

DIE PORTER-HYPOTHESE

Der Einfluss von Umweltschutzvorschriften auf
die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen

Diplomarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Kaufmann

an der

Wirtschafts- und Sozialwissenschaftlichen Fakultät

der

UNIVERSITÄT AUGSBURG

Eingereicht am: 01.12.1999

Betreuung: Prof. Dr. Peter Michaelis

vorgelegt von: Mario Reindl
Bismarckstr. 7½
86159 Augsburg

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	V
TABELLENVERZEICHNIS	V
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VI
VERZEICHNIS DER SYMBOLE.....	VII
1. EINLEITUNG.....	1
2. DAS PROBLEM DER VERGLEICHBARKEIT DER STRENGE NATIONALER UMWELTSCHUTZVORSCHRIFTEN.....	3
2.1 Grundsätzliche Schwierigkeiten beim Vergleich der Strenge von Umweltschutzvorschriften.....	3
2.2 Verschiedene Typen von Umweltschutzinterventionen	5
2.2.1 Die Staatliche Regulierung.....	5
2.2.2 Die Selbstregulierung.....	8
2.2.3 Freiwillige Vereinbarungen zwischen Behörden und Industrie	9
2.3 Ansätze zur Messung der Strenge nationaler Umweltschutzvorschriften	10
2.3.1 Die Höhe der Ausgaben für den Umweltschutz.....	10
2.3.2 Die Schadstoffbelastung.....	12
2.3.3 Sonstige Ansätze	15
3. ANSÄTZE ZUR MESSUNG DER WETTBEWERBSFÄHIGKEIT VON NATIONEN.....	18
3.1 Der „Diamant“-Ansatz von Porter.....	18
3.2 Häufig verwendete Ansätze zur Messung der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen.....	22
3.2.1 Die Produktivität als Indikator	23
3.2.2 Untersuchung der Direktinvestitionen.....	25
3.2.3 Betrachtung der Handelsströme	28
3.3 Kritische Anmerkungen.....	31
4. DIE TRADITIONELLE SICHT ZU DEN AUSWIRKUNGEN VON UMWELTPOLITIK	35
4.1 Das Umweltproblem als Folge von Marktversagen.....	35
4.2 Ziel der Umweltpolitik: externe Effekte internalisieren.....	39
4.3 Bestimmung der Vorteilhaftigkeit von Umweltschutzregulierungen mit Hilfe der Nutzen-Kosten-Analyse.....	42
4.3.1 Die Systematik der Nutzen-Kosten-Analyse.....	42
4.3.2 Die Nutzen des Umweltschutzes.....	48
4.3.3 Die Kosten des Umweltschutzes.....	50
4.3.4 Fazit.....	52

4.4	Wirkungen einseitiger nationaler Umweltschutzvorschriften im Zeitalter der Globalisierung.....	53
4.4.1	Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen.....	53
4.4.2	Auswirkungen auf die Menge des weltweiten Schadstoffausstoßes	56
4.5	Zusammenfassung	57
5.	DIE PORTER-HYPOTHESE	59
5.1	Die Annahmen der Porter-Hypothese.....	60
5.1.1	Wettbewerbsvorteile durch erzwungene Innovationen	62
5.1.1.1	Wettbewerbsvorteile durch Kosteneinsparungen	62
5.1.1.2	Wettbewerbsvorteile durch höheren Nutzwert der Produkte.....	64
5.1.2	Wettbewerbsvorteile durch technologische Vorreiter-Rolle	65
5.1.2.1	Darstellung der Entstehung von Wettbewerbsvorteilen durch „early mover advantages“	65
5.1.2.2	Die Entwicklung der Umweltschutzvorschriften einzelner Nationen im Zeitverlauf.....	66
5.2	Prinzipien innovationsfreundlicher Regulierung.....	68
5.2.1	Gelegenheiten für Innovationen schaffen.....	69
5.2.2	Innovative Lösungen und ständige Verbesserungen fördern.....	70
5.2.3	Verwaltungsmaßnahmen besser koordinieren.....	72
5.3	Begründung für die Notwendigkeit staatlichen Eingreifens im Rahmen des Umweltschutzes.....	73
5.3.1	Durchsetzung wirtschaftlich (zunächst) unrentabler aber ökologisch notwendiger Maßnahmen	74
5.3.2	Initiierung von Innovationen	74
5.3.2.1	Strategische Gründe für unterlassene Investitionen in rentable Umweltschutzmaßnahmen.....	76
5.3.2.2	Organisationstheoretische Erklärungen für die Vernachlässigung von rentablen (Umwelt)Innovationen.....	77
5.3.3	Indirekte Wirkungen staatlicher Umweltregulierungen	80
5.4	Zusammenfassung	81
6.	RESÜMEE	83
6.1	Vergleich der beiden Standpunkte: Porter-Hypothese versus traditionelle Sicht.....	83
6.1.1	Divergenzen der Ansätze.....	84
6.1.2	Berührungspunkte der Ansätze	88

6.2 Analyse der Faktoren, die die Auswirkungen von Umweltschutz- regulierungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen determinieren	90
6.2.1 Betrachtung modelltheoretischer Überlegungen zur Bestätigung der Porter-Hypothese.....	90
6.2.1.1 Traditionelle Außenhandelsmodelle.....	91
6.2.1.2 Neue Außenhandelsmodelle	93
6.2.2 Allgemeine ergänzende Betrachtung der Faktoren, die die Aus- wirkungen von strengen Umweltschutzvorschriften beeinflussen	102
6.2.2.1 Die Art der Regulierung	102
6.2.2.2 Vor der Regulierung bestehende Störungen des Marktes.....	103
6.2.2.3 Die Art des Wettbewerbs.....	104
6.2.2.4 Die Wettbewerbsposition der Industrie vor der Regulierung	105
7. ABSCHLIEBENDE BEMERKUNGEN	107
LITERATURVERZEICHNIS.....	110

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Bestimmungsfaktoren nationaler Wettbewerbsvorteile.....	19
Abbildung 2: Grafische Darstellung einer negativen Externalität	37
Abbildung 3: Die Wettbewerbswirkungen unilateraler Umweltschutzmaßnahmen im komparativ-statischen Heckscher-Ohlin-Modell.....	54

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Anteil der Umweltschutzkosten am Bruttosozialprodukt.....	11
Tabelle 2: Gewichtete und ungewichtete Indices der Umweltschutzstrenge.....	14
Tabelle 3: RCA-Werte für umweltintensive Branchen.....	30
Tabelle 4: RWS-Werte umweltintensiver Branchen für 10 Industrieländer, 1988.....	31
Tabelle 5: Nutzen-Kategorien und Ansätze zu deren Schätzung.....	49
Tabelle 6: Die positiven Auswirkungen von Umweltschutzbestimmungen.....	61

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	Abbildung
Anm. d. Verf.	Anmerkung des Verfassers
BEA	Commerce Department's Bureau of Economic Analysis
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
bzw.	beziehungsweise
c.a.	circa
CBA	Cost-Benefit Analysis
CEA	Cost-Effectiveness Analysis
CO ₂	Kohlendioxid
d.h.	das heißt
ECC	Environmental Control Costs
et al.	et alii
etc.	et cetera
F&E	Forschung und Entwicklung
f.	folgende [Seite]
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoff
FF	Französische Franc
ff.	fortfolgende [Seiten]
GDP	gross domestic product
GNP	gross national product
incl.	inklusive
Kap.	Kapitel
NO _x	Stickstoffoxide
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
PKW	Personenkraftwagen
R&D	Research and Development
RCA	Revealed comparative advantage
RWS	Relative world market share
S.	Seite
SO ₂	Schwefeldioxid
u.a.	und andere
u.Ä.	und Ähnliche[s]
u.U.	unter Umständen
USA	United States of America
vgl.	vergleiche
z.B.	zum Beispiel

VERZEICHNIS DER SYMBOLE

Abbildung 2:

GSK	Grenzschadenkosten
K'_{pr}	private Grenzkosten der Produktion
K'_{soz}	soziale Grenzkosten der Produktion
N	Grenzvorteil der Produktion
y_{pr}	Produktions- und Emissionsmenge bei Berücksichtigung der privaten Kosten
y_{soz}	Produktions- und Emissionsmenge bei Berücksichtigung der sozialen Kosten

Abbildung 3:

D	Nachfragekurve
p	Preis
p_0^w	Weltmarktpreis
Q	Menge
Q_0	Gesamtproduktion
Q_0^I	Inlandsproduktion vor Regulierung
Q_1^I	Inlandsproduktion nach Regulierung
S_0	Gesamtangebotskurve
S_0^A	Auslandsangebot vor Regulierung
S_0^I	Inlandsangebot vor Regulierung
S_1^I	Inlandsangebot nach Regulierung
t_1	Umweltschutzkosten

1. EINLEITUNG

Obwohl die globalen Umweltprobleme zunehmen, ist es – wie die aktuelle Debatte zur Umsetzung der Kyoto-Protokolle zum Schutze der Atmosphäre zeigt – nach wie vor schwierig auf internationaler Ebene wirksame Abkommen zum Schutze der Umwelt durchzusetzen. Nicht zuletzt deswegen stellt sich die Frage, ob es nicht sinnvoll und möglich ist, dass Nationalstaaten einseitig strenge Umweltschutzvorschriften implementieren. Hierzu gibt es zwei grundsätzlich verschiedene Meinungen:

Vor allem Vertreter der Industrie verweisen darauf, dass nationale Alleingänge gerade in der heutigen Zeit der zunehmenden Globalisierung nicht möglich sind, da hierdurch die internationale Wettbewerbsfähigkeit verringert werden würde. Begründet wird dies mit den zusätzlich zu erwartenden Kostenbelastungen, die den Unternehmen durch die für den Umweltschutz nötigen Maßnahmen entstehen würden. Neben diesen Wettbewerbsnachteilen ist nach dieser Argumentation überdies damit zu rechnen, dass der Kostennachteil dazu führt, dass die von Umweltschutzvorschriften betroffenen Industrien vermehrt ins Ausland abwandern, um diesen Kostenbelastungen zu entgehen; dies würde bedeuten, dass die Schadstoffmenge durch unilaterale strenge Umweltschutzvorschriften in den Industrieländern global gesehen sogar ansteigt, falls das Ausland weniger strenge Umweltschutzvorschriften hat als dies im Inland vor der neuen Regulierung der Fall war.

Eine Gegenposition zu dieser traditionellen Sicht haben die Vertreter der Porter-Hypothese zur Umweltpolitik bezogen. Ihrer Ansicht nach ist es heute nicht nur möglich, sondern sogar vorteilhaft, wenn Nationalstaaten im Alleingang eine strenge Umweltpolitik verfolgen. Demnach können strenge Umweltschutzvorschriften sogar die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen steigern, indem sie Innovationen auslösen, die die Kosten der Unternehmen senken und/oder die Qualität der Produkte verbessern und so die Produktivität und damit die Konkurrenzfähigkeit erhöhen. Alles in allem führt dies – zumindest langfristig gesehen – dazu, dass die durch den Umweltschutz verursachten Kosten, durch sogenannte „innovation offsets“ zumindest kompensiert werden können. Nach Porter und van der Linde (1995a/b) ist dieser positive Zusammenhang zwischen Wettbewerbsfähigkeit und strengen Umweltschutzvorschriften immer dann eher die Regel denn die Ausnahme, wenn die Regulierung richtig implementiert wird. Demnach

bestehen nicht zwangsläufig Ziel- oder Interessenkonflikte zwischen Ökologie und Ökonomie, vielmehr können beide von strengen Umweltschutzvorschriften profitieren.

Die Porter-Hypothese hat sehr gegensätzliche Reaktionen hervorgerufen, und es ist eine Diskussion darüber entbrannt, ob die Porter-Hypothese zutreffend ist oder nicht. Vor allem für die Entscheidungsträger in der Umweltpolitik ist die Porter-Hypothese attraktiv, und so ist es gut verständlich, dass im Rahmen einer Konferenz der US-amerikanischen Umweltbehörde – ganz im Sinne der Porter-Hypothese – der Schluss gezogen wurde, dass Umweltschutzregulierungen Prozesse auslösen können, die sowohl die Emissionen als auch die Kosten der Unternehmen senken können (vgl. US Environmental Protection Agency 1992). Besonders unter den Ökonomen ist die Porter-Hypothese jedoch höchst umstritten und es gibt inzwischen eine Reihe von Publikationen, die auf unterschiedlichste Weise den Zusammenhang zwischen Umweltpolitik und Wettbewerbsfähigkeit untersuchen. Diese kommen allerdings zum Teil zu gegensätzlichen Ergebnissen, die zudem aufgrund der oft enorm voneinander abweichenden Vorgehensweisen nur sehr schwer vergleichbar bzw. gegeneinander abwägbar sind. Deshalb ergibt sich ein äußerst uneinheitliches Bild.

Ziel dieser Arbeit ist es, sowohl Schwierigkeiten, die im Rahmen der Debatte um den Einfluss von Umweltschutzvorschriften auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen entstehen aufzuzeigen, als auch die zwei gegensätzlichen Positionen darzustellen, um so zu einem besseren Verständnis der um die Porter-Hypothese geführten Diskussion beizutragen. Im Einzelnen gliedert sich die Arbeit wie folgt: zunächst werde ich in den nächsten zwei Kapiteln dieser Arbeit aufzeigen, dass es durchaus nicht einfach ist, jeweils international vergleichbare Maße für die Strenge von Umweltschutzvorschriften zum einen und für die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zum anderen zu ermitteln; das Problem der Vergleichbarkeit der Strenge nationaler Umweltschutzvorschriften wird hierbei in Kapitel 2 und verschiedene Ansätze zur Messung der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen in Kapitel 3 behandelt. Anschließend wird zuerst in Kapitel 4 die traditionelle Sichtweise zur Umweltpolitik und dann in Kapitel 5 die Porter-Hypothese vorgestellt. Gegenstand von Kapitel 6 ist zum einen eine Gegenüberstellung der zwei gegensätzlichen Positionen und zum anderen soll versucht werden Faktoren aufzuzeigen, die dazu beitragen können, dass durch strenge Umweltschutzvorschriften die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen positiv beeinflusst wird. Kapitel 7 schließlich beendet die Arbeit mit abschließenden Bemerkungen.

2. DAS PROBLEM DER VERGLEICHBARKEIT DER STRENGE NATIONALER UMWELTSCHUTZ-VORSCHRIFTEN

Viele wissenschaftliche Arbeiten, die die Auswirkungen rigider Umweltpolitik auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen untersuchen, vernachlässigen es, auf das Problem der Vergleichbarkeit bzw. der Messung von verschiedenen Umweltstandards hinzuweisen, obwohl dies von zentraler Bedeutung ist. Die Ergebnisse solcher Studien sind nämlich stark davon abhängig, ob die Strenge einer gegebenen Umweltpolitik richtig erfasst werden kann. Deshalb soll im folgenden Kapitel der Arbeit darauf eingegangen werden, welche Schwierigkeiten bei diesem Unterfangen auftreten können.

2.1 Grundsätzliche Schwierigkeiten beim Vergleich der Strenge von Umweltschutzvorschriften

Dass es nicht einfach ist, die Strenge nationaler Umweltnormen zu messen, ist in der Literatur weitgehend unbestritten, so schreiben z.B. Chimeli et al. (1998, S. 2): „The forcefulness of environmental regulation is exceedingly difficult to measure. It depends not only on a nation’s willingness to enact laws, but also on its willingness to enforce those laws and the structure of the domestic industries subject to regulation.“ Für Unternehmen haben strenge Umweltschutzvorschriften nur dann Auswirkungen, wenn diese vom Staat auch durchgesetzt und Verstöße geahndet werden. Folglich ist es nicht ausreichend, allein die Strenge der geschriebenen Gesetze zu betrachten, sondern es ist unerlässlich zusätzlich auch zu berücksichtigen, ob ein Land willens und auch fähig ist, die Einhaltung der gesetzten Umweltnormen zu kontrollieren.

Will man den Zusammenhang zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit untersuchen, so ist es zudem wichtig darauf zu achten, ob ein Land, welches generell hohe Umweltschutzanforderungen stellt, den Bereich, der die im Inland stark vertretene Industrie betrifft, weitgehend ausnimmt und hier nicht so strenge Vorschriften setzt. Ist dies der Fall, könnte vorschnell gefolgert werden, dass die augenscheinlich hohen Umweltstandards keinen negativen Einfluss auf die Wettbewerbsfähigkeit dieses Landes haben (vgl. Chimeli et al. 1998). Entsprechende Überlegungen gelten auch für – in der

Realität häufig anzutreffende – großzügige Übergangsregelungen und Ausnahmegenehmigungen.

Große Schwierigkeiten bereitet es zudem, verlässliche Daten für die Evaluierung der Strenge von Umweltnormen zu bekommen. Es mangelt zum einen – vor allem in Entwicklungsländern – an der Erhebung des relevanten Datenmaterials, zum anderen sind die erhältlichen Zahlen u.U. nicht objektiv, da sie zum „Politikmachen“ verwendet werden können. So haben Unternehmen eher einen Anreiz, die Aufwendungen für den Umweltschutz als sehr hoch zu beziffern; Regierungen von Nationalstaaten hingegen, die um internationale Investoren bemüht sind, haben gute Gründe die erforderlichen Kosten für Umweltschutzmaßnahmen eher herunterzuspielen.

Eine weitere Schwierigkeit besteht darin, ein einheitliches Maß für die Strenge von verschieden gearteten Umweltschutzvorschriften zu finden. So stellt sich bei internationalen Vergleichen das Problem, dass die jeweiligen Umweltnormen auf verschiedenen Gebieten greifen, und dass dabei auch unterschiedliche Ansätze der Regulierung zum Einsatz kommen. Wenn ein Land z.B. strikte Gesetze zur Luftreinhaltung hat, ein anderes stattdessen jedoch hohe Anforderungen an den Gewässerschutz stellt, welches Land hat dann die relativ strengeren Umweltgesetze? In solchen Fällen hilft meistens nur eine recht subjektiv eingefärbte, ordinale Einteilung in Kategorien von ‘sehr’ bis ‘weniger’ streng. Hier muss man dann sehr besonnen mit dem Datenmaterial umgehen und gegebenenfalls die Annahmen hinterfragen, die zu der jeweiligen Einteilung geführt haben.

Es kann jedoch selbst dann schwierig sein, die Strenge von Umweltschutzvorschriften zu vergleichen, wenn die jeweiligen nationalen Vorschriften das gleiche Ziel verfolgen. Dies ist immer dann der Fall, wenn gänzlich verschiedene Instrumente der Umweltpolitik zum Einsatz kommen; so lassen sich z.B. Umweltschutznormen in Form von Auflagen nicht ohne weiteres mit solchen in Form von Abgaben vergleichen. Außerdem ist es bei Untersuchungen zu Wettbewerbswirkungen von Umweltschutzregulierungen wichtig zu beachten, dass nicht nur die Strenge alleine, sondern auch die Form der Regulierung und die Art der Durchsetzung von Umweltschutzmaßnahmen Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit haben (vgl. z.B. Schulze/Ursprung 1998; Scholz/Stähler 1999).

Da das Spektrum der verschiedenen Umweltregelungen recht groß ist, werde ich nun zunächst die verschiedenen Typen von Umweltschutzinterventionen vorstellen und kurz

aufzeigen welche speziellen Probleme mit diesen jeweils verbunden sind. Dann werde ich einige in der Literatur häufig verwendete Ansätze zur Messung der Strenge von Umweltschutzvorschriften aufgreifen und anhand dieser weitere Schwierigkeiten diskutieren.

2.2 Die verschiedenen Typen von Umweltschutzinterventionen

Es lassen sich drei grundsätzlich verschiedene Ansätze zur Umweltregulierung unterscheiden. Dies sind zum einen die staatliche Regulierung und als anderes Extrem die Selbstregulierung, als „Mittelding“ zwischen diesen beiden kann schließlich die Regulierung gelten, die gemeinsam von den Behörden und den betroffenen Industrien ausgearbeitet wird. Die hierzu nun folgenden Ausführungen basieren zum großen Teil auf einer zusammenfassenden Darstellung der OECD (1996).

2.2.1 Die Staatliche Regulierung

Direkte Regulierung

Direkte Regulierungsmaßnahmen, die ein Staat zum Umweltschutz ergreifen kann umfassen typischerweise Zwangsmaßnahmen in Form ordnungspolitischer Instrumente wie z.B. Auflagen, Standards u.Ä. Die von den Firmen zu ergreifenden Maßnahmen werden hierbei von den zuständigen Behörden genau festgelegt und ihre Einhaltung wird unter Strafandrohung durchgesetzt (direct comand and control).

Problematisch ist daran, dass die Regulierungsbehörden bei der Setzung der Standards auf Informationen aus den Betrieben angewiesen sind und dass sich diesen dadurch die Möglichkeit zu Manipulationen und zur Einflussnahme auf die Ausgestaltung der Umweltschutzgesetze eröffnet. Da große Firmen über effektive Interessenvertretungsorgane verfügen, welche sich die kleineren Unternehmen nicht leisten können, haben sie die Möglichkeit sich Vorteile auf Kosten der kleinen und mittleren Unternehmen verschaffen, indem sie über Lobbyarbeit dafür sorgen, dass ihre Interessen bei der Gesetzgebung besonders berücksichtigt werden. So können z.B. großzügige Ausnahmeregelungen für die großen Industrien ausgehandelt werden. Durch Sonderregelungen und einseitige Bevorteilung bestimmter Gruppen kann der nationale

Wettbewerb eingeschränkt werden, dies wiederum kann negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Nation haben (vgl. Gliederungspunkt 3.1).

Die direkte Regulierung durch den Staat hat noch andere Nachteile: so wird unter anderem häufig kritisiert, dass sehr hohe Durchsetzungskosten entstehen. Des Weiteren werden Innovationen verhindert, da die existierende Marktstruktur konserviert und somit technischer Fortschritt blockiert wird; Innovationen und Verbesserungen sind jedoch Grundvoraussetzungen für das Erreichen internationaler Wettbewerbsfähigkeit.

Trotz dieser Unzulänglichkeiten wird häufig auf direkte Regulierungsmechanismen zurückgegriffen. Dies liegt zum einen daran, dass die Behörden im Umgang mit diesen Regelungen vertraut sind und zum anderen daran, dass direkte Regulierungsmaßnahmen den Ruf haben, aus ökologischer Sicht effektiv zu sein. Auch die betroffenen Unternehmen favorisieren diese Lösung, da sie die Chance, Einfluss auf die Art der direkten Regulierung ausüben zu können, größer einschätzen, als z.B. die Möglichkeit die Höhe von Abgaben zu beeinflussen. Außerdem sind die privaten Kosten der Firmen - im Gegensatz zu den sozialen Kosten der Volkswirtschaft - hier geringer als bei Umweltsteuern (vgl. Knorring 1997, S. 27).

Marktbasierte Regulierung¹

„Economic Instruments constitute a class of policy tools that can be used to achieve environmental goals. Their purpose is to influence the behaviour of emitters by providing an economic (rather than a purely legal) incentive to reduce pollution“ (OECD 1994b, S. 43). Unter diese Kategorie fallen etwa Abgaben und Steuern auf umweltgefährdende Produkte oder Stoffe, sowie auf Abfälle jeglicher Art, des Weiteren Pfandsysteme und (Umwelt-)Lizenzen oder handelbare Zertifikate. Aber auch Subventionen für umweltfreundliches Verhalten können eingesetzt werden um das Verhalten zu steuern. Ziel ist es, Umweltverschmutzung mit einem Preis zu belegen bzw. Belohnungen für vorbildliches Handeln zu vergeben und auf diese Weise die Umweltverschmutzung sozusagen auf indirektem Wege einzudämmen.

Ökonomische Instrumente zum Umweltschutz in Form von Steuern und Abgaben finden zunehmend mehr Verbreitung in den OECD-Mitgliedsstaaten, da mit ihnen einige Vorteile verbunden werden. „It is now acknowledged that they make an essential

¹ Für eine ausführliche Darstellung marktbasierter Instrumente vgl. z.B. OECD 1994a; Michaelis 1996.

contribution to sustainable development and enable economic and environmental processes to be effectively combined, enhancing the effectiveness of environmental policies“ (OECD 1996). Außerdem bieten diese Instrumente mehr Flexibilität bei der Zielerreichung, indem sie es den Firmen überlassen, die für sie (kosten)günstigste Umweltschutz- Methode auszuwählen.

Gegenüber der direkten Regulierung haben marktbasierende Instrumente – wie z.B. handelbare Lizenzen – einige weitere Vorzüge. So sollen sie, nach vorherrschender Meinung, dem wirtschaftlichen Wachstum vergleichsweise weniger schaden als direkte Regulierungsinstrumente und überdies sind sie nicht so anfällig für Einflussnahmen durch starke Lobbies, die ihre Interessen durchsetzen wollen (vgl. oben). Als eine große Stärke von marktlichen Instrumenten gilt zudem deren Eigenschaft, Anreize für technologische Innovationen zu liefern, die langfristig gesehen die Kosten der Unternehmen senken können (vgl. z.B. Porter/Linde 1995a).

Jedoch können auch diese Instrumente nicht verhindern, dass – zumindestens kurzfristig betrachtet – die Produktionskosten und damit auch die Preise durch den Umweltschutz ansteigen und es so zu internationalen Wettbewerbsnachteilen kommen kann. Des Weiteren können durch sie u.U. Markteintrittsbarrieren errichtet werden. Dies kann z.B. dann geschehen, wenn eine marktbeherrschende Firma sämtliche Lizenzen erwirbt, oder wenn durch die Einführung eines Pfandsystems die Kapitalintensität erhöht wird. In diesen Fällen werden kleine Firmen gegenüber den großen Industrieunternehmen benachteiligt und es kann zu Wettbewerbsverzerrungen kommen, die sich (wie bereits oben angemerkt) nachteilig auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit des betreffenden Landes auswirken können.

Ein besonderes Problem für die Vergleichbarkeit ergibt sich angesichts der Tatsache, dass selbst dann, wenn die prinzipiell gleichen ökonomischen Instrumente zum Einsatz kommen, in den einzelnen Ländern jeweils andere Bemessungsgrundlagen herangezogen werden um z.B. die Höhe einer Umweltsteuer zu berechnen (vgl. Scholz/Stähler 1999, S. 90).

2.2.2 Die Selbstregulierung

Selbstregulierung bedeutet, dass einzelne oder in Industrieverbänden zusammengeschlossene Unternehmen sich selbst dazu verpflichten, ihre Umweltschutzstandards zu verbessern. Diese Art der Regulierung kommt ursprünglich aus Kanada, inzwischen hat sie sich vor allem in den angelsächsischen Ländern verbreitet, aber auch in Deutschland gibt es immer mehr Unternehmen, die freiwillig dazu bereit sind, die gesetzlichen Umweltstandards zu übertreffen. Dieses Vorgehen kann für die Anbieter unter Umständen Wettbewerbsvorteile bringen (vgl. Reinhardt 1998). Vor allem strategische Überlegungen von Unternehmen können der Grund für solche freiwilligen Selbstbeschränkungen sein; so ist es z.B. denkbar, dass der Umweltschutz der Produktdifferenzierung dient und dass sich eine Firma auf diesem Wege einen neuen Markt schafft auf dem sie dann first-mover-advantages realisieren kann.

Für Untersuchungen, die zum Ziel haben den Zusammenhang zwischen rigiden Umweltschutzvorschriften und der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu erforschen, ist es nicht nötig solche Selbstbeschränkungen zu erfassen, da es sich hierbei ja offensichtlich nicht um Vorschriften handelt. Soll jedoch generell der Einfluss von Umweltstandards auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen ermittelt werden, so kann es zweckmäßig sein, neben den offiziellen auch die freiwilligen Umweltstandards zu erfassen. Dies ist immer dann der Fall, wenn in einem Land relativ viele Unternehmen sich selbst freiwillige Umweltstandards auferlegen und deshalb die Strenge der Umweltgesetze alleine nicht mehr den wirklichen Grad an Umweltregulierung widerspiegeln kann. Denn wenn sich die Industrie in einem Land verstärkt der Selbstregulierung unterwirft, so kann es durchaus sein, dass die Umweltgesetze nicht verschärft werden, da durch die freiwillige Selbstbeschränkung der Unternehmen kein Handlungsbedarf für den Staat besteht. In einem solchen Land spielt der Umweltschutz jedoch trotzdem eine große Rolle und er hat auch Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betreffenden Volkswirtschaft.

2.2.3 Freiwillige Vereinbarungen zwischen Behörden und Industrie

In diesem Fall drängen die Behörden die Industrie dazu, sich Selbstregulierungen aufzuerlegen. Dies hat für die Unternehmen den Vorteil, dass sie viel mehr Einfluss auf die Regulierung haben als wenn der Staat Gesetze erlässt; dieser wiederum spart sich den damit verbundenen, oft zeitraubenden, Verwaltungsaufwand. Auch wenn die Firmen bei der Nichteinhaltung solcher freiwilligen Vereinbarungen keine formellen Strafen zu befürchten haben, so droht der Staat in solchen Fällen damit, strengere Gesetze zu erlassen, um den von ihm gewünschten Umweltschutzeffekt zu erzielen.

Insbesondere wenn solche Vereinbarungen von nationalen Industrieverbänden geschlossen werden, besteht die Gefahr, dass ausländische Firmen benachteiligt werden. Ein Grund hierfür ist, dass die betroffenen Unternehmen oft gemeinsame Anstrengungen unternehmen, um die Kosten für die Einhaltung der freiwilligen Vereinbarungen zu reduzieren. Dies geschieht häufig durch enge zwischenbetriebliche Zusammenarbeit oder sogar durch die Gründung gemeinsamer Firmen. Es ist offensichtlich, dass es hierbei für die inländischen Unternehmen ein leichtes ist, ungeliebte (ausländische) Konkurrenz durch Isolierung zu übervorteilen, und so den Wettbewerb zu entschärfen. Das dies für die Wettbewerbsfähigkeit des betroffenen Landes alles andere als förderlich ist wurde bereits oben angesprochen.

Da solche freiwilligen Vereinbarungen zunehmend Verbreitung finden, stellt sich auch hier – ähnlich wie bei der Selbstregulierung – das Problem, dass es unter Umständen nicht mehr ausreicht, nur die Strenge der Umweltgesetze zu untersuchen. Das gilt in diesem Fall um so mehr, da die freiwilligen Vereinbarungen angesichts der ständigen Drohung des Staates, gesetzliche Regelungen zu erlassen, gar nicht mehr so sehr freiwillig sind. Auch diese Regelungen werden also in gewisser Weise ‘erzwungen’, die Unternehmen können nur den ihnen angenehmsten Weg der Umsetzung selbst wählen, sich aber nicht völlig dem Umweltschutz entziehen. Folglich müssen bei einem Vergleich der Strenge von Umweltschutznormen solche freiwilligen Vereinbarungen in gewisser Weise mit berücksichtigt werden, da sie durchaus für die Strenge der Umweltschutzbemühungen eines Staates bezeichnend sein können.

2.3 Ansätze zur Messung der Strenge nationaler Umweltschutzvorschriften

Aus den vorangegangenen Ausführungen lässt sich erkennen, dass es nicht ganz einfach ist, die Strenge nationaler Umweltschutzvorschriften zuverlässig zu bestimmen und diese dann miteinander zu vergleichen. Deshalb werden für Studien, die den Zusammenhang zwischen der Strenge von Umweltschutznormen und der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen untersuchen, in aller Regel Indikatoren verwendet, die es erlauben die Strenge der Umweltregulierung von einzelnen Staaten zu vergleichen, ohne dass sämtliche Typen der Regulierung und alle Bereiche des Umweltschutzes erfasst werden müssen. Einige solcher in der Literatur gebräuchlichen Indikatoren werden nun im Folgenden vorgestellt.

2.3.1 Die Höhe der Ausgaben für den Umweltschutz

Sehr häufig wird die Höhe der Ausgaben für den Umweltschutz als Indikator für die Strenge der Umweltregulierung herangezogen. Idealtypisch sollte hierbei versucht werden, die gesamten Kosten, die in einer Volkswirtschaft durch den Umweltschutz entstehen, zu erfassen, d.h. neben den direkten Vermeidungskosten sollten z.B. auch die Kosten der Überwachung und der Entsorgung erfasst werden. Diese Kosten werden dann üblicherweise auf das Bruttonationalprodukt, oder manchmal auch auf die Einwohnerzahl des betreffenden Landes umgelegt, damit man die nationalen Daten internationalen Vergleichen unterziehen kann.

Da es schwierig ist, sämtliche Kosten, die in einer Volkswirtschaft im Zusammenhang mit Umweltschutz anfallen, zu erfassen, beschränkt man sich in der Praxis häufig auf die Kosten, die den Unternehmen im Zusammenhang mit Umweltschutzmaßnahmen entstehen. In Tabelle 1 ist der Anteil der Umweltschutzkosten am Bruttonationalprodukt für einige OECD-Länder dargestellt; es wird sichtbar, dass die Kosten für den Umweltschutz nie höher als 2% des Bruttonationalproduktes waren und dass die Werte für viele Länder zwischen 1980 und 1991 sogar gefallen sind; die Umweltschutzkosten spielen demnach keine allzu große Rolle und ihre Bedeutung nimmt in einigen Fällen sogar eher noch weiter ab.

Tabelle 1: Anteil der Umweltschutzkosten am Bruttosozialprodukt

	1980	1986	1991
Dänemark	1,02	0,96	0,78
Deutschland	1,45	1,53	1,74
Finnland	1,30	1,16	1,05
Frankreich	0,87	0,88	0,91
Großbritannien	1,54	1,20	0,93
Japan	1,84	1,34	1,02
Kanada	2,04	1,59	1,30
Niederlande	1,10	1,28	1,46
Norwegen	1,25	0,81	0,57
Österreich	1,22	1,50	1,94
Schweden	0,99	0,92	0,87
USA	1,62	1,47	1,36

Quelle: Blazejczak et al. 1993, S. 33

Die Umweltschutzkosten der Unternehmen umfassen einerseits Investitionen in Anlagen zum Umweltschutz (z.B. Schadstofffilter, Kläranlagen) und andererseits die laufenden Sach- und Personalkosten für den Umweltschutz (z.B. Betriebskosten der Umweltschutzanlagen, Kosten durch Wartungsarbeiten an den Umweltschutzanlagen). Diese Kosten sind im Falle des sogenannten additiven Umweltschutzes recht einfach zu erfassen; kommen jedoch integrierte Umweltschutztechniken zum Einsatz, so ist dies nicht mehr so leicht möglich. „Als integrierte Umweltschutztechniken werden Produkte bzw. Produktionsverfahren bezeichnet, die im Gegensatz zu konventionellen Gütern zur Umweltentlastung beitragen, ohne diesbezügliche Vermeidungs-, Beseitigungs- oder Verminderungsmaßnahmen notwendig zu machen“ (Halstrick-Schwenk et al. 1994, S. 27), als Beispiel hierfür seien neue Verbrennungstechniken genannt, die auch ohne nachgeschaltete Filteranlagen umweltfreundlicher sind als die alten Verfahren. Die Anwendung solcher integrierter Umweltschutzverfahren kann sogar zu Kosteneinsparungen führen (vgl. z.B. Albrecht 1998; Porter/Linde 1995b), d.h. die Unternehmen können letztendlich durch den Einsatz von integrierten Umweltschutzverfahren Geld einsparen.

Unter diesen Gesichtspunkten und angesichts der Tatsache, dass Experten dem integrierten Umweltschutz eine steigende Bedeutung zumessen (vgl. Halstrick-Schwenk et al. 1994), verlieren die ‘Kosten des Umweltschutzes’ als Indikator für die Strenge von Umweltschutzvorschriften erheblich an Aussagefähigkeit, da folglich, in steigendem

Maße, die Kosten nicht mehr zwangsläufig mit der Strenge der Umweltstandards korrelieren müssen.

Ein weiteres Problem ist, dass die erforderlichen Kostenangaben von den Unternehmen stammen, sie sind also nicht unbedingt neutral ermittelt und die Angaben können, wenn überhaupt, nur sehr schwer auf ihre Richtigkeit hin überprüft werden.

Schließlich weisen, wie bereits oben ausgeführt, einige Autoren (vgl. z.B. Schulze/ Ursprung 1998; Scholz/Stähler 1999) darauf hin, dass die Kosten für den Umweltschutz nicht nur von der Strenge der Umweltschutzaufgaben abhängen. Es wird mit den Kosten des Umweltschutzes also nicht unbedingt nur die Strenge der Regulierung gemessen, da andere Faktoren, wie z.B. die Auswahl der Instrumente die zum Einsatz kommen, ebenfalls auf die Kosten des Umweltschutzes einwirken, und so die Ergebnisse beeinflussen können.

2.3.2 Die Schadstoffbelastung

Neben der Höhe der Ausgaben wird in der Literatur auch häufig die Schadstoffbelastung als Indikator für die Strenge der Umweltschutznormen herangezogen. Das Vorgehen der Autoren ist hierbei allerdings nicht einheitlich, so werden für Studien z.B. verschiedene Schadstoffe als Indikatoren herangezogen. Um die Daten der einzelnen Länder vergleichbar zu machen, wird auch hier die jeweilige Schadstoffmenge auf das Bruttosozialprodukt oder auf die Einwohnerzahl umgelegt.

In sehr vielen Studien wird die Schadstoffbelastung über die CO₂-Emissionen² erfasst, d.h. der Einfachheit halber wird hierbei der Schadstoffausstoß direkt an der Entstehungsquelle gemessen. CO₂-Emissionen entstehen bei der Verbrennung von fossilen Treibstoffen sowie von Biomasse, und sie gelten als Indikator für die Fähigkeit eines Landes, mit klimaverändernden Schadstoffen umgehen zu können (vgl. OECD 1998). Da CO₂-Emissionen in Volkswirtschaften an sehr vielen Stellen auftreten, ist es nicht oder nur sehr schwer möglich, verlässliche Daten über die gesamten CO₂-Emissionen zu bekommen. Deshalb wird gelegentlich nur der CO₂-Ausstoß, der bei der Energieerzeugung durch große Kraftwerke entsteht, berücksichtigt. Will man also verschiedene Untersuchungen, in denen CO₂ als Indikator verwendet wird, vergleichen,

² Zur Abgrenzung von Emissionen und Immissionen vgl. z.B. Wießner 1991, S. 6 sowie § 3 Abs. 2 und 3 BImSchG.

dann muss man auf eventuelle Unterschiede bei der Erfassung und Verarbeitung der Daten achten.

Auch wenn CO₂-Emissionen mit einer Vielzahl von wirtschaftlichen Prozessen verbunden sind, so bleibt hier doch die Kritik, dass durch die zur Vergleichbarkeit der relativen Strenge nötige Reduktion auf nur einen Schadstoff bei weitem nicht alle Einflussfaktoren, welche die Strenge von Umweltschutzvorschriften determinieren, erfasst werden können.

Chimeli et al. (1998) haben ein Modell entwickelt und empirisch überprüft, aus dem sie einen Indikator auf Basis von SO₂-Emissionen abgeleitet haben, der die Messung und den Vergleich der Strenge von nationalen Umweltschutzvorschriften ermöglicht. Ihrer Meinung nach sind die SO₂-Emissionen aus folgenden Gründen die beste Meßgröße für die Strenge von Umweltschutznormen (vgl. Chimeli et al. 1998): erstens kommen SO₂-Emissionen aus relativ wenigen, leicht zu identifizierenden Quellen wie etwa großen Industriebetrieben und Kraftwerken, sie lassen sich deshalb leichter erfassen als andere Schadstoffe, die von vielen kleinen Emittenten stammen (wie z.B. CO₂ und NO_x). Zweitens besteht ein enger Zusammenhang zwischen SO₂-Ausstoß und industrieller Entwicklung sowie der Energieerzeugung; diese wiederum ist ein Schwerpunktgebiet der Umweltregulierung. Drittens hat SO₂ sowohl Nah- als auch Fernwirkungen. Kontrollen, und damit verbunden die Datenerhebung, geschehen häufig in nationalem Interesse, SO₂ als lokal wirkender Schadstoff wird hierbei erfasst und deshalb steht umfangreiches Datenmaterial für Untersuchungen zur Verfügung. Schließlich sind die SO₂-Emissionen typischerweise mit denen anderer wichtiger Schadstoffe positiv korreliert (vgl. Xing/Kolstad 1997) und deshalb als genereller Indikator besonders gut geeignet.

In das Modell gehen neben dem Schadstoff SO₂ noch das Bruttosozialprodukt, die Faktorausstattung und die wirtschaftliche Struktur des Landes mit ein. Anhand dieser Größen kann man nun eine typische Schadstoffbelastung für ein Land berechnen; der Faktor mit dem man diesen so ermittelten Betrag multiplizieren muss, um die tatsächliche Schadstoffbelastung des Landes zu erhalten, ergibt dann den Index für die Strenge der Umweltschutzvorschriften. Als Ausgangsbasis wird der Index für ein Land auf den Wert 'eins' normiert; hat ein Land nun einen Indexwert von größer eins, so bedeutet dies, dass es einen laxeren Umweltschutz hat als das Vergleichsland, dessen Indexwert

auf 'eins' festgesetzt wurde. Die so errechneten Indizes stehen in Tabelle 2 in der linken Spalte unter der Rubrik 'ungewichteter Index'.

Tabelle 2: Gewichtete und ungewichtete Indices der Umweltschutzstrenge

	ungewichteter Index	gewichteter Index
Bulgarien	1,6972	9,4461
Dänemark	2,2046	2,0067
Deutschland	1,4533	1,7093
Finnland	1,5399	1,4988
Frankreich	1,3260	1,2821
Großbritannien	1,4737	2,1747
Japan	2,8157	2,6928
Kanada	1,1682	1,4331
Niederlande	0,8744	0,8455
Norwegen	1,1079	1,0871
Österreich	1,0706	1,0689
Rumänien	0,8617	8,6046
Schweden	1,1840	1,0165
Spanien	1,1494	2,3727
Ungarn	2,3303	16,6828
USA	1,0000	1,0000

Quelle: Chimeli et al. 1998, S. 14

Der gewichtete Index in der rechten Spalte ergibt sich aus Anpassungen, die vorgenommen werden um die durch Technologietransfer verursachten Schadstoffausstoßreduktionen von solchen Reduktionen zu separieren, die aufgrund von Regulierungsmaßnahmen eingetreten sind. „Cleaner technologies do not come into use only as a result of regulation; they also are adopted in the course of adopted new production practices. Insofar as regulations in some countries induce technical change that is subsequently adopted elsewhere, follower countries may benefit from the new technologies without appreciable regulatory effort“ (Chimeli et al. 1998, S. 12). Da Investitionen in solche fortschrittlichen Techniken aber auch als freiwillige Selbstbeschränkung der Industrie gewertet werden können, gelten hier analog die Überlegungen, die oben zur Selbstregulierung angestellt wurden (vgl. Gliederungspunkt 2.2.2).

Kritik an diesem gewichteten Index verdient meiner Meinung nach die recht simple Vorgehensweise bei der Ermittlung dieses Indexes. „The second index divides the individual country results by GNP per 1000 people“ (Chimeli et al. 1998, S. 13). Das hierbei zugrundeliegende Konzept ist, dass einfach davon ausgegangen wird, dass

reichere Länder typischerweise Technologieführer sind und dass ein größerer Anteil der Schadstoffreduktionen in diesen reichen Ländern direkt auf internen Regulierungen beruht. Ärmere Länder hingegen profitieren von Technologietransfers, die nicht durch interne Regulierungsmaßnahmen bedingt sind, deshalb ist ein kleinerer Teil der gesamten Schadstoffreduktionen auf interne Regulierung zurückzuführen. Bei dieser Vorgehensweise werden Vereinfachungen und Pauschalisierungen vorgenommen, die die Aussagefähigkeit des gewichteten Indexes leider schmälern können. So sind die Unterschiede zwischen dem gewichteten und dem ungewichteten Indexwert für einige ärmere Länder doch sehr groß, für die Industrienationen hingegen, die regen Handel miteinander treiben, verändert sich der Wert kaum.

Auch wenn der soeben dargestellte Ansatz von Chimeli et al. theoretisch fundierter ist als der einfache Vergleich von Schadstoffemissionen, so gilt trotzdem auch hier die oben schon mehrfach erwähnte Kritik, dass das Modell nur einen Aspekt des Umweltschutzes erfasst (hier die Luftverschmutzung gemessen über SO₂-Emissionen), andere Bereiche des Umweltschutzes werden nicht erfasst; d.h. es wird implizit unterstellt, dass die Strenge der Umweltschutzvorschriften auf allen Gebieten in etwa gleich ist. Ob diese Annahme für alle Länder richtig ist, darf sehr wohl bezweifelt werden. Trotzdem kann der Ansatz als ein Schritt in die richtige Richtung gelten, zumal auch Chimeli et al. meinen, dass ihr Ansatz noch verbesserungsfähig ist.

2.3.3 Sonstige Ansätze

Energieintensität

Der Energiesektor spielt in nahezu allen Ländern eine große Rolle. Dies kommt daher, dass Energie sowohl als eigenständiger Sektor, als auch als Inputfaktor, der für fast alle anderen wirtschaftlichen Aktivitäten nötig ist, eine große Bedeutung hat. Da mit der Energieerzeugung eine Reihe von Umweltproblemen verbunden ist macht es durchaus Sinn, den Energieverbrauch als Indikator für die Strenge der Umweltschutzvorschriften eines Landes heranzuziehen. Der Einfachheit halber und wegen der besseren internationalen Vergleichbarkeit wird hierfür oft nur der Verbrauch von elektrischer Energie erfasst und hieraus dann auf die Strenge der nationalen Umweltschutzvorschriften geschlossen. Das hierbei zu Grunde liegende Konzept geht davon aus, dass durch Umweltschutzvorschriften der Strompreis steigt und dies wiederum zu sinkendem

Stromverbrauch führt. Ein geringer Stromverbrauch ist demnach ein Indikator für strenge Umweltnormen. Wie bei den meisten Ansätzen wird auch hier die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Nationen dadurch hergestellt, dass der Energieverbrauch pro Einheit des Bruttosozialproduktes erfasst wird.

Die Tatsache, dass neben dem Preis auch andere Faktoren den Stromverbrauch eines Landes determinieren, schränkt die Güte dieses Indikators jedoch ein. So ist der Stromverbrauch z.B. auch von geographischen Faktoren abhängig: in südlichen, bzw. heißen Regionen wird relativ viel elektrische Energie für Klimaanlage benötigt (vgl. OECD 1998), in kalten Regionen hingegen werden Heizungen häufig mit Öl oder Gas betrieben. Dieser Umstand kann die Ergebnisse, die nur auf dem Stromverbrauch basieren beträchtlich verzerren. Auch die Struktur der Industrie in einem Land determiniert dessen Energieverbrauch entscheidend, da nicht alle Branchen ihren Energiebedarf gleich schnell drosseln können wenn die Preise – z.B. durch Umweltschutzaufgaben – steigen. Deshalb ist es nicht zwingend der Fall, dass Länder, die einen relativ hohen Energieverbrauch vorweisen, laxe Umweltschutzvorschriften haben.

Aber selbst wenn man davon ausgeht, dass der Preis die Stromnachfrage zum überwiegenden Teil beeinflusst, so kann man nur dann von der Energienachfrage auf die Strenge der Umweltschutznormen schließen, wenn nicht noch andere nationale Faktoren den Strompreis entscheidend beeinflussen. Dass dies aber der Fall ist, dürfte angesichts der in Deutschland durch die Liberalisierung des Strommarktes ausgelösten Strompreissenkungen außer Frage stehen. Die Art des Wettbewerbes auf den nationalen Strommärkten hat demnach einen ganz entscheidenden Einfluss auf die Strompreise und da (noch) nicht in allen Ländern vollständiger Wettbewerb auf dem Strommarkt herrscht, ist folglich ein internationaler Vergleich des Energieverbrauchs nicht ohne weiteres die geeignete Methode, um einen Indikator für die Strenge der nationalen Umweltschutzanforderungen zu ermitteln.

Kombination mehrerer Indikatoren

Einige Autoren versuchen, die Strenge der nationalen Umweltschutzvorschriften zu messen, indem sie Indikatoren entwerfen, die mehrere Bereiche des Umweltschutzes gleichzeitig erfassen. So haben z.B. Beers und Bergh (1997) einen Indikator entwickelt, der auf Recyclingquoten, Marktanteil des bleifreien Benzins und Energieeffizienz basiert. Diese Vorgehensweise knüpft an der Kritik an, dass viele Maße für die Strenge

der Umweltschutzvorschriften jeweils nur einen Bereich – bzw. nur wenige Bereiche – des Umweltschutzes erfassen. Die Berücksichtigung mehrerer Indikatoren, die jeweils unterschiedliche Bereiche des Umweltschutzes repräsentieren, soll zu einer echten länderübergreifenden Vergleichbarkeit führen, indem nationale Unterschiede in der Regulierung besser erfasst werden.

Das Problem hierbei ist, dass die einzelnen Indikatoren auf *ein* Maß gebracht werden müssen. Hierbei ergeben sich vor allem zwei Probleme: erstens muss eine Gewichtung der einzelnen Bereiche vorgenommen werden, die bestimmt, welchen Anteil am aggregierten Ergebnis die einzelnen Werte haben. Dies dürfte ein sehr schwieriges Unterfangen sein und es darf wohl bezweifelt werden, ob es überhaupt eine „gerechte“ Lösung für diese Aufgabe gibt. Dies wäre aber nötig, da durch die Gewichtung das Ergebnis ganz erheblich beeinflusst werden kann. Zweitens bleibt das Problem, dass in den einzelnen Ländern zum Teil unterschiedliche Politikinstrumente zur Regulierung verwendet werden, deshalb ist es unter Umständen nötig eine ordinale Einteilung vorzunehmen (vgl. hierzu auch Gliederungspunkt 2.1). Dies hat den Nachteil, dass keine relativen Vergleiche der Strenge von Umweltschutznormen angestellt werden können. Einige Autoren (vgl. z.B. Scholz/Stähler 1999, S. 140) meinen aber genau dies sei wichtig, denn ihrer Meinung nach ist die relative, und nicht die absolute Strenge der Umweltschutzvorschriften wichtig wenn man den Einfluss von Umweltschutzregelungen auf die Wettbewerbsfähigkeit untersuchen will.

3. ANSÄTZE ZUR MESSUNG DER WETTBEWERBSFÄHIGKEIT VON NATIONEN

Es bereitet keine Probleme, den Begriff „internationale Wettbewerbsfähigkeit“ im Zusammenhang mit Unternehmen zu verwenden, da hier weitgehend Einigkeit besteht, wie dieser Begriff im Rahmen des mikroökonomischen Wettbewerbskonzeptes zu definieren ist.³ Anders ist dies, wenn man von der „Wettbewerbsfähigkeit von Nationen“ bzw. der „internationalen Wettbewerbsfähigkeit von Volkswirtschaften“ spricht, denn hier existiert kein allgemein akzeptiertes Konzept. Deshalb werde ich im Folgenden zunächst exemplarisch den „Diamant“-Ansatz von Porter darstellen, da er das bisher am weitesten entwickelte Modell zur Wettbewerbsfähigkeit von Nationen darstellt (vgl. Berg/Holtbrügge 1997). Anschließend werde ich kurz einige Ansätze zur Operationalisierung der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen aus der Literatur vorstellen.

3.1 Der „Diamant“-Ansatz von Porter

Porter war einer der Ersten, der ein konzeptionelles Modell zur Wettbewerbsfähigkeit von Nationen erarbeitete und dies empirisch testete (vgl. Porter 1990, 1991a). Ausgangspunkt seiner Überlegungen war die Erkenntnis, dass die Wettbewerbsfähigkeit von Volkswirtschaften nicht auf gesamtwirtschaftlicher Ebene zu suchen ist, sondern vielmehr in den einzelnen Branchen und Unternehmen. Der Grund hierfür ist, dass Wandel, ausgelöst durch internationale Strukturanpassungszwänge (oder auch durch Umweltschutzbestimmungen) gemäß den Veränderungen der komparativen Vorteile gleichzeitig für eine Branche zu Wettbewerbsvorteilen und für eine andere Branche zu Wettbewerbsnachteilen führen kann. Hieraus folgt die Feststellung, dass ein Land niemals auf allen Gebieten gleichzeitig führend sein kann.

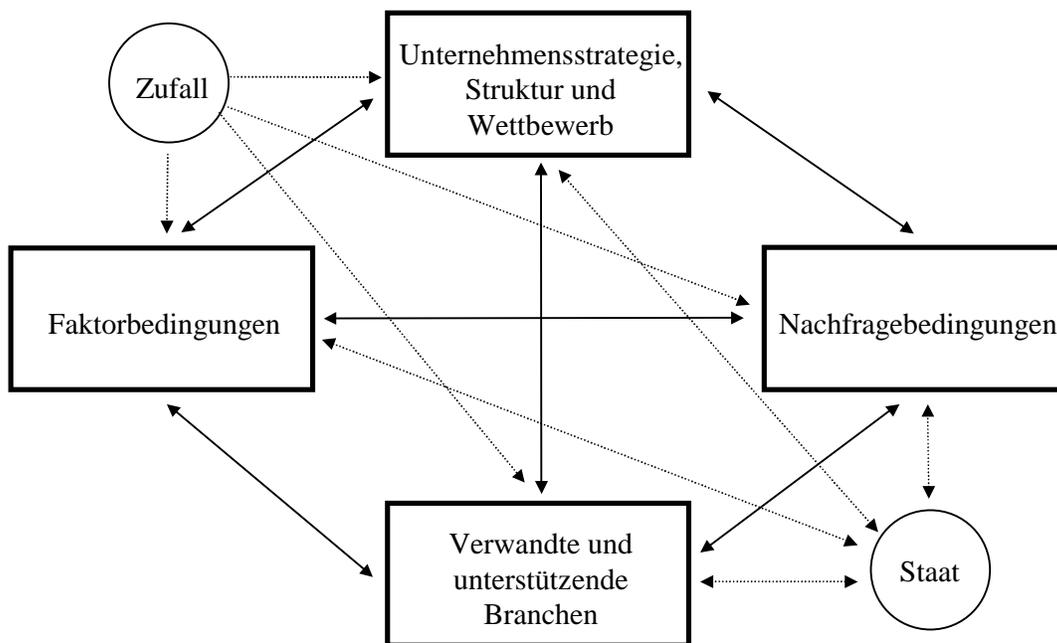
In seiner Studie „Nationale Wettbewerbsvorteile. Erfolgreich konkurrieren auf dem Weltmarkt“ kommt Porter (1991a) zu dem Ergebnis, dass Volkswirtschaften häufig auf jeweils unterschiedliche Gruppen miteinander verknüpfter, international besonders wettbewerbsfähiger Industrien spezialisiert sind. Diese Gruppen nennt Porter „cluster“. Des

³ Unter der internationalen Wettbewerbsfähigkeit von Unternehmen wird deren Fähigkeit verstanden, ihre Güter bzw. Leistungen unter Konkurrenzbedingungen auf internationalen Märkten abzusetzen und dabei zumindest langfristig Gewinne zu erzielen (vgl. Horbach 1998a, S. 12).

Weiteren hat Porter festgestellt, dass Industrien und Branchen, die nennenswerte internationale Wettbewerbsvorteile haben, sehr häufig nur in wenigen Ländern beheimatet sind. Aus diesen Zusammenhängen schließt Porter (1990, S. 85): „Our search, then, is for the decisive characteristic of a nation that allows its companies to create and sustain competitive advantage in particular fields – the search is for the competitive advantage of nations.“

Die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen ist demnach davon abhängig, ob es den besonders wettbewerbsfähigen „clustern“ in den jeweiligen Nationen gelingt Wettbewerbsvorteile zu erzielen und zu halten. Die Wettbewerbsvorteile dieser nationalen „cluster“ wiederum beruhen nach Porter vor allem auf vier Bestimmungsfaktoren sowie auf zwei ergänzenden Faktoren. Diese bilden ein sich reziprok verstärkendes System, den sogenannten „Diamant“ (vgl. Abb. 1).

Abbildung 1: Bestimmungsfaktoren nationaler Wettbewerbsvorteile



Quelle: Porter 1991a, S. 151

Die **Faktorbedingungen** repräsentieren die Position eines Landes bei wichtigen Produktionsfaktoren. Porter meint hier vor allem die fortschrittlichen Faktoren, die ein Land sich selbst durch langfristige Investitionen in Sach- und Humankapital geschaffen hat und nicht die Grundfaktoren wie z.B. Vorkommen natürlicher Ressourcen und

Bodenschätze, da diese zunehmend auf technischem Wege erzeugt oder durch innovative Verfahrensweisen substituiert werden können (vgl. Porter/Linde 1995a). Im Gegensatz zu den klassischen Theorien der Faktorausstattungen von Ricardo oder Heckscher/Ohlin behauptet Porter sogar, dass ein Fehlen von, bzw. Knappheit an bestimmten Grundfaktoren langfristig zu Wettbewerbsvorteilen führen kann, da die Unternehmen auf diese Weise zu Innovationen und Verbesserungen gezwungen werden und so die Verschwendung von Ressourcen vermieden wird.

Auch die **Nachfragebedingungen** des Inlands können einen Wettbewerbsvorteil für eine Nation begründen. Dies ist dann der Fall, wenn durch anspruchsvolle Nachfrager die Unternehmen zu Innovationen gezwungen werden und sie so einen technologischen Vorsprung und die Qualifikation zur Entwicklungsfähigkeit hervorbringen. Wenn die Inlandsnachfrage die Nachfragestrukturen anderer Länder vorwegnimmt, oder wenn ein Land seine Werte und seinen Geschmack 'exportieren' kann, dann lassen sich diese Wettbewerbsvorteile besonders gut erzielen. Die Größe des Inlandsmarktes spielt hierbei nur eine geringe Rolle, d.h. nur wenn mit hohen Aufwendungen für Forschung und Entwicklung, hohen economies-of-scale und Lernkurveneffekten, häufigen Technologiewechseln oder hoher Unsicherheit gerechnet werden muss, kommt ihr eine gewisse Bedeutung zu.

Das Vorhandensein von international wettbewerbsfähigen **verwandten und unterstützenden Branchen** im Inland führt laut Porter zu einer Reihe von Vorteilen für die nachgelagerten Branchen. So versorgen z.B. international wettbewerbsfähige Zulieferbetriebe ihre Abnehmer schnell, kostengünstig und effizient mit benötigten Inputs. Noch wichtiger aber als der Zugang zu Komponenten und Maschinen ist der ständige Innovations-, Aufwertungs- und Verbesserungsprozess, der aus der laufenden Koordination zwischen den Wertketten der Zulieferer mit denen der Abnehmerbranchen entsteht. Verwandte Branchen im Inland führen zu ähnlichen Vorteilen: durch Technologieaustausch und Informationsfluss zwischen den Branchen werden Innovationen und Verbesserungen vorangetrieben.

Die nationalen Verhältnisse und Gegebenheiten haben großen Einfluss auf **Unternehmensstrategie, Struktur und Wettbewerb**. Die einzelnen Länder haben verschiedene Managementstile und Organisationsmethoden hervorgebracht, und nur wenn ein „fit“ zwischen den Anforderungen der Branche und der Charakteristik des nationalen Managementsystems besteht, kann ein Land einen Wettbewerbsvorteil in

diesem Bereich realisieren. Es gibt also nicht das eine ideale Managementsystem, welches für alle Gegebenheiten das Richtige ist. Auch die Ziele, die Unternehmen sowie Personen verfolgen, werden recht stark von den verschiedenen Nationalstaaten determiniert. So sind die Unternehmensziele weitgehend von den nationalen Gegebenheiten des Kapitalmarktes und vom Entlohnungssystem für Manager abhängig. Die Ziele und Werte einer Nation, sowie das Prestige das einer Branche zugesprochen wird, beeinflussen zudem die Verteilung der human resources – dies wiederum hat direkten Einfluss auf die Wettbewerbsfähigkeit bestimmter Wirtschaftszweige. Schließlich ist das Vorhandensein von starker inländischer Konkurrenz laut Porter das wahrscheinlich wichtigste Element im Diamanten, da von diesem ein besonders starker Einfluss auf die anderen Punkte im Diamanten ausgeht. Durch starke Inlandskonkurrenz werden die Unternehmen angehalten, sich ständig zu verbessern und Innovationen hervorzubringen, des Weiteren werden sie dazu gedrängt, zu internationalisieren und ihre Abhängigkeit von den Basisfaktoren zu überwinden.

Neben diesen vier Hauptbestimmungsfaktoren kommt den zwei ergänzenden Faktoren Staat und Zufall noch eine indirekte Wirkung im Diamanten zu. Der **Zufall** beinhaltet unternehmensexogene Ereignisse, wie z.B. technologische Durchbrüche und außenpolitische Gegebenheiten, die Strukturbrüche verursachen und so den inländischen Unternehmen unter Umständen die Möglichkeit zur Verdrängung ausländischer Konkurrenten eröffnen. Der **Staat** schließlich kann die vier Hauptbestimmungsfaktoren nationaler Wettbewerbsvorteile beeinflussen, indem er Strukturanpassungen ermöglicht und dafür sorgt, dass die Produktionsfaktoren produktiv und zukunftsorientiert eingesetzt werden.

Staatliche Regulierungsmaßnahmen, und damit auch Umweltschutzregulierungen, können nicht direkt die Wettbewerbsfähigkeit determinieren; sie beeinflussen aber einen oder mehrere der vier Bestimmungsfaktoren des Diamanten und dadurch auch die Wettbewerbsfähigkeit. „A regulation’s effect on competitiveness, then, must always be analyzed by looking at how it affects each of the four determinants of competitiveness“ (Linde 1993, S. 70).

Kritik am Modell von Porter

Das Modell von Porter wurde vielfach kritisiert: So vertritt z.B. Dunning (1992) die Meinung, dass der Ansatz von Porter keine grundsätzlich neuen Überlegungen beinhaltet, sondern lediglich auf bekannte Elemente anderer Theorien zurückgreife. Grant (1991) kritisiert den Ansatz, da er seiner Meinung nach die Zusammenhänge und Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Bestimmungsfaktoren zu wenig zu erklären vermag. Andere Autoren (vgl. z.B. Welge/Holtbrügge 1997; Rugman/Verbeke 1993) beanstanden die enge nationale Perspektive des Ansatzes, ihrer Meinung nach verliert der Nationalstaat in der globalisierten Welt zunehmend an Bedeutung. Schließlich wird häufig die mangelnde Prognosefähigkeit von Porters Diamant-Ansatzes kritisiert. Diese wird darauf zurückgeführt, dass sich im Zeitverlauf die Faktoren der Wettbewerbsfähigkeit verändern und dass bestehende Faktoren unter Umständen sogar zu gegenteiligen Wirkungen führen können. Als Beispiel hierfür wird gerne auf die hohen Arbeitskosten in Deutschland hingewiesen. Porter (1991a) hat diesen eine innovationsfördernde und damit positive Funktion zugesprochen, inzwischen werden diese hohen Kosten jedoch immer häufiger als Belastung für die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen gewertet (vgl. Welge/Holtbrügge 1997).

Trotz dieser Schwächen bleibt das Modell von Porter – auch mangels brauchbarer Alternativen – für ex-post Analysen zur Wettbewerbsfähigkeit von Nationen interessant, man muss sich aber bewusst sein, dass es als Prognosemodell und zur Ableitung von Handlungsempfehlungen nicht geeignet ist.

3.2 Häufig verwendete Ansätze zur Messung der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen

Im folgenden Abschnitt sollen einige Ansätze aus der Literatur dargestellt werden, die dazu dienen können, den Einfluss rigider staatlicher Umweltschutzregelungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu messen. Da, wie bereits oben erwähnt, keine einheitliche Definition für die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen existiert, wird die Wettbewerbsfähigkeit von Volkswirtschaften oft anhand der aggregierten Wettbewerbsfähigkeit der einzelnen Unternehmen (gemessen über deren Gewinne) definiert (vgl. Horbach 1998a; zur Kritik bezüglich dieser Vorgehensweise vgl. Gliederungspunkt 3.3). Um feststellen zu können ob, und wenn in welchem Umfang Umweltschutzregulie-

rungen Einfluss auf die Wettbewerbsfähigkeit haben, wird in der Regel die Entwicklung umweltintensiver Branchen⁴ im Zeitverlauf oder im Verhältnis zu anderen weniger umweltintensiven Branchen betrachtet. Da dies in recht unterschiedlicher Form geschehen kann, sollen nun einige Vorgehensweisen aus der Literatur vorgestellt werden, die verschiedene Indikatoren für den Begriff „internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen“ verwenden.

3.2.1 Die Produktivität als Indikator

Für Porter ist die Frage „Was ist internationale Wettbewerbsfähigkeit?“ betrachtet auf volkswirtschaftlicher Ebene recht eindeutig: „The only meaningful concept of competitiveness at the national level is *productivity*⁵“ (Porter 1990, S. 84, Hervorhebung im Original). In neueren Texten, die den Zusammenhang zwischen der Strenge von Umweltschutzvorschriften und der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen untersuchen, sprechen Porter und van der Linde (1995a/b) auch von Ressourcenproduktivität. Grundlage der Untersuchungen ist hierbei jeweils die Ebene der einzelnen Unternehmen. Allerdings betonen Porter und van der Linde auch hier ausdrücklich, dass für sie die Wettbewerbsfähigkeit einer Nation über die aggregierte durchschnittliche Produktivität der inländischen Industrien zu definieren ist (vgl. Porter/Linde 1995b, S. 98).

Von der Fähigkeit der inländischen Unternehmen, eine im Verhältnis zu anderen Ländern hohe Produktivität zu erreichen und zu halten, hängt es ab, ob der Staat sein oberstes Ziel, den Lebensstandard der Bevölkerung zu erhöhen, erreichen kann (vgl. Porter 1990, S. 84). Unternehmen können ihre Produktivität jedoch nur dann auf hohem Niveau halten, wenn die nationalen Gegebenheiten es ihnen erlauben sich ständig zu verbessern. Dies geschieht z.B. durch die Steigerung der Qualität der Produkte, sowie durch die Entwicklung neuer Produkteigenschaften, aber auch durch aus Innovationen neu gewonnene effizienzsteigernde Produktionstechniken.

Durch die Globalisierung kommt dem internationalen Handel und Auslandsinvestitionen eine immer größere Bedeutung zu; dies kann sowohl positive als auch negative Wirkungen auf die Produktivität eines Nationalstaates haben. Zu steigender

⁴ Zur Abgrenzung umweltintensiver Branchen vgl. z.B. Low, P. 1992, S. 108; Holst/Horbach/Meißner/Voigt 1998, S. 66.

⁵ Produktivität ist definiert als der Wert des Outputs, der pro Einheit Arbeit bzw. Kapital produziert wird.

nationaler Produktivität kann es dann kommen, wenn im Rahmen der internationalen Arbeitsteilung die knappen Ressourcen eines Landes auf die Sektoren mit hoher Produktivität konzentriert werden und Produkte aus Branchen, in denen dieses Land keine überdurchschnittliche Produktivität erzielen kann, importiert werden. Da keine Nation auf allen Gebieten gleichzeitig wettbewerbsfähig sein kann, ist es also sinnvoll, die knappen Ressourcen auf die produktivsten Sektoren zu konzentrieren.

Negative Auswirkungen durch die internationale Konkurrenz sind dann zu erwarten, wenn die Produktivität im internationalen Vergleich nicht hoch genug ist um gegebenenfalls andere Kostennachteile (z.B. Lohnunterschiede) auszugleichen. In diesem Fall kommt es zum Verlust der Wettbewerbsfähigkeit in mehreren – eigentlich hoch produktiven – Branchen und es gehen auf diese Weise hochbezahlte Arbeitsplätze verloren. Dies hat dann negative Folgen für den Lebensstandard der betroffenen Volkswirtschaft (vgl. Porter 1990, S. 85).

Internationale Wettbewerbsfähigkeit in diesem Sinne hat aber nichts mit einer ausgeglichenen Handelsbilanz oder gar einem Handelsbilanzüberschuß zu tun. Lassen sich steigende Exporte nur durch niedrige Löhne und/oder einen schwachen Wechselkurs der Landeswährung, nicht jedoch durch überlegene Produktivität erreichen und müssen gleichzeitig hochwertige Waren importiert werden, so kann dies zwar zu einem ausgeglichenem Handelsbilanzergebnis führen, für den Lebensstandard jedoch sind negative Auswirkungen zu erwarten (vgl. Krugman 1994; Porter 1990 und Gliederungspunkt 3.3).

Porter und Linde (1995a/b) präsentieren eine Reihe von Fallbeispielen, die zeigen, dass Firmen durch strenge Umweltschutzaufgaben ihre Ressourcenproduktivität steigern und dadurch Einsparungen erzielen können (vgl. Gliederungspunkt 5.1). Auch andere Autoren halten einen positiven Zusammenhang zwischen Produktivität und Wettbewerbsfähigkeit von Nationen für gegeben. So determiniert z.B. nach Albrecht (1998) die Arbeitsproduktivität den Diversifikationsgrad der Exporte eines Landes. Eine hohe Arbeitsproduktivität führt demnach zu einem breiter gefächerten Spektrum der Exporte, dies wiederum macht die betreffende Nation widerstandsfähiger gegen Änderungen der Rahmenbedingungen in einzelnen Branchen, d.h. die internationale Wettbewerbsfähigkeit dieses Landes wird verbessert.

Kritiker dieses Ansatzes wenden ein, dass sowohl die Produktivität als auch der Lebensstandard Wohlfahrtsindikatoren einer Nation seien. „From this point of view it

seems fair to define international competitiveness at the national level as national welfare“ (Scholz/ Stähler 1999, S. 89). Im Zusammenhang mit Umweltschutzbestimmungen ergibt sich hieraus jedoch ein Problem: so argumentieren z.B. Repetto et al. (1996), dass die meistens eingesetzten Methoden zur Messung der Produktivität so betrachtet nicht richtig sind, da sie nur Einkommenseffekte messen, jedoch die Auswirkungen verbesserter Umweltqualität auf die Wohlfahrt nicht erfassen. „Environmental regulation is able to increase national welfare even if national productivity is not increasing“ (Scholz/Stähler 1999, S. 89). Ein Ansatz mit dem solche Wohlfahrtssteigerungen erfasst werden können ist z.B. die Nutzen-Kosten-Analyse, die ich später noch ausführlicher diskutieren werde (vgl. Gliederungspunkt 4.3).

3.2.2 Untersuchung der Direktinvestitionen

Direktinvestitionen sind grenzüberschreitende Investitionen, die mit dem Ziel getätigt werden „... eine dauerhafte Beteiligung (lasting interest) an einem Unternehmen im Ausland herzustellen“ (Jost 1997, S.2). Unter diesen Begriff fällt jedoch nicht nur der direkte Beteiligungserwerb, sondern auch die Aufstockung von Kapitalbeteiligungen, die Reinvestition von Gewinnen aus Tochterunternehmen und alle weiteren finanziellen Beziehungen (vgl. Jost 1997).

In einer Welt mit freiem Kapitalverkehr wird das Kapital dort eingesetzt, wo die höchsten Renditen zu erwarten sind. Ausgehend von dieser Hypothese kann nun z.B. untersucht werden, ob nach der Einführung verschärfter Umweltschutzbestimmungen im Inland besonders umweltintensive Branchen verstärkt im Ausland mit weniger strengen Umweltschutzaufgaben investieren. Ist dies der Fall, so liegt die Vermutung nahe, dass durch die zusätzlichen Umweltschutzvorschriften Kosten entstanden sind, die den Standort weniger attraktiv gemacht haben und die so zu einem Verlust der internationalen Wettbewerbsfähigkeit der betreffenden Nation geführt haben.

Grundsätzlich wird bei Untersuchungen auf der Grundlage von Direktinvestitionen „... die Fähigkeit eines Landes betrachtet, im Wettbewerb mit alternativen Unternehmensstandorten Kapital an sich zu ziehen und an sich zu binden“ (Meißner 1998, S. 34). Die Fähigkeit eines Landes, Kapital anziehen zu können, definiert demzufolge seine internationale Wettbewerbsfähigkeit. Die hohe Bedeutung, die der Attraktivität eines Landes für Kapital zukommt ergibt sich, weil die Fähigkeit der im Land ge-

bundenen immobilen Produktionsfaktoren zukünftig Einkommen erwirtschaften zu können, stark von mobilen Faktoren, wie z.B. Kapital, abhängig ist (vgl. Meißner 1998). Kann ein Land also nicht genügend Kapital an sich binden, so führt dies zu fallenden Einkommen und zu einem sinkenden Lebensstandard.

Die Schwäche dieses Ansatzes liegt unter anderem darin, dass Investitionsentscheidungen sehr komplex sind, d.h. letztendlich werden Entscheidungen über Direktinvestitionen von vielen verschiedenen Faktoren determiniert. Die in der Literatur weitgehend anerkannte „eklektische Theorie“ Dunning's (vgl. Dunning 1988) nennt z.B. drei erzielbare Wettbewerbsvorteile, die die Entscheidung von Unternehmen für Direktinvestitionen als Internationalisierungsstrategie beeinflussen können. Dies sind:

- *Eigentumsvorteile*: Wettbewerbsvorteile des ausländischen gegenüber lokalen Unternehmen, die die Kosten der Etablierung im Zielland kompensieren. Dies sind z.B. Ressourcenvorteile in Form besonderer Fähigkeiten (Technologien, Know-how, etc.) und Integrationsvorteile (Skalen- und Synergieeffekte, Spezialisierungsvorteile, Risikostreuung).
- *Internalisierungsvorteile*: Die Direktinvestition muss gegenüber den anderen Formen der Internationalisierung – wie z.B. Exporte oder vertragliche Ressourcenübertragungen – (Kosten-)Vorteile bringen. Das kann z.B. durch die Überwindung oder Ausnutzung von Marktunvollkommenheiten geschehen. Hierunter fallen etwa die Umgehung und Nutzbarmachung von Marktzugangsbeschränkungen, aber auch die Einsparung von Transaktionskosten (Such-, Verhandlungs-, Vertrags- und Konfliktkosten) und die Chance zu effektiveren Kontrollmöglichkeiten.
- *Standortvorteile*: Ausnutzung vorteilhafter Standortbedingungen. Dies geschieht hauptsächlich dadurch, dass Firmen von niedrigen Faktorpreisen profitieren und/oder sich Zugang zu Ressourcen verschaffen können.

Nur dann, wenn alle drei dieser Wettbewerbsvorteile erzielt werden können, sind Direktinvestitionen für Unternehmen vorteilhafter als andere Internationalisierungsstrategien (vgl. Horbach 1998b, S. 50).

Da Umweltschutzvorschriften hauptsächlich die Standortvorteile, d.h. die Standortbedingungen beeinflussen, die anderen Bestimmungsfaktoren jedoch eher unberührt lassen, kann man wohl zu Recht annehmen, dass Umweltschutzbestimmungen nur einen geringen Einfluss auf Direktinvestitionsentscheidungen haben. Es besteht demzufolge nur ein relativ schwacher Zusammenhang zwischen Direktinvestitionen und Umwelt-

schutz. Dies hat zur Folge, dass man mit dem Indikator Direktinvestitionen sehr vorsichtig umgehen muss, wenn man die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen beurteilen will, d.h. man darf die anderen Einflussfaktoren nicht aus den Augen verlieren. Dies gilt auch ganz besonders für die in der Literatur oft untersuchten Standortentscheidungen besonders umweltintensiver Industrien.

Schwerwiegender ist die Kritik, die darauf abzielt, dass Auslandsinvestitionen bei dynamischer Betrachtung auch ein Zeichen für die Stärke der inländischen Industrien sein können. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn ein Land durch frühzeitig verschärfte Umweltpolitik „first-mover-advantages“ realisieren kann. Solche „first-mover-advantages“ entstehen, wenn die ausländischen Regierungen nach einiger Zeit „nachziehen“ und ebenfalls ihre Umweltpolitik verschärfen; dann nämlich können die inländischen Unternehmen, die vorzeitig dazu gezwungen waren sich auf strengere Umweltgesetze einzustellen, ihr frühzeitig gewonnenes Know-how international verwerten. Dies kann dann dazu führen, dass die inländischen umweltintensiven Branchen, sowie der Sektor der umwelttechnischen Unternehmen, neben steigenden Exporten, auch verstärkt Direktinvestitionen im Ausland tätigen. „Derartige Direktinvestitionsabflüsse aus dem Land mit der Vorreiterrolle im Umweltschutz sind nicht als Mangel an Standortattraktivität zu beurteilen. Vielmehr dokumentieren sie Startvorteile der in dem betreffenden Land ansässigen Industrie“ (Meißner 1998, S. 46). Folgt man dieser Argumentation, dann ist es nicht mehr so problemlos möglich anhand von Direktinvestitionen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu schließen; eine genauere Betrachtung der Ursachen für die Direktinvestitionen wird unausweichlich.

Es gibt zahlreiche Studien, die untersuchen, ob Direktinvestitionen bzw. Standortentscheidungen der Industrie durch die Strenge der nationalen Umweltgesetzgebung beeinflusst werden. Die überwiegende Mehrzahl der Studien kommt zu dem Ergebnis, dass die Strenge der Umweltschutznormen keinen wesentlichen Einfluss auf die Direktinvestitionen von Unternehmen haben. Schulze und Ursprung (1998) kommen z.B. zu folgendem Schluss: „Apparently, such an environmental control-induced capital flight has not happened on a large scale, otherwise the ECC [Environmental Control Costs, Anm. d. Verf.] would have significantly contributed to the explanation of the existing trade pattern“ (ebenda, S. 77). Duerksen und Leonard (1980) haben zudem festgestellt, dass der überwiegende Teil der direkten Auslandsinvestitionen umweltintensiver Branchen ins industrialisierte Ausland fließt; dort unterliegen die Unternehmen

dann ähnlich strengen Umweltschutzanforderungen wie in ihrem Herkunftsland. Hieraus lässt sich folgern, dass nicht die Strenge der inländischen Umweltnormen für die Auslandsinvestitionen ausschlaggebend ist, sondern dass es wohl hauptsächlich andere Gründe sind, die diese besser erklären können.

Einige Studien jedoch, die den Begriff „umweltintensive Industrien“ sehr eng fassen, können einen Zusammenhang zwischen der Strenge von Umweltschutzvorschriften und Direktinvestitionen im Ausland feststellen. So haben z.B. Gray und Walter (1983) einen Zusammenhang zwischen der Abwanderungen der Kupfer- und der Chemie-Industrie sowie von Raffinerien und der Strenge der Umweltgesetze in Europa festgestellt, und auch Leonard (1988) kommt in seiner Studie zu dem Ergebnis, dass die Verschärfung der Umweltstandards in den USA bei sehr umweltintensiven Industrien zu Auslandsinvestitionen geführt hat.

3.2.3 Betrachtung von Handelsströmen

Empirische Studien, die sich anhand von Handelsströmen mit der Frage beschäftigen, ob und gegebenenfalls wie Umweltschutzregelungen die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen beeinflussen, untersuchen die Auswirkungen der nationalen Umweltgesetzgebung auf die internationalen Güterströme. Dies bedeutet, dass davon ausgegangen wird, dass die internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen relativ einfach anhand der Entwicklung z.B. der Exportzahlen abgelesen werden kann. Demnach deuten z.B. steigende Exporte auf steigende Wettbewerbsfähigkeit hin, fallende Exportzahlen hingegen können als Indikator für einen Verlust der Wettbewerbsfähigkeit gelten. Untersucht wird z.B., ob der Anteil umweltintensiver Güter⁶ an den Exporten in Ländern mit weniger strengen Umweltschutzgesetzen zunimmt, wenn andere Länder ihre Umweltpolitik verschärfen, bzw. ob der Anteil umweltintensiver Exporte in Nationen abnimmt, die strengere Umweltschutzvorschriften eingeführt haben. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die Frage, ob in Ländern, die ihre Umweltpolitik verschärfen die Importe umweltintensiver Güter ansteigen. Ist dies nicht der Fall, so könnte es sein, dass zum Schutz der nationalen Industrie Handelsbarrieren errichtet wurden, die den internationalen Wettbewerb verhindern oder stark einschränken. Dies

⁶ Zur Definition umweltintensiver Güter vgl. z.B. Low/Jeats 1992.

hätte dann u.U. auch zur Folge, dass die Ergebnisse von Studien, die auf Untersuchungen der Handelsströme basieren, verzerrt werden.

Gelegentlich wird auch die Entwicklung von Handelsbilanzsalden zwischen Ländern mit unterschiedlich strengen Umweltschutzgesetzen herangezogen, um Aufschluss über die Auswirkungen strenger Umweltpolitik auf die Wettbewerbsfähigkeit zu geben. Hierzu wird meistens die Entwicklung der Handelsbilanzsalden von umweltintensiven Gütern einerseits und von nicht-umweltintensiven Gütern andererseits verglichen. (Zur Kritik hierzu vgl. Gliederungspunkt 3.3)

Ein in der Literatur häufig anzutreffender Ansatz zur Messung der internationalen Wettbewerbsfähigkeit ist das Errechnen von RCA-Werten (RCA steht für „revealed comparative advantage“). Hierbei wird für einzelne Sektoren untersucht „... wie sich ein etwaig vorhandener sektoraler komparativer (Kosten-)Vorteil mit der Zeit entwickelt“ (Maennig/Mißbach 1998, S. 422). Zur Ermittlung von RCA-Werten wird die Ausfuhr-Einfuhr-Relation eines Sektors j eines Landes i in Beziehung zur Ausfuhr-Einfuhr-Relation des gesamten Landes gesetzt:

$$RCA_{ij} = \frac{\text{Ausfuhr}_{ij} / \text{Einfuhr}_{ij}}{\sum_{j=1}^n \text{Ausfuhr}_{ij} / \sum_{j=1}^n \text{Einfuhr}_{ij}}$$

Mit Hilfe dieser Formel kann sowohl der RCA-Index für einzelne Industrien, als auch eine Unterteilung in umweltintensive versus nicht-umweltintensive Güter vorgenommen werden. „If the index is above one, a country is deemed to have a comparative advantage in a product, i.e. its share in the market of a product was larger than its overall share in world trade“ (Sorsa 1994, S. 9). Je höher also der RCA-Wert für eine Branche über dem Durchschnittswert von eins liegt, desto mehr konzentrieren sich die Geschäfte des jeweiligen Landes auf diesen Wirtschaftszweig; dies wird als ein Zeichen für komparative Vorteile der jeweiligen Industrie gedeutet. In Tabelle 3 sind die RCA-Werte für umweltintensive Branchen einiger Industrieländer, sowie die Durchschnittswerte für Industrie- und Entwicklungsländer verzeichnet.

Für Deutschland ergibt sich für die umweltintensiven Branchen ein RCA-Wert von 1.0, dies bedeutet, dass Deutschland keinen komparativen Nachteil bei der Produktion umweltintensiver Güter hat (aber auch keinen Vorteil). Bleibt der RCA-Wert für umweltintensive Waren für ein Land über einen gewissen Zeitraum konstant, obwohl die Umweltstandards erhöht wurden, so läßt sich hieraus schließen, dass die Umweltpolitik keinen Einfluss auf die Wettbewerbsfähigkeit hat. Obwohl dies auf den

Tabelle 3: RCA-Werte für umweltintensive Branchen

	RCA 1970	RCA 1990
Deutschland	1,0	1,0
Finnland	2,7	2,9
Japan	1,2	0,6
Norwegen	2,3	1,5
Österreich	1,3	1,4
Schweden	1,7	1,7
USA	0,8	0,8
Ø Industrieländer	1,1	1,0
Ø weniger entwickelte Länder	0,8	0,9

Quelle: Sorsa 1994, S. 9

ersten Blick schlüssig klingt, so muss doch bedacht werden, dass auch andere Faktoren Einfluss auf den RCA-Wert haben. Es kann also durchaus passieren, dass negative Auswirkungen, die sich aus verschärften Umweltgesetzen ergeben, durch andere positive Effekte kompensiert werden. Auch hier zeigt sich, dass ergänzende Untersuchungen der Wirkungsfaktoren durchaus sinnvoll sind, um verlässliche Aussagen über den Einfluss von rigiden Umweltschutzstandards auf die Wettbewerbsfähigkeit treffen zu können.

Schließlich läßt sich der „relative world market share“ (RWS) als Indikator für die internationale Wettbewerbsfähigkeit heranziehen (vgl. z.B. Scholz/Stähler 1999, S. 92 f.). Der RWS vergleicht die Produktspezialisierung verschiedener Länder, indem er den „Exportanteil eines bestimmten Sektors an den gesamten Exporten eines Landes“ mit dem „Anteil dieses Sektors an den gesamten Welt-Exporten“ ins Verhältnis setzt. Ein RWS größer als eins für einen bestimmten Wirtschaftszweig eines Landes bedeutet, dass das betrachtete Land auf die Produktion in diesem Sektor spezialisiert ist. Ergibt sich, wie z.B. für Deutschland (vgl. Tabelle 4), ein Wert von 1,0 für umweltintensive Güter, so heißt dies, dass das betreffende Land im Welthandel mit diesen Gütern eine durchschnittliche Position einnimmt. Für Deutschland bedeutet dies konkret, dass sich keine Wettbewerbsnachteile durch den strengen Umweltschutz erkennen lassen. Ein Land, welches bei umweltintensiven Gütern einen RWS von größer als eins aufweist, ist demzufolge überdurchschnittlich wettbewerbsfähig auf diesem Gebiet. Allerdings hat es auch starke Belastungen durch strengere Umweltgesetze zu befürchten (wenn man unterstellt, dass strengere Umweltschutzaufgaben zu erhöhten Kosten führen weil z.B. vorwiegend additive Umweltschutzmaßnahmen zum Einsatz kommen), d.h. hier kann

Tabelle 4: RWS-Werte umweltintensiver Branchen für 10 Industrieländer, 1988

	RWS umweltintensiver Branchen	Anteil der umweltintensiven Branchen am Welthandel
Deutschland	1,00	11,9
Niederlande	1,29	5,3
Großbritannien	0,90	4,5
Japan	0,52	4,9
Frankreich	0,93	5,7
Schweden	2,10	4,0
USA	0,67	7,4
Kanada	1,52	6,6
Italien	0,88	4,2
Belgien/Luxemburg	1,50	5,4

Quelle: Low 1992, zitiert nach Scholz/Stähler 1999, S. 93

ein besonders starker negativer Zusammenhang zwischen verschärften Umweltschutzbestimmungen und der Wettbewerbsfähigkeit bestehen. Die gegenwärtig hohe Wettbewerbsfähigkeit der Industrie des betrachteten Sektors, die sich aus einem RWS-Wert von größer als eins ablesen lässt, kann aber auch bewirken, dass diese Unternehmen sich besonders effizient an neue Anforderungen wie strengere Umweltstandards anpassen können (vgl. Gliederungspunkt 6.2.2.4). Aus den Daten in Tabelle 4 lässt sich kein eindeutiger Schluss ziehen, ob die Wettbewerbsfähigkeit durch strenge Umweltschutzvorschriften beeinträchtigt wird oder nicht, da für Länder mit relativ hohen Umweltstandards (wie z.B. Schweden und die USA) die Zahlen zu verschieden sind. Wie man sieht fehlt auch den RWS-Werten die wünschenswerte Eindeutigkeit, deshalb sollte man behutsam mit ihnen umgehen.

3.3 Kritische Anmerkungen

Wie im vorangegangenen Abschnitt teilweise schon angedeutet wurde, ergeben sich bei der Betrachtung und dem Vergleich der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen vielfältige Probleme. Neben der Kritik an den verschiedenen Ansätzen selbst (vgl. Gliederungspunkt 3.2), ist es häufig die Ebene auf der Untersuchungen stattfinden, die Mißbilligung auslöst. Wird der Einfluss von Umweltstandards auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen auf Firmenebene untersucht, dann sind die Ergebnisse sehr von der Auswahl der betrachteten Unternehmen abhängig. „After regulation has taken place it

should be always possible to find a firm that benefited“ (Scholz/Stähler 1999, S. 88). Die Unterschiede zwischen den Firmen bezüglich der möglichen Effekte, die verschärfte Umweltgesetze auf ihre Wettbewerbsfähigkeit haben, können gewaltig sein: einige Firmen, die sehr umweltintensiv produzieren, haben sehr negative Auswirkungen zu erwarten, andere hingegen (wie z.B. die Zulieferer für Umweltschutztechnik) können mehr oder minder stark ausgeprägte positive Konsequenzen erwarten. Da es kaum möglich ist, alle Unternehmen eines Landes in einer Studie zu untersuchen, muss man sehr besonnen bei der Auswahl der Firmen vorgehen, um aussagekräftige Daten zu erhalten. Häufig wird den Autoren daher vorgeworfen, sie seien voreingenommen und hätten eine einseitige Auswahl der Firmen getroffen, um ihre Thesen zu untermauern.

Oft werden auch Fallstudien einzelner Unternehmen herangezogen, um anhand dieser den Einfluss von Umweltschutzbestimmungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu belegen. Hierbei muss man sich jedoch bewusst sein, dass man nur einen relativ kleinen Ausschnitt untersucht; die umfangreichen Interdependenzen der Realität können bei dieser Vorgehensweise jedoch nicht erfasst werden. Dies bedeutet allerdings nicht, dass man keine brauchbaren Ergebnisse mit Fallstudien erzielen kann, man darf nur nicht vergessen, auf welcher Ebene man sich befindet und man sollte mit der Verallgemeinerung der gefundenen Resultate vorsichtig sein.

Grundsätzlich gilt das oben ausgeführte auch, wenn anhand von Indikatoren auf Branchenebene versucht wird, den Zusammenhang zwischen Umweltpolitik und der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu beurteilen. Die traditionelle Handelstheorie sagt z.B. voraus, dass Umweltschutzbestimmungen in umweltintensiven Branchen zu verringertem Output führen, nicht-umweltintensive Branchen jedoch mit Outputsteigerungen reagieren. Wenn man also einzelne Sektoren isoliert betrachtet, so kommt man, je nachdem ob man umweltintensive oder nicht-umweltintensive Industrien betrachtet, zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen.

Eine naheliegende Lösung ist es, auf nationaler Ebene nach Indikatoren für die internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu suchen. Dies ist aber ein sehr umstrittenes Unterfangen. So schreibt Krugman (1994, S. 44): „... competitiveness is a meaningless word when applied to national economies. And the obsession with competitiveness is both wrong and dangerous.“ Er argumentiert, dass die Vorstellung, dass das ökonomische Wohl eines Landes durch seinen Erfolg auf dem Weltmarkt determiniert wird, nur eine Hypothese sei. Diese Hypothese ist jedoch seiner Meinung

nach falsch. „... it is simply not the case that the world's leading nations are to any important degree in economic competition with each other, or that any of their major economic problems can be attributed to failures to compete on world markets“ (Krugman 1994, S. 30).

Bei der Definition der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen ist der Vergleich eines Landes mit einem Unternehmen laut Krugman nicht zutreffend: ein Unternehmen, das nicht wettbewerbsfähig ist, verschwindet vom Markt, wenn es ihm nicht gelingt seine Wettbewerbsposition zu verbessern. Im Gegensatz hierzu scheiden Nationalstaaten nicht aus dem globalen Markt aus, es fehlt hier also der absolute Nullpunkt („bottom line“), von dem aus die Wettbewerbsfähigkeit definiert werden kann; ein nicht wettbewerbsfähiges Unternehmen geht bankrott, aber ein nicht wettbewerbsfähiger Staat? Auch die Annahme, diese 'bottom line' sei die Handelsbilanz und die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen könnte durch die Fähigkeit einer Nation, mehr an das Ausland zu verkaufen als dort einzukaufen definiert werden, ist nicht zutreffend: sowohl in der Theorie als auch in der Praxis kann ein Handelsbilanzüberschuß ein positives aber auch ein negatives Zeichen der nationalen Stärke sein (vgl. Krugman 1994, S. 31).

Volkswirte verwenden deshalb oft die folgende Definition für die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen: „Competitiveness [...] is defined as the degree to which a nation, under free and fair market conditions, produces goods and services that meet the test of international markets while simultaneously maintaining and expanding real incomes of its citizens“ (Tyson 1988, S. 97). Krugman (1994) kritisiert hier, dass die internationale Wettbewerbsfähigkeit für Volkswirtschaften mit sehr geringem Außenhandelsanteil nach dieser Definition fast vollständig von nationalen Bestimmungsfaktoren determiniert wird. Für Länder mit intensiven Außenhandelsbeziehungen ist es zwar theoretisch möglich, dass durch verschlechterte terms of trade der Lebensstandard sinken kann, Krugman konnte jedoch in der Realität keinen Zusammenhang zwischen sich verschlechternden terms of trade und dem Lebensstandard finden. Er untersuchte die Daten für die USA, Europa und Japan und er kam immer auf ein ähnliches Ergebnis. „In each case, the growth rate of living standards essentially equals the growth rate of domestic productivity—not productivity relative to competitors, but simply domestic productivity“ (Krugman 1994, S. 34).

Als Begründung für dieses Ergebnis in Zeiten wachsenden Welthandels liefert Krugman (1994, S. 34 f.) zwei Erklärungen. Erstens sagt er ist die Welt nicht so inter-

dependent wie man oft glaubt und zweitens sind Länder eben absolut nicht so wie Firmen und deshalb ist der internationale Handel kein Nullsummenspiel, d.h. Gewinne eines Landes müssen nicht auf Kosten eines anderen Landes erzielt werden, vielmehr können alle Länder vom internationalen Warenaustausch profitieren. Ausgehend von den soeben geschilderten Zusammenhängen lehnt Krugman die Verwendung des Begriffes internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen ab.

Wenn im Folgenden weiterhin von der Wettbewerbsfähigkeit von Nationen gesprochen wird, so sollte man sich also immer die damit verbundenen Probleme, die in den vorangegangenen Abschnitten kurz angesprochen wurden, vor Augen halten.

4. DIE TRADITIONELLE SICHT ZU DEN AUSWIRKUNGEN VON UMWELTPOLITIK

Vor allem Vertreter der von Umweltschutzregulierungen besonders stark betroffenen Industrien argumentieren, dass durch staatliche Umweltschutzbestimmungen Emissionsvermeidungsmaßnahmen nötig werden, deren Umsetzung für die Unternehmen eine zusätzliche Kostenbelastung bedeutet. Dies verschlechtert die Wettbewerbsposition der betroffenen Unternehmen gegenüber ausländischen Firmen, die nicht solchen kostenverursachenden Regulierungsmaßnahmen unterworfen sind.

In diesem Kapitel soll beispielhaft ein theoretisches Modell vorgestellt werden, welches solche Aussagen bestätigt. Vorher werde ich jedoch zum einen in groben Zügen auf die Grundlagen der Umweltpolitik eingehen und aufzeigen, warum diese notwendig ist, und zum anderen noch die Nutzen-Kosten-Analyse vorstellen, da sie ein traditionellerweise eingesetztes Instrumentarium zur Bewertung von Regulierungsmaßnahmen – und damit auch von Umweltschutzmaßnahmen – ist (vgl. Palmer et al. 1995, S. 119).

4.1 Das Umweltproblem als Folge von Marktversagen

Im Folgenden soll von der Problematik der Definition des Umweltproblems abgesehen werden⁷ und das Umweltproblem als gesellschaftliches Problem im Sinne der neoklassischen Wohlfahrtstheorie betrachtet werden. In diesem Fall stellt sich das Umweltproblem als Wohlfahrts- und Wachstumsverlust dar.

Normalerweise wird die Produktion und der Konsum privater Güter durch die Institution des Marktes effizient koordiniert und dabei führt individuelles rationales Handeln zu kollektiv rationalen Resultaten (vgl. Weimann 1995, S. VII). Im Falle von Umweltgütern gilt dies jedoch nicht: „Pollution is considered as a case where the invisible hand does not work ...“ (Lévêque 1996, S. 3). Für dieses Marktversagen werden vor allem zwei Begründungen genannt (vgl. z.B. Rahmeyer 1997):

Erstens, stellt die Umwelt heute ein sogenanntes Allmendegut oder „common property good“ dar. Ursprünglich jedoch wurde sie als öffentliches Gut genützt, d.h. sie konnte von allen Wirtschaftssubjekten gleichzeitig genutzt werden (Ausschlussprinzip

⁷ Ein leitbildorientierter Überblick findet sich z.B. bei Knorring 1997.

des Marktes nicht anwendbar) ohne dass dadurch jemand in seiner Nutzung beeinträchtigt wurde (keine Rivalität in der Nutzung). Weil die Marktteilnehmer ihre Präferenzen für das öffentliche Gut Umwelt nicht offenbaren müssen, und da eine zusätzliche Nutzung keine zusätzlichen Kosten verursacht, ist hierbei der Preis gleich Null. Heute erfüllt die Umwelt in Volkswirtschaften mehrere Funktionen, so dient sie als öffentliches Konsumgut, als Lieferant natürlicher Ressourcen, als Aufnahmemedium für Abfälle und als Standort (z.B. für Industrie, Wohnsiedlungen, Landwirtschaft und Infrastruktur). Aufgrund mehrerer Faktoren (wie z.B. Bevölkerungswachstum), auf die ich hier nicht weiter eingehen werde⁸, kommt es nun dazu, dass die vorhandenen Umweltressourcen nicht mehr für alle potentiellen Funktionen gleichzeitig ausreichen, d.h. die verschiedenen Verwendungen stehen nun in einem Konkurrenzverhältnis zueinander. So gesehen stellt sich das Umweltproblem als Allokationsproblem der knappen Ressource Umwelt dar. Durch die Rivalität in der Nutzung wird die Umwelt nun zum Allmendegut, für das zwar das Rivalitätsprinzip, nicht aber das Ausschlussprinzip gilt. Solche Güter können also nur für alle oder überhaupt nicht zur Verfügung gestellt werden; da im Falle der Bereitstellung aber niemand von der Nutzung ausgeschlossen werden kann, stehen sie auch demjenigen zur Verfügung frei, der sich nicht an den Kosten ihrer Bereitstellung beteiligt. „Damit besteht ein systematischer Anreiz zum Einnehmen der Außenseiter- bzw. Trittbrettfahrersposition (Umweltproblem als Gefangenendilemma⁹)“ (Rahmeyer 1997, S. 40).

Zweitens wird auch die Existenz externer Effekte als Ursache für das beobachtete Marktversagen herangezogen. „Die externen Effekte entstehen bei der Umweltnutzung dadurch, daß die ökonomischen Aktivitäten derjenigen, die Schadstoffe emittieren, einen negativen Einfluß auf die Produktions- und Konsumaktivitäten anderer Wirtschaftssubjekte haben, ohne daß dadurch eine Pflicht zu Kompensationsleistungen begründet wird“ (Wießner 1991, S. 15). Die externen Effekte sind in diesem Fall die negativen Wirkungen der Schadstoffe, die nicht durch den Preismechanismus vermittelt werden, und für die demzufolge keine Marktbeziehungen existieren. Hierdurch kommt es zum Auseinanderdriften der privaten und der sozialen Kosten der Produktion und des Konsums. Im Gegensatz zu den sozialen Kosten, die sämtliche Kosten einer wirtschaftlichen Aktivität umfassen, gehen in die privaten Kosten der Unternehmen nämlich nur

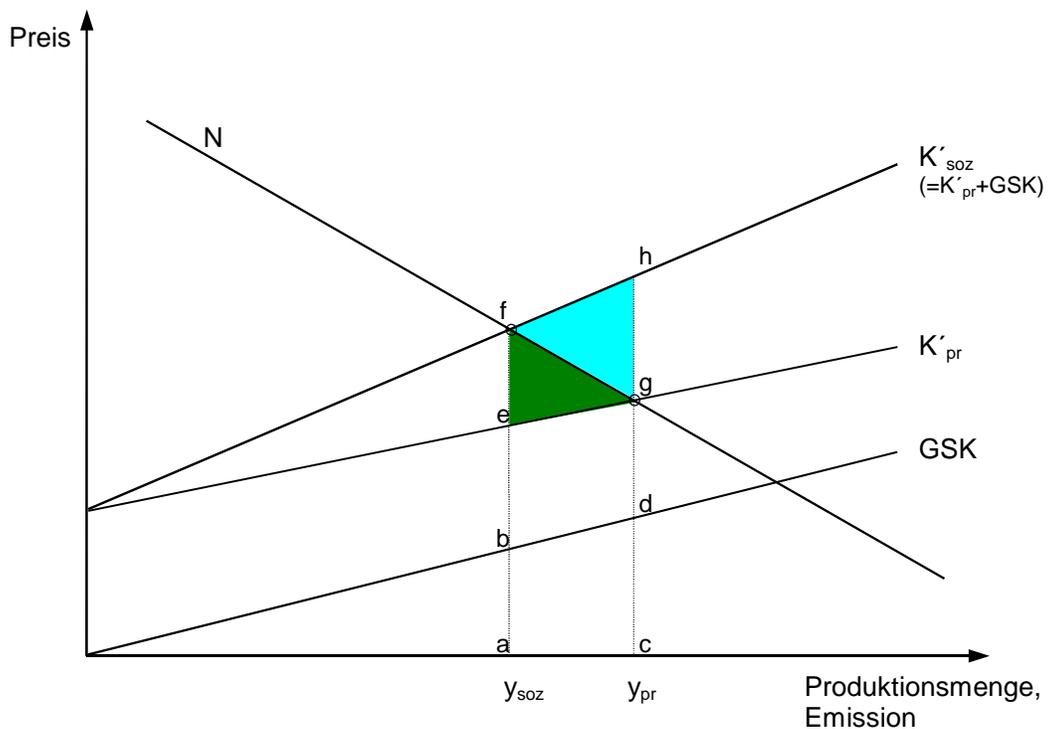
⁸ Zu den Ursachen des Umweltproblems vgl. z.B. Wicke 1993, S. 27-59.

⁹ Vgl. Weimann 1995.

die wirklich zu zahlenden Kosten der Inputfaktoren ein. Wenn die Kosten der Umwelt-
 nutzung aber nicht (oder nicht vollständig) in die Kalkulationen der Unternehmen
 eingehen, dann führt dies dazu, dass die Warenpreise nicht die wirklichen Opportuni-
 tätskosten der wirtschaftlichen Aktivitäten widerspiegeln, und dies wiederum hat zur
 Folge, dass der Umfang umweltintensiver Aktivitäten größer wird, als dies im nutzen-
 maximalen Allokationsoptimum der Fall wäre. Infolgedessen kommt es zu einer zu
 großen Umweltbelastung und damit verbunden zu Wohlfahrtseinbußen.

Zur besseren Verständlichkeit soll dieser Zusammenhang nun anhand einer gra-
 fischen Darstellung verdeutlicht werden (vgl. Abb. 2); hierzu wird aufgezeigt, welchen
 Einfluss es auf die Wohlfahrt hat, wenn die privaten Grenzkosten geringer sind als die
 sozialen Grenzkosten.

Abbildung 2: Grafische Darstellung einer negativen Externalität



Quelle: Rahmeyer 1997, S. 42

Der Graph GSK repräsentiert die monetär bewerteten Grenzscha-
 den, die durch die Emission einer wirtschaftlichen Aktivität verursacht werden; sein genauer Verlauf ist
 nicht bekannt, alternativ zur Darstellung in Abbildung 2 ist er auch parallel zur Mengen-

achse oder progressiv ansteigend denkbar. Unterstellt man einen solchen anderen Verlauf der Kurve, so ändert dies aber nichts an der prinzipiellen Erkenntnis, es wird nur das Ausmaß der durch externe Effekte bedingten Wohlfahrtsänderungen beeinflusst. K'_{pr} stellt die privaten, K'_{soz} die sozialen Grenzkosten der Produktion dar. N gibt über die marginale Zahlungsbereitschaft der Haushalte den Grenzvorteil der Produktion an. Werden nun nur die privaten Grenzkosten K'_{pr} berücksichtigt, so führt dies zu einer Produktionsmenge von y_{pr} (Grenzwinn = Grenzvorteil - private Grenzkosten = 0); in Abbildung 2 ermittelt durch den Schnittpunkt der Kurven N und K'_{pr} . Berücksichtigt man aber auch die Kosten, die durch die externen Effekte der Produktion entstehen, so muss man sich an den sozialen Grenzkosten K'_{soz} orientieren; dies führt dann dazu, dass nur die Menge y_{soz} produziert wird.

Betrachten wir nun die Wohlfahrtswirkungen, die durch eine Reduktion der Outputmenge von y_{pr} auf y_{soz} bewirkt werden: einerseits ist ein Wohlfahrtsverlust der Unternehmen und Haushalte in Höhe der Fläche efg zu beobachten, andererseits führt die Verminderung der Emissionen im Ausmaß der Fläche $abcd$, die der Fläche $efgh$ entspricht, zu einem Wohlfahrtsgewinn. Saldiert man diese beiden gegenläufigen Effekte, so erhält man einen Netto-Wohlfahrtsgewinn für die Volkswirtschaft, der durch die Fläche fgh repräsentiert wird.

Die Lösung des Umweltproblems liegt demzufolge darin, dass die Divergenz zwischen sozialen und privaten Kosten abgebaut wird. Es muss also ein institutioneller Rahmen geschaffen werden, der es ermöglicht, dass alle Kosten einer wirtschaftlichen Aktivität, jeweils derjenigen Einheit zugerechnet werden, die für die Entstehung der Kosten verantwortlich ist (Verursacherprinzip). Dies bedeutet, dass negative externe Effekte internalisiert werden müssen, damit der Markt- und Preismechanismus eine optimale Allokation gewährleisten kann und es nicht zum Marktversagen kommt. Es sei an dieser Stelle noch angemerkt, dass diese ökonomisch optimale Allokation nicht zu einer Umweltbelastung von null führt, sondern das Ziel hat, durch eine wirtschaftliche Wachstumsmaximierung den höchstmöglichen Wohlstand zu realisieren, indem – gesamtwirtschaftlich gesehen – die Summe aus Vermeidungs- und Entsorgungskosten minimiert wird (vgl. Knorring 1997, S. 15).

4.2 Das Ziel der Umweltpolitik: externe Effekte internalisieren

Die Unternehmen beziehen die Ressource Umwelt also nicht (oder nur unterbewertet) in ihre individuellen ökonomischen Kalkulationen mit ein, da sie die Kosten der externen Effekte ihres Handelns nicht berücksichtigen. Prinzipiell können zwar auch positive externe Effekte auftreten, da dies aber im Zusammenhang mit der Nutzung der Umwelt eher selten der Fall sein dürfte, werden diese hier nicht näher betrachtet. Wenn im Folgenden also von externen Effekten die Rede ist, so sind damit stets negative externe Effekte¹⁰ gemeint.

Grundsätzlich stehen für die Internalisierung externer Effekte drei Ansatzpunkte zur Verfügung; diese sind im Einzelnen (vgl. Rahmeyer 1997, S. 35):

- a) Die Internalisierung durch freiwillige Verhandlungen (eigentumsrechtliche, bzw. Coase-Lösung)
- b) Einsatz ordnungspolitischer Instrumente (Gebote und Verbote, Auflagen) (außermarktliche Lösungen) und
- c) Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente wie Steuern, Subventionen, Lizenzen (wohlfahrtsökonomische, bzw. Pigou-Lösung).

Die *Internalisierung externer Effekte durch Verhandlungen* geht auf Coase zurück (vgl. Coase 1960). Die Idee hierbei ist, dass nur eine klare Zuordnung der Nutzungsrechte vorgenommen werden muss (durch den Staat), damit es zu freiwilligen Verhandlungen kommt, die das Umweltproblem (aus ökonomischer Sicht) lösen. „Das Recht auf Nutzung eines bestimmten Umweltmediums gibt dem Rechtsinhaber einen Abwehranspruch gegen Umweltstörungen durch Dritte, bzw. das Recht auf Umweltschutz in seinem Sinne, aber auch die Möglichkeit zum Verkauf seines Nutzungsrechts, d.h. zum Verzicht auf Umweltschutz zugunsten Dritter gegen ökonomische Kompensation, sprich: Preiszahlung“ (Knorring 1997, S. 21). Da es (zumindest theoretisch) für den Geschädigten, der das Nutzungsrecht besitzt, vorteilhaft ist Nutzungsrechte zu verkaufen, solange seine Grenzensorgungskosten geringer sind als der hierfür zu erzielende Preis und es andererseits für den Schädiger billiger ist Entschädigung zu zahlen, so lange der Preis dafür geringer ist als seine Grenzvermeidungskosten, besteht für beide Parteien ein Anreiz sich zu einigen. Der Preis für die Nutzungsrechte bildet sich dort, wo die Grenzkosten der Vermeidung und der Entsorgung gleich hoch sind und

¹⁰ Zur formalen Darstellung externer Effekte siehe z.B. Rahmeyer 1997, S. 41.

es wird infolgedessen die pareto-optimale¹¹ Umweltbelastung erreicht. Hierbei ist es irrelevant, ob das Nutzungsrecht dem Schädiger oder dem Geschädigten zugesprochen wird, es kommt immer zur gleichen pareto-optimalen Allokation bezüglich der Nutzung der Umweltressource (Invarianzthese). Allerdings ist jeweils derjenige der absolute Gewinner, dem die Nutzungsrechte zufallen, weil die Verteilung des Verhandlungsgewinns von der Verteilung des Nutzungsrechts abhängt. Das Nutzungsrecht hat also einen wirtschaftlichen Wert für den Besitzer (vgl. Rahmeyer 1997, S. 46).

Gegen die reine Verhandlungslösung zur Internalisierung externer Effekte ist einige Kritik erhoben worden:

- Da die Verhandlungen nach individuellen ökonomischen Kriterien geführt werden, kann es sein, dass die ökologischen Zielsetzungen keine hinreichende Berücksichtigung finden, d.h. „... eine pareto-optimale Umweltbelastung kann weiterhin als umweltzerstörend und lebensbedrohend empfunden werden und als gesellschaftliches Problem einen politischen Handlungsbedarf implizieren“ (Knorring 1997, S. 24).
- Die Belastung der Umwelt involviert sowohl eine große Anzahl betroffener Schädiger als auch Geschädigter; dies kann zur Folge haben, dass es nicht zur Aufnahme von Verhandlungen kommt, da es sich bei der Umwelt um ein öffentliches Gut handelt und somit selbst dann niemand von möglichen Verbesserungen ausgeschlossen werden kann, wenn er keinen Beitrag dazu geleistet hat. Es besteht somit für die Beteiligten ein Anreiz, die Trittbrettfahrerposition einzunehmen und infolgedessen kommt es nicht zum für alle vorteilhaften Ergebnis einer verbesserten Umweltqualität. Dies wird „soziale Dilemmasituation“ genannt (vgl. z.B. Weimann 1995, S. 66 ff.).
- Der Verhandlungslösung liegt die theoretische Annahme zu Grunde, dass keine Transaktionskosten anfallen. Weil diese in der Realität aber sehr wohl entstehen ist das Verhandlungsergebnis nicht mehr unabhängig von der Nutzungsrechteverteilung (vgl. Rahmeyer 1997, S. 46 f.). Da die Transaktionskosten steigen, wenn die Anzahl der Beteiligten zunimmt, kann es vorkommen, dass die Transaktionskosten höher ausfallen als der Vorteil, der durch Verhandlungen erzielt werden kann. Die Verhandlungslösung ist dann nicht mehr effizient.

¹¹ „Das Paretokriterium definiert eine Allokation dann als effizient, wenn diese sich, um ein Individuum besser zu stellen, nicht mehr verändern läßt, ohne daß gleichzeitig wenigstens ein Individuum schlechter gestellt werden muß“ (Hanusch/Kuhn 1992, S. 88).

- Da die Verhandlungspartner keine vollständigen Informationen hinsichtlich der Grenzkosten der anderen Beteiligten besitzen, eröffnet sich ihnen die Möglichkeit strategischen Verhaltens. „Der Vorteil eines dezentralen Allokationsmechanismus entfällt“ (Rahmeyer 1997, S. 47).
- Weil viele Schadstoffe die Umwelt als globales Medium betreffen, müssten die Nutzungsrechte länderübergreifend vergeben werden. Dies dürfte angesichts des Bestehens der vielen Nationalstaaten und deren divergierender Interessen allerdings nicht praktikabel sein und selbst wenn dies gelingen würde, so entstünden vergleichsweise hohe Transaktionskosten, die unter Umständen Verhandlungen unrentabel machen (vgl. Wießner 1991, S. 18).

Da – wie soeben gezeigt wurde – das Umweltproblem durch bloßes Verteilen von Nutzungsrechten und daraus resultierenden freiwilligen Verhandlungen nicht zufriedenstellend gelöst werden kann, ist es erforderlich, „... daß der Staat wirtschaftspolitisch aktiv wird, das heißt, er muß Umweltpolitik betreiben“ (Wießner 1991, S. 19).

Die der Umweltpolitik hierbei zur Verfügung stehenden Instrumente können in zwei grundsätzlich verschiedene Ansätze unterteilt werden¹². Zum einen kann auf **ordnungspolitische Instrumente** zurückgegriffen werden. Hierbei wird eine zwangsweise Internalisierung externer Effekte durch direkte umweltbezogene Verhaltensvorschriften (wie z.B. Umweltauflagen) in Form von expliziten Geboten und Verboten realisiert.

Zum anderen kann die Umweltpolitik auf die sogenannten **ökonomischen Anreizinstrumente** zurückgreifen, hierzu zählen vor allem Steuern, Subventionen, Abgaben und Lizenzen. Auch hier kommt es zu einer zwangsweisen Internalisierung der externen Effekte. Das Ziel ist es hierbei allerdings, mit Hilfe dieser Instrumente, ökonomische Anreize für umweltfreundliches Verhalten zu schaffen, da hierbei auf direkte Verhaltensvorschriften verzichtet wird, können die Betroffenen selber entscheiden, welche Maßnahmen sie ergreifen, d.h. sie können flexibel reagieren und so die für sie kostengünstigste Alternative zur Reduktion der Emissionen realisieren (vgl. Wicke 1993, S. 421 f.).

Auf die Vor- und Nachteile der einzelnen Instrumente bzw. auf einen Vergleich und eine Beurteilung der Instrumente soll hier nicht weiter eingegangen werden. An dieser

¹² Eine einheitliche Gliederung der Instrumente gibt es nicht. Für Beispiele anderer Systematisierungen siehe z.B. Rahmeyer 1997, S. 49.

Stelle sei auf die Literatur verwiesen (vgl. z.B. Endres 1994, S. 118 ff.; Rahmeyer 1997, S. 47 ff.; Knorring 1997, S. 20 ff.).

4.3 Bestimmung der Vorteilhaftigkeit von Umweltschutzregulierungen mit Hilfe der Nutzen-Kosten-Analyse

„The traditional approach consists of comparing the beneficial effects of regulation with the costs that must be borne to secure these benefits“ (Palmer et al. 1995, S. 119). Das geeignete Instrumentarium hierfür ist die Kosten-Nutzen-Analyse, auf die ich nun im Folgenden etwas näher eingehen werde.

Da es sich beim Umweltschutz um ein sehr komplexes Themengebiet handelt, ist es sehr aufwendig anhand eines Nutzen-Kosten Vergleichs verlässliche Aussagen über die Vorteilhaftigkeit von Umweltschutzvorschriften zu erhalten. Einen solchen vollständigen Nutzen-Kosten Vergleich bezüglich der Wirkungen von Umweltschutzregulierungsmaßnahmen zu verfassen, würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen, deshalb werde ich mich darauf beschränken die wesentlichen Zusammenhänge mit Hilfe von Beispielen aufzuzeigen¹³.

4.3.1 Die Systematik der Nutzen-Kosten-Analyse

Zunächst einmal werde ich nun umrisshaft das Vorgehen zur Erstellung einer Nutzen-Kosten-Analyse beschreiben und im Anschluss daran dann auf einige Kritikpunkte und Probleme eingehen.

Die Nutzen-Kosten-Analyse hat grundsätzlich zum Ziel, die Auswirkungen verschiedener Handlungsalternativen auf die soziale Wohlfahrt zu erfassen. Hierzu werden für jede Wahlmöglichkeit die aggregierten, monetär bewerteten individuellen Nutzen und die Kosten ermittelt, die mit der Umsetzung dieser Handlungsalternative verbunden sind. Schließlich wird die Differenz aus den aggregierten individuellen Nutzen und den Kosten ermittelt; wenn sie positiv ist, so spricht man vom Nettonutzen, der zur Steigerung der Wohlfahrt beiträgt. Je größer der Nettonutzen einer Handlungsalternative, desto positiver ist diese demnach zu bewerten. Um den Nettonutzen verschiedener

¹³ Für eine ausführliche Darstellung der Nutzen-Kosten-Analyse speziell in Bezug auf Umweltpolitik siehe z.B. Kopp et al. 1997; Farrow/Toman 1999.

Umweltschutzmaßnahmen zu errechnen, sind im Einzelnen die folgenden fünf Schritte nötig:

Als Erstes muss ermittelt werden, wie die zukünftige Entwicklung verläuft, wenn keine neue Regulierung eingeführt wird, d.h. was passiert ohne Regulierung?

Im nächsten Schritt gilt es, mögliche Handlungsalternativen zu bestimmen. Dies können verschiedene Regulierungsmethoden, unterschiedlich strenge Vorschriften aber auch Alternativen zur Regulierung – wie etwa suatorische Instrumente¹⁴ sein.

Der dritte Schritt besteht darin festzustellen, welche Schadstoffemissionen durch die Regulierungsmaßnahmen tangiert werden und welche Risiken von diesen ausgehen (z.B. für die Gesundheit der Bevölkerung). Des Weiteren muss ermittelt werden, in welchem Ausmaß die jeweiligen Regulierungsmaßnahmen die durch diese Schadstoffe verursachten körperlichen Beeinträchtigungen reduzieren können. Hierzu müssen auch sekundäre Effekte erfasst werden, d.h. es muss festgestellt werden, welche indirekten Wirkungen von der Regulierung ausgehen. Ein Beispiel mag dies verdeutlichen: die Einführung bleifreien Benzins hat die direkte Wirkung, dass die Belastung mit dem Schadstoff Blei für die Bevölkerung zurückgeht, daneben ermöglicht es der bleifreie Kraftstoff aber auch, durch den Einsatz von Katalysatoren andere Schadstoffemissionen zu reduzieren. Auch diese positiven Auswirkungen müssen erfasst werden. Da sekundäre Wirkungen aber auch negative Auswirkungen haben können, muss auch untersucht werden ob – und gegebenenfalls welche – Gefahren von eventuellen Ersatzstoffen ausgehen können.

Im vierten Schritt werden die Nutzen und Kosten erfasst, die die Regulierungsmaßnahmen jeweils für die Individuen mit sich bringen. Die Nutzen leiten sich aus der individuellen Bedürfnisbefriedigung ab und der ihnen zugemessene Wert wird ermittelt, indem erfragt oder beobachtet wird, wieviel ein Individuum bereit ist aufzugeben um diesen Nutzen zu realisieren („willingness to pay“). Für die Bewertung der Kosten verwendet man das Konzept der Opportunitätskosten. „... [T]he opportunity cost of providing environmental improvements is the (current or future) consumption opportunities actually given up in order to invest in improved environmental conditions“ (Farrow/Toman 1999, S. 8). Um ein einheitliches Maß zu erhalten, welches einen Vergleich der verschiedenen positiven sowie negativen Auswirkungen ermöglicht, wird,

¹⁴ Durch suatorische Instrumente werden Informationen (objektiv) und Wertvorstellungen (subjektiv) der einzelwirtschaftlichen Entscheidungsträger beeinflusst (vgl. Michaelis 1996, S. 32).

wo immer dies praktikabel ist, der Wert der Nutzen und Kosten in monetären Einheiten angegeben. Diese ökonomischen Werte beziehen sich auf die Situation ohne Regulierung, d.h. es wird die inkrementelle Änderung der Nutzen und Kosten relativ zur Situation ohne Regulierung gemessen. Hierdurch wird vermieden, dass der absolute Wert der Natur bzw. der natürlichen Ressourcen ermittelt werden muss. Dieses Unterfangen wäre auch recht aussichtslos, da der gesamte Wert dieser Ressourcen vermutlich unbekannt und sehr wahrscheinlich sogar unendlich groß ist (vgl. Toman 1998).

Der letzte Schritt besteht darin, die Kosten gegen die Nutzen aufzurechnen. Hierzu ist es zunächst nötig, die Nutzen und Kosten der Individuen zu aggregieren. Üblicherweise wird zu diesem Zweck eine einfache Summation vorgenommen, nachdem mit Hilfe von Diskontierungstechniken die unterschiedlichen Zeitpunkte, in denen die Nutzen bzw. Kosten angefallen sind, rechnerisch homogenisiert wurden (vgl. hierzu z.B. Hanusch 1994, S 97 ff.). Wie oben bereits kurz erwähnt, ist eine Maßnahme immer dann als vorteilhaft zu bewerten, wenn die Differenz von aggregierten Nutzen und Opportunitätskosten positiv ist; man spricht in diesem Fall vom Nettonutzen. Letztendlich sollte diejenige Handlungsalternative ausgewählt werden, die den größten Nettonutzen mit sich bringt und so die Wohlfahrt zu Maximieren hilft.

Neben der Ermittlung der monetären Nettonutzen sollte eine gründliche Untersuchung auch eine Sensitivitätsanalyse beinhalten, damit festgestellt werden kann, wie abhängig die Ergebnisse von den getroffenen Annahmen, der Unsicherheit und von den nicht monetarisierbaren Nutzen und Kosten sind. Darüber hinaus sollte auch – so weit dies möglich ist – untersucht werden, wie sich die Nutzen und Kosten über die Individuen verteilen, d.h. es muss aufgezeigt werden, wer durch die geplante Regulierung zu welchem Zeitpunkt „gewinnt“ bzw. „verliert“ (vgl. Farrow/Toman 1999, S. 10 f.).

Kritische Würdigung der Vorgehensweise der Nutzen-Kosten-Analyse

Die Nutzen-Kosten-Analyse benützt die soziale Wohlfahrt als Indikator für die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit von Regulierungsmaßnahmen. Dies hat den Vorteil, dass so die verschiedenen Auswirkungen, die von den zur Verfügung stehenden Alternativen ausgehen, verglichen werden können. „... CBA [Cost-Benefit Analysis, Anm. d. Verf.] attempts to capture in a single index all the features of a policy decision that affect the well-being of society. The single-metric approach permits the comparison

of policies that affect different attributes of well-being differently, that is, it permits the decision-maker to compare "apples" and "oranges" on the basis of a single attribute (the index of social welfare) common to both" (Kopp et al. 1997, S. 7).

Diese Vorgehensweise ist jedoch nicht ohne Probleme, so stellt sich die Frage, wie denn die Auswirkungen von Regulierungsmaßnahmen auf die soziale Wohlfahrt ermittelt werden sollen. Wie bereits oben gezeigt wurde, setzt die Nutzen-Kosten-Analyse hier bei den einzelnen Individuen an und unterstellt dann, dass die soziale Wohlfahrt einer Gesellschaft durch die Aggregation der Wohlfahrt der Individuen ermittelt werden kann.

Ausgangspunkt ist hierbei die Annahme, dass die Befriedigung individueller Bedürfnisse zur Steigerung der individuellen Wohlfahrt (gemessen in Nutzen) führt. „Individual measures of well-being are premised on a fundamental economic assumption: that the satisfaction of individual preferences gives rise to individual well-being“ (Kopp et al. 1997, S. 4). Diese Annahme wird nicht von allen Autoren für zutreffend gehalten und es ist ein Glaubenskrieg darüber entbrannt, ob sie gerechtfertigt ist oder nicht (vgl. hierzu Kopp et al. 1997, S. 4 und die dort angegebene Literatur sowie ebenda S. 9 ff.). Vor allem Philosophen sind der Meinung, dass diese Annahme nicht richtig ist und zu falschen Ergebnissen führt. „However, empirical evidence confirms what common wisdom suggests: not the satisfaction but the content and quality of desires correlates with what people mean by welfare or well-being“ (Sagoff 1993, zitiert nach Kopp et al. 1997, S. 9).

Angesichts der vielen Aspekte von denen die (individuelle) Wohlfahrt abhängt scheint es überdies unmöglich alle Elemente in einem Index zu erfassen, so ist es z.B. sehr gut möglich, dass aus Zeit- und Geldgründen sowie wegen mangelnder Informationen einige Aspekte nicht berücksichtigt werden, obwohl sie die Wohlfahrt (mit)determinieren. In diesem Zusammenhang wird außerdem oft auf Elemente verwiesen, die sich nicht ohne weiteres monetarisieren lassen und die deshalb leicht unberücksichtigt bleiben, weil sie nicht in den eindimensionalen, aus Geldwerten bestehenden Index integriert werden können (wie z.B. intangible Faktoren, aber auch öffentliche Güter, die keinen Preis haben)¹⁵. In Bezug auf die Umwelt stellt sich hier

¹⁵ Wie bereits oben angedeutet, sollten solche nicht-monetarisierbaren Effekte möglichst genau beschrieben und dann in Form eines Addendums der Nutzen-Kosten-Analyse beigelegt werden (vgl. Hanusch 1994, S. 10).

außerdem die Frage, wie denn die Rechte zukünftiger Generationen in der Nutzen-Kosten-Analyse erfasst werden können, d.h. es stellt sich das Problem, wie zukünftige Belastungen (aber auch Nutzen) zu diskontieren sind. Um einen zuverlässigen Schätzwert für die Wohlfahrt zu erhalten, ist es zwar nicht nötig alle Einflussfaktoren ganz exakt zu erfassen, werden jedoch zu viele und/oder wichtige Faktoren nicht berücksichtigt, so ist das Ergebnis der Nutzen-Kosten-Analyse unter Umständen mangelhaft und die hieraus abgeleiteten (Politik-)Empfehlungen können demzufolge falsch sein.

Schließlich stellt sich noch das Problem, wie die einzelnen Indexwerte des individuellen Wohlstands gewichtet werden sollen, um einen eindimensionalen Wert zu erhalten. Die gängige Vorgehensweise beruht auf der Annahme, dass der ökonomische Wert der gewählten Alternative deren Nutzen bestimmt und dass dementsprechend eine Gewichtung vorgenommen werden kann. Hiergegen werden zwei Einwände erhoben: erstens gibt es Effekte, die nicht monetär bewertbar sind (vgl. oben) und zweitens meinen einige Autoren „... that the economic value of some thing is not related to the well-being that a person enjoys as a result of that thing“ (Kopp et al. 1997, S. 12). Die Vertreter dieses Arguments unterstellen, dass Aktionen (d.h. die Auswahl von Alternativen) nicht durch Präferenzen motiviert werden. Dieses Argument ist eng verbunden mit der bereits angesprochenen Auseinandersetzung bezüglich der Frage ob die Befriedigung individueller Bedürfnisse zur Steigerung der individuellen Wohlfahrt – und damit letztendlich zum Anstieg der gesellschaftlichen Wohlfahrt – führt.

Im Zusammenhang mit der Aggregation der individuellen Nutzen zur gesellschaftlichen Wohlfahrt wird gelegentlich kritisiert, dass Verteilungseffekte nicht berücksichtigt werden. So kann es z.B. sein, dass eine Handlungsalternative zwar insgesamt gesehen die gesellschaftliche Wohlfahrt maximiert, dies aber dadurch erreicht wird, dass die ärmeren Bevölkerungsmitglieder Nutzeneinbußen hinnehmen müssen, die dann durch Nutzenzuwächse zu Gunsten der reichen Bevölkerung überkompensiert werden. Um solche Situationen zu vermeiden, in denen eine Gruppe zu Lasten einer anderen profitiert, wird in der Nutzen-Kosten-Analyse unterstellt, die Distribution von Einkommen und Vermögen in der Gesellschaft sei politisch so gewollt und deshalb als gegeben anzusehen; früher wurde dann, um eine Handlungsalternative auszuwählen, das Pareto-kriterium herangezogen, hiernach ist diejenige Alternative die Beste, die den größten Wohlfahrtsgewinn bringt ohne dass dabei ein Individuum schlechter gestellt wird als in der Ausgangssituation. Leider bestehen nur sehr wenige Politikalternativen diesen

Pareto-Test und deshalb wurde das weniger strenge Kriterium der Kaldor-Hicks-Kompensation gebräuchlich. „The so-called Kaldor-Hicks notion of compensation implies that a policy is preferred to the status quo if all those who benefit from the policy could *in principle* compensate those who suffer and still remain better off“ (Kopp et al. 1997, S. 13, Hervorhebung im Original). Um Verteilungseffekte zu berücksichtigen ist es darüber hinaus auch möglich, eine anonyme Gewichtung der individuellen Nutzen vorzunehmen (vgl. Burtraw/Kopp 1994). Da es aber umstritten ist welche Verteilung als gerecht gelten kann, gibt es keine einheitliche Vorgehensweise hierfür und deshalb ist der Vorwurf eine falsche Gewichtung sei vorgenommen worden, ein häufiger Ansatzpunkt für Kritik.

Eine sehr kontroverse Diskussion gibt es auch darüber, welche Annahmen bezüglich der zukünftigen technischen Entwicklung zu treffen sind. Der Streitpunkt hier ist das Ausmaß an technischen Innovationen, das jeweils mit bzw. ohne Regulierung stattfindet (vgl. hierzu Porter/Linde 1995b und Palmer et al. 1995). Diese Diskussion ist so gravierend, da das angenommene Ausmaß an Innovationen entscheidend die Kosten der Unternehmen und damit auch die soziale Wohlfahrt beeinflusst.

Neben der bereits eingangs erwähnten Vergleichbarkeit ist ein weiterer Vorteil der Nutzen-Kosten-Analyse in deren Transparenz zu sehen, d.h. die zu Grunde liegenden Annahmen, Theorien, Methoden und Vorgehensweisen sowie das Ergebnis können überprüft werden, da nach festen Regeln vorgegangen wird. Dies erleichtert auch die praktische Anwendung der Nutzen-Kosten-Analyse, da es möglich ist, schnell und einfach zu überprüfen, welche Informationen bzw. Aspekte noch berücksichtigt werden müssen. So kann auch festgestellt werden, wie fundiert die Ergebnisse sein werden, die auf einem gegebenen Informationsstand aufbauen. Kopp et al. (1997, S. 53) fassen die Vorzüge der Nutzen-Kosten-Analyse wie folgt zusammen: „To its adherents, the advantages of CBA (and CEA) include transparency and the resulting potential for engendering accountability; the provision of a framework for consistent data collection and identification of gaps and uncertainty in knowledge; and, with the use of a money metric, the ability to aggregate dissimilar effects--such as those on health, visibility, and crops--into one measure of net benefits“.

4.3.2 Die Nutzen des Umweltschutzes

Wie bereits oben dargestellt, ist es das Ziel der Nutzen-Kosten-Analyse, Änderungen der sozialen Wohlfahrt zu erfassen, die z.B. durch Umweltschutzvorschriften hervorgerufen werden. Da die soziale Wohlfahrt durch Aggregation der individuellen Nutzenniveaus erfolgt, müssen die Nutzen (und die Kosten) der zu beurteilenden Alternativen auch auf individueller Ebene gesucht werden. Im Folgenden geht es also darum, die positiven Nutzenveränderungen der Individuen zu ermitteln. In Tabelle 5 sind die wichtigsten Bereiche verzeichnet, in denen mit Nutzenzuwächsen durch Umweltschutzregelungen gerechnet werden kann. Diese sind in die folgenden vier Nutzen-Kategorien eingeteilt: 1) gesundheitliche und ähnliche Vorteile für die Bevölkerung, 2) Nutzen für die Produktion / den Konsum, 3) wirtschaftliche Güter und 4) Umweltgüter.

In die erste Kategorie fallen sowohl die Nutzen aus verringertem Krankenstand, als auch die aus der Reduktion des Risikos frühzeitig zu sterben. Obwohl in der Tabelle nicht verzeichnet, fallen in diese Kategorie auch die Nutzen, die Individuen durch die verminderte Angst vor Krankheit entstehen. Auch eine mögliche Reduktion von Vermeidungsmaßnahmen (wie z.B. bei hohen Ozonwerten auf Sport im Freien zu verzichten) kann als Nutzen für die Individuen gewertet werden.

Im Produktionssektor dürften die Landwirtschaft (incl. Forstwirtschaft) und die Fischerei am meisten von Umweltschutzmaßnahmen profitieren, aber auch alle anderen Sektoren, die natürliche Ressourcen verwenden, können potentielle Nutznießer sein. Hierbei ist es noch einmal wichtig, sich bewusst zu machen, dass die Nutzen-Kosten-Analyse am Nutzenzuwachs der Individuen ansetzt, d.h. es muss festgestellt werden, welchen Nutzenzuwachs der einzelne Konsument erzielen kann. Für den Produktionssektor ist dies relativ einfach: wenn eine verringerte Umweltverschmutzung z.B. zu steigenden Ernteerträgen führt, dann kann bei gegebenem Marktpreis mehr produziert werden, dies bedeutet eine Verschiebung der Angebotskurve nach außen. Wird die Nachfrage als gegeben betrachtet, so führt dies zu einem niedrigeren Preis und dementsprechend profitieren in diesem Fall die Nachfrager.

Tabelle 5: Nutzen-Kategorien und Ansätze zu deren Schätzung

BENEFIT CATEGORY	ESTIMATION APPROACH ^a
To Individuals	Property Value (hedonic price) ^b
Health	
Mortality	Wage Compensation, Stated Preference Averting Behavior, Human Capital (forgone earnings)
Morbidity (acute, chronic)	Stated Preference, Cost of Illness (medical, earnings, pain and suffering, avoidance) Averting Behavior
To Production/consumption	
Crops/Forests/Fisheries	Consumer plus producer surplus
Water-using industry	same
Municipal Water Supply	Opportunity Cost (alternative aquifer)
Authorities	Service Replacement (Municipal treatment bottled water)
To Economic Assets	
Materials (corrosion, soiling)	Replacement Cost, Service Values, household production function
Property Values	Hedonic Price Models
To Environmental Assets	
Use	
Recreation	Unit Day, Stated Preference, Property Value, Travel Cost, Random Utility, Hedonic Travel Cost Service Replacement, Stated Preference, Property Value
Other (visibility)	
Passive Use (Nonuse)	Stated Preference Models
^a See Freeman (1993) for detailed explanation of all approaches.	
^b For instance, increases in individual incomes from the economic rejuvenation of a remediated area. Care must be taken not to double-count benefits in this subcategory with benefits in the "production" category.	

Quelle: Kopp et al. 1997, S. 15

Der Nutzen von verringerter Umweltbelastung für Wirtschaftsgüter (wie z.B. Werkstoffe und Grundstücke) ist vor allem darin zu sehen, dass z.B. Material seltener ersetzt werden muss und dass der Boden vor Verschmutzungen geschützt wird. Die sich hieraus ergebenden positiven Effekte sind im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse allerdings recht schwer zu erfassen (vgl. Kopp et al. 1997, S. 17).

Die vierte und letzte Nutzen-Kategorie umfasst alle Bereiche der natürlichen Umwelt die Menschen etwas bedeuten und für deren Erhaltung sie bereit sind, einen Beitrag zu leisten. Dies umfasst z.B. Erholungsgebiete genauso wie gefährdete Spezies inklusive

deren Lebensraum und Landschaften. Personen können hierbei Verbesserungen der Umweltqualität zum einen als Nutzen empfinden weil sie einen Service in Anspruch nehmen, den ihnen Umweltgüter bieten („use value“) oder aber den Umweltgütern einen Wert an sich zuschreiben, weil sie da sind („passive use“ bzw. „nonuse value“). Während erstere Nutzen mit sogenannten Aufwandsansätzen (z.B. Reisekostenansatz) erfasst werden können (vgl. hierzu z.B. Jaeckel 1992; Bockstael 1995), sind zweitens schwieriger zu ermitteln, was auch erklärt, warum es zu den „nonuse values“ weniger Untersuchungen gibt, bzw. diese in Untersuchungen häufig nicht auftauchen.

Vor allem die erste Nutzenkategorie spielt in der Praxis eine große Rolle: „Empirically one of the most important environmental benefits appears to be reduced risks of premature mortality“ (Farrow/Toman 1999, S. 8). Allerdings ist die Kontroverse darüber ob es überhaupt möglich ist, solche Nutzen in Geldeinheiten auszudrücken, sehr groß und selbst unter den Befürwortern ist es höchst strittig, wie solche Nutzen zu beurteilen sind (d.h. es besteht kein Konsens darüber mit welchem Wert solche Effekte angesetzt werden sollen).

4.3.3 Die Kosten des Umweltschutzes

Bei der Erfassung der Kosten werden, analog zur Nutzenerfassung, die individuellen negativen Nutzenänderungen, die von einer Regulierungsmaßnahme ausgehen, erfasst. „Measuring the costs of a policy is identical with measuring its benefits in the sense that in CBA we are concerned only with changes in individual welfare that we will aggregate to changes in social welfare“ (Kopp et al. 1997, S. 25). Macht man sich dies bewusst, so wird einem klar, dass in diesem Rahmen weit mehr Kosten zu erfassen sind als nur die Vermeidungskosten der Unternehmen. Aber selbst wenn man die gesamten Kosten, die den Unternehmen durch die Einhaltung neuer Vorschriften entstehen, erfasst (d.h. Vermeidungskosten und Kosten für integrierten Umweltschutz u.Ä.), so lässt sich hieraus nicht direkt auf die monetären Wohlfahrtseffekte schließen. Dies haben Hazilla und Kopp (1990) in einer Studie bestätigt, die sich auf Daten der US-amerikanischen Umweltbehörde zu den „Clean Air and Water Acts“ stützt.

Wie bereits oben erwähnt (vgl. Gliederungspunkt 4.3.1), kommt deshalb das Konzept der Opportunitätskosten zur Anwendung, um die negativen Wirkungen im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse zu erfassen. Es muss demnach untersucht werden, welche

Ressourcen in welchem Umfang durch die neue Regulierungsmaßnahme von anderen Bereichen der Volkswirtschaft abgezogen werden. „Dieser Abzug aus alternativen Verwendungen macht dort Produktionseinschränkungen erforderlich. Der daraus resultierende Konsumverzicht entspricht dabei den volkswirtschaftlichen Kosten ...“ (Hanusch 1994, S. 2). Ein Beispiel möge dies verdeutlichen: werden umweltbelastende Substanzen verboten, so sind die betroffenen Firmen gezwungen, Substitute zu finden. Hierfür müssen Ressourcen von anderen Projekten abgezogen werden (vor allem im Forschungs- und Entwicklungsbereich); der Wert dieser anderen Forschungs- und Entwicklungsbemühungen, die nicht durchgeführt werden konnten, muss als Kosten der Regulierung erfasst werden. Können die alten Produktionsanlagen für die Herstellung des Ersatzproduktes nicht weiterverwendet werden, so muss auch der gesamte Wert dieser nun nutzlosen Anlage den Kosten der Regulierung zugeschlagen werden. Auch höhere Produktionskosten und/oder gestiegene Verkaufspreise des Ersatzproduktes stellen in diesem Sinne, genauso wie eventuelle Qualitätseinbußen Kosten dar, die es im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse zu erfassen gilt.

Bei der Ermittlung der Kosten muss sehr genau beachtet werden wie weitreichend die Konsequenzen sind, die sich aus der Regulierung ergeben. Wird z.B. ein Vorprodukt durch Umweltschutzvorschriften verteuert und/oder verändert, so kann dies erhebliche Folgen für die in der Wertschöpfungskette nachgelagerten Aktivitäten haben. Sind diese sogenannten sekundären Effekte nicht sehr groß, dann kann auf ihre Erfassung verzichtet werden, andernfalls müssen sie jedoch in die Nutzen-Kosten-Analyse aufgenommen werden.

Schließlich weisen Kopp et al. (1997) noch darauf hin, dass es wichtig ist dynamische Effekte zu beachten, d.h. die zukünftigen Konsequenzen von Regulierungsmaßnahmen zu berücksichtigen. „Producer decisions and actions that might have intertemporal consequences would be those affecting investment (including investments in physical and human capital and R&D); on the consumer side, we have savings, human capital investments, durable-goods purchases, and factors that influence household labor supply“ (Kopp et al. 1997, S. 28). Werden diese Entscheidungen durch Umweltschutzmaßnahmen beeinflusst, dann kann dies Auswirkungen auf das wirtschaftliche Wachstum der Volkswirtschaft haben. Wird beispielsweise das Wachstum des Einkommens gemindert, dann steigen die Kosten der betreffenden Maßnahme (in Bezug auf die Wohlfahrt) mit der Zeit an. Auf diese Weise können schon kleine Änderungen des

Wachstums zu immensen Kosten führen. Allerdings darf nicht vergessen werden, dass diese erst in der Zukunft entstehen und dass deshalb hier mit Hilfe von Diskontierungen diese Kosten auf den gegenwärtigen Wert korrigiert werden müssen (vgl. Gliederungspunkt 4.3.1).

4.3.4 Fazit

Die Nutzen-Kosten-Analyse ist ein Instrument, das dazu eingesetzt werden kann, verschiedene Ansätze zum Umweltschutz in Bezug auf ihre Auswirkungen auf die soziale Wohlfahrt zu beurteilen. Dies ermöglicht die Auswahl der jeweils besten Handlungsalternative. Neben dem Problem der Definition des Begriffes der sozialen Wohlfahrt und damit verbundenen umstrittenen Annahmen sind es aber vor allem empirische Probleme bei der Erfassung der Nutzen und Kosten, die die Aussagefähigkeit von Nutzen-Kosten-Analysen einschränken können. Da die Umweltpolitikalternativen vor ihrer Implementierung bewertet werden müssen, kann über mögliche Auswirkungen teils nur spekuliert werden; d.h. zur Beurteilung werden Szenarien entworfen, die immer nur hypothetisch sein können. So kann auch die Nutzen-Kosten-Analyse, obwohl sie theoretisch und mathematisch durchaus fundiert ist, kein absolut objektives Ergebnis hervorbringen.

Auch wenn sich einzelne Umweltschutzvorhaben, die nur regional begrenzte Wirkungen haben, recht gut mit Hilfe der Nutzen-Kosten-Analyse bewerten lassen, so scheint es doch recht utopisch zu sein, wenn man glaubt, mit diesem Instrument feststellen zu können, ob Umweltschutzvorschriften generell positiv oder negativ zu bewerten sind. Zu diesem Zweck müssten zu viele Variablen erfasst und verarbeitet werden; aber auch die Verallgemeinerung von in Fallstudien gefundenen Ergebnissen ist nicht ohne Risiken und daher kritisch zu beurteilen (vgl. Kopp et al. 1997, S. 16 ff.).

Abschließend sei noch darauf hingewiesen, dass die Nutzen-Kosten-Analyse nicht direkt die Auswirkungen von Regulierungsmaßnahmen auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit erfasst; sie konzentriert sich nur auf Wohlfahrtseffekte. Der Zusammenhang zwischen der Wohlfahrt und der Wettbewerbsfähigkeit ist jedoch keineswegs eindeutig (vgl. Scholz/Stähler 1999; Krugman 1994).

4.4 Wirkungen einseitiger nationaler Umweltschutzvorschriften im Zeitalter der Globalisierung

Wenn im Folgenden von den Auswirkungen des Umweltschutzes die Rede ist, so muss man sich immer vor Augen halten, dass in diesem Kapitel die traditionelle Sichtweise dargestellt wird und dass dementsprechend die hier vorgestellten Auswirkungen höchst umstritten sind.

4.4.1 Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen

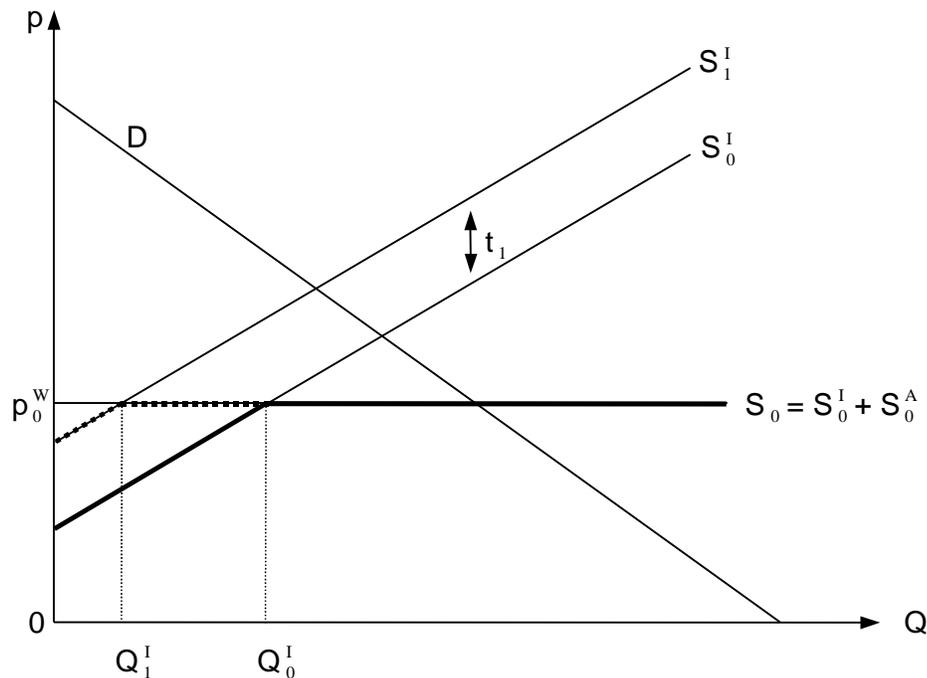
Die nun folgende komparativ-statische Analyse stützt sich auf ein einfaches traditionelles Außenhandelsmodell, um die Wirkungen einseitiger nationaler Umweltschutzbestimmungen im internationalen Kontext aufzuzeigen.

Ausgangspunkt der folgenden modelltheoretischen Analyse ist ein Außenhandelsmodell vom Heckscher-Ohlin-Typ, wie es Jaeger (1993) vorstellt. Die dem Verursacherprinzip folgenden Umweltschutzmaßnahmen werden im Inland einseitig, d.h. ohne Koordination mit dem Ausland, eingeführt. Hierbei wird unterstellt, dass dies zu einer relativen Verteuerung der Angebotspreise des Inlandangebots führt, dies aber keinen Einfluss auf den Weltmarktpreis hat; wir befinden uns also im Szenario einer Small-Open-Economy.

Betrachten wir nun ein umweltintensives Gut, welches sowohl im In- als auch im Ausland produziert wird. In der Abbildung 3 wird die Inlandsnachfrage nach diesem Gut durch die Nachfragekurve D dargestellt; vor der Regulierung wird das Inlandsangebot durch die Kurve S_0^I und das Auslandsangebot S_0^A durch die unendlich elastische Preisgerade p_0^W repräsentiert. Die geknickte Gesamtangebotskurve S_0 ergibt sich aus der horizontalen Aggregation von In- und Auslandsangebot ($S_0 = S_0^I + S_0^A$). Im Gleichgewicht vor der Regulierung führt dies zu folgenden Ergebnissen:

- Der Preis des Gutes entspricht dem Weltmarktpreis: $p = p_0^W$.
- Die vom Inland produzierte Menge beträgt Q_0^I .
- Aus dem Ausland wird die Importmenge $Q_0 - Q_0^I$ bezogen.

Abbildung 3: Die Wettbewerbswirkungen unilateraler Umweltschutzmaßnahmen im komparativ-statischen Heckscher-Ohlin-Modell



Quelle: In Anlehnung an Jaeger 1993, S. 444

Durch die Einführung unilateraler verursachergerichteter Umweltschutzmaßnahmen steigen nun im Inland die marginalen Herstellungskosten und damit der Inlandsangebotspreis gegenüber dem weiterhin konstant bleibenden Weltmarktpreis um die Umweltschutzkosten t_1 an; es ergibt sich hieraus die neue inländische Gesamtangebotskurve S_1^I . Die ausländischen Anbieter haben nun einen realen Preisvorteil, der es ihnen ermöglicht, ihren Absatz zu Lasten des Inlandangebots um die Menge $Q_0^I - Q_1^I$ zu erhöhen. Hieraus resultiert ein Rückgang der Inlandsproduktion von Q_0^I auf Q_1^I . Dies bedeutet ceteris paribus, dass es im umweltintensiven Sektor des Inlands zu Umsatz-, Gewinn- und Beschäftigungseinbußen kommt und dass die Produzentenrente kleiner wird (wenn jedoch – wie hier implizit angenommen wird – keine Handelsschranken zur Protektion der inländischen Industrie errichtet werden, dann bleibt zumindest die Konsumentenrente unverändert; vgl. Jaeger 1993, S. 444 f.).

Betrachtet man nun den hypothetischen Fall, dass in einer Volkswirtschaft klar umweltkostenintensive und nicht umweltkostenintensive Industriezweige unterschieden werden können, dann führt eine Umweltschutzmaßnahme des Inlandes dazu, dass die

umweltintensive Industrie in oben beschriebener Weise benachteiligt wird, d.h. sie verliert ceteris paribus ihre Wettbewerbsfähigkeit gegenüber den ausländischen Konkurrenten. Gemäß der Heckscher-Ohlin-Theorie der Handelsströme spezialisiert sich dann das Land mit den strengeren Umweltschutznormen auf nicht umweltintensive Industriezweige, während das mit der Ressource Umwelt reichlich ausgestattete (d.h. ohne Verknappung durch Umweltschutznormen) Ausland mit den lascheren Umweltschutzvorschriften sich auf die umweltintensiven Industrien konzentriert. Das regulierte Inland importiert demzufolge mehr umweltschädlich produzierte Güter als vor der Regulierung (und exportiert mehr umweltfreundliche Güter). „Aus Sicht der traditionellen Außenhandelstheorie führt eine Verschärfung der Umweltschutzgesetzgebung demnach zu einer Verschlechterung der Wettbewerbsfähigkeit umweltintensiver Branchen“ (Horbach 1998a, S. 13).

Da aber auch steigende Exporte umweltfreundlicher Güter zu erwarten sind (vgl. z.B. Scholz/Stähler 1999, S. 46), ist es nicht so leicht möglich anhand sektoraler Beobachtungen festzustellen, wie insgesamt gesehen die Wettbewerbsfähigkeit eines Landes durch unilaterale Umweltschutzregulierungen beeinflusst wird.

Auch die zum Teil recht strengen bzw. wirklichkeitsfremden Annahmen auf denen die komparativ-statische Heckscher-Ohlin-Analyse beruht, bewirken unter Umständen, dass sich in der Realität durchaus vom Modell abweichende Ergebnisse einstellen können. Hier gilt es besonders folgende Einwände zu beachten (vgl. Jaeger 1993, S. 445 f.):

- (a) Im Heckscher-Ohlin-Modell werden homogene Produkte unterstellt. Da in Wirklichkeit aber selten vollkommene Konkurrenzbedingungen herrschen, eröffnet sich den regulierten Inlandsanbietern die Möglichkeit der Produktdiversifizierung. Hierdurch kann es möglich sein, die Preisvorteile der ausländischen Konkurrenz zu kompensieren und so einen Rückgang der Absatzzahlen der inländischen Anbieter zu vermeiden.
- (b) Das Heckscher-Ohlin-Ergebnis kommt nur unter der Annahme zustande, dass ausländische Konkurrenten auf dem Inlandsmarkt freien Marktzugang haben. Durch protektionistische Maßnahmen können jedoch die negativen Wettbewerbseffekte für die inländische Industrie verhindert werden und aus diesem Grund greifen Staaten nicht selten zu solchen Schutzmaßnahmen.

- (c) Die statische Betrachtung des Heckscher-Ohlin-Modells unterstellt eine gegebene Technologie; dies führt zu falschen Ergebnissen, da bei dynamischer Betrachtung mit Gegenprozessen zu rechnen ist, die die Kosten des Umweltschutzes zumindest langfristig wieder absenken (vgl. hierzu auch Kap. 5 dieser Arbeit).

4.4.2 Auswirkungen auf die Menge des weltweiten Schadstoffausstoßes

Ob einseitig eingeführte Umweltschutzvorschriften eine Verringerung der Umweltbelastung im Inland bewirken können (und dadurch gegebenenfalls die Wohlfahrt gesteigert werden kann) ist davon abhängig, ob es sich um lokale Umweltschäden oder aber um globale Umweltprobleme handelt (vgl. Jaeger 1993, S. 453). Während im ersten Fall eine Verbesserung der nationalen Umweltqualität eintritt, kommt es im zweiten Fall nur zu einer Verlagerung der Emissionsquellen, wegen der globalen Auswirkungen (z.B. klimaverändernder Schadstoffe) kann dies aber die Umweltsituation im Inland nicht verbessern.

Im Rahmen der öffentlichen Debatte wird immer wieder argumentiert, dass die absolute Umweltbelastung im Falle globaler Umweltprobleme durch unilaterale Umweltschutzmaßnahmen unter Umständen sogar zunehmen kann. Dies wird wie folgt begründet: wenn eine Industrienation ihre Umweltgesetze verschärft, dann kann dies dazu führen, dass umweltintensive Industrien in Entwicklungsländer abwandern (industrial flight hypothesis). Da Entwicklungsländer typischerweise noch schwächere Umweltschutznormen haben als dies in den Industrieländern vor der Verschärfung der Umweltgesetze der Fall war, kann so die globale Umweltbelastung ansteigen. In einer Studie hat Hoel (1991) spieltheoretisch die Effekte einseitiger nationaler Umweltschutzvorschriften untersucht und auch er kommt zu dem Ergebnis, dass unilaterales Vorgehen unter Umständen zu einer steigenden globalen Umweltbelastung führen kann, da das Ergebnis später folgender Verhandlungen durch vorherige Alleingänge negativ beeinflusst wird.

Angesichts dieser Umstände wird immer wieder betont, dass die Lösung globaler Umweltprobleme nur durch international abgestimmtes Verhalten erzielbar sind, d.h. es wird die Forderung nach zwischenstaatlichen Abkommen erhoben. Mit Hilfe dieser lassen sich globale Umweltprobleme lösen und es kann zudem verhindert werden, dass

ein Land Wettbewerbsnachteile durch den Umweltschutz erleidet, da so die Kosten gerecht auf alle Länder verteilt werden können (vgl. z.B. Robertson 1992, S. 309 f.).

4.5 Zusammenfassung

Zunächst wurde gezeigt, dass das Umweltproblem dadurch entsteht, dass der Markt- und Preismechanismus bei der Bewertung der knappen Ressource Umwelt versagt, und es deshalb zur Übernutzung der Umwelt kommt. Der Grund für dieses Marktversagen ist das Auseinanderdriften der individuellen Interessen (z.B. Gewinnmaximierung der Firmen) und der öffentlichen Interessen (z.B. Wohlstandsmaximierung). Eine Erklärung hierfür ist die Existenz externer Effekte. Diese entstehen, wenn durch die ökonomische Aktivität eines Wirtschaftssubjekts (zumeist negative) Auswirkungen auf die Aktivitäten anderer ausgelöst werden, ohne dass dafür ein Ausgleich geleistet werden muss, da für diese negativen Wirkungen keine Marktbeziehungen bestehen. Eine andere Erklärung für das Marktversagen ist, dass die Umwelt ein „common property good“ darstellt. In diesem Fall kann keiner von der Nutzung der Umwelt ausgeschlossen werden, d.h. sie steht auch demjenigen zur Verfügung, der überhaupt keinen Beitrag zu ihrer Erhaltung leistet. Auch wenn es das kollektive Interesse einer Gesellschaft ist die Umwelt zu erhalten, so ist es (zumindest vordergründig) für die Individuen jedoch optimal die Umwelt ohne Gegenleistung zu nutzen und gleichzeitig darauf zu hoffen, dass die anderen dafür sorgen, dass die Umweltqualität und damit die individuelle Nutzungsmöglichkeit erhalten bleibt. Schließlich wurde gezeigt, dass zur Vermeidung des durch die Übernutzung der Umwelt verursachten Wachstums- bzw. Wohlfahrtsverlustes, gemäß dem Verursacherprinzip dafür gesorgt werden muss, dass alle Kosten einer wirtschaftlichen Aktivität derjenigen Einheit zugerechnet werden, die für deren Entstehung verantwortlich ist.

Im nächsten Schritt wurde als klassisches Instrument zur Beurteilung der Vorteilhaftigkeit von staatlichen Regulierungsmaßnahmen die Nutzen-Kosten-Analyse vorgestellt. Diese erfasst die Wohlfahrtseffekte, die von Umweltschutzvorschriften ausgehen, indem sie eine Aggregation der individuellen Nutzenniveaus vornimmt. Es wurden zahlreiche Probleme beschrieben, die bei der Erfassung der Nutzen und Kosten auftreten können. Angesichts dieser Schwierigkeiten, sowie einiger weiterer Schwächen, scheint diese Methode zur Analyse umfangreicherer Zusammenhänge wenig geeignet, da

hierbei schnell die Komplexität zu groß wird um alle Effekte erfassen zu können. Die generelle Frage, ob eine strikte Umweltpolitik eher positiv oder negativ zu beurteilen ist, kann deshalb mit diesem Instrument nicht zufriedenstellend beantwortet werden.

Schließlich wurde anhand eines einfachen Außenhandelsmodells die Auswirkungen unilateraler Umweltschutzvorschriften aufgezeigt. Obwohl die komparativ-statische Analyse hier eindeutig auf einen Verlust der Wettbewerbsfähigkeit von umweltintensiven Branchen im Inland verweist, wurde auch kurz aufgezeigt, dass dieses Ergebnis nicht unbedingt auf die Wettbewerbsfähigkeit der betreffenden Nation übertragen werden kann.

5. DIE PORTER-HYPOTHESE

Die Porter-Hypothese zur Umweltpolitik besagt im Gegensatz zur traditionellen Sicht, dass Nationen im internationalen Konkurrenzkampf durchaus Wettbewerbsvorteile erzielen können, wenn sie einseitig strenge Umweltschutzvorschriften einführen bzw. bestehende Normen verschärfen. Dies ist immer dann der Fall, wenn die Umweltstandards richtig gesetzt werden und so Innovationen ausgelöst werden, die es ermöglichen die Gesamtkosten eines Produktes zu senken oder deren Wert zu steigern. „Such innovations allow companies to use a range of inputs more productively – from raw materials to energy to labor – thus offsetting the costs of improving environmental impact [...]. Ultimately, this enhanced resource productivity makes companies more competitive, not less“ (Porter/Linde 1995a, S. 120).

Porter hat diese Überlegungen aufbauend auf seinem Buch „The Competitive Advantage of Nations“ (Porter 1991a) erstmals in einem kurzen Artikel in der Zeitschrift *Scientific American* vorgetragen (Porter 1991b) und dann zusammen mit van der Linde diese Gedanken weiter präzisiert (Porter/Linde 1995a und 1995b).

Zunächst werde ich nun den Standpunkt der Porter-Hypothese erläutern und aufzeigen wie es möglich ist, dass durch rigide Umweltpolitik die Wettbewerbsfähigkeit erhöht werden kann. Da Innovationen in diesem Konzept eine zentrale Rolle spielen, werde ich anschließend darstellen, in welcher Weise Umweltschutzregulierungen vorgenommen werden müssen, damit sie Innovationen initiieren und so die Wettbewerbsfähigkeit steigern können. Zum Abschluss dieses Kapitels werde ich noch einige Begründungen für die Notwendigkeit des staatlichen Eingreifens auf dem Gebiet des Umweltschutzes aufzeigen, da es ein oft geäußerter Einwand gegen die Porter-Hypothese ist, dass staatliches Eingreifen ja nicht nötig wäre, wenn sich wirklich Wettbewerbsvorteile durch Umweltschutzmaßnahmen erzielen lassen würden. In diesem Falle – so wird häufig argumentiert – würden sich die Unternehmen von alleine umweltgerecht verhalten, weil sie so zum einen ihren Gewinn maximieren könnten und sie zum anderen durch den Konkurrenzdruck des Marktes dazu gezwungen sind alle nur möglichen Maßnahmen zur Kostensenkung durchzuführen, um konkurrenzfähig zu bleiben.

5.1 Die Annahmen der Porter-Hypothese

Porter und van der Linde (1995a/b) legen ihren Betrachtungen von Umweltschutzregulierungsmaßnahmen eine dynamische Analyse zu Grunde, da sie meinen, statische Betrachtungen seien falsch und der Hauptgrund für die vorherrschenden Fehleinschätzungen bezüglich der Wirkungen von strengen Umweltschutznormen.

In einem traditionell geprägten statischen Modell, in dem die Technologie, die Produkte, die Fertigungsprozesse sowie die Kundenwünsche als gegeben angesehen werden und die Unternehmen alle bereits zu minimalen Kosten produzieren, führen Umweltschutzmaßnahmen (fast) zwangsläufig zu erhöhten Kosten. Wie im vorherigen Kapitel gezeigt wurde, kommt es dadurch für die inländischen Unternehmen sehr wahrscheinlich zu einem Verlust von Marktanteilen auf globalen Märkten. Porter und van der Linde (1995b, S. 97 f.) meinen diesbezüglich jedoch:

„However, the paradigm defining competitiveness has been shifting, particularly in the last 20 to 30 years, away from this static model. The new paradigm of international competitiveness is a dynamic one, based on innovation. [...] Competitive advantage, then, rests not on static efficiency nor on optimizing within fixed constraints, but on the capacity for innovation and improvement that shift the constraints.“

In Tabelle 6 finden sich einige Beispiele aus einer Untersuchung die Porter und van der Linde in Zusammenarbeit mit dem Management Institute for Environment and Business (MEB) durchgeführt haben. In dieser, im Jahre 1991 gestarteten Studie ging es darum, die zentrale Rolle von Innovationen sowie den Zusammenhang zwischen Fortschritten im Umweltschutz einerseits und der Ressourcenproduktivität andererseits zu erforschen. Hierzu wurden Fallstudien aus besonders durch Umweltschutzmaßnahmen betroffenen Industrien bzw. Branchen herangezogen. Die Daten dieser Untersuchung zeigen deutlich, dass die Kosten, die infolge von Umweltschutzregulierungen den Unternehmen entstehen, durch Innovationen, die wiederum andere Vorteile („innovation offsets“) mit sich bringen, minimiert oder sogar ganz eliminiert werden können; demzufolge können Firmen also durch staatliche Regulierungen zum Umweltschutz in den allermeisten Fällen Wettbewerbsvorteile realisieren (vgl. Porter/Linde 1995a, S. 125).

Tabelle 6: Die positiven Auswirkungen von Umweltschutzbestimmungen

Sector/Industry	Environmental Issues	Innovative Solution	Innovation Offsets
Pulp and paper	Dioxin released by bleaching with chlorine	Improved cooking and washing processes Elimination of chlorine by using oxygen, ozone, or peroxide for bleaching Closed-loop processing (still problematic)	Lower operating costs through greater use of by-product energy sources 25% initial price premium for chlorine-free paper
Paint and coatings	Volatile organic compounds (VOCs) in solvents	New paint formulations (low-solvent-content paints, water-borne paints) Improves application techniques Powder or radiation-cured coatings	Price premium for solvent-free paints Improved coatings quality in some segments Worker safety benefits Higher coatings-transfer efficiency Reduced coating costs through materials savings
Electronics manufacturing	Volatile organic compounds (VOCs) in cleaning agents	Semiaqueous, terpene-based cleaning agents Closed-loop systems No-clean soldering where possible	Increase in cleaning quality and thus in product quality 30% to 80% reduction in cleaning costs, often for one-year payback periods Elimination of an unnecessary production step
Refrigerators	Chlorofluorocarbons (CFCs) used as refrigerants Energy usage Disposal	Alternative refrigerants (propane-isobutane mix) Thicker insulation Better gaskets Improved compressors	10% better energy efficiency at same cost 5% to 10% initial price premium for "green" refrigerator
Dry cell batteries	Cadmium, mercury, lead, nickel, cobalt, lithium, and zinc releases in landfills or to the air (after incineration)	Rechargeable batteries of nickel-hydride (for some applications) Rechargeable lithium batteries (now being developed)	Nearly twice as efficient at same cost Higher energy efficiency Expected to be price competitive in the near future
Printing inks	Volatile organic compounds (VOCs) in petroleum inks	Water-based inks and soy inks	Higher efficiency, brighter colors, and better printability (depending on application)

Quelle: Porter/Linde 1995a, S. 123

Im Folgenden werde ich jetzt die einzelnen Zusammenhänge aufzeigen, die dazu führen können, dass ein Land durch richtig implementierte¹⁶ strenge Umweltschutzbestimmungen Vorteile im internationalen Wettbewerb realisieren kann.

5.1.1 Wettbewerbsvorteile durch erzwungene Innovationen

Die Wettbewerbsfähigkeit einer Nation definiert sich im Sinne von Porter und van der Linde (1995b) über die durchschnittliche Produktivität der Industrie bzw. die Wertschöpfung pro eingesetzte Arbeitseinheit oder pro investierte Währungseinheit (vgl. hierzu auch Gliederungspunkt 3.2.1). Da die Wettbewerbsfähigkeit einer Nation nach Porter und van der Linde also von der Produktivität der inländischen Industrie abhängt, gilt es zunächst zu untersuchen, inwieweit durch staatliche Umweltschutzregulierungen ausgelöste Innovationen einen positiven Einfluss auf die Produktivität der Unternehmen haben. Der Begriff „Innovation“ wird von Porter und van der Linde hierbei sehr weit gefasst: „We use the term innovation broadly, to include a product’s or service’s design, the segments it serves, how it is produced, how it is marketed and how it is supported“ (Porter/Linde 1995b, S. 98). Da die Produktivität sowohl vom Wert der produzierten Güter (determiniert über deren Qualität und Funktionen) als auch von der Effizienz der Herstellung abhängt, gibt es mehrere Möglichkeiten, wie die Produktivität durch Innovationen erhöht werden kann. Diese gilt es nun zu analysieren.

5.1.1.1 Wettbewerbsvorteile durch Kosteneinsparungen

Führen Innovationen zu Kosteneinsparungen, so steigt die Produktivität und damit nach obiger Definition auch die Wettbewerbsfähigkeit an. Solche durch staatliche Umweltschutzvorschriften ausgelöste kostensenkende Innovationen lassen sich in zwei Kategorien einteilen (vgl. Porter/Linde 1995a, S. 125):

(a) Zum einen in neue Technologien und Verfahren, die dazu führen, dass die Kosten der Abfallbeseitigung minimiert werden. Dies kann z.B. dadurch geschehen, dass neue Filteranlagen entwickelt werden, die effizienter arbeiten als die alten Anlagen. Ein anderer Weg wären Maßnahmen, die dazu führen, dass Abfälle weiterverarbeitet werden

¹⁶ Die richtige Implementierung ist laut Porter/Linde (1995a/b) Voraussetzung dafür, dass Umweltschutzvorschriften zu Innovationen führen und so „innovation offsets“ erzielt werden können. (vgl. hierzu auch

können. Beispiele hierfür sind neue Technologien, die es erlauben Abfallstoffe aufzuarbeiten oder zu recyceln und sie dann kostensparend einer neuen Verwendung zuzuführen oder aber sie als Rohstoffe weiterzuverkaufen. So konnte z.B. die französische Firma Rhône-Poulenc durch eine Investition in Höhe von FF 76 Millionen in neue Anlagen ein Nebenprodukt aus der Nylonherstellung rückgewinnen und dieses mit einem jährlichen Gewinn von ca. FF 20,1 Millionen weiterverkaufen (vgl. Porter/ Linde 1995a, S. 125). Wie dieses Beispiel zeigt, lassen sich unter Umständen auf diese Weise durch Umweltschutzmaßnahmen sogar Erlöse erzielen („innovation offsets“), welche die Kosten der Umweltschutzmaßnahmen übertreffen.

(b) Die zweite Kategorie umfasst Innovationen, durch die die Entstehung von Schadstoffen durch bessere Ausnutzung bzw. Substitution von Inputs von Anfang an vermieden oder zumindest reduziert wird. Diese Innovationen zur Eindämmung der Umweltverschmutzung bewirken gleichzeitig eine positive Veränderung des Produktes selbst oder des damit verbundenen Produktionsprozesses. Dies kann laut Porter und van der Linde dazu führen, dass durch die Befolgung der Regulierung zusätzlich verursachte Kosten kompensiert werden und sich per Saldo sogar Gewinne für das Unternehmen ergeben können (vgl. Rothfels 1998, S. 29). Weil durch diese Art von Innovationen die Ressourcenproduktivität erhöht wird, sind solche Innovationen für Porter und van der Linde von zentraler Bedeutung, wenn es darum geht „innovation offsets“ zu erzielen und die Wettbewerbsfähigkeit zu steigern (vgl. Porter/ Linde 1995a, S. 125). Die Ressourcenproduktivität lässt sich verbessern, indem entweder die gegenwärtig verwendeten Ressourcen besser ausgenutzt, oder aber billigere Materialien eingesetzt werden. Die Firma 3M z.B., die Lösungsmittel für die Herstellung verschiedener Beschichtungsmaterialien einsetzte, sah sich mit einem neuen Gesetz konfrontiert, welches eine 90%ige Reduktion der Lösungsmittellemissionen bis zum Jahr 1995 verlangte. Das Unternehmen reagierte auf die neue Vorschrift mit der Entwicklung von Beschichtungen auf Wasserbasis. Dank dieser neuen und sichereren Technik konnte hier auf den Einsatz von Lösungsmitteln vollständig verzichtet werden. In einer anderen Fabrik bei 3M wurde früher für die Beschichtung von Tabletten eine lösungsmittelhaltige Trägersubstanz verwendet. Als diese durch eine neue Trägersubstanz auf Wasserbasis ersetzt wurde, konnten jährlich Emissionen in Höhe von 24 Tonnen

Gliederungspunkt 5.2.).

vermieden und so die Luftqualität verbessert werden. Die hierfür nötigen Investitionen von nur US-\$ 60.000 konnten durch Einsparungen mehr als kompensiert werden: einmalig konnten US-\$ 180.000 durch überflüssig gewordene Kontrollvorkehrungen und zusätzlich jährlich US-\$ 15.000 für den Einkauf von Lösungsmitteln eingespart werden (vgl. Porter/Linde 1995b, S. 103).

5.1.1.2 Wettbewerbsvorteile durch höheren Nutzwert der Produkte

Ein zweiter Weg, die Wettbewerbsfähigkeit über erhöhte Produktivität zu steigern ist den Wert der Waren oder Dienstleistungen zu erhöhen. Dies kann grundsätzlich dadurch erreicht werden, dass die Waren eine höhere Qualität oder erweiterte Funktionen aufweisen. In diesen Fällen steigt für die Verbraucher der Nutzwert und dies wiederum ermöglicht es den Firmen höhere Preise für ihre Leistungen zu erzielen und so ihre Produktivität zu steigern.

Porter und van der Linde belegen anhand von einigen Beispielen, dass es durchaus möglich und ihrer Meinung nach auch nicht außergewöhnlich ist, dass Innovationen, die das primäre Ziel haben neue und/oder strengere Umweltschutzvorschriften einhalten zu können, die Produkteigenschaften oder die Qualität der Produkte verbessern. Ist dies der Fall, dann wird die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen durch die Umweltschutzvorschriften verbessert. Porter und van der Linde schildern z.B. den Fall der Firma Raytheon, die infolge des „Montreal Protocol“ und des „US Clean Air Act“ dazu gezwungen war, die ozonabbauenden Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) abzuschaffen, die zur Reinigung von mit Schaltkreisen bedruckten Platinen verwendet wurden, nachdem diese einen Lötprozess durchlaufen hatten. Anfangs dachten die Entwickler der Firma, ein gänzlicher Verzicht auf die FCKW sei nicht möglich, aber schließlich fanden sie dann – wider Erwarten – doch noch einen neuen wiederverwendbaren Ersatzstoff. Beim Einsatz dieses neuen Reinigungsmittels stellte sich heraus, dass die mit der alten Methode zum Teil nicht optimale Qualität der Platinen durch das neue Verfahren deutlich verbessert, und überdies die Betriebskosten der Anlage gesenkt werden konnten (vgl. Porter/Linde 1995b, S. 101). Ohne die Umweltschutzvorschrift, die eine Abschaffung der FCKW verlangte, wäre diese Möglichkeit zur Produktverbesserung (und Kosteneinsparung) vermutlich nicht entdeckt worden, hier haben also die Umweltgesetze die Wettbewerbsfähigkeit der Firma erhöht.

5.1.2 Vorteile durch technologische Vorreiter-Rolle

Neben den soeben beschriebenen Wettbewerbsvorteilen, die aus durch Umweltschutzvorschriften erzwungenen Produktivitätssteigerungen resultieren, sind Vorreiter-Vorteile eine weitere Quelle für Wettbewerbsvorteile, die durch Umweltnormen bedingt sind. Diese sogenannten „first mover advantages“ oder auch „early mover advantages“ entstehen dann, wenn ein Land früher als die anderen Länder neue Umweltschutzbestimmungen erläßt (bzw. alte Vorschriften verschärft) und so die inländischen Unternehmen einen Vorsprung bei der Entwicklung von neuen Vermeidungstechniken zur kostengünstigen Einhaltung strenger Umweltschutznormen entwickeln können.

5.1.2.1 Darstellung der Vorteile durch „early mover advantages“

Da die weltweite Nachfrage nach umweltfreundlichen Produkten ständig steigt, können strenge bzw. früh implementierte Umweltstandards dazu führen, dass die betroffenen Firmen dazu gezwungen werden, „innovation offsets“ früher oder effizienter umzusetzen als ihre ausländischen Konkurrenten, die zwar noch nicht solchen Regulierungen unterworfen sind, in Zukunft aber auch diese (oder ähnliche) Vorschriften zu erfüllen haben werden. „A properly designed standard may thus lead to an *early mover advantage* or a relative competitive advantage and cause a positive trade effect“ (Linde 1993, S. 73, Hervorhebung im Original).

Strenge Vorschriften zum Umweltschutz führen dazu, dass es für Firmen interessant wird innovative Lösungen zu suchen, anstatt herkömmliche „end-of-the-pipe“ Vermeidungstechnologien einzusetzen, wie es bei schwacher Regulierung zu erwarten wäre (vgl. hierzu auch Gliederungspunkt 5.2.1.). Wurden die inländischen Firmen durch einseitige nationale Umweltschutzbestimmungen gezwungen, frühzeitig neue Verfahren zu entwickeln, um die Umweltschutznormen kostengünstig einhalten zu können, so können sie dieses Know-how dann verwerten, wenn andere Staaten mit vergleichbaren Umweltschutzvorschriften nachziehen. Auf diesem Wege kann die inländische gegenüber der ausländischen Industrie Wettbewerbsvorteile erzielen. So haben z.B. die in Deutschland frühzeitig eingeführten Recyclingstandards dazu geführt, dass deutsche Unternehmen sich schon früh dazu veranlasst sahen, recyclingfähige Produkte und Verpackungen einzusetzen; hierdurch konnten die deutschen Firmen dann „early mover

advantages“ bei der Entwicklung dieser Produkte realisieren (vgl. Porter/Linde 1995a/b; Linde 1993). In dieser Weise ist es möglich, dass Unternehmen im Laufe der Zeit ihre Wettbewerbsfähigkeit verbessern und auf diesem Wege Weltmarktanteile hinzugewinnen können. Linde (1993, S. 73) schreibt:

„Early mover advantages are a way of turning the previously described static competitive disadvantages relative to foreign competitors who are not yet subject to similar regulation into dynamic advantages of international competition. In a world of international competition, it is thus possible to gain competitive advantages and enhance the innovation offset if environmental regulation triggers the innovation offset more effectively or earlier than in foreign nations.“

Solche „early mover advantages“ lassen sich aber natürlich nur dann realisieren, wenn die nationalen Umweltschutzvorschriften die internationalen Entwicklungen im Umweltschutz nicht völlig ignorieren, d.h. sie müssen dem internationalen Trend zwar voraus sein, aber sie dürfen nicht in eine ganz andere Richtung gehen. Know-how, welches die Firmen in Folge von fortschrittlichen Umweltstandards angesammelt haben, kann nur dann nützlich werden, wenn andere Länder ähnliche bzw. vergleichbare Umweltstandards implementieren; geschieht dies nicht, so können die einseitig implementierten strengen Umweltnormen keine Vorteile bringen.

In diesem Zusammenhang ist es also höchst interessant zu untersuchen, ob Länder mit schwachen Umweltschutzvorschriften dem Beispiel der Vorreiter folgen und dann, wenn auch mit einiger Verzögerung, ihre Umweltstandards ebenfalls verschärfen. Im nächsten Abschnitt werde ich dieser Frage nachgehen und bisherige Entwicklungstrends für die Strenge der nationalen Umweltstandards aufzeigen.

5.1.2.2 Die Entwicklung der Umweltschutzvorschriften einzelner Nationen im Zeitverlauf

In der politischen Debatte ist immer wieder die Hypothese zu hören, dass die Industrie als Reaktion auf verschärfte Umweltgesetze in den führenden Industrienationen verstärkt in Entwicklungsländer abwandert, da dort die Vorschriften zum Umweltschutz viel weniger streng sind („industrial flight hypothesis“). Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass die Entwicklungsländer ihre sowieso schon dürftigen Umweltstandards sogar noch weiter absenken um so das aus den Industrie-

ländern abfließende Kapital anzuziehen („pollution haven hypothesis“). Strengere Umweltschutzvorschriften in hoch entwickelten Industrieländern würden demnach zu einem Absinken der Umweltschutzanforderungen in anderen Ländern führen und dies würde bedeuten, dass es in absehbarer Zeit nicht möglich ist „early mover advantages“ zu realisieren.

Allerdings haben zahlreiche Studien nur in sehr wenigen, speziellen Fällen feststellen können, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen Kapitalabwanderungen und der Strenge von Umweltgesetzen besteht, ansonsten ist vielmehr davon auszugehen, dass kein, oder nur ein vernachlässigbar geringer Zusammenhang besteht (vgl. z.B. Jaffe et al. 1995; Eskeland/Harrison 1997; Low/Yeats 1992). Es ist also eher unwahrscheinlich, dass Entwicklungsländer ihre Umweltstandards senken; allerdings lässt sich hieraus im Gegenzug auch nicht schließen, dass sie ihre Standards verschärfen könnten.

Einige empirische Untersuchungen haben einen festen Zusammenhang zwischen der durchschnittlichen Pro-Kopf-Umweltverschmutzung und dem Pro-Kopf-Bruttosozialprodukt festgestellt; es ergibt sich hiernach eine Beziehung, die einer umgekehrten U-Kurve entspricht (vgl. Selden/Song 1994; Grossman/Krueger 1995). „At early stages of development pollution per capita rises with GDP per capita and falls with GDP per capita after a certain turning point is reached. This pattern is referred to as the Environmental Kuznets Curve (EKC)“ (Ligthart 1998, S. 27). Allerdings lässt sich dieser relativ klare Zusammenhang nicht für alle Schadstoffe auffindig machen und auch wenn Grossman und Krueger (1995) in ihrer Studie für Luft- und Wasserverschmutzungen den Wendepunkt von steigender zu fallender Verschmutzung bei einem durchschnittlichen Pro-Kopf-Einkommen von jährlich ca. US-\$ 8.000 ermittelten, so muss doch einschränkend gesagt werden, dass für die einzelnen Schadstoffe die jeweiligen Wendepunkte zum Teil sehr unterschiedlich sind (vgl. Selden/Song 1994) und dass vor allem für den Schadstoff CO₂ die Ergebnisse der Studien nicht ganz eindeutig sind (vgl. Galeotti 1999, S. 18 f.).

Aus diesen empirischen Feststellungen, die allerdings kein theoretisches Modell über Ursachen und Wirkungszusammenhänge liefern, lässt sich aber doch die Erkenntnis ableiten, dass es sehr wahrscheinlich ist, dass insgesamt gesehen die Umweltschutzvorschriften bei hohem Pro-Kopf-Einkommen durchaus strengeren Maßstäben folgen (vgl. Ligthart 1998, S. 27). Zumindest in den (Industrie-)Ländern mit hohem Einkommensniveau, die sich bereits auf dem fallenden Ast der Kuznets-Kurve befinden, ist

demnach mit Verschärfungen der Umweltschutzvorschriften zu rechnen (wenn das Bruttosozialprodukt umgelegt auf die Bevölkerungszahl weiter steigt). Da der Handel mit diesen Ländern einen großen Teil des gesamten Welthandels ausmacht, können so durchaus „early mover advantages“ realisiert werden. Aber auch Entwicklungsländer werden langfristig gesehen, bei steigendem Bruttosozialprodukt pro Einwohner, ihre Umweltschutzanstrengungen verstärken.

Da es jedoch nicht möglich ist, den Wachstumspfad des Bruttosozialproduktes der einzelnen Länder zuverlässig vorherzusehen, lassen sich auch keine genauen Prognosen bezüglich der zukünftigen Entwicklung der Umweltschutzvorschriften machen. Allerdings zeigt sich doch, dass tendenziell durchaus mit „early mover advantages“ gerechnet werden kann, wenn von einem Land unilaterale Umweltschutzanstrengungen unternommen werden. „Eine umweltpolitische Vorreiterrolle im Zeichen hoher Weltmarktverflechtung ist nicht nur möglich, sondern erweist sich auch außenwirtschaftlich und technologiepolitisch immer wieder als vorteilhaft“ (Jänicke et al. 1998, S. 3).

5.2 Prinzipien innovationsfreundlicher Regulierung

Die Art und Weise mit der Umweltschutzregulierungsmaßnahmen vom Staat umgesetzt werden hat entscheidenden Einfluss auf die Innovationstätigkeiten der Wirtschaft und diese wiederum determinieren die Auswirkungen, die der Umweltschutz auf die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen hat. „Just as bad regulation can damage competitiveness, good regulation can enhance it“ (Porter/Linde 1995a, S. 129). Was unter guter Regulierung zu verstehen ist und wie dementsprechend Umweltgesetze implementiert und gestaltet werden sollten, haben Porter und van der Linde vor allem in ihrem Beitrag „Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship“ im *Journal of Economic Perspectives* dargelegt. Für die nun folgenden Darstellungen werde ich immer wieder auf die Ausführungen in diesem Artikel zurückgreifen und im Wesentlichen den dortigen Argumentationen folgen (vgl. Porter/Linde 1995b).

Porter und van der Linde nennen drei Prinzipien, die zu beachten sind, wenn durch Umweltschutzstandards Innovationen in Form von neuen Technologien und Fertigungsmethoden initiiert, und so „innovation offsets“ hervorgebracht werden sollen. Erstens müssen sie so geschaffen sein, dass Innovationen ermöglicht werden, zweitens sollten die Regulierungsmaßnahmen Innovationen fördern sowie kontinuierliche Verbes-

serungen vorantreiben und drittens sollten die Verwaltungsmaßnahmen für den Umweltschutz besser koordiniert werden.

5.2.1 Gelegenheiten für Innovationen schaffen

Um Innovationen zu ermöglichen, sollten durch Regulierungsmaßnahmen nur ganz klar die Ziele vorgegeben werden, der Weg wie sie zu erreichen sind muss indes den Unternehmen überlassen bleiben. Werden jedoch, wie es heute oft der Fall ist, konkrete Vermeidungsmaßnahmen vorgeschrieben oder werden Anlagen verlangt, die „dem neusten Stand der Technik“ entsprechen bzw. wird der Einsatz der „best available technology“ gefordert, so werden hierdurch laut Porter und van der Linde Innovationen mit hoher Wahrscheinlichkeit verhindert.

Um eine maximale Flexibilität für die Innovationsprozesse zu garantieren, ist es außerdem nötig, dass Regulierungsmaßnahmen so spät wie möglich in der Wertschöpfungskette ansetzen. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, dass Innovationen nicht nur direkt das Endprodukt selbst betreffen, sondern dass darüber hinaus auch alle vorgelegerten Produktions- und Distributionsstufen in den Innovationsprozess mit einbezogen werden können. Die Chance, dass innovative Prozesse in Gang kommen ist somit viel größer, weil auf diese Weise mehr Ansatzpunkte für Innovationen zur Verfügung stehen.

Um grundlegende Innovationen zu ermöglichen, ist es zudem notwendig, mit Umweltschutzbestimmungen auf der Ebene von ganzen Industrien inklusive deren Zulieferern anzusetzen, anstatt wie bisher die Gesetze auf einzelne Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden etc.) auszurichten. Ein erster Schritt in diese Richtung kann es auch sein, die verschiedenen Gesetze zeitlich zu koordinieren. Den Unternehmen eröffnet sich hierdurch die Möglichkeit, ihre Spielräume für Innovationen klarer abschätzen zu können und nur solche Innovationen in Betracht zu ziehen, die (auch zukünftig) nicht mit anderen Auflagen in Konflikt geraten können. Aber auch Vorschriften aus Bereichen die nicht unmittelbar dem Umweltschutz dienen und dennoch Einfluss auf Innovationen haben können, sollten mit den Umweltgesetzen abgestimmt werden (vgl. Gliederungspunkt 5.2.3). Als Beispiel für die innovationshemmende Wirkung solcher Regelungen seien hier US-amerikanische Sicherheitsgesetze genannt, die den Einsatz

von Ersatzstoffen für FCKW-haltige Kühlmittel erschwerten (vgl. Porter/Linde 1995a, S. 124).

Um bei den Unternehmen Innovationen auslösen zu können, müssen die Vorschriften schließlich streng genug sein. „Companies can handle lax regulation incrementally, often with end-of-pipe or secondary treatment solutions. Regulation therefore, needs to be stringent enough to promote real innovation“ (Porter/Linde 1995a, S. 124). Hierbei ist aber auch darauf zu achten, dass den Unternehmen genügend Zeit gelassen wird, um nach neuen Lösungen zu suchen, d.h. die Übergangszeit bis zum Inkrafttreten der strengen Vorschriften muss lang genug gewählt werden. Auch wenn diese Argumentation durchaus überzeugend ist, so stellt sich hier jedoch die Frage, wie streng denn nun die optimalen Umweltschutzvorschriften sein sollen. Hierfür findet sich keine generelle Antwort; da aber auch zu strenge Vorschriften zu vermeiden sind (vgl. Gliederungspunkt 5.2.3), dürfte es, nicht zuletzt aufgrund von fehlenden Informationen über mögliche Auswirkungen, recht schwierig sein die Umweltstandards jeweils richtig zu setzen.

5.2.2 Innovative Lösungen und ständige Verbesserungen fördern

In der Literatur ist der Ruf nach dem Einsatz ökonomischer Instrumente (vgl. Gliederungspunkt 2.2.1.) der Umweltpolitik weit verbreitet (vgl. z.B. Palmer et al. 1995; Huber et al. 1998); auch Porter und van der Linde setzen sich hierfür ein: „Where possible, regulations should include the use of market incentives, including pollution taxes, deposit-refund schemes and tradable permits“ (Porter/Linde 1995b, S. 111). Durch den Einsatz ökonomischer Instrumente wird die Flexibilität erhöht und im Gegensatz zu Umweltauflagen vermögen sie es zudem, Anreize für ständige Verbesserungen zu liefern und so die Produktivität zu erhöhen. Dies kann laut Porter und van der Linde (1995b, S. 111) so weit gehen, dass Technologien zum Einsatz kommen, die die aktuellen Standards sogar übertreffen.

Wo immer es möglich ist, sollten freiwillige Selbstbeschränkungsvereinbarungen zwischen den Regulierungsbehörden und den Unternehmen getroffen werden, da diese einige Vorteile mit sich bringen. Sie können schnell und kostengünstig eingesetzt werden und da die Firmen größere Freiheiten bei der Umsetzung haben und nur periodische Überprüfungen durch die Behörden notwendig sind, kann der Umweltschutz

hierdurch effizienter organisiert werden (vgl. Porter/Linde 1995a, S. 124). Um solche freiwilligen Verbesserungsmaßnahmen zum Umweltschutz zu fördern, sollten die Behörden als Informationsverteiler agieren, d.h. es sollten Informationen aus dem In- und Ausland über rentabel durchgeführte Umweltschutzmaßnahmen gesammelt und diese dann an die Unternehmen weitergegeben werden. Da die Unwissenheit über durch Umweltschutz erzielbare Einsparpotentiale einer der Hauptgründe für die Tatenlosigkeit der Unternehmen ist, können so effektiv Innovationen initiiert werden. Kritiker (vgl. z.B. Palmer et al. 1995) wenden hier jedoch ein, dies impliziere einen Informationsvorsprung des Staates gegenüber den Unternehmen, der so nicht realistisch sei. Die Firmen sind demnach durchaus in der Lage, für sie rentable Lösungen selbst zu entdecken und diese dementsprechend auch umzusetzen.

Auch auf der Nachfrageseite kann der Staat eingreifen, um die Unternehmen zur umweltfreundlichen Verbesserung ihrer Produkte zu bewegen (vgl. Porter/Linde 1995b). So können Umweltzeichen wie z.B. der Blaue Umwelt-Engel für besonders umweltverträgliche Produkte vergeben werden, die von den Unternehmen dann zu Werbezwecken imagefördernd eingesetzt werden können. Der Staat kann aber auch direkt als Nachfrager umweltschonender Produkte auftreten indem er z.B. Recyclingpapier verwendet, besonders energiesparende Techniken einsetzt oder bei öffentlichen Ausschreibungen umweltverträgliche Lösungen fordert; hierbei sollte allerdings nicht darauf bestanden werden, dass diese schon praxiserprobt sind, weil sonst innovative Lösungen verhindert werden (vgl. Porter/Linde 1995b, 112). Staatliche Nachfrage sichert den Firmen einen gewissen Absatz für umweltverträgliche Leistungen und somit werden Investitionen in den Umweltschutz, die zu Innovationen führen können, für die Unternehmen interessanter.

Um innovative Lösungen zum Umweltschutz hervorzubringen, sie zur Marktreife zu entwickeln und schließlich ihnen zum Durchbruch zu verhelfen, sollte der Staat zudem die Forschung an Universitäten aber auch in privatwirtschaftlichen Forschungseinrichtungen unterstützen. Wird anhand solcher Projekte die Alltagstauglichkeit neuer Verfahren demonstriert, so ist damit zu rechnen, dass die Unternehmen diese dann auch einsetzen, da sie nicht länger das volle Risiko der Entwicklung tragen müssen.

5.2.3 Verwaltungsmaßnahmen besser koordinieren

Soll das Potential für Innovationen, welches von Umweltschutznormen ausgeht effizienter genutzt werden, so müssen die einzelnen Umweltschutznormen in größerem Ausmaß als bisher koordiniert werden. Die Ansatzpunkte hierfür sind bessere Koordination zwischen den Unternehmen und den Behörden, Verbesserung der Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen nationalen Behörden und schließlich auch vermehrte Abstimmungen auf internationaler Ebene (vgl. Porter/Linde 1995b, S. 113).

Damit durch Umweltschutzvorschriften möglichst viele Innovationen veranlasst werden, ist es nötig, dass die Unternehmen der betroffenen Branchen von vornherein an den Umweltgesetzgebungsprozessen beteiligt werden. Durch die hierbei stattfindende Koordination zwischen den Behörden und den Unternehmen kann sichergestellt werden, dass die Unternehmen die Regulierungsmaßnahmen eher akzeptieren, anstatt sie auf juristischem Wege zu bekämpfen. „An appropriate regulatory process is one in which regulations themselves are clear, who must meet them is clear, and industry accepts the regulations and begins innovating to address them, rather than spending years attempting to delay or relay them“ (Porter/Linde 1995b, S. 113). Durch die Zusammenarbeit der Behörden mit den Unternehmen werden für Innovationen günstige Voraussetzungen geschaffen. Die Firmen können sich frühzeitig auf die bevorstehenden Regelungen einstellen und diese in ihrem Sinne mitgestalten, darüber hinaus wird auch die Unsicherheit, die Innovationen behindern würde, reduziert, da langwierige juristische Auseinandersetzungen mit ungewissem Ausgang auf diesem Wege vermieden werden können. Allerdings bedarf dies auch einer kompetenten Verwaltung, d.h. die Mitarbeiter müssen das nötige technische Wissen haben, um in den Verhandlungen mit den Unternehmensvertretern Ergebnisse zu erzielen, die auch wirklich alle Interessen berücksichtigen. Es muss also gesichert sein, dass die Unternehmen nicht mit vorgeschobenen Argumenten wie „das ist technisch nicht machbar“ strengere Umweltstandards gänzlich verhindern können.

Eine bessere Koordination der einzelnen Behörden untereinander ist wiederum notwendig, damit verhindert wird, dass die Unternehmen mit mehreren Ämtern gleichzeitig verhandeln müssen, die darüber hinaus auch noch zum Teil widersprüchliche Anforderungen stellen. Am besten wäre es, wenn Firmen nur mit einer Stelle in Kontakt

treten müssten, da sie so Zeit und Kosten sparen könnten und zudem die Unsicherheit bezüglich der Anforderungen sinken würde.

Schließlich verlangen auch Porter und van der Linde eine gewisse Koordination der nationalen Umweltschutzvorschriften mit denen anderer Länder. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die Standards in allen Ländern gleich sein müssen, vielmehr meinen Porter und van der Linde (1995b), dass es ideal ist, wenn die nationalen Vorschriften einen Schritt weiter gehen, als dies in anderen Ländern der Fall ist. Wie bereits weiter oben ausgeführt wurde, wird es hierdurch möglich, dass die Unternehmen wertvolle „early-mover advantages“ realisieren können (vgl. Gliederungspunkt 5.1.2.1). Allerdings betonen Porter und van der Linde auch, dass die Unterschiede nicht zu groß sein dürfen: „However, standards should not be too far ahead of, or too different in character from, those that are likely to apply to foreign competitors, for this would lead industry to innovate in the wrong directions“ (Porter/Linde 1995b, S. 114).

5.3 Begründung für die Notwendigkeit staatlichen Eingreifens im Rahmen des Umweltschutzes

Kritiker der Porter-Hypothese meinen, dass die Unternehmen alle Innovationen, die für sie profitabel sind (also auch solche, die positive Auswirkungen auf die Umwelt mit sich bringen) auch ohne staatliche Regulierung realisieren. Begründet wird dies mit dem Konkurrenzdruck, der die Unternehmen dazu zwingt, alle Möglichkeiten zur Kostensenkung auszuschöpfen um langfristig wettbewerbsfähig zu bleiben. Dementsprechend wird behauptet, alle vom Staat zusätzlich geforderten Umweltschutzmaßnahmen seien wettbewerbsschädlich, da sie die Kosten der Unternehmen zwangsläufig erhöhen.

Laut Porter und van der Linde (1995a) ist staatliches Eingreifen zum Schutze der Umwelt aber nötig und es kann darüber hinaus sogar die Wettbewerbsfähigkeit erhöhen. Im Einzelnen kann die Notwendigkeit staatlichen Eingreifens in diesem Zusammenhang wie folgt begründet werden:

5.3.1 Durchsetzung wirtschaftlich (zunächst) unrentabler aber ökologisch notwendiger Maßnahmen

Entgegen gelegentlicher Behauptungen gehen auch Porter und van der Linde nicht davon aus, dass es immer möglich sein wird, Umweltschutz kostenlos oder sogar gewinnbringend zu realisieren; sie meinen nur, dass der Umweltschutz auf jeden Fall mit geringeren Kosten erreicht werden kann als dies momentan der Fall ist (vgl. Porter/Linde 1995b, S. 98). In all den Fällen, in denen die Kosten der Firmen, die durch Umweltschutzmaßnahmen entstehen nicht vollständig durch „innovation offsets“ kompensiert werden können, ist also ein Eingreifen des Staates nötig.

Dies gilt auch dann, wenn es erst einige Zeit dauert, bis über Lernkurveneffekte die Kosten der innovativen Lösungen gesenkt werden können. Generell sind staatliche Maßnahmen in der Übergangszeit zu neuen, auf Innovationen basierenden Lösungen erforderlich, um zu verhindern, dass Firmen, die keine Investitionen in den Umweltschutz tätigen, Vorteile erzielen können. „Regulation provides a buffer for innovative companies until new technologies are proven and the effects of learning can reduce technological costs“ (Porter/Linde 1995a, S. 128).

5.3.2 Initiierung von Innovationen

Wenn durch Umweltschutzmaßnahmen ausgelöste Innovationen für die Unternehmen profitabel sind, dann stellt sich die Frage, ob staatliches Eingreifen überhaupt nötig ist. Eigentlich wäre in diesem Fall zu erwarten, dass die Unternehmen, ihrem individuellen Gewinnstreben folgend, von alleine rentable Innovationen hervorbringen, die dann auch gleichzeitig dem Umweltschutz dienlich sind. In diesem Falle würde sich staatliche Regulierungen erübrigen.

Porter und van der Linde (1995a, S. 127) behaupten aber, dass staatliche Regulierungen auch dann notwendig sind, wenn durchaus „innovation offsets“ erzielt werden können, die die Kosten des Umweltschutzes übersteigen; d.h. staatliches Eingreifen ist auch dort notwendig, wo Gewinne durch umweltschutzinduzierte Innovationen zu erwarten sind. Dies impliziert, dass Unternehmen Investitionen in den Umweltschutz unterlassen, obwohl durch sie Gewinne realisierbar wären. Auch andere Autoren teilen diese Auffassung, so schreiben z.B. Jänicke et al. (1998, S. 16) in ihrem Gutachten zur Energiebesteuerung: „Es ist heute weitgehend unumstritten, daß die mangelnde Um-

setzung der (rentablen) Energieeinsparpotentiale nicht auf fehlende technische Voraussetzungen, sondern auf ökonomische, organisatorische, technologische, informationelle, rechtliche, verhaltens- und kommunikationsbezogene Barrieren in und außerhalb der Unternehmen zurückzuführen ist.“

Porter und van der Linde räumen durchaus ein, dass es auch einige Unternehmen gibt, die ohne staatliches Eingreifen innovative Lösungen suchen und umsetzen. Vor allem in Ländern in denen der Umweltschutz sowohl bei den Verbrauchern als auch bei den Firmen eine gewisse Rolle spielt, sind heute schon innovative Umweltschutzmaßnahmen auch ohne staatliches Eingreifen zu beobachten. Hieraus kann gefolgert werden, dass in Zukunft der Bedarf an staatlichen Regulierungen etwas abnimmt, wenn sich bei den Unternehmen und ihren Kunden erst das Konzept der Ressourcenproduktivität durchgesetzt, und das Wissen über innovative Technologien Verbreitung gefunden hat (vgl. Porter/Linde 1995a, S. 127). Allerdings bedeutet dies nicht, dass vollständig auf staatliches Eingreifen verzichtet werden kann:

„But the belief that companies will pick up on profitable opportunities without a regulatory push makes a false assumption about competitive reality – namely, that all profitable opportunities for innovation have already been discovered, that all managers have perfect information about them, and that organizational incentives are aligned with innovating. In fact, in the real world, managers often have highly incomplete information and limited time and attention“ (Porter/Linde 1995a, S. 127).

Ich werde nun etwas näher auf die interessante Frage eingehen, warum Firmen selbst dann rentable Investitionen in den Umweltschutz unterlassen, wenn die zu erwartenden „innovation offsets“ die zusätzlichen Kosten übersteigen und so Gewinne erzielbar wären.

5.3.2.1 Strategische Gründe für unterlassene Investitionen in rentable Umweltschutzmaßnahmen

Im Rahmen der Industrie-Ökonomik werden einige Erklärungen für Unterinvestitionen diskutiert (vgl. z.B. Schmutzler 1998, S. 6 f. und die dort angegebene Literatur), ich werde hier aber nur das laut Schmutzler plausibelste und in etlichen theoretischen Aufsätzen diskutierte Argument, nämlich die Existenz von „spillover effects“ beispielhaft aufgreifen.

Unter der Annahme der Gewinnmaximierung ist es für Unternehmen immer dann vorteilhaft, kostensenkende Innovationen durchzuführen, wenn sie dadurch insgesamt gesehen ihren Gewinn steigern können. Ist es jedoch möglich und auch wahrscheinlich, dass das gewonnene Know-how der Konkurrenz zugänglich wird (z.B. durch den Wechsel eines Mitarbeiters zu einer anderen Firma), so wird das Gewinnsteigerungspotential der Innovation geschmälert. Die Konkurrenten können so unter Umständen sogar einen absoluten Vorteil erzielen, da sie sich die teure und oft langwierige Entwicklung sparen können. „Hence, the possibility of spillovers might in principle reduce the incentives to engage in cost-reducing innovations“ (Schmutzler 1998, S. 6).

Andererseits darf der negative Einfluss von „spillovers“ aber auch nicht überschätzt werden. Empirische Untersuchungen (vgl. z.B. Geroski 1995) haben gezeigt, dass die Unternehmen zahlreiche Möglichkeiten haben, um den Abfluss von Know-how einzudämmen und darüber hinaus ist es normalerweise ein kostspieliges Unterfangen, sich von der Konkurrenz Wissen anzueignen. Überdies sind gerade Innovationen im Umweltbereich häufig sehr firmenspezifisch und deshalb lassen sich innovative Lösungen nicht automatisch auf Konkurrenzunternehmen übertragen; so kann z.B. ein Unternehmen „innovation offsets“ erzielen, indem es einen Weg findet, der es ihm erlaubt ein Abfallprodukt, das bei der Produktion des Gutes A entsteht, als Input für ein anderes Gut B zu benutzen. Das hierfür notwendige Know-how ist für Konkurrenten, die nur auf dem Markt für Gut A konkurrieren und Gut B nicht herstellen somit nicht zu verwerten.

Schließlich sei noch auf ein in der Theorie der Industrie-Ökonomik häufig auftretendes Problem verwiesen, nämlich den Umstand, dass die Erklärungen für unterlassene Innovationen zum Teil sehr von der getroffenen Annahme bezüglich der Art des Wettbewerbs abhängen. So kann z.B. ein Argument, das unter der Annahme des Cournot-Wettbewerbs (Mengenwettbewerb) für unterlassene Investitionen spricht unter der Annahme des Bertrand-Wettbewerbs (Preiswettbewerb) zu einem Argument für

Überinvestitionen werden, und vice versa (vgl. Schmutzler 1998, S. 7). Trotz dieser Einschränkungen, die eine generelle Erklärung von unterlassenen Innovationen durch „spillovers“ nicht erlauben, ist das „spillover“ Argument doch stichhaltig und es kann durchaus einige Fälle erklären, in denen Firmen rentable Innovationen unterlassen.

Führt staatliche Regulierung nun zur Realisierung solcher, wegen der Gefahr von „spillovers“ nicht getätigter Umwelt-Innovationen, so kann dies zwar die Produktivität erhöhen, allerdings können die betroffenen Unternehmen selbst, wegen der eintretenden „spillovers“ von der Regulierung nicht profitieren, da Know-how z.B. ins Ausland abwandert und sich so Konkurrenzunternehmen die mit den Innovationen verbundenen Vorteile zunutze machen können. Für Fälle, in denen die Firmen selbst durch die Regulierung Vorteile erzielen können sind deshalb andere Erklärungen heranzuziehen.

5.3.2.2 Organisationstheoretische Erklärungen für die Vernachlässigung von rentablen (Umwelt)Innovationen

Mit Hilfe der betriebswirtschaftlichen Organisationslehre lässt sich erklären, warum Unternehmen nicht stets dem Prinzip der Profitmaximierung folgen und deshalb eigentlich rentable (Umwelt-)Investitionen unterlassen. Der Ansatzpunkt hierbei sind die Individuen in den Unternehmen; im Folgenden wird zwischen Anreiz- und Koordinationsproblemen unterschieden.

Anreizprobleme

In größeren Unternehmen sind es normalerweise nicht die Eigentümer, die Entscheidungen über Investitionen treffen, sondern die Manager und die Angestellten. Im Sinne der Agenturtheorie¹⁷ liegt hier eine Auftrags- oder Agenturbeziehung vor, in der es zu Interessenkonflikten zwischen dem Auftraggeber („Prinzipal“) und dem Auftragnehmer („Agent“) kommen kann. Während die Eigentümer ein großes Interesse an hohen Profiten der Firma haben, können die Manager ganz andere Ziele verfolgen. Für sie spielt der Einfluss ihrer Entscheidungen auf den Gewinn unter Umständen eine untergeordnete Rolle, primär richten sie ihre Aktionen nach den Auswirkungen aus, die diese auf ihre Karrierechancen, ihr Gehalt und den Arbeitsaufwand haben. Zwar ist es prinzipiell möglich, dass durch richtig gesetzte Anreizsysteme die Ziele der Manager

¹⁷ Eine übersichtliche Darstellung der Agenturtheorie findet sich z.B. bei Ebers/Gotsch 1999.

dem Gewinnmaximierungsziel der Eigentümer angepasst werden, jedoch ergeben sich hierbei in der Realität erhebliche Probleme.

Besonders die Gestaltung effektiver Anreizsysteme für innovative Aufgaben ist schwierig. „Das Ausmaß, in dem Individuen bereit sind, sich für innovative Aufgaben zu engagieren, hängt vor allem von den Ergebnissen ab, die sie durch ihr Engagement zu erringen hoffen“ (Kieser/Kubicek 1992, S. 405). Diese Ergebnisse können nun sowohl intrinsischer Art sein, wie Spaß an der Arbeit selbst und Stolz auf Leistung, als auch extrinsischer wie finanzielle Belohnungen oder Beförderungen. Motivation für innovative Aufgaben durch extrinsische Belohnungen zu erzielen ist deswegen nicht einfach, weil bis zum erfolgreichen Abschluss des Projektes oft ein längerer Zeitraum verstreicht, Rückschläge nicht selten sind und einige Projekte sogar überhaupt nicht erfolgreich beendet werden können, obwohl gute Arbeit geleistet wurde. Die relativ hohe Ungewissheit im Zusammenhang mit Innovationen macht es für die Beteiligten also schwer, die extrinsischen Belohnungen zu kontrollieren, und auch die intrinsischen Belohnungen sind nicht über den gesamten Projektverlauf in gleichem Umfang gewährleistet. Es ist demnach relativ schwierig, Managern Anreize für die Durchführung innovativer Projekte zu geben und da innovative Lösungen oft auch Wandel bedeuten, ist überdies mit dem Auftreten von Änderungswiderständen zu rechnen.¹⁸ Diese können sowohl die Innovationen selbst, als auch die Einführung von auf ihnen beruhenden Neuerungen erheblich erschweren oder unter Umständen sogar völlig blockieren.

Anders als die Eigentümer haben Manager generell eine Vorliebe für relativ kurzfristige Projekte, da hierbei der Zusammenhang zwischen Anstrengung und Ertrag klarer zu erkennen ist als bei langfristigen Projekten (vgl. Schmutzler 1998, S. 9). Dieser Umstand und die Existenz von Informationsasymmetrien zwischen den Eigentümern und den Managern machen es schwierig, langfristige Anreizsysteme zu etablieren. Allerdings weisen Porter und van der Linde (1995b) darauf hin, dass es oft nur kurzer Zeit bedarf, bis sich Investitionen in den Umweltschutz amortisieren, das Argument, (Umwelt-)Innovationen würden durch die Zeitpräferenz der Manager verhindert, verliert hier also an Gewicht, andererseits fordern aber auch sie die Übergangsfristen zu neuen Umweltstandards lang genug zu setzen (vgl. Gliederungs-

¹⁸ Zum Wandel in und von Organisationen aus Sicht der betriebswirtschaftlichen Organisationslehre vgl. z.B. Connor/Lake 1988.

punkt 5.2.1), dies bedeutet auch sie gehen nicht davon aus, dass sich Umweltschutzinvestitionen immer schnell für die Firmen bezahlt machen.

Prinzipiell können die Manager durch staatliche Regulierungsmaßnahmen also zur Durchführung innovativer Maßnahmen gezwungen werden, die auch ohne Regulierung durchaus im Sinne der Firmeneigentümer wären, die sie aber ohne Regulierung wegen Anreizproblemen nicht umsetzen können, obwohl sie geeignet wären, den Firmengewinn zu erhöhen. Die Unternehmen (oder besser gesagt die Eigentümer der Unternehmen) profitieren in diesem Fall also durch die staatliche Regulierung, allerdings ist dies nur dann der Fall, wenn durch die staatlichen Vorschriften nicht zusätzliche Kosten entstehen, die die erzielbaren „innovation offsets“ wieder aufzehren.

Koordinationsprobleme

Eine weitere, von den Anreizproblemen unabhängige Erklärung, weshalb Firmen rentable (Umwelt-)Innovationen nicht durchführen und so auf eine Gewinnmaximierung verzichten, sind Koordinationsprobleme aufgrund begrenzter Informationsverarbeitungs- und Kommunikationskapazitäten innerhalb der Unternehmen. Staatliche Regulierungsmaßnahmen erzeugen in den Unternehmen Handlungsdruck, auf diese Weise wird oft sowohl die interne Kommunikation, als auch die Zusammenarbeit von verschiedenen Abteilungen gefördert und dies wiederum trägt zur Entdeckung von innovativen Lösungen bei. Auch in etlichen Beispielen die Porter und van der Linde (1995a/b) darstellen, haben die staatlichen Umweltschutzvorschriften solche internen Kommunikationsprozesse in Gang gebracht, die dann durch enge Zusammenarbeit der betroffenen Abteilungen letztendlich die Realisierung von „innovation offsets“ ermöglicht haben. Ohne die staatliche Regulierung wäre dieser Prozess nie zustande gekommen und so hätten die (Umwelt)Innovationen ohne staatliches Eingreifen nicht stattgefunden, obwohl sie auch für das Unternehmen rentabel sind. Allerdings gilt auch hier, dass letztendlich zur Beurteilung der Vorteilhaftigkeit von staatlichen Umweltschutzmaßnahmen die Kosten, die durch die Regulierung entstehen, berücksichtigt werden müssen.

Inwiefern in den Unternehmen auch ohne staatlichen Druck die einzelnen Aktivitäten durch interne Kommunikation und Zusammenarbeit koordiniert werden, ist sehr stark von der vorliegenden Organisationsstruktur abhängig (vgl. Aoki 1986; Kieser/ Kubicek 1992). „In particular, job design is important: firms that rely heavily on specialization

advantages and do not allow their employees to spend some time learning about related jobs within the firm might not be aware of possibilities for cost reduction that presuppose "horizontal" internal communication" (Schmutzler 1998, S. 10). Ob, bzw. in welchem Ausmaß staatliche Regulierungen Innovationen initiieren können, ist deshalb nicht unerheblich von der Organisationsstruktur der regulierten Unternehmen abhängig. Dies gilt allerdings nur unter der – durchaus plausiblen – Annahme, dass Innovationen mit positiven Auswirkungen auf die Umwelt und auf die Produktivität tatsächlich in größerem Umfang von der internen Kommunikation zwischen den Organisationsmitgliedern in verschiedenen Abteilungen abhängig sind.

5.3.3 Indirekte Wirkungen staatlicher Umweltregulierungen

Staatliche Regulierungsmaßnahmen haben auch indirekte Wirkungen auf das Verhalten der Firmen; ich werde nun besonders darauf eingehen, wie durch den Prozess der staatlichen Gesetzgebung das Verhalten der Unternehmen beeinflusst wird.

Eine Untersuchung von Jacob/Jänicke (1997) hat anhand des Chemiesektors beispielhaft gezeigt, dass die Bedeutung direkter Staatsinterventionen bei der Rückentwicklung bzw. Substitution der untersuchten Schadstoffe überraschend gering ist. So ergab die Studie z.B., dass in vielen Fällen ein gesetzliches Eingreifen erst post factum erfolgte, d.h. erst nachdem die Unternehmen freiwillige Maßnahmen ergriffen hatten wurden entsprechende Regulierungen erlassen. Relativ große Bedeutung haben dieser Studie zufolge jedoch die sogenannten informationellen Instrumente, wie die öffentliche Definition von Umwelt- und Gesundheitsgefahren, die sich im Verlauf des politischen Prozesses der Umweltnormensetzung ergeben. Die Autoren schließen hieraus: „Offenbar hatte nicht die direkte Maßnahme am Ende langwieriger Willensbildungsprozesse, sondern eben dieser vorgängige Ziel- und Willensbildungsprozeß selbst den entscheidenden Einfluß auf den Rückgang“ (Jacob/Jänicke 1997, S. 2).

Aus dieser Erkenntnis lässt sich ableiten, dass der staatliche Regulierungsprozess für den Umweltschutz durchaus nötig ist, da er indirekt – durch den politischen Prozess der der eigentlichen Regulierung vorausgeht – auch auf die freiwilligen Selbstbeschränkungen der Industrie positive Auswirkungen hat; d.h. ohne staatliche Regulierung gäbe es auch weniger freiwillige Selbstbeschränkung. Demnach kann aus der Existenz zahlreicher freiwilliger Selbstbeschränkungen der Industrie nicht geschlossen werden,

dass die staatliche Regulierung gänzlich überflüssig ist, weil es letztendlich doch die staatliche Regulierung bzw. vor allem die mit ihr verbundenen politischen Prozesse in der Gesellschaft sind, die dazu führen, dass Unternehmen sich freiwillig umweltgerecht verhalten.

5.4 Zusammenfassung

Gemäß der Porter-Hypothese kann staatliches Eingreifen zum Schutze der Umwelt für die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen und damit auch für die Wettbewerbsfähigkeit der jeweiligen Volkswirtschaft positive Effekte haben. Werden die Umweltschutzvorschriften in der richtigen Art und Weise implementiert, so können sie Innovationen bei den Unternehmen auslösen, die die Produktivität erhöhen; hieraus wiederum ergeben sich „innovation offsets“, die im Idealfall die Kosten des Umweltschutzes mehr als aufwiegen und auf diese Weise den Firmen Vorteile verschaffen.

In diesem Kapitel der Arbeit wurde zuerst dargestellt, wodurch sich Wettbewerbsvorteile im Falle des staatlichen Umweltschutzes ergeben können. Es wurde gezeigt, dass zum einen die Innovationen, mit denen die Unternehmen auf die staatlichen Vorschriften reagieren zu Wettbewerbsvorteilen führen können, indem durch sie die Kosten der Herstellung gesenkt und/oder der Nutzwert der Produkte gesteigert werden kann. Zum anderen besteht die Möglichkeit Wettbewerbsvorteile in Form von „early mover advantages“ zu realisieren, wenn das Umweltschutz-Know-how, welches aufgrund der staatlichen Regulierung erworben wurde, später auch in anderen Ländern gefragt ist.

Da den Innovationen im Rahmen der Porter-Hypothese eine Schlüsselrolle bezüglich der Realisierung von Wettbewerbsvorteilen zukommt, wurde anschließend aufgezeigt, welchen Prinzipien gefolgt werden muss, damit die Regulierungsmaßnahmen bei den Unternehmen ein Maximum an Innovationen auslösen. Es wurde deutlich, dass hier ein flexibles Vorgehen nötig ist, welches den Unternehmen einen maximalen Spielraum für innovative Lösungen lässt. Besonders ökonomische Instrumente sollten eingesetzt werden, da diese neben der Flexibilität auch noch zusätzlich Anreize für ständige Verbesserungen liefern.

Schließlich wurde noch begründet, warum staatliches Eingreifens im Rahmen des Umweltschutzes auch dann notwendig ist, wenn durch die Umsetzung von Umwelt-

schutzmaßnahmen für die Unternehmen Gewinne realisierbar sind. In diesem Zusammenhang war die Frage von besonderem Interesse, warum Firmen ohne staatlichen Druck nicht alle rentablen Innovationen realisieren, obwohl hierdurch Gewinnsteigerungen möglich wären. Neben dem mangelnden Bewusstsein für das Einsparpotential, welches mit innovativen Lösungen zum Umweltschutz verbunden ist, konnten vor allem strategische Gründe, Probleme bei der Anreizsetzung für Manager und unternehmensinterne Koordinationsprobleme als Ursachen ausgemacht werden.

6. RESÜMEE

In den vorangegangenen zwei Kapiteln wurden die zwei Gegenpositionen bezüglich der Frage, ob die internationale Wettbewerbsfähigkeit durch striktere Umweltschutzvorschriften erhöht werden kann oder nicht, im Einzelnen ausführlich erläutert. Zuerst wurde in Kapitel 4 die traditionelle Sichtweise dargestellt; demnach erhöhen zusätzliche Umweltschutzanforderungen die privaten Kosten der Unternehmen, dies führt tendenziell zu Einbußen der internationalen Wettbewerbsfähigkeit und dadurch zu sinkendem Wohlstand. Im nachfolgenden 5. Kapitel wurde als Gegenstück die Porter-Hypothese vorgestellt, welche besagt, dass die internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen, und damit auch der Wohlstand, durch richtig umgesetzte Umweltpolitik – zumindest langfristig gesehen – sogar gesteigert werden kann.

Im ersten Teil dieses Kapitels werde ich nun die Standpunkte der Befürworter der Porter-Hypothese einerseits und die der Verteidiger des traditionellen Ansatzes andererseits nebeneinanderstellen und sie gegeneinander abwägen. Im zweiten Teil dieses Kapitels werde ich mich dann eingehend mit der Frage beschäftigen, wodurch die Auswirkungen, die staatliche Umweltschutzmaßnahmen haben, determiniert werden. Hierbei ist es das Ziel aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen staatlich verordneter Umweltschutz gemäß der Porter-Hypothese Vorteile mit sich bringt, die zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit führen.

6.1 Vergleich der beiden Standpunkte: Porter-Hypothese versus traditionelle Sicht

Um die zwei Standpunkte gegeneinander abzuwägen, werde ich jetzt im ersten Teil dieses Abschnitts zuerst einmal den Grundaussagen der Porter-Hypothese explizit die von Kritikern geäußerten Einwendungen gegenüberstellen und so die grundlegenden Unterschiede der Ansätze aufzeigen.

Auch wenn bezüglich des Einflusses, den staatliche Umweltschutzvorschriften auf die Wettbewerbsfähigkeit haben, die Vertreter der zwei Standpunkte gänzlich entgegengesetzte Meinungen vertreten, so gibt es im Gedankengebäude von Porter und van der Linde doch einige Punkte, bezüglich derer weitgehende Einigkeit zwischen Verfechtern

und Kritikern der Porter-Hypothese herrscht. Diese aufzuzeigen wird Gegenstand des zweiten Teils dieses Abschnitts der Arbeit sein.

6.1.1 Divergenzen der Ansätze

Porter und van der Linde (1995a/b) führen die Tatsache, dass die Vertreter der traditionellen Sichtweise die im Rahmen der Porter-Hypothese postulierten Vorteile, die durch staatliche Umweltschutzvorschriften entstehen, nicht erkennen, hauptsächlich darauf zurück, dass die von Kritikern häufig verwendeten theoretischen Modelle dynamische Prozesse, wie etwa Innovationen, nicht erfassen; d.h. für die Schätzung der Kosten, die durch Umweltschutzmaßnahmen verursacht werden, wird der gegenwärtige Stand der Technologie unterstellt und somit technischer Fortschritt ignoriert. Dies führt unweigerlich dazu, dass einerseits die Kosten, die von den Unternehmen zur Schadstoffreduktion aufgewendet werden müssen, zu hoch eingeschätzt, und darüber hinaus andere positive Effekte, die mit umweltschutzinduzierten Innovationen verbunden sind, systematisch übersehen werden, obwohl sie die Kosten des Umweltschutzes – zumindest zum Teil – kompensieren können. Laut Porter und van der Linde ist es maßgeblich auf diese weit verbreitete statische Betrachtungsweise zurückzuführen, dass die tatsächlichen Kosten des Umweltschutzes in der öffentlichen Diskussion oft viel zu hoch eingeschätzt werden.

Palmer et al. (1995) lassen diesen Vorwurf von Porter und van der Linde nicht gelten. In einem Artikel im *Journal of Economic Perspectives*, in dem sie ihre Gegenposition zur Porter-Hypothese darstellen, schreiben sie:

„Porter and van der Linde accuse mainstream environmental economics, with its "static mindset," of having neglected innovation. This charge is puzzling. For several decades now, environmental economists have made their case for incentivebased policy instruments [...] precisely by emphasizing the incentives that these measures provide for innovation in abatement technology. [...] What distinguishes the Porter and van der Linde perspective from neoclassical environmental economics is *not* the "static mindset" of the latter“ (Palmer et al. 1995, S. 121, Hervorhebung im Original).

Vielmehr sehen sie den Unterschied darin begründet, dass ihrer Meinung nach Porter und van der Linde falsche Mutmaßungen treffen. Kritisiert wird zum einen die Unter-

stellung, Unternehmen würden systematisch rentable Möglichkeiten für Innovationen übersehen, und zum anderen die Vorstellung, staatliche Stellen könnten dieses „Marktversagen“ durch Umweltschutzvorschriften korrigieren.

Um die Aussagen von Porter und van der Linde bezüglich der positiven Auswirkungen staatlicher Umweltschutzvorschriften auf die Wettbewerbsfähigkeit zu widerlegen, haben Palmer et al. (1995) zwei verschiedene Vorgehensweisen gewählt. Zum einen haben sie die Vizepräsidenten bzw. hochrangige Manager von einigen derjenigen Firmen interviewt, anhand derer Porter und van der Linde beispielhaft aufgezeigt haben, dass Kosteneinsparungen durch Umweltschutz möglich sind. Befragt nach den Kosteneffekten, die durch Umweltschutzmaßnahmen ausgelöst wurden, gaben alle übereinstimmend an, dass es zwar tatsächlich zu den von Porter und van der Linde geschilderten Einspareffekten gekommen ist, gleichzeitig betonten sie aber, dass solche kostensenkenden Auswirkungen, entgegen den Aussagen von Porter und van der Linde, nicht die Regel sind, sondern nur Einzelfälle darstellen. Alles in allem entstehen demzufolge durch den Umweltschutz nicht unerhebliche finanzielle Belastungen für die Unternehmen, und deshalb kann von durch Umweltschutzvorschriften erzielbaren Wettbewerbsvorteilen nicht die Rede sein.

Zum anderen haben Palmer et al. (1995) anhand von Daten des US-amerikanischen „Commerce Department’s Bureau of Economic Analysis“ (BEA) errechnet, dass die erzielbaren „innovation offsets“ bei weitem nicht ausreichen, um die durch Umweltschutzvorschriften verursachten Kosten der Unternehmen zu kompensieren. Den Zahlen des BEA zufolge konnten 1992 in den USA nicht einmal zwei Prozent der Kosten, die für den Umweltschutz aufgewendet wurden, durch „offsets“ im Sinne von Porter und van der Linde kompensiert werden und so ergaben sich Netto-Kosten für den Umweltschutz in Höhe von US-\$ 100 Milliarden. Jedoch räumen selbst Palmer et al. ein, dass es durchaus schwierig ist alle „offsets“ zu erfassen und dass es deshalb nicht möglich ist, anhand der Daten des BEA die Realität völlig richtig abzubilden. Angesichts der geringen Größenordnung der „offsets“, die selbst dann noch klein erscheint, wenn man die Zahlen verdoppelt oder sogar vervierfacht, meinen sie allerdings, dass der Schluss „Umweltschutz verursacht Kosten“ unumgänglich ist, da offensichtlich nicht nur Probleme bei der Erfassung der „offsets“ dazu führen können, dass diese so gering ausfallen (vgl. Palmer et al. 1995, S. 128).

Zu dieser Vorgehensweise von Palmer et al. ist kritisch anzumerken, dass Porter und van der Linde nicht behaupten, dass zum damaligen Zeitpunkt (1992) in den USA im größerem Umfang Wettbewerbsvorteile durch Umweltschutzvorschriften realisiert wurden. Vielmehr sind sie der Meinung, dass besonders in den USA schlecht gemachte Umweltgesetze vorherrschend sind, die Innovationen verhindern und somit schädlich für die Wettbewerbsfähigkeit sind (vgl. Porter/Linde 1995a). Deshalb zeigen sie mehrere Ansatzpunkte für nötige Verbesserungen des gesamten Regulierungsprozesses auf, die in besonderem Maße in den USA (aber auch in anderen Nationen) umgesetzt werden müssten, damit der Umweltschutz die von ihnen prognostizierten positiven Auswirkungen im größeren Stile entfalten kann (vgl. hierzu auch Kapitel 5 dieser Arbeit). Allerdings muss auch eingeräumt werden, dass die Empfehlungen von Porter und van der Linde zum Teil recht unpräzise sind. So fordern sie zum Beispiel einerseits, die Umweltschutzvorschriften müssten eine gewisse Strenge aufweisen, damit sie Anreize für Innovationen liefern können, andererseits wird aber auch gesagt, dass einseitige Vorschriften, die im Verhältnis zu anderen Staaten zu streng sind, für die internationale Wettbewerbsfähigkeit schädlich, und deshalb möglichst zu vermeiden sind (vgl. Gliederungspunkt 5.2.3).

An dieser Stelle sei noch auf ein Problem im Zusammenhang mit der Bewertung von „innovation offsets“ hingewiesen: diese sind nur dann wirklich rentabel für die Unternehmen, wenn durch sie nicht andere Investitionen verdrängt werden, die eine höhere Rendite erwirtschaftet hätten. Dies bedeutet, dass selbst die Durchführung eines Umweltschutzprojektes, bei dem die „innovation offsets“ genau die vorher entstandenen Kosten decken, für die Unternehmen unter Umständen Kosten verursacht, da nur eine Nullrendite erwirtschaftet wird, welche die Aufnahme wirtschaftlicher Aktivitäten für Investoren nicht rechtfertigt. Wie hoch diese (Opportunitäts)Kosten sind, hängt dabei von der Höhe der Rendite, die mit dem alternativen Investitionsprojekt realisierbar gewesen wäre, ab (vgl. Palmer et al. 1995, S. 129).

Kritiker der Porter-Hypothese verweisen oft darauf, dass Porter und van der Linde lediglich Fallstudien zum Beleg ihrer These präsentieren. Dies halten sie für unzureichend, da – so ihre Argumentation – es ein Leichtes ist, zahlreiche Gegenbeispiele zu finden: „With literally hundreds of thousands of firms subject to environmental regulation in the United States alone, it would be hard *not* to find instances where regulation has seemingly worked to a polluting firm’s advantage. But collecting cases

where this has happened in no way establishes a general presumption in favor of this outcome“ (Palmer et al. 1995, S. 120, Hervorhebung im Original). Viele Kritiker fordern eine systematischere Vorgehensweise und sie präsentieren hierzu häufig theoretische Modelle, anhand derer sie aufzeigen, dass Umweltschutzmaßnahmen fast immer zu Kostensteigerungen führen (vgl. z.B. Palmer et al. 1995; Scholz/Stähler 1999). Hierfür werden allerdings oft restriktive Annahmen getroffen, und da die Ergebnisse modelltheoretischer Betrachtungen zum großen Teil sehr von diesen getroffenen Annahmen abhängen, können so die Autoren die Ergebnisse von vornherein zu ihren Gunsten beeinflussen. So schreibt Schmutzler (1998, S. 4) in Bezug auf die Vorgehensweise der Kritiker: „Imposing restrictions on optimizing agents generally makes them worse off.“

Der Porter-Hypothese zufolge besteht kein grundsätzlicher Widerspruch zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen. Porter und van der Linde (1995b, S. 98) zufolge ist diese Aussage schon bestätigt, wenn sich feststellen lässt, dass durch Umweltschutzvorschriften die durchschnittliche Produktivität erhöht wird, da sie die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen über die Produktivität definieren (vgl. Gliederungspunkt 3.2.1). Anderen Autoren reicht dies nicht, sie untersuchen zusätzlich, welche Auswirkungen für die Gewinne der Unternehmen zu erwarten sind. So haben z.B. Xepapadeas und de Zeeuw (1999) in ihrer Studie zur Porter-Hypothese zwar festgestellt, dass Umweltschutzbestimmungen zu Downsizing und Modernisierungen bei den betroffenen Firmen führen und so die durchschnittliche Produktivität erhöhen können, gleichzeitig stellte sich jedoch heraus, dass die Unternehmensgewinne durch Umweltschutzvorschriften sanken. Ihrer Meinung nach kann deshalb nicht ganz von einer „win-win“ Situation gesprochen werden; sie schließen ihren Artikel wie folgt:

„Therefore, our results indicate that although a stricter environmental policy cannot be expected to provide a win-win situation in the sense of both reducing emissions and increasing profitability in an industry, we may expect increased productivity of the capital stock along with a relatively less severe impact on profits and more emission reductions, when the stricter policy induces modernization of the capital stock. The trade-off between environmental conditions and profits of the home industry remains but is less sharp because of downsizing and modernization of the industry“ (Xepapadeas/Zeeuw 1999, S. 178).

Demnach bestätigen sie zwar die Grundidee von Porter und van der Linde, nämlich dass strenge Umweltschutzvorschriften zu Produktivitätszuwächsen führen können, die wiederum dazu beitragen, die Kosten zu verringern, welche den Unternehmen durch den Umweltschutz entstehen. Allerdings sehen sie – anders als Porter und van der Linde – in der Mehrzahl der Fälle nicht die Möglichkeit, sämtliche Kosten durch Produktivitätszuwächse zu kompensieren.

6.1.2 Berührungspunkte der Ansätze

Auch wenn es ein aussichtsloses Unterfangen wäre, die Meinungen *aller* Kritiker bzw. *aller* Befürworter der Porter-Hypothese in jeweils eine Kategorie zusammenzufassen, so will ich im Folgenden doch versuchen, einige Aspekte aufzuzeigen, bezüglich derer die meisten Repräsentanten der zwei Parteien im Wesentlichen übereinstimmende Ansichten vertreten.

Große Einigkeit besteht in der Literatur bezüglich der Vorteilhaftigkeit von ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik; so ist es auch nicht weiter verwunderlich, dass die im Rahmen der Porter-Hypothese erhobene Forderung nach verstärktem Einsatz dieser Instrumente (vgl. Gliederungspunkt 5.2.2) keine nennenswerten Widersprüche in der Literatur hervorgerufen hat. Vielmehr betonen sogar die schärfsten Gegner der Porter-Hypothese wie z.B. Palmer et al. (1995) ausdrücklich, dass sie in diesem Punkt mit Porter und van der Linde übereinstimmender Meinung sind; d.h. auch sie sind von der kostensenkenden Wirkung der ökonomischen Instrumente überzeugt.

Die von Porter und van der Linde geäußerte Einschätzung, dass es durch Umweltschutzvorschriften zur Entdeckung rentabler innovativer Lösungen kommt, impliziert, dass die Unternehmen nicht an ihrer Effizienzgrenze arbeiten. Auch diese Annahme von Porter und van der Linde findet in der Literatur weitgehend Zuspruch (vgl. z.B. Boyd/McClelland 1999). Es wird also in der Regel durchaus eingeräumt, dass der Konkurrenzdruck des Marktes nicht immer dazu führt, dass alle Kosteneinsparmöglichkeiten von den Unternehmen erforscht und umgesetzt werden. Allerdings besteht keine Einigkeit darüber, in welchem Ausmaß diese Ineffizienzen in der Realität auftreten. Die Kritiker meinen, Porter und van der Linde unterschätzen die Kräfte des Marktes, d.h. anders als diese sind die Kritiker der Ansicht, das Ausmaß solcher Ineffizienzen sei nicht sehr groß, und deshalb sei die durch Umweltschutzgesetze zu erwartende

Erhöhung der Produktivität nicht ausreichend um die Kosten der Regulierung zu kompensieren.

Des Weiteren wird im Großen und Ganzen auch von den Kritikern der Porter-Hypothese anerkannt, dass durch strenge Umweltgesetze Innovationen ausgelöst werden können, die wiederum dazu im Stande sind, die Kosten des Umweltschutzes zu senken (vgl. z.B. Simpson/Bradford 1996). Viele Autoren sind deshalb wie Porter und van der Linde der Ansicht, dass a priori Schätzungen der Kosten, die durch die Einhaltung neuer Umweltschutznormen entstehen, tendenziell zu hoch ausfallen, weil der nicht vorhersehbare technische Fortschritt nicht (oder nicht ausreichend) berücksichtigt werden kann (vgl. z.B. Palmer et al. 1995; Harrington et al. 1999). Allerdings gehen die Gegner der Porter-Hypothese nicht davon aus, dass es in der Mehrzahl der Fälle zu keinerlei Kostenbelastungen durch Umweltschutzvorschriften kommt.

Schließlich sei hier noch einmal darauf aufmerksam gemacht, dass auch Porter und van der Linde (1995b) nicht behaupten, strenge Umweltschutzvorschriften seien immer förderlich für die Wettbewerbsfähigkeit eines Landes. Auch sie meinen, dass im Verhältnis zu anderen Ländern zu strenge Umweltnormen, sowie starre Reglementierungen schädlich sind. Darüber hinaus räumen auch Porter und van der Linde die Existenz einiger Fälle ein, in denen die Kosten des Umweltschutzes selbst dann nicht vollständig durch „innovation offsets“ aufgewogen werden können, wenn die Umweltschutzvorschriften optimal implementiert werden (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1).

Nachdem – wie soeben aufgezeigt wurde – einerseits die Kritiker der Porter-Hypothese einräumen, dass sich durch richtig gestaltete Umweltschutzvorschriften die Kosten des Umweltschutzes durch „innovation offsets“ reduzieren lassen, was sogar so weit gehen kann, dass es zum Teil zu wirklichen Kostensenkungen für die Unternehmen kommt und andererseits auch Porter und van der Linde eingestehen, dass der Umweltschutz nicht immer völlig kostenlos für die Unternehmen ist, wird klar, dass die Diskussion um die Porter-Hypothese sich verstärkt mit der Frage beschäftigen sollte, wann, bzw. unter welchen Umständen es zu der von der Porter-Hypothese postulierten Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit durch strenge Umweltschutznormen kommt. Dies wird Thema des nächsten Abschnittes dieser Arbeit sein.

6.2 Analyse der Faktoren, die die Auswirkungen von Umweltschutzregulierungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen determinieren

Da der Einfluss, den staatliche Umweltschutz-Regulierungsmaßnahmen auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit haben, nicht eindeutig positiv oder negativ ist, soll in diesem Abschnitt der Arbeit versucht werden aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen eine Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit durch staatliche Umweltschutzregulierungen erreicht werden kann.

Hierzu werde ich zunächst einige modelltheoretische Betrachtungen aus der Literatur vorstellen, deren Ergebnisse die Porter-Hypothese bestätigen. Da es sich hierbei aber um sehr spezielle Fälle handelt und die Ergebnisse auf zum Teil sehr wirklichkeitsfremden Annahmen beruhen, werde ich dann noch einige allgemeinere Überlegungen anstellen um aufzuzeigen, welche Faktoren die Auswirkungen strenger Umweltschutzvorschriften auf die Wettbewerbsfähigkeit hauptsächlich determinieren.

6.2.1 Betrachtung modelltheoretischer Überlegungen zur Bestätigung der Porter-Hypothese

In der Literatur finden sich zahlreiche Studien und Artikel, die auf theoretischer Ebene den Zusammenhang zwischen Umweltschutzvorschriften und internationaler Wettbewerbsfähigkeit untersuchen. Hierbei kommen eine Vielzahl von Ansätzen zum Einsatz, von denen ich im Folgenden nur einige wenige beispielhaft betrachten werde. Ohne jeweils auf die Details weiter einzugehen, werde ich nun anhand einiger Modelle aufzeigen, unter welchen Umständen bzw. Annahmen es möglich ist, dass strenge Umweltschutzvorschriften die Wettbewerbsfähigkeit erhöhen. Hierzu werde ich zunächst der Sichtweise der traditionellen Außenhandelstheorie folgen und daran anschließend dann die Betrachtungsweise der neuen Außenhandelstheorie vorstellen. Letztere zeichnet sich dadurch aus, dass sie komplexere Modellannahmen zu Grunde legt und so Zusammenhänge erklären kann, die mit Hilfe der traditionellen Außenhandelstheorie nicht erfassbar sind.

6.2.1.1 Traditionelle Außenhandelsmodelle

Die folgende Darstellung orientiert sich weitgehend an den Ausführungen zur traditionellen Außenhandelstheorie von Scholz und Stähler (1999, Kap. B); da ich – anders als dort – allerdings nur die Fälle schildern werde, in denen die Porter-Hypothese bestätigt wird, möchte ich an dieser Stelle ausdrücklich darauf hinweisen, dass diese nicht die Regel darstellen. Vielmehr ist nach der traditionellen Außenhandelstheorie, abgesehen von den hier geschilderten Spezialfällen, alles in allem eher eine Verschlechterung der Wettbewerbsfähigkeit durch strenge Umweltschutzvorschriften zu erwarten (vgl. z.B. Scholz/Stähler 1999; Siebert 1992; Wießner 1991).

Betrachtet wird ein Standard-Handelsmodell mit zwei Sektoren (ein umweltintensiver und ein umweltextensiver) unter der Annahme der vollständigen Konkurrenz. Die Umweltverschmutzung entsteht als negativer externer Effekt durch den Produktionsprozess und sie wird als „public bad“ angesehen; das umweltpolitische Instrument, das zum Einsatz kommt, ist die Emissionssteuer. Wie sich herausgestellt hat, haben im Rahmen dieses Modells sektorale Indikatoren für die internationale Wettbewerbsfähigkeit von Nationen wenig Aussagekraft, da jeweils der eine Sektor profitiert, wenn der andere Sektor Einbußen erleidet (vgl. Scholz/Stähler 1999, S. 47). Um diese gegenläufigen Effekte der Sektoren zu erfassen, werde ich mich im Folgenden auf die Schilderung der Auswirkungen beschränken, die die Umweltschutzvorschriften auf nationaler Ebene haben. Als nationaler Indikator für die internationale Wettbewerbsfähigkeit dient hierbei – analog der Vorgehensweise von Scholz/Stähler (1999) – die nationale Wohlfahrt.

Der klassischen Umweltökonomie zufolge ist es die beste Lösung, die Emissionssteuer in Höhe der Pigou-Steuer zu setzen (wenn man von anderen Störungen absieht), da so das Wohlfahrtsmaximum erreicht wird. Betrachten wir nun ein kleines Land, das am internationalen Handel teilnimmt. Für dieses sind die Weltmarktpreise als gegeben zu betrachten, d.h. es kann die „terms of trade“ nicht beeinflussen. In diesem Fall ist es für das Land immer dann von Vorteil die Umweltschutzvorschriften zu verschärfen, wenn der gegenwärtige Steuersatz niedriger ist als dies nach der Pigou-Lösung optimal wäre; eine darüber hinausgehende höhere Steuer ist für ein solches Land immer nachteilig. Hieraus folgt, dass die Wirkung, die strengere Umweltnormen – in diesem Fall höhere Emissionssteuern – für ein kleines Land haben, durch das gegenwärtige Niveau

der Strenge der Umweltschutzvorschriften determiniert wird. Definiert man allerdings strenge Umweltschutzvorschriften als solche, die über die Pigou-Lösung hinausgehen (wie dies in der Literatur häufig der Fall ist), dann ergibt sich, dass es für ein solches Land nie vorteilhaft ist strenge Umweltnormen einzuführen.

Für ein großes Land hingegen, das die „terms of trade“ als endogene Größe in seine Kalkulationen mit einbezieht, kann es vorteilhaft sein, die Umweltnormen sogar über das Niveau der Pigou-Lösung hinaus zu verschärfen und somit wirklich strenge Umweltschutzvorschriften zu erlassen. Dies ist immer dann der Fall, wenn durch eine Erhöhung der Umweltsteuern zum einen die Umweltverschmutzung im Inland reduziert und gleichzeitig die „terms of trade“ verbessert werden können. Grundsätzlich sinken die Kosten des Umweltschutzes, wenn sich die „terms of trade“ so ändern, dass die importierten Güter auf dem Weltmarkt billiger und die exportierten Güter teurer werden. Neben der Beeinflussbarkeit der Schadstoffbelastung des Inlandes sind es also die durch verstärkten Umweltschutz ausgelösten Preisänderungen der Import- und/oder der Exportgüter, die bestimmen, ob strenge Umweltnormen zu Vorteilen führen oder nicht. Allerdings ist ein solches Vorgehen nicht immer optimal, denn selbst wenn es für ein Land Vorteile bringt die Umweltstandards zu erhöhen, so existiert immer mindestens ein anderes Land, für das es dann besser ist die Standards zu senken. „Since an improvement in the terms of trade implies a deterioration for another country, it follows that the optimal levels of environmental regulation across countries always behave complementary under the assumption of identical preferences“ (Scholz/ Stähler 1999, S. 131). Die Ergebnisse bleiben also immer ambivalent, und es kann keine allgemeine Aussage getroffen werden, wann strenger Umweltschutz zu Vorteilen für ein Land führt.

Scholz und Stähler (1999) haben zudem aufgezeigt, dass die Höhe der Kosten, die mit dem Umweltschutz verbunden sind, von in der Volkswirtschaft vorhandenen Störungen abhängen. So erhöht z.B. die Existenz von Konsumsteuern die (Wohlfahrts-) Kosten des Umweltschutzes, hieraus kann abgeleitet werden, dass ein Land, in dem diese Steuern nicht sehr hoch sind, eher strengere Umweltstandards implementiert, als ein Land mit hohen Konsum-Steuern. Andererseits aber können z.B. Arbeitsmarktstörungen, abhängig von der vorliegenden Produktionstechnologie die (Wohlfahrts-) Kosten des Umweltschutzes auch senken (vgl. Scholz/Stähler 1999, S. 40). Die durch Störungen ausgelösten Kostenwirkungen sind also nicht immer eindeutig, sondern sie hängen davon ab, wie die anderen Politikparameter gesetzt werden. „Finally, the

analysis of the interaction of environmental policy with trade distortions has shown that other distortions may be exacerbated or alleviated depending on whether the other policy instruments are set at their optimal levels“ (Scholz/Stähler 1999, S. 47).

6.2.1.2 Neue Außenhandelsmodelle

Weil in der Realität zunehmend Situationen beobachtet wurden, die durch die komparativen Kostenvorteile der traditionellen Außenhandelstheorie nur ungenügend oder gar nicht erklärt werden konnten, wurden Ende der 70er und zu Beginn der 80er Jahre neue außenhandelstheoretische Ansätze entwickelt. Vor allem verschiedene Elemente der Industrieökonomik wie unvollständiger Wettbewerb, zunehmende Skalenerträge, unterschiedliche Konsumentenpräferenzen in den Ländern und differenzierte Produkte wurden als neue Modellannahmen in die neue Außenhandelstheorie integriert. Die negativen Auswirkungen umweltpolitischer Maßnahmen auf die Wettbewerbsfähigkeit, wie sie die traditionelle Außenhandelstheorie in der Mehrzahl der Fälle vorhersagt, werden durch die neuere Außenhandelstheorie nicht immer bestätigt, vielmehr kann sie zu ganz anderen Ergebnissen kommen. Rothfels (1998, S. 15 f.) erklärt dies folgendermaßen:

„Umweltpolitische Instrumente eröffnen einer Regierung oder den inländischen Unternehmen unter bestimmten Umständen die Möglichkeit, durch strategisches Verhalten Unternehmensgewinne und/oder Marktanteile aus dem Aus- ins Inland umzuleiten.¹⁹ Die Unternehmensgewinne bzw. Renten existieren in diesen Modellen aufgrund des unvollkommenen Wettbewerbs oder zunehmender Skalenerträge.“

Wird strategisches Verhalten im Zusammenhang mit der Implementierung von umweltpolitischen Instrumenten betrachtet, so spricht man in der Literatur auch von strategischer Umweltpolitik (vgl. Barrett 1994). Um aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen im Rahmen der strategischen Umweltpolitik mit positiven Wirkungen durch Umweltschutzmaßnahmen zu rechnen ist, werde ich hier im Wesentlichen wiederum nur diejenigen Fälle schildern, die die Porter-Hypothese unterstützen. Deshalb sei auch hier ausdrücklich darauf hingewiesen, dass neben den unten dargestellten noch eine

¹⁹ Ein Verhalten wird dann als strategisch bezeichnet, wenn die Reaktionen der anderen Wirtschaftssubjekte auf das eigene Verhalten bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden.

Vielzahl von Konstellationen existieren, in denen die Porter-Hypothese nicht bestätigt wird (vgl. z.B. Scholz/Stähler 1999; Rothfels 1998; Barrett 1994). Überdies „... reagieren die Ergebnisse der Ansätze der strategischen Umweltpolitik sehr sensibel auf die Modellannahmen“ (Rothfels 1998, S. 26). So reicht manchmal schon eine kleine Änderung der getroffenen Annahmen, um zu gänzlich entgegengesetzten Ergebnissen zu gelangen. Dieser Umstand würde einen sehr hohen und in der Realität wohl nicht erreichbaren Informationsstand erfordern um konkrete Politikempfehlungen geben zu können.

In Anlehnung an die Vorgehensweise von Rothfels (1998) werde ich nun für die folgenden Ausführungen zunächst zwischen Prozess- und Produktregulierung unterscheiden, wobei hier jeweils von einer gegebenen Produktionstechnik ausgegangen wird; abschließend werden dann auch Umweltinnovationen berücksichtigt (d.h. die Technologie wird hier nicht länger als fix betrachtet). Prozessregulierung bedeutet, dass die Umweltintensität der Produktionsprozesse beeinflusst wird. Die Produktregulierung hingegen zielt auf eine Änderung der umweltrelevanten Produkteigenschaften ab; hier bedingt der Konsum der Produkte die Umweltverschmutzung, ein Beispiel hierfür wäre der Benzinverbrauch von PKWs oder der Gebrauch von Waschmitteln. In Übereinstimmung mit den meisten Modellen zur strategischen Umweltpolitik wird im Folgenden eine oligopolistische Marktstruktur angenommen und eine partialanalytische Betrachtung zu Grunde gelegt. Zunächst wird von folgenden Annahmen ausgegangen: die Regierung des Auslandes lässt ihre Umweltstandards unverändert, d.h. von gemeinsamen internationalen Aktionen oder Vergeltungsmaßnahmen wird abgesehen. Zudem wird unterstellt, dass das Kapital nicht mobil ist, d.h. der Produktionsort der Unternehmen wird als gegeben und nicht veränderbar angesehen. Gleiches gilt – wie oben bereits erwähnt – für die Produktionstechnik, auch sie wird zunächst als fix betrachtet. Im Zusammenhang mit strategischer Umweltpolitik wird immer dann von strengen Umweltnormen gesprochen, wenn die Standards höher sind als dies der Fall wäre, wenn nur die umweltpolitischen Ziele berücksichtigt würden (was z.B. im Falle der Emissionssteuer zur Pigou-Steuer führt). Ist die Umweltsteuer also höher, als dies nach der Pigou-Lösung optimal wäre, so liegt in diesem Sinne ein strenger Umweltstandard vor.

Prozessregulierung

Beginnen wir mit der *Prozessregulierung* unter der Annahme des *Cournot-Wettbewerbs*. Hierbei ergeben sich zunächst im Falle der Emissionssteuer, sowie für einen Emissionsstandard identische Ergebnisse (vgl. Rothfels 1998, S. 18): es kommt zum Umweltdumping, d.h. die Normen sinken unter das umweltpolitisch optimale Niveau; die Porter-Hypothese wird also nicht bestätigt; dies bedeutet, dass keine Vorteile durch strenge Umweltnormen erzielt werden können. Wenn man jedoch die Präferenzen der heimischen Konsumenten in die Analyse mit einbezieht, dann kann man zu dem Ergebnis kommen, dass strenge Umweltnormen Vorteile bringen (vgl. hierzu Farzin 1996). Die Grundidee ist hierbei folgende: nimmt man an, dass der Nutzen der Konsumenten neben der konsumierten Menge auch von der Höhe der vermiedenen Umweltbelastung abhängt, so können die Kosten des Umweltschutzes auf die Verbraucher abgewälzt werden, da diese bereit sind für größere Emissionsvermeidung einen höheren Preis zu zahlen. Eine mögliche Erklärung für dieses Verhalten kann zum einen sein, dass der Konsum des Gutes und die Umweltqualität Komplemente sind und zum anderen können altruistische Beweggründe solches Verhalten erklären. Immer dann, wenn die mit einer Verschärfung der Umweltstandards verbundenen Kostensteigerungen durch solche Preisprämien für umweltfreundliche Produkte mehr als ausgeglichen werden können, ist es den betroffenen Unternehmen möglich ihre Gewinne zu erhöhen. In diesem Falle hängt es also von der Zahlungsbereitschaft der Konsumenten für umweltfreundliche Produkte ab, ob die Unternehmen Wettbewerbsvorteile realisieren können oder nicht.

Geht man weiterhin von *Prozessregulierung* aus und unterstellt aber nun *Bertrand-Wettbewerb*, so führt dies zu anderen Ergebnissen. Im Falle homogener Produkte und bei Existenz jeweils eines in- und eines ausländischen Unternehmens (internationales Dyopol), kann es durch strengere Umweltschutznormen in Form einer Emissionssteuer, deren Niveau über der Pigou-Steuer liegt, zu Wettbewerbsvorteilen sowohl des inländischen als auch des ausländischen Unternehmens kommen. Ausschlaggebend für dieses Ergebnis ist allerdings, dass die grenzüberschreitenden Emissionen nicht sehr groß sind (vgl. Rothfels 1998, S. 23). Die Auswirkungen strenger Umweltnormen hängen hier also davon ab, ob es sich um lokale oder globale Umweltschadstoffe handelt. Anreize für eine striktere Umweltpolitik bei Vorliegen von Bertrand-Wettbewerb ergeben sich für eine Regierung auch nach einem alternativen Modell von Barrett (1994), in dem statt

der Emissionssteuer ein Emissionsstandard gesetzt wird; in diesem Modell wird grenzüberschreitende Verschmutzung jedoch gänzlich vernachlässigt, was die Aussagefähigkeit stark einschränkt.

Rauscher (1997) hat neben dem internationalen Duopol auch ein Modell der monopolistischen Konkurrenz analysiert. In diesem Modell kann ein Produkt in verschiedenen Varianten hergestellt werden und die Konsumenten haben Präferenzen für die unterschiedlichen Differenzierungen des Produktes. Wird freier Marktzutritt unterstellt, dann unterbieten sich die zwei Unternehmen so lange, bis die Preise den Grenzkosten entsprechen; es ergeben sich deshalb im Gleichgewicht – wie im vollkommenen Wettbewerb – Nullgewinne für die Unternehmen, von denen jedes aufgrund der angenommenen Existenz von steigenden Skalenerträgen nur eine Produktvariante herstellt. Durch eine Emissionssteuer wird die Ertragslage der Unternehmen nicht verändert, d.h. sie machen weiterhin keinen Gewinn. Die Steuer hat demnach keine direkten positiven Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen. Allerdings ändern sich die „terms of trade“ zugunsten des Inlandes und dies kann z.B. beim Bezug von Zwischenprodukten aus dem Ausland zu positiven Effekten für die inländischen Unternehmen führen. In diesem Modell ist also die Art und das Ausmaß der internationalen Handelsbeziehungen ausschlaggebend für die Höhe der positiven Effekte.

Produktregulierung

Kommen wir nun zur *Produktregulierung* und untersuchen zunächst den *Bertrand-Wettbewerb*. Motta und Thisse (1993) betrachten ein Modell mit zwei Ländern, in denen jeweils zwei Unternehmen, die vertikale Preisdifferenzierung vornehmen, existieren. Im stabilen Gleichgewicht vor der Regulierung bieten die Unternehmen verschiedene umweltbezogene Qualitäten, nämlich eine hohe, und eine niedrigere an; dies spiegelt die unterschiedliche Zahlungsbereitschaft der Konsumenten für umweltfreundliche Produkte wider. Durch die Segmentierung des Marktes in mehr und weniger umweltfreundliche Produkte wird die Intensität des Preiswettbewerbs abgeschwächt und kein Unternehmen hat einen Anreiz von seiner Wahl abzuweichen, d.h. das Gleichgewicht ist stabil.

Die Basis der Analyse ist ein dreistufiges Spiel. Auf der ersten Stufe maximiert die Regierung eine Wohlfahrtsfunktion, die sich sowohl aus den Gewinnen der Unternehmen als auch aus der Konsumentenrente zusammensetzt. Hierbei wird das erwartete

Verhalten der inländischen Unternehmen als gegeben betrachtet. Auf der nächsten Stufe wählen die Unternehmen ihre gewinnmaximalen Qualitäten (im sogenannten Qualitätswettbewerb). Auf der letzten Stufe wählen die Unternehmen dann in Abhängigkeit von den Qualitäten und der maximalen Zahlungsbereitschaft die gewinnmaximalen Preise (Preiswettbewerb).

Erst einmal werden nun lediglich die beiden inländischen Unternehmen betrachtet. Wie oben bereits geschildert, wird ein inländisches Unternehmen als high-quality und das andere als low-quality Anbieter auftreten. Das Unternehmen, welches die höhere Qualität anbietet, kann hierbei höhere Gewinne erzielen, da die Konsumenten bereit sind, hierfür höhere Preise zu bezahlen. Welches Unternehmen welche Qualität anbietet bleibt im Modell unbestimmt; es ist jedoch davon auszugehen, dass sie unterschiedliche Qualitäten anbieten, da sie sonst lediglich Nullgewinne realisieren könnten.

Wird nun eine Umweltschutzvorschrift in Form eines Produktstandards eingeführt, der über der bisher niedrigsten angebotenen Qualität liegt, so ist der low-quality Hersteller gezwungen, die Umweltqualität seines Produktes zu steigern oder aus dem Markt auszuschneiden. Im ersten Fall wird das zweite Unternehmen, welches bisher die höhere Qualität angeboten hat, ebenfalls seine Qualität steigern um einen schärferen Preiswettbewerb zu vermeiden. Auf die Wettbewerbsfähigkeit der zwei inländischen Unternehmen (definiert über deren Gewinne) hat dies nun folgende Wirkungen: die Gewinne des Unternehmens, das zu steigender Qualität gezwungen wird, steigen zunächst an und die des anderen Unternehmens fallen. Allerdings ist die Gewinneinbuße des high-quality Anbieters nicht so groß wie die Gewinnzuwächse des low-quality Anbieters und deshalb ergeben sich in der Summe Gewinnzuwächse für das Inland. Wird der Standard aber zu hoch gesetzt, so scheidet der low-quality Anbieter aus dem Markt aus. Sollen beide Unternehmen am Markt bleiben, so darf der Umweltstandard also nicht zu hoch gesetzt werden; allerdings ist unter der Bedingung, dass kein Unternehmen aus dem Markt ausscheidet, ein Umweltstandard wohlfahrtsmaximal, der über der ursprünglichen Qualität des low-quality Anbieters im nicht regulierten Gleichgewicht liegt. Strenge Umweltnormen bringen diesem Modell zufolge einem Land also Vorteile gegenüber der Situation ohne Regulierung.

Auch im internationalen Kontext profitiert das Inland von der Setzung eines solchen Mindeststandards. Unter der Annahme, dass lediglich die inländische Regierung einen Mindeststandard erhebt und dass sich die inländischen Unternehmen vor der Aufnahme

des internationalen Handels – wie soeben beschrieben – an diesen Standard anpassen konnten, liegt die niedrigere Qualität des ausländischen Anbieters, die der des inländischen vor der Regulierung entspricht, nun unter dem geforderten Mindeststandard und dies führt zum Marktausscheiden des ausländischen low-quality Anbieters. Denn würde er seine Qualität auf den Mindeststandard erhöhen, würden die anderen Unternehmen darauf ebenfalls mit Qualitätserhöhungen reagieren, um den Preiswettbewerb abzuschwächen. Setzen diese Unternehmen allerdings ihre Qualitäten auf für sie optimale Level, so führt dies dazu, dass der ausländische low-quality Anbieter keinen Gewinn erzielen kann. Der Mindeststandard wirkt also als nicht-tarifäres Handelshemmnis, welches dafür sorgt, dass die Gewinne der inländischen Unternehmen durch die Regulierung höher ausfallen, als dies ohne Regulierung der Fall wäre. An diesem Ergebnis ändert sich selbst dann nichts, wenn die ausländische Regierung ebenfalls Regulierungsmaßnahmen durchführt.

Für die *Produktregulierung* im *Cournot-Wettbewerb* lassen sich nur schwer eindeutige Ergebnisse erzielen. Allerdings kann unter bestimmten Umständen auch hier ein Mindeststandard für die Wettbewerbsfähigkeit förderlich sein. Dies ist am ehesten dann der Fall, wenn von ihm nur geringe Effekte auf die marginalen Produktionskosten ausgehen (vgl. Rothfels 1998). Wenn die Wirkungen auf die marginalen Produktionskosten allerdings groß sind, so besteht die optimale Politik in der Setzung verhältnismäßig niedriger Standards.

Umweltinnovationen

Die bisherigen Betrachtungen beruhen alle auf einer gegebenen Vermeidungs- bzw. Produktionstechnologie, deren Stand von der Umweltpolitik nicht beeinflusst wird; im Folgenden wird hingegen eine *dynamische Betrachtung* angestellt, die Innovationen zum Schutze der Umwelt (sogenannte *Umweltinnovationen*) berücksichtigt. Da dies ganz im Sinne der Porter-Hypothese ist, werde ich das folgende Modell etwas ausführlicher schildern. Um Umweltinnovationen in theoretische Modelle zu integrieren, werden in der Regel die Aufwendungen der Unternehmen für Forschung und Entwicklung (F&E) umweltfreundlicher Technologien in die Betrachtungen mit einbezogen (vgl. Hemmelskamp 1999); hierbei stellt sich jedoch folgendes Problem: „Due to the different possible strategic interactions, it is not easy to deal with research and development on a rather general level“ (Scholz/Stähler 1999, S. 75). Deshalb stellen

Scholz und Stähler (1999, Kap. D.II) ein „Specified Dynamic Model“ vor, welches ich an dieser Stelle nun schildern werde.

Betrachtet werden zwei Länder (Land A und B) mit jeweils einer Firma, die beide ein homogenes Gut für den gleichen Markt produzieren; der Preis dieses Gutes ist dabei von der insgesamt hergestellten Menge abhängig und es wird angenommen, dass kein Marktzutritt neuer Anbieter möglich ist. Die Kosten der Schadstoffvermeidung hängen in diesem Modell von der Höhe des Technologieparameters ab, der wiederum durch Forschung und Entwicklung der Unternehmen gesenkt werden kann. Hierbei kann mittels der Durchführung eines F&E Projektes der Technologieparameter und damit die Vermeidungskosten um ein Zehntel gesenkt werden; allerdings wird unterstellt, dass maximal fünf Programme erfolgreich sein können, d.h. der Technologieparameter lässt sich gegenüber der Ausgangssituation nur halbieren. Werden also mehr als fünf F&E Programme durchgeführt, so resultieren hieraus keine weiteren Kostensenkungen. Die Durchführung der F&E Programme verursacht hierbei annahmegemäß Kosten in Periode eins, führt dann aber in Periode zwei zu niedrigeren Vermeidungskosten. Unter der Annahme, dass beide Firmen ihren Gewinn in jeder Periode maximieren, sind ohne Regulierung die Produktionsmengen und der Schadstoffausstoß beider Firmen gleich. Wird nun in einem Land ein Emissionslimit eingeführt, so entstehen zusätzliche Kosten für das betroffene Unternehmen. Der Einfachheit halber wird unterstellt, dass der einzige Entscheidungsparameter für die Umweltpolitik der Technologieparameter sei, da er aussagt, welche Belastungen die Unternehmen durch den Umweltschutz zu tragen haben werden. Für Land A wird nun davon ausgegangen, dass es sofort, d.h. bei einem Parameterwert von eins, einen strengen Emissionsstandard einführt, welcher verlangt, dass die Emissionen halbiert werden müssen. Land B reagiert hierauf zunächst nicht, sondern es implementiert die Umweltschutzvorschriften wie sie Land A einführt erst dann, wenn der Technologieparameter auf den Wert 0,7 gefallen ist. Weitere Annahmen sind:

- wenn der Technologieparameter auf 0,7 gefallen ist und Land B die gleichen Umweltschutzvorschriften erlässt wie Land A, dann ist die Firma in Land B dazu gezwungen die Vermeidungstechnologie für diesen Technologielevel zu kaufen.
- Die Firma, die die fortschrittliche Technologie verkauft, kann durch den Verkauf Gewinne erzielen. Besteht der Verkauf der Technologie z.B. darin, dass eine Anlage geliefert wird, die der Verkäufer betreibt, so können Gewinne erzielt werden, wenn

der Verkaufspreis die tatsächlichen Vermeidungskosten übersteigt. Dies ist möglich, da der niedrigste mögliche Wert für den Technologieparameter 0,5 beträgt und so die Differenz zum Wert 0,7 als Gewinn realisiert werden kann.

- Die Unternehmen verhalten sich strikt unkooperativ.
- Die Firma im Land B unternimmt keine eigenen F&E Anstrengungen.

Wenn nun Land A einseitig strenge Umweltschutzanforderungen einführt, so hat das inländische Unternehmen folgende drei Optionen um hierauf zu reagieren:

Option 1: Es führt so lange F&E Programme durch, bis die Vermeidungskosten minimiert sind (das ist dann der Fall, wenn das annahmebedingte Minimum des Technologieparameters von 0,5 erreicht ist). Dies ist in den meisten Fällen dann vorteilhaft, wenn das Unternehmen plant die Technologie gewinnbringend zu verkaufen.

Option 2: Es senkt den Technologieparameter nur bis auf den Wert 0,7 damit auch im anderen Land die gleichen Umweltschutzvorschriften eingeführt werden. In diesem Falle können zwar durch den Verkauf der Technologie keine Gewinne realisiert werden, jedoch ist dann die Kostenstruktur für beide Unternehmen gleich, nachdem der Technologieparameter den Wert 0,7 erreicht hat.

Option 3: Es nimmt die zusätzlichen Kosten, die durch den unilateralen Umweltschutz entstehen, in Kauf und tut weiter nichts, d.h. es unternimmt keine F&E Anstrengungen zur Kostensenkung. (Situationen, in denen der Technologieparameter nur wenig, d.h. auf Werte größer als 0,7 gesenkt wird, werden hier nicht gesondert betrachtet, da sie prinzipiell das gleiche Ergebnis nach sich ziehen, nämlich dass das inländische Unternehmen höhere Kosten zu tragen hat als das ausländische).

Scholz und Stähler errechnen nun anhand eines einfachen Zahlenbeispiels über mehrere Perioden die Summe der zu erwartenden Gewinne für jede der drei Optionen. Es stellt sich heraus, dass der zu Grunde gelegte Diskontfaktor entscheidenden Einfluss darauf hat, welche Option für das Unternehmen zum Gewinnmaximum führt.

„... [W]e see that a sufficiently high discount factor is able to imply Option 1. [...] When the discount factor is decreased, Options II and III become more profitable. Hence, we see already in this simplistic model that a stricter environmental policy does not necessarily increase the profits of the domestic firm in the long run“ (Scholz/Stähler 1999, S. 80).

Darüber hinaus ist in diesem Modell damit zu rechnen, dass selbst dann wenn Option 1 als gewinnmaximale Handlungsalternative gewählt wird, der Wert des Unter-

nehmens (gemessen als Summe der diskontierten Gewinne) gegenüber der Situation ohne Regulierung abnimmt, deshalb kann aus diesem speziellen Modell nicht geschlossen werden, dass der Gewinn absolut gesehen steigt, sondern bestenfalls kann ein relativer Anstieg in den zukünftigen Perioden erwartet werden. Überdies lässt sich ein Ergebnis gemäß der optimistischen Variante nur dann erwarten, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Die inländische Firma hat keine Möglichkeit ins Ausland abzuwandern.
- Die F&E Projekte müssen von der inländischen Firma oder einem anderen nationalen Zulieferer durchgeführt werden, sonst können die zusätzlichen Profite nicht im Inland realisiert werden. Dies bedeutet, es darf keine ausländischen Unternehmen geben, die ebenfalls dazu fähig sind die neue Technologie zu entwickeln.
- Die fortschrittliche Technologie, die aus den F&E Anstrengungen resultiert, kann mit Gewinn verkauft werden. Dies bedeutet vor allem, dass es ausgeschlossen sein muss, dass es zu „spillovers“ kommt.

Dieses spezielle dynamische Modell konnte die Porter-Hypothese also nicht zweifelsfrei bestätigen, vielmehr ergibt sich, dass es zwar unter sehr bestimmten Umständen möglich ist die Gewinne durch Umweltschutzmaßnahmen zumindest relativ gesehen zu steigern, allerdings ist dies nicht generell der Fall, so wie dies von Porter und van der Linde behauptet wird. Scholz und Stähler (1999, Kap. D.III) schließen in ihrer Studie an das soeben dargestellte spezielle Modell noch ein „General Dynamic Model“ an, jedoch ergeben sich auch hier keine eindeutigen Ergebnisse zur Bestätigung der Porter-Hypothese. So ist es nicht verwunderlich, wenn sie zu dem Schluss kommen, dass „... the dynamic framework could not support the Porter hypothesis in general as well“ (Scholz/Stähler 1999, S. 86).

6.2.2 Allgemeine ergänzende Betrachtung der Faktoren, die die Auswirkungen von strengen Umweltschutzvorschriften beeinflussen

Abschließend möchte ich nun noch versuchen, unabhängig von modelltheoretischen Zwängen die wichtigsten und in der Literatur häufig angesprochenen Faktoren zusammenzustellen, die einen Einfluss darauf haben, ob die Implementierung strenger Umweltschutzvorschriften die von der Porter-Hypothese postulierten positiven Wirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit haben kann. Im Folgenden werde ich dazu den Zusammenhang zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit aus verschiedenen Blickwinkeln betrachten, d.h. es werden sowohl die Unternehmensebene, als auch die gesamtwirtschaftliche Ebene analysiert. Einschränkend muss allerdings gesagt werden, dass es aufgrund der hohen Komplexität der Zusammenhänge leider nicht möglich ist generell aufzuzeigen wann bzw. unter welchen Umständen strenge Umweltpolitik zu positiven Effekten für die Wettbewerbsfähigkeit führt, die groß genug sind, um die negativen Auswirkungen der Regulierung zu kompensieren oder sogar zu übertreffen. Deshalb werde ich an dieser Stelle nur Sachverhalte darstellen, die es mehr oder weniger wahrscheinlich machen, dass durch Umweltschutzvorschriften eine „win-win“-Situation im Sinne der Porter-Hypothese entsteht, d.h. dass sowohl die Umweltqualität als auch die Wettbewerbsfähigkeit der betrachteten Nationen von der Umweltregulierung profitieren. Ob jedoch letztendlich die positiven oder die negativen Wirkungen der Regulierung überwiegen, muss jeweils im Einzelfall untersucht werden.

6.2.2.1 Die Art der Regulierung

Die Auswahl der umweltpolitischen Instrumente, die für die Regulierung eingesetzt werden, sowie die Art und Weise der Implementierung und Umsetzung haben einen ganz entscheidenden Einfluss auf die Auswirkungen von Umweltschutzvorschriften. Da bereits unter Gliederungspunkt 5.2 dieser Arbeit ausführlich auf die Prinzipien innovationsfreundlicher Regulierung eingegangen wurde und im Sinne der Porter-Hypothese Innovationen wiederum der Schlüssel für die positiven Wirkungen der Regulierung sind, möchte ich an dieser Stelle auf eine wiederholte Darstellung verzichten und hier nur einen ganz kurzen Überblick über die allerwichtigsten Zusammenhänge geben.

Die Regulierung sollte demnach schon im Vorfeld sowohl zwischen den betroffenen Behörden einerseits als auch zwischen den Behörden und den Unternehmen andererseits

koordiniert werden, d.h. die Betroffenen müssen am Regelsetzungsprozess beteiligt werden, um sicherzustellen, dass die Kostenbelastung möglichst gering ausfällt. Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Umweltschutzvorschriften möglichst flexibel gestaltet werden sollten; auf diese Weise wird den betroffenen Unternehmen die Möglichkeit eingeräumt, den für sie günstigsten Weg zu wählen um die Vorschriften einhalten zu können. Besonders ökonomische Instrumente, von denen zusätzlich noch eine ständige Anreizwirkung für Verbesserungen ausgeht, sind deshalb besonders geeignet, da sie die geforderte hohe Flexibilität gewährleisten.

6.2.2.2 Vor der Regulierung bestehende Störungen des Marktes

Wie bereits die modelltheoretischen Betrachtungen gezeigt haben (vgl. Gliederungspunkt 6.2.1.2) können schon vor der Einführung von Umweltschutzvorschriften bestehende Marktstörungen z.B. in Form von hohen Steuern, großen Einfluss auf die Wohlfahrtswirkungen von neuen Umweltsteuern haben. „A number of recent studies have shown that the general equilibrium welfare effects of externality-correcting policies depend importantly on pre-existing taxes in the economy, particularly those that distort the labor market“ (Parry/Bento 1999, S. II). Wenn die Einnahmen aus einer Umweltsteuer dazu verwendet werden, bereits existierende Steuern, die Marktstörungen verursachen, zu reduzieren, dann sinken hierdurch die (Wohlfahrts-)Kosten für den Umweltschutz, da so die Marktstörungen abgebaut werden können. Ein aktuelles Beispiel für solch eine aufkommensneutrale Umweltsteuer ist z.B. die in Deutschland eingeführte „Ökosteuer“, deren Einnahmen dazu verwendet werden sollen, die Lohnnebenkosten zu senken.

Parry und Bento (1999) haben anhand eines einfachen Modells die gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtswirkungen von Umweltsteuern untersucht. Abweichend von anderen Studien beziehen sie hierbei steuerlich begünstigte Konsumgüter in die Betrachtungen mit ein und sie kommen so zu folgendem Ergebnis:

„In particular, a revenue-neutral pollution tax (or auctioned pollution permits) can produce a substantial "double dividend" by reducing both pollution and the costs of the tax system. The second dividend arises because the welfare gain from using environmental tax revenues to cut labor taxes is much larger when labor taxes also distort the choice among consumption

goods. Indeed (ignoring environmental benefits) the overall costs of a revenue-neutral pollution tax are negative in our benchmark simulations, at least for pollution reductions up to 17 percent, and possibly up to 42 percent“ (Parry/Bento 1999, S. II).

Voraussetzung für dieses Ergebnis ist allerdings, dass zumindestens ein Teil der umweltschädlichen Inputs für die Produktion der steuerlich begünstigten Güter verwendet wird und dass zumindest der Großteil der Umweltsteuereinnahmen dazu benützt wird, andere, Marktstörungen verursachende Steuern abzubauen.

6.2.2.3 Die Art des Wettbewerbs

Eine weitere Erkenntnis der oben beschriebenen modelltheoretischen Betrachtungen (vgl. Gliederungspunkt 6.2.1) war, dass die unterstellte Art des Wettbewerbs (Cournot- oder Bertrand-Wettbewerb) entscheidenden Einfluss darauf hat, wie sich Umweltschutzmaßnahmen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen auswirken. Auch nicht streng modelltheoretische Überlegungen kommen zu dem Schluss, dass die Art des Wettbewerbs großen Einfluss auf das Verhältnis zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit hat.

Albrecht (1998) weist darauf hin, dass viele der umweltintensiven Industrien (wie z.B. die Chemie-, Stahl-, und Papierindustrie) früher in großen Kartellen zusammengeschlossen waren und auch wenn es bis Mitte der 60er Jahre gelungen ist, diese im Großen und Ganzen aufzulösen, so sieht er das Problem der internationalen Kartellierung auch heute noch nicht als gelöst an. Überdies wurde die Marktmacht früher durch Kartelle gewährleistet, heute hingegen dienen auch hohe Kapitalintensität und internationale Netzwerke dazu Marktmacht auszuüben. „The international aspects of competition policy become very important as a result of worldwide globalisation. Like environmental policy, competition policy is rather ‘recent’ and this can limit the validity of the assumption of free competition that is frequently used in trade models and empirical analyses“ (Albrecht 1998, S. 25). Wenn Branchen wie z.B. die Chemie- oder Stahlindustrie durch Umweltschutzvorschriften betroffen sind, so können diese durch Einsatz ihrer Macht auf den internationalen Märkten fast immer drohende Wettbewerbsnachteile verhindern. So ist es den mächtigsten Unternehmen oft möglich branchenweit gültige „Gentlemen’s Agreements“ initiieren, die sicherstellen, dass alle Unternehmen

zeitgleich ähnliche (Umwelt-)Standards einführen. Außerdem haben diese Industrien typischerweise besonders effiziente Lobbies, wenn es darum geht den Gesetzgebungsprozess zu beeinflussen, d.h. es besteht die Möglichkeit, die Regulierungsmaßnahmen so mit zu gestalten, dass negative Effekte auf die Wettbewerbsfähigkeit zumindest minimiert werden (vgl. auch Gliederungspunkt 2.2.1). Auch gemeinsame umweltbezogene F&E Projekte der Unternehmen können ein Weg sein, um die negativen Effekte der Regulierung abzufedern.

Es zeigt sich also, dass die negativen Auswirkungen der Umweltregulierung auf die Wettbewerbsfähigkeit meistens dann nicht sehr gravierend sind, wenn es den von Umweltschutzmaßnahmen betroffenen Unternehmen möglich ist, den freien Wettbewerb des Marktes einzuschränken.

6.2.2.4 Die Wettbewerbsposition der Industrie vor der Regulierung

Als letzten wichtigen Faktor, der die Auswirkungen von strengen Umweltschutzvorschriften beeinflusst, möchte ich nun noch die Wettbewerbsposition vor der Regulierung betrachten. Ein positiver Zusammenhang zwischen Umweltschutzvorschriften und der Wettbewerbsfähigkeit lässt sich besonders dann feststellen, wenn die Unternehmen die Fähigkeit besitzen, als Antwort auf Umweltschutzvorschriften Innovationen hervorzubringen und so „innovation offsets“ zu realisieren.

„Whether there will be an offset as well as the extent of it is not only a function of the regulation. It partly depends on the affected industry's current state of competitiveness – its diamond.²⁰ [...] The more favorable the home diamond, then, the higher the expected innovation offsets“ (Linde 1993, S. 73).

Unternehmen, die schon vor der neuen Umweltschutzmaßnahme wettbewerbsfähig sind und deren Standort einen für sie geeigneten „Diamant“ aufweist, besitzen mit hoher Wahrscheinlichkeit mehr Potentiale, um auf neue Standards mittels innovativer Lösungen zu reagieren, als dies weniger wettbewerbsfähige Unternehmen können, die ihre Fähigkeiten zum Wandel und zum Hervorbringen effektiver Innovationen schon verloren haben. Die positiven Effekte in Form von „innovation offsets“, die aus

²⁰ zum „Diamant“-Ansatz von Porter vgl. Gliederungspunkt 3.1.

(Umwelt-)Innovationen resultieren, sind aber die Voraussetzung dafür, dass die durch die Regulierung entstandenen Kosten zumindest zum Teil wieder kompensiert werden können. Nationen, deren Industrien besonders wettbewerbsfähig sind, können demnach am ehesten strenge Umweltschutzvorschriften implementieren ohne dass sie dadurch ihre internationale Wettbewerbsfähigkeit einbüßen; vielmehr haben gerade sie die größten Chancen von den strengen Umweltschutznormen zu profitieren und so ihre internationale Wettbewerbsfähigkeit zu stärken.

7. ABSCHLIEßENDE BEMERKUNGEN

Obwohl bei der Betrachtung von Studien, die den Zusammenhang zwischen Umweltpolitik und Wettbewerbsfähigkeit untersuchen, auffällt, dass die einzelnen Ergebnisse sehr uneinheitlich sind, ist im Großen und Ganzen doch erkennbar, dass zum einen die pessimistische Einschätzung der traditionellen Sicht und zum anderen die positive Sicht der Dinge wie sie vor allem Porter und van der Linde vertreten, keine idealtypischen, sondern jeweils nur extreme Betrachtungsweisen darstellen. Bei genauerer Analyse der Sachlage stellt sich jedoch heraus, dass vieles darauf hindeutet, dass die positiven Effekte für die Wettbewerbsfähigkeit, die mit strengen Umweltschutzvorschriften verbunden sind, um einiges höher sind, als dies von den Kritikern der Porter-Hypothese eingeräumt wird (vgl. z.B. Albrecht 1998; DeCanio 1997). Andererseits aber ist die Behauptung von Porter und van der Linde, dass in der Regel die positiven Auswirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit die negativen übertreffen und so in den meisten Fällen in summa Wettbewerbsvorteile durch strenge Umweltschutzstandards realisierbar sind, sicherlich zu optimistisch.

Empirische Studien, die sich auf eine breite Datenbasis stützen, kommen in der Regel zu dem Ergebnis, dass eine Verschlechterung der Wettbewerbsfähigkeit nicht eindeutig auf strengere Umweltschutzregelungen zurückzuführen ist (vgl. z.B. Jaffe et al. 1995). Dieses Resultat sowie die Tatsache, dass negative Auswirkungen, wenn sie doch festgestellt werden können, meistens nur sehr gering ausfallen, kann keinen der beiden Standpunkte bestätigen. Als Erklärung für die empirischen Ergebnisse können zum einen die von der Porter-Hypothese postulierten positiven Effekte herangezogen werden, die entgegen weit verbreiteter Meinung die negativen Auswirkungen der Regulierung zum Großteil kompensieren können. Vor allem die Kritiker der Porter-Hypothese bringen aber auch ein anderes Erklärungsmuster ins Spiel. Demnach sind folgende zwei Gründe dafür verantwortlich, dass sich in empirischen Studien kein, oder nur ein geringer negativer Zusammenhang zwischen strengem Umweltschutz und der Wettbewerbsfähigkeit finden lässt: erstens haben die Ausgaben für den Umweltschutz im Durchschnitt nur einen verhältnismäßig geringen Anteil an den Gesamtkosten der Unternehmen, deshalb fallen die durch den Umweltschutz verursachten Kostensteigerungen, nicht so hoch aus. Zweitens sind z.B. in den EU-Ländern innerhalb eines recht kurzen Zeitraumes fast gleich strenge Umweltschutzgesetze erlassen worden, dies hat

zur Folge, dass es – zumindest innerhalb dieser Wettbewerbergruppe – zu keinen größeren Veränderungen der Wettbewerbspositionen kommt (vgl. Rothfels 1998, S. 32 f.; Jaffe et al. 1995, S. 158).

Die häufig sehr unterschiedlichen Ergebnisse der einzelnen Studien, die sich mit dem Einfluss von Umweltschutzvorschriften auf die Wettbewerbsfähigkeit beschäftigen, resultieren meistens zu einem nicht unerheblichen Teil aus Problemen, die mit der jeweiligen Vorgehensweise verbunden sind. Empirische Beobachtungen, auf denen z.B. auch die Porter-Hypothese selbst beruht, haben sehr häufig mit erheblichen Datenproblemen zu kämpfen, da die Unternehmen keinen Nutzen darin sehen sich die mit Kosten verbundene Arbeit der Datenerhebung zu machen, obwohl sie von den Ergebnissen der Studien nicht unmittelbar profitieren können (vgl. Scholz/Stähler 1999, S. 141). Als ein weiteres Problem empirischer Untersuchungen hat sich die Tatsache herausgestellt, dass die Ebene der Analyse bzw. die Auswahl der einbezogenen Unternehmen sehr stark die Ergebnisse beeinflusst. Weil es jedoch zum einen nicht leicht ist die relative Strenge der Umweltschutznormen ganzer Nationen zu erfassen und zum anderen kein Konsens darüber besteht, wie die Wettbewerbsfähigkeit von Nationen zu definieren ist, setzen Untersuchungen häufig auf der Branchen- oder Unternehmensebene an. Hierbei aber ergibt sich die Schwierigkeit, eine repräsentative, die Ergebnisse nicht verfälschende Selektion vornehmen zu müssen. Weil dies aber nicht so leicht möglich ist und da es nicht *die eine* objektiv richtige Auswahl gibt, wird immer wieder der Vorwurf erhoben, die in den einzelnen Studien vorgenommene Zusammenstellung sei nicht unvoreingenommen getroffen worden. Diese Kritik gilt auch – oder besonders – für die in der Literatur häufig zu findenden Fallstudien, die jeweils nur ein Unternehmen stellvertretend für einen ganzen Industriezweig untersuchen.

Bei modelltheoretischen Studien wiederum, die die Porter-Hypothese überprüfen, zeigt sich immer wieder, dass die Ergebnisse hier sehr sensibel bezüglich der getroffenen Modellannahmen sind. Als besonders wesentliche Einflussfaktoren haben sich hierbei die Art des Wettbewerbs (Bertrand- oder Cournot-Wettbewerb) und die Marktstruktur (Anzahl der Unternehmen und die Möglichkeit des Marktzutritts neuer Unternehmen) herausgestellt (vgl. Gliederungspunkt 6.2.1). Konkrete Politikempfehlungen aus modelltheoretischen Überlegungen abzuleiten ist deshalb leider nicht möglich, weil hierzu ein in der überaus komplexen Realität wohl nicht erreichbarer Informationsstand erforderlich wäre (vgl. Rothfels 1998, S. 32).

Als Porter's und van der Linde's Verdienst kann angesehen werden, dass sie die Ersten waren, die die positiven Zusammenhänge, die zwischen strengen Umweltschutzvorschriften und der Wettbewerbsfähigkeit bestehen können, systematisiert haben. Des Weiteren haben sie hierauf aufbauend auch versucht darzulegen, wie die Regulierung gestaltet werden muss, damit sie möglichst wenige negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit hat; d.h. sie zeigen auf, unter welchen Bedingungen es gelingen kann, möglichst viele positive Auswirkungen durch die Umweltschutzregulierung zu initiieren, die dann die negativen Effekte für die Wettbewerbsfähigkeit kompensieren können.

Schließlich trägt die kontrovers geführte Diskussion um die Porter-Hypothese sicherlich bei allen Beteiligten dazu bei, dass sie sich über die komplexen Zusammenhänge, die zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit bestehen, Gedanken machen und so ist zu erwarten, dass das Wissen hierüber in Zukunft vertieft und erweitert werden kann. Für die Unternehmen wiederum kann diese Diskussion ein erster Schritt sein um sich bewusst zu machen, dass mit Umweltschutzmaßnahmen auch für sie selbst positive Effekte verbunden sein können. Dies kann schließlich dazu führen, dass neue Umweltschutzgesetze nicht länger prinzipiell von den Unternehmen bekämpft werden, sondern dass diese vermehrt versuchen innovative Lösungen zu finden, die eine „win-win“ Situation in dem Sinne ermöglichen, dass sowohl die Unternehmen selbst, als auch die Umwelt profitieren können. Dass ein Umdenken der Unternehmen in diese Richtung bereits stattfindet, lässt sich beispielsweise anhand des Verhaltens der deutschen Automobilindustrie und deren Zulieferern erkennen, die dank neuer Recyclingtechnologien verstärkt auf den Einsatz recycelter Materialien setzen. „Das Ziel der Autohersteller ist es, durch solche intelligenten Kreisläufe Kosten zu sparen und Müll zu vermeiden“ (SpiegelOnline 1999). Es bleibt also zu hoffen, dass sich in Zukunft die Erkenntnis durchsetzt, dass wirtschaftliche Interessen nicht zwangsläufig mit ökologischen kollidieren müssen, sondern dass es durchaus im Interesse aller Beteiligten sein kann nach neuen Wegen zu suchen.

LITERATURVERZEICHNIS

- ALBRECHT, J. (1998): Environmental Regulation, Comparative Advantage and the Porter Hypothesis. *Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 59-98*
- AOKI, M. (1986): Horizontal vs. Vertical Information Structure of the Firm. *American Economic Review*, Vol. 76, S. 971-983
- BARRETT, S. (1994): Strategic environmental policy and international trade. *Journal of Public Economics*, Vol. 54, S. 325-338
- BEERS, C. VAN / BERGH, J. C. J. M. VAN DEN (1997): An Empirical Multi-Country Analysis of the Impact of Environmental Regulations on Foreign Trade Flows. *Kyklos* Vol. 50 (1), S. 29-46
- BERG, N. / HOLTBRÜGGE, D. (1997): Wettbewerbsfähigkeit von Nationen: der „Diamant“-Ansatz von Porter. *Volkswissenschaftliches Studium*, Heft 4, S. 199-201
- BLAZEJCZAK, J. / LÖBBE, K. u.a. (1993): Umweltschutz und Industriestandort - Der Einfluß umweltbezogener Standortfaktoren auf Investitionsentscheidungen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Berichte 1/93*. Berlin
- BOCKSTAEL, N. E. (1995): Travel Cost Models. In: BROMLEY, D. W.: *The Handbook of Environmental Economics*. Cambridge-Oxford, S. 655-671
- BOYD, G. A. / MCCLELLAND, J. D. (1999): The Impact of Environmental Constraints on Productivity Improvement in Integrated Paper Plants. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 38, S. 121-142
- BURTRAW, D. / KOPP, R. J. (1994): Cost-Benefit Analysis and International Environmental Policy Decision Making: Problems of Income Disparity. *Resources for the Future, Discussion Paper No. 94-15*
- CHIMELI, A. / BRADEN, J. B. / HAN, K.-J. (1998): An Economic Measure of National Environmental Stringency. <<http://www.feem.it/gnee/pap-abs/chimeli.pdf>> (16.07.1999)
- COASE, R. H. (1960): The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics*, Vol. 3, S. 1-44
- CONNOR, P. E. / LAKE, L. K. (1988): *Managing Organizational Change*. New York u.a.
- DECANIO, J. S. (1997): Economic Modeling and the False Tradeoff Between Environmental Protection and Economic Growth. *Contemporary Economic Policy*, Oct., Vol. 15 (4), S. 10-27
- DUERKSEN, C. / LEONARD, H. (1980): Environmental Regulations and the Location of Industries an International Perspective. *Columbia Journal of World Business*, Vol. 15, S. 52-68
- DUNNING, J. H. (1988): *Explaining International Production*, London
- DUNNING, J. H. (1992): The competitive advantage of countries and the activities of transnational corporations. *Transnational Corporations*, Vol. 1, S. 135-168

- EBERS, M. / GOTSCH, W. (1999): Institutionenökonomische Theorien der Organisation. In: KIESER, A. (Hrsg.): Organisationstheorien. 3. Aufl., Stuttgart u.a.
- ENDRES, A. (1994): Umweltökonomie: eine Einführung. Darmstadt
- ESKELAND, G. S. / HARRISON, A. E. (1997): Moving to Greener Pastures? Multinationals and the Pollution Haven Hypothesis. World Bank, Working Paper No. 1744
- FARROW, S. / TOMAN, M. (1999): Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance. Resources for the Future, Discussion Paper No. 99-11
- FARZIN, Y. H. (1996): Can Higher Environmental Standards Enhance Competition and Welfare? Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 87-96
- FREEMAN III., A. M. (1993): The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, Washington, D.C.
- GALEOTTI, M. (1999): Desperately Seeking (Environmental)Kuznets. Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 02-99
- GEROSKI, P. (1995): Do Spillovers Undermine the Incentive to Innovate? In: DOWRICK, S. (ed.): Economic Approaches to Innovation. Aldershot
- GRANT, R. M. (1991): Porter's 'Competitive Advantage of Nations': An Assessment. *Strategic Management Journal*, Vol. 12, S. 535-545
- GRAY, H. / WALTER, I. (1983): Investment Related Trade Distortions. *Journal of World Trade Law*, Vol. 17, S. 283-307
- GROSSMAN, G. M. / KRUEGER, A. B. (1995): Economic Growth and the Environment. *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 110, No. 2, S. 353-377.
- HALSTRICK-SCHWENK, M. / HORBACH, J. / LÖBBE, K. / WALTER, J. (1994): Die umwelt-technische Industrie in der Bundesrepublik Deutschland. RWI, Essen
- HANUSCH, H. / KUHN, T. (1992): Einführung in die Volkswirtschaftslehre. 2. Aufl., Berlin u.a.
- HANUSCH, H. (1994): Nutzen-Kosten-Analyse. 2. Aufl., München
- HARRINGTON, W. / MORGENSTERN, R. D. / NELSON, P. (1999): On the Accuracy of Regulatory Cost Estimates. Resources for the Future, Discussion Paper No. 99-18
- HAZILLA, M. / KOPP, R. J. (1990): Social Costs of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis. *Journal of Political Economy*, Vol. 98, No. 4, S. 853-873.
- HEMMELSKAMP, J. (1999): The influence of environmental policy on innovative behaviour. An econometric study. Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 18-99
- HOEL, M. (1991): Global Environmental Problems: The Effects of Unilateral Actions Taken by One Country. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 20, S. 55-70

- HOLST, K. / HORBACH, J. / MEIBNER, T. / VOIGT, P. (1998): Analyse der Handelsströme und Direktinvestitionen zwischen Deutschland und ausgewählten mittel- und osteuropäischen Ländern im Hinblick auf die Umweltintensität der Produkte. In: HORBACH, J. / MEIBNER, T. / ROTHFELS, J. / HOLST, K. / VOIGT, P. (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, S. 60-81
- HORBACH, J. (1998a): Umweltschutz und internationale Wettbewerbsfähigkeit: Ein Überblick zu unterschiedlichen theoretischen Ansätzen. In: HORBACH, J. / MEIBNER, T. / ROTHFELS, J. / HOLST, K. / VOIGT, P. (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, S. 11-14
- HORBACH, J. (1998b): Umweltschutz als Determinante von Direktinvestitionen – Eine Analyse anhand der chemischen Industrie und des Maschinenbaus in Deutschland. In: HORBACH, J. / MEIBNER, T. / ROTHFELS, J. / HOLST, K. / VOIGT, P. (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, S. 47-59
- HUBER, R. M. / RUITENBEEK, J. / DA MOTTA, R. S. (1998): Market Based Instruments for Environmental Policymaking in Latin America and the Caribbean. Lessons from Eleven Countries. World Bank, Discussion Paper No. 381
- JAECKEL, U. D. (1992): Nutzen-Kosten-Analyse für Umweltschutzmaßnahmen. Bergisch Gladbach - Köln
- JAFFE, A. B. / PETERSON, S. R. / PORTNEY, P. R. / STAVINS, R. N. (1995): Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? *Journal of Economic Literature*, Vol. 33, March, S. 132-163
- JACOB, K. / JÄNICKE M. (1997): Ökologische Innovationen in der chemischen Industrie: Umweltentlastung ohne Staat? Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin, FFU-Report 97-4
- JÄNICKE, M. / MEZ, L. / WANKE, A. / BINDER, M. (1998): Ökologische und wirtschaftliche Aspekte einer Energiebesteuerung im internationalen Vergleich. Gutachten für Greenpeace Deutschland, Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin. Berlin
- JOST, T. (1997): Direktinvestitionen und der Standort Deutschland. In: Diskussionspapier 2/97 der Volkswirtschaftlichen Forschungsgruppe der Deutschen Bundesbank, Frankfurt am Main
- KIESER, A. / KUBICEK, H. (1992): Organisation. 3. Aufl., Berlin - New York
- KNORRING, E. VON (1997): Umweltschutz als politische Aufgabe. Ein leitbildorientierter Überblick. In: STENGEL, M. / WÜSTNER, K. (Hrsg.): Umweltökonomie, München, S. 7-33
- KOPP, R. J. / KRUPNICK, A. J. / TOMAN, M. (1997): Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art. Resources for the Future, Discussion Paper No. 97-19
- KRUGMAN, P. (1994): Competitiveness: A Dangerous Obsession. *Foreign Affairs*, March/April, S. 28-44

- LÉVÊQUE, F. (1996): Externalities, public goods and the requirement of a state's intervention in pollution abatement. Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 20.97
- LIGHTHART, J. B. (1998): The Macroeconomic Effects of Environmental Taxes: A Closer Look at the Feasibility of "Win-Win" Outcomes. International Monetary Fund, IMF Working Paper No. 98/75
- LINDE, C. VAN DER (1993): The Micro-Economic Implications of Environmental Regulations: A Preliminary Framework. In: OECD, Environmental Policies and Industrial Competitiveness, Paris, S. 69-76
- LOW, P. (1992): Trade Measures and Environmental Quality: The Implications for Mexico's Exports. In: LOW, P. (ed.): International Trade and the Environment, World Bank, Discussion Papers Nr. 159, Washington D.C., S. 105-121
- LOW, P. / YEATS, A. (1992): Do „Dirty“ Industries Migrate? In: LOW, P. (ed.): International Trade and the Environment, World Bank, Discussion Papers Nr. 159, Washington D.C., S. 89-103
- MAENNIG, W. / MIBBACH, L. (1998): Zur internationalen Wettbewerbsfähigkeit deutscher umweltintensiver Güter und deutscher Umweltschutzprodukte. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, Vol. 3, S. 417-432
- MEIBNER, T. (1998): Annahme der Mobilität des Kapitals - Direktinvestitionen und Umweltschutzgesetzgebung. In: HORBACH, J. / MEIBNER, T. / ROTHFELS, J. / HOLST, K. / VOIGT, P. (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, S. 34-46
- MICHAELIS, P. (1996): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik: eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg
- MOTTA, M. / THISSE, J.-F. (1993): Minimum Quality Standard as an Environmental Policy: Domestic and International Effects. Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 20.93
- OECD (1994a): Managing the Environment: The Role of Economic Instruments. Paris
- OECD (1994b): The Distributive Effects of Economic Instruments for Environmental Policy. Paris
- OECD (1996): Competition Policy and Environment. Competition Policy Roundtables No. 1, General Distribution (96)22 <<http://www.oecd.org/daf/clp/envr00.htm>> (15.06.1999)
- OECD (1998): Environmental Indicators. Paris
- PALMER, K. / OATES, W. E. / PORTNEY, P. R. (1995): Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 9, No. 4, S. 119-132
- PARRY, I. W. H. / BENTO, A. M. (1999): Tax Deductible Spending, Environmental Policy, and the „Double Dividend“ Hypothesis. Resources for the Future, Discussion Paper No. 99-24
- PORTER, M. E. (1990): The Competitive Advantage of Nations. *Harvard Business Review*, March/April, S. 73-93

- PORTER, M. E. (1991a): Nationale Wettbewerbsvorteile. Erfolgreich konkurrieren auf dem Weltmarkt (The Competitive Advantage of Nations). München
- PORTER, M. E. (1991b): America's green strategy. *Scientific American*, Vol. 264 (4), S. 96
- PORTER, M. E. / LINDE, C. VAN DER (1995a): Green and Competitive: Breaking the Stalemate. *Harvard Business Review*, Sept./Oct., S. 120-134
- PORTER, M. E. / LINDE, C. VAN DER (1995b): Toward a New Conception of the Environment - Competitiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 9, No. 4, S. 97-118
- RAHMEYER, F. (1997): Volkswirtschaftliche Grundlagen der Umweltökonomie. In: STENGEL, M. / WÜSTNER, K. (Hrsg.): Umweltökonomie, München, S. 35-66
- RAUSCHER, M. (1997): International Trade, Factor Movements and the Environment. Oxford
- REINHARD, F. (1998): Market failure and the environmental strategies of firms. Harvard University, Working Paper No. 99-038
- REPETTO, R. / ROTHMAN, D. S. / FAETH, P. / AUSTIN, D. (1996): Has Environmental Protection Really Reduced Productivity Growth? World Resources Institute, Washington D. C.
- ROBERTSON, D. (1992): Trade and the Environment: Harmonization and Technical Standards. In: LOW, P. (ed.): International Trade and the Environment, World Bank, Discussion Papers Nr. 159, Washington D.C., S. 309-321
- ROTHFELS, J. (1998): Umweltschutz und internationale Wettbewerbsfähigkeit aus Sicht der neuen Außenhandelstheorie. In: HORBACH, J. / MEIBNER, T. / ROTHFELS, J. / HOLST, K. / VOIGT, P. (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, S. 15-33
- RUGMAN, A. M. / VERBEKE, A. (1993): Foreign subsidiaries and multinational strategic management: An extension and correction of Porter's single Diamond framework. *Management International Review*, Vol. 33, Special Issue, S. 71-84.
- SCHMUTZLER, A. (1998): When do firms benefit from environmental regulation? Universität Heidelberg, Discussion Paper No. 263
- SCHOLZ, C. M. / STÄHLER, F. (1999): Environmental Policies and International Competitiveness. Tübingen. (erscheint 1999)
- SCHULZE, G. G. / URSPURNG, H. W. (1998): Environmental Policy in an Integrated World Economy. Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro No. 22-98
- SELDEN, T. M. / SONG, D. (1994): Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution? *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 27, S. 147-162
- SIEBERT, H. (1992): Economics of the Environment. 3rd Edition, Berlin u.a.
- SIMPSON, R. D. / BRADFORD, R. L. (1996): Taxing Variable Cost: Environmental Regulation as Industrial Policy. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 30, S. 282-300

- SORSA, P. (1994): Competitiveness and Environmental Standards: Some Exploratory Result. World Bank, Working Paper No. 1249
- SPIEGELONLINE (1999): Wie ein Armaturenbrett in den Radkasten kommt.
<<http://www.spiegel.de/autoundreise/news/nf/1,1619,,00.html>> (15.11.1999)
- STEVENS, C. (1993): Do Environmental Policies Affect Competitiveness? *OECD OBSERVER*, No. 183, August/September, S. 22-25
- TOMAN, M. (1998): Why Not to Calculate the Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Ecological Economics*, Vol. 25, S. 57-60
- TYSON, L. D. (1988): Competitiveness: An Analysis of the Problem and a perspective on Future Policy. In: STARR, M. K. (ed.): *Global Competitiveness: Getting the US back on Track*. New York, S. 95-120
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992): *The Clean Air Marketplace: New Business Opportunities Created by the Clean Air Act Amendments-Summary of Conference Proceedings*. Washington D.C.
- VASSILOPOULOS, M. (1998): Untersuchung zur Koordination von Umweltnormen innerhalb der EU. *IPTS Report*, Vol. 23
<<http://www.jrc.es/iptsreport/vol23/german/ENV1D236.htm>> (01.06.1999)
- WEIMANN, J. (1995): *Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung*. 3. Aufl., Berlin u.a.
- WELGE, M K. / HOLTBRÜGGE, D (1997): Country Case Study „Germany“. In: DUNNING, J. H. (ed.): *Governments, globalisation and International Business*. Oxford, S. 335-358
- WICKE, L. (1993): *Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung*. 4. Aufl., München
- WIEBNER, E. (1991): *Umwelt und Außenhandel: der Einbau von Umweltgütern in die komparativ-statische und dynamische Außenwirtschaftstheorie*. Baden-Baden
- XEPAPADEAS, A. / ZEEUW, A. DE (1999): Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 37, S. 165-182
- XING, Y. / KOLSTAD, C. (1997): *Do Lax Environmental Regulations Attract Foreign Investment?* University of California, Santa Barbara, Working paper in Economics 6-95R