierende Trends.

Die Ex-ante-Evaluierung von Maßnahmen im Transportsektor ist mit großen Schwierigkeiten verbunden und Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Werke. Einen Überblick über Evaluierungsprozesse für Transportprojekte geben Morisugi und Hayashi (2000). Es kann hier noch kein abschließendes Urteil darüber gefällt werden, bei welchen Projekttypen die Unsicherheit der Baseline-Simulation größer ist, ob bei kleineren Einzelprojekten im gewerblichen Bereich oder bei großflächigen Verkehrsprojekten. Die Vor- und Nachteile der Projekttypen sind in Tabelle 8.2-1 gegenübergestellt.

Tabelle 8.2-1: Vor- und Nachteile alternativer Projekttypen im Verkehrssektor

	Vorteile	Nachteile
Gewerblicher Sektor	Investor orientiert sich überwiegend an betriebswirtschaftlich nachvollziehbaren Entscheidungsgrößen. Meist gute Datenbasis vorhanden.	Wahrnehmung und Einschätzung eines einzelnen Entscheidungsträgers muss simuliert werden.
Privatverkehr	Gesetz der großen Zahl. Individuelle Unterschiede gleichen sich aus.	Entscheidungen basieren auf zahlreichen nicht streng ökonomischen Kriterien, die schwer zu gewichten sind. Wenige Daten über die individuelle Situation einzelner Verkehrsteilnehmer vorhanden.

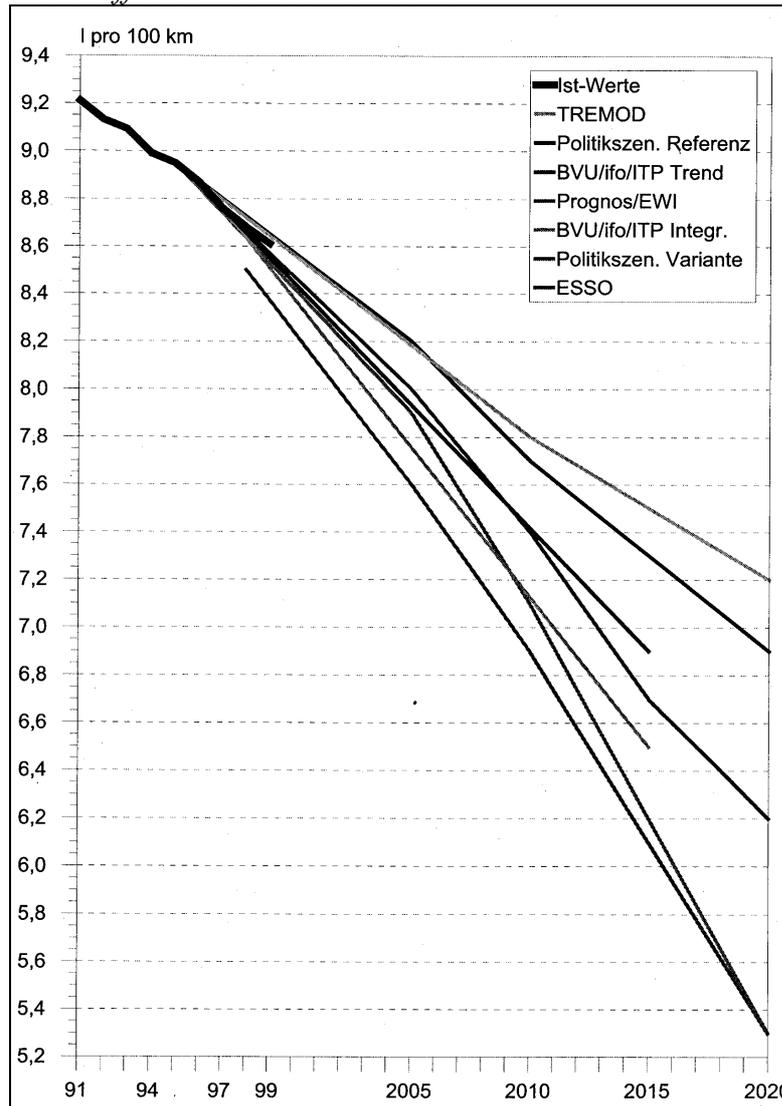
8.2.2 Statistische Prognosen über spezifische Treibstoffverbräuche

Für ein Transportprojekt, welches auf die Erhöhung der Treibstoffeffizienz abhebt, genügt es nicht, den Treibstoffverbrauch der Status quo Technologie als Baseline heranzuziehen, vielmehr muss die technologische Entwicklung des Referenzfalls berücksichtigt werden. Die Schätzung des zukünftigen Treibstoffverbrauchs durch *Extrapolation beobachtbarer Trends* kann zu großen Fehleinschätzungen führen. Von 1980 bis 1995 fiel der durchschnittliche verkaufsgewichtete Treibstoffverbrauch von Personenwagen in Europa und Japan um 12% bzw. von 8.3 l/km auf 7.3 l/km. Jedoch fand fast die ganze Effizienzsteigerung im Zeitraum 1980-1985 statt, seit 1985 ist der Benzinverbrauch von Kraftfahrzeugen dann fast konstant geblieben (IPCC 2001a: 190). Der Verlauf einer Trendkurve hängt folglich sehr stark davon ab, welcher Zeitraum betrachtet wird. So hätte eine 1985 erstellte Trendanalyse für das Jahr 1995 den Treibstoffverbrauch unterschätzt.

Der Treibstoffverbrauch eines Fahrzeuges ist eben nicht allein durch die verbesserte Technologie des Motors bestimmt, sondern auch von der Größe und dem Gewicht des Fahrzeugs. Diese hängen wiederum von den (modischen) Präferenzen der Konsumenten ab, welche nur schwer oder überhaupt nicht zu prognostizieren sind. Bei der Schätzung des Treibstoffverbrauchs hätte der jüngere Trend zu großen und schweren Fahrzeugen antizipiert

werden müssen. So stellen Brosthaus et al. (1999: 175) fest: „Aufgrund des weiterhin anhaltenden Trends zum größeren Fahrzeug reduzieren sich beim mittleren PKW zum Teil die Gesamtwirkungsgradverbesserungen, die in den nach Hubraum unterschiedenen PKW-Klassen heute und in Zukunft erzielt werden.“ In Abbildung 8.2.1 sind die Prognosen diverser Forschungsinstitute bezüglich der zukünftigen Entwicklung des durchschnittlichen spezifischen Treibstoffverbrauchs in Deutschland gegenübergestellt. Die Prognosen für das Jahr 2020 reichen von 7,2 bis 5,3 Liter pro 100 km.

Abbildung 8.2.1: Synopse von Prognosen zur Entwicklung des spezifischen Treibstoffverbrauchs in Deutschland



Quelle: BVU et al. 2001

Grundsätzlich ist eine Prognose über die technologische Entwicklung und die benötigte Zeit für die Diffusion einer Technologie mit großer Unsicherheit verbunden, wie folgender Auszug aus dem 'Third Assessment Report' des IPCC verdeutlicht (IPCC, 2001a: 193): "Significant energy efficiency technologies that less than ten years ago were thought too 'long-term' to be considered in an assessment of fuel economy potential through 2005 are now available for purchase in at least some OECD countries. [...] Two global automotive manufacturers are now selling hybrid automobiles 5 to 10 years ahead of what was anticipated just

5 years ago. (...) dramatic reductions have been made in fuel cell costs and size, such that several manufacturers have announced that they will introduce fuel cell vehicles by 2005, 10-20 years ahead of what was previously anticipated."

Schätzungen darüber, wie lange es dauert, eine neuere Technologie zur Marktreife zu bringen sind ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet, wie eine Studie für die Weltbank (Tabelle 8.2-2) zeigt.

Tabelle 8.2-2 Dauer bis zur Marktreife technologischer CO₂-Reduktionsoptionen im Transportsektor

Fuel / Technology	Examples	Market Potential Time Frame
Alcohol fuels	Neat methanol, Neat ethanol	0-20 years
Natural gas and LPG	On-board storage, System integration	0-5 years
Hybrid vehicles	Battery powered and CNG systems Battery powered and gasoline systems	0-10 years
Hydrogen	Neat H ₂ , storage system	30 years
Electric vehicles	Electric batteries, Fuel cells, Solar photovoltaic cells Hybrid systems	10 years
Weight reduction	Light structures, Bonded/composite structures, Light powertrains	0-10 years
Reduced aerodynamic and rolling resistance	Drag coefficient reduction, Reduced rolling resistance, Reduced bearings friction	0-10 years
Improved combustion	Ceramic components, Ignition system, Flow dynamic variable valves, Turbine engine	0-10 years
Transmission	Electronic shift, Multistep lock-up	0-10 years

Quelle: Auszüge aus Halsnaes 2000, Tabellen 7.3 und 7.5

8.2.3 Kontrollgruppen

Im Verkehrssektor werden Kontrollgruppen meist im Bereich Nachfragesteuerung angewandt, wie z.B. der durch Preisinstrumente (Subventionen, Gebühren etc.) induzierte Wechsel auf alternative Transportmodi. Wird in einer Stadt im Rahmen eines Experiments ein großer Finanzbetrag für den Ausbau des öffentlichen Nahverkehrs bereitgestellt, so kann die Wirkung dieser Maßnahme gemessen werden, indem die Verkehrsteilnehmer einer entlegenen Stadt gleicher Struktur als Kontrollgruppe dienen. Wird jedoch dieselbe Maßnahme als CDM-Projekt angemeldet, ist der Vergleich mit Kontrollgruppen fraglich, da die Finanzierung über den CDM allen Städten offen steht. Hätten die Städte dieselben Charakteristika und dieselbe Informationsmenge, würden sie bei Rationalverhalten alle das CDM-Projekt anmelden.

8.2.4 Verkehrswahlmodelle

Maßnahmen zur Reduktion der Verkehrsnachfrage zielen einerseits darauf ab, die Nachfrage nach Mobilität zu reduzieren. Zum anderen sollen sie die Verkehrsteilnehmer zum Umstieg auf weniger emissionsintensive Transportmodi bewegen. Dies können zum Beispiel Maßnahmen zum Ausbau und zur Subventionierung des öffentlichen Nahverkehrs sein oder der Ausbau von Fahrradstraßen, die Förderung von Tele-Arbeit etc. Will man den Emissionseffekt solcher Maßnahmen messen, muss zunächst das Verkehrsaufkommen und dessen Aufteilung auf die Verkehrsträger (*modal split*) im Referenzfall bestimmt werden. Es muss bekannt sein, welche Variablen die Mobilitätsnachfrage und die Transportmittelwahl bestim-

men. Dies erfolgt meist anhand von Verkehrsaufkommens- und Verkehrswahlmodellen, die im Folgenden kurz skizziert werden.

Taxonomie der Verkehrswahlmodelle

Fast alle Modelle folgen einer Sequenz von zu beantwortenden Fragen: Verkehrserzeugung (welche Wege entstehen wo aus welchem Grund), Verkehrsverteilung (wohin führen die Wege), Verkehrsmittelwahl (welcher Transportmodus wird gewählt) und Verkehrsumlegung (welche Straßen werden benutzt). Alle Komponenten zusammen liefern Information darüber, warum wer wann wohin mit welchem Verkehrsmittel fährt, woraus sich dann die damit verbundenen Treibhausgasemissionen berechnen lassen.

Bis Mitte der 80er Jahre wurden vor allem *aggregierte Transportnachfragemodelle* angewandt, bei denen nicht das Verhalten einzelner Individuen sondern die Verkehrsströme zwischen einzelnen räumlichen Zellen beschrieben wurden. Der Ansatz basierte auf der Annahme, das Verkehrsverhalten werde allein durch objektive, raumbezogene Merkmale determiniert, während die Differenzen zwischen den Individuen sich im Mittel ausgleichen. Der *modal split* wurde durch Regressionsmodelle bestimmt, wobei die abhängige Variable den Anteil des Transportmodus angab, der für die Fahrt von einer Quelle zu einem Ziel gewählt wird. Dieser ist determiniert durch sozioökonomische und strukturelle Einflussvariablen wie z.B. das Einkommen oder die PKW-Verfügbarkeit, die Wohn- und Arbeitsplatzdichte, der Verkehrswiderstand (relative Reisezeit) oder die indexierte Zugänglichkeit der Transportmittel. Der funktionale Zusammenhang wurde entweder additiv modelliert oder es wurden logistische oder exponentielle Funktionen unterstellt.

Disaggregierte Modelle versuchen, das Verhalten der einzelnen Individuen oder homogener Gruppen zu modellieren, die vor einer diskreten Entscheidungssituation stehen. Grundsätzlich lassen sich zwei grundsätzliche Ansätze unterscheiden. Entweder wird die Entscheidung mittels der in Kapitel 3.2 skizzierten ökonometrischen Modelle diskreter Entscheidungen (Logit, Probit, etc.) prognostiziert oder es werden Situationsansätze und Wegekettenanalysen herangezogen.

Situationsansätze basieren auf der These, das Verhalten von Individuen sei nicht allein durch objektive äußere Anreize erklärbar, sondern wesentlich durch Einstellung und Wahrnehmung bestimmt. So ist z.B. weniger die tatsächliche mit einem Verkehrsmittel verbundene Reisezeit entscheidend, als vielmehr die wahrgenommene oder vermutete Reisezeit. Ist die Differenz zwischen objektiven und wahrgenommenen Zuständen erheblich, so kann ein 'Bildungs'-Projekt effizienter sein als die Veränderung subjektiver Zustände. Dann müsste zuerst die Auswirkung des Bildungsprogramms auf Einstellung und Wahrnehmung gemessen werden und schließlich der Einfluss der Einstellung auf den Entscheidungsprozess. Durch die Einstellungen können aber nur 10% der Varianz des Verkehrsverhaltens der Individuen erklärt werden (vgl. Hölzer 1997). Die Ermittlung von Einstellungstypen erfolgt über direkte Befragung.

Der **Wegekettens-Ansatz** basiert auf der Annahme, dass viele außerhäuslichen Aktivitäten hintereinander durchgeführt werden, ohne zwischendurch zur Wohnung zurückzukehren. Alle Wege, die von einem Individuum von Wohnung zur Wohnung zurückgelegt werden, bilden eine Wegekette. Zur Beschreibung der Verkehrsmittelwahl entlang einer Wegekette, wird zwischen austauschbaren und nicht austauschbaren Verkehrsmitteln unterschieden. Wird z.B.

die erste kurze Strecke zur Arbeit zu Fuß zurückgelegt, so steht für die Weiterfahrt zu Freizeiteinrichtungen kein Auto zur Verfügung. Daher verwendet das Individuum bereits für die kurze Strecke zur Arbeit das Auto. Um dem Rechnung zu tragen, unterscheidet man zwischen vor- und nachgeordneten Aktivitäten und nur die Transportwahl zu den Hauptaktivitäten wird modelliert. Die übrigen Wege zu den nachgeordneten Aktivitäten werden durch Gravitationsmodelle erfasst. Die Beobachtung der Wegeketten erfolgt über Haushaltsbefragungen.

8.2.5 Unsicherheit der Verkehrswahlprognosen

Die obige Darstellung der grundsätzlichen Vorgehensweisen bei der Prognose des zukünftigen Verkehrsaufkommens vermittelt bereits eine Vorstellung davon, wie viele Parameter in eine Prognose eingehen und mit welchen Unsicherheiten deren Quantifizierung verbunden ist. Eine Analyse, in der die Verkehrsprognosen von 41 Studien zur Verkehrswegeplanung in Großbritannien mit der tatsächlich eingetretenen Verkehrsnachfrage verglichen wurden, ergab "that only in 22 cases were the actual flows within 20 per cent of the original forecast. Of the remainder, flows ranged from 50 per cent below to 105 per cent above the original estimate." (Button 1996). Ähnlich große Prognosefehler ergab die Analyse von Großprojekten zum Ausbau des Eisenbahnsystems amerikanischer Großstädte (Tabelle 8.2-3).

Tabelle 8.2-3: Prognose und tatsächliche Entwicklung der Fahrgastzahlen in US-Zügen.

	Heavy rail transit projects			Light rail transit projects				DPM projects	
	Washington	Baltimore	Miami	Buffalo	Pittsburgh	Portland	Sacramento	Miami	Detroit
Forecast	569.6	103.0	239.9	92.0	90.5	42.5	50.0	41.0	67.7
Actual	411.6	42.6	35.4	29.2	30.6	19.7	14.1	10.8	11.3
% difference	-28	-59	-85	-68	-66	-54	-71	-74	-83

Quelle: Button 1996

8.2.6 Standards

Auch im Verkehrssektor gibt es zahlreiche Möglichkeiten einen Standard zu definieren. Standards können auf Basis von Personen- oder Fahrzeugkilometern gebildet werden oder pro Frachttonne. Standards können sich auf die Stadt, das Land oder eine Region beziehen oder für verschiedene Fahrzeugklassen definiert werden, z.B. für Busse, PKW oder LKW. Die Benchmark-Kohorte könnte die Grundgesamtheit aller Fahrzeuge umschließen oder nur die effizienteren Fahrzeuge, wobei sich wiederum die Frage stellt, nach welchem Kriterium die Auswahl erfolgen soll, ob man sich auf die effizientesten 10% der Fahrzeuge beschränken sollte oder auf das obere Viertel, ob nur Neuzulassungen der letzten Jahre berücksichtigt werden sollen und welchen Zeitraum dies einschließt. Einen vermeintlich einfachen Ansatz – die Festlegung eines Standards für die spezifische Emissionsintensität für öffentliche Stadtbusse und Taxen - wird im Folgenden anhand eines Projektvorschlags der peruanischen Organisation CONAM diskutiert.

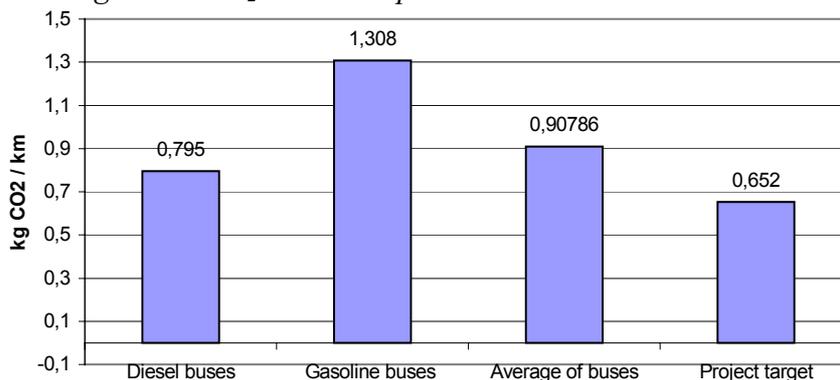
Rund 54% der peruanischen Fahrzeuge sind älter als 11 Jahre und im Vergleich zu westlichen Standards extrem emissionsintensiv. 85% der gesamten Taxiflotte in Lima fahren mit verbleitem Benzin. Fast alle Busse in Lima fahren ebenso mit Benzin oder Diesel. Die

akkumulierten CO₂-Emissionen dieser Flotte belaufen sich im *business as usual* Szenario für den Zeitraum 2000 und 2012 auf rund 24 Millionen Tonnen CO₂. Vor diesem Hintergrund schlug CONAM (1998) drei technologieorientierte CDM-Pilotprojekte vor:

1. Die Umrüstung einer städtischen Taxiflotten auf Betrieb mit Flüssiggas (LPG)
2. Umrüstung städtischer Busflotten auf Betrieb mit komprimiertem Erdgas (CNG)
3. Neukauf von LPG/CNG-Fahrzeugen

Für die Ermittlung der Baseline für die Umrüstungsprojekte muss die kontrafaktische Restlaufzeit der Fahrzeuge ermittelt werden. Für Projekt 3 (Neukauf von LPG/CNG-Fahrzeugen) muss eine Benchmark-Technologie ermittelt werden.

Abbildung 8.2.2: CO₂-Intensität peruanischer Busse



Quelle: Eigene Berechnung nach Daten von CONAM (1998) Vol. 1, S.131 und Vol.2 S.242

Abbildung 8.2.2 zeigt Emissionsintensitäten der Busse in Peru und die theoretische Emissionsintensität von gasbetriebenen Bussen (Projektziel) wieder. Nimmt man einfach die durchschnittliche Emissionsintensität aller peruanischen Busse als nationalen Benchmark, berechnen sich die Emissionsreduktionen wie folgt:

$$CO_2 - \text{Reduktion} = (0,908 - 0,652) \text{ kg } CO_2 / \text{ km} \times \text{Kilometerzahl der umgerüsteten Busse}$$

Dieses Vorgehen ist zwar einfach, lässt aber den technologischen Wandel unberücksichtigt. So hätten nur die neu zugelassenen Busse in die Benchmark-Kohorte aufgenommen werden dürfen, was aufgrund fehlender Daten bezüglich der Emissionsintensitäten von Neuzulassungen nicht möglich war. Zur Berechnung eines Standards für die Taxi-Flotte war die Datenbasis noch unzureichender. Die Berechnung der durchschnittlichen Emissionsintensität aller Taxen erwies sich jedoch ebenfalls als sehr schwierig. Während z.B. in Deutschland die großen Taxiunternehmen eine kleine Zahl von Fahrzeugtypen halten und deren Treibstoffverbrauch dokumentieren können, zeigt sich in Entwicklungsländern ein wesentlich inhomogeneres Bild. Der Treibstoffverbrauch ist oft nicht dokumentiert und die Fahrzeugtypen sind sehr unterschiedlich. Als Schätzer für die durchschnittliche Emissionsintensität der Taxen, für die keine Zahlen vorlagen, diente die durchschnittliche Emissionsintensität aller peruanischen Personenkraftwagen.⁸⁴ Dieses Vorgehen ist vertretbar

⁸⁴ Eigene Berechnung auf Grundlage der Daten von CONAM (1998) Vol. 1, S.131 und Vol.2 S.242

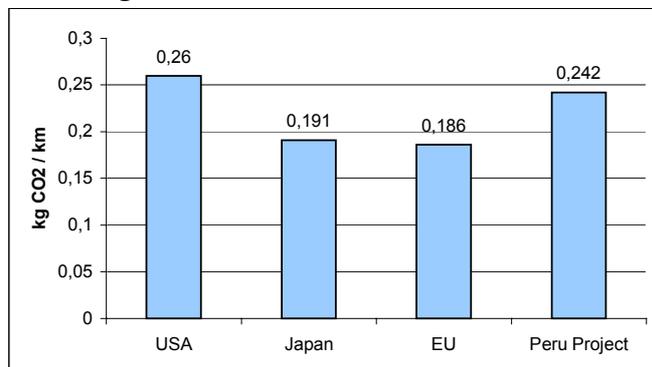
vor dem Hintergrund, dass 85% der peruanischen Taxen mit Benzin befeuert werden, was in etwa auch für die übrige PKW-Flotte gilt.⁸⁵

Um die bei dieser Rechenübung aufgetretenen Datenprobleme zu lösen, müssten fortan die Taxi- und Busflotten ihren Treibstoffverbrauch dokumentieren, auch jene Flotten, die nicht an einem CDM-Projekt partizipieren. Allerdings ist aufgrund der hohen Fallzahl auch eine Stichprobenziehung ausreichend.

Es wurde auch geprüft, welche Schwierigkeiten sich bei der Berechnung eines Annex-I-Benchmarks ergeben. Ein Vorteil dieses Ansatzes wird u.a. darin gesehen, dass Industrieländer meist über eine bessere Datenbasis verfügen als Entwicklungsländer. Es zeigte sich jedoch, dass insbesondere in den osteuropäischen und einigen südeuropäischen Staaten die Datenlage kaum besser ist als in Lateinamerika.

Abbildung 8.2.3 zeigt die durchschnittliche Emissionsintensität der Hauptemittenten unter den Annex-I-Staaten (USA, EU und Japan). An dieser Stelle muss die Frage geklärt werden, ob zur Ermittlung der durchschnittlichen Kilometerzahlen die drei Annex-I-Regionen gleich gewichtet werden sollen oder ob sie mit der Bevölkerungszahl oder den gefahrenen Kilometern in den Ländern gewichtet werden sollen. Eine zwingende Antwort gibt es hierauf nicht. Die von CONAM angegebene Emissionsintensität nach Durchführung der Umrüstung auf LPG-betriebene Taxen liegt über den Intensitäten der EU und Japans. Nur wenn die USA als Benchmark dienen generiert das Projekt CO₂-Minderungs-Kredite.

Abbildung 8.2.3: Durchschnittliche CO₂-Intensität in Japan, der EU und den USA



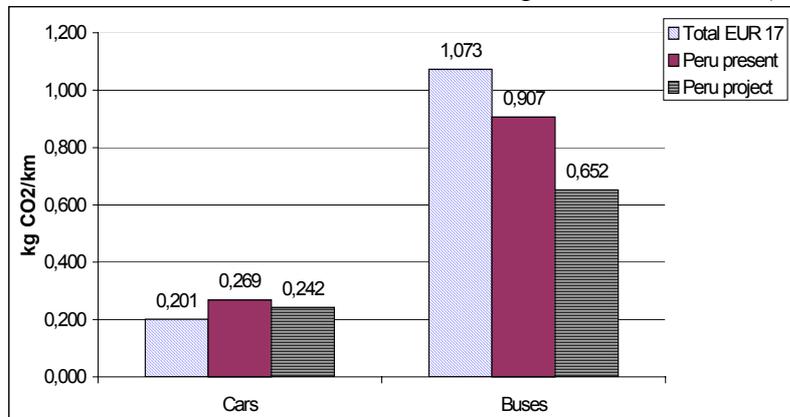
Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von ACEA (2000) und CONAM (1998)

Eine Studie von INFRAS und IWW (1999) über die externen Kosten des Verkehrs in Westeuropa basiert auf der Datenbank TRENDS, die Transportdaten für 17 westeuropäische Ländern (EUR 17) enthält. Die durchschnittliche Emissionsintensitäten der Busse und Taxen in den 17 Ländern werden in Abbildung 8.2.4 den peruanischen Daten gegenüber gestellt. Danach würde das Taxiprojekt keine Minderungskredite erzielen. Allerdings ist nach diesen Daten die Emissionsintensität peruanischer Busse niedriger als jene europäischer Busse. Bereits die

⁸⁵ Zwar könnte hiergegen eingewandt werden, dass Taxen im Durchschnitt einen niedrigeren Treibstoffverbrauch aufweisen als Privatfahrzeuge, da Taxifahrer mehr Zeit auf die Pflege und Wartung ihrer Fahrzeuge verwenden als der durchschnittliche Fahrzeugbesitzer. Andererseits führt der höhere Anteil an Stadtverkehr zu höherem Verbrauch.

Beibehaltung des Status Quo würde folglich CO₂-Kredite generieren. Dieses Ergebnis lässt freilich Zweifel an der Qualität der Daten aufkommen.

Abbildung 8.2.4: Vergleich des peruanischen Taxi-Projekts mit der durchschnittlichen Emissionsintensität von PKW in 17 europäischen Ländern (in kg CO₂/km, 1995)



Quelle: Eigene Berechnung nach Daten von INFRAS und IWW (1999) und CONAM (1998)

Da in Entwicklungsländern die durchschnittliche Fahrgastzahl pro Bus i.d.R. wesentlich höher als in Europa ist, würden sich die Ergebnisse ändern, wenn Personenkilometer an Stelle von Fahrzeugkilometern verglichen würden. Emissionsintensitäten auf Basis von Personenkilometer (pkm) liegen nach Daten von INFRAS und IWW (1999) zwischen 0.118 und 0.125 kg CO₂/pkm für PKW und zwischen 0.045 und 0.066 kg CO₂/pkm für Busse. Da für das Peru-Projekt jedoch keine Fahrgastzahlen zur Berechnung der Emissionen pro Personenkilometer vorlagen, war die Berechnung der Emissionsminderung nicht möglich. Die Erfassung der Fahrgastzahlen ist in Entwicklungsländern mit großen Unsicherheiten verbunden.

Obige Beispiele vermitteln einen Eindruck davon, welche Schwierigkeiten sich bereits bei der Berechnung einfachster Standards wie den historischen spezifischen Emissionen in einer Fahrzeugklasse ergeben. Um die Datenlücken zu schließen, müssten große Investitionen für die Bereitstellung und Aufbereitung von Transportdaten getätigt werden, was den Kostenvorteil von Standards gegenüber projekt-spezifischen Referenzszenarien in Frage stellt.

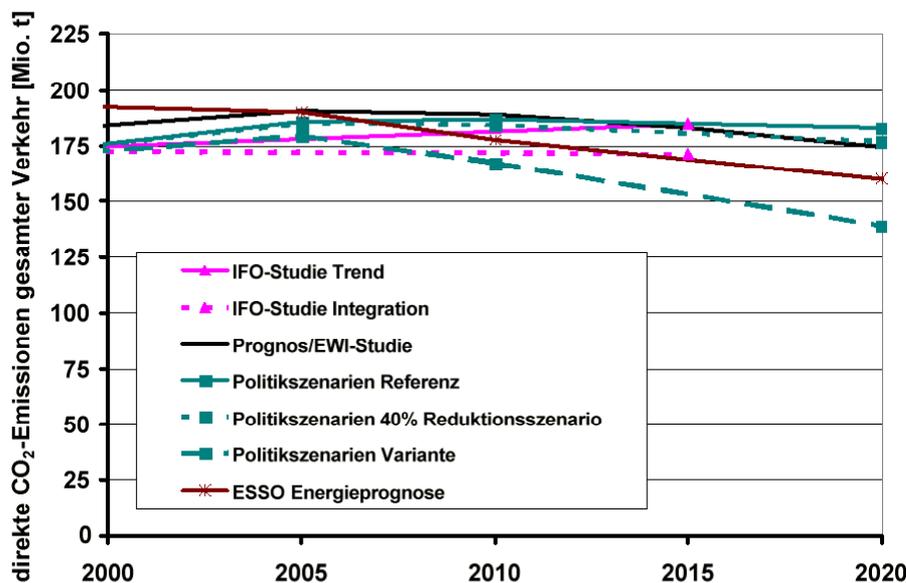
8.2.7 Makro-Baselines

Makro-Baselines für den gesamten Verkehrssektors eines Landes basieren auf Prognosen zum zukünftigen Verkehrsaufkommen und Transportmittel-Mix. In diesem Abschnitt wird durch Vergleich älterer Verkehrsprognosen mit der tatsächlich eingetretenen Entwicklung illustriert, in welcher Größenordnung sich die Prognosefehler bewegen. Eine Überprüfung der Güte von Verkehrsvorausschätzungen durch Vergleich mit der eingetroffenen Realität wird selten durchgeführt. Ratzenberger (1998:1) stellt fest: „In einem auffälligen Gegensatz zu der Notwendigkeit und der Anzahl dieser Vorausschätzungen steht der Sachverhalt, dass deren Ergebnisse nur vergleichsweise selten nach einem mehr oder minder langem Zeitraum verglichend, d.h. für mehrere Prognosen, anhand der tatsächlich eingetretenen Entwicklung überprüft werden. Betrachtungen, die in diese Richtung zielen, beschränken sich in aller Regel auf eine Prognose und auch dann häufig nur auf die Entwicklung ausgewählter Verkehrsarten oder Prognosegrößen.“

Da für Entwicklungsländer keine synoptischen Analysen zu Prognosen im Verkehrssektor vorliegen, beziehen sich alle der im Weiteren angeführten Synopsen auf den Verkehrssektor Deutschlands und anderer europäischen Staaten. Die in diesen Studien ermittelte Prognoseunsicherheit kann als untere Grenze für die Unsicherheit betrachtet werden, mit der bei Verkehrsprognosen in Entwicklungsländern zu rechnen ist. Hierfür sprechen folgende Gründe: Zum einen ist die Datenbasis in Industrieländern wesentlich besser als in Entwicklungsländern. Zum anderen sind die sozio-ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen in Entwicklungsländern wesentlich instabiler als in den Ländern des Nordens und insbesondere die Wirtschaft der asiatischen Länder zeichnet sich durch eine Dynamik mit hohen wirtschaftlichen Fluktuationen aus.

Die Verkehrsprognosen unterschiedlicher Autoren sind nur bedingt miteinander vergleichbar da sie sich auf unterschiedliche Zeitpunkte beziehen, auf unterschiedlichen Konzepten basieren und unterschiedliche Fragestellungen verfolgen. So sind in manchen Prognosen politische Ziele, vertragliche Auflagen und Selbstverpflichtungserklärungen der Wirtschaftsverbände berücksichtigt, während andere Prognosen auf *business-as-usual*-Szenarien basieren, in denen die aktuellen Rahmenbedingungen beibehalten werden. Auch die Abgrenzung des Verkehrssektors wird unterschiedlich gehandhabt; z.B. in Bezug auf die Integration des Flugverkehrs, der Berücksichtigung vorgelagerter indirekter Emissionen und regionale Abgrenzungen etc. Eine ‚Bereinigung‘ der Daten für einheitliche Annahmen und Definitionen ist nachträglich im Rahmen einer synoptischen Analyse meist nicht möglich. Es bleibt dann nur die Gegenüberstellung der Annahmen, auf denen die einzelnen Prognosen basieren. Hierdurch wird auch das breite Spektrum möglicher Annahmen transparent.

Abbildung 8.2.5: Prognosenvergleich zu den direkten CO₂-Emissionen im deutschen Verkehr

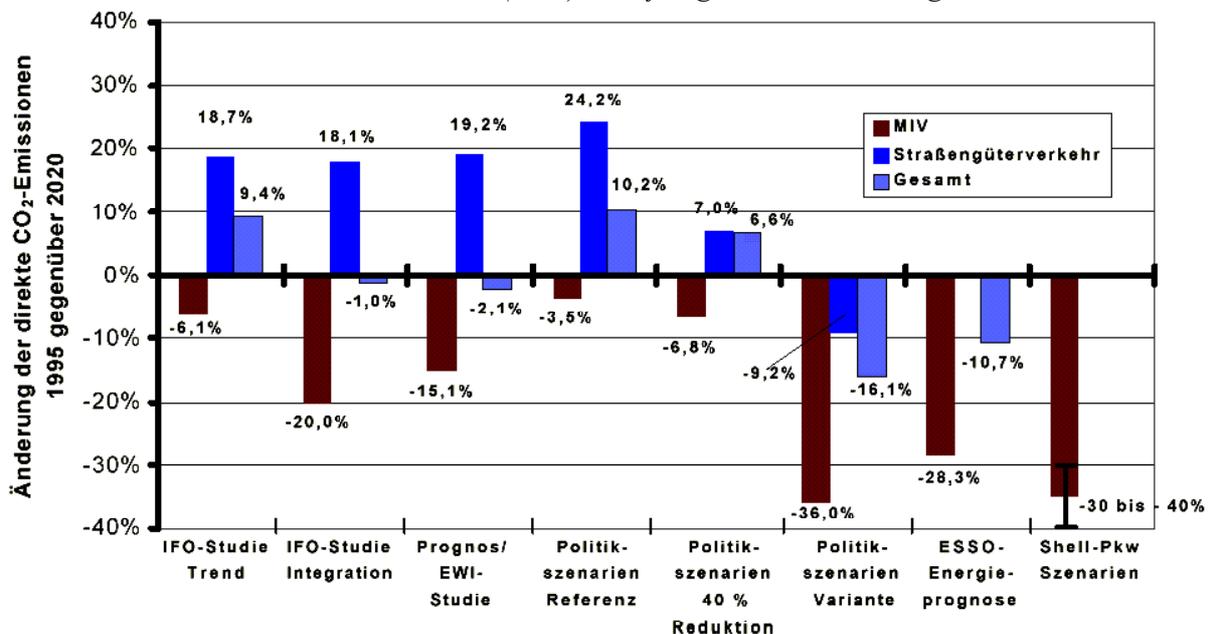


Quelle: Birnbaum et al. 2002: 84

Birnbaum et al. (2002) liefern einen umfassenden Vergleich verschiedener Verkehrsprognosen. Die in diesen Studien dargestellte Entwicklung der CO₂e-Emissionen im deutschen Verkehrssektor sind in Abbildung 8.2.5 dargestellt. Mit Ausnahmen des Politikszenarios ‚Variante‘ bewegen sich alle Prognosen für den gesamten Prognosezeitraum bis 2020

innerhalb es einen relativ engen Bandes mit einer Abweichung unter 10%. Eine wesentlich höhere Abweichung ergibt sich wenn der Sektor nach Straßengüterverkehr und motorisiertem Individualverkehr (MIV) unterteilt wird. Dies zeigt, dass sich die Prognoseunsicherheiten auf den stärker disaggregierten Ebenen nicht zwangsläufig addieren, sondern sich im Rahmen der Aggregation ausgleichen können.

Abbildung 8.2.6: Änderungen der direkten CO₂-Emissionen von 1995 zu 2020; differenziert nach motorisiertem Individualverkehr (MIV), Straßengüterverkehr und gesamtem Verkehr



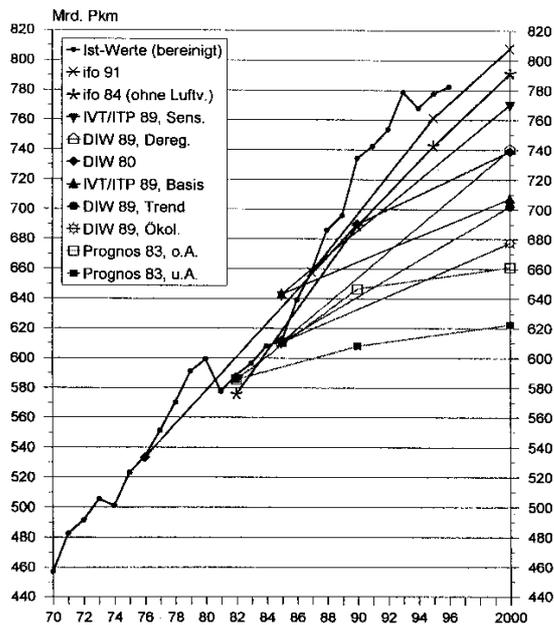
Quelle: Birnbaum et al. 2002

Eine Makroprognose für die Entwicklung der CO₂e-Emissionen im Verkehrssektor basiert auf Prognosen über die zukünftige, aggregierte Verkehrsnachfrage, den Fahrzeugmix und dem durchschnittlichen spezifischen Treibstoffverbrauch. Diese Größen basieren wiederum auf Annahmen bezüglich der Bevölkerungsentwickler, des Volkseinkommens usw. Abbildung 8.2.7 zeigt eine Gegenüberstellung von Verkehrsprognosen namhafter Wirtschaftsforschungsinstitute,⁸⁶ bezüglich der zukünftigen Verkehrsnachfrage in Personen- und Fahrzeugkilometer, im Vergleich zum eingetretenen Ist-Wert. Die Prognosen weichen um bis zu 25% voneinander und vom Ist-Wert ab.

Die Entwicklung des gesamten Personenverkehrs (alle Verkehrsarten) und des Individualverkehrs wurde von fast allen Prognosen drastisch unterschätzt. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass die Ursachen für die Abweichungen meist weniger in falschen Prognosen der ökonomischen Variablen wie der Entwicklung der Treibstoffpreise oder des Einkommens liegen, als vielmehr in einer unerwarteten demographischen Entwicklung (massive Zuwanderung) und in politischen Ereignissen wie der deutschen Wiedervereinigung.

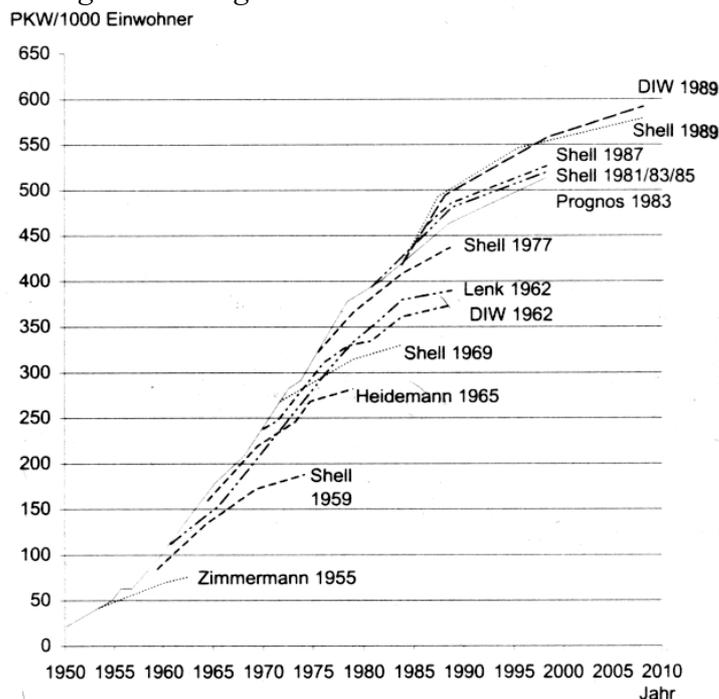
⁸⁶ Verglichen wurden Prognosen folgender Institute und Unternehmen: Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Prognos AG, Arbeitsgemeinschaft IVT/Intraplan, Kessel&Partner, ifo Institut und Shell.

Abbildung 8.2.7: Vergleich von Prognosen mit dem Ist-Wert des gesamten Personenverkehrs in Westdeutschland (in Milliarden Personenkilometer und Mrd. Fahrzeugkilometer)



Quelle: Ratzenberger :34, Abb. 1a

Abbildung 8.2.8: Prognosen der Verkehrsdichte und tatsächliche Entwicklung



Quelle: Leutzbach 2000, Abb. 3.2

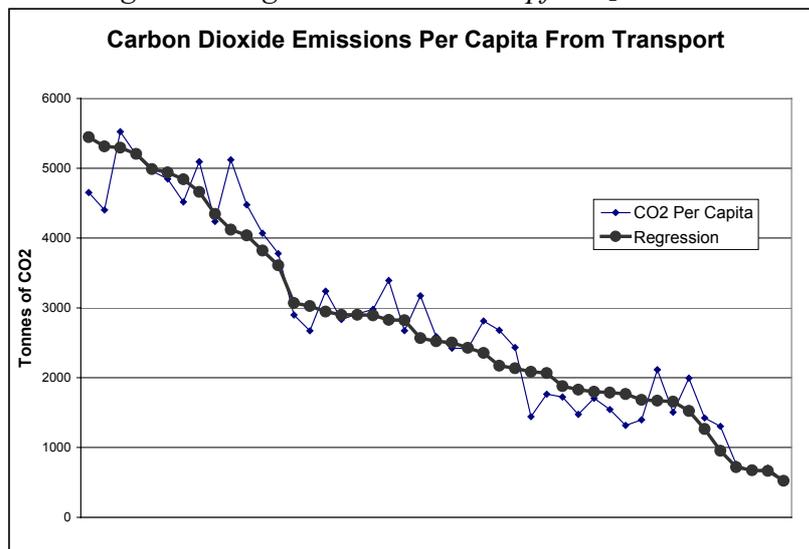
Wiederholt wurde prognostiziert ab welcher Fahrzeugdichte (in PKW pro 1000 Einwohner) eine Sättigung erreicht wird. Abbildung 8.2.8 zeigen, wie dieser Sättigungsgrad grundsätzlich zu niedrig prognostiziert wurde. Sammer (1997: 20) kommt in einer Gegenüberstellung der Prognosen zum Sättigungsgrad der Motorisierung in Deutschland und Österreich zu ähnlich hohen Prognose-Bandbreiten.

Weiter zeigt sich, dass auch die zukünftige Rolle der Eisenbahn für den Gütertransport von allen Prognosen systematisch zu hoch bewertet wurde (ebd. S. 21).

Abschließend soll der Vorschlag der Internationalen Energieagentur zur Herleitung einer überregionalen Emissions-Baseline für den Transportsektor dargestellt werden (vgl. Salon 2001). Ausgangspunkt ist ein multivariates Regressionsmodell auf Basis der Daten von 46 Großstädten. Abhängige Variablen sind die stadtspezifischen CO₂-Ausstöße pro Kopf im Verkehrssektor. Die unabhängigen Variablen sind die Bevölkerungsdichte, das stadtspezifische Pro-Kopf-Einkommen, die Anzahl der Fahrzeugkilometer, die der öffentliche Nahverkehr pro Kopf anbietet und schließlich der Benzinpreis an den Zapfsäulen der Städte. Es standen Daten für 46 Städte zur Verfügung, davon 7 aus Entwicklungsländern. Abbildung 8.2.9 zeigt die CO₂-Ausstöße aller 45 Städte, und dass mit den wenigen erklärenden Variablen der Pro-Kopf-CO₂-Ausstoß recht gut beschrieben werden kann. Abbildung 8.2.9 zeigt, dass alle Koeffizienten signifikant sind und das Modell mit einem R² zwischen 0,87 und 0,93 die Daten gut beschreibt. Salon (2001) schlägt nun vor, dass einzelne Städte in Entwicklungsländern eine Baseline-Prognose für den Transportsektor auf Basis eines solchen standardisierten Regressionsmodells berechnen. Die Autorin weist selbst auf Schwächen des Modells hin:

1. Abgrenzung: Abhängigkeit der Bevölkerungsdichte von der Definition der Stadtgrenzen
2. Multikollinearität: Zwischen den unabhängigen Variablen bestehen Abhängigkeiten, insbesondere zwischen dem Angebot des öffentlichen Nahverkehrs und den Benzinpreisen sowie zwischen Bevölkerungsdichte und stadtspezifischem Pro-Kopf-Einkommen.
3. In Entwicklungsländern sind Daten auf Städteebene nur schwer zu ermitteln

Abbildung 8.2.9: Regression der Pro-Kopf-CO₂-Emissionen im Transportsektor



Auf der Abszisse sind die 45 Großstädte des Samples abgetragen.

Quelle: Salon, 2001: 34

Auch wenn ‚einfachen‘ Regressionsgleichungen die oben beschriebenen, hochkomplexen Verkehrswahlmodelle nicht substituieren können, so können sie doch als Ergänzung dienen. Die gleichzeitige Anwendung von Top-down und bottom-up Modelle ist sinnvoll.

Tabelle 8.2-4: Determinanten des Pro-Kopf-CO₂-Ausstoßes im Verkehrssektor. Ergebnisse einer multivariaten Regression

	Model A	Model B	Model C
sample size	29 cities	39 cities	46 cities
In population density	-0.205 (3.015)	-0.219 (-3.988)	-0.254 (-4.329)
In transit service	-0.138 (-1.976)	-0.136 (-2.336)	-0.154 (-2.525)
In GCP per capita	0.330 (2.716)	0.304 (2.883)	0.417 (6.757)
In gasoline price	-0.584 (-4.366)	-0.575 (-5.058)	-0.507 (-4.509)
In population density (developing cities)	N/A	N/A	-0.361 (-2.843)
In transit service (developing cities)	N/A	N/A	0.420 (3.318)
Constant	6.212 (5.073)	6.519 (6.180)	5.506 (8.023)
adjusted R ² statistic	0.8755	0.8870	0.9382

Quelle: Salon, 2001: 36. (*t*-Werte in Klammern)

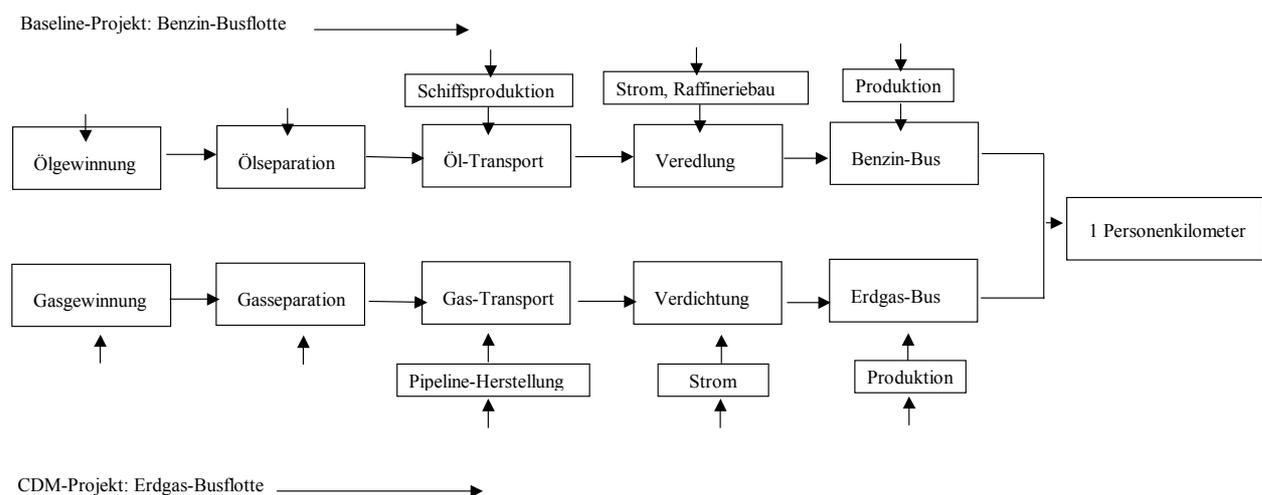
8.3 Indirekte Emissionseffekte bei Transportprojekten

Ist die Baseline-Technologie des Projekts bestimmt (in CO₂e/km), lässt sich die direkte Emissionsreduktion einfach berechnen. Ungleich schwieriger ist die Ermittlung der indirekten Emissionseffekte eines Transportprojekts. Diese werden im Folgenden in technisch-statische Effekte und dynamische Markteffekte unterteilt.

8.3.1 Technische Effekte

Zunächst muss ermittelt werden, wie viele Emissionen für die Bereitstellung einer Mobilitäts-einheit (pkm) mit den jeweiligen Technologien verbunden sind.

Abbildung 8.3.1 Lebenszyklusanalyse für ein hypothetisches CDM-Projekt 'Treibstoffwechsel in Nahverkehrsbussen'



Hierzu bedarf es einer Lebenszyklusanalyse, bei der alle Stoffströme zur Erzeugung und Verwendung eines Gutes quantifiziert werden. Abbildung 8.3.1 zeigt die Gegenüberstellung der anteiligen Lebenszyklusemissionen für die Bereitstellung eines Personenkilometers. Wechselt eine Busflotte von Mineralöl auf Gas, so ändert sich der Output und die Emissionen auf allen Vorleistungsstufen.

Tabelle 8.3-1 zeigt das Ergebnis einer Lebenszyklusanalyse von Schweizer Stadtbussen mit Dieselantrieb. Der Anteil der vor- und nachgelagerten Stufen am Gesamtausstoß beträgt im Fall Kohlendioxid mehr als ein Viertel der Gesamtemissionen und 98% der treibhauswirksamen Methanemissionen. Will man die Emissionen aus gas- oder dieselbetriebenen Bussen miteinander vergleichen, so ist es von großer Bedeutung, woher der Treibstoff bezogen wird, da die relativen Anteile der indirekten Emissionen stark davon abhängen, woher das Gas importiert wird. Dies verdeutlicht Tabelle 8.3-2.

Tabelle 8.3-1: Relative Anteile der Luftemissionen eines Stadtbusses (EURO 2 Emissionsstandard) über den gesamten Lebenszyklus.

Pollutant	Operation	Fuel Supply Chain	Manufacture	Infrastructure	Total
CO ₂	74	10	7	8	100
CH ₄	2	68	13	16	100
N ₂ O	70	9	8	13	100
NM VOC	26	55	6	13	100
SO _x as SO ₂	26	33	23	18	100
NO _x as NO ₂	84	8	2	6	100
Particles	12	21	32	34	100

Quelle: Maibach (1995: 271), gefunden bei Nigge (2000: 84)

Tabelle 8.3-2: Indirekte Emissionen für ein Terajoule Flüssiggas an einer deutschen Tankstelle

Origin of Gas		CO ₂ (kg)	CH ₄ (g)	N ₂ O (g)
Netherlands	Extraction	48,2	5136,9	1,9
	Processing	90,4	5241,4	2,6
	Pipeline transport	53,5	231,1	2,2
Germany	Extraction	53,3	3291,0	1,8
	Processing	297,5	3919,6	9,1
Norway	Extraction	67,8	7171,7	2,3
	Processing	59,0	4554,8	1,1
	Pipeline transport	127,1	558,2	5,0
Russia	Extraction	108,3	34655,8	4,3
	Processing	406,8	18274,1	10,8
	Pipeline transport	957,1	79469,0	38,4
Distribution in Germany	Pipeline transport	88,0	5791,1	3,6
	Compression at large fuel station	3070,0 (6140,0)	7314,6 (14629,3)	116,5 (232,9)
	(Compression at small fuel station)			

Quelle: Nigge (2000; Table 4.4)

Beim Vergleich von diesel- und erdgasbetriebenen Stadtbussen stellt Nigge (2000) fest, dass die beim Fahrzeugbetrieb entstehenden CO₂-Emissionen bei mit Gas befeuerten Bussen zwar niedriger sind, bei einer Betrachtung des gesamten Lebenszyklus die Differenz aber wesentlich kleiner ausfällt. Bei einem Vergleich aller Emissionen über den Lebenszyklus stellt sich heraus, dass aufgrund des höheren Methanausstoßes Erdgasfahrzeuge klimaschädlicher sind als Dieselbusse. (vgl. Tabelle 8.3-3).

Tabelle 8.3-3: THG-Emissionen pro Fahrzeugkilometer [g/km] und Prozentanteil der vorgelagerten Emissionen an den Gesamtemissionen.

	Diesel		Gas	
	Total [g/km]	Upstream [% of total]	Total [g/km]	Upstream [% of total]
CO ₂	1177	8	20,81	9
CH ₄	0,254	90	4,9	65
N ₂ O	0,035	5	0,027	15
CO ₂ -Äquiv.	1194	8	1269	14

Quelle: Nigge (2000, Table 4.19)

Eine *Fuel Chain Analysis* für den Transport analysiert, wie viel Energie und Emissionen erforderlich sind, um eine Einheit Energie in Form eines spezifischen Treibstoffs an der Tankstelle anzubieten. Lazarus et al. (1995) vergleichen die CO₂e-Lebenszyklusemissionen für die Bereitstellung eines GJ Energie in Form von Diesel bzw. Erdgas in Venezuela. Dabei wird für Erdgas ein Szenario mit niedrigen und ein Szenario mit sehr hohen Pipeline-Verlusten betrachtet. Die Studie kommt im Gegensatz zu Nigge (2000) zum Ergebnis, dass selbst bei hohen Pipeline-Verlusten Erdgas weniger CO₂-intensiv ist als Diesel. Die grundsätzliche Annahmen und das methodische Vorgehen ist bei Lazarus et al. (1995) sehr ähnlich wie bei Nigge (2000). Dass die Untersuchungen dennoch zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen zeigt, dass eine generelle Aussage bezüglich der Lebenszyklusemissionen von Treibstoffen nicht zulässig ist und diese stark von den örtlichen Begebenheiten abhängen. Werden für alle CDM-Projekte international gültige Kennzahlen herangezogen, können hohe Fehler entstehen.

Auch bei Maßnahmen zur Senkung des Treibstoffverbrauchs führt die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus zu interessanten Ergebnissen. Ein Beispiel hierfür sind Aluminiumfahrzeuge, die aufgrund ihres niedrigeren Gewichts einen niedrigeren Kraftstoffverbrauch aufweisen. Im Vergleich mit einem konventionellen US-amerikanischen Personenwagen, reduziert sich der Emissionsvorteil eines Treibstoff sparenden Aluminiumwagens jedoch um mindestens 6,5% aufgrund des höheren Energieeinsatzes bei der Aluminiumproduktion. Im Vergleich zu modernen Fahrzeugen mit ultraleichtem Stahl reduziert sich der Vorteil gar um 15,8%. (IPCC 2001a: 193).

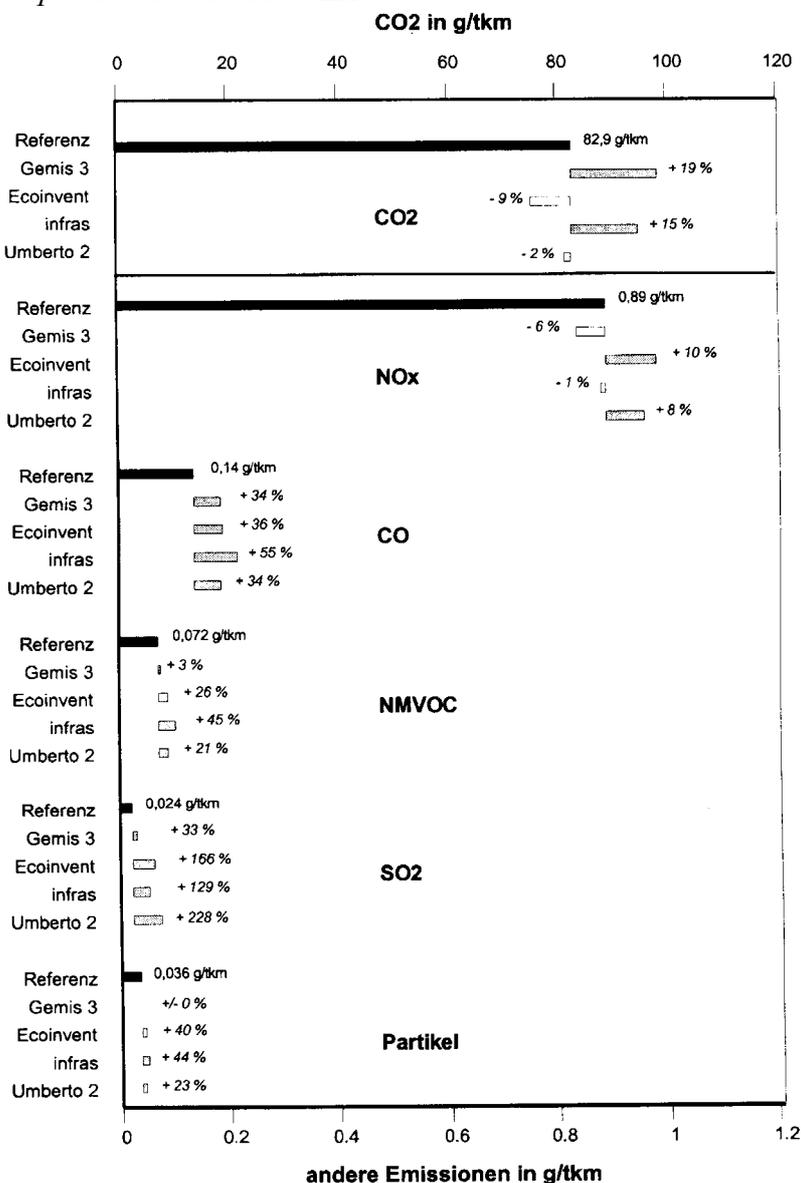
Bei der Betrachtung von CO₂-Prognosen für den gesamten deutschen Verkehrssektors kommen Birnbaum et al. (2002) zu dem Schluss, dass die indirekten Emissionen nur eine untergeordnete Rolle spielen: Die absoluten Emissionen des Verkehrssektors stiegen bei Einbeziehung der vorgelagerten Emissionen je nach Studie um 6% bis 14%.

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass in den meisten Studien nur die unmittelbar vorgelagerte Stufe berücksichtigt wird. Bei der Berechnung von Lebenszyklus-Emissionen gehen viele Annahmen ein. Die Autoren weisen zwar auf die Unwägbarkeiten einiger Parameter hin und begründen in der Regel ihre Annahmen. Jedoch wird in keinem der mir bekannten Studien das Spektrum möglicher Alternativannahmen beschrieben und alternative Szenarien mit Eintrittswahrscheinlichkeiten gewichtet.

Fehler beim Monitoring

In Kapitel 2 wurde gesagt, dass in dieser Arbeit davon ausgegangen wird, dass die physikalische Messung der Emissionen eine rein ingenieurwissenschaftliche Aufgabe sei, mit der wir uns nicht weiter befassen wollen. Im Verkehrsbereich sind aber doch ein paar Worte hierzu angebracht. Da es mit einem enormen Aufwand verbunden wäre, die Umweltauswirkungen von Transportvorgängen im Einzelnen zu erfassen und zu messen, werden die Vorgänge i.d.R. modelliert. Dabei wird auf *typische* Kenngrößen zurückgegriffen wie z.B. das Abgasverhalten der Fahrzeuge, die Verteilung der Fahrzeuge und die Art der Anwendung. Diese Kenngrößen bestimmen wiederum die typischen spezifischen Energieverbräuche und Emissionen. Typische Kenngrößen werden meist aus den Verkehrs-Datenbanken der Forschungsinstitute entnommen. Es zeigt sich, dass die Kenngrößen je nach Modell und Datenbank erheblich voneinander abweichen.

Abbildung 8.3.2: Ergebnisvergleich verschiedener Datenquellen zu den spezifischen Transportemissionen eines LKW



Lkw (40 t bzw. > 32t) mit einer Auslastung von 50%. Die obere Skala bezieht sich nur auf die CO2-Emissionen
Quelle: Schmidt et al. 1998: 283

Schmidt et al. (1998) berechnen die spezifischen Emissionen für einen Tonnen-Kilometer Transportleistung mit einem LKW auf der Basis von fünf verschiedenen Datensätzen und Computer-Programmen. Dabei wurden die Vorketten vernachlässigt und nur die direkten Emissionen während der Betriebsphase angegeben.

Wie Abbildung 8.3.2 zeigt, unterscheiden sich die spezifischen Emissionen (in Gramm pro Tonnen-km) merklich, obwohl vergleichbare Transportsysteme betrachtet wurden. Im Falle von CO₂ variieren die Ergebnisse um rund 28 Prozentpunkte. Bei den nicht treibhausrelevanten Gasen sind die Unterschiede wesentlich höher. Schmidt et al. (1998: 284) stellen fest: „Für den Anwender der generischen Datensätze bzw. der Softwaretools und erst recht für die ‚Konsumenten‘ der Untersuchungsergebnisse ist nicht nachvollziehbar, welche Eingangsdaten wie belastbar sind. (...) Jedoch wird bereits bei der Datenbereitstellung in der Regel die Komplexität der Transportsysteme, der Einflussfaktoren und insbesondere die Dynamik in der Emissionsentwicklung vernachlässigt.“

8.3.2 Markteffekte

Neben den bisher betrachteten technischen indirekten Effekten sind auch Markteffekte zu berücksichtigen. Wenn eine Busflotte von Benzin auf Gasbetrieb umgestellt wird, so fällt die Nachfrage nach Benzin und damit dessen Preis. Der niedrigere Preis erhöht die Benzin-nachfrage anderer Verkehrsteilnehmer und führt somit Nachfrage zu einer Erhöhung der Emissionen 'außerhalb' des Projekts (*rebound effect, snap back effect*). Für die Erfassung dieses Effekts muss die Preiselastizität der Benzinnachfrage bei den nicht unmittelbar am Projekt beteiligten Wirtschaftssubjekten bekannt sein. Solche '*rebound effects*' werden für die USA auf etwa 20% der potentiellen Emissionsminderung geschätzt. Für Europa (wo die Treibstoffkosten höher sind) beläuft sich der *rebound effect* auf bis zu 40% (IPCC, 2001a: 197). Kleinere CDM-Projekte werden sicher keinen Einfluss auf die Weltmarktpreise für Mineralöl haben, die Summe aller Projekte hingegen schon.

8.4 Erfahrungen mit der Berechnung von Emissionsreduktionen

Im Folgenden wird dargestellt, wie bei Verkehrsprojekten internationaler Organisationen die Emissionsreduktionen bestimmt wurden. Ausgewertet wurden Studien und Projektberichte der *AIJ* Pilotphase, Verkehrsprojekte der *Global Environmental Facility*, nordamerikanische Programme zum Handel von Emissionsreduktionen im Transportsektor, Projekte der Weltbank sowie Machbarkeitsstudien für potentielle CDM-Projekte im Transportsektor. Die zugänglichen Projektberichte und Projektanträge wurden auf folgende Fragen hin untersucht⁸⁷:

1. Mit welcher Methode wurden die Projekt-Baseline bestimmt?
2. Mit welcher Methode wurden indirekte Emissionseffekte bestimmt?
3. Wurde die Unsicherheit der Schätzung diskutiert?
4. Welcher Ansatz wird für die Darstellung der Unsicherheit verwendet?

⁸⁷ Die Auswertung der Projektberichte wurde ergänzt um schriftliche Anfragen bei den Projektentwicklern oder zuständigen Behörden.

8.4.1 Pilotprojekte: AIJ, Prototype Carbon Fund, Global Environmental Facility

Im Transportsektor gab es nur ein einziges AIJ-Projekt, die Umrüstung einer ungarischen Taxiflotte auf Flüssiggas. Für dieses Projekt wurden jedoch keine indirekten Effekte erfasst und als Baseline-Szenario diente ohne weitere Begründung der Status Quo.

Der von der Weltbank initiierte *Prototype Carbon Fund (PCF)* ist eine Art Investment-Fond, bei dem das investierte Fondvermögen in CO₂-Vermeidungsprojekte investiert wird und die Emissionsreduktionen den Anteilseignern zugeschrieben werden. Im Rahmen eines Projekts entfällt ein Großteil der Arbeit des PCF auf die Bestimmung der Projekt-Baseline. Allerdings hat der PCF bisher (November 2003) kein Verkehrsprojekt in seinem Portfolio. Die Weltbank evaluiert seit einigen Jahren auch die Klimaaspekte von Transportprojekten und hat hierzu ein Handbuch zur Berechnung der Emissionsreduktionen herausgegeben. Das Handbuch geht zwar auf die Problematik der indirekten Effekte und der Baseline-Bestimmung ein, zielt dabei jedoch stark auf 'Praktikabilität' und 'Daumenregeln' ab:

"While the full cycle approach is comprehensive and theoretically rigorous, its application is fraught with problems. First, it may be quite difficult and very time-consuming to accurately quantify certain upstream or downstream emissions. The World Bank project analyst is unlikely to have the time or the information needed to accurately estimate such impacts. (...) The approach taken here is to allow Task Managers and analysts to define project GHG boundaries themselves, based on the reasons that the projects are undertaken. This approach has the dual advantages of reasonable accuracy and ease of use. In some cases, boundaries may be defined to include on-site activities only, while in other cases, boundaries may be drawn to include upstream or downstream activities as well. (...) A useful general rule (...) is to ignore any impact that appears to be less than ten percent of the greatest GHG impact associated with the project (Weltbank 1998:13).

Dieses pragmatische Verständnis zeigt sich auch in den Projektberichten zu den von der Weltbank durchgeführten AIJ-Projekten in anderen Sektoren, wo stets der Status Quo als Baseline herangezogen wurde und eine Quantifizierung der indirekten Effekte nicht erfolgt ist.⁸⁸ Zwar werden in den Projektberichten die Schätzunsicherheiten teilweise thematisiert; allerdings sucht man eine Quantifizierung der Unsicherheiten in Form von Konfidenzintervallen oder Szenariotechniken vergebens. Zwar wird im Handbuch gefordert "... verifying baseline information requires to make a conservative estimate by adjusting the results for, i.e. three standard deviations from average calculations" (Worldbank 1998). In den zugänglichen Projektberichten finden sich diesbezügliche Angaben jedoch nicht.

Die **Global Environmental Facility (GEF)** hat von 1991 bis 1999 rund 884 Millionen US \$ für 227 Projekte im Bereich Klimaschutz vergeben und finanziert u.a. auch Projekte zur Entwicklung nachhaltiger Transportsysteme in Entwicklungsländern. Die GEF übernimmt jeweils die *"inkrementellen Kosten"* der Klimaschutzkomponente eines Projekts. Hierzu vergleicht sie die Kosten des Projekts mit den Kosten der Maßnahmen, die ohne die Unterstützung der GEF durchgeführt worden wäre, also mit der Projekt-Baseline. Daher sind alle Projektentwickler gehalten, den kontrafaktischen Referenzfall zu bestimmen. Da das Transportprogramm der GEF (Operational Program 11) erst 1999 begann, wurden bisher nur

⁸⁸ Die Projektberichte zu den AIJ-Projekten der Weltbank finden sich unter <http://www-esd.worldbank.org/aij/reports.htm>

sehr wenige Projekte durchgeführt.⁸⁹ Bei allen Projekten bildet die Beibehaltung des Status Quo (überwiegend Diesel- oder Benzinfahrzeuge) die Projekt-Baseline. Begründet wird diese Annahme meist durch das Aufzeigen der Investitionsbarrieren. Alternative Szenarien wurden nicht diskutiert. Alle Baseline-Szenarien sind projektbezogen; bei keinem Projekt wurden Benchmark-Standards herangezogen. Die Projektberichte vermitteln insgesamt den Eindruck, als wäre die Bestimmung der Baseline von untergeordneter Rolle gewesen. Zwar werden die mit dem Baseline-Szenario verbundenen Emissionen und Kosten akribisch beschrieben, die Plausibilität des Baseline-Szenarios selbst wird jedoch weniger genau diskutiert.

Ein Beispiel für ein GEF-Projekt im Transportsektor war das 'Vehicle Maintenance Program' in Pakistan. Ziel des Projekts war es, durch regelmäßige Feineinstellung der Motoren mittels modernster Geräte, den Treibstoffverbrauch der Fahrzeuge und die damit verbundenen Emissionen zu senken. Die Emissionsreduktionen wurden ermittelt durch den Vergleich des durchschnittlichen Treibstoffverbrauchs vor und nach der Inspektion, multipliziert mit der geschätzten durchschnittlichen Kilometerzahl der jeweiligen Fahrzeugtypen. Die Projektentwickler rechneten die privatwirtschaftliche Rentabilität des Projekts vor und zeigten, wie Reduktionen zu negativen privaten Kosten von -25\$ US pro Tonne CO₂ möglich sind (Halsnaes et al. 2000). Ursachen warum für derartige Dienstleistungen trotz potentieller Gewinnmöglichkeiten noch kein Markt entstanden war, wurden nicht benannt. Die detaillierte Diskussion der Markthindernisse wäre aber für die Bestimmung der Baseline im Rahmen eines CDM-Projekts unbedingt erforderlich.

Für andere GEF-Projekte, wie die Einführung von Brennstoffzellen-Bussen in Mexiko City und Brasilien (GEF 2000a und 2000b), wird detailliert beschrieben, warum diverse technische Optionen aufgrund von Marktbarrieren nicht implementiert wurden. Hingegen wird nicht angegeben wie lange diese Barrieren voraussichtlich noch fortauern werden. Dies ist aber von Bedeutung für die Bestimmung der Baseline eines Projekts mit längerer Laufzeit.

8.4.2 Vorzeitige Verschrottung emissionsintensiver Fahrzeuge

Im Rahmen des US amerikanischen SO₂-Programms (vgl. Kapitel 7) lagen für die sogenannten mobilen SO₂-Quellen wie Kraftfahrzeuge nur relative SO₂-Standards vor, jedoch wurde der absolute SO₂-Ausstoß nicht gedeckelt. Um auch in diesem Bereich eine Flexibilisierung zu erreichen, initiierte die *US Environmental Protection Agency (EPA)* das Programm "*Economic Incentive Program-Generation of Mobile Source Emission Reduction Credits*". Das Programm erlaubt den US-Staaten, auf freiwilliger Basis Transportprojekte durchzuführen, und die dadurch erzielten Emissionsreduktionen entweder an der SO₂-Börse zu veräußern oder sie mit Emissionsobergrenzen im Kraftwerksbereich zu verrechnen. Ein Beispiel hierfür ist das EPA-Programm zur Beschleunigten Verschrottung alter Fahrzeuge.

⁸⁹ Die GEF finanziert u.a. Projekte zur Einführung von Bussen mit Brennstoffzellen in Ägypten, Brasilien und Mexiko, ein Projekt zur Optimierung des Schadstoffausstoßes in Teheran sowie ein Projekt zur Erhöhung der Energieeffizienz im pakistanischen Straßenverkehr. Zwei weitere Projektanträge für Indien und China liegen vor, desweiteren zahlreiche Projektaktivitäten, die jedoch noch nicht offiziell sind und keine öffentlich zugänglichen Projektberichte vorliegen. (Korrespondenz des Autors mit Alan Miller, GEF, Climate Change Program Team, März 2001.

Anfang der 1990er Jahre legte die US EPA ein Programm auf, das die Verschrottung von extrem emissionsintensiven Kraftfahrzeugen beschleunigen sollte. (*"Incentives Accelerated Retirement of Old Vehicles"*). Im Rahmen dieses Verschrottungs-Programms kann ein Investor – entweder eine staatliche Behörde oder eine private Firma - ein Angebot für den Kauf alter, emissionsintensiver Fahrzeuge ausschreiben. Die gekauften Fahrzeuge dürfen nun nicht benutzt oder weiterverkauft werden, sondern müssen unverzüglich der Verschrottung zugeführt werden. Für jedes verschrottete Fahrzeug erhält der Investor ein Zertifikat für die erzielten Emissionsreduktionen, sogenannte *'mobile source emission reduction credits'* oder *MSERC's*. Diese Zertifikate können auf den SO₂-Märkten gehandelt werden. Es handelt sich folglich um ein Baseline-and-credit Programm in dem für jedes Fahrzeug eine Baseline bestimmt werden muss und die Fahrzeugeigentümer und Investoren einen Anreiz haben, ihre wahre Baseline zu übertreiben. Die EPA-Richtlinien für Scrappage-Programme erinnern folglich auch stark an Artikel 12 des Kyoto-Protokolls:

*"...reductions must be **quantifiable, enforceable, surplus** to other Federal or State requirements, permanent within the timeframe specified by the program ,and consistent with all other statutory and Federal regulatory requirements. (...) Participation in a scrappage program has to be voluntary."* (EPA 1993)

Bevor auf die von der EPA angewandte Methode zur Berechnung der Emissionsreduktionen eingegangen wird, soll kurz dargestellt werden welche Informationen für eine exakte Berechnung erforderlich wären. Die kontrafaktische Frage ist, wie lange und in welchem Zustand das verschrottete Fahrzeug noch gefahren worden wäre und durch welches Fahrzeug man es anschließend ersetzt hätte. Die Reduktionskredite (*MSERCs*) wären wie folgt zu berechnen:

$$MSERCs = \sum_{t=1}^T I_t^B X_t^B - I_t^P X_t^P + S_t \quad (8.4.1)$$

wobei I_t^B die Emissionsintensität des verschrotteten Fahrzeugs (in kg Emissionen pro Fahrzeugkilometer) angibt und X_t^B die Kilometerzahl wenn das Fahrzeug nicht vorzeitig verschrottet worden wäre. T bezeichnet die Anzahl der Jahre, die das verschrottete Fahrzeug im Referenzfall noch gefahren worden wäre. X_t^B und T sind folglich die zu bestimmenden kontrafaktischen Parameter, während I_t^P und X_t^P , die Emissionsintensität und Kilometerzahl der neuen Fahrzeuge, prinzipiell messbar sind. S_t steht für den Nettobetrag aller indirekten Emissionseffekte des Projekts.

Die EPA berechnet die Emissionsreduktionen wie folgt. Um Mitnahmeeffekte zu vermeiden, müssen die zur Verschrottung angebotenen Fahrzeuge eine Reihe von Kriterien erfüllen. So müssen sie z.B. in den zwölf vorangehenden Monaten registriert gewesen sein und in vollkommen verkehrstauglichem Zustand übergeben werden. Die EPA-Richtlinien (EPA 1993) zur Berechnung von *MSERCs* lassen dem Investor die Wahl ob er eine von der EPA vorgegebene, standardisierte Formel zur Baseline-Bestimmung anwendet oder davon abweichend eine projektspezifische Baseline berechnet. Ist der Investor der Meinung, die vorgegebenen Standards unterschätzten die tatsächlich erzielten Emissionsreduktionen, so muss er dies begründen. Bisher wurden in allen Programmen die Emissionsreduktionen (*MSERCs*) gemäß folgender Formel (4.2) berechnet:

$$MSERCs = \sum_{t=1}^T [I^B - I^P] * X^B \quad (8.4.2)$$

Alle Parameter in (8.4.2) sind Standardwerte, berechnet auf der Basis von Fahrzeugflotten, die als Kontrollgruppen dienen. Selbst für jene Parameter, die 'prinzipiell' messbar sind - I_t^P , X_t^P - wurden Standardwerte benutzt. Der Grund hierfür ist, dass der perfekte Nachvollzug der Kauf-Verkauf-Kette und die Kontrolle der Kilometerzahl für jedes Fahrzeug mit extrem hohen Transaktionskosten verbunden wäre.⁹⁰ Die EPA ermittelt Kilometerzahl und Emissionsintensität der neuen Fahrzeug durch Befragung der Verkäufer der verschrotteten Fahrzeuge oder legt den Durchschnitt der neuregistrierten Fahrzeuge zugrunde.

Da die Emissionsintensität über die Lebenszeit eines Fahrzeugs nahezu konstant bleibt, lässt sich die vor der Verschrottung gemessene Emissionsintensität fortschreiben. Für die Ermittlung der kontrafaktischen Restlaufzeit T wurden in den Programmen unterschiedliche Ansätze verfolgt. Entweder wurden die Verkäufer befragt oder es wurden Kontrollgruppen verwendet. Zum Teil wurden Jahrgangskontrollgruppen verwendet, zum Teil aber auch historische Kontrollgruppen. Die EPA legte schließlich einen Standardrestlaufzeit von drei Jahren fest, etwas weniger als die durchschnittliche Restlaufzeit in den Jahrgangskontrollgruppen. EPA begründet dies mit Problemen der Selbstselektion: "EPA anticipates that there is a possibility that the vehicles attracted by a scrappage program will not be typical or representative of the fleet." (EPA 1993: 10) Die Baseline für die Kilometerzahl ist ebenfalls ein Standard, der mit Hilfe der *MOBILE*-Datenbank berechnet wird, die für alle Fahrzeugjahrgänge und -typen die durchschnittlichen Emissionsintensitäten und Kilometerzahlen enthält. Die EPA unterstellt, dass die Jahreskilometerzahl nicht vom Fahrzeugtyp abhängt, und sich die insgesamt in einem Gebiet gefahrenen Kilometer vor und nach Durchführung des Verschrottungsprogramms nicht signifikant unterscheiden, so dass $X_t^B = X_t^P$. Da nun alle Werte bei der Berechnung der *MSERCs* Standards sind, können Tabellen veröffentlicht werden, die für jedes Baujahr die entsprechenden *MSERCs* pro verschrottetem Fahrzeug angeben (vgl. Air Resources Board 1999).

Die EPA ist sich der großen Unsicherheiten bei der Schätzung der Kilometerzahl bewusst:

"The VMT [vehicle miles travelled] of both the scrapped and replacement vehicles is critical to the calculation of the MSERC, but due to the lack of available data, the base methodology uses age-based averages. EPA believes that, where actual data are unavailable, an estimate based on the MOBILE model is appropriate. (...) The Agency understands of course, that the data will be indirect in nature since, once scrapped, it is impossible to tell how any specific vehicle would have been kept and used."

Ein großes Fehlerpotential bei der *MSERCs*-Bestimmung ist der Anreiz zur adverser Selektion: Fahrzeuge mit hohen Emissionswerten, die sich in einem schlechten Zustand befinden und folglich einen niedrigsten Marktwert haben werden als erste in einem Verschrottungsprogramm verkauft. In einer Reihe von Studien wurde untersucht, ob die Emissionen der verschrotteten Fahrzeuge signifikant höher sind als die durchschnittlichen Emissionen der

⁹⁰ "In particular, if a person who sells a vehicle to the VAVR program then buys a replacement vehicle, the seller of the latter vehicle may in turn buy a replacement vehicle, and so forth. Thus, the ultimate effect of the chain of transactions triggered by the sale of an LDV to the program is extremely difficult to conceptualise and has defied any satisfactory analysis." (Grubb 2000)

restlichen Fahrzeuge (gleichen Baujahrs) in einer Flotte. Die Ergebnisse fielen sehr uneinheitlich aus (vgl. Harrison et al. 2000).

Indirekte Emissionseffekte

Die durch Verschrottungsprojekte induzierten indirekten Emissionseffekte wurden bisher in den EPA-Programmen nicht quantifiziert. Ein wichtiger Effekt eines solchen Großprojekts ist der Preiseffekt auf dem Gebrauchtwagenmarkt. Viele Besitzer älterer Fahrzeuge hätten diese bei Abwesenheit des Programms weiterverkauft. Durch die Verknappung des Angebots steigt der Preis für Gebrauchtwagen. Dadurch sinkt der relative Preis alternativer Transportmodi. Gleichzeitig kann dies zu einem Import von Gebrauchtwagen aus anderen Bundesstaaten führen und die lokalen Emissionseffekte reduzieren. Für das geplante VAVR (Voluntary Accelerated Vehicle Retirement)-Programm in Kalifornien, welches über einen Zeitraum von zehn Jahren zu einer Verschrottung von jährlich 75.000 Fahrzeugen führen soll, schätzen Dixon und Garber (2000) die resultierenden Emissionseffekte wofür sie zunächst die Gebrauchtwagenpreise im Referenzszenario schätzen müssen. Mit Verweis auf die hohe Unsicherheit einiger Parameterwerte geben die Autoren '*credible ranges*' für die Emissionseffekte des Programms an. Der Preisanstieg auf den Gebrauchtwagenmarkt bis zum Jahr 2010 liegt zwischen \$22 und \$271 pro Auto. Die tägliche Emissionsreduktion schätzen die Autoren auf 8–28 Tonnen ROG⁹¹ und NO_x. Die angegebenen Intervalle wurden durch Sensitivitätsanalysen ermittelt, bei der die Variablen mit dem größten Einfluss variiert wurden.

Tabelle 8.4-1: Unsicherheit bei der Evaluierung von Verschrottungs-Programmen

Outcome	Credible Range
Average price for used vehicles in 2010 (\$/vehicle)	\$22 to \$271 per LDV
Emissions reductions in 2010 (tons per day ROG+NO _x)	8 to 28 tons per day
Cost effectiveness of operating program from 2001 to 2010 (\$/ ton ROG+Nox)	\$ 3,700 to \$ 33,300 per ton

Quelle: Dixon und Garber (2000), Table S2

Neben den Verschrottungsprogrammen laufen eine Reihe weiterer US-Programme, die auf die Reduktion von Emissionen im Transportbereich abzielen. Im Rahmen des '*Energy Policy Act*' von 1992 soll die Möglichkeit steuerlicher Abzugsfähigkeit den Kauf von '*Clean Vehicles*' (Gasfahrzeuge etc.) fördern. Von der Steuer absetzbar sind die inkrementellen Kosten des Fahrzeuges im Vergleich zu den Referenzfahrzeugen (Benzin, Diesel). Daher müsste für eine optimale Bemessungsgrundlage das Baseline-Fahrzeug ermittelt werden. Als Baseline wird aber in den Projektberichten (siehe NETL 2001) ausschließlich der Status Quo angenommen.

Im Rahmen des vom amerikanischen Energieministerium (DOE) implementierten '*Voluntary Reporting of Greenhouse Gas Emissions Program*' können öffentliche oder private Fahrzeugflotten auf freiwilliger Basis Treibstoffwechselprojekte durchführen. Für diese Reduktionen werden zwar keine veräußerbaren Zertifikate vergeben, sondern ein 'Ökosiegel', welches das Engagement für den Umweltschutz beglaubigt und die Höhe der Emissionsminderung angibt. Bisher wurden vor allem öffentliche Bus- und Taxiflotten auf Flüssiggas umgestellt. Als

⁹¹ ROG = reactive organic gases, NO_x= oxides of nitrogen

Baseline-Technologie für solche Programme wurde stets der Status Quo angenommen und als Baseline-Benzinverbrauch der durchschnittliche Benzinverbrauch der Flotte (NETL 2001). Die Schätzunsicherheit wird nicht thematisiert.

8.4.3 Studien zu hypothetischen CDM-Projekten im Transportsektor

Bisher existieren nur wenige Arbeiten, die sich mit CDM-Optionen im Transportsektor beschäftigen. Bürki und Grütter Consulting (2001) untersuchen das Potential für CDM-Projekte im Verkehrssektor von San Jose in Costa Rica. Dabei konzentrieren sich die Autoren auf drei Projekt-Optionen, die vom privaten Sektor - namentlich von Betreibern größerer Bus- oder Taxiflotten- durchgeführt werden können:

1. Reduktion des Treibstoffverbrauchs durch modernste Wartung
2. Fahrertraining zur Schulung treibstoffsparenden Fahrverhaltens
3. Vorzeitige Verschrottung alter Fahrzeuge
4. Substitution kleiner durch größere Einheiten (z.B. Busse mit mehr Plätzen)

Alle Maßnahmen würden zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen führen. Die Projektoptionen 1 und 2 sind jedoch nicht als CDM-Projekte zulässig, da sie prinzipiell rentabel sind. Als Begründung, warum diese Projekte trotz ihrer Rentabilität noch nicht verwirklicht wurden, geben die Autoren folgende Gründe an: Die Kosten für die Wartung und das Fahrertraining fallen sofort an, während die Einsparungen erst spät realisiert werden. In der Regel existieren auch keine Aufzeichnungen über Fahrtstrecken und Treibstoffverbräuche, die dem Management eine Entscheidungsgrundlage für etwaige Investitionsentscheidungen liefern würden. Die durch ein Fahrertraining induzierten Einsparungen lassen sich sehr schwer verifizieren, da das Fahrverhalten nicht kontrollierbar ist. Hinzu kommt, dass sich die Trainingskosten nicht amortisieren, da die Fahrer zu kurz im Unternehmen bleiben.

Die vorzeitige Verschrottung alter Dieselsebusse würde zu CO₂-Reduktionen zum Preis von 553 US\$ je Tonne führen (Bürki und Grütter Consulting 2001: 45). Die Autoren geben jedoch keine Hinweise auf die Höhe der Unsicherheit ihrer Schätzungen. In Costa Rica schreibt ein Gesetz die regelmäßige Sanierung städtischer Busflotten vor. Um nicht ihre Zulassung zu verlieren, ersetzen die Eigentümer ihre alten durch neue Busse. In einem solchen Fall wäre die Baseline durch das vom Gesetzgeber vorgegebene Höchstalter für Stadtbusse bestimmt. Dies würde aber die Baseline zu hoch ansetzen, da die alten Busse im Referenzfall oft nicht verschrottet werden, sondern im ländlichen Bereich eingesetzt oder in Regionen exportiert werden, wo derlei gesetzliche Vorschriften nicht gelten bzw. nicht durchgesetzt werden.

Dies weist auf ein grundsätzliches Problem bei der Baseline-Definition hin: gesetzliche Regelungen definieren oft die untere Grenze für die Baseline (z.B. Emissionsstandards, Vorschriften zur Betriebsdauer etc.). Gleichzeitig werden diese Regeln in beträchtlichem Ausmaß verletzt. Es stellt sich die Frage, ob die Berechnung der Emissionsreduktionen auf gesetzlichen Vorschriften oder auf den Realitäten basieren sollte.

Ein weiteres theoretisches CDM-Projekt mit vermeintlich großem Potential zur CO₂-Minderung ist der Bau eines schienengeführten MRTS (mass rapid transport system) in Delhi. Der Bau des MRTS erfordert enorme Investitionen in Höhe von 100 Milliarden Rupien (~2,4 Mrd. Euro). Nach Ansicht von TERI (2001) lohnt sich der Bau nur dann wenn die Minderung des

CO₂-Ausstoßes, z.B. im Rahmen eines CDM-Projekts, berücksichtigt wird. Die inkrementellen Kosten der CO₂-Reduktion werden von TERI (2001: 24) wie folgt berechnet. Die akkumulierten Gesamtkosten (Fixkosten plus variable Kosten) über die 35-jährige Lebenszeit des MRTS belaufen sich auf 237 Milliarden Rupien. Die Alternative zum MRTS wäre der Ausbau des städtischen Bussystems. Diese Lösung wäre mit akkumulierten Gesamtkosten von 230 Mrd. Rupien verbunden. Gegenüber der Buslösung führt der MRTS-Bau zu einer über 35 Jahre akkumulierten CO₂-Minderung von 51,4 Millionen Tonnen CO₂. Die inkrementellen Kosten der Reduktion einer Tonne CO₂ belaufen sich folglich auf 117,7 Rupien (~2,8 Euro). Wie groß die Unsicherheiten bei der Schätzungen der akkumulierten Kosten für die beiden Optionen sind, wird von den Autoren nicht angegeben. Die Buslösung dient als Baseline des Projekts mit der Begründung, dies sei die billigste Lösung zur Deckung der zukünftigen Verkehrsnachfrage. Allein, es reicht nicht aus, die betriebswirtschaftlichen Kosten der Projekte miteinander zu vergleichen. Die indische Regierung wird bei ihrer Rechnung vermutlich berücksichtigen, dass der Bau des MRTS auch zur Minderung lokaler Schadstoffe und zu Lärmreduktion führt, die Verstopfung der Straßen und damit die Reisezeiten reduziert werden, das technologische Wissen erhöht wird und ähnliche Dinge mehr. Wie eine Regierung diese Externalitäten bewertet ist nicht beobachtbar.⁹² Übersteigen die Externalitäten mehr als 7 Milliarden Rupien⁹³ so ist das Projekt nicht zusätzlich im Sinne des Kyoto-Protokolls, so dass es nicht als CDM-Projekt anerkannt werden kann.

8.4.4 Ein CDM-Pilotprojekt in Indonesien

Die deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ) initiierte zu Beginn der neunziger Jahre ein Projekt zur CO₂-Minderung im Verkehrssektor der indonesischen Metropole Surabaya: *The Sustainable Urban Transport Project* (im weiteren *SUTP*). Es war ein Teilziel des Projekts, CO₂-Einsparungsmaßnahmen zu identifizieren und das Reduktionspotential zu quantifizieren. Bereits 1992 wurde von der Prognos AG eine vom Bundesministerium für Zusammenarbeit (BMZ) in Auftrag gegebene Studie vorgelegt, die Optionen zur CO₂-Minderung im Verkehrssektor ausgesuchter südlicher Metropolen - darunter Surabaya - identifizieren sollte (Prognos AG 1992). Im wesentlichen wurden dieselben Maßnahmen vorgeschlagen, die auch für die Umstrukturierung des Verkehrssektor in Industrieländern diskutiert werden. Das SUTP-Projekt hatte zum Ziel, die von PROGNOSE vorgeschlagenen Maßnahmen darauf hin zu untersuchen, inwieweit sie den lokalen Bedingungen in Surabaya Rechnung tragen. Die Maßnahmen stellten sich zum Teil als undurchführbar heraus. "Zum einen fehlten die institutionellen Voraussetzungen für die Durchführung und zum anderen haben Bevölkerung und Entscheidungsträger in der Provinz Ostjava und in der Stadtverwaltung Surabaya mit anderen prioritären Problemen zu tun, wie zunehmende Luftverschmutzung und mangelhafter Bereitstellung von öffentlichen Verkehrsmitteln" (GTZ 1999). Um die Interessen der lokalen Entscheidungsträger näher in das Projekt

⁹² Eine Analyse von Fallbeispielen und eine Diskussion der Schwierigkeiten, die sich bei der volkswirtschaftlichen Bewertung von MRTS-Systemen in Entwicklungsländern ergeben, findet sich in GTZ (2001).

⁹³ Die 7 Mrd. Rupien berechnen sich als Differenz zwischen den Kosten des MRTS (237 Mrd. Rs.) und den Kosten der gleichwertige Bus-Lösung (230 Mrd Rs.)

einzubinden, wurden Aspekte lokal wirkender Schadstoffe mit CO₂-Aspekten kombiniert; d.h. es wurden Projekte zur Minderung lokal wirkender Schadstoffe gesucht, die gleichzeitig zur Reduktion globaler Schadstoffe beitragen. Im Vordergrund stand die Identifikation von CO₂-Vermeidungsoptionen, die bereits aus lokaler Sicht rentabel sind. Darüber hinaus wurden aber vor dem Hintergrund zukünftiger Finanzierungsmöglichkeit über den CDM auch Maßnahmen diskutiert, die nicht rentabel sind, jedoch zu spürbaren Verminderung von CO₂-Emissionen führen.

Im Folgenden wird skizziert, wie die CO₂-Reduktionen berechnet wurde.⁹⁴ Die Baseline-Prognose für das Jahr 2010 wurde definiert als *business as usual* Szenario, in dem keinerlei zusätzliche verkehrspolitische Maßnahmen ergriffen werden. Dies ist eine andere Fragestellung als die Baseline-Bestimmung im CDM, da davon ausgegangen werden muss, dass die indonesische Regierung nicht bis 2010 untätig bleiben wird, weil aufgrund der schlechten Verkehrssituation unabhängig von klimapolitischen Aspekten dringender Handlungsbedarf besteht.

Bei der Quantifizierung der CO₂-Reduktionen der einzelnen Projektteile wurde bereits eine Vorauswahl getroffen. Da es sehr schwierig ist, Emissionseffekte von Maßnahmen wie 'Informationskampagnen' oder die Entwicklung einer nachhaltigen Transportpolitik zu quantifizieren, wurden nur die Emissionseffekte von Maßnahmen berechnet, die zu einer unmittelbaren Emissionsreduktion führen. Untersucht wurden folgende Projektoptionen:

1. Umrüstung von benzinbetriebenen Kleinbussen (sogenannte *Angkots*) auf Erdgasantrieb (CNG, Compressed Natural Gas): Laut Teddyputra (2001) sinken die CO₂-Emissionen um 6% wenn 30% der Kleinbusse konvertiert werden. Dies wird begründet mit dem rund 20% niedrigeren Kohlenstoffgehalt von Erdgas im Vergleich zu Benzin.
2. Umrüstung der Taxen auf Erdgas: 1999 gab es in Surabaya rund 2750 Taxen, die alle dem Staatsunternehmen Taxi Zebra gehörten. Davon fahren bislang bereits 800 Fahrzeuge mit Erdgas, der Rest mit Benzin. Bei einer Erhöhung des Erdgasanteils von derzeit 25% auf 50% würden die CO₂-Emissionen um 4% sinken.
3. Ausbau und Verbesserung des Öffentlichen Personennahverkehrs (ÖPNV): Eine Reihe von Maßnahmen soll den ÖPNV Surabayas schneller, zuverlässiger, komfortabler und sicherer machen. Nach Einschätzung der GTZ-Mitarbeiter führt die Summe dieser Maßnahmen zu einer Erhöhung des ÖPNV-Anteils am Verkehrsaufkommen von derzeit 34% auf 40%, wodurch die CO₂-Emissionen um rund 14% sinken würden.
4. *Transport Demand Management (TDM)*: In Surabaya übersteigt das Verkehrsaufkommen bereits heute das mögliche Verkehrsvolumen, so dass der Verkehrsfluss durch Dauerstau gekennzeichnet ist, was den durchschnittlichen Treibstoffverbrauch und damit die CO₂-Emissionen erhöht. Die Reduktion des Staus soll dadurch erreicht werden, dass insbeson-

⁹⁴ Der Fall Surabaya kann als untere Grenze für die Unsicherheit bei der Berechnung der Emissionsreduktionen in Entwicklungsländern herangezogen werden, da die dortige Datenlage besser ist als in den meisten südlichen Metropolen. Der Transportsektor Surabayas wurde seit den 70er Jahren intensiv erforscht, beginnend mit einzelnen Studien internationaler Beratungsunternehmen bis hin zu einem Weltbankprojekt in den Jahren 1993-1998.

dere zu Spitzenlastzeiten die Verkehrsteilnehmer zur Nutzung alternativer Transportmodi bewegt werden. Maßnahmen hierfür sind z.B. ‚Odd/Even-Schemes‘⁹⁵ und strengere Parkverbote. Je nach Intensität der TDM-Maßnahmen (medium, heavy, extreme) sinken die CO₂-Emissionen um 10%, 13% oder 16%. (Teddyputra 2001:11). Kritisch für die Berechnung der Emissionsreduktionen ist die Bestimmung der Staufaktoren (Verkehr/Kapazität).

5. Steigerung des Anteils des nicht-motorisierten Verkehrs: Im Bereich der Kurzstrecken besteht ein großes Potential zur Substitution des PKW- und Motorradverkehrs durch Rikshas, Fahrräder und ähnliche nicht-motorisierten Transportmodi. Durch Ausbau der Fahrrad- und Fußgängerwege sollen rund 30% der Kurzstrecken substituiert werden und damit eine CO₂-Reduktion von 20 Kilotonnen erzielt werden.

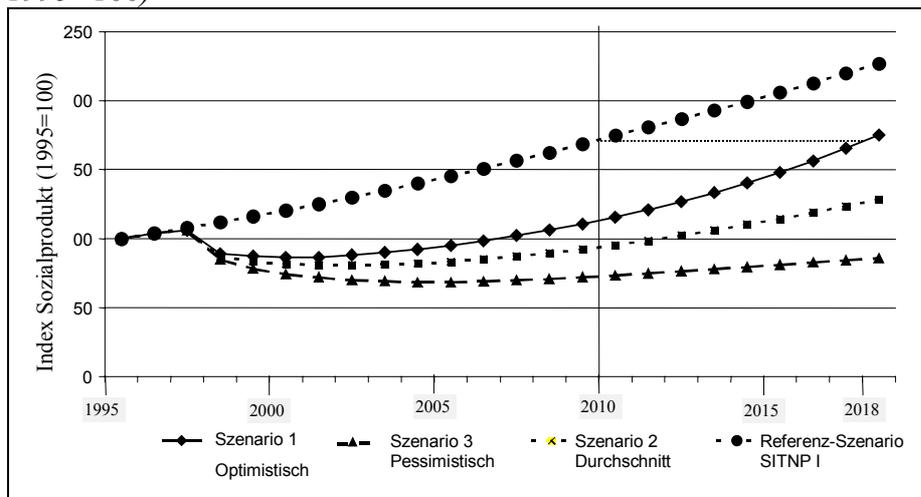
Bei der Berechnung der Emissionsreduktionen blieben jedoch einige Punkte unberücksichtigt oder wurden grob vereinfacht:

In den Treibstoffwechsel-Projekten wurden die Kraftstoffverbräuche mit den vom IPCC vorgegebenen CO₂-Koeffizienten multipliziert, wobei nicht alle treibhausrelevanten Gase berücksichtigt wurden. Desweiteren wurde keine Lebenszyklusbetrachtung durchgeführt. In Abschnitt 8.3 wurde dargestellt, dass bei Berücksichtigung der Methanemissionen und der indirekten Emissionen aus vorgelagerten Stufen, Erdgasfahrzeuge klimaschädlicher sein können als Benzinler. Die spezifischen Treibstoffverbräuche des Jahres 2000 wurden für die Prognose konstant gehalten „because the impact of technological improvement in regard of fuel efficiency is weighed as insignificant.“ (Teddyputra 2001: 37). Bei den einzelnen Maßnahmen werden Szenarien berechnet, die Szenarien jedoch nicht mit Eintrittswahrscheinlichkeiten gewichtet. Auch wurden keine Preis- oder Mengeneffekte berücksichtigt.

Für alle Projekte musste zunächst die zukünftige Verkehrsnachfrage im Referenzfall für das Jahr 2010 prognostiziert werden. Dabei wurden die Schätzergebnisse der Weltbankstudie 'Surabaya Integrated Transport Network Planning Project' (kurz: SITNP) übernommen (vgl. GORI 1998 und SITNP 1998). Wie in Abschnitt 8.2.4 diskutiert, basieren Verkehrsnachfragemodelle zur Vorausschätzung des zukünftigen *modal split* auf Prognosen bezüglich der Entwicklung von Volkseinkommen und Bevölkerungsstruktur, welche wiederum das Niveau und die Verteilung des zukünftigen Einkommens der Verkehrsteilnehmer bestimmen. In einer Studie, die vor dem Jahr 1996 geschrieben wurde, ging man für Indonesien noch von einem Wachstum des Bruttoinlandsprodukts von 4% aus. Die dramatischen politischen Ereignisse der Jahre 1997/98 führten zu Rezession und Hyperinflation, so dass die Wachstumsprognosen stark nach unten korrigiert werden mussten. Abbildung 8.4.1 verdeutlicht, wie groß das Spektrum der möglichen Entwicklung des Volkseinkommens ist. Ähnliche hohe Unsicherheiten treten bei der Prognose der Bevölkerungsentwicklung auf.

⁹⁵ In einem Odd-Even-Program dürfen Fahrzeuge entweder nur an den geraden oder nur an den ungeraden Tagen im Monat gefahren werden.

Abbildung 8.4.1: Prognostizierte Entwicklung des indonesischen Sozialprodukts (Index: 1995=100)



Quelle: Nach GORI (1998), Eigene Darstellung

In die Berechnung der Transportnachfrage gehen darüber hinaus eine Vielzahl ähnlich unsicherer Variablen ein, für die jedoch keine Szenarien diskutiert werden. Annahmen bezüglich dieser Variablen werden nicht weiter begründet. Teddyputra (2001: 8) bewertet die Unsicherheit der SITNP-Studie: "While interpreting these figures a total error margin of 10% or more have to be considered, bearing in mind the uncertainties of the input data of the data. (especially related to the traffic data)." Diese Einschätzung wird indes nicht weiter erläutert.

Die GTZ-Studie kommt zu dem Ergebnis, dass Maßnahmen, die auf das Verhalten einwirken, wesentlich kosteneffizienter sind als technische Maßnahmen zur CO₂-Reduktion. "(...) measures that are mainly based on modal split changes – in particular promoting more efficient, less polluting modes such as public transport and non-motorised transport - have a significantly higher cost effectiveness compared to technical measures(...). Clearly, emissions reductions gained by expensive technology retrofits can be offset by even small shifts." (Teddyputra 2001:15). Dies führt im Rahmen des CDM zu einem Zielkonflikt, da für die kostengünstigsten Vermeidungsmaßnahmen eine angemessen genaue Quantifizierung der Emissionsreduktionen wesentlich schwieriger ist als bei den teuren, technischen Optionen.

Abschließend soll für das oben erwähnte Teilprojekt ‚Konvertierung von Kleinbussen auf Erdgasbetrieb‘ eine grobe Investitionssimulation durchgeführt werden, um die Frage zu klären, ob die Besitzer von Kleinbussen nicht auch im Referenzfall auf Erdgasbetrieb umgerüstet hätten. Die Gesellschaft für technische Zusammenarbeit hat für Erdgasfahrzeuge in Surabaya eine Machbarkeitsanalyse erstellen lassen, in der Kosten und Nutzen der Umrüstung der Kleinbusse gegenüber gestellt wurden (GTZ 2000). Danach ist die Umrüstung auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel. Die Kosten wurden für eine Abschreibungszeit von fünf Jahren berechnet. Bezüglich der Treibstoffpreise wurden zwei Szenarien berechnet. Szenario A basiert auf den aktuellen Tankstellenpreisen für Benzin und Erdgas in Surabaya. In Szenario B wird davon ausgegangen, dass die indonesische Regierung gemäß ihrer Ankündigung die Subventionierung der Treibstoffe zurückfährt. Hierdurch steigen zwar die absoluten Kosten, aber der relative Preisvorteil von Erdgas steigt.

In der GTZ-Studie wurden nur die jährlichen Einsparungen angegeben wobei die Eigenkapitalkosten nicht durch Abdiskontierung berücksichtigt wurden. Daher habe ich auf Basis der GTZ-Daten die Nettogegenwartswerte der Kosten für eine Eigenkapitalverzinsung von 6% und 15% berechnet. Auch bei einem sehr hohen Diskontzins von 20% rechnet sich das Umrüstungsprojekt noch, so dass auch sehr illiquide Kapitalmärkte keine Barriere für das Projekt darstellen sollten. In Szenario B amortisiert sich die Umrüstung der Fahrzeuge schon im ersten Jahr, in Szenario A im zweiten Jahr. Trotz der hohen Rentabilität wurde bislang nur ein kleiner Teil der Fahrzeugflotten auf Erdgas umgerüstet. Die Gründe hierfür werden in der Machbarkeitsstudie nicht thematisiert. Neben der reinen Kostenbetrachtung wurden Pilotanwender (Eigentümer, Fahrgäste und Fahrer) daraufhin befragt, ob die Umrüstung andere nicht-monetäre Nachteile mit sich bringt (z.B. erforderliche Umgestaltung der Sitzverteilung in den Bussen). Solche Nachteile wurden nicht geäußert.

Nehmen wir nun an, dasselbe Projekt würde im Rahmen des CDM vorgeschlagen. Die ökonomische Analyse zeigt, dass das Projekt nicht zusätzlich ist, da es aufgrund der hohen Rentabilität ohnehin durchgeführt würde. Andererseits stellt sich die Frage ob und wann sich die Nutzung von CNG in Surabaya durchgesetzt hätte, wenn es kein Verkehrsprogramm mit Beteiligung und finanzieller Unterstützung von internationalen Entwicklungsorganisation gegeben hätte. Bei der Analyse von Projekten stößt man immer wieder auf das Phänomen, dass die Rentabilität einer neuen Technologien zwar theoretisch nachgewiesen wurde, dass potentielle Käufer aber zögern, solange kein Demonstrationsprojekt durchgeführt wurde. Viele Firmen gehen erst dann das Risiko der Implementierung einer neuen Technologie ein, wenn ein anderes Unternehmen im eigenen Land bereits bewiesen hat, dass die Technologie zuverlässig ist. Die Mittel der internationalen Entwicklungszusammenarbeit reichen nicht aus, um eine ausreichende Anzahl von Demonstrationsprojekten zu finanzieren. Daher ist zu überprüfen, ob die Durchführung solcher Projekte im Rahmen des CDM nicht auch dann Sinn macht wenn die grundsätzliche Rentabilität nachgewiesen wurde.

8.4.5 Fazit

Der überwiegende Teil der vorgestellten Studien und Projektberichte thematisiert die Bestimmung des Referenzszenarios höchst unzureichend und vergleicht lediglich die Emissionen nach Projektdurchführung mit dem Status Quo. Die Fortschreibung des Status Quo wird in der Regel nur sehr kurz begründet, meist mit Verweis auf institutionelle Barrieren, ohne jedoch weiter zu thematisieren, ob diese Barrieren auch in Zukunft bestehen werden. Meist wird begründet, warum die im Projekt implementierte Technologie im Referenzfall nicht zur Anwendung kommen würde. Unklar bleibt hingegen ob alternative Technologien existieren, die zukünftig eventuell eingesetzt werden könnten. Auf indirekte Effekte wird vereinzelt hingewiesen; ein Versuch der Quantifizierung wird indes nicht unternommen. Auf die Unsicherheit in den Schätzungen wird in keinem der analysierten Projektberichte tiefer eingegangen. Vereinzelt werden unterschiedliche Szenarien angegeben; die Angabe von Konfidenzintervallen für die Schätzung der Emissionsreduktionen sucht man vergeblich. Jedoch werden vor allem in Studien über die Wirkung von Infrastrukturprojekten und Preisinstrumenten regelmäßig Szenariotechniken angewandt, die einen gewissen Rückschluss auf die Schätzfehler zulassen.

Zusammenfassend muss konstatiert werden, dass nur wenig über das Maß an Unsicherheit und Unwissenheit bei der Bestimmung von Referenzszenarien auf Projektebene bekannt ist. Baseline-Szenarien liegen nur für Projekte vor, die tatsächlich verwirklicht wurden. Ältere Projektanträge oder Machbarkeitsstudien für Projekte, die nie realisiert wurden, sind meist nicht mehr zugänglich. Letztere könnten aber wertvolle Hinweise auf die Höhe der Prognosefehler geben, da sie den Vergleich mit dem tatsächlich eingetretenen Zustand zulassen. Projektentwickler haben aber meist keinen Anreiz, die Unsicherheit ihrer Schätzungen zu thematisieren. Vielmehr versuchen sie, die Plausibilität ihrer Annahmen so gut wie möglich zu verkaufen.⁹⁶ Hinzu kommt, dass namentlich bei den Projekten multinationaler Organisationen (UNDP, GEF etc.) Projektberichte eine gewisse politische Brisanz haben. In Projektberichten lässt sich schwer diskutieren, ob der Projektpartner einen Anreiz zum Lügen hat und inwieweit die von ihm offenbarten Kosten der Wahrheit entsprechen. Ob diesbezügliche Überlegungen bei der Projektplanung und Evaluierung eingeflossen sind, ließ sich nicht ermitteln. Der Mangel an Hinweisen auf die Schätzunsicherheit wurde im dritten 'Assessment Report' des IPCC (2001a) kritisiert. Für zukünftige Studien schlagen Moss und Schneider (2000) eine Fünf-Punkte-Skala vor, die Auskunft über die Präzision einer Schätzung geben soll. Insbesondere bei den Projekten internationaler Organisationen, handelt es sich überwiegend um rentable Vermeidungsoptionen, die per Definition vom CDM ausgeschlossen sind. Ziel dieser Organisationen ist es schließlich, jene Vermeidungsoptionen zu identifizieren, die von den Entwicklungsländern langfristig aus eigener Kraft realisiert werden können. Die Mehrzahl der Projekte sind daher Demonstrationsprojekte, welche die grundsätzliche Rentabilität einer Maßnahme zeigen sollen. Vor diesem Hintergrund ist es aus Sicht der GEF oder der UNDP nicht erforderlich, die Emissionsreduktionen einer Maßnahme auf die Tonne genau zu bestimmen, so lange gezeigt werden kann, dass das Projekt im Prinzip rentabel für das Gastland ist. Im Rahmen des CDM wäre abereine weit größere Präzision der Messung erforderlich.

⁹⁶ Dies mag zum Teil daran liegen, dass Punktschätzungen beim Auftraggeber besser ankommen als das Eingeständnis großer Unsicherheit in den Schätzungen.

9 Projektevaluierung im CDM: Stand der politischen Diskussion

9.1 Die institutionelle Struktur des Clean Development Mechanism

In diesem Kapitel wird zunächst ein Überblick über die Institutionen gegeben, die von den Vertragsstaaten zur Klimarahmenkonvention mit der Ausgestaltung und Einführung des Clean Development Mechanism betraut wurden. Es folgt eine Darstellung der Beschlüsse bezüglich der Verfahren zur Berechnung der Emissionsreduktionen im CDM. Basis der Analyse sind die Beschlüsse bis einschließlich der 9. Vertragsstaatenkonferenz und die Beschlussvorlagen des CDM-Exekutivrats und seiner beigeordneten Gremien bis Dezember 2003.

Die grundsätzlichen Strukturen des CDM wurden im November 2001 auf der 7. Vertragstaatenkonferenz in Marrakesch durch Entscheidung 17/CP.7⁹⁷ festgelegt. Oberstes Organ des CDM ist der Exekutivrat (*Exekutive Board*), der Rechenschaftspflicht gegenüber der Vertragsstaatenkonferenz (COP/MOP)⁹⁸ hat. Aufgabe des Exekutivrats ist es u.a., ein Projekthandbuch⁹⁹ zu erarbeiten, in dem der Ablauf der Projektevaluierung geregelt ist.

Grundsätzlich ist bei der Evaluierung zwischen großen und kleinen Projekten zu unterscheiden. Da aufwändige Evaluierungsmethoden bei kleinen Projekten zu prohibitiven Kosten führen würden, wurde für Kleinprojekte vom *Small-Scale CDM Panel (SSC Panel)* ein gesondertes Handbuch entwickelt. Für Projekte, die nicht unter die Kategorie Kleinprojekte fallen, ist ein aufwändigeres Evaluierungsverfahren vorgesehen. Hierfür wurde zur wissenschaftlichen Beratung des Exekutivrats das sogenannte *MethPanel*¹⁰⁰ einberufen, eine Expertengruppe, die Richtlinien für die Baseline-Bestimmung und die Monitoring-Pläne erarbeiten soll. Gleichzeitig erarbeitet der SBSTA (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice) Modalitäten zur Einbindung von Forstprojekten in den CDM.

Auf Basis der entwickelten Handbücher erfolgt die praktische Verifizierung und Zertifizierung der Emissionsreduktionen durch '*designated operational entities*' (im Weiteren: *DOE*), die vom Exekutivrat akkreditiert und überwacht werden. Hierfür wurde das *CDM-Accreditation Panel* eingerichtet. DOE können öffentliche oder private Institutionen in den Projektländern sein, die nachweisen müssen, "that it, and its subcontractors have no real or potential conflict of interest with the participants in the CDM project activities for which it has been selected to carry out validation or verification or certification functions."¹⁰¹ Regelmäßige Stichproben durch den Exekutivrat und die Vorschrift zur Veröffentlichung aller Projekt-Dokumentationen sollen sicherstellen, dass die DOE nach den Regeln des Exekutivrats und im Sinne des Geistes des Kyoto-Protokolls entscheiden. So muss auch veröffentlicht

⁹⁷ UNFCCC/CP/2001/13/Add.2: "*Modalities and procedures for a clean development mechanism*"

⁹⁸ Definition: COP/MOP ist die offizielle Abkürzung für "Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol".

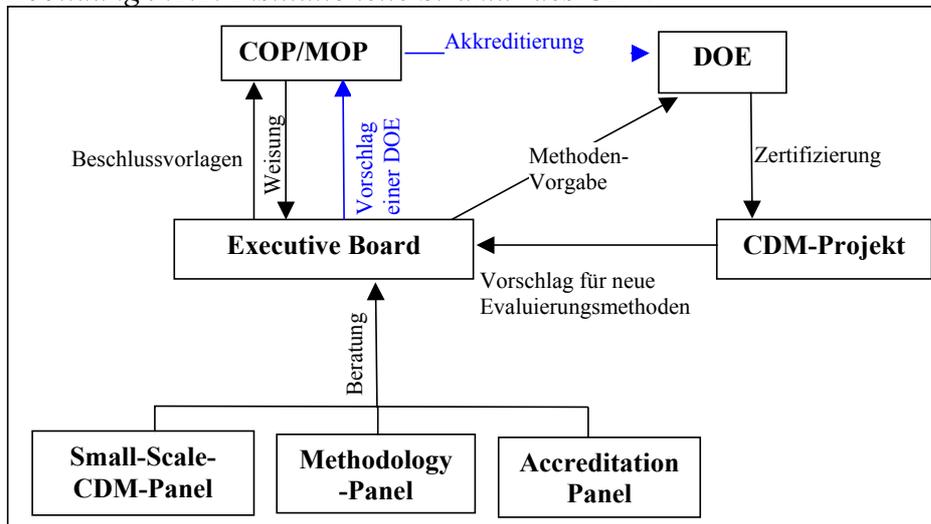
⁹⁹ CDM Project Design Document: CDM-PDD

¹⁰⁰ CDM-Methodology Panel: CDM-MP oder MethPanel

¹⁰¹ Beschluss 17/CP.7, Draft Decision CMP.1 zu Art. 12 des Kyoto-Protokolls (FCCC/CP/2001/13/Add.2)

werden, mit welchen Methoden und auf Basis welcher Annahmen die Baseline eines Projekts festgelegt wurde, wie die Projektgrenzen definiert wurden und wie indirekte Effekte quantifiziert wurden. Die Berechnung der Emissionsreduktionen erfolgt grundsätzlich durch die Projektpartner. Die DOE überprüft dann lediglich die Übereinstimmung mit den Regeln und die Plausibilität der Angaben. Die institutionelle Struktur des CDM ist in Abbildung 9.1.1 illustriert.

Abbildung 9.1.1: Institutionelle Struktur des CDM



9.2 Evaluierungsprozess für 'Small-Scale' CDM-Projekte

Das Small-Scale-CDM-Panel hatte die Aufgabe, ein Handbuch für die Evaluierung von Kleinprojekten zu erstellen, ein sogenanntes 'small scale project design document' (SSC-PDD). Als Kleinprojekte gelten:

- Erneuerbare-Energien-Projekte mit einer maximalen installierten Kapazität von 15 MW_{el}.
- Energieeffizienz-Projekte, die auf der Nachfrage- oder Angebotsseite zu einer jährlichen Energieeinsparung von weniger als 15 GWh führen.
- Andere Projekte, die zu einer Reduktion von Treibhausgasen führen und die nach Projektdurchführung nicht mehr als 15 Kilotonnen CO₂-Äquivalente emittieren.

Der Exekutivrat stellte eine Positivliste von 14 Projekttypen auf, die unter die Kategorie Kleinprojekte fallen (Tabelle 9.2-1). Solche Projekte kommen in den Genuss einfacherer und weniger restriktiver Methoden und Prozeduren im Bereich des Monitorings, der Baseline-Berechnung und der Berücksichtigung indirekter Effekte. Kleinprojekte können direkt von einer DOE freigegeben werden und die Projektsteuer (share of proceeds) ist niedriger als für Großprojekte.

Die Berechnung der Baseline basiert bei allen Projektkategorien auf einfachen Standards, dem Status Quo oder Durchschnitts-Standards. Für die Emissionsintensität einzelner Technologien werden Standardgrößen vorgegeben (z.B. 0,9 kg CO₂/kWh bei Erzeugung mit einem Dieselergenerator). Indirekte Effekte außerhalb des unmittelbaren Projektstandortes müssen überhaupt nicht betrachtet werden. Details zu den anzuwendenden Baseline-Algorithmen finden sich im

Appendix B zur Entscheidungsvorlage „Simplified Modalities and Procedures for Small Scale CDM Project Activities“¹⁰²

Tabelle 9.2-1: Projektkategorien im Bereich ‚small-scale‘ CDM

Type 1: Renewable Energy Projects (<15 MW_e installierte Kapazität)

- Electricity Generation by the User
- Mechanical Energy for the User
- Thermal Energy for the User
- Renewable Electricity Generation for a Grid

Type 2: Energy Efficiency Improvement Projects (<15 GWh/ Jahr)

- Supply Side Energy Efficiency Improvements – Transmission and Distribution
- Supply Side Energy Efficiency Improvements – Generation
- Demand Side Energy Efficiency Improvements for Specific Technologies
- Energy Efficiency and Fuel Switching Measures for Industrial Facilities
- Energy Efficiency and Fuel Switching Measures for Buildings

Type 3: Other Project Activities (< 15 kt CO₂e/Jahr)

- Agriculture
- Switching Fossil Fuels
- Emission reductions by low-greenhouse emission vehicles
- Methan Recovery and Avoidance

Quelle: Recommendations by the Panel on Baseline and Monitoring Methodologies: Annex B: Indicative Selected Small-Scale CDM Project Activity Category, Draft; Fundort: www.unfccc.int/CDM

Damit nun nicht Großprojekte in kleinere Projekte aufgespaltet werden, um in den Genuss vereinfachter Modalitäten der Projekt-Verifizierung zu kommen, wird definiert, wann von einer Aufspaltung gesprochen wird. Ein Projekt gilt als Teil eines größeren Projekts, wenn innerhalb der beiden Vorjahre mindestens ein weiteres Projekt in derselben Kategorie mit denselben Projektpartnern begonnen wurde und wenn dessen Projektgrenze weniger als 1 km von der Grenze des potentiellen Kleinprojekts entfernt ist.¹⁰³ Umgekehrt können aber mehrere Kleinprojekte gleichzeitig angemeldet werden, wenn sie in der Summe die obigen Kapazitätsgrenzen nicht übersteigen.

Die skizzierten Vorschläge des SSC-Panels für Kleinprojekte wurden von der 8. Vertragsstaatenkonferenz in Delhi genehmigt.¹⁰⁴ Damit wurde grünes Licht für die ersten CDM-Kleinprojekte gegeben.

9.3 Evaluierungsprozess für ‚large-scale‘ CDM-Projekte

9.3.1 Baseline-Methoden

Nach Entscheidung 17/CP.7 schlägt der Exekutivrat eine Reihe von Baseline-Methoden vor, zwischen denen die Projektpartner wählen können:

¹⁰² Da es sich bei den hier aufgeführten Materialien um aktuelle Entwürfe zu Entscheidungsvorlagen für zukünftige Vertragsstaatenkonferenzen handelt, ist eine eindeutige Literaturangabe schwierig. Die Anhänge zur Entscheidungsvorlage Simplified Modalities and Procedures for Small Scale CDM-Projects finden sich auf der UNFCCC CDM Website www.cdm.unfccc.int/pac/howto/SmallScalePA/index.html (letzter Zugriff: Dezember 2003).

¹⁰³ Appendix B zu ‘Simplified Modalities and Procedures for Small Scale CDM-Projects’

¹⁰⁴ Entscheidung 21/CP.8, UNFCCC/CP/2002/7/Add.3

In choosing a baseline methodology for a project activity, project participants shall select from among the following approaches the one deemed most appropriate for the project activity, taking into account any guidance by the executive board, and justify the appropriateness of their choice:

- *Existing actual or historic emissions, as applicable; or*
- *Emissions from a technology that represents an economically attractive course of action, taking into account barriers to investment; or*
- *The average emissions of similar project activities undertaken in the previous five years, in similar social, economic, environmental and technical circumstances, and whose performance is among the top 20 per cent of their category.*¹⁰⁵

Die Vor- und Nachteile dieser Verfahren wurden in dieser Arbeit ausführlich diskutiert. Methode 1 entspricht dem Grandfathering-Verfahren, Methode 2 der Simulation der Investitionsentscheidung und Methode 3 entspricht der Bestimmung eines Standards auf Basis historischer Kontrollgruppen. Bei freier Wahlmöglichkeit werden sich die Firmen für die Methode entscheiden, die eine hohe Emissions-Baseline generiert und deren Anwendung am wenigsten kostet. In den meisten Fällen wird dies Methode 1 sein. Zwar wird verlangt, dass die Angemessenheit der gewählten Methode nachgewiesen werden soll, ohne jedoch weiter zu spezifizieren, was hierunter zu verstehen ist. Die Beweisführung, dass eine gewählte Methode nicht angemessen ist, liegt also im Einzelfall bei der DOE.

Die Baseline eines Projekts soll so definiert werden, dass ein sinkendes Aktivitätsniveau außerhalb der Projektgrenzen oder Ereignisse höherer Gewalt nicht zu einer höheren Anrechnung von CERs führen.¹⁰⁶

Diese Regel impliziert, dass eine Ex-ante-Festlegung des absoluten Emissionsniveaus im Referenzfall nicht erwünscht ist. Dies verdeutlicht Gleichung (9.3.1):

$$CER = e^B \cdot X_{Bt}^B(\beta_t) - E^P(e^P, \beta_t) \quad (9.3.1)$$

wobei die Koeffizienten e^B und e^P die technisch bedingte Emissionsintensität im Baseline- und Projektfall bezeichnen, X_{Bt}^B sei das Aktivitäts- oder Outputniveau innerhalb der Projektgrenzen und β_t ein Vektor von Parametern, die durch das Aktivitätsniveau außerhalb der Projektgrenzen bestimmt sind, wie z.B. Energiepreise, Güternachfrage etc. Das Emissionsniveau $E^P(\cdot)$ soll grundsätzlich ex post im Rahmen eines Monitoring-Plans festgestellt und von der DOE überprüft werden. Ex ante kann lediglich die Emissionsintensität festgelegt werden, die durch den im Referenzfall gewählten Technologietyp bestimmt ist. Die Emissions-Baseline ist also eine Funktion der während des Projekts beobachteten Daten. Diese Forderung steht aber in Widerspruch zu der Möglichkeit einer Grandfathering-Baseline (Methode 1). Allenfalls darf die aktuelle oder historische Emissionsintensität fortgeschrieben werden.

¹⁰⁵ Beschluss 17/CP.7, Draft Decision CMP.1 zu Art. 12 des Kyoto-Protokolls, Regel 48 (FCCC/CP/2001/13/Add.2)

¹⁰⁶ Beschluß 17/CP.7, Draft Decision CMP.1 zu Art. 12 des Kyoto-Protokolls, Regel 47: „The baseline shall be defined in a way that CERs cannot be earned for decreases in activity levels outside the project activity or due to force majeure.“ (FCCC/CP/2001/13/Add.2)

In den Beschlüssen der Vertragsstaatenkonferenzen ist bislang nicht eindeutig geklärt, ob eine Baseline ausschließlich ex ante berechnet werden soll oder auch ex post an neue Daten angepasst werden darf. In den Beschlüssen der 7. VSK wird gefordert, dass während des Projekts im Rahmen des Monitorings auch Daten gesammelt werden sollen, die die Baseline betreffen: „Project participants shall include (...) the collection and archiving of all relevant data necessary for determining the baseline of anthropogenic emissions by sources of greenhouse gases within the project boundary during the crediting period.“ Unklar ist aber, ob auf Basis dieser Daten die Baseline ex post angepasst werden soll oder ob die Daten nur für zukünftige Baseline-Berechnungen herangezogen werden. Auf seiner 9. Sitzung im Juni 2003 präzisierte der Exekutivrat des CDM „The ex post calculation of baseline emission rates may only be used if proper justification is provided. (...) baseline emission rates calculated ex ante must be reported explicitly“. (UNFCCC CDM-EB-09) Der Terminus ‘proper justification’ lässt freilich erheblichen Auslegungsspielraum.

Die Projektpartner sollen zwischen zwei Verfahren zur Festlegung der maximalen Projektlaufzeit wählen können:

- a) Die maximale Projektlaufzeit beträgt 7 Jahre. Eine zweimalige Verlängerung ist möglich.
- b) Die maximale Projektlaufzeit ist 10 Jahre. Keine Möglichkeit der Verlängerung.

Nach Beschluss 17/CP.7 haben die Projektbetreiber die Möglichkeit, neue Baseline-Methoden dem Exekutivrat zur Prüfung vorzulegen, der diese innerhalb von vier Monaten prüfen und bei positivem Befund in die Liste zugelassener Baseline-Methoden aufnehmen soll. Dies erhöht die Flexibilität des Mechanismus bei der Integration neuer Erfahrungen. Um Planungssicherheit für Investoren zu gewährleisten, wirken sich Regeländerungen bzgl. der Verifizierung und Zertifizierung nicht auf laufende CDM-Projekte aus.¹⁰⁷

9.3.2 Indirekte Effekte

Sehr allgemein formuliert ist die Definition von indirekten Effekten (Leakage):

„Leakage is defined as the net change of anthropogenic emissions by sources of greenhouse gases which occurs outside the project boundary, and which is measurable and attributable to the CDM project activity. The project boundary shall encompass all anthropogenic emissions by sources of greenhouse gases under the control of the project participants that are significant and reasonably attributable.“

Was genau unter ‚under the control‘ und ‚significant‘ zu verstehen ist, bedarf noch der Präzisierung. Beschluss 17/CP.7 ermöglicht die Anwendung von Standards bei der Baseline-Bestimmung und fordert

„Standards should be conservative in order to prevent any overestimation of reductions in anthropogenic emissions.“(FCCC/CP/2001/13/Add2/ S.46)

Was wiederum konservativ bedeutet, soll noch vom Exekutivrat näher definiert werden.

¹⁰⁷ Beschluss 17/CP.7, Abschnitt 19 (FCCC/CP/2001/13/Add.2)

Zusammenfassung

Für Kleinprojekte liegt ein Handbuch zur Evaluierung vor (siehe Anhang Kap. 9). Die darin vorgeschriebenen Methoden zur Baseline-Berechnung basieren auf dem beobachtbaren Status Quo, einfachen Durchschnitts-Benchmarks oder vorgegebenen technologischen Standards. Indirekte Effekte sind für diese Projekte nicht zu berücksichtigen.

Im Bereich der Großprojekte sind noch viele Fragen offen und es ist noch nicht geklärt, mit welchen Methoden Projektentwickler nachzuweisen haben, dass ihr Projekt ohne den CDM nicht realisiert worden wäre. Dem MethPanel kommt die schwierige Aufgabe zu, aus den bislang sehr allgemein gehaltenen Richtlinien konkrete Handlungsanweisungen für Projektentwickler und Zertifizierer abzuleiten.

Es steht zu befürchten, dass sich der CDM aufgrund der hohen Informationsasymmetrien und strategischen Anreize, zu einem riesigen Behördenapparat für die Projektbewilligung und Zertifizierung entwickeln wird. Dadurch werden die Effizienzgewinne des Handels übermäßig reduziert und nur ein kleiner Teil der Kostenreduktionspotentiale durch CDM-Projekte wird ausgeschöpft.

10 Optimale Emissionspfade im CDM unter Erwartung eines Post-CDM-Regimes

In diesem Kapitel wird die Frage untersucht, ob und unter welchen Rahmenbedingungen der CDM zu höheren Kosten für die Entwicklungsländer in der Zukunft führen könnte.

Während der Klimaverhandlungen wurde wiederholt die Befürchtung geäußert, dass die Entwicklungsländer im Rahmen des CDM ihre billigsten Optionen zur Emissionsreduktion an die Industriestaaten abtreten würden und ihnen diese Optionen nicht mehr zur Verfügung stünden, wenn sie zu einem späteren Zeitpunkt selbst Emissionsauflagen zu erfüllen hätten. Diese sogenannte ‚Ausverkaufs-These‘ wurde von den meisten Autoren (u.a. Dudek und Wiener 1996, Gosh et al. 1994, Parson und Fisher-Vanden 1999, Jones 1993, Michaelowa 1997, Lee et al. 1997, Maya 1995, Gupta und Bhandari 2000) in nicht-formaler Form in einigen Nebensätzen behandelt und erstmals von Rose et al. (1999) in einem formalen Modell analysiert.

Nach einer kurzen Einführung in die Diskussion um die ‚Ausverkaufs-These‘ wird ihre Stichhaltigkeit in Kapitel 10.1.2 im Rahmen eines einfachen Verhandlungsmodells überprüft. In Kapitel 10.2 wird im Rahmen eines dynamischen Kontrollmodells untersucht, inwiefern der von den Wirtschaftssubjekten gewählte Emissionspfad während des CDM-Regimes von den erwarteten Regeln des Post-CDM-Regimes abhängt. Hierzu werden in Abschnitt zunächst eine Reihe von Szenarien für das Post-CDM-Regime diskutiert. In Abschnitt 10.2.2 wird das Entscheidungsproblem einer nationalen Regierung modelliert. Anschließend wird das Kontrollproblem des globalen sozialen Planers formuliert und dessen Optimalbedingungen mit jenen der nationalen Regierung verglichen. Ob die privaten Firmen den optimalen Vermeidungspfad ihrer Regierung tatsächlich realisieren, wird in Abschnitt 10.2.4 analysiert. Eine numerische Analyse erfolgt schließlich in Abschnitt 10.2.5. Hierzu werden Parameterwerte für das Kontrollmodell hergeleitet, die optimalen Vermeidungspfade der Regierung simuliert, und Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

10.1 Die Ausverkaufs-These

10.1.1 Literaturüberblick zur ‚Ausverkaufs-These‘

Die Ausverkaufs-These besagt, dass ein billiges Vermeidungspotential, das an Annex-I-Staaten veräußert wird, einem Entwicklungsland in zukünftigen Perioden nicht mehr zur Verfügung steht und das Entwicklungsland daher gezwungen sei, auf teurere Vermeidungsoptionen auszuweichen. Diese These ergibt offensichtlich nur dann einen Sinn, wenn ein Vermeidungspotential die Eigenschaften eines Bestands hat, der nur einmal aufgebraucht werden kann. Dann würde die Nutzung billiger Optionen zur Emissionsreduktion zu höheren Kosten der Emissionsvermeidung in der Zukunft führen und die Entwicklungsländer müssten zur Kompensation dieses Effektes bereits heute eine Ausgleichszahlung fordern („Royalty“).

Karp und Liu (2000) argumentieren, ein Vermeidungspotential habe die Eigenschaften einer erschöpfbaren Ressource; folglich sei es effizient mit den billigsten Projekten zu beginnen, da die Theorie der nicht-erneuerbaren Ressourcen zeigt, "that it is efficient to first extract low-cost deposits before mining more expensive deposits" (ebd. S. 12). Parson und Fisher-Vanden (1999) sehen einen Ausverkaufseffekt im Fall von Modernisierungsprojekten im Kraftwerksbereich gegeben. Sie argumentieren, dass der Pool möglicher Modernisierungsprojekte bei

einem fixen Kapitalstock ebenfalls konstant sei und schlussfolgern: "If future abatement opportunities are less attractive than presently available ones, then cream skimming¹⁰⁸ may deprive host countries of attractive future abatement opportunities." (ebd. S. 218). Auch Jones (1993), Vellinga und Heintz (1995) und Lee et al. (1997) sehen die Möglichkeit eines Ausverkaufs billiger Vermeidungsprojekte; sie betonen aber, dieser negative Effekt werde dadurch ausgeglichen, dass CDM-Projekte zu einem Nord-Süd-Transfer von Hochtechnologie führen und dass das bei der Anwendung dieser Technologien erworbene Wissen den Verlust einiger Vermeidungsoptionen mehr als kompensiert. Rose et al. (1999) kommen ebenfalls zu dem Schluss: "cumulative abatement effects can impose a cost in the future, but that they can be offset by technological change, market power or compensation." Dudek und Wiener (1996) weisen darauf hin, dass die Durchführung von CDM-Projekten auf Freiwilligkeit beruhe und dies gewährleiste, dass der Projektgastgeber entweder eine ausreichende Kompensation für die Veräußerung der Reduktionszertifikate erwirken kann oder das Projekt nicht durchführen wird. „Only if the Developing Countries are systematically lacking the capacity to make judgements (...) or if they face assymetrically inadequate information in evaluating these options, would a problem arise." (ebd. S. 47)

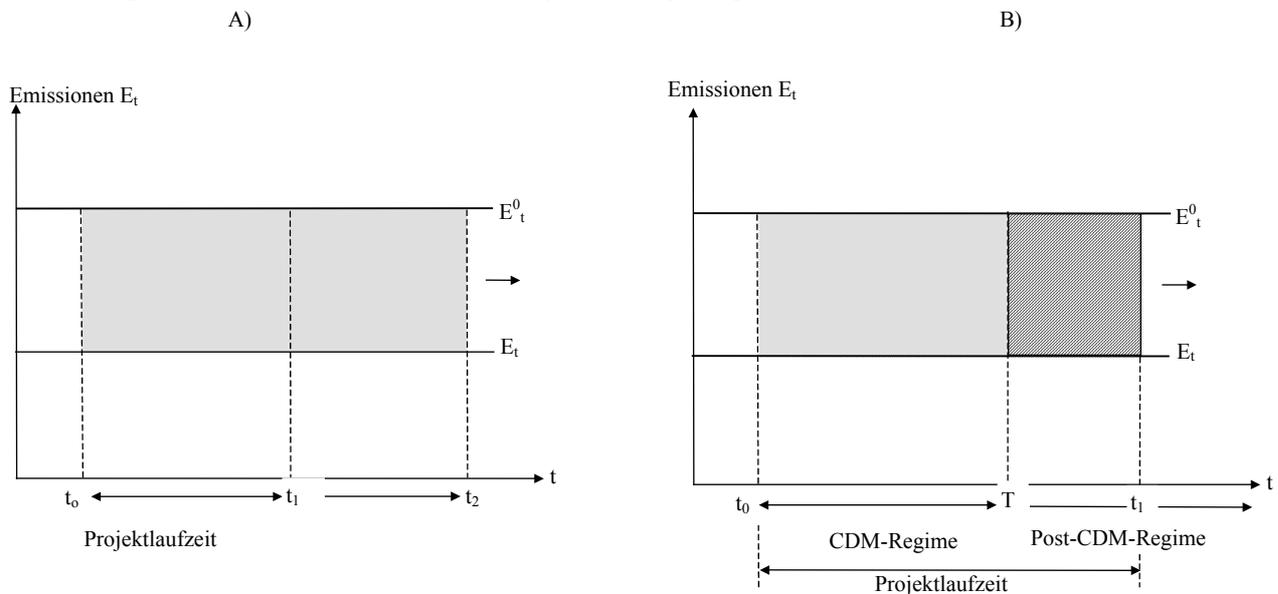
10.1.2 Analyse der 'Ausverkaufs-These'

In diesem Abschnitt wird gezeigt, warum es nicht rational ist, CDM-Projekten nicht durchzuführen, um billige Vermeidungspotentiale für die Zukunft zu sichern.

A) Erneuerbare Projektoptionen

Betrachten wir zunächst eine Firma in einem Entwicklungsland. In Abbildung 10.1.1 A) bezeichnet die Linie E_t^0 die Emissions-Baseline der Firma.

Abbildung 10.1.1: Erneuerbare und veräußerte Projektoptionen



¹⁰⁸ Im Jargon der internationalen Klimaverhandlungen wird die Nutzung billiger Vermeidungspotentiale durch Industriestaaten auch als "cream skimming" oder "picking of low hanging fruits" bezeichnet.

Nehmen wir an, die Firma habe mehrere Optionen, ihr Emissionsniveau zu senken und das billigste Klimaprojekt führt zu einem Emissionsniveau E_t . Die resultierenden Emissionskredite aus einem Klimaprojekt mit einer Laufzeit von t_0 bis t_1 sind gegeben durch

$$R^T \equiv \int_{t_2}^{t_1} (E_t^0 - E_t) dt \quad (10.1.1)$$

Wenn das Projekt ausläuft und die Technologie ersetzt werden muss, gibt es keinen Grund, warum dasselbe Projekt nicht auch ein zweites Mal durchgeführt werden könnte. Ein Beispiel hierfür wäre die Substitution herkömmlicher Glühbirnen durch Energiesparlampen, die nach einer Periode durchbrennen. Der Projekttyp ‚Einsatz effizienterer Lampen‘ kann auch in den folgenden Perioden beliebig oft wiederholt werden.

In diesem Rahmen kann das Potential zur Reduktion von Treibhausgasen als eine erneuerbare Ressource betrachtet werden, d.h. es findet kein Ausverkauf von Vermeidungspotentialen statt, da das Projekt wiederholt werden kann. Da der ‚Bestand‘ billiger Vermeidungsoptionen in der zweiten Periode unabhängig von den Aktionen in der ersten Periode ist, bedeutet die Nicht-Durchführung des Projekts das Vergeben einer Vermeidungsmöglichkeit. Diese Sicht wird auch von Swisher und Villavicencio (1995) geteilt, die argumentieren, dass es nicht möglich sei, Vermeidungspotentiale für einen späteren Zeitpunkt aufzuheben.

Allerdings bezieht sich das Ausverkaufsargument weniger auf die CDM-Periode selbst, als vielmehr auf die Zeit danach, also auf das Post-CDM-Regime, in dem aller Voraussicht nach auch die Entwicklungsländer Emissionsauflagen einzuhalten haben werden.

Nehmen wir an, zum Zeitpunkt t_1 (in Abbildung 10.1.1 A) sei eine Firma durch internationales Recht gezwungen, ihr Emissionsniveau zu senken. Die Firma kann billige Vermeidungsoptionen nutzen, vollkommen unabhängig davon, ob in der Vergangenheit CDM-Projekte durchgeführt wurden oder nicht. Dies ist auch dann der Fall, wenn zu dem Zeitpunkt, in dem das Entwicklungsland Emissionsgrenzen auferlegt bekommt, ein CDM-Projekt noch läuft.

Ein Beispiel hierfür wäre ein CDM-Projekt zur Modernisierung eines Kraftwerks mit einer Restlaufzeit von 30 Jahren. Nehmen wir an, nach 20 Jahren wird das CDM-Regime durch ein internationales System zum Handel mit Emissionszertifikaten abgelöst, bei dem auch Entwicklungsländer ihre Emissionen gegenüber ihrem Baseline-Niveau reduzieren müssen.

Diese Situation ist in Abbildung 10.1.1 B) illustriert, wo die Laufzeit des Modernisierungsprojekts ($t_1 - t_0$) die Lebenszeit des CDM-Regimes übersteigt, welches bis zum Zeitpunkt T existiert. Ob die schraffierte Fläche aus Sicht des Entwicklungslandes einen Verlust an Vermeidungsoptionen bedeutet, hängt davon ab, wie das CDM-Projekt organisiert ist. Wird das Projekt vollständig von der Firma im Entwicklungsland durchgeführt und die resultierenden Reduktionszertifikate auf einem institutionalisierten CDM-Markt verkauft, so kann diese Firma die in der Projektrestlaufzeit erzielten Emissionsreduktionen auf das eigene Emissionsziel anrechnen.

B) Veräußerte Projektoptionen

Was geschieht nun aber im Falle eines bilateralen CDM-Projekts, in dem ein Investor aus einem Annex-I-Land sämtliche Kosten trägt und sich dafür alle aus dieser Investition resultierenden Emissionsreduktionen sichert. In diesem Fall kauft der Investor alle Vermei-

dungsdienstleistungen aus dem Projekt *im Voraus*. Da der Projektgastgeber seine Vermeidungsoption für die Dauer des Projekts vollständig an den Investor *veräußert* hat, kann er diese im Zeitraum $t_1 - T$ (Abbildung 10.1.1 B) nicht mehr nutzen und muss auf teurere Vermeidungsprojekte ausweichen. Doch auch bei einer solchen vollständigen Veräußerung eines Vermeidungspotentials an einen Investor, ist es nicht rational auf die Projektdurchführung zu verzichten, um die Vermeidungsoption 'aufzusparen'. Vielmehr existiert ein Verhandlungsgleichgewicht, in dem beide Akteure besser gestellt sind als bei Nicht-Implementierung des Projekts. Um dies zu zeigen, vergleichen wir nun die Auszahlungen an die Agenten für die beiden Fälle, dass das Projekt durchgeführt wird oder sich der Gastgeber die Vermeidungsoption aufspart.

Wenn sich ein Entwicklungsland am CDM beteiligt und eine Vermeidungsoption an einen Investor aus einem Annex-I-Land veräußert, trägt der Investor alle Kosten des Projekts. Darüber hinaus wird das Gastland über eine Nutzungsgebühr π (royalty) für die Bereitstellung der Vermeidungsoption verhandeln wollen.¹⁰⁹ Bei der Durchführung des Projekts akkumuliert der Projektgastgeber technologisches Wissen, das auch nach Projektende ($t > t_1$) noch zur Verfügung steht und die Kosten zukünftiger Vermeidungsprojekte senken wird. Bezeichne K den Wert des bei dem Projekt bis zum Zeitpunkt T akkumulierten Wissens. Das Nettoeinkommen des Gastlandes durch das Projekt ist dann gegeben durch

$$V_S^P \equiv R \cdot \pi + K \quad (10.1.2)$$

wobei R für die Zahl der durch das gesamte Projekt erzielten Reduktionszertifikate steht. Der Index S bezeichnet das südliche Projektgastland und das Superskript P den CDM-Fall.¹¹⁰

Betrachten wir nun den Referenzfall, dass das Gastland nicht am CDM teilnimmt. Da es die Vermeidungsoption veräußert hat, kann das Gastland zum Zeitpunkt des Regimewechsels das Projekt auf eigene Kosten durchführen und die Reduktionszertifikate zum Preis p auf dem internationalen Zertifikatemarkt verkaufen. Das Nettoeinkommen beträgt dann

$$V_S \equiv \alpha \cdot R \cdot p - C^S(\alpha, R), \quad (10.1.3)$$

wobei $\alpha \in [0,1]$ den Anteil der Projektlaufzeit bezeichnet, die in die Post-CDM Periode fällt, so dass die Zertifikatmenge $\alpha \cdot R$ mit der gestreiften Fläche in Abbildung 10.1.1 B) korrespondiert. $C^S(\alpha, R)$ bezeichnet die Projektkosten des Entwicklungslandes bei selbstständiger Projektdurchführung. Zur Vereinfachung seien konstante Vermeidungskosten angenommen, so dass $C^S(\alpha, R) = c^S \cdot \alpha \cdot R$. Die Vermeidungskosten sind nicht von K abhängig da das beim Projekt akkumulierte Wissen erst die Kosten für zukünftige Projekte senkt. K entspricht daher der Summe der Kosteneinsparungen in allen Projekten nach dem Zeitpunkt t_1 .

¹⁰⁹ Hier folgen wir der Argumentation von Bohm (1994b: 195) wonach in jedem Kostenkonzept "some minimum profit would have to be included; otherwise neither the recipient firm nor its government would be interested in cooperating".

¹¹⁰ Bei allen monetären Größen handelt es sich um Gegenwartswerte, d.h. die Diskontierung der Zahlungsströme ist berücksichtigt.

Betrachten wir nun den Investor, der durch das Superskript N bezeichnet wird. Wenn das CDM-Projekt nicht durchgeführt würde, müsste der Investor stattdessen Emissionsrechte auf dem Zertifikatemarkt zum Preis p erwerben und hätte das negative Einkommen

$$V_N \equiv -R \cdot p \quad (10.1.4)$$

Kann der Investor das CDM-Projekt durchführen beträgt das Einkommen

$$V_N^P \equiv -(R \cdot \pi + C^{SN}(R)), \quad (10.1.5)$$

wobei die Projektkosten gegebenen sind durch $C^{SN}(R) = c^{SN} \cdot R$. Dabei bezeichnet c^{SN} die konstanten Grenzvermeidungskosten für das Projekt im Entwicklungsland wenn sich das Industrieland an der Durchführung *beteiligt*. Selbst wenn es einen Weltmarkt-Pool von Vermeidungstechnologien gibt, zu dem alle Länder gleichermaßen Zugriff haben, so sind die Kosten meist niedriger wenn das Projekt gemeinsam mit dem Industrieland durchgeführt wird, da dieses bessere Konditionen auf den Kapitalmärkten erhält und mehr Erfahrung mit der Anwendung der modernen Technologien hat. Es gilt daher $c^{SN} < c^S$.

Unter der Voraussetzung monetären Nutzentransfers, zahlt sich die Durchführung des CDM-Projekts für beide Akteure aus, wenn die Auszahlungen für beide höher sind als die jeweiligen Reservationsnutzen V_S und V_N , d.h. wenn $\Delta V_S \equiv V_S^P - V_S > 0$ und $\Delta V_N \equiv V_N^P - V_N > 0$.

Für eine übersichtlichere Darstellung gelte im Weiteren die Normierung $R=1$. Der Gesamtgewinn des CDM-Projekts gegenüber dem Referenzfall der Nichtdurchführung beträgt

$$\Delta V \equiv \Delta V_S + \Delta V_N = (p - c^{SN}) - \alpha(p - c^S) + K \quad (10.1.6)$$

Dieser Kooperationsgewinn ist selbst für $K=0$ positiv, da $(p - c^{SN}) > (p - c^S)$.¹¹¹ Die Frage ist nun, wer welchen Anteil dieses Gewinns erhält. Industrie- und Entwicklungsland werden über das Royalty π verhandeln. Zur Lösung eines solchen Verhandlungsspiels werden in der Literatur mehrere Lösungskonzepte vorgeschlagen von denen im Weiteren die Nash-Verhandlungslösung betrachtet wird.¹¹² Diese ist gegeben durch

$$\text{Max}_{\pi} \Delta V_S \cdot \Delta V_N \quad (10.1.7)$$

mit der notwendigen Bedingung

$$\pi^* = \frac{(p - c^{SN}) + \alpha(p - c^S) - K}{2}, \quad (10.1.8)$$

Es ergeben sich für die Projektpartner Kooperationsgewinne in Höhe von

$$\Delta V_S(\pi^*) = \Delta V_S(\pi^*) = \frac{(p - c^{SN}) - \alpha \cdot (p - c^S) + K}{2} \quad (10.1.9)$$

¹¹¹ Wären die Vermeidungskosten höher als der Zertifikatepreis würden Vermeidungsaktivitäten ohnehin nicht durchgeführt werden, so dass gelten muss $c^S \leq p$ und $c^{SN} \leq p$. Der Nutzen des Wissen K muss nicht-negativ sein.

¹¹² Die am Häufigsten angewandten Lösungskonzepte in der wohlfahrtsökonomischen Literatur sind die 'egalitäre Lösung', die 'utilitaristische Lösung', die 'Kalai-Smorodinsky-Lösung' und die 'Nash-Lösung'. Letztere impliziert - solange keine Anreizprobleme aufgrund asymmetrisch verteilter Information vorliegen - dass die Akteure jeweils die Hälfte des Nettogewinns aus dem Projekt erhalten. Ich verwende hier die Nash-Lösung, da sie gegenüber den anderen Konzepten einige axiomatische Vorteile besitzt (vgl. Mas-Colell et al. 1995:838 ff.).

das heißt, der Nettogewinn wird symmetrisch auf Investor und Gastgeber verteilt da $\Delta V_i(\pi^*) = 1/2 \cdot \Delta V \quad \forall i = S, N$. Das CDM-Projekt lohnt sich unter diesen Konditionen für beide Akteure selbst wenn $K = 0$, da $(p - c^{SN}) \geq (p - c^S)$.

Wie in Abschnitt 10.1.1 beschrieben, argumentieren einige Autoren, dass sich die Beteiligung am CDM für die Entwicklungsländer nur lohne, wenn der Verlust einer Vermeidungsoption durch die Akkumulation von Wissen kompensiert würde. Gleichung (10.1.9) zeigt aber, dass sich das Projekt für beide Akteure auch in Abwesenheit von Lerneffekten lohnt, solange die Grenzkosten niedriger sind als der Zertifikatepreis.

Im Gegensatz zu diesem Ergebnis kommen Rose et al. (1999) zu dem Schluss, dass die Durchführung von CDM-Projekten die Kosten für die Einhaltung zukünftiger Emissionsauflagen erhöhe. Die Autoren präzisieren: "but increases in the future are associated only with new, more expensive options." (Ebd., S. 23) Sie argumentieren, dass die Kosten der Produktion einer Vermeidungseinheit eine Funktion der akkumulierten Vermeidungsaktivitäten der Vergangenheit seien. Die von Rose et al. unterstellte Vermeidungskostenfunktion ist derart spezifiziert, dass die Kosten nur für die zuletzt durchgeführten Projekte steigen, nicht aber für alle bereits laufenden Projekte. Die Autoren begründen diese Annahme mittels des Beispiels zweier laufender Projekte im Kraftwerkssektor und einem neu hinzukommenden Projekt in einem Stahlwerk: "we are not saying that the abatement cost associated with the electric power plants increases, but rather only that the per unit abatement costs for a steel mill are higher." (Ebd., S. 23)

Dieses Beispiel scheint wenig überzeugend, da es lediglich die positive Steigung einer Grenzvermeidungskostenkurve illustriert aber nicht erklärt, warum die Vermeidungskosten in den kumulierten Emissionsreduktionen steigen, wie es das Modell der Autoren unterstellt. Das Stahlwerksprojekt ist in jedem Fall teurer, unabhängig davon, ob zuvor die beiden Kraftwerksprojekte durchgeführt wurden oder nicht.

C) Unvollkommene Information

In der obigen Analyse wurde von vollständiger, symmetrisch verteilter Information ausgegangen. Nun soll geprüft werden, inwiefern unvollkommene Information die kooperative Lösung (10.1.8) verhindern kann. Zunächst ist es möglich, dass unterschiedliche Erwartungen bezüglich des zukünftigen Zertifikatepreises vorliegen. Gleichung (10.1.8) zeigt aber, dass sich der Vertrag ohne weiteres auf die jeweils gültigen Marktpreise beziehen kann. Unterschiedliche Preiserwartungen spielen also keine Rolle. Anders sieht es bei den Kosten aus. Das Entwicklungsland kennt sowohl c^S als auch c^{SN} . Im Gegensatz dazu kennt das Industrieland nur c^{SN} , da c^S eine kontrafaktische Größe ist: Wenn die Akteure das Projekt gemeinsam durchgeführt haben ist nicht mehr messbar, wie hoch die Kosten gewesen wären wenn das Entwicklungsland das Projekt selbständig durchgeführt hätte. Das Gastgeberland hat daher einen Informationsvorsprung. Schließlich kann es auch sein, dass die Akteure die Menge und den Wert des akkumulierten Wissens K sehr unterschiedlich beurteilen. Die kostensenkende Auswirkung des Wissens ist private Information des Entwicklungslandes.

Aufgrund dieser Informationsasymmetrien kann es sein, dass es keine Einigung über π^* gibt. Bei wiederholten gegenseitigen Vorschlägen können die Verhandlungen die Form eines Rubinstein-Spiels mit unendlich vielen Zügen aufweisen, bei dem keine Verhandlungslösung

erzielt wird (vgl. Rubinstein 1982). Dies ist aber ein generelles Problem des Handels unter asymmetrischer Information und kein unterstützendes Argument für die Ausverkaufsthese.

D) Der Spezialfall terrestrischer Senken

Bislang war unsere Analyse auf den Fall begrenzt, dass ein Vermeidungspotential sich nach Ablauf eines Projekts (z.B. nach dem Auslaufen eines Kraftwerks) erneuert, also erneut ausgeschöpft werden kann. Wir haben Formen der Emissionsvermeidung durch einen Wechsel zu effizienteren Technologien diskutiert.

Nun betrachten wir eine weitere Klimaschutzoption: Die Absorption von Kohlenstoff durch Aufforstungsprojekte. Ein Baum absorbiert während seiner Wachstumsphase Kohlenstoff aus der Atmosphäre, bindet diesen während seiner Lebenszeit und gibt ihn wieder an die Atmosphäre ab, wenn er verrottet. Damit ein Aufforstungsprojekt äquivalent ist zu Projekten, bei denen durch Einsatz effizienterer Technologie Emissionen erst gar nicht entstehen, muss der Kohlenstoff permanent im Holz gespeichert bleiben. Um eine dauerhafte Speicherung zu gewährleisten, muss ein gefällter (oder verrotteter) Baum ersetzt werden und diese Neupflanzung darf nicht kreditiert werden, weil dies einer Doppelzählung der Kohlenstoffreduktion gleichkäme. Daher kann die permanente Reduktion von Emissionen nur ein einziges Mal erzielt werden, d.h. das Projekt kann auf demselben Stück Land nicht wiederholt werden.

Da aber Boden eine begrenzte Ressource ist, scheint es offensichtlich, dass das Potential billiger Emissionsreduktionen durch Aufforstung ebenfalls eine erschöpfbare Ressource ist, die nur ein einziges Mal genutzt werden kann. Prinzipiell ist dies auch der Fall, aber eine praktische Komponente darf nicht vergessen werden: Um Kohlenstoff dauerhaft im Holz zu speichern, müsste ein Baum bis in alle Ewigkeit immer wieder substituiert werden.¹¹³ Es scheint wenig plausibel anzunehmen, ein Investor könne eine solche Garantie abgeben. Folglich können Forstprojekte nicht als Mittel zur Emissionsvermeidung genutzt werden, sondern lediglich als Möglichkeit der Speicherung für eine endliche Zeit. Aus diesem Grund sollten für Forstprojekte gesonderte Zertifikate ausgegeben werden, die nur die Speicherung verbrieften. Diese sollten nicht fungibel zu Reduktionszertifikaten aus Vermeidungsprojekten sein. Bei einem Forstprojekt verkauft ein Entwicklungsland die Dienstleistung ‚Speicherung des Kohlenstoffs für einen fixen Zeitraum‘. Eine solche Dienstleistung ist wiederholbar, also nicht erschöpfbar. Daher ist auch für Senken-Projekte kein ‚Ausverkaufseffekt‘ feststellbar.

10.2 Rahmenbedingungen für eine rationale Nicht-Implementierung von CDM-Projekten

10.2.1 Szenarien für ein Post-CDM Regime

In Abschnitt 10.1.2 wurde bewiesen, dass es nicht rational ist, die Durchführung von CDM-Projekten zu unterlassen, um Vermeidungspotentiale für die Zukunft ‚aufzuheben‘. Nun führen wir ein alternatives Argument dafür ein, warum es aus Sicht eines Entwicklungslandes

¹¹³ Die dauerhafte Speicherung von Holz in der Tiefsee ist technisch zwar möglich aber die Kosten sind im Vergleich zu anderen Klimaschutzoptionen prohibitiv hoch.

trotzdem rational sein kann, auf die Beteiligung am CDM zu verzichten, um die Kosten während des Post-CDM-Regimes zu reduzieren.

Es wird gezeigt, welche Auswirkungen die Regeln, nach denen das Post-CDM-Regime organisiert wird, auf das von den Akteuren gewählte Emissionsniveau während des CDM-Regimes haben. Das Kyoto-Protokoll macht keinerlei Aussage über zukünftige Regime und es gibt keine zwangsläufigen Pfade entlang derer sich das Klimaregime von Kyoto weiterentwickelt wird. (vgl. Bohm 1994a, 1994b, Barrett 1992). Eine Diskussion des Post-CDM-Regimes basiert daher zwangsläufig auf Szenariotechniken und Wahrscheinlichkeitsaussagen. Es ist wahrscheinlich, dass sich langfristig alle Staaten auf eine Begrenzung ihres Ausstoßes an Treibhausgasen verpflichten werden; der Zeitpunkt dafür ist indes noch sehr ungewiss. Haben alle Staaten fixe Emissionsobergrenzen, ist ein weltweites Emissionshandelsregime (im weiteren *IEH = Internationaler Emissionshandel*) ein sehr wahrscheinliches Szenario (vgl. Kapitel 2).

Die nachfolgende Analyse basiert auf der Annahme, dass bis zu einem Zeitpunkt T die Regeln des Kyoto-Protokolls gelten und anschließend ein IEH-Regime implementiert wird, in dem auch den Entwicklungsländern eine fixe Zertifikatmenge zugeteilt wird. Ob im Post-CDM-Regime das Einkommen der Entwicklungsländer positiv oder negativ ist, hängt von folgenden Faktoren ab:

- von der Anzahl der Emissionszertifikate F_T , die einem Land zum Zeitpunkt T zugeteilt werden,
- vom Marktpreis p_t für Emissionszertifikate, der als exogen gegeben betrachtet wird.
- von den Vermeidungskosten $C(A_t, Z_t)$, die eine Funktion der Vermeidungsaktivitäten A_t und des Wissens Z_t über Vermeidungstechnologien Vermeidungsoptionen sind. Die Produktivität bei der Anwendung einer Vermeidungstechnologie und der Durchführung von Vermeidungsprojekten steigt mit dem Erfahrungswissen der Firmen und Individuen, die mit dem Betrieb der Technologie betraut sind. Die Kostenfunktion hat die Eigenschaften $C_A > 0$, $C_{AA} < 0$, $C_Z < 0$, $C_{ZZ} = 0$, $C_{AZ} = C_{ZA} < 0$.

Bei der Durchführung von Vermeidungsprojekten im Rahmen des CDM akkumuliert das Entwicklungsland Wissen über neue Technologien und Prozesse. Die Akkumulationsfunktion des Humankapitals sei

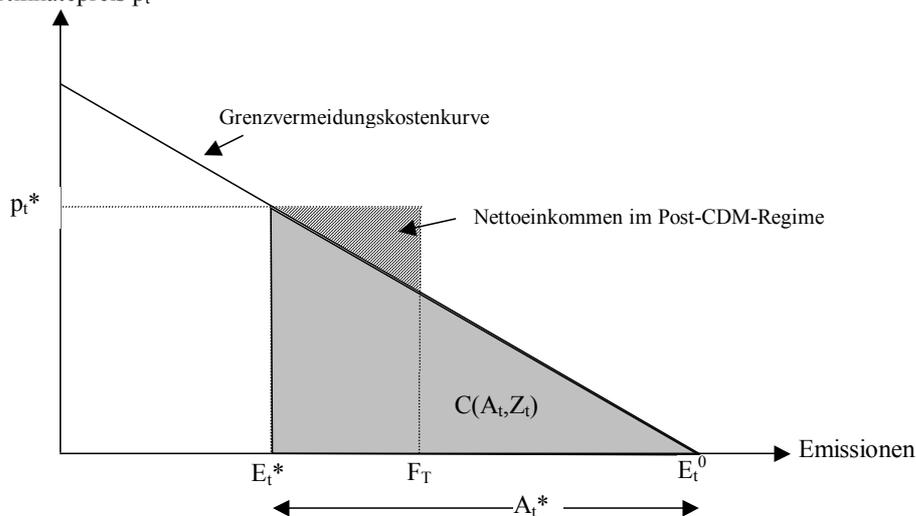
$$\dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t) \quad (10.2.1)$$

Dabei bezeichnet β_t die Rate des exogenen technologischen Fortschritts und $\Psi(A_t)$ eine 'Learning-by-doing'-Funktion, nach der Vermeidungsaktivitäten A_t den Bestand an technologischem Wissen und Fähigkeiten erhöhen.¹¹⁴

¹¹⁴ Unter der Annahme, dass die Fähigkeit, neues Wissen zu akkumulieren, vom Wissensniveau abhängt, könnte auch eine Learning-by-doing-Funktion des Typs $\Psi(A_t, Z_t)$ gewählt werden. Allerdings finden sich in der Literatur unterschiedliche Annahmen bezüglich der zweiten Ableitungen. Einerseits ist es plausibel, sinkende Grenzzraten der Akkumulation zu unterstellen ($\Psi_{AZ} < 0$). Andere Autoren (z.B. Goulder und Mathai 2000: 20) unterstellen andererseits, dass bei einem hohen Wissensniveau neue Informationen und Technologien schneller absorbiert werden, so dass $\Psi_{AZ} < 0$. Da eindeutige empirische Ergebnisse für die relevanten Technologien nicht vorliegen, ist die Annahme der einfachen Form $\Psi(A_t)$ mit konstanten Grenzzraten ebenso plausibel.

Ist der Nettonutzen während des Post-CDM-Regimes negativ, sprechen wir im Weiteren von Vertragskosten, die dem Land bei der Einhaltung des internationalen Klimavertrags entstehen (im Vergleich zum Referenzszenario, ohne jegliche klimapolitischen Auflagen). Abbildung 10.2.1 soll zur Illustration der obigen Diskussion dienen.¹¹⁵ Jede Abweichung vom Baseline-Emissionsniveau E_t^0 führt zu Kosten, deren Höhe vom Wissenbestand abhängt. Je höher Z desto flacher ist die Grenzvermeidungskostenkurve. Das gewählte Emissionsniveau E_t^* ist unabhängig von der zugeteilten Zertifikatmenge F_T und ist allein durch den Marktpreis p_t und die Vermeidungskosten bestimmt.

Abbildung 10.2.1: Erträge im Post-CDM-Regime in Abhängigkeit der zugeteilten Zertifikate
Zertifikatpreis p_t



Die Zertifikatmenge F_T hängt von den Zuteilungsregeln ab, nach denen die Emissionsquoten zum Zeitpunkt T auf die Länder allokiert werden. Sowohl in der Literatur als auch auf politischer Ebene wird eine sehr kontroverse Diskussion darüber geführt, welche Zuteilungsregeln sinnvoll und gerecht sind (z.B. Rose und Stevens 1993). Die zahlreichen in der Literatur diskutierten Regeln lassen sich für diese Untersuchung auf folgende drei Grundtypen reduzieren: Grandfathering, Pro-Kopf-Zuteilung und Grandfathering-Baseline-Zuteilung (im Weiteren *GBZ*). Da die Funktionsweisen dieser Zuteilungsregeln bereits in Kapitel 2 diskutiert wurden, sollen sie hier nur kurz wiederholt werden:

- Beim ‚Grandfathering‘ basiert die einem Land auferlegte Emissionsdeckelung auf dem Emissionsniveau eines *Basisjahres* aus der Vergangenheit. In diesem Modell fällt das Basisjahr auf den Zeitpunkt T . D.h. alle Länder erhalten während des IEH-Regimes für jede Periode Zertifikate in Höhe eines fixen Anteils des zum Zeitpunkt T gemessenen Emissionsniveaus E_T zugeteilt.¹¹⁶

¹¹⁵ Die zweidimensionale Abbildung liefert nur eine statische Betrachtung und bildet das Optimierungsproblem nur dann vollständig ab, wenn der Wissensbestand Z keine Funktion der Vermeidungsaktivitäten ist. Da diese Annahme aber im Folgenden eingeführt wird, muss auf eine Illustration der Gleichungen verzichtet werden.

¹¹⁶ Die Emissionsauflagen der Annex-B-Staaten im Kyoto-Protokoll basieren auf einer derartigen Grandfathering-Regel. So wurden z.B. der Europäischen Union für den Zeitraum 2008-2012 jährliche Emissionsobergrenzen in Höhe von 92% der im Basisjahr 1990 gemessenen Emissionen zugeteilt.

- Bei einer Pro-Kopf-Zuteilung basiert die Zertifikatmenge auf dem Anteil der Landesbevölkerung an der Weltbevölkerung.
- Bei einer GBZ-Regel basiert die Emissionsquote der Industriestaaten auf einem Basisjahr T , während sich die den Entwicklungsländern zugeteilte Emissionsquote an deren Baseline-Emissionspfad orientiert. Diese Regel wurde u.a. von Bohm (1994), Bertram (1996), Edmonds et al. (1993) sowie Larsen und Shah (1994) vorgeschlagen.

Ob die Zertifikatmenge F_T eine Funktion der Vermeidungsaktivitäten während des CDM ist, hängt von den Zuteilungsregeln ab:

- Bei einer Pro-Kopf-Zuteilung ist das Aktivitätsniveau während des CDM irrelevant.
- Eine Grandfathering-Regel impliziert nicht automatisch, dass frühere Vermeidungsaktivitäten die Anfangsausstattung mit Zertifikaten zum Zeitpunkt T reduzieren, da die zertifizierten Emissionsreduktionen addiert werden können. Darauf weisen bereits Gosh et al. (1994: 26) hin: "abatement will not be credited to the Developing Countries, but to the paying Annex 1 countries. This means that if future abatement targets for Developing Countries are based on their respective aggregate greenhouse gas emissions at that time, their participation in CDM arrangements will not depress their macro baselines, requiring them to resort to more costly abatement technologies."
- In einem GBZ-Regime hingegen, hat das frühere Vermeidungsniveau aus folgendem Grund einen indirekten Effekt auf die zugeteilte Zertifikatmenge: Der Baseline-Emissionspfad eines Landes ist definiert als der Emissionspfad, der im Referenzfall realisiert würde, d.h. in Abwesenheit jeglicher klimapolitischer Auflagen. Wie in Kapitel 2 ausführlich diskutiert, ist dieser Baseline-Pfad kontrafaktisch, nicht beobachtbar und muss im Voraus festgelegt werden. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Prognose der Baseline-Emissionen stark vom technologischen Niveau abhängt, das zum Zeitpunkt T im Entwicklungsland beobachtet wird. Je höher der beobachtete technologische Stand, umso niedriger die prognostizierte Baseline; und je niedriger die Baseline, desto niedriger die zugeteilte Zertifikatmenge. Daher ist F_T eine Funktion des beobachtbaren technologischen Wissens zum Zeitpunkt T : $F = F(Z_T)$ mit $F_Z < 0$.¹¹⁷

Auf den ersten Blick mag die Annahme unrealistisch erscheinen, dass ein Entwicklungsland aufgrund seines durch CDM-Projekte erhöhten technologischen Niveaus mit einer niedrigeren Zertifikatzuteilung bestraft werden könnte. Betrachten wir aber folgendes Szenario: Ein Land führt 15 Jahre lang CDM-Projekte im Industriesektor durch. Der Gesamtwirkungsgrad der Energieumwandlung ist nun über 20% höher, als wenn das Land sich niemals am CDM beteiligt hätte. Im ganzen Land stehen effiziente Kraftwerke, die heimischen Ingenieure haben gelernt, mit diesen Technologien umzugehen und sie haben die westlichen Technologien auf die heimischen Rahmenbedingungen angepasst. Eine neue Infrastruktur hat sich herausgebildet. Durch die zahlreichen CDM-Projekte haben sich neue technologische Standards etabliert

¹¹⁷ Dieses Argument wird gestützt durch Gosh et al. (1994: 26): "(CDM) arrangements may have the effect of altering the host's technology levels generally, i.e. even outside (CDM) projects. This may change their future GHG emission micro level baselines, so that they would have to meet their abatement targets starting from less GHG intensive technology practices. This would mean that the available abatement options would be more costly."

und aufgrund fehlender Nachfrage werden Ersatzteile für Kohlekraftwerke alten Typs nicht mehr geliefert. Zu diesem Zeitpunkt muss nun die Emissionsbaseline des Landes berechnet werden. Ist es nun wahrscheinlich, dass für dieses Land dieselbe Baseline berechnet wird, wie wenn das Land nie am CDM teilgenommen hätte? Grundsätzlich müsste man bei der Berechnung vom beobachtbaren Zustand und allen durch den CDM induzierten Entwicklungen abstrahieren. Es scheint aber sehr unwahrscheinlich, dass dies gelingen könnte und ebenso unwahrscheinlich ist es, dass für ein Land, in dem nur hocheffiziente Kombiprozess-Kraftwerke stehen, eine Zukunft mit ineffizienten (Kohle-)Kraftwerken prognostiziert wird.

Nun kann man einwenden, dass Entwicklungsländer nicht in ein neues Regime einwilligen werden, das sie für ihre CDM-Teilnahme bestraft. In der Tat sind die Verhandlungen zur Klimarahmenkonvention immer freiwillig. Andererseits entsteht durch die internationale Staatengemeinschaft ein sozialer Druck zur Teilnahme am Klimaregime.¹¹⁸ Man stelle sich zwei Entwicklungsländer am Verhandlungstisch vor. Ein Land hat aufgrund seiner CDM-Aktivität einen hocheffizienten Energiesektor. Ein anderes Land arbeitet noch immer mit sehr alten Technologien und hat auch seine Infrastruktur noch nicht angepasst. Beide Länder wollen sich nun in das IEH-Regime integrieren und versuchen möglichst guten Konditionen (hohe Zertifikatezuteilung) zu bekommen. Dass nun beide Staaten dieselbe Emissions-Baseline glaubwürdig verteidigen können und dieselbe Zertifikatezuteilung durchsetzen werden, ist recht unwahrscheinlich.

Bei Anwendung einer GBZ-Regel hat folglich der während des CDM-Regimes aufgebaute Wissensbestand Z am Ende der CDM-Laufzeit noch einen *Restwert* (*scrap value*), da er während der nachgelagerten Post-CDM-Periode einen Einfluss auf den monetären Nettonutzen hat. Zwar steigt der Wissensbestand auch in der Post-CDM-Periode; dies hat jedoch keinen Einfluss auf den während des CDM-Regimes gewählten Vermeidungspfad.

Nun haben wir alle Bestandteile für die Formulierung des Optimierungsmodells.

10.2.2 Das Optimierungsproblem der nationalen Regierung

Wir betrachten die Regierung eines Entwicklungslandes, die den Profit während des CDM-Regimes maximieren will und dabei erwartet, dass der CDM zum Zeitpunkt T durch ein IEH-Regime abgelöst wird, welches bis zum Zeitpunkt J existiert.¹¹⁹ Die Regierung löst folgendes Maximierungsproblem:

$$\begin{aligned} \text{MAX}_{A_t} \int_{t=0}^T \{A_t p_t - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt + \int_T^J \{p_t [A_t + F_T(Z_T) - E_t^0] - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt \quad (10.2.2) \\ \text{u. d. N.} \quad \dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t) \end{aligned}$$

wobei der erste Integralterm in der Zielfunktion den Gegenwartswert des Einkommen aus der

¹¹⁸ Desweiteren wurden die klimapolitischen Verhandlungen in der Vergangenheit meist nicht von einzelnen Ländern bestimmt, sondern durch Staatenblöcke wie der EU oder der Entwicklungsländergruppe G77, in denen wiederum einzelnen Länder wie China oder Indien stark dominierten. Kleinere Entwicklungsländer haben oft keinen wesentlichen Einfluss auf die Verhandlungsergebnisse.

¹¹⁹ Alternativ zu der Annahme, das Post-CDM-Regime ende zum Zeitpunkt J , kann das Modell auch dahin gehend interpretiert werden, dass zum Zeitpunkt J der Zeithorizont über den die Akteure optimieren endet.

CDM-Periode entspricht und der zweite Integralterm dem Einkommen aus der Post-CDM-Periode. Der Anfangsbestand Z_0 ist gegeben und die einzige Kontrollvariable A_t ist ohne Restriktion wählbar.

Im Zentrum dieses Kapitels steht nun aber nicht die Frage, welchen Vermeidungspfad die Akteure während des IEH-Regimes wählen, sondern wie das Einkommen in der Post-CDM-Periode durch den gewählten Vermeidungspfad in der CDM-Periode beeinflusst wird, d.h. welche *Erbschaft* durch die Entscheidungen der CDM-Phase generiert wird. Interessant ist dann wiederum wie diese Erbschaft, von der wir noch nicht wissen ob sie positiv oder negativ ist, den gewinnmaximierenden Pfad während des CDM-Regimes beeinflusst. Daher wird im Weiteren nur der Vermeidungspfad bis zum Systemwechsel zum Zeitpunkt T betrachtet und das Einkommen des Post-CDM-Regimes in einer *Restwertfunktion* Ω_T zusammengefasst:¹²⁰

$$\Omega_T \equiv \int_T^J \{p_t [A_t + F_T(Z_T) - E_t^0] - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt \quad (10.2.3)$$

Der *marginale Restwert*, also der Wert einer zusätzlichen Einheit des Wissensbestandes Z zum Zeitpunkt T , ist wie folgt definiert:

$$S_T \equiv \partial \Omega_T(\cdot) / \partial Z_T = \int_T^J (p_t \cdot F_Z(\cdot) - C_Z(\cdot)) e^{-rt} dt \quad (10.2.4)$$

Das Maximierungsproblem der Regierung verkürzt sich nun zu

$$\text{MAX}_{A_t} \int_{t_0}^T \{A_t p_t - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt + \Omega_T \quad (10.2.5)$$

$$\text{u.d.N.} \quad \dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t)$$

Die (present value) Hamilton-Funktion ist gegeben durch¹²¹:

$$H(A_t^*, Z_t^*, \lambda_t^*) = \{A_t p_t - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} + \lambda_t [\beta_t + \Psi(A_t)] \quad (10.2.6)$$

Es ergeben sich die Bedingungen erster Ordnung:

$$H_A = (p_t - C_A) e^{-rt} + \lambda_t \Psi_A = 0 \quad (10.2.7)$$

$$\dot{\lambda}(t) = -H_Z = C_Z(A_t, Z_t) e^{-rt} \quad (10.2.8)$$

$$\dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t) \quad (10.2.9)$$

Unter Berücksichtigung der Definition (10.2.4) ist die Transversalitätsbedingung für Z ¹²²

¹²⁰ Bei der Betrachtung des gesamten Vermeidungspfades bis zum Zeitpunkt J würde sich eine Reihe mathematischer Probleme ergeben da durch den diskreten Wechsel der institutionellen Rahmenbedingungen zum Zeitpunkt T das Problem unstetiger Pfade auftritt. Dieses mathematische Problem wird durch die Modellierung eines Endwertproblems umgangen: Es wird bis zum Zeitpunkt T optimiert und dabei berücksichtigt, dass die Zustandsvariable zu diesem Zeitpunkt einen Restwert besitzt, da sie das Einkommen nach dem Zeitpunkt T beeinflusst.

¹²¹ Der Restwert (Ω) wird nicht in der Hamilton-Funktion berücksichtigt. Der marginale Restwert geht aber über die Transversalitätsbedingung, die zur Lösung des Systems erforderlich ist, in das Optimierungssystem ein.

¹²² Wenn der Wert der Zustandsvariablen zum Entzeitpunkt T frei wählbar ist, dann entspricht der Wert des zugehörigen Multiplikators, der Ableitung des Restwertes (Ω) nach der Zustandsvariable (Z) (vgl. Kamien und Schwartz 1981 oder Seierstad und Sydsaeter 1987).

$$\lambda(T) = S_T \tag{10.2.10}$$

Nach Integration von (10.2.8) und einigen Umformungen unter Ausnutzung von (10.2.10) ergibt sich:

$$\lambda(t) = -\int_t^J C_Z(\cdot)e^{-rt} dt + \int_T^J p_t F_Z(\cdot) e^{-rt} dt \tag{10.2.11}$$

Der Multiplikator $\lambda(t)$ ist der Schattenpreis einer zusätzlichen Wissenseinheit zum Zeitpunkt t . Der erste Integralterm auf der linken Seite der Gleichung (10.2.11) zeigt, wie ein höherer Wissensbestand während der Restlaufzeit des CDM und auch im Post-CDM-Regime die Vermeidungskosten reduziert. Der zweite Integralterm bezieht sich auf das Post-CDM-Regime, wo ein höherer Wissensbestand die zugeteilte Zertifikatemenge reduziert, die mit dem Zertifikatepreis p_t bewertet wird.

Durch Substitution von (10.2.11) in (10.2.7) erhält man nach einigen Umformungen eine Regel für das optimale Verhalten aus Sicht der Regierung des Entwicklungslandes:

$$C_A = p_t + \Psi_A \left\{ -\int_t^J C_Z(\cdot)e^{-rt} dt + e^{-rt} \int_T^J p_t F_Z(\cdot)e^{-rt} dt \right\} \cdot e^{rt} \tag{10.2.12}$$

Diese Optimalitätsregel weicht ab von der Regel ‚Grenzvermeidungskosten gleich Zertifikatepreis‘ des statischen Modells in Kapitel 2.1. Vermeidungsaktivitäten während des CDM erhöhen nur dann zukünftige Vertragskosten, wenn gilt:

$$-\int_t^J C_Z(\cdot)e^{-rt} dt < \int_T^J p_t F_Z(\cdot) e^{-rt} dt \tag{10.2.13}$$

Die Interpretation ist intuitiv: Der Vorteil, den der wachsende Wissensbestand durch sinkende Vermeidungskosten während beider Regime hat, muss kleiner sein als der negative Einfluss, den der bis T akkumulierte Wissensbestand auf den Wert der im Post-CDM-Regime zugeordneten Zertifikate hat. Erfolgt die Zertifikatezuteilung nach einer Grandfathering-Regel oder auf Pro-Kopf-Basis, gilt $F_Z(\cdot) = 0$ und der Wert des akkumulierten Wissens ist positiv.

Der aus dem Maximierungsproblem (10.2.5) resultierende optimale Vermeidungspfad A_t während des CDM-Regimes, ergibt sich als Lösung der folgenden Differentialgleichung erster Ordnung (die Herleitung findet sich im Anhang):

$$\dot{A}_t = \frac{(\beta + \Psi) \cdot (\Psi_{AZ} - C_{AZ}) + \dot{p}_t + (C_A - p_t)(r - \Psi_Z) + C_Z \cdot \Psi_A}{C_{AA} + \frac{\Psi_{AA}}{\Psi_A} (C_A - p_t)} \tag{10.2.14}$$

Da auf der Grundlage der allgemein formulierten Funktionen für die Differentialgleichung (10.2.14) keine geschlossene Lösung existiert, seien die Funktionen wie folgt spezifiziert:

Die *Vermeidungskostenfunktion* sei gegeben durch¹²³

$$C(A, Z) \equiv \frac{\gamma}{2} A_t^2 - hZ_t \tag{10.2.15}$$

¹²³ Eine multiplikative Verknüpfung von A und Z würde die realen Zusammenhänge besser abbilden. Für eine Funktion dieses Typs findet sich indes keine geschlossene Lösung.

die Akkumulationsfunktion des technologischen Wissens durch

$$\Psi(A_t) = \mu \cdot A_t \quad (10.2.16)$$

und der exogenen Preispfad durch

$$p(t) = p_0 \cdot e^{bt} \quad (10.2.17)$$

wobei b der Wachstumsrate des Zertifikatepreises entspricht und γ , h und μ Konstanten sind. Für diese Spezifikationen kann Gleichung (10.2.14) unter Anwendung der Transversalitätsbedingung gelöst werden. Der optimale Vermeidungspfad eines Entwicklungslandes ist gegeben durch

$$A_t^* = \frac{e^{bt} p_0 \cdot r + h \cdot \mu + e^{r(t-T)} \cdot (r \cdot S_T - h) \cdot \mu}{\gamma \cdot r} \quad (10.2.18)$$

mit den Eigenschaften $\partial A_t^* / \partial S_T > 0$, d.h. die Vermeidung ist zu jedem Zeitpunkt höher wenn der marginale Restwert des Wissens höher ist. Keine Projekte werden durchgeführt ($A_t^* = 0$), wenn

$$S_T = \frac{h \cdot \mu - (e^{bt} p_0 \cdot r - r \cdot \gamma + h \cdot \mu) \cdot e^{r(T-t)}}{r \cdot \mu} \quad (10.2.19)$$

(10.2.19) liefert ein Entscheidungskriterium für die Regierung, ob die Durchführung eines weiteren CDM-Projekts lohnt oder ob es langfristig zu höheren Kosten führt.¹²⁴ Emissionen werden reduziert ($A_t^* > 0$), wenn S_T kleiner als der rechte Term in (10.2.19) ist.

Ein steilerer Preispfad und sinkende Vermeidungskosten führen in jedem Fall zu höherer Vermeidungsaktivität: $\partial A_t^* / \partial b > 0$ und $\partial A_t^* / \partial h > 0$. Die Vorzeichen der Ableitungen nach den Lageparametern γ , μ und dem Zeithorizont T sind uneindeutig und sind durch den marginalen Restwert S_T bestimmt.

10.2.3 Das Optimierungsproblem des globalen sozialen Planers

Betrachten wir nun einen globalen sozialen Planer, der ein globales Emissionsziel zu möglichst minimalen Gesamtkosten erreichen will. Dieser Planer stellt das folgende Minimierungsproblem auf:

$$\underset{A_t^I, A_t^D}{\text{Min}} \int_{t_0}^T \{ C^I(A_t^I, Z_t^I) + C^D(A_t^D, Z_t^D) \} e^{-rt} dt \quad (10.2.20)$$

$$\text{u.d.N.} \quad \dot{Z}^D = \beta_t^D + \Psi^D(A_t^D) \quad (10.2.21)$$

$$\dot{Z}^I = \beta_t^I + \Psi^I(A_t^I) \quad (10.2.22)$$

$$\bar{A}_t = A_t^I + A_t^D \quad (10.2.23)$$

¹²⁴ Da S_T irgendeine positive oder negative Zahl sein kann, ermöglicht das Modell die Randlösung $A_t^* = 0$.

wobei die Indizes I und D sich jeweils auf Industrieländer und Entwicklungsländer beziehen. Gleichung (10.2.23) bezieht sich auf das globale Vermeidungsziel \bar{A}_t in Periode t . Wiederum sind A_t^I und A_t^D frei wählbar und die Anfangsbestände $Z_{t_0}^I$ und $Z_{t_0}^D$ gegeben.

Die (present value) Hamilton-Funktion liest sich¹²⁵

$$H_t = -\left(C_t^I(\cdot) + C_t^D(\cdot)\right)e^{-rt} + \lambda_t(\beta_t^D + \Psi^D(A_t^D)) + \sigma_t(\beta_t^I + \Psi^I(A_t^I))$$

und die Lagrange-Funktion

$$L_t = H_t - \eta \cdot (\bar{A}_t - A_t^I - A_t^D) \tag{10.2.24}$$

Anwendung des Maximumprinzips generiert die Bedingungen erster Ordnung¹²⁶

$$\partial L_t / \partial A_t^D = -C_{A^D}^D(\cdot)e^{-rt} + \lambda_t \Psi_A^D(\cdot) + \eta_t = 0 \tag{10.2.25}$$

$$\dot{\lambda}_t = -\partial L_t / \partial Z^D = C_{Z^D}^D(\cdot)e^{-rt} \tag{10.2.26}$$

$$\lambda(J) = 0 \tag{10.2.27}$$

Da der soziale Planer einen begrenzten Zeithorizont betrachtet, lautet die Transversalitätsbedingung $\lambda_J = 0$.¹²⁷ Integration von (10.2.26) und Anwenden der Transversalitätsbedingung liefert

$$\lambda(t) = -\int_{t_0}^J C_{Z^D}^D(\cdot)e^{-rt} dt \tag{10.2.28}$$

Gleichung (10.2.28) unterscheidet sich von (10.2.11) da der globale Planer nicht den Effekt früherer Vermeidungsmaßnahmen auf die Höhe der zugeteilten Zertifikate in der Post-CDM-Periode berücksichtigt. Einfügen von (10.2.28) in (10.2.25) liefert die Bedingung erster Ordnung für den aus Sicht des globalen Planers optimalen Vermeidungspfad eines Entwicklungslandes

$$C_{A^D}^D = \eta_t \cdot e^{rt} + \Psi_A^D \left\{ -\int_t^J C_{Z^D}^D(\cdot)e^{-rt} dt \right\} \cdot e^{rt} \tag{10.2.29}$$

Der Multiplikator η_t kann als Schattenpreis der Emissionen interpretiert werden.

¹²⁵ Durch das negative Vorzeichen wird das Minimierungsproblem in ein Maximierungsproblem überführt, auf welches der Hamilton-Formalismus angewandt werden kann.

¹²⁶ Es werden im Folgenden nur die Ableitungen nach den Argumenten der Entwicklungsländer betrachtet. Die Ableitungen nach den Argumenten der Industrieländer sind analog, aber nicht erforderlich für die weitere Analyse.

¹²⁷ Hier sei angenommen, der globale soziale Planer habe denselben Planungshorizont wie die Länder. Natürlich kann ein wesentlich längerer Horizont für den globalen Planer ebenfalls gerechtfertigt werden, so dass der Bestand an Wissen einen positiven Restwert zum Zeitpunkt J hätte. Dass sich die optimalen Vermeidungspfade zwischen den Ländern und dem globalen Planer unterscheiden, wenn unterschiedliche Planungshorizonte angenommen werden, ist jedoch trivial. Dieser Effekt wird daher ausgeschaltet, um andere Effekte sichtbar zu machen.

Vergleich der zentralen und dezentralen Lösung

Um nun die Optimalitätsbedingung (10.2.29) mit jener der dezentralen Lösung in (10.2.12) vergleichen zu können, muss berücksichtigt werden, dass der Marktpreis für Zertifikate p_t vom Schattenpreis η_t abweichen kann, so dass

$$p_t \cdot e^{-rt} = \theta \cdot \eta_t \quad \text{mit } \theta \in R^+ \quad (10.2.30)$$

Einsetzen von (10.2.30) in (10.2.12) erweitert die Bedingung erster Ordnung für die nationale Regierung zu

$$C_A = \eta_t \cdot \theta_t \cdot e^{rt} + \Psi_A \left\{ - \int_t^J C_Z(\cdot) e^{-rt} dt + e^{-rt} \int_T^J \eta_t \cdot \theta_t \cdot F_Z(\cdot) dt \right\} \cdot e^{rt} \quad (10.2.31)$$

In einem vollkommenen Emissionshandelssystem entspricht der Zertifikatspreis dem Schattenpreis, so dass $\theta = 1$.¹²⁸ In diesem Fall würde das Entwicklungsland mehr emittieren als im *first best*. Wie aber bereits in Kapitel 4.5 diskutiert, steht die Annahme eines vollkommenen Zertifikatemarkts nur dann nicht im Widerspruch zu den im CDM identifizierten strategischen Anreizen, wenn der Marktanteil des CDM so klein ist, dass Mengenänderungen den Weltmarktpreis für Emissionsrechte nicht beeinflussen. Ist dies nicht der Fall, so ist $\theta \neq 1$ wahrscheinlich. Gleichung (10.2.31) zeigt, dass für $\theta > 1$ gegenläufige Effekte eintreten, so dass es von den Parametern abhängt in welche Richtung die dezentrale Lösung vom First-best-Vermeidungspfad abweicht. Für eine eindeutige Aussage müsste die Partialanalyse um eine Gleichgewichtsbetrachtung mit endogenem Zertifikatspreis erweitert werden.

10.2.4 Das Optimierungsproblem der Firmen

Nehmen wir an, gemäß den Regeln eines internationalen Klimaregimes basiere die Emissionsobergrenze eines Entwicklungslandes auf dessen Baseline-Emissionspfad (GBZ-Regel). Nach welcher Regel soll nun die nationale Emissionsquote auf die Firmen des Landes verteilt werden? Wiederum sind drei grundsätzliche Zuteilungsmechanismen möglich:

1. Zuteilung der Zertifikate nach einer Grandfathering-Regel
2. Auktionierung der Zertifikate
3. Die Zuteilung orientiert sich am Baseline-Emissionspfad der Firmen.

Betrachten wir den Fall, dass auf internationaler Ebene die Emissionszertifikate nach einer Grandfathering-Regel den Ländern zugeteilt werden und diese auf nationaler Ebene an die Firmen auktioniert werden. Die einzelne Firma weiß zwar, dass sie durch Implementierung von CDM-Projekten dazu beiträgt, dass ihrem Land zukünftig eine niedrigere Emissionsquote zugeteilt wird. Da auf nationaler Ebene aber auktioniert wird, hat die frühere Aktivität der Firma keinen Einfluss auf ihre Anfangsausstattung mit Zertifikaten im Post-CDM-Regime, d.h. $\partial F_T / \partial Z_T = 0$ und daher $\Omega_T = \Omega_T(C(Z_T))$. Zwar steigen durch die auftretende Verknappung die bei der Auktion realisierten Gleichgewichtspreise. Da es aber sehr viele Firmen gibt, werden sich die Firmen nicht koordinieren und jede Firma tritt als Trittbrettfahrer auf. Das

¹²⁸ Im Rahmen eines globalen Emissionssteuersystems wäre η_t der optimale Steuersatz.

Kollektivgut 'Nationale Emissionsquote' wird von den Firmen nur suboptimal bereitgestellt (vgl. Kapitel 4).

Das Optimierungsproblem einer einzelnen Firma ist gegeben durch

$$\text{MAX}_{A_t} \int_{t_0}^T \{A_t p_t - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt - e^{-rT} \Omega(C(Z_T)) \quad (10.2.32)$$

$$\text{u. d. N.} \quad \dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t) \quad (10.2.33)$$

und führt zu der Bedingung erster Ordnung

$$C_A = p_t + \Psi_A \cdot \left\{ - \int_{t_0}^T C_Z(\cdot) e^{-rt} dt \right\} \cdot e^{rt} \quad (10.2.34)$$

welche äquivalent zu jener des globalen Planers ist.¹²⁹ Dies gilt aber nur dann, wenn der akkumulierte Wissensbestand Z ein privates Gut der einzelnen Firma ist, da sonst die Firmen das Kollektivgut 'technologisches Wissen' nicht in der aus globaler Sicht optimalen Menge bereitstellen würden.

Fazit

Wird das CDM-Regime durch ein IEH-Regime abgelöst, in dem die den Entwicklungsländern zugeteilte Zertifikatmenge davon abhängt, welches technologische Niveau zum Zeitpunkt der Zertifikatezuteilung beobachtbar ist und werden diese Zertifikate auf nationaler Ebene an die Firmen auktioniert, so realisieren die Firmen während des CDM-Regimes nicht den Pfad, der die Kosten ihres Landes minimieren würde (d.h. die Vertragskosten der Gesamtheit aller Firmen des Landes). Sie realisieren aber den aus globaler Perspektive optimalen Vermeidungspfad.

10.2.5 Numerische Simulation

In diesem Abschnitt wird ein numerisches Beispiel zur Illustration der optimalen Vermeidungspfade in Abhängigkeit alternativer Post-CDM-Regime und alternativer Parameterwerte präsentiert.

Nach einer Diskussion der funktionalen Formen und Parameterwerte, werden die optimalen Vermeidungspfade auf der Basis der Differentialgleichung (10.2.14) simuliert. Für die Parameter wird abschließend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

10.2.5.1 Grenzvermeidungskosten und exogener Zertifikatepreis

Für die algebraische Analyse in Abschnitt 10.2.2 wurde eine einfache quadratische Vermeidungskostenfunktion herangezogen. Die numerische Simulation basiert auf einer realistischen Funktion, für die sich Parameterwerte in der Literatur finden. Eine exzellente Diskussion über empirische Vermeidungskosten für Treibhausgase findet sich bei Ellerman und Decaux (1998), die für ihre Schätzung folgende funktionale Form verwenden:

¹²⁹ In der Zielfunktion (10.2.20) des globalen Planers werden zwar nur zwei Akteure (Entwicklungs- und Industrieland) genannt; die Form der Bedingungen erster Ordnung für den optimalen Vermeidungspfad ist aber unabhängig von der Anzahl der Akteure und bleibt dieselbe wenn der Planer über alle Firmen der Welt optimiert.

$$C(A) = 1/3 \cdot a \cdot A^3 + 1/2 \cdot k \cdot A^2, \quad \text{so dass} \quad C_A = a \cdot A^2 + k \cdot A$$

Länderspezifische Werte für die Parameter a und k sind in Tabelle 10.2-1 aufgeführt. Legt man diese Vermeidungskosten zugrunde, werden die Emissionshandelsmärkte beim Gleichgewichtspreis $p_0 = 150$ US\$ pro Tonne Kohlenstoff geräumt.

Wesentlich niedrigere Vermeidungskosten finden sich bei Jotzo und Michaelowa (2001), deren Schätzung folgende funktionale Form zugrunde liegt:

$$C(A) = \frac{a}{k+1} \cdot A^{k+1}, \quad (10.2.35)$$

$$\text{so dass} \quad C_A(A) = a \cdot A^k$$

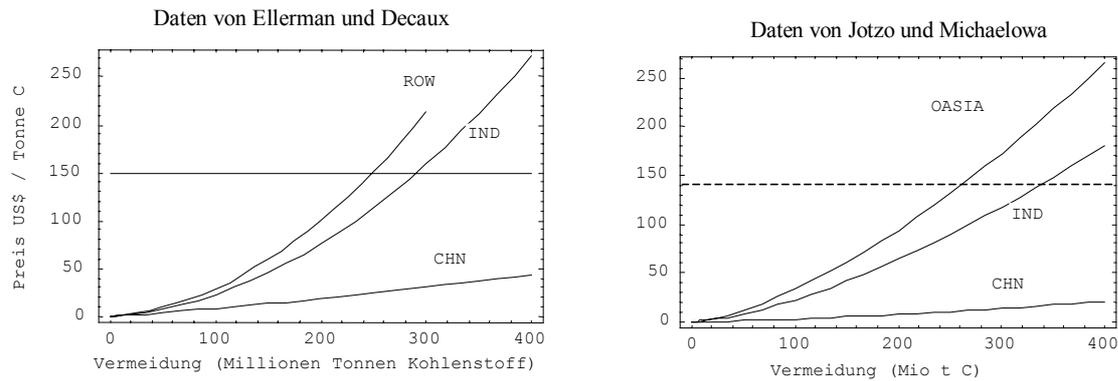
Tabelle 10.2-1: Parameterwerte für empirische Vermeidungskostenfunktionen

Region	Ellerman und Decaux, 1998: $C(A) = 1/3 \cdot a \cdot A^3 + 1/2 \cdot k \cdot A^2$ $C_A = a \cdot A^2 + k \cdot A$		Jotzo und Michaelowa, 2001 $C(A) = a \cdot (k+1) \cdot A^{k+1}$ $C_A(A, Z) = a \cdot A^k$	
	A	k	a	k
USA	0,0005	0,0398	0,00672	1,57
Japan	0,0155	1,816	0,40761	1,68
Europäische Union	0,0024	0,1503	0,03956	1,49
Andere OECD-Länder	0,0085	-0,0986	0,03434	1,59
Osteuropa	0,0085	0,0486	0,05307	1,55
Ehemalige Sowjetstaaten (GUS)	0,0023	0,0042	0,04193	1,39
OPEC	0,0032	0,3029	-	-
China (CHN)	0,00007	0,3029	0,00259	1,5
Indien (IND)	0,0015	0,0787	0,0226	1,5
Asiatische 'Tigerstaaten'	0,0047	0,3774	-	-
Brasilien	0,5612	8,4974	-	-
Indonesien	-	-	2,46	1,5
Übriges Asien (OASIA)	-	-	0,0332	1,5
Übriges Lateinamerika	-	-	6,71	1,5
Mittlerer Osten	-	-	0,217	1,5
Afrika	-	-	0,0964	1,5
Rest der Welt (ROW)	0,0021	0,0805	-	-

Abbildung 10.2.2 zeigt einige Grenzvermeidungskostenkurven für Entwicklungsländer und Industriestaaten auf Basis der Daten aus Tabelle 10.2-1.

Im Rahmen einer numerischen Simulation verursacht die einfachere funktionale Form von Jotzo und Michaelowa (2001) weniger mathematische Komplikationen als das von Ellerman und Decaux herangezogenen Polynom dritten Grades. Da aber die Parameterwerte von Jotzo und Michaelowa extrem niedrig erscheinen, wurden die Parameterwerte so angepasst, dass die resultierenden Grenzvermeidungskostenkurven mit jenen von Ellerman und Decaux (1998) zusammenfallen. Folgende Parameterwerte wurden für eine typische Vermeidungskostenkurve eines asiatischen Entwicklungslandes wie Indien oder China gewählt: $a = 0.034$ und $k = 1.54$.

Abbildung 10.2.2: Grenzvermeidungskosten in Entwicklungsländern (in Millionen Tonnen Kohlenstoff)



Quelle: Daten von Ellerman und Decaux (1998) und Jotzo und Michaelowa (2001)

Die meisten mittels empirischer Daten geschätzten Vermeidungskostenfunktionen werden auf der Basis statischer Modelle wie z.B. PET oder EPPA berechnet.¹³⁰ Solche Modelle geben nur Momentaufnahmen eines Marktes für einen bestimmten Zeitpunkt wieder. Dynamische Effekte wie sinkende Vermeidungskosten aufgrund der Akkumulation von Wissen werden in diesen Modellen nicht betrachtet.

Für diese Untersuchung wird die Kostenfunktion (10.2.35) um die Komponente des Wissensbestandes erweitert. Um eine Reihe mathematischer Komplikationen zu vermeiden, wird eine einfache linear-additive Funktion gewählt:

$$C(A_t, Z_t) = \frac{a}{k+1} \cdot A_t^{k+1} - h \cdot Z_t, \tag{10.2.36}$$

so dass $C_A = a \cdot A_t^k$, $C_Z = -h$, $C_{AA} = a \cdot k \cdot A_t^{k-1}$ und $C_{AZ} = C_{AZ} = 0$.

Es erweist sich als extrem schwierig, realistische Daten zum Einfluss von Wissen auf die Vermeidungskosten und für die Learning-by-doing-Funktion zu finden. So stellt Weyant (1997) fest: "the most difficult challenge of dealing with induced technological change is obtaining good empirical estimates for key parameters."

Empirische Studien über Lernkurven im Bereich der Vermeidung von Treibhausgasemissionen (z.B. OECD/IEA 2000) messen die Korrelation zwischen den F&E-Investitionen und dem Emissionsniveau. Oder es wird untersucht, um wie viel die spezifischen Kosten moderner Technologien (z.B. im Bereich der erneuerbaren Energien) durch eine Verdopplung der Kapazität sinken.

Mit dem Instrument der *Lernkurve* (learning-by-doing-Funktion) wird gemessen, welchen Einfluss das akkumulierte Erfahrungswissen über eine Technologie auf die Anwendungskosten hat. Dabei werden meist die kumulierten Investitionen als Indikator für das Erfahrungswissen herangezogen. Im Bereich der Energieerzeugung sind die installierte Kapazität oder die kumulierte Energieerzeugung Indikatoren für den Wissensbestand (vgl.

¹³⁰ PET (Pelangi Emissions Trading Model), EPPA (MIT's Emissions Prediction and Policy Analysis Model).

OECD/IEA 2000). Um die Abhängigkeit der Kosten vom Wissen zu schätzen, wird meist die funktionale Form

$$C(x) = C_0 \cdot X^{-b}$$

unterstellt, wobei C_0 den Kosten für die erste Einheit der Indikatorvariable X (kumulierte Produktion oder Kapazität) entspricht und b den Lernindex bezeichnet. Andere Autoren (Grübler et al. 1999) schätzen die so genannte Lernrate r , die angibt um wie viel Prozent die spezifischen Kosten moderner Technologien (z.B. im Bereich der erneuerbaren Energien) durch eine Verdopplung der Kapazität sinken: $r = 1 - 2^{-b}$. Tabelle 10.2-2 zeigt eine Zusammenstellung von Lernraten-Studien für den Energiesektor. Die Lernraten ändern sich während des Lebenszyklus einer Technologie. So betrug die Lernrate während der Entwicklungsphase von Gasturbinen über 20%, während sie in der Kommerzialisierungsphase auf 10% gesunken ist (vgl. Nill 2003).

Tabelle 10.2-2: Lernraten für Energietechniken bezogen auf die kumulierte Leistung

	<i>Lernrate r in %</i>	<i>Region</i>	<i>Zeit</i>	<i>Quelle</i>
Photovoltaik-Module	20	Welt	1968-1998	a
	35	EU	1985-1995	b
Windkraftwerke	17	OECD	1981-1995	a
	8	D	1990-1998	a
	18	EU	1980-1995	b
Wasserwerke	1,4	OECD	1975-1993	a
Biomasse-Kraftwerke	15 ^c	EU	1980-1995	b
Steinkohlekraftwerke	7,6	OECD	1975-1993	a
Erdgas GuD ^d	4 ^c	EU	- ^e	b
	26	Welt	1991-1997	a

^aMcDonald: Schattenholzer 2001, ^bOECD: IEA 2000, ^cbezogen auf kumulierte Stromproduktion. ^dGas- und Dampfturbinenkraftwerk, ^ekeine Zeitangabe vorhanden

Quelle: Nill 2003

Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2001a: 551) stellt in einer Literaturübersicht zum Thema endogener technologischer Wandel fest, dass empirische Studien zu Lernkurven mit großer Vorsicht interpretiert werden müssen: "the models are not only highly non-linear systems, and therefore potentially sensitive to input assumptions, but also the quantitative values employed by the modellers are typically drawn from successful historical examples." Die meisten Autoren, die sich mit Lernkurven im Bereich der Reduktion von Treibhausgasen beschäftigen, beschränken sich aufgrund der Restriktionen, denen die derzeit verfügbaren Modelle unterliegen, auf qualitative Aussagen. In den meisten Energie- und Klimamodellen, in denen der technologische Fortschritt endogenisiert ist, werden Elastizitäten herangezogen, die zeigen wie ein einprozentiger Anstieg des Humankapitals die Emissions-Output-Quote senkt (vgl. Buonanno et al. 2000). Für das in dieser Arbeit formulierte Modell werden aber Daten über den direkten Einfluss des Wissensbestandes auf die Vermeidungskosten benötigt. Da diese der Literatur nicht zu entnehmen sind und eine eigene empirische Schätzung den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, wurden die Parameter mit Hilfe von Plausibilitätsüberlegungen festgelegt. Für Gleichung (10.2.34) setzen wir $h = 1$ und für die Learning-by-doing-Funktion (Gleichung 10.2.16) wählen wir $\mu = 0.1$. Die Rate des

exogenen technologischen Fortschritts betrage 5 Prozent¹³¹ ($\beta = 0.05$) und die Wachstumsrate der Zertifikatepreise 2 Prozent ($b = 0.02$). Es wird angenommen, das CDM-Regime existiere für $T = 35$ Jahre und die soziale Diskontrate sei 5% ($r = 0.05$).

10.2.5.2 Der marginale Restwert des Wissens

Der in Kapitel 10.2.1 definierte marginale Restwert des Wissensbestandes

$$S_T \equiv \partial\Omega(\cdot) / \partial Z_T = \int_T^J (p_t \cdot F_Z(\cdot) - C_Z(\cdot)) e^{-rt} dt$$

hängt vom Planungshorizont J der Agenten ab. Der nationalen Regierung sei ein Planungshorizont von $J = 50$ Jahren unterstellt. Der marginale Restwert ist umso kleiner, je länger das CDM-Regime dauert. Nehmen wir an, die Emissionszertifikate werden den Ländern im IEH-Regime immer zu Beginn eines neuen Jahres zugeteilt. Dann gilt

$$S_T \cong (J - T) \cdot (p_0 \cdot e^{b \cdot T} \cdot \partial F / \partial Z + h) \quad (10.2.37)$$

Es ist offensichtlich, dass $\partial F / \partial Z$ der kritische Wert für die numerische Illustration ist. Inwiefern ein höheres, sichtbares technologisches Niveau die zugeteilte Emissionsquote reduziert, hängt davon ab, nach welcher Methode die Emissions-Baseline eines Landes berechnet wird. Da hierfür keinerlei Erfahrungswerte vorliegen, beschränkt sich diese Untersuchung auf eine eher qualitative Sensitivitätsanalyse, indem extreme Werte für S_T herangezogen werden, um zumindest einen Eindruck von der grundsätzlichen Form der Vermeidungspfade in Abhängigkeit des jeweiligen Post-CDM-Szenarios zu bekommen:

- $S_1 = 0$: CDM-Aktivitäten haben keinerlei Auswirkung auf das Post-CDM-Regime.
- $S_2 = 200$: Der Wissensbestand reduziert die zukünftigen Vermeidungskosten erheblich und hat keinen negativen Einfluss auf die zugeteilte Zertifikatmenge.
- $S_3 = -300$: Das zum Zeitpunkt T beobachtbare technologische Wissen wird die Baseline und damit die zugeteilten Zertifikatmenge stark reduzieren.

Für diese drei Szenarien sind die Vermeidungspfade während des CDM-Regimes in Abbildung 10.2.3 dargestellt. Aufgrund der hohen Unsicherheit bezüglich der Parameterwerte, sollten die absoluten Werte nicht überbewertet werden. Die Simulation hat lediglich das Ziel, ein Gefühl für Größenordnungen und für die grundsätzliche Form der Vermeidungspfade zu vermitteln.

Abbildung 10.2.3 zeigt, dass für niedrigere Werte für S_T der gesamte Vermeidungspfad *zu jedem Zeitpunkt niedriger* liegt, nicht nur unmittelbar vor dem Zeitpunkt des Regimewechsels.

¹³¹ Diese Annahme folgt Goulder and Mathai (2000). Allerdings liegt das TFP (total factor product) in den meisten Ländern bei nur 1-2%.

Abbildung 10.2.3: Optimale Vermeidungspfade während des CDM-Regimes für drei Post-CDM-Szenarien

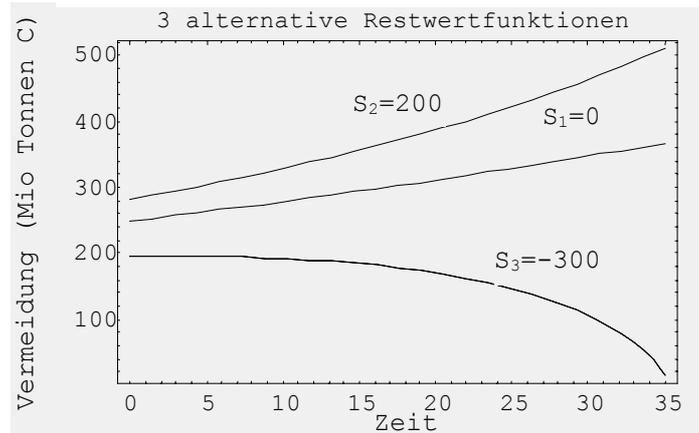
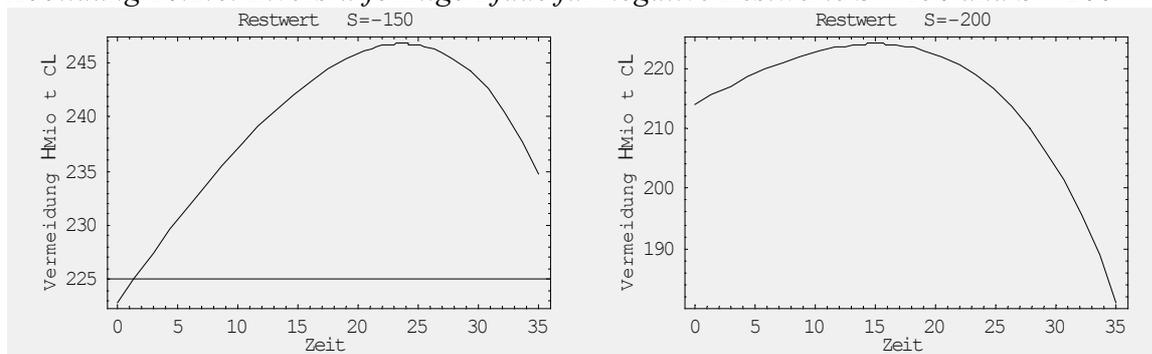


Abbildung 10.2.4 zeigt, dass sich für bestimmte Parameterkonstellationen invers-u-förmige Vermeidungspfade ergeben. Eine zufrieden stellende Begründung für diese Form kann jedoch nicht geliefert werden.

Abbildung 10.2.4: Invers-u-förmige Pfade für negative Restwerte $S=-150$ und $S=-200$



10.2.5.3 Sensitivitätsanalyse

Für die verbleibenden Parameter wird nun eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Für jeden Parameter werden vier Szenarien simuliert. Dabei wird einmal ein positiver und einmal ein negativer marginaler Restwert unterstellt. Alle übrigen Parameter werden konstant gehalten.

Abbildung 10.2.5: Sensitivitätsanalyse für den h -Wert der Vermeidungskostenfunktion: $h=(0, 0.5, 1.0, 2.0)$ und unterschiedliche Restwerte $S=100$ und $S=-100$

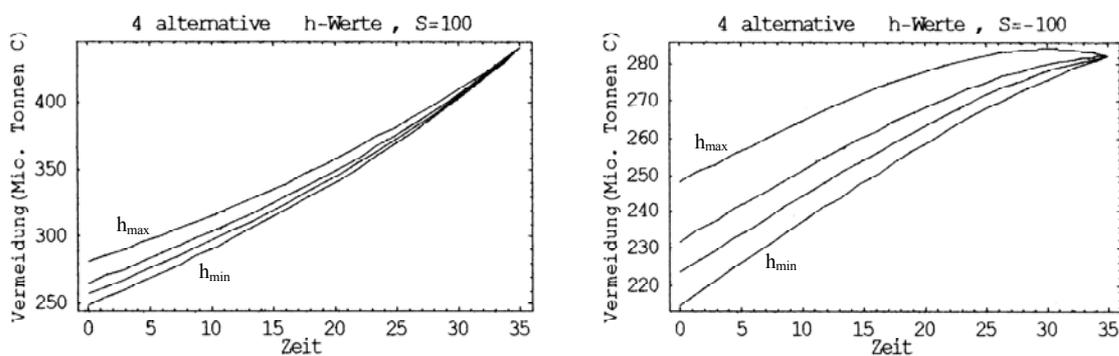


Abbildung 10.2.5 zeigt wie die Vermeidungsmenge mit dem Parameter h , der den Einfluss des Wissensbestandes auf die Vermeidungskosten reflektiert, steigt. Das Vorzeichen von S_T bestimmt jedoch, ob der Vermeidungspfad eine konkave oder konvexe Form aufweist.

Die Analyse in Kapitel 10.2.2 hat gezeigt, dass das Vorzeichen der Ableitungen nach der Lernrate μ vom Vorzeichen des marginalen Restwerts S_T abhängt. Dieses Ergebnis wird durch Abbildung 10.2.6 bestätigt. Ein höheres μ erhöht die Vermeidung zu jedem Zeitpunkt, wenn S_T positiv ist und senkt die Vermeidung bei einem negativen Vorzeichen von S_T .

Abbildung 10.2.6: Sensitivitätsanalyse für den μ -Wert der Lernkurvenfunktion: $\mu=(0.001, 0.01, 0.5, 1.0)$ und unterschiedliche Restwerte $S=100$ und $S=-100$

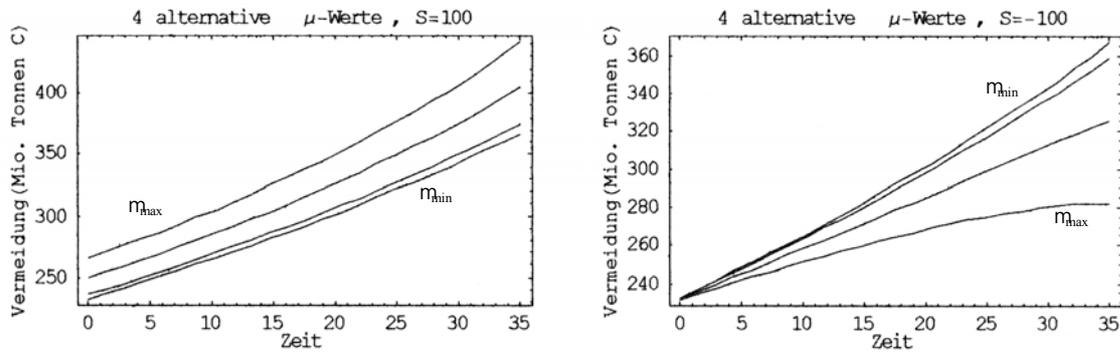


Abbildung 10.2.7 zeigt die Szenarien für den a-Parameter (der mit γ in Kapitel 3.4 korrespondiert). Obwohl die vier a-Werte noch nicht einmal das Wertespektrum der Tabelle 10.2-1 umfassen, weichen die Pfade bereits stark voneinander ab. Noch sensibler reagieren die Pfade bezüglich des Parameters k (Abbildung 10.2.8).

Abbildung 10.2.7: Sensitivitätsanalyse für den a-Parameter in der Vermeidungskostenfunktion: $a=(0.02, 0.034, 0.05, \text{ und } 0.08)$ und unterschiedliche Restwerte $S=100$ und $S=-100$

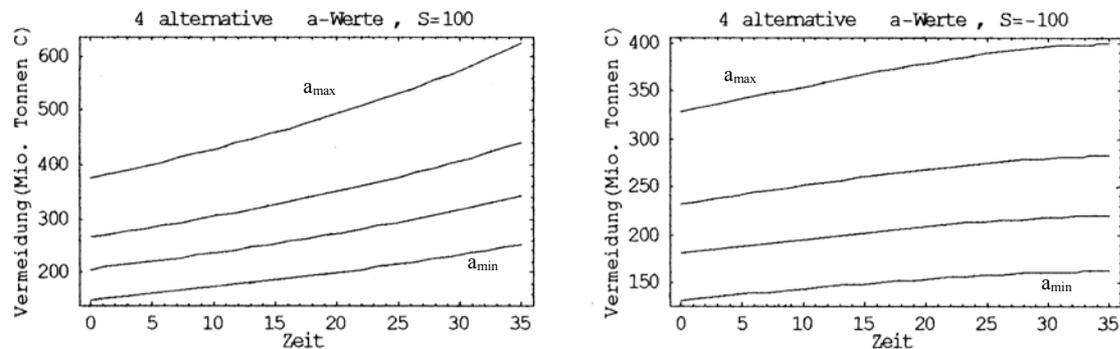
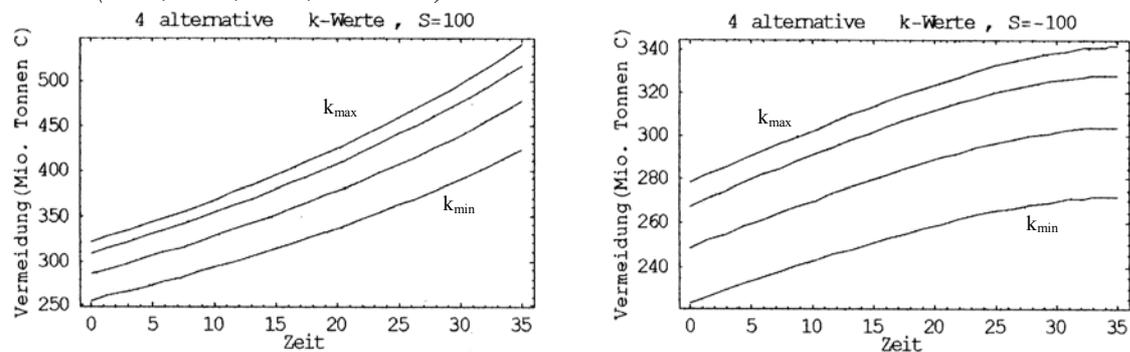


Abbildung 10.2.8: Sensitivitätsanalyse für den k-Parameter in der Vermeidungskostenfunktion: $k=(1.49, 1.50, 1.52, \text{ und } 1.55)$ und unterschiedliche Restwerte $S=100$ und $S=-100$



Ein interessantes Ergebnis liefert Abbildung 10.2.9, wo vier Szenarien bezüglich der Laufzeit des CDM abgebildet sind. Wenn der marginale Restwert stark positiv ist, führt eine längere Laufzeit zu weniger Vermeidung in den frühen Perioden des CDM. Bei einem stark negativen

Wert für S_T ist es gerade umgekehrt. Dass dieses Muster unabhängig von der Wachstumsrate der Zertifikatepreise ist, wird in Abbildung 10.2.10 illustriert, wo der Preis konstant gehalten wird ($b = 0$).

Abbildung 10.2.9: Sensitivitätsanalyse bzgl. der Laufzeit des CDM-Regimes: $T=(10, 15, 25, \text{ und } 35)$ und unterschiedliche Restwerte $S=100$ und $S=-100$

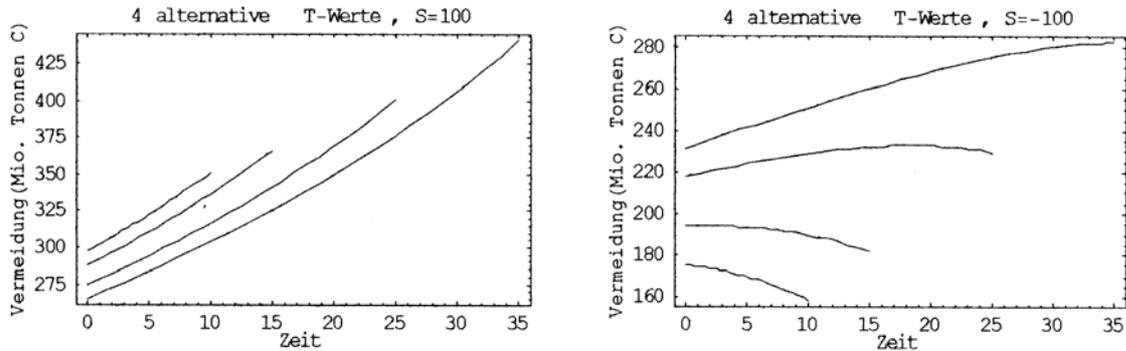
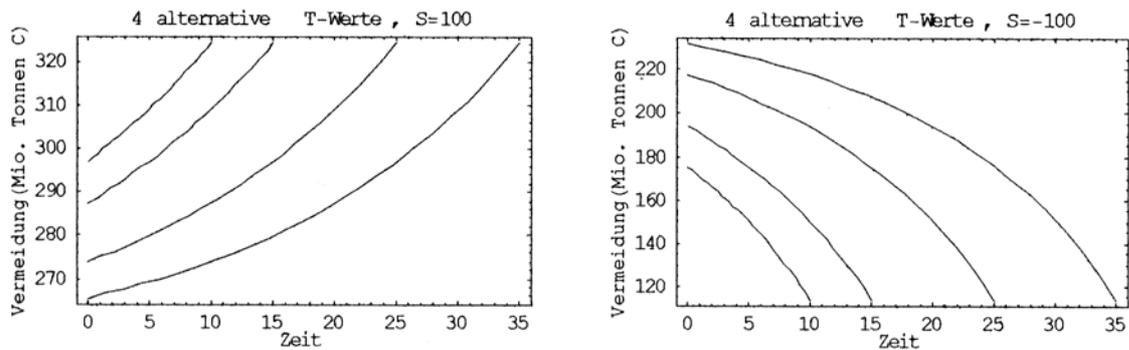
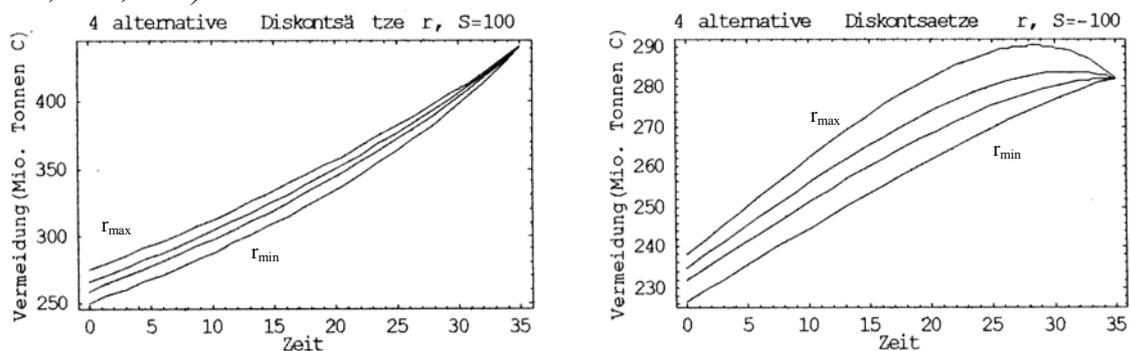


Abbildung 10.2.10: Sensitivitätsanalyse bzgl. der Laufzeit des CDM-Regimes: $T=(10, 15, 25, \text{ und } 35)$ bei einem konstanten Preisfad ($b=0$), Restwerte $S=100$ und $S=-100$



Den Einfluss des Diskontfaktors r zeigt Abbildung 10.2.11. Für ein angemessenes Spektrum von Diskonraten, differieren die Vermeidungsniveaus zum Startzeitpunkt um weniger als 25 Millionen Tonnen Kohlenstoff.

Abbildung 10.2.11: Sensitivitätsanalyse bezüglich alternativer sozialer Diskonraten $r=(0.04, 0.05, 0.06, 0.08)$ und Restwerten $S=100$ und $S=-100$



Die Abbildung 10.2.12 und Abbildung 10.2.13 zeigen die Abhängigkeit der Vermeidungspfade von der Wachstumsrate und vom Ausgangsniveau der Zertifikatepreise.

Abbildung 10.2.12: Sensitivitätsanalyse bezüglich des Preispfades $b=(0, 0.02, 0.04, 0.05)$ bei einem Startpreis $p_0=150$ und Restwerten $S=100$ und $S=-100$

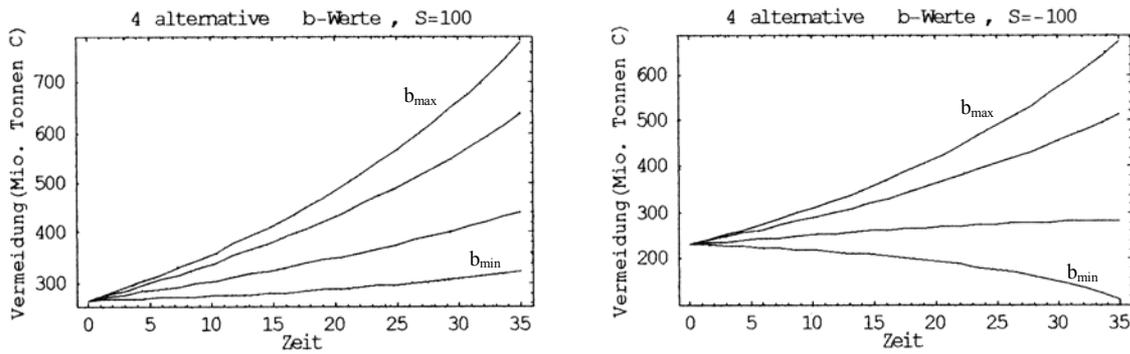
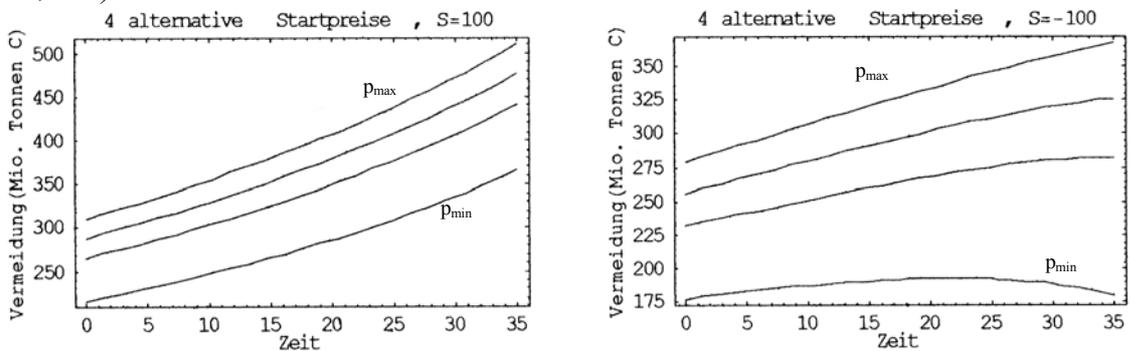


Abbildung 10.2.13: Sensitivitätsanalyse bezüglich unterschiedlicher Startpreise $p_0=(100, 150, 175, 200)$ und Restwerten $S=100$ und $S=-100$



Wegen unzureichender Information über die funktionalen Formen und über die Parameterwerte, die den marginalen Restwert und die Vermeidungskosten bestimmen und aufgrund der hohen Sensitivität der Parameter im präsentierten Modell, kann keine eindeutige Aussage darüber gemacht werden, ob der Effekt, der im Mittelpunkt der Untersuchung dieses Kapitels steht, tatsächlich von empirischer Relevanz ist. Nichtsdestoweniger zeigt die Analyse, dass die Vermeidungsniveaus während der gesamten CDM-Laufzeit in allen Szenarien positiv sind und ein potentieller negativer Effekt auf zukünftige Vertragskosten keinen rationalen Grund für ein Land darstellt, sich nicht am CDM zu beteiligen.

10.2.6 Das Optimierungsproblem beim Grandfathering

In Abschnitt 10.2.1 wurde postuliert, dass eine reine Grandfathering-Regel nicht impliziert, dass Vermeidungsaktivität im CDM zu einer Reduktion der Anfangsausstattung mit Zertifikaten zum Zeitpunkt T führen. Schließlich könnte man die während des CDM-Regimes zertifizierten Emissionsreduktionen zum gemessenen Emissionsniveau des Landes addieren und somit das Baseline-Emissionsniveau erhalten. Diese Aussage ist aber fraglich vor dem Hintergrund der dynamischen Anreize von statistischen Baseline-Methoden, die im 4. Kapitel identifiziert wurden: Da alle statistischen Methoden zur Erstellung einer Baseline-Prognose auf historischen Daten beruhen, führt die Durchführung von CDM-Projekten langfristig zu einer endogenen Absenkung der berechneten Baseline.

Da zum Zeitpunkt des Regimewechsels die Baseline für ein ganzes Land bestimmt werden muss, ist es nahe liegend, dass vor allem ökonometrische Schätzverfahren und makroökonomische Simulationsmodelle, die immer auf historischen Daten und/oder Strukturen

beruhen, angewandt werden. Nach dem Ergebnis von Kapitel 4 muss die Baseline-Berechnung zum Zeitpunkt des Regimewechsels niedriger ausfallen, als wenn es keinen CDM gegeben hätte. Vor diesem Hintergrund könnte in das dynamische Optimierungsmodell neben dem Wissensbestand eine zusätzliche Bestandsvariable B_t aufgenommen werden, die den Zustand aller Variablen, die für statistische Prognosen üblicherweise herangezogen werden und die durch CDM-Projekte beeinflusst werden, enthält. Es kommt dann eine zweite Bewegungsgleichung hinzu und das Optimierungsproblem des Entwicklungslandes liest sich

$$\text{MAX}_{A_t} \int_{t_0}^T \{A_t p_t - C(A_t, Z_t)\} e^{-rt} dt + \int_T^J \{p_t [A_t^* + F_T(Z_T; B_T) - E_t^0] - C(A_t^*, Z_t)\} e^{-rt} dt \quad (10.2.38)$$

$$\begin{aligned} \text{u.d.N.} \quad \dot{Z} &= \beta_t + \Psi(A_t) \\ \dot{B} &= \Phi(A_t, B_t) \\ B_t &\geq 0 \end{aligned} \quad (10.2.39)$$

Auf eine numerische Lösung dieses Systems wird verzichtet, da einerseits für $\Phi(A_t, B_t)$ und $\partial F_T / \partial B_T$ keine empirischen Daten vorliegen und andererseits die Zustandsvariablen Z und B in einer Bestandsvariable zusammengefasst werden könnten und somit dieselben grundsätzlichen Ergebnisse erzielt würden. Wichtiger ist es, an dieser Stelle festzuhalten: Auch wenn das Post-CDM-Regime auf einer reinen Grandfathering-Allokationsregel für alle Staaten basiert, haben CDM-Aktivitäten neben den positiven Effekten auch den negativen Effekt $\partial F_T / \partial B_T$ auf die Auszahlungen im zukünftigen Regime.

10.3 Schlussfolgerungen

Die Ausverkaufshypothese besagt, dass Entwicklungsländer durch die Teilnahme am CDM ihre billigen Vermeidungspotentiale an Industriestaaten verschleudern und zu einem späteren Zeitpunkt gezwungen sind, auf teurere Vermeidungspotentiale zurückzugreifen. Im ersten Teil dieses Kapitels wurde gezeigt, dass es keine rationale Begründung für einen Ausverkaufseffekt gibt, da ein Nash-Gleichgewicht existiert, in dem beide Vertragspartner von der Durchführung des Projekts profitieren. Es wurde außerdem gezeigt, dass die Durchführung von CDM-Projekten nur dann die zukünftigen Vertragskosten eines Entwicklungslandes erhöht, wenn folgende Punkte gleichzeitig erfüllt sind:

- Das Post-CDM-Regime ist ein weltweites Emissionshandelssystem, in dem die zugeteilte Emissionsquote vom Baseline-Emissionspfad eines Entwicklungslandes abhängt.
- Bei der Schätzung des kontrafaktischen Baseline-Emissionspfades eines Landes wird dessen beobachtbares technologisches Wissen berücksichtigt und die Akkumulation dieses Wissens ist ein Nebenprodukt der CDM-Projekte.
- Der Wert des durch die CDM-Projekte akkumulierten Wissensbestandes ist niedriger als dessen negativer Effekt auf die zugeteilte Emissionsquote.

Es ist wahrscheinlich, dass Entwicklungsländern sich nur dann an einem weltweiten Emissionshandelssystem beteiligen werden wenn sie Emissionsrechte in Höhe ihres Baseline-Emissionspfades erhalten. Für die Ermittlung dieser Baseline wird das beobachtbare techno-

logische Niveau eines Landes und dessen Emissionspfad in der Vergangenheit eine Rolle spielen. Unter diesen Rahmenbedingungen hat die Regierung eines Entwicklungslandes einen Anreiz, weniger CDM-Projekte durchzuführen als im First-best-Optimum des sozialen Planers. Zwar wird dieser Anreiz reduziert wenn ein Land die auf internationaler Ebene zugeteilten Emissionsrechte auf nationaler Ebene an die Firmen über ein Auktionsverfahren weitergibt. Allein, es ist für die Regierungen nicht rational, solche Auktionen durchzuführen. Auch ist es nicht möglich, negative Anreize über eine vertragliche Regelung auszuschalten, indem z.B. im Kyoto-Protokoll festgelegt wird, dass die durch CDM-Projekte erzielten Emissionsreduktionen im Rahmen eines wie auch immer gestalteten Post-CDM-Regimes unberücksichtigt bleiben bzw. zu keinen negativen Effekten führen dürfen. Eine solche Regelung wäre juristisch nichtig, da sie einen Zeitraum betrifft, der jenseits der Laufzeit des Protokolls liegt.

Letztlich bleibt es eine empirische Frage, ob der negative Anreiz so stark ist, dass es für Entwicklungsländer rational ist, potentielle CDM-Projekte nicht durchzuführen. Die Ergebnisse der numerischen Simulation sind aufgrund der schlechten Datenqualität nicht robust genug, um diese Frage zu beantworten. Hierzu eine persönliche Einschätzung, die nicht durch empirische Daten untermauert werden kann: Es scheint sehr unwahrscheinlich, dass der negative Effekt, den eine CDM-Teilnahme auf eine zukünftige Zertifikatezuteilung hat, die zahlreichen positiven Effekte auf die Vermeidungskosten überkompensieren könnte.

11 Vergleich: CDM versus Cap-and-trade

11.1 Alternativen zum CDM

Zur Bewertung eines umweltökonomischen Instruments gehört neben der Darstellung der Vor- und Nachteile auch der Vergleich mit möglichen Alternativen. Drei grundsätzliche Alternativen zum Clean Development Mechanism sind denkbar:

Alternative 1: Die Annex-I-Staaten erfüllen ihre Reduktionsverpflichtungen ausschließlich durch heimische Vermeidungsmaßnahmen und durch Handel untereinander. Entwicklungsländer werden so lange nicht in den Handel integriert, bis sie in eine verbindliche Deckelung ihrer Emissionen einwilligen.

Zum Einen bedeutet der Verzicht auf die Integration der Entwicklungsländer in den Klimaschutz, den Verzicht auf enorme Emissionsvermeidungsoptionen zu niedrigen Kosten. Darüber hinaus stehen in den Staaten der „dritten Welt“ insbesondere im Energie- und Transportsektor große Investitionen mit langen Laufzeiten an. Die Investitionsentscheidungen sind nicht reversibel, d.h. es besteht eine Pfadabhängigkeit in Bezug auf die heutigen Entscheidungen im technologischen Bereich, welche die Struktur der (Energie)-Wirtschaft der nächsten 20 Jahre festlegen. Eine rechtzeitige, über den CDM finanzierte Ausrichtung auf eine nachhaltige Wirtschaftsstruktur wäre langfristig billiger als eine nachträgliche Anpassung der Infrastruktur.

Alternative 2: Entwicklungsländer erhalten Emissionsauflagen und führen Preisinstrumente wie eine Pigou-Steuer oder Subventionen zur Realisierung des Emissionsziels ein.

Für die Subventionierung von Klimaschutzmaßnahmen haben die Regierungen der Entwicklungsländer jedoch kein Geld und Emissionssteuern würde zu einer Belastung der Firmen führen, die politisch nicht gewünscht ist. Alle Klimaschutzinstrumente, die zu einer Kostenbelastung der Entwicklungsländer führen würden, sind derzeit aufgrund hoher politischer Widerstände nicht durchsetzbar.

Alternative 3: Bereits zu Beginn der ersten Kyoto-Vertragsperiode ab 2008 wird ein weltweites Cap-and-trade-System etabliert, z.B. ein internationales Emissionshandelsregime auf der Basis einer Grandfathering-Baseline-Allokationsregel (vgl. Kapitel 10), wodurch die Entwicklungsländer nicht belastet werden.

Im Gegensatz zu Baseline-and-credit-Systemen wie dem CDM, ist es in geschlossenen Cap-and-trade-Systemen nicht erforderlich, die Baseline für ein Klimaschutzprojekt zu bestimmen oder die indirekten Effekte zu ermitteln. Anstelle der Baseline tritt die Menge der zugeteilten Emissionsrechte und indirekte Effekte werden automatisch dort erfasst wo sie entstehen. Dies gilt aber nur für ein geschlossenes Handelssystem, in dem alle Emittenten Emissionsauflagen haben und die Anfangsausstattung der Emissionsrechte auktioniert wird. Diese Bedingung wird aber von keinem der real existierenden und geplanten Emissionshandelssysteme erfüllt. Einen realen CDM an einem theoretischen Emissionshandel zu messen, hieße aber Äpfel mit Birnen zu vergleichen. In diesem Kapitel wird daher anhand des geplanten Emissionsrechtehandels der Europäischen Union und der bereits laufenden CO₂-Emissionshandelssysteme in

Großbritannien und Dänemark gezeigt, dass in realen Cap-and-trade-Systemen sehr ähnliche Probleme auftreten wie beim CDM:

- Indirekte Emissionseffekte müssen erfasst werden.
- Emissionen können nicht eindeutig einzelnen Anlagen zugeordnet werden.
- Baseline-Szenarien für Unternehmen und Branchen müssen festgelegt werden.
- Benchmarking-Verfahren werden angewandt, wofür angemessene Benchmarking-Kohorten definiert werden müssen.
- Baseline-and-credit-Elemente zur Integration der am Handel nicht beteiligten Sektoren werden benutzt

11.2 Der Emissionsrechtehandel der Europäischen Union

Zur Vorbereitung auf den internationalen Emissionshandel ab 2008, haben die Staaten der Europäischen Union beschlossen, einen vorgezogenen Emissionsrechtehandel ab Januar 2005 einzuführen. Im EU-Emissionshandel wird von den sechs Kyoto-Gasen nur Kohlendioxid berücksichtigt. Darüber hinaus werden auch nicht alle Emittenten erfasst. Emissionsauflagen haben nur die Betreiber folgender Anlagen:

- Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 20 MW
- Röst- und Sinteranlagen für Metallerz, Anlagen zur Herstellung von Roheisen und Stahl einschließlich Stranggießen
- Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern oder Kalk
- Anlagen zur Herstellung von Glas einschließlich Glasfasern
- Anlagen zur Herstellung von keramischen Erzeugnissen
- Anlagen zur Herstellung von Zellstoff, Papier und Pappe

Nicht berücksichtigt werden zum Beispiel der gesamte Transportsektor, der Flugverkehr, die privaten Haushalte und Teile der Industrie. Auch innerhalb der Energieumwandlung sind nicht alle Feuerungsanlagen erfasst. So müssen Kraftwerke, Mineralö Raffinerien und Koksöfen Emissionsrechte halten, während Anlagen im Bereich Forschung und Entwicklung und auch Müllverbrennungsanlagen davon befreit sind. Außerdem bleiben alle Anlagen mit einer kleineren Wärmeleistung als 20 MW unberücksichtigt, darunter auch die Heizkessel der privaten Haushalte und kleineren Industrieanlagen.

Da nicht alle Emittenten Emissionsauflagen haben, handelt es sich nicht um ein geschlossenes System und es kommt zu indirekten Emissionseffekten jenseits der Systemgrenzen:

- Der von zentralen Kraftwerken produzierte Strom wird wegen der impliziten Emissionsbesteuerung teurer, während der Strom aus kleineren BHKW unter 20 MW nicht belastet wird. Die Änderung der relativen Preise resultiert in Anpassungsreaktionen, damit verbundene Änderungen der Emissionen werden aber nicht berücksichtigt.
- Es kommt zu indirekten Effekten im außereuropäischen Ausland, welches - zumindest bis 2008 - keine Emissionsauflagen hat. (z.B. Verlagerung der Produktion etc.)

- Es werden nur Emissionen erfasst, die bei der unmittelbaren Verbrennung entstehen. So bleiben beispielsweise Treibhausgas-Emissionen, die beim Transport und der Lagerung der Kohle entstehen völlig unberücksichtigt.

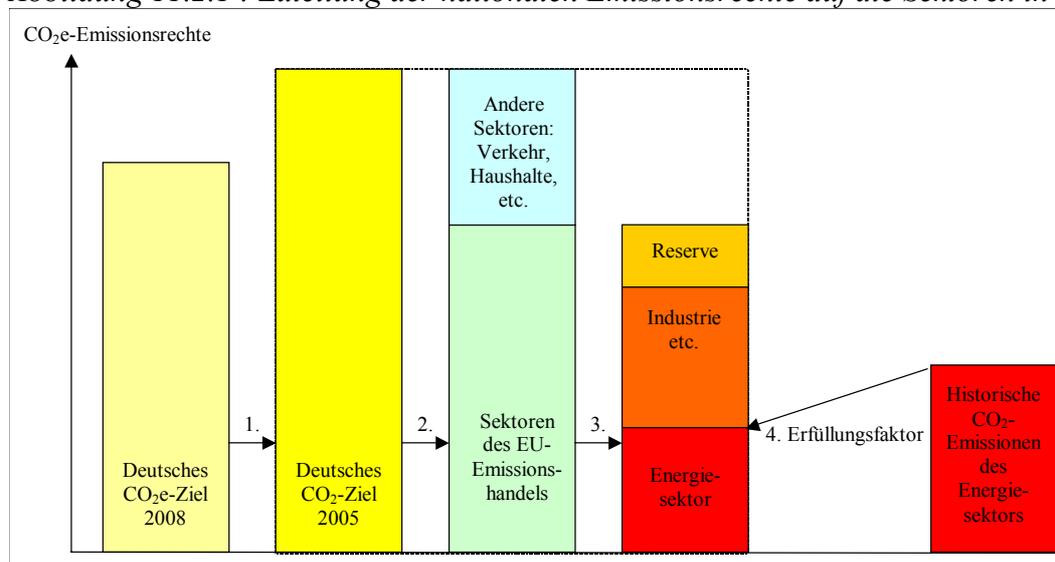
11.2.1 Zuteilung der Emissionsrechte auf Sektoren und Branchen

Nach Art. 10 der EU-Rahmenrichtlinie sollen in der ersten Handelsperiode alle Zertifikate kostenlos zugeteilt werden. In der Periode 2008 bis 2012 sollen dann noch mindestens 90% kostenlos sein. Das bedeutet, dass eine Auktionierung der Zertifikate nicht möglich ist und irgendeine Art von Grandfathering durchgeführt werden muss. Hieraus resultieren eine Reihe von Problemstellungen, die jenen der Baseline-Problematik im CDM sehr ähnlich sind.

Alle EU-Mitgliedsstaaten sollen nun bis April 2004 einen *Nationalen Allokationsplan* (im Weiteren **NAP**) vorlegen, der das Prozedere der Zertifikatezuteilung auf die Sektoren, Branchen und einzelnen Anlagen regelt. Die damit verbundene Problematik wird im Weiteren skizziert, wobei sich die Darstellung auf die Diskussion zum deutschen NAP bezieht.¹³²

Nach dem deutschen Modell erfolgt die Zuteilung der Zertifikate in vier Stufen, die in Abbildung 11.2.1 dargestellt sind. Deutschland hat sich im Rahmen des Kyoto-Protokolls und des EU-Burden-Sharings dazu verpflichtet, seinen Ausstoß an Treibhausgasen ab dem Jahr 2008 auf jährlich 962 Mio. Tonnen CO₂e zu begrenzen. Im ersten Schritt muss festgelegt werden, wie hoch der nationale CO₂-Deckel für 2005 sein soll.

Abbildung 11.2.1 : Zuteilung der nationalen Emissionsrechte auf die Sektoren in Deutschland



Im zweiten Schritt legt die Bundesregierung fest, wie viele Emissionsrechte die am Emissionshandel beteiligten Sektoren erhalten und wie viele auf die übrigen Sektoren

¹³² Grundlage der Darstellung ist der Entwurf zum deutschen Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (THEG) und der Treibhausgas-Emissionshandels-Verordnung (THEV) mit Datum vom 7. September 2003, sowie die Rahmenrichtlinie der Europäischen Kommission zum Emissionsrechtehandel in der Fassung vom 9. Juli 2003. Desweiteren wurden die Gutachten der von der Bundesregierung einberufenen Arbeitsgruppe Emissionshandel (AGE) und die Stellungnahmen der Industrieverbände berücksichtigt. Die Mehrzahl der Beispiele bezieht sich auf den Energiesektor, die Lehren daraus lassen sich aber auf andere Sektoren übertragen.

entfallen, wie z.B. dem Transportsektor oder den privaten Haushalten. In §8 Absatz 2 des Entwurfs zum Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) heißt es:

„Die Gesamtmenge der zuzuteilenden Berechtigungen soll in einem angemessenen Verhältnis zu Emissionen aus Sektoren stehen, die nicht in den Anwendungsbereich dieses Gesetzes fallen; der Plan weist Zielmengen für die Emissionen dieser Sektoren aus.“

Da es als sehr unwahrscheinlich gilt, dass beispielsweise im Verkehrssektor bis zum Jahr 2008 eine 21%ige Emissionsreduktion realisiert werden kann, müssen die am Emissionshandel beteiligten Sektoren mehr als 21% reduzieren. Wie hoch deren Anteil jedoch in der Summe sein soll, ist noch nicht geklärt.

Im nächsten Schritt werden die Emissionsrechte auf die Sektoren verteilt, wobei unklar ist, nach welchen Kriterien ein Sektor oder eine Branche abgegrenzt werden soll. Für die Zuteilung der Emissionsrechte auf die Branchen schlägt die Europäischen Kommission (2003 b) folgende grundsätzliche Verfahren vor:

1. Grandfathering auf Basis historischer Emissionen
2. Zuteilung auf Basis des Baseline-Szenarios ('forecasting approach')
3. Berücksichtigung von zukünftigen Kostenbelastungen ('least-cost approach'):

Die Zuordnung basiert auf den Besonderheiten der einzelnen Sektoren, den Optionen und Kosten von CO₂-Vermeidungsmaßnahmen, der Wettbewerbssituation etc. Danach würden die Sektoren die meisten Zertifikate erhalten, für die CO₂-Reduktionen am teuersten zu realisieren wären.

4. Zuteilung auf der Basis der freiwilligen Selbstverpflichtungen der Wirtschaftsverbände.

Bei den Verfahren 2 und 3 müssten Baseline-Szenarien entwickelt werden und die Kostenstrukturen der Unternehmen bekannt sein, so dass dieselben Probleme wie im CDM zu lösen wären. Es ist zu erwarten, dass hierdurch ein harter Kampf der Interessengruppen um die Anteile am Emissionsbudget eröffnet würde. Der Entwurf zum TEHG lässt dieses Vorgehen aber zu. In § 7 Abs. 2 heißt es:

„Die Zuteilung muss mit dem Potential der jeweiligen Tätigkeiten zur Verringerung von Emissionen vereinbar sein.“

Um aber das Verringerungspotential und die damit verbundenen Kosten beurteilen zu können, müssten die zukünftigen Vermeidungskostenfunktionen der Firmen bekannt sein.

Bei Verfahren 4 liegt die Schwierigkeit vor allem darin, dass die Selbstverpflichtungen zur CO₂-Reduktion zum Teil auf absoluten Emissionszielen basieren, zum Teil aber auch auf relativen Emissionszielen.¹³³ Verbände mit niedrigen Selbstverpflichtungen würden bevorzugt.

¹³³ Die Klimavereinbarung vom 9.11.2000 zwischen der Bundesregierung und 19 Verbänden der deutschen Wirtschaft enthält folgende Regelungen: 1. Gegenüber 1990 sollen die *spezifischen* CO₂-Emissionen bis 2005 um 28% gesenkt werden, bis 2012 sollen alle 6 Klimagase um 35% verringert werden. Am 25. Juni 2001 wurde diese allgemeine Erklärung ergänzt: Gegenüber dem Emissionsniveau von 1998 soll bis 2010 eine *absolute* Emissionsminderung um 45 Mio. Tonnen erreicht werden. Durch KWK-Maßnahmen sollen bis 2005 die Emissionen um 10 Mio. Tonnen sinken, bis 2010 um bis zu 23 Mio. Tonnen.

Im letzten Schritt des Nationalen Allokationsplans erfolgt die Zuordnung der Zertifikate eines Sektors auf die Unternehmen bzw. auf deren Anlagen. Es handelt sich also insgesamt um einen Top-down-Prozess. Gleichzeitig werden den Anlagen Zertifikate auf Basis ihrer historischen Emissionswerte und von Standards zugeteilt, was einem Bottom-up-Prozess entspricht. Damit nun die Summe der Emissionsrechte, die den Anlagen zugewiesen wurde, mit dem Emissionsziel einer Branche übereinstimmt, wird ein sogenannter *Erfüllungsfaktor* oder Anpassungsfaktor berechnet.

11.2.2 Integration anderer Sektoren

Da die übrigen Sektoren keine verbindlichen Emissionsdeckel haben, muss es der Bundesregierung gelingen, über Maßnahmen im Rahmen ihres Klimaschutzprogramms (Förderung von Wärmedämmung etc.) und durch Preisinstrumente wie Mineralölsteuern das Emissionsziel für diese Sektoren durchzusetzen. In diesem Zusammenhang ist auch im Gespräch, die übrigen Sektoren durch ein freiwilliges Opt-In in den Emissionshandel zu integrieren. Dies kann z.B. dadurch realisiert werden, dass wie im amerikanischen SO₂-Handel, im Verkehrssektor Baseline-and-Credit-Projekte durchgeführt werden und die daraus resultierenden Emissionsreduktionen an Teilnehmer des Cap-and-trade-Systems verkauft werden dürfen. Der vergrößerte Kreis der Handelsteilnehmer würde die Kosteneffizienz des Gesamtsystems erhöhen. Gleichzeitig ließe sich ein Baseline-and-credit-System politisch wesentlich leichter durchsetzen als eine absolute Deckelung der Emissionen des Verkehrssektors oder der privaten Haushalte. Es wären dann jedoch dieselben Probleme wie im CDM zu lösen. Wenn z.B. der private Haushaltssektor über die Möglichkeit von Baseline-and-credit-Projekten im Bereich Energieeffizienz (Stromeinsparung, Wärmedämmung, etc.) am CO₂-Handel teilnimmt, so tritt das in Kapitel 2.3 diskutierte Problem der Zuordnung von Emissionsreduktionen auf.

11.2.3 Zertifikatzuteilung nach 2007

Bei der Erstallokation der Emissionsrechte im Jahr 2005 treten viele Probleme des CDM nicht auf, da die Zuteilung auf Daten der Vergangenheit und nicht auf Daten der Zukunft beruht. Zum einen ist eine strategische Anpassung der Firmen nicht mehr möglich. Zum anderen können - im Gegensatz zum CDM - für die Ermittlung von Benchmarks Kontrollgruppen-Ansätze verwendet werden. Betrachten wir aber nun das Jahr 2008. Nach dem Ende der ersten Handelsperiode müssen die Emissionsrechte neu zugeteilt werden. Da nach der EU-Richtlinie nur maximal 10% der Emissionsrechte auktioniert werden dürfen, verbleiben zwei Optionen:

Option 1: Fortschreibung der Erstallokation im Jahr 2005

Option 2: Grandfathering auf Basis der Emissionen in den Vorjahren

Die erste Option ist im Entwurf zum TEHG vorgesehen, wo es in §7 Absatz 4 heißt:

Die erste Zuteilungsperiode beginnt am 1. Januar 2005 und endet am 31. Dezember 2007. Die sich unmittelbar anschließenden Zuteilungsperioden umfassen einen Zeitraum von jeweils 5 Jahren. Berechtigungen einer abgelaufenen Zuteilungsperiode werden vier Monate nach Ende einer Zuteilungsperiode in Berechtigungen der laufenden Zuteilungsperiode überführt.

Dies entspricht den Forderungen der meisten Verbänden wie z.B. dem VDEW (2003):

Wegen der erforderlichen Planungssicherheit für Anlagenbetreiber muss die Allokation bis 2012 bereits frühzeitig (2004) festgelegt werden.

Hier stellt sich allerdings die Frage, ob es sinnvoll ist, dass sich die Verteilung der Emissionsrechte an die Firmen auf den Zustand eines Anlagenparks bezieht, mit dem der aktuelle Anlagenpark nicht mehr viel gemein hat?¹³⁴ Dieses Argument wird klarer wenn wir das Jahr 2012 betrachten. Zu diesem Zeitpunkt läuft die erste Kyoto-Vertragsperiode ab und die Zertifikate müssen neu zugeteilt werden. Sollten die Emissionsrechte, die einer Firma für die Jahre 2012-2016 zugewiesen werden, davon abhängen, wie emissionsintensiv ihre Anlagen in den 90er Jahren waren? Das Beispiel zeigt, dass die Neuzuteilung irgendwann auf neue Kriterien umgestellt werden muss, sonst wären Emissionsrechte eine Art Erbschaft, die von Anlagengeneration zu Anlagengeneration weitervererbt wird.

Bei Option 2 (erneutes Grandfathering) ergibt sich allerdings das in *Kapitel 10* diskutierte Problem negativer Vermeidungsanreize: Heutige Vermeidungsleistungen reduzieren die Zertifikatsausstattung in der Zukunft. Für die Festlegung von Benchmarks könnte nicht mehr, wie bei der Erstzuteilung, auf Kontrollgruppen zurückgegriffen werden. Für die Firmen besteht daher ein Anreiz, ihre alten Anlagen weiterlaufen zu lassen und Emissionsrechte einzukaufen, da sie damit ihren Verpflichtungen nachkommen ohne die zukünftige Zertifikatsausstattung zu reduzieren. Der Anreiz zur Investition in emissionsärmere Anlagen wird dadurch reduziert.

11.2.4 Zuteilung auf die Anlagen

11.2.4.1 Berücksichtigung von frühen Maßnahmen (Early Action)

Es steht bereits fest, dass der Großteil der Emissionsrechte auf Basis einer Grandfathering-Regel zugeteilt wird.¹³⁵ Betrachten wir den Fall der Zuteilung auf Basis der historischen spezifischen Emissionen:

$$Z_i = \alpha \cdot \left(\frac{E_i^B}{X_i^B} \right) \cdot X_i^R \quad (11.2.1)$$

wobei Z_i die Emissionsrechte bezeichnet, die einer Anlage i jährlich zugeteilt werden, E_i^B den CO₂-Ausstoß der Anlage i im Basisjahr B beschreibt und X_i^B den Output im Basisjahr. X_i^R bezeichnet den Output im Jahr der Zertifikatzuteilung. Der Erfüllungsfaktor α wird exogen vom Regulator vorgegeben und kann erst berechnet werden, nachdem die Firmen die Emissionsinventare ihrer Anlagen beim Regulator eingereicht haben.

Von großer Bedeutung ist die Wahl des Basisjahres. Für die Festlegung des 'geeigneten' Basiszeitraums gibt es aber letztlich keine theoretisch eindeutige Lösung. Zwar beziehen sich die im Kyoto-Protokoll festgelegten nationalen Reduktionsziele auf das Basisjahr 1990. Das Bundesumweltministerium hat sich aber für den Basiszeitraum 2000-2002 entschieden, so

¹³⁴ Es sei daran erinnert, dass Allokationsregeln im Emissionshandel stets auf normativen Kriterien beruht, da mit jeder Anfangsallokation die kosteneffiziente Lösung realisiert wird.

¹³⁵ § 8 des Entwurfs zum TEHG: „Die Zuteilung kann sich an den durch den Tätigkeiten verursachten Emissionen vor Antragstellung oder an Emissionsstandards orientieren.“

dass¹³⁶

$$E_i^B = \frac{\sum_{t_0=2000}^{2002} E_i^t}{3} \quad (11.2.2)$$

Um zufällige Schwankungen in der Produktion und im Anlagenportfolio zu berücksichtigen basiert das Grandfathering auf den durchschnittlichen Emissionen eines längeren Zeitraums. Wird das Basis-Emissionsniveau auf Grundlage der Daten von 2000-2002 berechnet, so bleiben alle Maßnahmen zur Effizienzsteigerung und CO₂-Reduktion unberücksichtigt, die vor dem Jahr 2000 durchgeführt wurden. Durch eine solche Regelung würden Energieversorger benachteiligt, die ihren Kraftwerkspark bereits vor 2000 modernisiert haben. Zwar wird in §8 Abs. 4 des Entwurfs zum TEHG festgelegt, dass solche frühen Maßnahmen (*early action*) berücksichtigt werden sollen, ohne jedoch zu präzisieren wie dies zu geschehen habe. Es verdichten sich die Hinweise darauf, dass *early action* durch Benchmarking-Komponenten berücksichtigt werden soll:

$$Z_i = \alpha \cdot \left(\frac{E_i^B}{X_i^B} \right) \cdot X_i^R + \alpha \cdot Z_i^{EA} \quad (11.2.3)$$

mit

$$Z_i^{EA} = \sum_{t=1990}^{1999} (\hat{S}^t - S_i^t) \cdot X_i^t \quad (11.2.4)$$

wobei Z_i^{EA} die Zertifikate symbolisiert, die für *early action* vergeben werden, S_i^t die spezifischen Emissionen der Anlage i und \hat{S}^t die spezifischen Emissionen einer Referenzanlage gleichen Typs zum selben Zeitpunkt symbolisiert. Wie der Benchmark \hat{S}^t festgelegt werden soll, steht noch nicht fest. Zwei Optionen sind hierbei möglich:

- Des Regulierer gibt einen *Standard* vor: Für jede Anlage ist entweder eine Referenzanlage zu definieren oder auf Basis historischer Branchendurchschnitte für ähnliche Energieerzeugungsanlagen ein spezifischer Emissionsfaktor zu berechnen.
- Es gibt eine *Einzelfallprüfung*: Das Unternehmen muss dann nachweisen, dass eine Modernisierungsmaßnahme oder eine Investitionsentscheidung für eine effizientere Anlage nicht aus reinen Kostengründen erfolgt ist, sondern vor dem Hintergrund der umweltpolitischen Unternehmensziele und der Erwartung einer zukünftigen Preisregulierung von CO₂-Emissionen.

Wahrscheinlich ist ein Hybrid-System: Zunächst wird ein Standard vorgegeben und gleichzeitig den Unternehmen das Recht erteilt, einen alternativen Standard zu begründen. Einsetzen von (11.2.2) und (11.2.4) in (11.2.3) ergibt

¹³⁶ Hierfür werden meist zwei Begründungen angegeben: a) Für 1990 liegen keine zuverlässigen Emissionsinventare vor. Diese Aussage hat sich aber als nicht haltbar herausgestellt. Begründung b): Erst seit der Liberalisierung bewegen sich alle EVU in einem vergleichbaren Wettbewerbsumfeld. Aktionen vor der Liberalisierung sind daher nicht relevant.

$$Z_i = \alpha \cdot \frac{1}{3} \cdot \sum_{t=2000}^{2002} \frac{E_i^t}{X_i^t} \cdot X_i^R + \alpha \cdot \sum_{t=1990}^{1999} (\hat{S}_i^t - S_i^t) \cdot X_i^t \quad (11.2.5)$$

11.2.4.2 Allokation bei KWK-Anlagen

Bei der gleichzeitigen Produktion und Nutzung von Strom und Wärme durch Kraftwärmekopplungsanlagen werden gegenüber dem Referenzfall - der getrennten Herstellung von Strom und Wärme - Energieträger eingespart und damit Emissionen vermieden. Basieren aber die einer KWK-Anlage zugeteilten Zertifikate nur auf deren Emissionsausstoß im Basisjahr, so werden die Emissionsreduktionen gegenüber der getrennten Erzeugung von Wärme und Strom nicht honoriert, weil Teile des Wärmemarktes nicht in den Emissionshandel integriert sind. Ohne eine Sonderregelung würden KWK-Anlagen benachteiligt, da die Umstellung der ungekoppelten Wärmeerzeugung von Prozesswärme auf die Produktion in einer KWK-Anlage oder die Erhöhung der Fernwärmeauskopplung aus einem Heizkraftwerk zu erhöhtem Brennstoffeinsatz führen. Nach § 8 Abs. 4 des Entwurfs zum TEHG soll die klimaschonende Wirkung der Kraftwärmekopplung bei der Zertifikatezuteilung berücksichtigt werden, wobei nicht näher spezifiziert wird, wie dies zu geschehen habe.

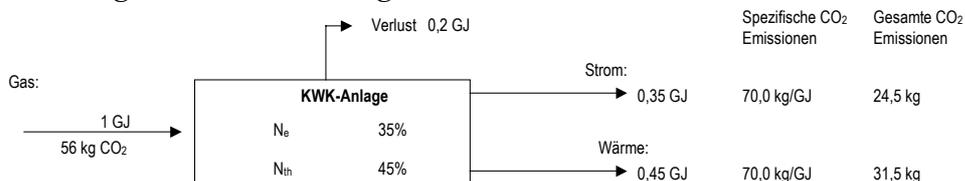
Es gibt nun zwei grundsätzliche Ansätze, wie der Wärmeanteil berücksichtigt werden kann:

- Option 1: Es wird berechnet, welcher Anteil des eingesetzten Brennstoffs auf die Wärmeerzeugung entfällt. Die damit verbundenen Emissionen werden von der Zertifikatepflicht freigestellt.
- Option 2: Eine *Baseline* für die aus dem KWK-Prozess ausgekoppelte Wärme wird festgelegt. Die Baseline wird mit der realen KWK-Situation verglichen und die eingesparten Emissionen werden von den messbaren Gesamtemissionen der KWK-Anlage abgezogen.

Option 1: Berechnung des Wärmeanteils der Emissionen

Mit welchen Verfahren die Zuordnung der jeweiligen Brennstoffanteile erfolgen soll, steht noch nicht fest. Das grundsätzliche Vorgehen wird in Abbildung 11.2.2 illustriert.

Abbildung 11.2.2: Berechnung des CO₂-Anteils von Wärme und Strom im KWK-Prozess



Betrachtet wird ein KWK-Erdgas-Kraftwerk, in dem mit einem Input von 1 GJ Erdgas 0,35 GJ Strom und 0,45 GJ Fernwärme erzeugt werden. Der Verlust beträgt 0,2 GJ, d.h. die Anlage hat einen Gesamtwirkungsgrad von 80%. Zwar ist bekannt, wie viel die Anlage insgesamt an Emissionen generiert, da es sich aber um einen Kuppelproduktprozess handelt, ist nicht klar, welcher Emissionsanteil der Wärmeproduktion und welcher der Stromerzeugung zuzuordnen ist. Wie in Kapitel 2.3 bereits erwähnt, entsteht bei Kuppelprodukten ein Zuordnungsproblem, das auch in der Theorie nur auf der Basis normativen Regeln gelöst werden

kann. Folgenden Zuordnungsregeln haben sich in der derzeitigen Diskussion herauskristallisiert:

a) Niederländisches Modell

Nach dem niederländischen Modell (vgl. KPMG 2003) entspricht der Anteil, der auf die Wärme entfällt, dem Quotienten aus dem Wärmeeffizienzgrad und dem Gesamtwirkungsgrad:

$$\text{Wärmequotient} = \frac{n_{th}}{n_{el} + n_{th}} \quad (11.2.6)$$

wobei n_{th} den Wirkungsgrad der Wärmeproduktion beschreibt und n_{el} jenen der Stromproduktion. Die Anteile werden mit den gesamten CO₂-Emissionen der Anlage multipliziert, die sich durch Multiplikation der eingesetzten Gasmenge mit dem erdgasspezifischen CO₂-Faktor berechnen. Um schließlich zu den spezifischen Emissionen der Wärmeproduktion zu kommen, wird dieser Wert durch die Wärmemenge geteilt:

$$\frac{E_{th}}{X_{th}} = \frac{\frac{n_{th}}{n_{el} + n_{th}} \cdot K \cdot \kappa}{X_{th}} \quad (11.2.7)$$

wobei E_{th} die Emissionen bezeichnet, die auf die Wärmeproduktion X_{th} entfallen, K die eingesetzte Brennstoffmenge und κ den brennstoffspezifischen CO₂-Faktor beschreibt.

Da nun $X_{th} = n_{th} \cdot K$ ergibt sich nach Umformung

$$\frac{E_{th}}{X_{th}} = \frac{\kappa}{n_{el} + n_{th}} \quad (11.2.8)$$

D.h. zur Berechnung der spezifischen Emissionen der Wärmeerzeugung ist allein der Gesamtwirkungsgrad der Anlage erforderlich. Da dasselbe auch für die Stromerzeugung gilt, haben Strom und Wärme dieselben spezifischen Emissionen. Die absoluten CO₂-Mengen unterscheiden sich jedoch. Sie betragen für Wärme 31,5 kg CO₂ pro GJ Erdgaseinsatz ($0,45/0,8 \cdot 56 \text{ kg CO}_2 / \text{GJ}$) und 24,5 kg für Strom. Bei einer KWK-Anlage müssten dann nur für jene Emissionen, die auf den Stromanteil entfallen (hier 24,5 kg CO₂), Emissionsrechte gehalten werden. Bezeichne E_{el+th} die Gesamtemissionen einer KWK-Anlage und E_{KWK} die Emissionen der Anlage, die für die Berechnung der Emissionsrechte relevant sind, dann gilt

$$E_{KWK} = E_{el+th} - E_{th} = K \cdot \kappa - S_{th} \cdot X_{th} \quad (11.2.9)$$

oder durch Einsetzen von (11.2.8) in (11.2.9) :

$$E_{KWK} = \kappa \left(K - \frac{X_{th}}{n_{el} + n_{th}} \right) \quad (11.2.10)$$

und die spezifischen Emissionen der Stromproduktion im KWK-Prozess:

$$S_{KWK} = E_{KWK} / X_{el} = \kappa \left(K - \frac{X_{th}}{n_{el} + n_{th}} \right) / X_{el} = \frac{\kappa}{n_{el} + n_{th}} \quad (11.2.11)$$

Beim Grandfathering auf Basis spezifischer Emissionen berechnen sich die einer KWK-Anlage zugeteilten Emissionsrechte folglich mit

$$Z_{KWK} = \alpha \cdot \left(\frac{E_{KWK}^B}{X_{el}^B} \right) \cdot X^R = \alpha \cdot \frac{\kappa}{n_{el} + n_{th}} \cdot X_{el}^R \quad (11.2.12)$$

Um den organisatorischen Aufwand zur Berechnung des Brennstoffaufwands für die Wärmeauskopplung zu begrenzen, wird vom VKU ein Benchmark-Verfahren vorgeschlagen:

$$K_{th} = X_{th} \cdot \hat{\beta} \quad (11.2.13)$$

wobei K_{th} die erforderliche Brennstoffmenge für die KWK-Wärmemenge bezeichnet und $\hat{\beta}$ einen Standard-Primärenergiefaktor. Die Menge der KWK-Emissionen, für die Zertifikate gehalten werden müssen, entspricht dann

$$E_{KWK} = \kappa(K - K_{th}) = \kappa(K - X_{th} \cdot \beta)$$

Der Standard $\hat{\beta}$ wird vom Regulierer vorgegeben. Dieses Vorgehen vereinfacht zwar die Berechnungen erheblich, macht aber nur dann Sinn wenn die KWK-Anlagen sehr homogen sind.

b) Berechnung der Stromverlustkennzahl

Da die Kosten der Fernwärmeerzeugung davon abhängt, wie hoch der für die Wärmeproduktion erforderliche Brennstoffeinsatz veranschlagt wird, war es auch früher schon erforderlich den Brennstoffbedarf für KWK-Wärme zu berechnen. Bei vielen Energieversorgern geschah dies über die Berechnung der sogenannten Stromverlustkennzahl.

Betrachten wir eine KWK-Anlage mit der durch Einsatz von 1 GJ Brennstoffeinsatz ca. 0,35 GJ Strom und 0,45 GJ Wärme produziert werden. Wenn der Strom in einem reinen Stromkraftwerk mit einem Wirkungsgrad von 40% produziert würde, erhielte man mit dem Einsatz von 1 GJ Brennstoff 0,40 GJ Strom. Der Stromverlust aufgrund der Wärmeauskopplung von 0,45 GJ Wärme beträgt daher 0,05 GJ Strom (Stromverlustkennzahl). Wenn man diesen Stromverlust mit dem Wirkungsgrad des Stromkraftwerks multipliziert, erhält man den Brennstoffbedarf, der für die getrennte Erzeugung von 0,05 GJ Strom erforderlich wäre, nämlich 0,125 GJ. Nach dieser Berechnung benötigt man für die Produktion von 0,45 JG Wärme Brennstoffe in Höhe von 0,125 GJ. Das Problem bei diesem Vorgehen: Die Wärmeerzeugung hätte dann einen Wirkungsgrad von $0,45/0,125 = 3,6$ also von 360 Prozent, was physikalischer Unsinn ist. Dieses Verfahren hat es aber den Firmen ermöglicht, die Fernwärme künstlich billig zu rechnen.

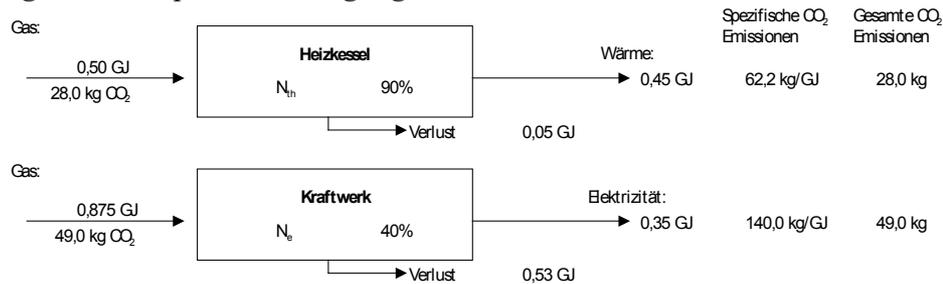
Option 2: Vergleich mit Baseline oder Benchmark

Die Referenzsituation zur Produktion in der KWK-Anlage, ist die getrennte Erzeugung von Strom und Wärme, so dass sich die Baseline-Emissionen E^0 berechnen mit

$$E_{el+th}^0 \equiv E_{el}^0 + E_{th}^0 = S_{el}^0 \cdot X_{el} + S_{th}^0 \cdot X_{th} \quad (11.2.14)$$

wobei S_{el}^0 und S_{th}^0 die spezifischen CO₂-Emissionen für die separate Strom- und Wärmeproduktion bezeichnen. X_{el} bezeichnet den in der KWK-Anlage produzierten Strom ab Kraftwerksklemme und X_{th} die ausgekoppelte Wärmemenge. Dies ist in Abbildung 11.2.4 illustriert, wo dieselben Mengen an Strom und Wärme erzeugt werden wie im obigen KWK-Prozess (0,45 GJ Wärme und 0,35 GJ Strom), jedoch in getrennten Anlagen. Der hierfür benötigte Brennstoffeinsatz beläuft sich auf insgesamt 1,375 GJ und die Gesamtemissionen auf 77 kg CO₂, sie liegen also um 21 kg höher als im KWK-Prozess.

Abbildung 11.2.4: Separate Erzeugung von Strom und Wärme



Die Frage ist nun aber, wie S_{el}^0 und S_{th}^0 berechnet werden, d.h. welche Anlagen also als Referenz dienen. Für die Festlegung der kontrafaktischen Referenzsituation gibt es zwei Möglichkeiten:

a) Benchmark

Der Regulierer gibt jeweils einen Standard für die Wärmeerzeugung und die Stromerzeugung vor, die auf der Basis von Branchendurchschnitten berechnet wurden. Der Betreiber der KWK-Anlage erhalte dann Emissionsrechte in Höhe von

$$Z^{KWK} = \alpha \cdot (\hat{S}_{el}^t \cdot X_{el} + \hat{S}_{th}^t \cdot X_{th}) \quad (11.2.15)$$

wobei \hat{S}_{el}^t und \hat{S}_{th}^t den vom Regulierer vorgegebenen Standards entspricht (in Abbildung 11.2.4 wären dies jeweils 62,2 kg und 140 kg CO₂ pro GJ).

b) Anlagenspezifische Baseline

Es muss festgelegt werden, wer die Abnehmer der Wärme sind und woher diese Abnehmer die Wärme im Referenzfall beziehen würden. Im Fall von Stadtwerken, wäre die Referenzsituation für die ausgekoppelte Fernwärme meist die Erzeugung der Wärme in Heizkesseln bei den privaten Haushalten oder durch dezentrale BHKW. Dann berechnet sich die Baseline

$$E^0 = E_{el}^0 + E_{th}^0 = S_{el}^0 \cdot X_{el} + S_{th}^0 \cdot X_{th}(1 - \mu) \quad (11.2.16)$$

wobei μ den Anteil des Wärmeverlustes beim Transport vom Kraftwerk bis zum Kunden bezeichnet. Die der KWK-Anlage zugeteilten Emissionsrechte betragen dann

$$Z_{KWK} = \alpha \cdot E^{0,B} = \alpha \cdot (S_{el}^{0,B} \cdot X_{el}^R + S_{th}^{0,B} \cdot X_{th}^R(1 - \mu)) \quad (11.2.17)$$

wobei das Superskript B das Basisjahr bezeichnet und 0 die Baseline-Situation. Wenn der Regulator keine Standards vorgibt, liegt die Nachweispflicht bei den Firmen, die einen Anreiz haben, S_{th}^0 möglichst hoch und μ möglichst niedrig auszuweisen.

Early Action:

Betrachten wir folgenden Fall, der in der Praxis die Regel ist: Ein EVU hat bis 1994 Strom mit Kohle produziert und gleichzeitig Fernwärme ausgekoppelt. Aus Umweltschutzgründen und in Erwartung zukünftiger CO₂-Besteuerung wurde dann auf GuD-Anlagen mit Wärmeauskopplung umgestellt.

Bei Option 1 berechnen sich die Zertifikate für Early Action wie folgt: (11.2.12) in (11.2.5) ergibt:

$$Z_{KWK}^{EA} = \sum_{t=1990}^{1998} \left(\hat{S}_{el}^t - \kappa(B^t - \frac{X_{th}^t}{n_{el} + n_{th}}) / X_{el}^t \right) \cdot X_{el}^t \quad (11.2.18)$$

Bei Option 2: Einsetzen von (11.2.16) in (11.2.5) ergibt:

$$Z_{KWK}^{EA} = \sum_{t=1990}^{1998} \left(E_{el}^{t,0} + E_{th}^{t,0} - E_{el+th}^t \right) = \sum_{t=1990}^{1998} \left(S_{el}^{0,B} \cdot X_{el}^R + S_{th}^{0,B} \cdot X_{th}^R (1 - \mu) - E_{el+th}^t \right) \quad (11.2.19)$$

Auch für die Early Action ist es im Interesse der Firmen S_{th}^0 und S_{el}^0 sowie ein niedriges μ nachzuweisen.

Wie im CDM muss auch hier eine kontrafaktische Baseline-Situation festgelegt werden. In der Referenzsituation hätte die Wärme entweder durch Heizkessel beim Kunden oder aber durch ein zentrales Heizkraftwerk bereitgestellt werden können. Man muss wissen, welches Heizkraftwerk mit welchem Wirkungsgrad gebaut worden wäre oder mit welcher Technologie die Kunden ihre Häuser und Betriebe dezentral geheizt hätten. Im Unterschied zum CDM bezieht sich die Baseline aber auf einen Zustand in der Vergangenheit. D.h., werden die Benchmarks durch historische Durchschnitte berechnet, führt dies nicht zu strategischen Anpassungen der Firmen. Darüber hinaus lassen sich, im Gegensatz zum CDM, Kontrollgruppen identifizieren. So wären die Heizanlagen in Stadtteilen, wo eine Fernwärmelieferung nicht lohnt eine gute Kontrollgruppe für die über Fernwärme beheizten Wohnungen.

11.2.4.3 Emissionsrechte für Neuanlagen

Der Betreiber einer Anlage, die nach 2005 in Betrieb genommen wird und die keine alte Bestandsanlage ersetzt oder auf andere Weise kostenlos zugeteilte Emissionsrechte erlangen kann, gilt als Neuemittent innerhalb des Emissionshandelssystems. Bezüglich der Zertifikatezuteilung für Neuanlagen ergeben sich folgende Optionen:

1. Keine kostenlose Zuteilung:

Emissionsrechten für Neuanlagen müssen auf dem Markt erworben werden oder eine spezielle Reserve für Neuanlagen wird auktioniert.

2. Kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten für Neuanlagen

a) Nach geschätztem zukünftigen Bedarf

$$Z_{NA}^t = S_{NA}^t \cdot \hat{X}_i^t$$

wobei Z_{NA}^t die der Neuanlage zugeteilten Zertifikate, S_{NA}^t deren Emissionsintensität bezeichnet und \hat{X}_i^t dem geschätzten zukünftigen Output entspricht. In diesem Fall wäre eine Ex-post-Korrektur des Outputniveaus erforderlich. Außerdem werden Anlagen, die kurz vor Beginn des Emissionshandels in Betrieb gegangen sind, benachteiligt, da auf diese der Erfüllungsfaktor angewandt wird.

b) Nach geschätztem Bedarf multipliziert mit dem Erfüllungsfaktor

$$Z_{NA}^t = \alpha \cdot S_{NA}^t \cdot X_i^t$$

Diese Regelung würde Neuanlagen gegenüber den alten Bestandsanlagen benachteiligen.

c) Nach Benchmark ohne Erfüllungsfaktor

$$Z_{NA}^t = (\hat{S}_{NA}^t - S_{NA}^t) \cdot X_i^t \quad (11.2.20)$$

wobei \hat{S}_{NA}^t dem Benchmark für Neuanlagen entspricht. In dieser Arbeit wurde ausführlich dargestellt, wie schwierig es ist, die richtige Referenzanlage zu bestimmen bzw. einen geeigneten Benchmark festzulegen.

d) nach Durchschnittsbenchmark multipliziert mit dem Erfüllungsfaktor

$$Z_{NA}^t = \alpha \cdot \hat{S}_{NA}^t \cdot X_i^t$$

Soll eine kostenlose Zuteilung der Anfangsausstattung garantiert werden, muss eine Reserve an Emissionsrechten für Neuanlagen gehalten werden, wofür eine Prognose der Anlagen- und Emissionsentwicklung erforderlich ist. Allerdings können die Prognosefehler ex post korrigiert werden, da überzählige Zertifikate in der nächsten Periode an die Bestandsanlagen verteilt werden können, so dass das Emissionsziel nicht verfehlt wird.

11.2.4.4 Emissionsrechte für stillgelegte Anlagen und Ersatzanlagen

Derzeit gibt es noch keine rechtssichere Definition, was genau eine Anlagenstilllegung ist und was mit den zugeteilten Emissionsrechten nach Stilllegung der Anlage geschieht. Folgende Szenarien sind im Gespräch: Nach einer Stilllegung

- (a) müssen die bereits ausgegebenen Emissionsrechte sofort zurückgegeben werden;
- (b) werden bis Ende 2007 alle zugeteilten Emissionsrechte an den Betreiber ausgegeben;
- (c) dürfen bereits zugeteilte Zertifikate nur für das laufende Jahr benutzt werden, nicht für die Folgejahre;
- (d) ist die Beibehaltung der Emissionsrechte daran gebunden, ob eine *Ersatzanlage* geschaffen wird.

Kapazitätserweiterungen innerhalb einer Anlage werden wie Neuanlagen behandelt, wobei nur der Erweiterungsteil als Neuanlage gilt. Hingegen ist für *Ersatzanlagen* noch keine eindeutige Definition vorgelegt worden. Wenn es möglich ist, Emissionsrechte für eine Altanlage, auf eine neue Ersatzanlage zu übertragen, dann haben die Firmen einen Anreiz, jede Neuanlage als Ersatzanlage anzumelden. In diesem Zusammenhang ergeben sich folgende noch unbeantwortete Fragen bezüglich der Anlagennachfolge:

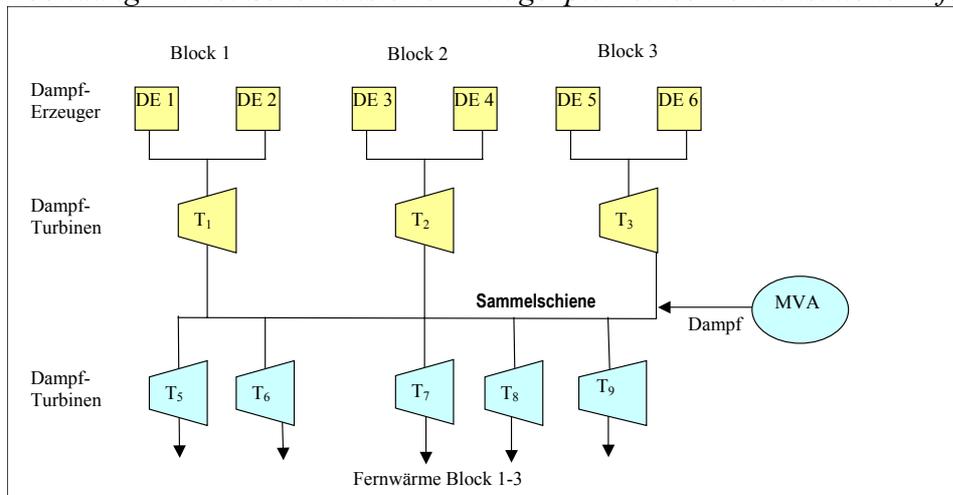
- Was geschieht, wenn die Anlage technologisch nicht mit der alten Anlage vergleichbar ist? Ein Beispiel hierfür wäre der Fall, dass ein EVU einen Kohleblock stilllegt und stattdessen einen großen Windkraftpark betreibt.
- Welcher Zeitraum darf zwischen dem Abschalten einer alten Anlage und der Inbetriebnahme der neuen Anlage vergehen?
- Kann die Ersatzanlage an einem anderen Standort stehen? Wie weit darf der neue Standort geografisch vom alten Standort entfernt sein?
- Was geschieht, wenn sich die Kapazität der neuen von der alten Anlage unterscheidet?

Für die Beantwortung dieser Fragen ist die Definition des Anlagenbegriffs von zentraler Bedeutung.

11.2.4.5 Anlagendefinition: Fallbeispiel Kondensationskraftwerk

Sehr oft ist es technisch nicht möglich, einzelnen Anlagen eindeutige Emissionswerte zuzuordnen. Abbildung 11.2.6 zeigt den stark vereinfachten Anlagenplan eines klassischen Kondensationsdampfkraftwerks, wie es in den 90er Jahren dem Stand der Technik entsprach. Die Dampferzeuger produzieren den Dampf zum Antrieb von Generatoren. Bis zu dieser Stelle kann der Brennstoffeinsatz in den Dampferzeugern eindeutig der Stromerzeugung in den vier Turbinen zugeordnet werden.

Abbildung 11.2.6: Schematisierter Anlagenplan eines Kondensationskraftwerks



Legende: DE=Dampferzeuger, El=Strom, FW=Fernwärme, MVA=Müllverbrennungsanlage
Quelle: Eigenen Darstellung

Das Problem ist nun Folgendes: Der Restdampf aus den vier Turbinen wird in eine sogenannte Sammelschiene geleitet. Mit diesem Dampf werden 5 weitere Turbinen betrieben. Die verbleibende Wärme wird in das Fernwärmenetz eingespeist. Wegen der Sammelschienen kann nicht eindeutig zugeordnet werden, welche Brennstoffe auf die jeweiligen Turbinen entfallen, so dass sich auch keine spezifischen Emissionen für die einzelnen Anlagen ermitteln lassen, wie es für die Inventarisierung im Rahmen des Emissionshandels erforderlich wäre. Dies wäre kein Problem, wenn es sich bei den Anlagen um identische Technologien mit homogenem Brennstoffeinsatz handeln würde. Tatsächlich werden aber die Blöcke in der Praxis mit sehr unterschiedlichen Brennstoffen befeuert, neben Kohle auch mit Braunkohlstaub, Braunkohlekoks, Öl zum Zünden, mit Klärschlamm oder gar mit Tiermehl. Diese Brennstoffe haben höchst unterschiedliche CO₂-Werte.¹³⁷

Die ausgekoppelte Fernwärme kann unmöglich einzelnen Dampferzeugern und Turbinen zugeordnet werden und damit auch nicht den Brennstoffen. Daher liegen Daten zur Fernwärme nur für das Aggregat der Blöcke vor. Eine Berechnung der KWK-Emissionen mit

¹³⁷ Für diese Brennstoffe wären für die Emissionsinventare höchst unterschiedliche Emissionsfaktoren anzuwenden. In der Vergangenheit wurde aber der Brennstoffaufwand beim Einsatz anderer Brennstoffe als Kohle immer in SKE-Einheiten angegeben. Eine nachträgliche Berechnung der Heizwerte der tatsächlich eingesetzten Stoffe wäre wenn überhaupt nur unter erheblichem Aufwand möglich.

Gleichung (11.2.11) lässt sich also nicht realisieren, weil der anlagenspezifische Brennstoffeinsatz nicht bekannt ist. Wenn nun einzelne Turbinen durch effizientere ersetzt werden, sind die damit erzielten Emissionsreduktionen nicht eindeutig berechenbar. Dies wäre aber für die Berücksichtigung als *Early Action* erforderlich.

Teilweise wird zur Stromerzeugung der Abdampf von Müllverbrennungsanlagen eingesetzt, die im Rahmen des EU-Emissionshandels nicht berücksichtigt werden. Daher wäre der eingesetzte Dampf aus der MVA buchhalterisch emissionsfrei.

Wenn nun einzelnen Blöcke oder Turbinen innerhalb der Blöcke stillgelegt werden und durch andere Anlagen außerhalb des Kraftwerks ersetzt werden, ist es nicht möglich einen Referenz-Emissionsintensität für die Ersatzanlage zu berechnen. Es gibt dann nur zwei Möglichkeiten: Entweder die durchschnittliche Emissionsintensität aller Blöcke A-D wird als Benchmark genommen oder ein externer Benchmark wird für die Ersatzanlage definiert.

11.2.5 Benchmarking

Die obige Diskussion hat gezeigt, dass auch für den EU-Emissionshandels die Festlegung von Benchmarks im Rahmen der Zertifikatzuteilung erforderlich ist: Für Neuanlagen, Ersatzanlagen und Maßnahmen vor dem Basisjahr (*Early Action*). Nachdem in dieser Arbeit aufgezeigt wurde, wie schwierig es ist, geeignete Benchmarks festzulegen, wird im Folgenden nochmals kurz skizziert, wie dies im EERH gelöst werden soll.

In der Begründung des Bundesumweltministeriums zum TEHG (BMU 2003 c) heißt es „*Bezugsgrößen für die Zuteilung können entweder die Emissionen der Anlage vor Antragstellung (grandfathering) oder Emissionsstandards (benchmarks) sein. (...) Im letzteren Fall würden für die Zuteilung Benchmarks für Emissionen pro von der Anlage produzierter Einheit entwickelt. Diese können sich entweder aus dem Branchendurchschnitt oder nach einem objektiven Maßstab, etwa dem der besten verfügbaren Techniken, ergeben. Benchmarks könnten je nach Homogenität der Branche branchen- oder anlagenspezifisch entwickelt werden. Möglich wäre auch eine Zuteilung aufgrund eines Mischverfahrens aus grandfathering und benchmarks.*“ (Ebd., S. 13).

In Bezug auf Neuanlagen heißt es weiter:

„*Möglich ist hier, Neuzugänge und Erweiterungen bei Inbetriebnahme mit Berechtigungen nach Maßgabe der Zuteilungsregelungen für Altanlagen auszustatten. Im Rahmen des gesetzgeberischen Gestaltungsspielraumes läge aber auch, Neuzugänge gesteigerten Effizianzforderungen, etwa einem anspruchsvollerem benchmark zu unterwerfen.*“

Benchmarks werden von Seiten der Behörden zwar präferiert, eine Konkretisierung der Bewertungsmaßstäbe für Benchmarks wurde aber noch nicht vorgelegt.

Der Verband der Elektrizitätswirtschaft (VDEW 2003) weist darauf hin, dass ein Branchendurchschnitts-Benchmark den Bestandsschutz für Altanlagen unterläuft, da einzelne Anlagen ihre Betriebsgenehmigung verlieren könnten. Ein brennstoffspezifischer Benchmark wiederum „vernachlässigt betriebstechnische Faktoren, die Einfluss auf die Effizienz einer Anlage nehmen, und wird dem Anspruch der Vergleichbarkeit nicht gerecht.“ (Ebd. S.4) Wird

dies berücksichtigt, wäre nach betriebstechnischen Gesichtspunkten eine detaillierte Clusterung von Anlagentypen erforderlich.

Die Herleitung geeigneter Benchmarks für einzelne Anlagen, setzt einen hohen Grad an Homogenität in der jeweiligen Anlagenklasse voraus. Benchmarks, die auf Basis durchschnittlicher Emissionsintensitäten in einer Branche berechnet werden, setzen die technologische und strukturelle Homogenität der Branchenunternehmen voraus. Daher ist es erforderlich die Anlagenkategorien zu clustern

Eine detaillierte Clusterung der Anlagentypen und die Definition eines Benchmarks für jedes Cluster würde einen enormen bürokratischen Aufwand bedeuten. Es ist davon auszugehen, dass für mehrere hundert Technologieklassen Benchmarks definiert werden müssten. Eine sehr detaillierte Clusterung würde auch dazu führen, dass die Anreizwirkungen in Richtung emissionsarme Primärenergien reduziert wird.

In der Arbeitsgruppe Emissionshandel der Bundesregierung wird derzeit diskutiert, für die homogenen Sektoren Benchmarking-Verfahren und für heterogenen Branchen reine Grandfathering-Verfahren anzuwenden. Im Sommer 2003 führte das Bundesumweltministerium (BMU) unter den vom Emissionshandel betroffenen Großunternehmen und Verbänden eine Umfrage zum Thema "Benchmarking von Treibhausgasemissionen" durch. Danach befürwortet allein die Zementindustrie eine Zuordnung der Emissionsrechte auf Basis eines Benchmarking-Verfahrens. Die übrigen Unternehmen und Verbände halten eine Benchmark-Lösung allenfalls in einzelnen Bereichen wie der Energieerzeugung für praktikabel, für die meisten Bereiche wird ein Benchmarking aber als zu komplex erachtet.¹³⁸

11.3 Erfahrungen in anderen CO₂-Emissionshandelssystemen

11.3.1.1 Das britische Emissionshandelssystem

Das britische Emissionshandelssystem (EHS) gilt weltweit als das erste CO₂e-Handelssystem und wurde im März 2002 mit einer Auktionierung der Reduktionskredite eröffnet, an der 34 Unternehmen teilnahmen. Geboten wurden Emissionsminderungen in Höhe von rund 4,8 Mio. Tonnen CO₂. Schließlich wurden 4,0 Mio. Tonnen zu einem sehr hohen Gleichgewichtspreis von 53,37 britischen Pfund pro Tonne CO₂ auktioniert (Klemmerer et al. 2002 : 24). Im britischen EHS gibt es drei Klassen von Teilnehmern:

1. *Direct participants*: Emittenten mit festen Emissionsauflagen¹³⁹
2. *Agreement participants*: Emittenten, die eine freiwillige Selbstverpflichtung zur Reduktion ihrer absoluten oder *spezifischen* CO₂-Emissionen eingegangen sind und weitere Reduktionen unter dieses Niveau als Reduktionskredite am Markt verkaufen können.¹⁴⁰

3. *Project Participants*: Emittenten, die konkrete Emissionsminderungs-Projekte wie KWK-Maßnahmen durchführen. Die gegenüber der Projekt-Baseline erzielten Emissionsminderungen können als Reduktionskredite verkauft werden.

Es handelt sich also um ein Mischsystem, das nicht geschlossen ist und sowohl Cap-and-trade-Elemente als auch Baseline-and-credit-Elemente enthält. Die Baseline für Projekte wird von den Unternehmen angegeben. In der Regel wurde von den Behörden der Status-Quo als Baseline akzeptiert.

Interessanterweise können Energieversorgungsunternehmen nicht am Handel teilnehmen. Vielmehr werden ihre Emissionen anderen Branchen angerechnet. Diese müssen berechnen, wie viele *indirekte Emissionen* sie durch die Nutzung von Elektrizität und Wärme aus zentralen Kraftwerken generieren. Es ist offensichtlich, dass dies mit all jenen Problemen verbunden ist, die auch im CDM auftreten. Man versucht die Berechnungen zu vereinfachen, indem indirekte Emissionen aus Elektrizitätsnutzung nur berücksichtigt werden, wenn ein bestimmtes *size threshold* überschritten wird.

Zusätzliche Komplexität entsteht dadurch, dass die absoluten Reduktionskredite der *direct participants* mit den spezifischen Emissionsreduktionen der *agreement participants* verrechnet werden dürfen. Damit dies nicht zur Verfehlung des nationalen Reduktionsziels führt, wurde ein sogenanntes Gateway-System eingeführt wonach eine Verrechnung nur möglich ist solange mehr Reduktionskredite von den *direct participants* an die *agreement participants* fließen als umgekehrt. Das britische System übertrifft in Bezug auf Komplexität und Bürokratie den CDM bei Weitem.

11.3.1.2 Das dänische Emissionshandelssystem

Während im britischen EHS keine Energieversorger aufgenommen wurden, sind diese die einzigen Teilnehmer am dänischen EHS, das im Juni 2000 in Kraft trat. Der Handel ist auf öffentliche EVU beschränkt, die mehr als 100 000 Tonnen CO₂ pro Jahr emittieren, womit sich der Teilnehmerkreis auf nur 8 Unternehmen reduziert. Indirekte Effekte auf nicht beteiligte Unternehmen werden allerdings nicht erfasst. Durch KWK-Maßnahmen eingesparte Emissionen bleiben unberücksichtigt. Das kostenlose Grandfathering der Emissionsrechte basiert auf den Emissionen der Jahre 1994-1998. Für Neuemittenten wurde eine Reserve vorgehalten. Die Strafgebühr für Zielüberschreitungen beträgt nur 5\$ pro Tonne CO₂. Im ersten Jahr konnte kein Handel zwischen den 8 Teilnehmern beobachtet werden. Im zweiten Jahr gab es einzelne bilaterale Transaktionen.

¹³⁸ Unveröffentlichte Auswertung der BMU-Umfrage vom Sommer 2003 bezüglich der Definition geeigneter Benchmarks für die Zuteilung von Emissionsrechten durch das AGE-Sekretariats Berlin (G. Holtmeyer)

¹³⁹ Zunächst wird über ein Grandfathering-Verfahren auf Basis der Emissionen der Jahre 1998 bis 2000 ein Referenzwert festgelegt. Reduktionen unter diesem Referenzwert werden kreditiert. Gehandelt werden dann schließlich nicht Emissionsrechte, sondern Reduktionskredite. Überschreitet ein Unternehmen seinen Referenzwert, muss es Reduktionskredite kaufen.

¹⁴⁰ Mit ihrer Selbstverpflichtung erwerben sich die Unternehmen das Recht auf Minderung ihrer Energiesteuerschuld um 80%. Es handelt sich also um eine Subventionierung von Emissionsreduktionen.

11.4 Fazit

In allen existierenden und geplanten Emissionshandelssystemen müssen ähnliche Fragestellungen wie im CDM gelöst werden:

- Erfolgt die Zertifikatszuteilung auf die Branchen unter Berücksichtigung der voraussichtlichen Emissionsentwicklung und Kostenbelastung, muss eine Baseline festgelegt werden und die Vermeidungskosten der Firmen müssen bekannt sein.
- Für die Berücksichtigung von *Early Actions* ist die Festlegung eines Baseline-Szenarios oder die Definition eines exogenen Benchmarks erforderlich.
- Für Neuanlagen muss ein Benchmark festgelegt werden. Für den Reservefond muss die zukünftige Anlagen- und Emissionsentwicklung geschätzt werden.
- Die Firmen fürchten, dass Vermeidungsmaßnahmen zu anspruchsvolleren Benchmarks in der Zukunft führen, wodurch der Anreiz zur Investition in emissionsärmere Anlagen reduziert wird.
- Da bei allen EHS nur ein Teil der Emittenten beteiligt ist, müssen indirekte Effekte außerhalb der Systemgrenzen berücksichtigt werden.
- Aufgrund von Kuppelprodukten wie im Bereich Kraft-Wärme-Kopplung, ist eine eindeutige Zuordnung von Emissionen und Emissionsreduktionen nicht möglich.
- Branchen, deren Emissionen nicht explizit gedeckelt sind, werden teilweise über Baseline-and-credit-Projekte in den Handel integriert.

Insgesamt ist die Unsicherheit bei den diskutierten Emissionshandelssystemen trotz der genannten Probleme niedriger als im CDM. Bei der Bewertung des CDM sollte aber berücksichtigt werden, dass alle realistischen Alternativen ebenfalls mit erheblichen Unsicherheiten verbunden sind.

12 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In dieser Arbeit wurde untersucht, welche Fragen bei der Evaluierung eines Klimaschutzprojekts im Rahmen des Clean Development Mechanism zu beantworten sind, welche Methoden hierfür zur Verfügung stehen und wie hoch das Fehlerpotential bei den Berechnungen ist. Desweiteren wurde analysiert, welche langfristigen Anreize für Entwicklungsländer durch die Regeln des CDM-Regimes gegeben werden. Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse als Antworten auf die in Kapitel 1 formulierten Forschungsfragen zusammengefasst.

Welche grundsätzlichen Methoden zur Ermittlung der Projekt-Baseline und zur Quantifizierung der indirekten Emissionseffekte stehen zur Verfügung? Welche dieser Methoden eignen sich für welche Projekttypen?

Für die Evaluierung eines Klimaschutzprojekts ist es erforderlich, eine kontrafaktische Baseline zu bestimmen und die wechselseitigen Interdependenzen mit der Welt außerhalb des Projektstandorts zu identifizieren und zu quantifizieren. Für diese Aufgaben kann nur zum Teil auf Methoden zurückgegriffen werden, die in der (entwicklungs-) ökonomischen Literatur vorgeschlagen werden und in der Praxis der Projektevaluierung Anwendung finden. Gegenüber Entwicklungsprojekten und anderen Klimaschutzprojekten weisen CDM-Projekte eine Reihe von Besonderheiten auf:

An die Evaluierung von CDM-Projekten müssen strengere Kriterien angelegt werden als die Bewertungskriterien für Entwicklungsprojekte internationaler Organisationen. Da die Evaluierungsergebnisse als Bemessungsgrundlage für die Zuteilung der Emissionskredite dienen, müssen sie juristisch einklagbar sein. Die Evaluierungsmethoden und Berechnungsvorschriften müssen den Charakter verbindlicher und weltweit einheitlicher Regeln haben, da es zu juristischen Klagen benachteiligter Investoren kommen würde, wenn ähnliche Projekte mit unterschiedlichen Methoden bewertet würden. Alle Annahmen und Algorithmen müssen transparent und die Ergebnisse nachvollziehbar sein, was insbesondere bei hochkomplexen Gleichgewichts- und Technologiemoellen schwierig ist. Die Anforderungen an den Evaluierungsprozess sind im CDM strenger als die Kriterien, die für die Evaluierung von Entwicklungsprojekten internationaler Organisationen herangezogen werden. Jede Tonne CO₂-Äquivalente, die als Reduktion anerkannt wird, ist für die Firmen bares Geld. Sie haben daher einen sehr starken Anreiz, eine höhere Emissions-Baseline vorzutäuschen. Der Zertifizierer muss deshalb alle von den Firmen angegebenen Daten sorgfältig auf Plausibilität prüfen.

Bewertungen von Klimaschutzmaßnahmen und Prognosen bezüglich der Emissionsentwicklung werden bislang meist von Forschungsinstituten durchgeführt. Auf viele Methoden, die in diesen Forschungsarbeiten Anwendung finden, kann ein Zertifizierer im CDM aus folgenden Gründen nicht zurückgreifen:

1. Im CDM können meist keine geeigneten Kontrollgruppen identifiziert werden, da alle Akteure mit vergleichbarer Struktur dieselben Anreize haben, ein Projekt durchzuführen.
2. Im CDM reicht es nicht aus, eine Bandbreite möglicher Realisationen anzugeben. Der Zertifizierer muss eine fixe Zahl benennen und diese eventuell vor Gericht verteidigen.

3. Die Projektbeteiligten haben im CDM einen höheren Anreiz, Daten zurückzuhalten oder zu manipulieren.¹⁴¹
4. Wenn die Investitionsentscheidung eines Akteurs prognostiziert werden soll, ist es nicht das Ziel, die tatsächliche Entwicklung der Entscheidungsvariablen zu prognostizieren. Vielmehr müssen die nicht-beobachtbaren Erwartungen des Projektentwicklers bezüglich der Entwicklung dieser Größen geschätzt werden.

Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, welche Evaluierungsmethoden sich für die jeweiligen Projekttypen eignen. Hierzu wurde eine internationale Expertenbefragung durchgeführt und die Erfahrungen mit Projektevaluierungen und Prognosen im Energie- und Verkehrssektor ausgewertet. Die Umfrageergebnisse und die Fallanalysen lassen aber keine allgemeine Aussage bezüglich der Vorteilhaftigkeit einzelner Methoden zu. Die Eignung einer Methode hängt vom spezifischen Kontext des Projekts, von der Projektgröße, von der Datenverfügbarkeit, von der Struktur der Branche und von einer Vielzahl weiterer Größen ab. Wie anhand der Fallbeispiele illustriert wurde, ist eine Begrenzung auf einzelne Baseline-Methoden wie Benchmarking oder Technologiematrizen für eine Projektevaluierung nicht ausreichend, da die damit verbundenen Fehlerpotentiale zu hoch sind. Grundbaustein jeder Evaluierung sollte daher eine Simulation der Investitionsentscheidung sein, die auf einer möglichst detaillierten Darstellung der Entscheidungsprobleme der beteiligten Firmen und Individuen basiert. Damit die Kosten der Evaluierung nicht zu hoch werden, kann bei der Investitionssimulation auf standardisierte Elemente wie Benchmark-Daten zurückgegriffen werden. Eine Ex-ante-Evaluierung eines Projekts könnte z.B. wie folgt aussehen: Die Projektentwickler berechnen auf der Basis eines Handbuchs die Baseline und die indirekten Effekte des Projekts, die Zertifizierer prüfen die Plausibilität dieser Berechnungen. Dabei können die von den Projektentwicklern angegebenen Parameterwerte und Prognosen mit Benchmark-Daten, Ergebnissen aus Simulationen, anderen Projektstudien usw. verglichen werden. Technologiematrizen können den Zertifizierer bei der Plausibilitätsprüfung unterstützen, sind für sich allein genommen aber nicht ausreichend.

Können die Emissionsreduktionen eindeutig den Projekten zugeordnet werden und welche Zuordnungsregeln sind sinnvoll?

Werden gleichzeitig mehrere CDM-Projekte durchgeführt, die auf derselben Wertschöpfungskette liegen und/oder über physische Ströme miteinander verknüpft sind, so kann der Zertifizierer den Teil der Emissionsreduktionen, der in Kapitel 2.3 als Interaktionsterm bezeichnet wurde, den Projekten nicht ursächlich zuordnen. Strukturell handelt es sich um ein Problem wechselseitiger externer Effekte, da das Projekt einer Firma das Potential einer anderen Firma zur Produktion von Reduktionskrediten mindert. Der Zertifizierer muss entscheiden, welchem Projekt welcher Anteil des Interaktionsterms angerechnet werden soll. Damit diese empirisch durchaus relevanten Mengen nicht willkürlich zugeteilt werden, wurde auf der Basis des Kriteriums der Kosteneffizienz eine Zuteilungsregel für den Interaktions-

¹⁴¹ Grundsätzlich existiert das Problem strategischer Antworten natürlich für eine Vielzahl von wissenschaftlichen Erhebungen (z.B. bei Befragungen zur Konjunkturentwicklung oder bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften für Kollektivgüter). Der monetäre Anreiz zum Lügen dürfte aber im CDM vergleichsweise stärker ausgeprägt sein.

term hergeleitet. Die Firmen realisieren die gewinnmaximierende Allokation des sozialen Planers, wenn der Zertifizierer die nicht zuordenbaren Emissionsreduktionen nicht zertifiziert. Das soziale Optimum wird auch dann realisiert, wenn den Firmen ein Teil des Interaktionsterms zugewiesen wird und gleichzeitig eine monetäre Steuer erhoben wird, die zur Berücksichtigung der Externalität in den Gewinnfunktionen der privaten Firmen führt. Da die Zuordnung des Interaktionsterms aber nur auf Basis normativer Überlegungen möglich ist, wurde ein Mechanismus vorgeschlagen, der keine normativen Kriterien voraussetzt. Danach besteuert der Regulator die Firmen lässt sie aber gleichzeitig aushandeln, wer welchen Anteil des Interaktionsterms erhält. Im Falle des Scheiterns der Verhandlungen bekommt keine Firma einen Anteil am Interaktionsterm angerechnet. Dieser einfache Mechanismus führt zur Realisierung des sozialen Optimums. Die vorliegende Arbeit bietet damit die erste Analyse und konkreten Lösungsvorschläge zum Zuordnungsproblem im CDM.

Welche Arten von Unsicherheit gibt es bei der Evaluierung von CDM-Projekten und welche Methoden eignen sich zur Ermittlung und Darstellung dieser Unsicherheit?

Bei der Evaluierung von CDM-Projekten wird der Zertifizierer mit unterschiedlichen Arten von Unsicherheiten konfrontiert. In Kapitel 6 wurde eine Taxonomie von Unsicherheitstypen aufgestellt und argumentiert, dass es bei der Projektevaluierung neben prinzipiell reduzierbarem Unwissen (wie Unsicherheit in den Daten) auch nicht-reduzierbares Unwissen aufgrund von Komplexität, genotypischer Neuheit und wegen der zeitlichen und räumlichen Offenheit des betrachteten Systems gibt. Eine vollkommen exakte Berechnung der Emissionsreduktionen ist daher nicht einmal theoretisch möglich.

Die zur Darstellung der Fehlerpotentiale verfügbaren Methoden wurden in Kapitel 6 beschrieben. Es zeigte sich bei der Auswertung der Erfahrungen, die mit CDM-Pilotprojekten und anderen Baseline-and-credit-Systemen gemacht wurden, dass die verschiedenen Methoden zur Darstellung der Unsicherheit in der Praxis nur unzureichend angewandt wurden. Auch in der akademischen Literatur zur Ermittlung der Lebenszyklusemissionen von Produkten und Prozessen werden Unsicherheitspotentiale nur unzureichend dargestellt. In den Protokollen zur Klimarahmenkonvention findet sich wiederholt der Vorschlag, die Unsicherheit solle wenn möglich durch Konfidenzintervalle angegeben werden. Eine Fokussierung auf Kennzahlen der induktiven Statistik birgt allerdings die Gefahr, dass eine wissenschaftliche Exaktheit vorgetäuscht wird, die auf Basis der vorliegenden Informationen nicht gegeben ist. Qualitative Beschreibungen der Unsicherheit, Szenariobäume und Bewertungen der Unsicherheit durch Punkteskalen haben oft eine höhere Aussagekraft als Teststatistiken.

Wie groß sind die Fehlerpotentiale bei der Berechnung der Emissionsreduktionen?

Fehler bei der Baseline-Berechnung:

Das Fehlerpotential bei der Berechnung der Emissions-Baseline kann durchaus weit über hundert Prozent betragen. So variierten die Baseline-Szenarien in den ausgewerteten Fallstudien der Kapitel 7 und 8 um bis zu 300%. Bemerkenswert ist, dass in allen angeführten Studien, die Unsicherheit über 25% liegt. Der Grund für diese hohe Unsicherheit, ist im Charakter der diskreten Entscheidungssituation zu sehen. Ein Investor entscheidet im Referenzfall nicht über ein Emissionsniveau, sondern über eine Technologie. Die Investitionsentscheidung

hängt von einer Vielzahl ökonomischer aber auch nicht-ökonomischer Größen ab, die in Kapitel 3 und in den Fallbeispielen herausgearbeitet wurden. Da sich viele der für den CDM interessanten Projekte an der Schwelle zur Wirtschaftlichkeit befinden, führen kleine Fehleinschätzungen bezüglich einzelner entscheidungsrelevanter Parameter, zu erheblichen Fehlern bei der Baseline-Berechnung. Verschätzt man sich beispielsweise bei den Finanzierungskosten einer Firma um wenige Prozent, kann dies in einer völlig falschen Baseline-Prognose münden. Kleine Unterschiede bei der zur Verfügung stehenden Informationsmenge oder die nicht beobachtbaren Präferenzen eines Vorstandsvorsitzenden können darüber entscheiden, ob ein Unternehmen sich im Referenzfall für ein CO₂-neutrales Holzkraftwerk oder einen weiteren emissionsintensiven Kohleblock entscheidet.

Messfehler gleichen sich oft mit zunehmender Anzahl der Messungen im Mittel aus. Im CDM ist dies aber nicht der Fall. Projekte, für die eine zu niedrige Baseline berechnet wurde, verlieren teilweise ihre Rentabilität und werden nicht mehr durchgeführt während andererseits Projekte, für die eine zu hohe Baseline berechnet wurde, immer durchgeführt werden. Ein Bias zur Überschätzung der Emissionsreduktionen ist die Folge. Um die Anrechnung von Scheinreduktionen zu minimieren, wird oft gefordert, die Baseline solle möglichst konservativ ausgelegt werden, d.h. die Methoden, die zur niedrigsten Baseline führen, sollen Anwendung finden. Damit werden aber viele CDM-Projekte gar nicht erst realisiert werden.

Fehler durch Nicht-Berücksichtigung indirekter Effekte:

Die Unsicherheit bei der Ermittlung der indirekten Emissionseffekte eines CDM-Projekts ist wesentlich niedriger als die Unsicherheit bei der Baseline-Berechnung. Im Bereich fossiler Kraftwerke liegt das maximale Fehlerpotential, wenn indirekte Emissionen überhaupt nicht berücksichtigt werden, in einer Größenordnung von 2-20%. Da aber indirekte Emissionen sowohl im Baseline-Fall als auch im Projektfall entstehen, belaufen sich die möglichen Fehler in den betrachteten Beispielen auch bei völliger Vernachlässigung der indirekten Effekte auf unter 10%. Werden zumindest grobe Prozesskettenanalysen durchgeführt, reduziert sich die Unsicherheit entsprechend. Der Ergebnisbeitrag der indirekten Emissionen ist bei Transportprojekten wesentlich höher als bei Energieprojekten. So kann bei Treibstoffwechselprojekten der Anteil der vor- und nachgelagerten CO₂-Emissionen mehr als ein Viertel der Gesamtemissionen betragen, der Anteil der indirekten Methanemissionen beläuft sich auf über 90%. Berechnungen mit Gleichgewichtsmodellen zeigen, dass die Energiepreise durch die Summe aller CDM-Projekte in einem Land wie Indien um über 30% sinken können. Die Unsicherheiten bezüglich der Preiseffekte und der dadurch induzierten Auswirkungen auf andere Sektoren konnten nicht quantifiziert werden.

Lassen sich grundsätzliche Aussagen darüber machen, welche Projekttypen aufgrund eines niedrigeren Fehlerpotentials bei der Evaluierung zu bevorzugen sind?

Wie in Kapitel 7 gezeigt wurde, ist die Unsicherheit bei Umrüstungsprojekten im Energiesektor tendenziell niedriger als beim Bau von Neuanlagen zur Schaffung zusätzlicher Kapazitäten. Eine Begrenzung des CDM auf Modernisierungsprojekte bestehender Anlagen birgt aber die Gefahr, dass sinnvolle Stilllegungen unterbleiben und der Wechsel auf eine langfristig effizientere Energieerzeugungsstruktur verzögert wird. Im Verkehrssektor ist die

Unsicherheit der Baseline-Berechnung gerade dort am höchsten, wo die kostengünstigsten Vermeidungspotentiale vorliegen: Bei Projekten, die auf eine Beeinflussung der Verkehrsnachfrage abzielen. Aus den in dieser Arbeit betrachteten Fallbeispielen lässt sich die weit verbreitete Annahme, dass die Unsicherheit der Baseline-Berechnung bei Transportprojekten wesentlich größer wäre als bei Projekten im Energiesektor, nicht bestätigen. Vor diesem Hintergrund und in Anbetracht des hohen und wachsenden Beitrags des Verkehrssektors zu den Gesamtemissionen der Entwicklungsländer, wird eine weitere Prüfung der Optionen für CDM-Aktivitäten im Verkehrssektor dringend empfohlen.

Welche Auswirkungen haben die Regeln des CDM auf das langfristige Verhalten der Akteure in Entwicklungsländern?

In Kapitel 3 wurde gezeigt, dass Prognoseinstrumente, mit denen die Baseline eines Projekts bestimmt werden kann, überwiegend auf der Auswertung historischer Daten beruhen. Dies ist insbesondere bei Durchschnitts-Benchmarks und Trendextrapolationen der Fall. Diese Methoden resultieren langfristig in einer *endogenen Absenkung der Emissionsbaseline* bzw. einer Steigerung des als Standard betrachteten technologischen Niveaus. Je mehr CDM-Projekte die Firmen heute durchführen, desto höher wird der Benchmark für zukünftige Projekte sein. Da die Firmen dies antizipieren, berücksichtigen sie bei der langfristigen Optimierung ihrer Investitionspläne den negativen Effekt heutiger Projekte auf zukünftige Projekte, reduzieren ihre Vermeidungsaktivitäten und realisieren daher nicht den *First-best* Vermeidungspfad eines sozialen Planers, der über vollkommene Information verfügt. Diese Abweichung vom *first best* sinkt aber mit der Anzahl der Firmen, deren Daten in die Berechnung der Baseline eingehen. Der Baseline-Regel-Effekt ist folglich am stärksten wenn eine monopolistische Branchenstruktur vorliegt. Bei Baseline-Methoden, die nicht auf Vergangenheitsdaten beruhen, wie z.B. Revelationsmechanismen, tritt dieser Effekt nicht auf. Jedoch wurde in Kapitel 3 gezeigt, dass praktikable Revelationsmechanismen für den CDM noch nicht existieren.

In Kapitel 10.1 wurde zunächst die ‚Ausverkaufs-These‘ untersucht, die besagt, dass aus Sicht der Entwicklungsländer eine Teilnahme am CDM langfristige Nachteile mit sich bringe, da Vermeidungspotentiale zu niedrigen Kosten an Industriestaaten verkauft würden und später nicht mehr zur Verfügung stünden wenn eigene Reduktionsauflagen zu erfüllen seien. Es wurde in einem einfachen Modell gezeigt, dass ein Aufsparen von Vermeidungsoptionen für spätere Klimaregime nicht rational ist, weil Vermeidungspotentiale zum Einen nicht den Charakter einer erschöpfbaren Ressource haben, sondern erneuerbar sind und zum Anderen der Verlust an Vermeidungsoptionen bei langfristig veräußerten Projekten durch vertragliche Regelungen kompensiert werden kann, so dass sich die Projektdurchführung immer für alle Beteiligten lohnt.

In Kapitel 10.2 wurde dann aber im Rahmen eines dynamischen Kontrollmodells gezeigt, dass es in Erwartung eines zukünftigen weltweiten Emissionshandelsregimes trotzdem rational sein kann, während des CDM-Regimes auf die Durchführung von CDM-Projekten zu verzichten. Das zentrale Argument war die Überlegung, dass die Zuteilung zukünftiger Emissionsrechte auf der prognostizierten Baseline eines Entwicklungslandes beruht und dass das berechnete Baseline-Emissionsniveau umso niedriger ausfällt, desto weniger das Land in der Vergangenheit emittiert hat und desto höher der zum Zeitpunkt des Regimewechsels beob-

achtbare Bestand an Erfahrungswissen über Vermeidungsoptionen und Technologien war. Die numerische Analyse ergab aufgrund unzureichender Datenlage keine robusten Hinweise darauf, wie stark dieser Effekt sein könnte. Die Größe des Effekts hängt stark von den nicht-beobachtbaren Erwartungen der Akteure bezüglich der Regeln des Post-CDM-Regimes ab. Da sich diese Erwartungen per Definition auf einen Zeitraum beziehen, für den keine vertraglichen Regelungen vorliegen, können diese Erwartungen auch nicht durch vertragliche Abmachungen gelenkt werden.

Nach meiner Einschätzung wird der negative Effekt der CDM-Teilnahme auf die zukünftige Zertifikatezuteilung durch das Einkommen während der CDM-Periode und die Reduktion der Vermeidungskosten aufgrund des akkumulierten Erfahrungswissens mehr als kompensiert.

Wie hoch sind die im CDM auftretenden Probleme bei der Projektevaluierung im Vergleich zu alternativen Instrumenten wie dem internationalen Handel mit Emissionsrechten zu bewerten?

In einem geschlossenen Cap-and-trade-System ist eine Berechnung der Baseline und der indirekten Effekte eines Projekts nicht erforderlich und es gibt keine Zuordnungsprobleme. In Kapitel 11 wurde jedoch aufgezeigt, dass in allen real existierenden und geplanten Emissionshandelssystemen dieselben Bewertungs- und Zuordnungsprobleme bestehen wie im CDM, da diese Systeme nicht geschlossen sind, meist Baseline-and-credit-Elemente enthalten und es folglich zu indirekten Effekte in Sektoren jenseits der Systemgrenzen kommt. Im Energiesektor treten Zuordnungsprobleme insbesondere im Bereich der Kraftwärmekopplung auf. Desweiteren basiert die Zuteilung der Zertifikate meist auf Grandfathering-Regeln. Langfristige strategische Effekte, wie sie für den CDM identifiziert wurden, gelten daher auch für Cap-and-trade Systeme, da die Zuteilung weiterer Emissionsrechte nach Ablauf einer Vertragsperiode auf der Auswertung historischer Daten beruht. Basiert aber die den Entwicklungsländern zugewiesene Zertifikatenumenge auf ihrem Baseline-Emissionspfad, so würde das Baseline-Problem nur verlagert, da die Unsicherheit bei der Festlegung einer nationale Makro-Baseline genauso hoch ist wie für jene auf Projektebene. Bei einer Auktionierung der Zertifikate würden diese Effekte zwar nicht auftreten; auf internationaler Ebene ist aber ein Auktionsverfahren unrealistisch.

Aufgrund der enormen Informationsasymmetrien und strategischen Anreize im CDM ist zu befürchten, dass sich ein riesiger Behördenapparat für die Projektevaluierung und Zertifizierung herausbildet, der die Projektabwicklung verzögert und die Effizienzgewinne des Handels übermäßig reduziert. Vor diesem Hintergrund sollte die Option einer Pigou-Steuer für Entwicklungsländer geprüft werden, da für eine Besteuerung weniger Informationen erforderlich sind als für CDM-Projekte. Eine zusätzliche Analyse dieser Art hätte den Rahmen der Arbeit gesprengt. Emissionssteuern werden von den Entwicklungsländern derzeit vehement abgelehnt, da sie im Gegensatz zu den Zertifikatslösungen zu einer höheren Kostenbelastung führen.

Politische Handlungsempfehlung: Learning-by-doing

Eine exakte Messung der Emissionsreduktionen und deren Zuordnung auf Projekte ist nicht einmal theoretisch möglich. Will man vorab alle noch offenen Fragen zur Projektevaluierung

klären, wird der CDM nie in Kraft treten. Sinnvoller wäre eine kontinuierliche Verbesserung des CDM in der Praxis. Zu Beginn des SO₂-Handels in den USA wurden die Vermeidungskosten der Firmen völlig überschätzt und folglich zu viele Zertifikate ausgegeben. Durch diese anfänglichen Fehler wurden aber viele Daten und Erfahrungen gesammelt, durch die das Handels- und Zuteilungssystem immer weiter verbessert werden konnte. Die in der Praxis gemachten Erfahrungen können nicht durch theoretische Analysen und Analogieschlüsse ersetzt werden. Es ist daher ratsam, die ersten CDM-Projekte möglichst bald freizugeben, auch wenn noch nicht alle Details abschließend geklärt sind. Eine Verlängerung der CDM-Pilotphase macht nur dann Sinn, wenn potentiellen privaten Investoren zugesichert wird, dass ihnen die zertifizierten Emissionsreduktionen zu Beginn der ersten Kyoto-Periode 2008 vollständig angerechnet werden. Wenn CO₂-Reduktionen aus CDM-Projekten bereits im Rahmen des 2005 beginnenden Emissionshandels der Europäischen Union angerechnet würden, könnten bis zum Beginn der ersten Kyoto-Vertragsperiode im Jahre 2008 bereits wertvolle Erfahrungen gesammelt werden.

13 Literatur

- ACEA (2000), Monitoring the New Car CO₂ Agreement between the European Union and ACEA. 1999 Progress Report; Informationspapier der ACEA
- Ardone, A. V. (1999), Entwicklung einzelstaatlicher und multinationaler Treibhausgas-minderungsstrategien für die Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von optimierenden Energie- und Stoffflussmodellen, Peter Lang Verlag
- Barrett, S. (1992), "Acceptable" Allocations of Tradable Carbon Emission Entitlements in a Global Warming Treaty and Transfer and Gains from Trading Carbon Emission Entitlements in A Global Warming Treaty, in: Combating Global Warming, Chapters 6+7, UNCTAD, New York, USA
- Begg, K. und S. Parkinson (2001), Initial Evaluation of Clean Development Mechanism-Type Projects in Developing Countries, Center for Environmental Strategy, University of Surrey, Guilford, UK
- Bernow, S., S. Kartha, M. Lazarus, T. Page (2001), Cleaner Generation, Free Riders, and Environmental Integrity: Clean Development Mechanism and the Power Sector, in: Climate Policy, Vol. 1, S. 229-249
- Bertram, I. G. (1996), Tradable Emissions Quotas, Technical Progress and Climate Change; in: Environment and Development Economics, Nr. 1, 1996, S. 465-487
- Beuermann, C., T. Langrock, H. Ott (2000), Evaluation of (non-sink) AII-Projects in Developing Countries (Ensadec), Wuppertal Paper No. 100, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy
- Birnbaum, K. U. und J. Linßen, M. Walbeck (2002), Synoptische Analyse vorliegender Studien in Bezug auf den Trend bzw. die Reduktionspotenziale von CO₂-Emissionen im Verkehr. Forschungszentrum Jülich, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung.
- BMU Bundesministerium für Umwelt (2003 a), Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz TEHG), Entwurf-Vorlage des BMU, am 3.9.2003 von der BMU-Arbeitsgruppe Z III 6 in die Ressortabstimmung eingebracht
- BMU Bundesministerium für Umwelt (2003 b), Verordnung zur Umsetzung der Emissionshandels-Richtlinie für Anlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz; Entwurfvorlage, von der BMU-Arbeitsgruppe AG IG II am 3.9.2003 in die Ressortabstimmung eingebracht.
- BMU Bundesministerium für Umwelt (2003 c), Begründung zum Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz TEHG), Entwurf des BMU, am 3.9.2003 von der BMU-Arbeitsgruppe Z III 6 in die Ressortabstimmung eingebracht.
- Bohm, P. (1994a), On the Feasibility of Joint Implementation of Carbon Emission Reductions, in: Amano, Akihiro (Hrsg.), Climate Change: Policy Instruments and their Implications, Proceedings of the Tsukuba Workshop of IPCC Working Group III

- Bohm, P. (1994b), Making Carbon Emission Quota Agreements More Efficient: Joint Implementation versus Quota Tradability, in: Klaassen, G. und F. Forsund (Hrsg.), *Economic Instruments for Air Pollution Control*, Kluwer Academic Publishers, S. 187-208
- Böhringer, C., K. Konrad, A. Löschl (2000), Carbon Taxes and Joint Implementation. An Applied General Equilibrium Analysis for Germany and India, ZEW Discussion Paper 00-45, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung, Mannheim
- Bosi, M. (2000), An Initial View on Methodologies for Emission Baselines: Electricity Generation Case Study, Information Paper, International Energy Agency, Paris
- Bosi, M. (2001), Fast-tracking Small CDM Projects: Implications for the Electricity Sector IEA Information Paper COM/ENV/EPOC/IEA/SLT(2001)12, Paris
- Bräuer, W., O. Kopp, R. Rösch (1999a), Ökonomische Aspekte internationaler Klimapolitik. Effizienzgewinne durch Joint Implementation mit China und Indien, Physica Verlag
- Bräuer, W. und O. Kopp (1999b), Indien als Gastland für Joint Implementation, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Nr. 3, 1999, S. 385-412
- Brealey, R. und S. C. Myers (2000), *Principles of Corporate Finance*, 6. Ausgabe, MacGraw-Hill
- Breitmeier, H. (1997), Klimawandel und Gerechtigkeit zwischen Nord und Süd: Schlechtes Gewissen der Industrieländer – Ruhekiten für die dritte Welt?, in: Brauch, H. G. Günther (Hrsg.), *Klimapolitik*, Springer
- Brosthaus, J., R. Kober, M. /Walbeck (1999), Energie- und Emissionsszenarien im Sektor Verkehr, in: Stein, G. und Wagner, H. F. (Hrsg.), *Das IKARUS-Projekt: Klimaschutz in Deutschland. Strategien für 2000-2020*, Springer, S.169- 189
- Bullard C. und A. Sebald (1988), Monte Carlo Sensitivity Analysis of Input-Output-Models, in: *Review of Economics and Statistics*, Vol. 70, Nr. 4, S. 708-712
- Buonanno, P. C. Carraro, M. Galeotti (2000), Endogenous Induced Technological Change and the Costs of Kyoto, Preliminary Working Paper presented at the 11th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE) in Southampton, UK, 28th June-30th June 2001, Climate Change Modelling and Policy Unit at Fondazione ENI Enrico Mattei
- Bürki, T. und Grütter Consulting (2001), Determination of Baselines under the CDM. Development of A Definition Including Cleaner Production Potentials And The Additionality Issue, Final Report prepared for State Secretariat for Economic Affairs, Switzerland. Grütter Consulting, Heldswill
- Button, K. (1996), *Transport Economics*, Cheltenham, Edward Elgar Publishing
- BVU, ifo, ITP und PLANCO (2001), Verkehrsprognose 2015 für die Verkehrswegeplanung, Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr , Bau- und Wohnungswesen (FE-Nr. 96.578/1999), Schlussbericht
- Cansier D. (1993), *Umweltökonomie*. UTB für Wissenschaft, Uni Taschenbücher 1749, Fischer-Verlag
- Callaway, J. M. und J. Fenhann, R. Gorham, W. Makundi, J. Sathaye (1999): *Economics of*

- Greenhouse Gas Limitations, Handbook Reports, Sectoral Assessments, UNEP UCCEE, Risø National Laboratory, Denmark
- Carter, L. (1997), Modalities of the Operationalisation of Additionality, Presentation at the International Workshop on Activities Implemented Jointly, Leipzig, Germany, March 5-6, 1997
- CCAP Centre for Clean Air Policy (1998), Growth Baselines: Reducing Emissions and Increasing Investment in Developing Countries, Washington
- CCAP Center for Clean Air Policy (1998b), Top-Down Baselines to Simplify Setting of Project Emission Baselines for JI & the CDM, Washington, June 1998
- CCAP Center for Clean Air Policy (1998c), Emission Caps and Methods to Quantify Project Emission Baselines, Discussion Paper for the JI Braintrust Meeting in Feb 18th-19th
- CCAP Center for Clean Air Policy (2000), Recommendations for the Development of Baseline Guidelines for Article 12 of the Kyoto Protocol to the UNFCCC, Center for Clean Air Policy, January 2000
- Coase, R. (1969), The Problem of Social Cost, in: Journal of Law and Economics, Vol. 3, S. 1-44
- Chomitz, K. (1998), Baselines for Greenhouse Gas Reductions: Problems, Precedents, Solutions, Washington, World Bank, Development Research Group
- Collamer, N. und A. Rose (2000), The Changing Role of Transaction Costs in the Evolution of Joint Implementation, in: International Environmental Affairs, Nr. S.274-288
- CONAM (1998), Mitigacion de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en el Peru, Energia, Transporte, Bosques, Informe Final
- Criqui, P. und L. Viguir (2000), Kyoto and Technology at World Level: Costs of CO₂ Reduction under Flexible Mechanisms and Technical Progress, in: International Journal of Global Energy Issues, Nr. 14, S. 155-168
- DeCanio, S. J. (1998), The efficiency paradox: bureaucratic and organisational barriers to profitable energy-saving investments, in: Energy Policy, Vol. 26, Nr. 5, S. 441-454
- Diekmann, J. und G. C. Goy, F. Wittke (1999), Die Rolle der erneuerbaren Energien, in: Stein, G. und H. F. Wagner (Hrsg.), Das IKARUS-Projekt: Klimaschutz in Deutschland. Strategien für 2000-2020, Springer, S. 84-107
- DIW, Öko-Institut und Fraunhofer ISI (2003), Nationaler Allokationsplan (NAP): Gesamtkonzept, Kriterien, Leitregeln und grundsätzliche Ausgestaltungsvarianten; Eckpunktepapier, erstellt von Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Öko-Institut, Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung
- Dixit, A. und R. S. Pindyck (1994), Investment under Uncertainty, Princeton.
- Dixon, L. und S. Garber (2000), Fighting Air Pollution in Southern California by Scrapping Old Vehicles
- Dresdner Bank (2003), Corporate Sustainability Services: CO₂-Zertifikatehandel und Dresdner Bank: Risikomanagement und Finanzierungsperspektiven, August 2003
- Dubash, N. (1994), Commoditizing Carbon: Social and Environmental Implications of Joint

- Implementation, in: Gosh, P. und J. Puri (1994), Joint Implementation of Climate Change Commitments, S. 51-83
- ECN Netherland Energy Research Foundation (1999), Potential and Costs of Clean Development Mechanism Options in the Energy Sector. Inventory of Options in Non-Annex I Countries to Reduce GHG Emissions
- Edmonds, J. A. , D. W. Barnes und M. Ton (1993), Carbon Coalitions – the Cost and Effectiveness of Energy Agreement to Alter Trajectories of Atmospheric Carbon Dioxide Emissions, mimeo, Pacific Northwest Laboratories, Washington DC.
- Ellerman, D. A. und A. Decaux, H. D. Jacoby (1998), The Effects on Development Countries of the Kyoto Protocol and CO₂ Emissions Trading, Policy Research Working Paper 2019, World Bank, Washington D.C.
- Ellerman, D. A. und A. Decaux (1998), Analysis of Post-Kyoto CO₂ Emissions Trading Using Marginal Abatement Curves, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Report Nr. 40, Cambridge MA
- Ellis, J. (1999), Experience with Emission Baselines under the AIJ Pilot Phase, OECD Information Paper, Paris
- Ellis, J. (2000), An Initial View on Methodologies for Emission Baselines: Cement Case Study, OECD Information Paper, Paris, June 2000
- Ellis, J. und M. Bosi (1999), Options for Project Emission Baselines, OECD/IEA Information Paper, Paris, October 1999
- Ellis, J. und Bosi, M. (2000), Implications of Multi-Project Emissions Baselines for CDM Projects - Examples from the Electricity Generation Sectors in Brazil and India, in: International Energy Agency, Emission Trading and The Clean Development Mechanism: Resource Transfers, Project Costs and Investment Incentives, IEA Information Paper
- EPA Environmental Protection Agency (1993), Guidance for the Implementation of Accelerated Retirement of Vehicles Program, US Environmental Protection Agency, Office of Mobil Sources, February 1993
- EPA Environmental Protection Agency (2001), Improving Air Quality with Economic Incentive Programs, US Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Doc. EPA-452/R-01-001
- Ernst Basler & Partners Ltd. (1999), Swiss-Czech Cooperation Project “Conversion of Heating Centers”, AIJ Simulation Study, Zollikon
- Europäische Kommission (2003 a), Richtlinie 2003/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (Stand: 18.03.2003)
- Europäische Kommission (2003 b), The EU Emissions Trading Scheme: How to Develop a National Allocation Plan; Non-Paper. 2nd meeting of Working 3Monitoring Mechanism Committee, Brüssel: Direktorat C der Europäischen Kommission
- Europäische Union (2003), Procedures for Accounting and Baselines for JI and CDM Projects. Final Report of the PROBASE project. EU 5th Framework Programme. Sub-

- programme: Energy, Environment and Sustainable Development, www.northsea.nl/jiq (Zugriff August 2003)
- Faber, M. und J. L. R. Proops (1993), Evolution, Time, Production and the Environment, 2. erweiterte Ausgabe, Springer
- Faber, M., R. Manstetten, J. L. R. Proops (1996), Ecological Economics. Concepts and Methods, Edward Elgar, Cheltenham
- Fahl, U. , D. Herrmann, A. Voß (1999), Energieumwandlungstechniken als Elemente in Minderungsstrategien energiebedingter Klimagasemissionen, in: Stein, G., Wagner, H. F. (Hrsg.), Das IKARUS-Projekt: Klimaschutz in Deutschland. Strategien für 2000-2020, Springer, S.63- 83
- Fichtner, W. (1999), Strategische Optionen der Energieversorger zur CO₂-Minderung, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Fichtner, W. , S. Graehl, O. Rentz (2001b), Baseline Setting Using Optimising Energy Models; Institute of Industrial Production, University of Karlsruhe, mimeo
- Fichtner, W., M. Goebelt, O. Rentz (2001), The Efficiency of International Cooperation in Mitigating Climate Change: Analysis of Joint Implementation, the Clean Development Mechanism and Emission Trading for the Federal Republic of Germany, the Russian Federation and Indonesia, in: Energy Policy Vol. 29 (2001), S. 817-830
- Fischedick, M. (2001), Vom Würfel zum Energiemodell, in: Langniß, O. und Pehnt, M., Energie im Wandel. Politik, Technik und Szenarien einer nachhaltigen Energiewirtschaft, Springer, S. 233 ff
- Fleissner, P. und W. Böhme, H. Brautzsch, J. Höhne, J. Siassi, K. Stark (1993), Input-Output-Analyse. Eine Einführung in Theorie und Anwendung, Springer
- Forschungszentrum Jülich (Hrsg.) (2002), Energieforschung in Deutschland. Aktueller Entwicklungsstand und Potenziale nichtnuklearer Energietechniken, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Energietechnik, Band 24
- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel, R. Dones, E. Zollinger (1996), Ökoinventare für Energiesysteme, 3. Auflage, Zürich
- Frischknecht, R., P. Gresch, G. Hörning (2001), Methoden der Bewertung von Umwelttechnik. Teil 1: Ökobilanzen, Vorlesungsskript ETH Zürich, Studiengang Umweltnaturwissenschaften
- Fudenberg, D. und J. Tirole (1998), Game Theory, Cambridge/Massachusetts, MIT Press
- Gamperl, J., R. Seifried, U. Strangmann (2001), Klimaschutz. Die Kyoto Instrumente ‚Clean Development Mechanism‘ und ‚Joint Implementation‘ und die mögliche Rolle von Banken bei ihrer Umsetzung, Materialien der Auslandsabteilung der Kreditanstalt für Wiederaufbau, Arbeitshilfen-Materialien-Diskussionsbeiträge Nr. 28, März 2001
- GEF (2000) Project Brief for the Project: Metro Manila Urban Transport, URL: http://www.gefweb.org/COUNCIL/GEF_C15/WP/PhilippinesMarikina.doc
- GoI Government of Indonesia (2001): Indonesia: The first National Communication on Climate Change Convention, Fundort: UNFCCC: Table of National Communications, Indonesia, <http://unfccc.int/resource/docs/natc/indonc1.pdf>

- Goldemberg, J und W. Reid (1999), Promoting Development While Limiting Greenhouse Gas Emissions: Trends and Baselines, United Nations Development Program, New York
- Goldemberg, J. (Hrsg.)(1998), The Clean Development Mechanism. Issues and Options, United Nations Development Program, New York
- GORI Government of the Republic of Indonesia (1998), Surabaya Integrated Transport Project (SITP). Study Report C2: Long term traffic and transport forecasts within the greater GKS area for alternative planning and development options, Government of the Republic of Indonesia, Ministry of Communication.
- Gosh, P. und J. Puri (1994), Joint Implementation of Climate Change Commitments, New Delhi, S. 13-34
- Goulder, L. und K. Mathai (2000), Optimal CO₂ Abatement in the Presence of Induced Technological Change, in: Journal of Environmental Economics and Management Vol. 39, S. 1-38
- Graehl, S., W. Fichtner, O. Rentz (2001), The Impact of Transaction Costs on Economic Efficiency of Project-based Flexible Instruments, Institute of Industrial Production, University of Karlsruhe, mimeo
- Gray, C. und J. Alson (1999), Ein Plädoyer für das Methanol-Auto, in: Spektrum der Wissenschaft, Dossier Nr.2 : Verkehr und Auto
- Grubb, M. (1999), The Kyoto Protocol: A Guide and Assessment, The Royal Institute of International Affairs, London, Earthscan
- Grubb, M. (2000), The Kyoto Protocol: An Economic Appraisal, Working Paper, 4/2000 Fondazione ENI Enrico Mattei, Mailand
- Grübler, A., N. Nakicenovic, D. G. Victor (1999), Dynamics of Energy Technologies and Global Change, in: Energy Policy , Vol. 27, S. 247-280
- GTZ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (1999), Angebot zur Durchführung des Vorhabens ‚Nachhaltige innerstädtische Verkehrssysteme in den Entwicklungsländern am Beispiel Surabaya‘, unveröffentlicht
- GTZ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (2000), Project Trial of Microbuses with CNG in Surabaya. Feasibility Study, Projektdokumentation, Eschborn
- GTZ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (2001), Sektorstudie: Mass Rapid Transport System in Entwicklungsländern, Arbeitspapier Nr.4/2001, Abteilung 44: Umweltmanagement, Wasser, Energie, Verkehr, Gesellschaft für technische Zusammenarbeit, Eschborn
- Gupta, S. und Bhandari, P. (2000), CDM and its Implications for Developing Countries, in: Michaelowa, A. und Dutschke, M. (Hrsg.), Climate Policy and Development: Flexible Instruments and Developing Countries, Edward Elgar, S. 80-90
- Hagem, C. (1996), Joint Implementation Under Asymmetric Information and Strategic Behaviour, in: Environmental and Resource Economics, Vol. 8, 1996, S. 431-447
- Hagler Bailly Services Inc. (2000), An Initial View on Methodologies for Emission Baselines: Case Study on Energy Efficiency, IEA/OECD Information Paper, Paris
- Haites, E., und F. Yamin (2000), The Clean Development Mechanism: Proposals for its

- Operation and Governance, in: Global Environmental Change No. 10 (2000), S. 27-45
- Halsnæs, K., A. Markandya, J. Sathaye (2001), Transport and the Global Environment: Accounting for GHG Reductions in Policy Analysis, UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment, Roskilde, Denmark
- Hamwey, R. und Szekely, F. (1998), Practical Approaches in the Energy Sector, in: United Nations Development Programme: Issues and Options - The Clean Development Mechanism, Advance Distribution Copy to Cop4 in Buenos Aires, 1999, S.121-143
- Hardgrave, T., N. Helme, I. Puhl (1998), Options for Simplifying Baseline Setting for Joint Implementation and the Clean Development Mechanism Projects, Center for Clean Air Policy, Washington DC
- Harmsen, R. und P. Kroon, J. R. Ybema, M. S. Jespersen, J. Jordal-Jorgensen (2003), International CO₂ Policy Benchmark for the Road Transport Sector. Results of a Pilot Study, ECN, mimeo
- Harrison, D., T. Schatzki, E. Haites, T. Wilson (2000), Critical Issues in International Greenhouse Gas Emissions Trading: Setting Baselines for Credit-Based Trading Programs-Lessons Learned from Relevant Experience, Palo Alto, CA, Electric Power Research Institute, 2000
- Heister, J. (1996), Towards a Methodology for Quantifying Greenhouse Gas Offsets from Joint Implementation Projects and Activities Implemented Jointly”, Draft Working Paper, Global Climate Change Unit, Global Environment Division, World Bank, Washington D.C.
- Heister, J. (1999), World Bank Research on Methodology for AIJ, JI, CDM Projects. Status Report, Carbon Offsets Team, Worldbank, February 1999
- Hölzer, O. (1997), Ansätze zur Analyse der Verkehrsmittelwahl und ihre mögliche Anwendung auf die Untersuchung einer neuen Straßenbahnlinie in Heidelberg, Diplomarbeit, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät der Universität Heidelberg
- Huijbregts, M. A. (1998a), Application of Uncertainty and Variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment, in: International Journal of LCA Vol. 3 (5), S. 273-280
- Huijbregts, M. A. (1998b), Application of Uncertainty and Variability in LCA. Part II: Dealing with Parameter Uncertainty and Uncertainty due to Choices in Life Cycle Assessment, in: International Journal of LCA, Vol. 3 (6), S. 343-351
- Hommel, U. und G. Pritsch (1999), Marktorientierte Investitionsbewertung mit dem Realloptionsansatz: Ein Implementierungsleitfaden für die Praxis
- IEA International Energy Agency (1998), World Energy Outlook, Paris
- IEA International Energy Agency (1999), An Assessment of Liability Rules for International GHG Emissions Trading. IEA Information Paper, Paris, IEA Energy and Environment Division
- IETA International Emissions Trading Association (2003), Greenhouse Gas Market 2003. Emerging but Fragmented, Genf: IETA Publikation
- INFRAS und IWW (1999), External Costs of Transport. Accident, Environmental and

- Congestion Costs in Western Europe, Paris, International Union of Railways
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2001a), Climate Change 2001. Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change UK, Cambridge University Press
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2000), Special Report on Emission Scenarios, <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission/> (Zugriff August 2003)
- IPCC International Panel on Climate Change (1995), Greenhouse Gas Inventory Workbook and Reporting Instructions, IPCC, Bracknell
- Janssen, J. (2000), (Self) Enforcement of Joint Implementation and Clean Development Mechanism Contracts, Working Paper Nota di Lavoro 14.99 Fondazione ENI Enrico Mattei (FEEM), Mailand
- Jevons (1891), The Theory of Political Economy, 5. Auflage, McMillan, London
- JIQ (2003), CERUPT First Round Table, in: Joint Implementation Quarterly, Vol. 9, Nr.1, S. 2
- JIRC (2000), Criteria and guidelines for baselines, Outcomes of the expert workshop, Amsterdam, January 17-19, 2000
- JIRC (2000b), Setting a Standard for JI and CDM: Recommendations on baselines and certification based on AIJ experience, Joint Implementation Registration Centre, Niederländisches Wirtschaftsministerium, Den Haag
- Jones, T. (1993), Operational Criteria for Joint Implementation, OECD/IEA International Conference on the Economics of Climate Change, 14-16 June, Paris, France, p.199-215
- Jotzo, F. und A. Michaelowa (2001), Estimating the CDM Market under the Bonn Agreement, Discussion Paper 145/2001, Hamburg Institute of International Economics
- Kamien, M. und N. Schwartz (1981), Dynamic Optimization. The Calculus of Variations and Optimal Control in Economics and Management North Holland
- Karp, L. und X. Lui (2000), The Clean Development Mechanism and its Controversies, Working Paper Nr. 903, March 2000, Department of Agriculture and Resource Economics, University of California, Berkley
- Klemmerer, P., B. Hillebrand und M. Bleuel (2002), Klimaschutz und Emissionshandel – Probleme und Perspektiven; RWI-Papiere Nr. 82, Essen: Rheinische-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung
- Kelly, C., S. Kolar, C. Leining, M. Margolick (2000), Caribbean Benchmarks: A Regional Approach to Establishing Baselines under the Clean Development Mechanism, Washington, Center for Clean Air Policy
- Kilka, M. (1995): Realloptionen: Optionspreistheoretische Ansätze bei Investitionsentscheidungen unter Unsicherheit, Frankfurt a. Main.
- Kopp, O. und W. Bräuer (1998), Entwicklungschancen und Umweltschutz durch Joint Implementation mit Indien, Arbeitspapier, Nr. 98-06, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung, Mannheim
- KPMG und Ecofys (2002), Allocation of CO Emission Allowances. Distribution of Emission Allowances in a European Emissions Trading Scheme, Informationsschrift des

Niederländischen Wirtschaftsministeriums

- Lahmeyer International (2003), Hessen-Tender: Initiative für den Ankauf von CO₂-Emissionsminderungen. Ergebnisbericht, Erstellt für das Hessische Ministerium für Umwelt von ERM Lahmeyer International GmbH
- Langrock, T., A. Michaelowa, S. Greiner (2000), Defining Investment Additionality for CDM Projects - Practical Approaches, HWWA Discussion Paper 106 (2000), Hamburg Institute of International Economics
- Larson, B. und A. Shah (1994), Global Tradable Carbon Permits, Participation Incentives and Transfers; in: Oxford Economic Papers, Vol. 46, S. 841-856
- Layard, R. und S. Glaister (1994), Cost-benefit Analysis, 2nd Edition, Cambridge University Press
- Lazarus, M., C. Heaps, D. Hill (1995), The SEI / UNEP Fuel Chain Project: Methods, Issues and Case Studies in Developing Countries, Working paper, Stockholm Environment Institute, Boston.
- Lazarus, M., S. Kartha, S. Bernow (2000), Key Issues in Benchmark Baselines for the CDM: Aggregation, Stringency, Cohorts, and Updating, Tellus Institute, Boston
- Lazarus, M., S. Kartha, M. Ruth, S. Bernow (1999), Evaluation of benchmarking as an approach for establishing Clean Development Mechanism baselines, Tellus Institute, Boston
- Lee, R., J. Kahn, G. Marland, M. Russel (1997), Understanding Concerns About Joint Implementation, Joint Institute for Energy and Environment, Knoxville
- Lenhard, H. (2000), Die Treffsicherheit handelbarer Umweltrechte zur Reduktion der spezifischen Kohlendioxidemissionen von Kraftfahrzeugen, IFO-Studien, Vol. 46, No.4, S. 417-449
- Leutzbach, W. (2000), Das Problem mit der Zukunft. Wie sicher sind Voraussagen, Alba, Düsseldorf
- Lewis, T. R. und D. E. M. Sappington, (1989a), Inflexible Rules in Incentive Problems, in: American Economic Review, Vol. 79, S. 69-84
- Lewis, T. R. und D. E. M. Sappington, (1989b), Countervailing Incentives in Agency Problems, in: Journal of Economic Theory, Vol. 49, S. 294-313
- Lines, M. (1997), Dynamics and Uncertainty, in: Folmer, H., Gabel, L., Opschoor, H. (Hrsg.): Principles of Environmental and Resource Economics, Edward Elgar Publishing
- MacCracken, C. N., S. H. Edmonds, S. H. Kim, R. D. Sands (1999), The Economics of the Kyoto Protocol, in: Weyant, J. (Hrsg.) (1999), The Costs of the Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation, in: Energy Journal, Special Issue, S. 25-71
- Magee, J. F. (1964): How to Use Decision Trees in Capital Investment; in: Harvard Business Review, Vol. 42, Nr. 5, S. 79-96
- Maggi, G. und A. Rodriguez-Clare (1995), On Countervailing Incentives, in: Journal of Economic Theory, Vol. 66, S. 238-263
- Maibach, M. (1995), Ökoinventar Transporte. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen und den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen,

- INFRAS, Zürich
- Marheineke, T. (2002), Lebenszyklusanalyse fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken, IER-Forschungsbericht Band 87, Universität Stuttgart
- Mas-Colell, A., M. D. Whinston, J. R. Green (1995), *Microeconomic Theory*, Oxford University Press
- Matsushashi, R., W. Chang, H. Ishitani (1999), A Study on Systems for a Clean Development Mechanism to Reduce CO₂ Emissions, in: *Environmental Economics and Policy Studies*, Nr. 2 (1999), S. 289-303
- Matsuo, N. (1999), Baseline as the critical Issue of CDM - possible pathway to standardisation, in: IGES, *For the Design of Effective Framework of Kyoto Mechanisms*, IGES-Paper, Japan, May 1999, S. 133-146
- Maurice, B., R. Frischknecht, V. Coelho-Schwartz, K. Hungerbühler (2000), Uncertainty Analysis in Life Cycle Inventory. Application to the Production of Electricity with French Coal Power Plants, in: *Journal of Cleaner Production* Vol.8 (2000), S. 95-108
- Maya, R. S. und J. Gupta (1996), Joint Implementation: Carbon Colonies or Business Opportunities? Weighing the Odds in an Information Vacuum, Kadoma, Southern Centre for Energy & Environment, Zimbabwe
- Mc Kibbin, W. M. T. Ross, R. Shackleton, P. J. Wilcoxon (1999), Emissions Trading, Capital Flows and the Kyoto Protocol, in: Weyant, J. (Hrsg.) (1999): *The Costs of the Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation*, in: *Energy Journal*, Special Issue, S. 287-333
- Meier, G. und P. Weiss (1990), *Modelle diskreter Entscheidung. Theorie und Anwendung in den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften*, Springer
- MHSPEN Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of the Netherlands (2001a), *Operational Guidelines for Baseline Studies, Validation, Monitoring and Verification of Clean Development Mechanism Project Activities*, Vol. 1: Introduction
- MHSPEN Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of the Netherlands (2001b), *Operational Guidelines for Baseline Studies, Validation, Monitoring and Verification of Clean Development Mechanism Project Activities*, Vol. 2a: Baseline Studies, Monitoring and Reporting
- MHSPEN Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of the Netherlands (2001c), *Operational Guidelines for Baseline Studies, Validation, Monitoring and Verification of Clean Development Mechanism Project Activities*, Vol. 2a: Baseline Studies for Specific Project Categories
- Michaelow, A. (1999), Review of Reports on Activities Implemented Jointly Under the Pilot Phase With a Specific Focus on Baseline and Additionality Issues: Lessons Learned and Recommendations Regarding Practical Options, Study commissioned by the UNFCCC secretariate, July 1999
- Michaelowa, A. (1997), *Internationale Kompensationsmöglichkeiten zur CO₂ Reduktion: Steuerliche Anreize und ordnungsrechtliche Maßnahmen*, Nomos Verlagsgesellschaft
- Michaelowa, A. (1998), Joint Implementation – the Baseline Issue. Economic and Political Aspects, in: *Global Environmental Change*, Vol. 8, Nr. 1, 1998, S. 81-92

- Michaelowa, A. (2000), Project-based Instruments: Economic Consequences of the Kyoto and Buenos Aires Framework and Options for Further Development, in: Brockmann, K. L. und M. Stronzik (Hrsg.), Flexible Mechanism for an Efficient Climate Policy. Cost Saving Policies and Business Opportunities, ZEW Economic Studies, Nr. 11, Mannheim, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung
- Millock, K. (2002), Technology transfers in the Clean Development Mechanism: an incentives issue, in: Environment and Development Economics, Vol. 7, S. 449-466
- Missfeldt, F., J. Painuly, L. Ringius, J. Turkson (2002), Baseline Determination: Conceptual Issues, Draft Version, UNEP Collaboration Center on Energy and Environment (UCCEE), Roskilde, Dänemark
- MoEAN (2000), Operational Guidelines for Baseline Studies, Validation, Monitoring and Verification of Joint Implementation Projects, Ministry of Economic Affairs of the Netherlands
- Morisugi, H. und Y. Hayashi (Hrsg.) (2000), International Comparison of Evaluation Process of Transport Projects. Special Issue of Transport Policy, Vol. 7, Nr. 1
- Moss, R. H. und S. H. Schneider (2000), Guidance Papers on the Cross Cutting Issues of the Third Assessment Report of the IPCC (Hrsg. Pachauri, R., Taniguchi, T. & Tanaka, K.), S. 33-51, World Meteorological Organisation., Genf
- NETL National Energy Technology Laboratory (2001), Greenhouse Gas Emission Reductions and Natural Gas Vehicles: A Resource Guide on Technology Options and Project Development, National Energy Technology Laboratory , Pittsburgh, PA, USA
- Nigge, K. M. (2000), Life Cycle Assessment of Natural Gas Vehicles. Development and Application of Side-Dependent Impact Indicators, Springer
- Nill, M. (2002), Ökobilanzen für Technologien im Bereich der erneuerbaren Energien, in: Hake, J.-Fr. und R. Eich, M. Kleemann, W. Pfaffenberger: Erneuerbare Energien: Ein Weg zu einer Nachhaltigen Entwicklung? Schriften des Forschungszentrums Jülich Band 22, Jülich 2002
- Nill, M. (2003), Die zukünftige Entwicklung von Stromerzeugungstechniken. Eine ökologische Analyse im Kontext technischer und ökonomischer Zusammenhänge, Dissertationsschrift, Technische Universität Hamburg-Harburg, mimeo
- OECD (2000), Environmentally Sustainable Transport: Futures Strategies and Best Practices, Guidelines for environmentally sustainable transport presented and endorsed at the international conference held from 4th to 6th October 2000 in Vienna, Austria. <http://www.oecd.org/env/ccst/est/currect/vienna2000/EST-Guidelines-Vienna.pdf>
- OECD und IEA (2000), Experience Curves for Energy Technology Policy, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), International Energy Agency (IEA)
- OECD und IEA (2000b), Emissions Baselines. Estimating the Unknown, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development
- Öko-Institut (2000), Wood Waste Power Plants in Zimbabwe as Option for CDM, Part 1:

- Options for Baselines and Methodological Issues Related to CDM, Darmstadt
- Olsen, K., J. Painuly und L. Nielsen (2000), Clean Development Mechanism and the Developing Countries Gains from Emissions Trading, mimeo
- Orthofer, R. und A. Nevyjel (1994), Literaturübersicht zum Thema Treibhauseffekt, Literaturbewertung im Auftrag des österreichischen Bundesministeriums für Umwelt, GZ 01 2943/6-I/7/94, <http://www.arcs.ac.at/publik/fulltext/THE/THE2.html> (Zugriff August 2003)
- Pachauri, R. (1998), Defining and Operationalizing the CDM, in: Goldemberg, J. (Hrsg.): The Clean Development Mechanism. Issues and Options, New York, United Nations Development Programme
- Parkinson, S., K. Begg, P. Bailey, T. Jackson (1998), Accounting and Accreditation of 'Activities Implemented Jointly' under the UN Framework Convention on Climate Change, Konferenzpapier, 2nd International Conference of the European Society for Ecological Economics, Genf, 4.-7.März 1998
- Parson, E. und K. Fischer-Vanden (1999), Joint Implementation of Greenhouse Gas Abatement Under the Kyoto Protocol's Clean Development Mechanism: Its Scope and Limits, in: Policy Sciences Vol. 32, S. 207-224
- PCF Prototype Carbon Fund (2000), Baseline Study for the Greenhouse Gas Component of the Liepaja Regional Solid Waste Management Project, Worldbank, <http://prototypecarbonfund.org> (Zugriff August 2003)
- PROGNOS AG (1992), Reduzierung von CO₂-Emissionen im Transportsektor in ausgewählten Städten in Entwicklungsländern, Auftragsstudie für das Bundesministerium für Zusammenarbeit und Entwicklung, Bonn
- Proops, J.L.R., M. Faber, G. Wagenhals (1992), Reducing CO₂ Emissions. A Comparative Input-Output-Study for Germany and the UK, Springer
- Ratzenberger, R. (1998), Langfristige Verkehrsprognosen auf dem Prüfstand, IFO Studien zur Verkehrswirtschaft, Nr. 31, München, IFO Institut für Wirtschaftsforschung
- Rock, M. T. (2001), Pollution Control in East Asia. Lessons from Newly Industrialized Economies, Washington, RFF Press
- Rolfe, Chris (1998), Additionality: What Is It? Does it matter ? DRAFT Report Prepared for the Technical Committee of the GHG Emission Reduction Trading Pilot Project, West Coast Environmental Law Association, 5/1999
- Rose, A. und B. Stevens (1993), The Efficiency and Equity of Marketable Permits for CO₂ Emissions, in: Resource and Energy Economics, Vol. 15, Nr. 1, S. 117-146
- Rose, A., E. Bulte, H. Folmer (1999), Long-Run Implications for Developing Countries of Joint Implementation of Greenhouse Gas Mitigation, in: Environmental and Resource Economics, Vol. 14, S. 19-31
- Ross, S., D. Evans, M. Webber (2002), How LCA Studies Deal with Uncertainty, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol.7 (1), S. 47-52
- Rubinstein, A. (1982), Perfect Equilibrium in a Bargaining Model, in: Econometrica, Vol. 50, S. 97-110

- Salon, D. (2001), An Initial View on Methodologies for Emission Baselines: Case Study on Transport, OECD and IEA Information Paper, Paris, International Energy Agency
- Sammer, G. (1997), Verkehrsprognosen zwischen Dichtung und Wahrheit. Handlungsbedarf für eine nachhaltige Mobilitätsentwicklung, Wien, Institut für Verkehrswesen, Universität für Bodenkultur
- Schiffer, H.-W. (2002), Energiemarkt Deutschland, 8. Auflage, TÜV-Verlag
- Schmidt, M., W. Knörr, A. Patyk, U. Höpfner (1998), Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen, in: Haasis, H.-D., Ranze, K. (Hrsg.), Umweltinformatik, 98 – Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft. 12. Internationales Symposium, Informatik für den Umweltschutz der Gesellschaft für Informatik (GI), Bremen
- Schafhausen, F. J. (2003), Der Handel mit Treibhausgasemissionen. Zum Stand der Umsetzung in Brüssel und Berlin. Vortrag im Ministerium für Verkehr, Energie und Landesplanung des Landes Nordrhein-Westfalen am 14. Juli 2003 in Düsseldorf
- Schwarze, R. (2000), Activities Implemented Jointly: Another Look at the Facts, in: Ecological Economics, Nr. 32 (2000) S. 255-267
- Schweizer, U. (1988), Externalities and the Coase Theorem: Hypothesis or Result?, in: Journal of Institutional and Theoretical Economics, Nr. 144, S. 245-266
- Seierstad, A. und K. Sydsaeter (1987), Optimal Control Theory with Economic Applications, North Holland
- Shoven, J. und J. Whalley (1993), Applying General Equilibrium, Cambridge University Press
- SITNP (1998), Surabaya Integrated Transport Network Planning Project, Stage II. Study Report No. C2: Long Term Traffic and Transport Forecasts Within the Greater GKS Area for Alternative Planning and Development Options, Prepared for Government of Indonesia, Ministry of Communication.
- Springer, U. (2003), The market for tradable GHG permits under the Kyoto Protocol: a survey of model studies, in: Energy Economics, Vol. 25, Nr. 5, S. 527-551
- Statistisches Bundesamt (2002a), Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Fachserie 18 Reihe 2. Input-Output-Rechnung, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2002b), Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Fachserie 19 Reihe 5. Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Wiesbaden
- Suh, S. (2001), MIET 2.0 User's Guide. An Inventory Tool for Missing Flows using Input-Output Techniques Analysis, University of Leiden.
- Suh, S. und G. Huppes (2002), Missing Inventory Estimation Tool Using Extended Input-Output Analysis, International Journal of Life Cycle Assessment (Online First)
- Swisher, J. und Villavicencio (1995), The UNEP Greenhouse Gas Abatement Costing Study: Implications for Joint Implementation, in: Jepma, Catrinus (Hrsg.), The Feasibility of Joint Implementation, Kluwer Academic Publishers, S. 249-266
- Teddyputra, D. (2001), CO₂ Reduction Potential of Sustainable Urban Transport Measures in Surabaya, Prepared for the Sustainable Urban Transport Project of GTZ (Gesellschaft

- für Technische Zusammenarbeit), Surabaya, Indonesien
- Tellus Institute, Stockholm Environment Institute, Stratus Consulting (2000), Evaluation of Benchmarking as an Approach for Establishing Clean Development Mechanism Baselines, erstellt für die US Environmental Protection Agency
- TERI (2001), CO₂ Mitigation And The Indian Transport Sector; Tata Energy Research Institute, New Delhi
- Tucker, Michael (2001), Trading Carbon Tradable Offsets Under the Kyoto's Clean Development Mechanism: the Economic Advantages to Buyers and Sellers of Using Call Options, in: *Ecological Economics* 37 (2001), S. 173-182
- UNEP (1998), Economics of Greenhouse Gas Limitations. Main Report: Methodological Guidelines, UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment, Riso National Laboratory, Denmark
- UNEP, OECD, IEA (2001), Workshop on Baseline Methodologies. Possibilities for Standardised Baselines for JI and the CDM. Chairman's Recommendations and Workshop Report, <http://www.uccee.org/baselineworkshop/WsReport.pdf> (Zugriff August 2003)
- UNFCCC (2001), Consolidated negotiation text proposed by the president. Addendum: Decisions concerning mechanisms pursuant to Art. 6, 12 and 17 of the Kyoto Protocol, FCCC/CP/2001/2/Add.2
- Van der Mensbrugghe, D. (1998), A (Preliminary) Analysis of the Kyoto Protocol: Using the OECD GREEN Model, in: OECD (1998), *Economic Modelling of Climate Change*, Paris
- Vellinga, P. und R. Heintz (1995), Joint Implementation: A Cost-benefit Analysis, in: Jepma, C. (Hrsg.), *The Feasibility of Joint Implementation*, Kluwer Academic Publishers
- Vine, E. und J. Sathaye (1997), *The Monitoring, Evaluation, Reporting and Verification of Climate Change Mitigation Projects: Discussion of Issues and Methodologies and Review of Existing Protocols and Guidelines*, Berkley: Lawrence Berkley National Laboratory
- Vögele, S. (2000), *Analyse von Energie- und Umweltpolitiken mit DIOGENES. Ein gesamtwirtschaftliches Modell und seine Anwendung auf die Elektrizitätswirtschaft in Baden-Württemberg*, Physica-Verlag
- Weyant, J. (1997), *Technological Change and Climate Policy Modelling*, Conference Paper Presented at the IIASA Workshop on Induced Technological Change and the Environment, Laxenburg
- Wirl, F., C. Huber, I. O. Walker (1998), Joint Implementation. Strategic Reaction and Possible Remedies, in: *Environmental and Resource Economics*, Vol. 12, S. 203-224
- Woerdman, E. (2000), Implementing the Kyoto protocol: Why JI and CDM Show More Promise than International Emissions Trading, in: *Energy Policy*, Nr. 28 (2000), S. 29-38
- Woerdman, E. (2001), Emissions trading and transaction costs: analysing the flaws in the discussion, in: *Ecological Economics* 38 (2001), S. 293-304

-
- Worldbank (1998), Greenhouse Gas Assessment Handbook, Washington D.C.
- VDEW (2003), Benchmarking und Allokation, Entwurf zum Positionspapier des VDEW, Frankfurt: Verband der Elektrizitätswirtschaft.
- Weimann, J. (1995), Umweltökonomik. Eine theoretische Einführung. Springer-Verlag, 3. Auflage
- Zhang, Z. X. (2000), Estimating the Size of the Potential Market for the Kyoto Mechanisms, in: Weltwirtschaftliches Archiv, Nr. 136, S. 491-520
- Zhang, Z. X. (2001), Meeting the Kyoto Targets: The Importance of Developing Country Participation, Working Paper Faculty of Law and Faculty of Economics, University of Groningen, The Netherlands

Anhänge

A Anhang zu Kapitel 3:

Glossar zur Experten-Befragung in Kapitel 3.4

1. Project-Based Baseline Concepts

- **Extrapolation:** The baseline of a project is determined by extrapolation of the past performance. By using econometric methods the emission path of the reference project is estimated, specified by assumptions over the future development of exogenous parameters.
- **Comparison-based Analysis:** A baseline is established through direct comparison with the concurrent performance of a control group of existing projects, that are unaffected by CDM activities.
- **Simulation-based Baseline:**
Simulation-based approaches investigate which project would have been implemented in the absence of the proposed activity. This approach applies behavioural and/or financial models to predict whether the proposed project is additional. We would like to distinguish between the following possibilities:
 - **Commercial Analysis:** This approach concentrates on economic figures like the *Cash Flow* and the *Return of Investment* (ROI) of a project. A proposed project with a negative ROI would be considered to be additional. This approach requires the identification of existing market barriers, price distortions and project host specific preferences. The incremental cost concept is a variation of this approach.
 - **National Cost-Benefit Analysis:** After identification of the market barriers and price distortions, shadow prices for project relevant input and output commodities are calculated. Based on these prices a commercial analysis is conducted. If the ROI is negative, the project would be considered additional.

2. Benchmarking

Benchmarking determines a baseline on the basis of criteria or rules that reflect a standard against which a new project is measured. The benchmark could be based on the average emission intensity of a sector or on specific types of technologies used within a sector. A possible benchmark in the electricity sector could be a level of CO₂ per unit of electricity produced, against which a new project could be compared. While a number of refinements of the benchmark concepts have been proposed in the literature we have to confine ourselves to few major categories:

- **Host Country Benchmark:** A benchmark is based on a national standard.
- **Regional Benchmark:** A benchmark is based on a regional standard of a comparable sector, project or process. The 'region' can either be defined to be geographic or economic performance criteria. Another possibility is to choose regional definitions from the climate negotiation context such as Annex I and non-Annex I countries.

- **Technology Matrix Benchmark:** Under the technology matrix approach a number of technologies are defined as baseline technologies. Emission reductions accruing from the implementation of technologies that are more efficient than the baseline technologies would be credited. An inventory of existing technologies might be made for example for a country or a region.

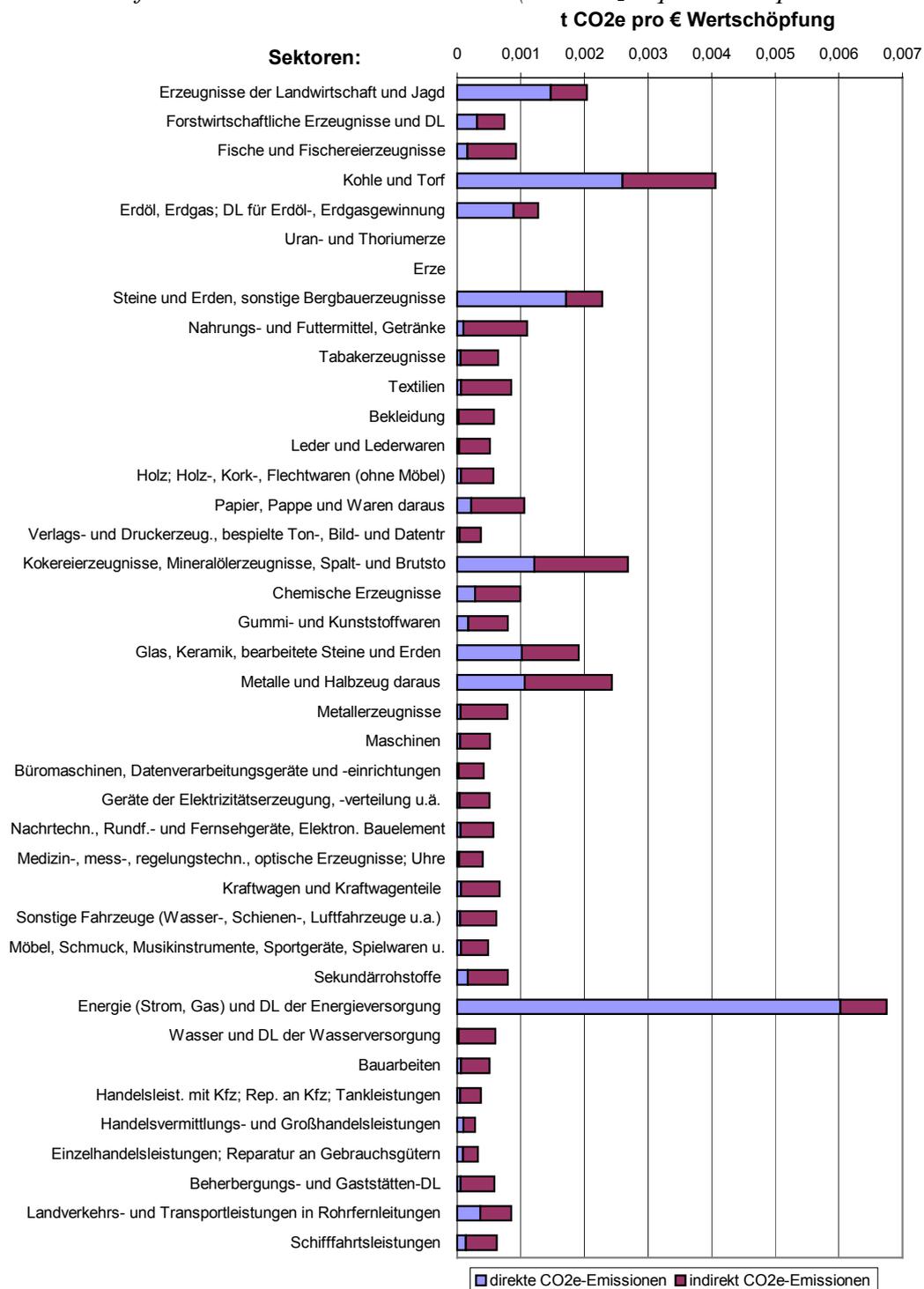
3. National and Sector Baselines (Target type)

Target-type baselines establish sector or national caps, against which emission offsets are measured. Under such an approach, a baseline would be fixed at an aggregate level that would cover a number of possible activities. A baseline could be set for a sector or at the national level. Once the aggregate baseline has been set, a national authority can allocate baselines for project activities without project-by-project assessment. In the questionnaire, we distinguish between the following classes of projects:

- **Emission Cap Baselines:** The GHG emissions are limited during a certain period of time either in a specific sector or nationally.
- **Emission Growth Cap Baselines:** The GHG emissions growth rate is limited during a certain period of time either in a specific sector or nationally.
- **Carbon-Intensity Baseline:** The baseline is set at a level undercutting the sector or national existing trend of GHG emission intensity (GHG emissions per unit of output).

B Anhang zu Kapitel 7

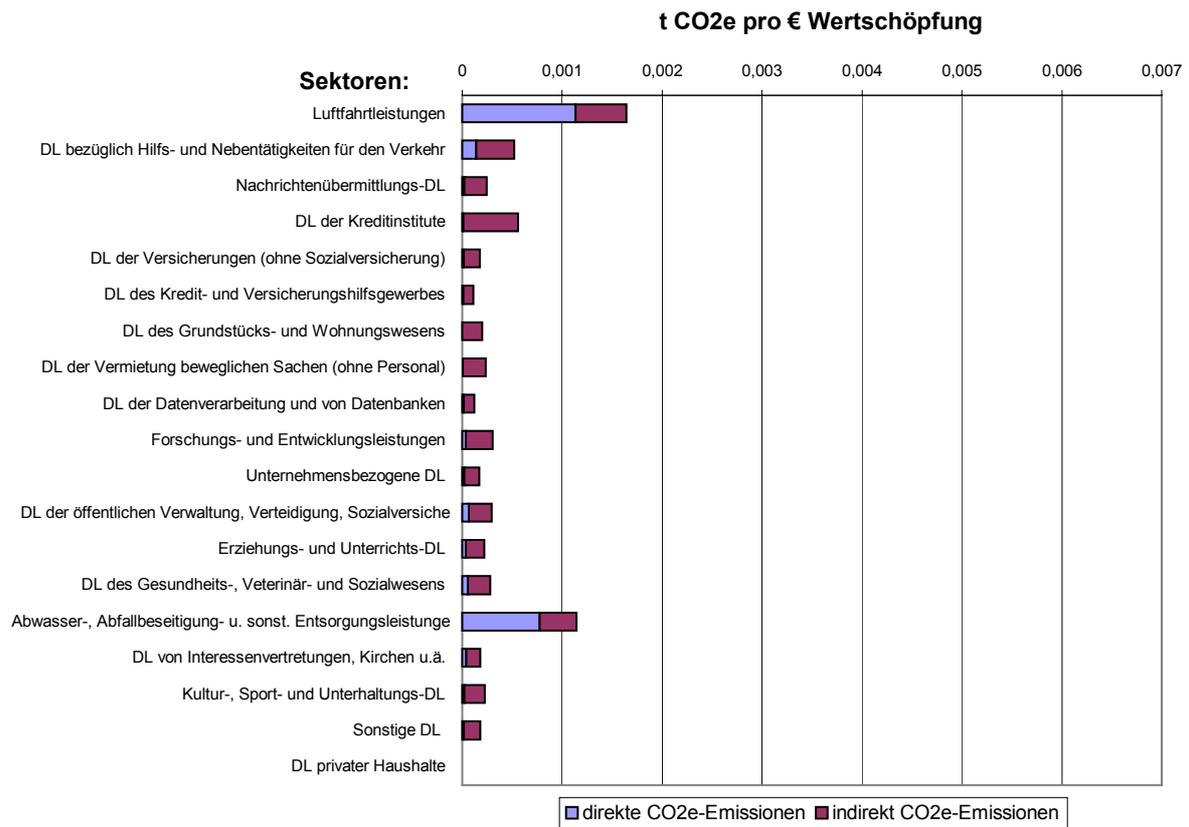
Abbildung B1: Input-Output Analyse: Direkte und indirekte Emissionsintensitäten der 59 volkswirtschaftlichen Sektoren in Deutschland (in t CO₂-Äquivalente pro € Wertschöpfung)



Quelle: Eigene Berechnung nach Daten von Statistisches Bundesamt (2002a, 2002b)¹⁴²

¹⁴² Mein besonderer Dank gilt Moritz Nill (Institut für Energetik und Umwelt, Leipzig) für die Unterstützung bei der Berechnung

Fortsetzung, : Sektoren 41-59



Quelle: Eigene Berechnung nach Daten von Statistisches Bundesamt (2002a, 2002b)

C Anhang zu Kapitel 10

Herleitung der Differentialgleichung (10.2.14) in Kapitel 10.2

Für die Herleitung des optimalen Vermeidungspfades ist es von Vorteil, anstelle der 'present value' Hamilton-Funktion auf die 'current value' Hamilton-Funktion zurückzugreifen:

$$H(A_t^*, Z_t^*, \lambda_t^*) = A_t p_t - C(A_t, Z_t) + \lambda_t [\beta_t + \Psi(A_t)] \quad (1)$$

Anwendung des Pontryagin'schen Maximumprinzips liefert die Bedingungen erster Ordnung, die entlang des optimalen Vermeidungspfades gelten müssen:

$$H_A = p_t - C_A(A_t, Z_t) + \lambda_t \Psi_A = 0 \quad (2)$$

$$\dot{\lambda}_t = r \cdot \lambda_t + C_Z(A_t, Z_t) \quad (3)$$

$$\dot{Z} = \beta_t + \Psi(A_t) \quad (4)$$

Die Transversalitätsbedingung ist gegeben durch

$$\lambda(T) = \frac{\partial \Omega(Z_T)}{\partial Z_T} \equiv S_T \quad (5)$$

Differenzieren von (2) nach t und Ausnutzung von (4) ergibt

$$\dot{\lambda}_t = \frac{1}{\Psi_A} \cdot (\dot{A} \cdot (C_{AA} + \lambda_t \Psi_{AA}) - (\beta + \Psi) \cdot (\Psi_{AA} - C_{AZ}) - \dot{p}_t) \quad (6)$$

Einsetzen von (2), (4) und (6) in (3) und Auflösen liefert die Differentialgleichung

$$\dot{A}_t = \frac{(\beta + \Psi) \cdot (\Psi_{AZ} - C_{AZ}) + \dot{p}_t + (C_A - p_t)(r - \Psi_Z) + C_Z \cdot \Psi_A}{C_{AA} + \frac{\Psi_{AA}}{\Psi_A} (C_A - p_t)} \quad (7)$$

Zur Vereinfachung spezifizieren wir die allgemeinen Funktionen wie folgt:

$$C(A, Z) \equiv \frac{\gamma}{2} A_t^2 - h Z_t \quad (8)$$

$$\Psi(A_t) = \mu \cdot A_t \quad (9)$$

$$p(t) = p_0 \cdot e^{bt} \quad (10)$$

Einsetzen von (8)-(10) in (7) und (2) liefert

$$\dot{A}_t = r A_t - \frac{1}{\gamma} (r \cdot p_t + \mu \cdot h) + \frac{b \cdot e^{bt} p_0}{\gamma} \quad (11)$$

und die Vermeidungshöhe zum Endzeitpunkt des CDM-Regimes

$$A_T = \frac{p_T}{\gamma} + S_T \cdot \frac{\mu}{\gamma} \quad (12)$$

Die Lösung der Differentialgleichung (12) nach A_t liefert den optimalen Vermeidungspfad

$$A_t^* = \frac{e^{bt} p_0 \cdot r + h \cdot \mu + e^{r(t-T)} \cdot \mu \cdot (r \cdot S_T - h)}{\gamma \cdot r} \quad (13)$$

mit den Eigenschaften

$$A_t^* = 0 \Leftrightarrow S_T = \frac{h \cdot \mu - (e^{bt} p_0 \cdot r - r \cdot \gamma + h \cdot \mu) \cdot e^{r(T-t)}}{r \cdot \mu} \quad (14)$$

$$\partial A_t^* / \partial S_T = e^{r(t-T)} \mu / \gamma > 0 \quad (15)$$

$$\partial A_t^* / \partial b = e^{bt} p_0 \cdot t / \gamma > 0 \quad (16)$$

$$\frac{\partial A_t^*}{\partial \gamma} = - \frac{e^{bt} p_0 \cdot r + h \cdot \mu + e^{r(t-T)} (r \cdot S_T - h) \cdot \mu}{r \cdot \gamma^2} = \begin{cases} \geq 0 & \forall S_T \geq (h \cdot \mu - e^{r(T-t)} (e^{bt} p_0 r + h \cdot \mu)) / (r \cdot \mu) \\ < 0 & \forall S_T < (h \cdot \mu - e^{r(T-t)} (e^{bt} p_0 r + h \cdot \mu)) / (r \cdot \mu) \end{cases} \quad (17)$$

$$\frac{\partial A_t^*}{\partial \mu} = - \frac{h + e^{r(t-T)} (r \cdot S_T - h)}{r \cdot \gamma} = \begin{cases} \geq 0 & \forall S_T \geq h \cdot (e^{r(T-t)} - 1) / r \\ < 0 & \forall S_T < h \cdot (e^{r(T-t)} - 1) / r \end{cases} \quad (18)$$

$$\partial A_t^* / \partial h = \mu(1 - e^{-r(T-t)}) / (r \cdot \gamma) > 0 \quad \forall t < T \quad (19)$$

$$\partial A_t^* / \partial T = e^{r(t-T)} (r \cdot S_T - h) \mu / \gamma > 0 \quad \forall S_T > h/r \quad (20)$$