

Jan Nill

# Zwischen Öko-Dumping und First-Mover-Vorteilen

Die Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf Umweltpolitik  
und eine explorative Anwendung auf die Osterweiterung der Europäischen  
Union

Schriftenreihe des IÖW 139/99



i | ö | w

INSTITUT FÜR  
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG



**Jan Nill**

## **Zwischen Öko-Dumping und First-Mover-Vorteilen**

Die Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie  
auf Umweltpolitik und eine explorative Anwendung  
auf die Osterweiterung der Europäischen Union

Schriftenreihe des IÖW 139/99

Die vorliegende IÖW-Schriftenreihe beruht im Wesentlichen auf einer Diplomarbeit, die vom Verfasser von September 1998 an der Freien Universität angefertigt und am 17.12.1998 unter dem Titel „Umweltpolitik und internationale Wirtschaftsbeziehungen aus der Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie“ bei Prof. Dr. Hajo Riese eingereicht wurde. Sie wurde für die Veröffentlichung in Teilen überarbeitet und in ihrem Anwendungsteil zur EU-Osterweiterung ergänzt.

Berlin 1999

ISBN 3-932092-39-2

## Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einführung.....</b>	<b>3</b>
<b>1.1. <i>Umweltpolitik und Theorie internationaler Wirtschaftsbeziehungen</i> .....</b>	<b>4</b>
<b>1.2. <i>Gegenstand und Aufbau der Untersuchung</i>.....</b>	<b>5</b>
<b>2. Neue Außenwirtschaftstheorie und Umweltpolitik: Grundlagen.....</b>	<b>8</b>
<b>2.1. <i>Steigende Skalenerträge und ihre Konsequenzen für die Marktstruktur</i>.....</b>	<b>8</b>
2.1.1. Monopolistische Konkurrenz und Produktdifferenzierung.....	9
2.1.2. Internationales Oligopol .....	10
<b>2.2. <i>Neue Perspektiven der Politikempfehlungen</i>.....</b>	<b>11</b>
2.2.1. Exkurs: Neoklassische Wohlfahrtsökonomie als normative Grundlage.....	12
2.2.2. Strategische Handelspolitik .....	13
2.2.3. Außenhandelspolitik bei monopolistischer Konkurrenz.....	15
<b>2.3. <i>Die theoretische Erfassung von Umwelt und Umweltpolitik</i>.....</b>	<b>16</b>
2.3.1. Neoklassisches Verständnis der Umweltproblematik als Grundlage .....	16
2.3.2. Das Referenzkriterium für die Bewertung von Umweltpolitik .....	17
2.3.3. Grenzen: Vernachlässigung von Ressourcenaspekten .....	19
<b>2.4. <i>Zwischenergebnis: Der (eingeschränkte) Blickwinkel des Ansatzes</i>.....</b>	<b>19</b>
<b>3. Außenwirtschaftliche Grenzen von Umweltpolitik .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1. <i>Öko-Dumping als Resultat strategischer Umweltpolitik</i>.....</b>	<b>22</b>
3.1.1. Die Wirkung von Umweltpolitik im internationalen Cournot-Oligopol.....	23
3.1.2. Politischer Anreiz zum Öko-Dumping.....	25
3.1.3. Grenzen von Öko-Dumping .....	28
<b>3.2. <i>Umweltpolitik und Abwanderung von Unternehmen</i> .....</b>	<b>30</b>
3.2.1. Wirkungen von Umweltpolitik auf die internationale Marktstruktur .....	31
3.2.2. Umweltregulierungswettbewerb nach unten?.....	34
3.2.3. Agglomerationsvorteile als gegenläufiger Effekt?.....	38
<b>3.3. <i>Eingeschränkte Effektivität der Umweltpolitik</i>.....</b>	<b>40</b>
<b>3.4. <i>Zwischenfazit: Bedeutung außenwirtschaftlicher Grenzen</i>.....</b>	<b>41</b>
<b>4. Koinzidenz von Umweltpolitik und Außenwirtschaftspolitik.....</b>	<b>44</b>
<b>4.1. <i>Günstige Rahmenbedingungen durch bestimmte Typen von</i>.....</b>	<b>44</b>
<b><i>Marktstrukturen?</i> .....</b>	<b>44</b>
4.1.1. Bertrand-Wettbewerb im internationalen Oligopol .....	44
4.1.2. Monopolistische Konkurrenz und intraindustrieller Handel.....	46
<b>4.2. <i>Strategische Innovationen</i>.....</b>	<b>52</b>
4.2.1. Wirkung von Regulierung im strategischen Innovationswettbewerb.....	52
4.2.2. Strikte Umweltpolitik als außenwirtschaftspolitische Devise?.....	53
4.2.3. Zeitliche First-Mover-Vorteile und Spielräume bei Kapitalmobilität.....	56

<b>4.3. Umweltbezogene Produktstandards</b> .....	<b>58</b>
4.3.1. Produktstandards als Instrument strategischer Interaktion.....	58
4.3.2. Produktstandards als Differenzierungsvorteil.....	60
<b>4.4. Zwischenfazit: Koinzidenz in engen Schranken</b> .....	<b>63</b>
<b>5. Perspektiven und Grenzen der Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf umweltpolitische Fragestellungen</b> .....	<b>65</b>
<b>5.1. Theoretische Perspektiven</b> .....	<b>65</b>
5.1.1. Einschätzung des derzeitigen Forschungsstandes.....	65
5.1.2. Forschungspotentiale.....	66
5.1.3. Theorieimmanente Grenzen.....	68
<b>5.2. Makroökonomische Grenzen: kein Raum für die Geldwirtschaft</b> .....	<b>69</b>
5.2.1. Zur Bedeutung der Wechselkurse.....	70
5.2.2. Der Einfluß der Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft.....	70
<b>5.3. Politische Perspektiven für eine strikte(re) Umweltpolitik</b> .....	<b>76</b>
5.3.1. Die politische Relevanz der abgeleiteten Öko-Dumping-Szenarien.....	76
5.3.2. Konsequenzen für umweltpolitische Empfehlungen.....	79
<b>5.4. Zur empirischen Anwendung der theoretischen Konzepte</b> .....	<b>81</b>
<b>6. Eine explorative Anwendung auf die Osterweiterung der EU</b> .....	<b>85</b>
<b>6.1. Die Ausgangssituation: Umweltpolitik in der Europäischen Union</b> .....	<b>85</b>
<b>6.2. Umweltpolitik im Prozeß der EU-Osterweiterung</b> .....	<b>87</b>
<b>6.3. Zur Anwendbarkeit der theoretischen Ergebnisse</b> .....	<b>89</b>
6.3.1. Relevanz von Umweltschutzkosten.....	89
6.3.2. Empirische Daten zur Marktstruktur.....	90
<b>6.4. Fazit: Harmonisierung als strategische Umweltpolitik?</b> .....	<b>93</b>
6.4.1. Anzeichen für Öko-Dumping im bisherigen Integrationsprozeß.....	93
6.4.2. Schlußfolgerungen aus der empirischen Analyse.....	94
<b>7. Schlußbetrachtung</b> .....	<b>96</b>
<b>Anhang 1: Bertrand-Wettbewerb im internationalen Oligopol</b> .....	<b>98</b>
<b>Anhang 2: Strategische Umweltinnovationen im Cournot-Modell</b> .....	<b>99</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>102</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>102</b>
<b>Symbolverzeichnis</b> .....	<b>103</b>
<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>104</b>

## 1. Einführung

Es ist weitgehend unbestritten, daß eine striktere Umweltpolitik notwendig ist. Dies gilt insbesondere aufgrund der Dringlichkeit einiger globaler Umweltprobleme wie des Treibhauseffekts und manifestiert sich in der über die Umweltpolitik hinausgehenden Debatte um ein geeignetes Konzept der Nachhaltigen Entwicklung<sup>1</sup>. Gefordert sind hier vor allem die Industrieländer, die z.B. für 80 Prozent des bisherigen weltweiten Kohlendioxidausstoßes verantwortlich sind<sup>2</sup>. Diese Feststellung steht jedoch in einem merkwürdigen Kontrast zur real in den 90er Jahren beobachtbaren Stagnation der Umweltpolitik. Als Hauptursache hierfür wird in der öffentlichen Debatte der Zusammenhang von Umweltpolitik und internationalen Wirtschaftsbeziehungen angeführt. Vielfach wird befürchtet, daß die Konkurrenz auf internationalen Märkten die umweltpolitischen Gestaltungsmöglichkeiten einschränkt, bzw. daß eine zu strikte Umweltpolitik die internationale Wettbewerbsfähigkeit der Volkswirtschaft gefährdet. Gerade auch von Vertretern einer ökologisch orientierten Ökonomie wird Freihandel als wesentliches Problem für die Erreichung eines besseren Umweltschutzes gesehen: "There is clearly a conflict between free trade and a national policy of internalization of external costs" (Costanza et al. 1997: 168). Als Schlagworte der Debatte dienen dabei Öko-Dumping und umweltbedingte Kapitalflucht.

Häufig werden daher aus ökologischen Gründen eine Harmonisierung der Umweltpolitiken oder eine Einschränkung des freien Handels gefordert. So hält die Koalitionsvereinbarung zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/ Die Grünen (1998: 15) fest: "Wir streben eine größere Harmonisierung der Umweltvorschriften in der Europäischen Union auf hohem Niveau an. Wir wollen internationale Vereinbarungen gegen Umweltdumping." Allerdings wird solchen Befürchtungen in letzter Zeit verstärkt entgegengehalten, daß es zumindest in fortgeschrittenen Industrieländern auch außenwirtschaftliche Anreize für eine strikte Umweltpolitik gibt, da gerade die dadurch induzierten Innovationen zu internationalen Wettbewerbsvorteilen führen können. Dieses Argument firmiert in der wissenschaftlichen Diskussion als sogenannte Porter-Hypothese<sup>3</sup>.

Sucht man allerdings in der Theorie der internationalen Wirtschaftsbeziehungen nach Begründungen für solche Befürchtungen, Hoffnungen und Vorschläge, so stößt man dabei schnell auf Grenzen. Die "ökologische Herausforderung der ökonomischen Theorie" (Beckenbach 1991) findet hier erst langsam Widerhall.

---

<sup>1</sup> Vgl. als grundlegendes Dokument den Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (Hauff 1987), bezogen auf die nationale Ebene vgl. insbesondere BUND/ Misereor (1996).

<sup>2</sup> Auch gegenwärtig werden (bezogen auf Daten von 1991) allein von den G7-Staaten und Rußland über 50 Prozent der globalen Kohlendioxidemissionen verursacht, vgl. hierzu z.B. BUND/ Misereor (1996: 94f).

<sup>3</sup> Die Bezeichnung rührt daher, daß die Argumentation insbesondere durch Veröffentlichungen des amerikanischen Managementprofessors Michael Porter populär wurde (Porter 1991, Porter/ van der Linde 1995).

## 1.1. Umweltpolitik und Theorie internationaler Wirtschaftsbeziehungen

Die angedeuteten Fragestellungen wurden in der ökonomischen Literatur lange Zeit fast ausschließlich im theoretischen Rahmen der neoklassischen Außenhandelstheorie abgehandelt<sup>4</sup>. Eine Hauptgrundlage für die Integration umweltpolitischer Überlegungen bildet insbesondere das traditionelle Heckscher-Ohlin-Modell, das internationalen Handel auf Unterschiede in der Faktorausstattung zurückführt. Umwelt bzw. Umweltpolitik werden dabei als zusätzlicher Produktionsfaktor in die Modelle integriert. In einem solchen Rahmen gibt es für die skizzierten Befürchtungen kaum eine Basis. Die Handelsbeziehungen reagieren hier zwar sehr sensitiv auf Differenzen der Umweltpolitiken und es ergibt sich eine entsprechende Spezialisierung der Länder, aber diese internationale Arbeitsteilung wird als wohlfahrtsökonomisch positiv eingeschätzt. Ähnliches gilt im Prinzip für umweltbedingte Kapitalflüsse. Der Porter-Hypothese ist die traditionelle Außenwirtschaftstheorie hingegen mit Unverständnis begegnet; im Rahmen ihrer Modellannahmen<sup>5</sup> lässt sich ein solches Ergebnis nicht ableiten (Schmid 1997: 21f).

Allerdings wird die Relevanz der traditionellen Außenwirtschaftstheorie für die skizzierten Fragestellungen inzwischen aus mehreren Gründen bezweifelt. Empirisch haben sich die Hypothesen über umweltbedingte Spezialisierung und Kapitalflüsse bisher nicht bestätigen lassen. Zunächst sind die Umweltpolitiken zumindest der OECD-Länder oft relativ ähnlich. Doch auch bei bestehenden Differenzen findet sich häufig kein signifikanter Zusammenhang zwischen Umweltpolitik und internationalen Wirtschaftsstrukturen<sup>6</sup>.

Vor allem aber ist die neoklassische Außenhandelstheorie als solche theoretisch in die Kritik geraten. Zum einen wird ihr die Vernachlässigung der Währungsbeziehungen und die unterstellte Neutralität des Wechselkurses und damit eine unzureichende Fundierung der Außenhandelspolitik vorgeworfen (Riese 1975: 134ff, Stadermann 1986: 172ff). Zum anderen wird, insbesondere von der Ende der 70er Jahre entstandenen sogenannten Neuen Außenwirtschaftstheorie<sup>7</sup>, die Vernachlässigung steigender Skalenerträge und des dadurch implizierten unvollkommenen Wettbewerbs betont. "More than half of the world trade is in manufactured goods, where markets are often oligopolistic rather than competitive. (...) Indeed, in many if not most markets there are only a limited number of important competitors, and these competitors are aware of the interdependence among their actions. (...) In other words, the study of international trade should be in part a study of international industrial organization" (Helpman/ Krugman 1989: 1). Erst so lassen sich z.B. das Ausmaß des intraindustriellen Handels und des Handels zwischen ähnlichen Ökonomien erklären (Lancaster 1980: 151).

Viele von der Neuen Außenwirtschaftstheorie behandelten Aspekte sind a priori auch für die umweltpolitische Debatte von Interesse, z.B. die internationale Outputdynamik steigender Skalenerträge, Unternehmen als strategische Akteure, Produktdifferenzierung und die Bedeutung von Handels- und Transportkosten als Puffer für politische Spielräume, aber auch die von

---

<sup>4</sup> Vgl. für eine vor allem in ökologischer Hinsicht detaillierte Darstellung dieser Perspektive Kulesa (1995), für einen modelltheoretisch ausgerichteten Überblick Rauscher (1997), insb. Kap. 3 und 5.

<sup>5</sup> Wichtig sind hier insbesondere die Annahmen vollständige Konkurrenz und vollkommene Information.

<sup>6</sup> Vgl. für einen Überblick z.B. Dean (1992), Jaffe et al. (1995), Levinson (1996), Rauscher (1997: 6ff) und Schulze/ Ursprung (1998: 69ff).

<sup>7</sup> Dieser Begriff lehnt sich an den englischsprachigen Ausdruck "new international economics" (z.B. Krugman 1986) an. In der Literatur findet sich häufig auch, in Anlehnung an "new trade theory", die Bezeichnung Neue Außenhandelstheorie. Hier wird der erstgenannte Begriff gewählt, weil von der Neuen Außenwirtschaftstheorie auch Investitionsströme und, über den Rahmen dieser Arbeit hinaus, monetäre Aspekte behandelt werden.

ihr abgeleitete Ratio für handelspolitische Maßnahmen. Auch ergeben sich über die mögliche Ableitung von Agglomerationstendenzen Bezüge zur Wirtschaftsgeografie.

Erst seit ein paar Jahren jedoch wird versucht, diese Ansätze auch für den Zusammenhang von Umweltpolitik und internationalen Wirtschaftsbeziehungen fruchtbar zu machen. Nicht alle genannten Aspekte werden dabei in gleicher Weise betont. Der bisherige Schwerpunkt liegt neben der Wirkungsanalyse unter anderem in der Herausarbeitung der Bedingungen von ökologischem Dumping. Gleichzeitig wird aber auch diskutiert, unter welchen Umständen Umweltschutz mit Wettbewerbsvorteilen verbunden sein kann. Das Heranziehen der Neuen Außenwirtschaftstheorie für die Behandlung umweltpolitischer Fragestellungen wird durch empirische Daten unterstützt. Viele umweltbelastende Branchen sind durch steigende Skalenerträge und unvollkommene Konkurrenz gekennzeichnet, Beispiele sind die Chemie- und die Stahlindustrie (z.B. Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 75).

Ogleich die Neue Außenwirtschaftstheorie zumindest teilweise die Diskrepanz zwischen den Ergebnissen der orthodoxen Außenhandelstheorie und der beobachtbaren Praxis der Handelspolitik erklären kann und ihre theoretische Relevanz inzwischen akzeptiert ist, gilt dies für ihre handelspolitischen Schlußfolgerungen, die ein merkantilistisches Element enthalten, in weit geringerem Maße. Ähnliches läßt sich a fortiori für den Einbezug umweltpolitischer Überlegungen beobachten, obwohl die genannte Diskrepanz auch hier vorliegt, wie Paul Krugman (1997) noch einmal nachdrücklich feststellt. Ironischerweise handelt z.B. selbst Krugman (1997: 116) als einer der Pioniere der Neuen Außenwirtschaftstheorie Überlegungen, die an diesen theoretischen Rahmen anschließen und das Verhältnis von Umwelt(politik) und internationalen Wirtschaftsbeziehungen problematisieren, sehr schnell ab. Eine Klärung der theoretischen und politischen Relevanz der Ergebnisse, die sich aus einer Betrachtung der Umweltpolitik im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie ergeben, scheint nicht nur deshalb vonnöten.

## 1.2. Gegenstand und Aufbau der Untersuchung

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, diesen jüngeren Forschungsstrang, der Umweltpolitik und Neue Außenwirtschaftstheorie verknüpft, kritisch auf seine Potentiale und Grenzen zu untersuchen<sup>8</sup>. Zwei Fragen stehen im Zentrum der Analyse:

### Welche außenwirtschaftlichen Wirkungen zeitigt Umweltpolitik, wenn die betroffenen Akteure auf internationalen Märkten mit unvollkommener Konkurrenz agieren?

### Welche Grenzen und Spielräume für die Gestaltung der Umweltpolitik ergeben sich, wenn umweltpolitische Instrumente zugleich auch für Ziele der Außenwirtschaftspolitik nutzbar sind? Wenn sowohl Öko-Dumping als auch First-Mover-Vorteile durch Umweltpolitik in diesem Rahmen abbildbar sind, unter welchen Bedingungen ist dann ein umweltpolitischer "Wettlauf nach unten" und wann ein "Wettlauf nach oben" wahrscheinlich<sup>9</sup>?

---

<sup>8</sup> Für wertvolle Hinweise und Anmerkungen geht mein herzlicher Dank an Dr. Waltraud Schelkle, Susanne Dröge, Ulrich Petschow, Joachim Braun, Daniel Krähmer, Thorsten Lampe und Lisa Paus. Erwähnt seien auch Prof. Michael Rauscher, Universität Rostock und Prof. Alistair Ulph, University of Southampton, die so zuvorkommend waren, mir Manuskripte und Diskussionspapiere unentgeltlich zur Verfügung zu stellen.

<sup>9</sup> Im folgenden finden auch die aus dem Englischen häufig direkt in den deutschen Sprachgebrauch übernommenen Begriffe "Race to the Bottom"/ "Rat Race" bzw. "Race to the Top" Verwendung.



Das Hauptziel der Arbeit ist damit zunächst theoretischer Natur. Angesichts der oft uneinheitlichen Ergebnisse werden insbesondere die jeweiligen Voraussetzungen und Anwendungsmöglichkeiten für die theoretischen Resultate geklärt, um so den Geltungsbereich der abgeleiteten Ergebnisse einschätzen zu können. Um jedoch die empirische Relevanz der Ergebnisse für die beobachtbare Umweltpolitik zumindest einzuschätzen, wird abschließend in explorativer Weise versucht, die Ergebnisse auf aktuelle umweltpolitische Fragestellungen im Rahmen der Osterweiterung der Europäischen Union anzuwenden, ohne daß damit eine empirische Überprüfung im strikten Sinn angestrebt wird.

Die Neue Außenwirtschaftstheorie ist kein einheitliches theoretisches Gebilde, sondern besteht aus einer Vielzahl von Ansätzen, deren Ergebnisse teilweise auch miteinander konfliktieren (Rauscher 1997: 161). Daher ist es notwendig, gerade die verschiedenen Dimensionen der Theorie in ihren Konsequenzen für die Umweltpolitik zu überprüfen. Allerdings sind diese in der Literatur bisher in sehr verschiedener Intensität bearbeitet worden, was sich zwangsläufig in dieser Arbeit niederschlägt. Nicht berücksichtigt werden die wechselkurs- und währungstheoretischen Ansätze im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie; hier liegt bisher auch keinerlei Verknüpfung mit Problemen der Umweltpolitik vor. Auf monetäre Aspekte als zweitem Hauptkritikpunkt an der traditionellen Theorie wird zumindest in der Perspektivdiskussion eingegangen. Was die Bereiche der Umweltpolitik betrifft, so liegt der Schwerpunkt wie in der öffentlichen Debatte vor allem auf dem Umgang mit durch industrielle Produktion hervorgerufenen Umweltproblemen.

Um den Relevanz- und Geltungsbereich der Untersuchung genauer abzustecken, werden daher zunächst die grundlegenden Ansätze im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie und die daraus resultierenden Politikempfehlungen skizziert sowie die Erfassung von Umwelt und Umweltpolitik in diesem Rahmen geklärt (Kapitel 2).

In Kapitel 3 werden dann die außenwirtschaftlichen Grenzen von Umweltpolitik ausführlich analysiert. Erst steht das Problem des Öko-Dumpings, also einer ökologisch unzureichenden Umweltpolitik<sup>10</sup> aus Motiven der Exportförderung im Mittelpunkt. Dann wird betrachtet, welche Implikationen sich aus der Möglichkeit der Abwanderung von Unternehmen ergeben. Auch wird analysiert, inwieweit die Effektivität der Umweltpolitik bei globalen Umweltproblemen auf unvollkommenen internationalen Märkten eingeschränkt ist.

Unter welchen Bedingungen hingegen außenwirtschaftspolitische Überlegungen sogar für eine besonders strikte Umweltpolitik sprechen, wird in Kapitel 4 geprüft. Hier scheinen zum einen bestimmte Marktformen eine günstige Rahmenbedingung darzustellen; zum anderen wird analysiert, inwieweit größere umweltpolitische Spielräume bestehen, wenn Charakteristika eines Innovations bzw. Qualitätswettbewerbs eine wichtige Rolle spielen.

Beide Kapitel sind also problemorientiert und nicht nach Modelltypen gegliedert. Dies bedeutet, daß die verschiedenen Kernmodelle dort eingeführt werden, wo sie inhaltlich relevant erscheinen und dann bei Bedarf wieder aufgegriffen werden. Um den Überblick zu erleichtern, soll dies für zwei häufiger wiederkehrende Ansätze kurz erläutert werden. Das Grundmodell strategischer Umweltpolitik, das internationale Duopol, wird in Abschnitt 3.1. eingeführt, findet aber auch in den Abschnitten 3.3., 4.1.1., 4.2. und 4.3.1. Anwendung. Monopolistische Konkurrenz als anderes Grundmodell der Neuen Außenwirtschaftstheorie wird detailliert in Abschnitt 4.1.2. behandelt, aber auch in anderen Abschnitten wie z.B. 3.2.2. tangiert.

---

<sup>10</sup> Zu einer konzeptionellen Klärung vgl. Abschnitt 2.3.2.

---

In Kapitel 5 werden dann die Forschungsperspektiven und Grenzen der Herangehensweise thematisiert. Dabei werden auch die bis dahin vernachlässigten Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft einbezogen. Außerdem stehen insbesondere die politischen Implikationen der Ansätze im Mittelpunkt, bevor Probleme der empirischen Anwendung skizziert werden.

Schließlich wird in Kapitel 6 am Beispiel der Osterweiterung der Europäischen Union in explorativer Weise untersucht, welche Praxisrelevanz die dargestellten theoretischen Ansätze haben. Dabei wird gefragt, inwieweit die Neue Außenwirtschaftstheorie zur Erklärung der Gestaltung der Umweltpolitik im Beitrittsprozeß beitragen kann, bevor dann in Kapitel 7 eine Schlußbetrachtung die Arbeit abrundet.

## 2. Neue Außenwirtschaftstheorie und Umweltpolitik: Grundlagen

Die ökonomische Relevanz der Neuen Außenwirtschaftstheorie liegt insbesondere in der Erkenntnis begründet, daß sich im Rahmen der Theorie komparativer Kostenvorteile bzw. mit Faktorausstattungen ein großer Anteil der Handels- und Investitionsströme der Weltwirtschaft nicht erklären läßt. Daher wurde seit Anfang der 80er Jahre ein neuer theoretischer Rahmen entwickelt. Als Grundlage für die in den Kapiteln 3 und 4 vorgenommene Analyse von Umweltpolitik im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie erscheint es sinnvoll, deren theoretische Grundlagen kurz zu skizzieren. Zu diskutieren sind hier einerseits die grundlegenden Konzepte, die die "neue" von der "alten" (realwirtschaftlichen) Außenwirtschaftstheorie unterscheiden, andererseits die theoretische Erfassung von Umweltproblematik und -politik.

### 2.1. Steigende Skalenerträge und ihre Konsequenzen für die Marktstruktur

Eine grundlegende Neuerung der Neuen Außenwirtschaftstheorie ist die auch formale Betonung der Bedeutung steigender Skalenerträge. Deren Berücksichtigung läßt sich zwar schon bis auf Adam Smith (1776: 21ff) zurückführen<sup>1</sup>, fand aber bis Ende der 70er Jahre nie Eingang in die außenwirtschaftliche Modellbildung. Dabei lassen sich verschiedene Formen von Skalenerträgen unterscheiden, wichtig ist insbesondere die Unterscheidung zwischen internen Skalenerträgen, die innerhalb eines Unternehmens entstehen, und externen Skalenerträgen, die außerhalb der einzelnen Firmen auf sektoraler oder regionaler Ebene anfallen<sup>2</sup>. Interne steigende Skalenerträge, die im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie eine entscheidende Rolle spielen, lassen sich am einfachsten als vom Ursprung an mit zunehmendem Output fallende Stückkosten definieren (Lancaster 1980: 156)<sup>3</sup>. Mit steigenden Skalenerträgen ergibt sich ein starker Anreiz zur Spezialisierung und Konzentration der Produktion. Handel ermöglicht die bessere Ausnutzung dieser Skalenvorteile, letztere bilden daher eine eigenständige Erklärung internationalen Handels (Krugman 1990: 2). Verteilt sich die Produktion auf mehrere Länder, so läßt sich intraindustrieller Handel erklären.

Allerdings haben die sinkenden Stückkosten bei firmeninternen Skalenerträgen erhebliche Implikationen für die Marktstruktur, denn vollkommene Konkurrenz ist dann keine adäquate Annahme mehr<sup>4</sup>. Im folgenden werden zwei wichtige, aber komplementäre Ansätze vorgestellt, die diese Implikationen berücksichtigen<sup>5</sup>. Werden eine Nachfrage nach differenzierten Produkten und im Verhältnis nur Marktgröße nicht zu hohe Fixkosten angenommen, so ergibt sich monopolistische Konkurrenz als plausibler Modellrahmen. Wird eher auf die Rolle von hohen Fixkosten, die nur wenige Firmen zulassen, abgehoben, so ist es angemessen, von einer oligopolistischen Marktstruktur auszugehen.

---

<sup>1</sup> Zum ersten Mal umfassender analysiert wurde die Bedeutung steigender Skalenerträge von Young (1928), außenwirtschaftspolitische Implikationen wurden bereits von Graham (1923) behandelt.

<sup>2</sup> Für eine ausführlichere Klassifikation vgl. Junius (1997: 2ff).

<sup>3</sup> Dabei ist je nach Spezifizierung der Kostenfunktion ab einem gewissen Output durchaus wieder ein Wiederanstieg der Stückkosten möglich (z.B. die typische U-Form der Kostenkurve). Für eine rigorosere Definition interner steigender Skalenerträge vgl. z.B. Helpman/ Krugman (1985: 32-34).

<sup>4</sup> Diese Annahme läßt sich nur aufrechterhalten, wenn die Skalenerträge vollständig firmenextern anfallen, d.h. die Kosten mit zunehmender Größe der Industrie sinken (Krugman 1990: 4).

<sup>5</sup> Für einen allgemeineren und detaillierteren Überblick vgl. insbesondere Helpman/ Krugman (1985).

### **2.1.1. Monopolistische Konkurrenz und Produktdifferenzierung**

Die ersten Ökonomen, die die Konsequenzen des Einbezugs (interner) steigender Skalenerträge in die formale Modellbildung für den internationalen Handel untersuchten, waren Paul Krugman (1979) und Kelvin Lancaster (1980). Für die Abbildung der daraus resultierenden Marktstruktur wählten sie einen Modellrahmen monopolistischer Konkurrenz in der Tradition von Chamberlin (1933). Angenommen werden heterogene Güter (Produktdifferenzierung), was eine jeweils fallende Nachfragekurve für jedes Produkt impliziert, und freier Markteintritt. Aufgrund der Skalenvorteile produziert jedes Unternehmen dann genau eine Produktvarietät; die Gewinne tendieren jedoch gegen Null, d.h. das Mark-up der Preise über die Stückkosten deckt gerade die Fixkosten ab; und die Zahl der Unternehmen wird modellendogen bestimmt. Zugleich liegen aufgrund der Fixkosten im Gleichgewicht die Preise über den Grenzkosten und es wird aufgrund der Konkurrenz nicht im Minimum der Durchschnittskosten produziert.

#### *KonsumentInnenpräferenzen als Gegengewicht zur Konzentrationstendenz*

Verschiedene Ansätze wurden gewählt, um die Präferenzen der KonsumentInnen bzw. die positive Wertschätzung von Produktvielfalt zu modellieren. Diese ist von Bedeutung, da steigende Skalenerträge unter sonst gleichen Umständen einen Anreiz zur Produktion von wenigen Produkten in großer Anzahl implizieren. Aufgrund der - allerdings wirklich nur relativen - Einfachheit hat sich weitgehend ein Ansatz durchgesetzt, der auf Avinash Dixit und Joseph Stiglitz (1977) zurückgeht. Die KonsumentInnenpräferenzen sind dabei durch eine "love of variety" gekennzeichnet, d.h. dem Wunsch nach möglichst vielen Varianten eines Produkts, die jeweils der gleichen Wertschätzung unterliegen. Lancaster (1980: 154) geht in einer alternativen Modellierung realistischerweise von einer Diversität der Präferenzen aus und läßt zu, daß es von den jeweiligen KonsumentInnen "am meisten präferierte" Produktspezifizierungen gibt. Aufgrund der wie in anderen Produktdifferenzierungsmodellen<sup>6</sup> dann bestehenden Notwendigkeit, Abstände zwischen den einzelnen Varianten zu messen, wird dieser Ansatz jedoch schnell sehr komplex und macht z.B. die Ableitung von Politikempfehlungen sehr schwierig (Rauscher 1997: 202). Eine varietätsbezogene Formulierung der Konsumpräferenzen in Verbindung mit einer geeignet gewählten Kostenfunktion erlaubt es zugleich, Kreuzpreiseffekte zu vernachlässigen, so daß anders als im Oligopol keine Probleme strategischer Interdependenz entstehen (Krugman 1980: 24f)<sup>7</sup>.

#### *Handelswirkungen*

Für die Modellierung der Handelswirkungen werden zur Vereinfachung identische Länder angenommen. Das Ergebnis ist intraindustrieller Handel, der zu einer größeren Anzahl von Varianten und einer besseren Ausnutzung der Skalenerträge führt. Allerdings läßt sich zwar das Volumen des Handels bestimmen, nicht aber die Richtung; vielmehr gewinnen hier historische Zufälle an Bedeutung (Krugman 1979: 18f).

Was die Reichweite des Ansatzes betrifft, ist festzuhalten, daß die Modellierung in der Regel auf sehr restriktiven Annahmen beruht; hier ist insbesondere die Fassung der Nutzenfunktion hervorzuheben. Es hat sich jedoch gezeigt, daß das Handelsmuster relativ robust ist; insbeson-

---

<sup>6</sup> Für einen Überblick über die verschiedenen Ansätze vgl. Tirole (1988: 277ff).

<sup>7</sup> Dieses Vorgehen stellt aber nur eine Approximation dar und hat in der Literatur zu einer Kontroverse geführt (Yang/ Heidra 1993, Dixit/ Stiglitz 1993). Diese macht zugleich eindrucksvoll deutlich, wie speziell die üblicherweise getroffenen Annahmen sind.

dere hängen die qualitativen Ergebnisse nicht davon ab, wie die Produktdifferenzierung modelliert wird (Krugman 1990: 78). Sie lassen sich auch in Mehr-Sektoren-Modellen reproduzieren. Eine Grenze des Ansatzes der monopolistischen Konkurrenz ist es, daß er unrealistischerweise Kreuzeffekte insbesondere zwischen nahen Substituten und damit strategische Aspekte ausschließt (Tirole 1988: 287f). Auch sind viele Ergebnisse an die Vernachlässigbarkeit von Transportkosten gebunden, deren Einbezug nur bei sehr speziellen Modellannahmen möglich ist (Krugman 1990: 81f)<sup>8</sup>. Schließlich wird in der Regel Kapitalmobilität nicht berücksichtigt.

### **2.1.2. Internationales Oligopol**

Bei stark steigenden Skalenerträgen z.B. durch einem hohen Fixkostenanteil ist es nur für wenige Firmen überhaupt profitabel, am Markt zu operieren. Dies schränkt die Möglichkeit des Markteintritts ein, so daß es dann sinnvoll ist, unvollständige Konkurrenz in Form eines engen Oligopols mit kleiner, fixierter Firmenzahl von vornherein als gegeben zu betrachten. Allerdings sind hier verschiedene Varianten möglich.

#### *Exogen fixierte Marktstruktur ohne Kapitalmobilität*

Der vielleicht bekannteste Theoriestrang im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie operiert mit einer gegebenen Zahl von Unternehmen, die international immobil sind. Er baut auf der bereits in großem Umfang existierenden industrieökonomischen Literatur zu einer derartigen oligopolistischen Marktstruktur auf und arbeitet deren Implikationen für den internationalen Handel heraus. Dieser Ansatz hatte seine Hochzeit in der zweiten Hälfte der 80er Jahre und ist vor allem mit den Namen James Brander und Barbara Spencer verbunden.

Ausgangspunkt ist ein internationales Oligopol, als einfachster Fall wird in der Regel ein Duopolmodell verwendet. Die rivalisierenden Firmen sind dabei in unterschiedlichen Ländern ansässig. Implikationen des Oligopolmodells sind, daß die Unternehmen dauerhaft Preise oberhalb der Stückkosten durchsetzen können. Die so erzielten Oligopolrenten werden durch die Unmöglichkeit des Markteintritts weiterer Firmen geschützt, die Gewinne tendieren also nicht gegen Null (Eaton/ Grossman 1986: 384).

Im Duopol rivalisieren beide Firmen um Marktanteile, da ihre Gewinne mit deren Anstieg zunehmen. Das aus dieser Konstellation resultierende strategische Verhalten der Oligopolisten kann auf verschiedene Weise modelliert werden, sehr häufig wird dabei als einfachster Fall ein simultanes Agieren der Firmen unterstellt. Brander/ Spencer (1985) gehen in ihrem grundlegenden Modell von einem Cournot-Mengen-Duopol aus, d.h. beide Firmen maximieren ihren Output des homogenen Gutes und damit ihre Gewinne gegeben den Output des Konkurrenten. Wird hingegen ein Bertrand-Preiswettbewerb unterstellt, so ergibt sich bei Nichtkooperation ein deutlich kompetitiveres Verhalten der Unternehmen. In diesem Fall optimieren beide Firmen als strategische Variable ihren Preis gegeben den Preis der anderen Firma<sup>9</sup>.

Einen Spezialfall ist hier intraindustrieller Handel in Form von reziprokem Dumping, d.h. beide Duopolisten nutzen die Möglichkeit der Preisdiskriminierung und verkaufen im Ausland günstiger als im Inland. Das Ergebnis ist Handel mit identischen Produkten (Brander/ Krugman

---

<sup>8</sup> Ein Beispiel bildet Krugman (1980), der Transportkosten als "Iceberg Costs", d.h. einen transportbedingten Verlust von Produkten, modelliert.

<sup>9</sup> Ein Bertrand-Preiswettbewerb führt allerdings nur unter der Annahme heterogener Güter zu empirisch plausiblen Ergebnissen. Üblicherweise wird dies daher unterstellt. Zu einer Problematisierung und genaueren Abgrenzung der beiden Formen des Marktverhaltens vgl. die Abschnitte 3.1.2. und 4.1.1.

1983). Die Politikimplikationen, die in diesem Modellrahmen im Zentrum des Interesses stehen, sind je nach Marktverhalten sehr unterschiedlich (vgl. Abschnitt 2.2.1.).

#### *Endogene oligopolistische Marktstruktur bei Kapitalmobilität*

Die skizzierten Modelle vernachlässigen allerdings die Frage, welche Faktoren die angenommene Marktstruktur überhaupt bestimmen (Horstmann/ Markusen 1992: 110), und unter welchen Bedingungen bei Kapitalmobilität überhaupt ein solches internationales Duopol entsteht. Horstmann/ Markusen (1992) entwickeln ein Modell mit zwei identischen Ländern, das es erlaubt, die Marktstruktur endogen aus den Standortentscheidungen der Firmen abzuleiten. Sie unterscheiden dabei zwischen firmenspezifischen Fixkosten wie Patenten und anlagen-spezifischen Fixkosten. Da Kapitalmobilität angenommen wird, sind damit auch multinationale Firmen ein mögliches Ergebnis<sup>10</sup>. Die Skalenerträge werden dabei als so hoch angenommen, daß maximal zwei Firmen am Markt bestehen können (Horstmann/ Markusen 1992: 111). Wenn Cournot-Verhalten auf dem Produktmarkt angenommen und die Existenz von Transportkosten bei internationalem Handel berücksichtigt wird, läßt sich im Rahmen eines allgemeinen Gleichgewichtsmodells zeigen, daß drei mögliche Gleichgewichte existieren und die Marktstruktur eine Funktion der Technologie ist. Ein internationales Duopol, in dem jede Firma nur eine Produktionsanlage betreibt, entsteht, wenn die fabrikspezifischen Kosten im Verhältnis zu den firmenspezifischen und den Transportkosten hoch sind. In diesem Fall kommt es zu intraindustriellem Handel. Wenn letztere beiden Kosten steigen, ergibt sich ein asymmetrisches Gleichgewicht, in dem eine multinationale Firma in beiden Ländern je eine Fabrik betreibt. Wenn gleichzeitig die fabrikspezifischen Kosten niedriger sind, ergibt sich ein Duopol zweier multinationaler Firmen mit ausländischen Direktinvestitionen und ohne Handel (Horstmann/ Markusen 1992: 110). Dieses Ergebnis wird über die Lösung eines zweistufigen simultanen Spiels, in dem zunächst über die Standorte und dann über die Produktionsmenge strategisch entschieden wird, abgeleitet. Allerdings müssen hierfür restriktive Annahmen getroffen werden<sup>11</sup>.

## **2.2. Neue Perspektiven der Politikempfehlungen**

Ein wesentliches Moment der wissenschaftlichen Bedeutung aber auch der Kritik an der Neuen Außenwirtschaftstheorie ist die Ableitung von Politikempfehlungen, die erheblich vom klassischen Freihandelspostulat abweichen. Insbesondere die im Rahmen einer oligopolistischen Marktstruktur ableitbare strategische Handelspolitik steht hier im Zentrum der Diskussion. Aber auch in anderen Modellansätzen erscheinen die herkömmlichen Politikempfehlungen in einem neuen Licht, obwohl sich die formale Ableitung konventioneller Methoden bedient.

---

<sup>10</sup> Von multinationalen Unternehmen wird in den üblichen Modellen der Neuen Außenwirtschaftstheorie abstrahiert, obwohl sie gerade in den für diesen Modelltyp relevanten Industrien ein häufiges Phänomen darstellen (Markusen/ Venables 1995: 1).

<sup>11</sup> Es wird z.B. eine quadratische Nutzenfunktion mit resultierender linearer Nachfrage angenommen, die Grenzkosten werden konstant gesetzt und die Märkte sind segmentiert, so daß in beiden Ländern unterschiedliche Preise festgesetzt werden können (Horstmann/ Markusen 1992: 112f).

### **2.2.1. Exkurs: Neoklassische Wohlfahrtsökonomie als normative Grundlage**

Der theoretische Rahmen, innerhalb dessen die Politikempfehlungen abgeleitet werden, ist altbekannt; es ist die neoklassische Wohlfahrtsökonomie. Diese geht von einem idealen "First-Best"-Referenzzustand aus, in dem alle Märkte perfekt funktionieren und daher über den Preismechanismus freier Märkte ein Zustand erreicht wird, in dem niemand mehr besser gestellt werden kann, ohne daß jemand anderes schlechter gestellt wird (Pareto-Effizienz). In neoklassischer Deutung ist bei der Erfüllung des genannten normativen Wohlfahrtskriteriums das Optimum erreicht, es besteht dann keinerlei Notwendigkeit für politische Eingriffe; von Verteilungsüberlegungen wird abstrahiert bzw. diese werden in den außerökonomischen Bereich verwiesen. Ausgehend hiervon werden dann Abweichungen von diesem Zustand als "externe Effekte"<sup>12</sup> identifiziert, die mittels politischen Eingriffen zu beseitigen sind. Dabei wird angenommen, daß die Politik sowohl den Willen hat, als "wohlmeinender Diktator" im Sinne der Erzielung eines Pareto-Optimums zu handeln, als auch das Potential und das Instrumentarium zur Verfügung hat, beliebig in Marktprozesse eingreifen zu können.

#### *Kritik*

Beide letztgenannten Annahmen sehen sich fundierter Kritik ausgesetzt, wie an dieser Stelle nur beispielhaft angedeutet werden kann. Zum einen wird bezweifelt, daß die Politik (nur) wohlmeinend handelt. Stattdessen wird unterstellt, daß Eigeninteressen der politischen Akteure sowie Lobbyingaktivitäten wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Akteure ("Rent Seeking") zu gesellschaftlich suboptimalen Ergebnissen führen. Die sogenannte Public-Choice-Theorie leitet dieses Ergebnis mittels einer Übertragung der neoklassischen Methodik auf politische Prozesse ab und benutzt dies, um Abweichungen zwischen theoretischem Optimum und der wahrgenommenen Realität zu erklären<sup>13</sup>.

Zum anderen wird auf einer fundamentaleren Ebene der (nicht nur) der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie zugrundeliegende teleologische Ziel-Mittel-Ansatz kritisiert<sup>14</sup>. Ausgehend von der Feststellung, daß der Marktprozeß selbst dazu neigt, das neoklassische Effizienzkriterium zu verletzen (Riese 1988: 97), wird bezweifelt, daß die Wirtschaftspolitik

beliebige Ziele im Rahmen eines (geldvermittelten) Marktprozesses durchsetzen kann. Eine angebotsorientierte Theorie der Wirtschaftspolitik hält Riese (1988: 104) (nur) dann für fruchtbar, wenn sie im partialökonomischen Rahmen verbleibt, wie dies z.B. bei unvollkommener Konkurrenz in der Regel der Fall ist.

Die Neue Außenwirtschaftstheorie bleibt in ihren Politikempfehlungen jedoch ganz im wohlfahrtsökonomischen Rahmen. Unvollkommene Konkurrenz und Effekte strategischer Interaktion werden als neue, zusätzlich zu beachtende Marktunvollkommenheiten betrachtet. Bei Vorliegen von mehreren Marktstörungen muß eine "Second-Best"-Politik daher die verschie-

---

<sup>12</sup> Vgl. hierzu Abschnitt 2.3.1.

<sup>13</sup> Zu einer Darstellung dieser Theorieströmung vgl. z.B. Mueller (1989). Für einen Überblick über Versuche einer Anwendung auf Umweltpolitik in der offenen Volkswirtschaft vgl. Schulze/ Ursprung (1998: 46ff).

<sup>14</sup> Vgl. für eine detaillierte Kritik der orthodoxen Theorie der Wirtschaftspolitik z.B. Riese (1988). En passant wird dabei auch ein Überblick über verschiedene Ansätze, die in diesem Grundtenor übereinstimmen, gegeben.

denen Effekte gegeneinander abwägen<sup>15</sup>. Hieraus ergeben sich bei der Berücksichtigung steigender Skalenerträge und unvollkommener Konkurrenz die im folgenden skizzierten Politikempfehlungen. Die weitere Darstellung basiert daher notwendigerweise auf dem wohlfahrtsökonomischen Ansatz und dessen Annahmen<sup>16</sup>. Darüber hinausgehende Überlegungen werden in Kapitel 5 kurz aufgegriffen.

### **2.2.2. Strategische Handelspolitik**

#### *Das Grundmodell strategischer Exportsubventionen*

Im internationalen Oligopol nehmen die Unternehmensgewinne mit steigenden Marktanteilen zu. Hieraus kann sich nun ein Anreiz für strategische Handelspolitik ergeben. Als *strategisch* werden in diesem Kontext Handlungen bezeichnet, die zwar für sich gesehen nicht wünschenswert sind, aber das Verhalten anderer zum Vorteil des strategischen Spielers verändern (Helpman/ Krugman 1989: 83). In der Abschnitt 2.1.2. skizzierten Konstellation kann die Politik durch Exportsubventionen den Marktanteil der inländischen Firma auf Kosten des ausländischen Unternehmens steigern. Das Grundmodell stammt von Brander/ Spencer (1985). Das internationale Oligopol besteht aus zwei Firmen, die in zwei verschiedenen Ländern angesiedelt sind. Ihr strategisches Verhalten wird als Cournot-Mengen-Duopol modelliert. Zur Vereinfachung wird angenommen, daß die Unternehmen auf einem Drittmarkt konkurrieren<sup>17</sup>. Betrachtet wird nur das Geschehen auf diesem Markt, es handelt sich zunächst um ein Partialmodell. Die Regierungen können über Besteuerung und Subventionen die Gewinne der Unternehmen beeinflussen. Der ganze Prozeß wird als zweistufiges Spiel modelliert, in dem zunächst die Regierung glaubwürdig das Subventionsniveau setzt, und dann in einer zweiten Stufe die Unternehmen simultan ihren Output setzen (Brander/ Spencer 1985: 84)<sup>18</sup>.

Wenn nur eine Regierung versucht, mittels Exportsubventionen das Gleichgewichtsergebnis zu verändern, ergibt sich ein Nash-Gleichgewicht<sup>19</sup>, in dem bei gesunkenem Weltmarktpreis Output und Gewinn des subventionierten Unternehmens steigen, während Output und Gewinn des anderen Unternehmens fallen (Brander/ Spencer 1985: 87). Das so erzielte Gleichgewicht ent-

---

<sup>15</sup> Allerdings sind unter diesen Umständen nicht immer die gewohnten Marginalabwägungen möglich, wie insbesondere in Abschnitt 3.2. deutlich wird.

<sup>16</sup> Beispielsweise werden die von der Wohlfahrtsökonomie getroffenen problematischen Annahmen, die für die Konstruktion einer sozialen Wohlfahrtsfunktion, die in der folgenden Analyse häufig als politisches Entscheidungskriterium zurate gezogen wird, nötig sind, als gegeben unterstellt; vgl. z.B. Berg/ Cassel (1995: 191ff).

<sup>17</sup> Unter dieser Annahme muß zum einen die Konsumentenrente nicht berücksichtigt werden, zum anderen sind Produktions- und Exportsubventionen oder -steuern in diesem Fall identisch (Rauscher 1997: 181). Der Einbezug der Konsumseite und damit des "Home Market" verkompliziert das Modell, aber ändert nichts substantielles am Ergebnis (Brander/ Spencer 1985: 90f).

<sup>18</sup> Eine spieltheoretische Lösbarkeit des skizzierten Szenarios erfordert, daß die Akteure auf der ersten Stufe die Rückwirkungen ihres Verhaltens auf die zweite bzw. weitere Stufen mit einbeziehen. Mit anderen Worten muß die Lösung teilspielperfekt sein (Helpman/ Krugman 1989: 108). Dann läßt sich das Spiel mittels Rückwärtsinduktion lösen. Vgl. zu den spieltheoretischen Grundlagen z.B. Fudenberg/ Tirole (1989: 276ff).

<sup>19</sup> Beim Nash-Gleichgewicht handelt es sich um ein Gleichgewicht, in dem sich die wechselseitigen Erwartungen der Beteiligten gegenseitig stabilisieren, da kein Spieler durch eine andere Strategiewahl gewinnen kann. Vgl. zu diesem Konzept und seinen Stabilitätsbedingungen z.B. Fudenberg/ Tirole (1989: 265ff).



spricht einem Gleichgewicht ohne Subventionen, bei dem eine Firma als Stackelberg-Führer<sup>20</sup> agiert; faktisch wird diese Strategie durch das politische Eingreifen glaubwürdig.

Der abgeleitete Anreiz zur Subventionierung bleibt auch im Rahmen eines rudimentären allgemeinen Gleichgewichtsmodells erhalten. Es resultiert ein Wohlfahrtsgewinn, da die zusätzlichen Gewinne, also das Rent-Shifting, die aus dem gesunkenen Preis resultierenden Terms-of-Trade-Verluste übersteigen (Brander/ Spencer 1985: 92)<sup>21</sup>.

Eine strategische Handelspolitik birgt ein merkantilistisches Element in sich und steht daher dem neoklassischen Freihandelspostulat entgegen. Insbesondere widerspricht die Ableitung einer Exportsubvention als strategisches Instrument diametral dem neoklassischen Ergebnis bei Marktmacht eines exportierenden Landes, das aufgrund von Terms-of-Trade-Effekten eine Exportsteuer als optimale Strategie ableitet (Optimalzollargument)<sup>22</sup>.

Falls direkte Exportsubventionen nicht verfügbar sind, läßt sich in einem dreistufigen Spiel, in dem die Unternehmen die Forschungs- und Entwicklungsausgaben oder die Höhe der Investitionen strategisch wählen, ein ähnlicher Anreiz auch für die Subventionierung von Forschungs- und Entwicklungsausgaben ableiten (Spencer/ Brander 1993: 712f).

Wenn beide Regierungen subventionieren können, so tun sie das in diesem nichtkooperativen Gleichgewicht auch. Es läßt sich aber zeigen, daß die gemeinsame Wohlfahrt mit abnehmenden Subventionen steigen würde, also Kooperation im Prinzip sinnvoll wäre. Allerdings besteht ein starker Anreiz zum Freifahrerverhalten (Brander/ Spencer 1985: 95).

#### *Modellgrenzen und Kritik*

Das Modell von Brander/ Spencer sah sich - schon allein aufgrund der dem bisherigen Mainstream der Außenhandelstheorie widersprechenden Ergebnisse - heftiger Kritik ausgesetzt<sup>23</sup>. Insbesondere wird die mangelnde Robustheit der Ergebnisse bei variierten Modellannahmen kritisiert. Die Einwände werden an dieser Stelle nur kurz genannt; sofern sie in späteren Abschnitten von Bedeutung sind, werden sie dort näher erläutert.

Sobald eine andere Art der oligopolistischen Rivalität angenommen wird, verkehren sich zumindest in einem zweistufigen Spiel die geeigneten Politikstrategien in ihr Gegenteil. Unterstellt man nämlich heterogene Güter und einen Bertrand-Preiswettbewerb, so wird plötzlich eine Exportrestriktion sinnvoll (Eaton/ Grossman 1986: 392f).

Das Ergebnis verändert sich auch, sobald mehr als eine inländische Firma auf dem Oligopolmarkt tätig ist. Hier tritt neben den Rent-Shifting-Anreiz ein entgegengesetzt wirkendes Terms-of-Trade-Motiv. (Eaton/ Grossman 1986: 397). Das Gesamtergebnis hängt von den Modellannahmen ab, auf jeden Fall wird der Subventionsanreiz abgeschwächt.

---

<sup>20</sup> Der Begriff verweist auf eine weitere Strategie in Oligopolmodellen. Hier wird sequentielles Verhalten angenommen, wobei der Marktführer antizipiert, daß die anderen Unternehmen gegeben sein Verhalten maximieren und er deshalb den für ihn selbst optimalen Punkt auf der Reaktionsfunktion der Rivalen auswählt. Der Stackelberg-Führer besitzt also einen "first mover advantage", der durch eine glaubwürdige Verpflichtung stabilisiert wird (vgl. z.B. Shapiro 1989: 389f).

<sup>21</sup> Allerdings gilt dies nur, solange im Rest der Ökonomie die Marktstruktur kompetitiv ist. Wenn es weitere oligopolistische Sektoren gibt sowie Ressourcenschranken bestehen, kann die Exportförderung des einen die Exportbenachteiligung des anderen zur Folge haben (Dixit/ Grossman 1986: 234).

<sup>22</sup> Vgl. zur Optimalzolltheorie z.B. Krugman/ Obstfeld (1997: 225ff).

<sup>23</sup> Viele der grundlegenden Kritikpunkte wurden bereits von Eaton/ Grossman (1986) formuliert; einen aktuellen Überblick über die Literaturdiskussion gibt Brander (1995).

Wenn der Markteintritt neuer Firmen zugelassen wird und die Gewinne in einem weiten Oligopol folglich gegen Null tendieren, hängen die Ergebnisse stark davon ab, ob Preisdiskriminierung zwischen den Märkten möglich ist. Falls ja, so bleibt die positive Rolle von Subventionen prinzipiell erhalten (Venables 1985: 16); auch erweisen sich jetzt bei Einbezug des inländischen Konsums im Gegensatz zu Modellen mit fixer Zahl von Firmen auch Importzölle eindeutig als wohlfahrtssteigernd (Venables 1985: 14f). Falls hingegen keine Preisdiskriminierung möglich ist, können Exportsubventionen unter bestimmten Annahmen zu ineffizientem Markteintritt mit steigenden Durchschnittskosten führen, so daß sich wieder Freihandel als Politikmaxime ergibt (Horstmann/ Markusen 1986: 244).

Wird Kapitalmobilität zugelassen, so können im Rahmen eines internationalen Duopolmodells politische Eingriffe die Marktstruktur verändern und daher schon kleine Politikänderungen zu relativ großen Veränderungen des Wohlfahrtsniveaus führen. In einem allerdings sehr spezifischen Modell erweist sich dann ein Importzoll als optimale Politik (Horstmann/ Markusen 1992: 120ff).

### **2.2.3. Außenhandelspolitik bei monopolistischer Konkurrenz**

Auch bei monopolistischer Konkurrenz ist das im vorigen Abschnitt abgeleitete Grundergebnis nicht robust. Es gibt aber nur wenige Analysen, die in diesem Rahmen optimale (Handels-) Politiken untersuchen (Lancaster 1984, Gros 1987, Helpman/ Krugman 1989: 137ff). Deren formale Ableitung erweist sich selbst bei stark vereinfachenden Annahmen als relativ komplex. Zwar sind die potentiellen Handelsgewinne durch Freihandel bei steigenden Skalenerträgen sogar größer als im üblichen Modellrahmen, dennoch können, ähnlich wie im Fall homogener Güter (Venables 1985), Handelsrestriktionen aus der Sicht einzelner Länder sinnvoll sein.

Gros (1987: 357) leitet im Modellrahmen von Krugman (1980) ab, daß es selbst für kleine Länder einen Optimalzoll gibt<sup>24</sup>. Der Grund ist, daß jede inländische Firma Marktmacht besitzt, also nicht nur Preisnehmer ist, und z.B. durch einen Exportzoll dazu gebracht werden kann, diese via Preisdiskriminierung im Ausland auszunutzen. Dies führt (auf Kosten der ausländischen KonsumentInnen) zu einer Verbesserung der Terms of Trade. Die Höhe des Optimalzolls nimmt mit der Größe des Landes zu (Helpman/ Krugman 1989: 139). Große Länder können durch einen geeigneten Exportzoll zudem eine faktische Kollusion ihrer ProduzentInnen bewirken, die ähnliche Wirkungen zeitigt. Allerdings besteht der Anreiz natürlich symmetrisch auch für das Ausland; ein Handelskrieg führt daher zu einem Wohlfahrtsverlust (Gros 1987: 360-362).

In einem Zwei-Sektor-Modell mit einem kompetitiven Sektor verschwinden die Terms-of-Trade-Effekte, dennoch können sich auch dann Anreize für einen Optimalzoll (z.B. auf Importe), ergeben, da der Zoll Substitutionseffekte hin zu inländischen Gütern bewirkt<sup>25</sup>. Dies stellt jedoch eine Second-Best-Politik dar (Helpman/ Krugman 1989: 143f). Lancaster (1984) zeigt, daß bei einer realistischeren Nutzenfunktion ein Zoll die Anzahl sowohl der im Inland

---

<sup>24</sup> Wie bei vollkommener Konkurrenz gilt auch hier unter den gewählten Annahmen, u.a. daß der Zoll wertbezogen erhoben wird (und so weder Nachfrageelastizitäten noch Kosten tangiert) und daß die Handelsbilanz immer ausgeglichen sein muß, daß ein Importzoll und ein Exportzoll im allgemeinen Gleichgewicht äquivalente Wirkungen zeitigen (Helpman/ Krugman 1989: 19f).

<sup>25</sup> Während sich Einnahmen und Verlust an Konsumentenrente ausgleichen, erhöhen sich der Output der repräsentativen Firma und, im gewählten Rahmen, die Löhne im inländischen Sektor differenzierter Produkte.

produzierten als auch konsumierten Produktvarianten beeinflusst. Es gibt dann zwar einen optimalen Importzoll, aber die Bedingungen für seine Sinnhaftigkeit sind deutlich spezieller.

### **2.3. Die theoretische Erfassung von Umwelt und Umweltpolitik**

Einige Anzeichen deuten darauf hin, daß gerade die Ausnutzung steigender Skalenerträge in der Produktion auf internationaler Ebene zu selbstverstärkenden Feedback-Mechanismen ökonomischer Systeme beiträgt, die die Umwelt unter starken Druck setzen und so die Umweltpolitik vor neue Herausforderungen stellen (Christensen 1991: 76). Da die Neue Außenwirtschaftstheorie ebenfalls diese Dimension des Wirtschaftens betont, liegt es nahe, auch die ökologischen Auswirkungen davon explizit in die Modellbildung einzubeziehen. Hier sind im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie allerdings bisher noch keine eigenständigen Konzepte entwickelt worden, vielmehr basiert das Ökologieverständnis vollständig auf der neoklassischen Umweltökonomie. Dieses wird im folgenden kurz skizziert, da es insbesondere für die Bestimmung des Referenzpunkts für eine optimale Umweltpolitik ohne Rücksicht auf außenwirtschaftliche Zusammenhänge von Bedeutung ist. Schließlich ist angesichts der Tatsache, daß quasi per Definitionem Ressourcenprobleme ausgeblendet werden, die umweltpolitische Reichweite zu klären. Dabei ist festzuhalten, daß die in dieser Arbeit getroffene, aus neoklassischem Sprachgebrauch stammende Unterscheidung zwischen Umwelt- und Ressourcenproblemen natürlich nicht trennscharf und auch aus ökologischen Kreislaufgesichtspunkten eigentlich nicht haltbar ist. Dennoch ist sie als analytischer "Kunstgriff" im Rahmen dieser Arbeit hilfreich, da dann klarer wird, daß nicht alle Aspekte ökologischer Probleme über einen Kamm scheren lassen. "Umweltprobleme" stehen im folgenden primär für Schäden, die mit dem wirtschaftlichen Output verbunden sind und nicht durch ein intertemporales Kalkül *dominiert* werden. In der Mitte des Spektrums liegende Probleme wie der Treibhauseffekt werden dabei aber im Auge behalten.

#### **2.3.1. Neoklassisches Verständnis der Umweltproblematik als Grundlage**

Die neoklassische Mikroökonomie erfaßt Umweltprobleme als sogenannte externe Effekte<sup>26</sup>. Es handelt sich dabei um durch ökonomische Wirkungen, die nicht über den Markt vermittelt werden, d.h. deren Zurechnung über den Preismechanismus nicht funktioniert. Zentral ist daher eine Diskrepanz zwischen privaten und sozialen (Grenz-)Kosten bzw. (Grenz-)Nutzen. Ökologische Schäden werden dabei theoretisch allein über ihre Bewertung durch die individuellen Akteure reflektiert<sup>27</sup>. Bei externen Effekten führt der Konkurrenzmechanismus des Marktes nur zu einem Ausgleich von privaten Grenzkosten und Grenznutzen, wohlfahrtsökonomisch optimal wäre jedoch der Ausgleich von sozialen Grenzkosten und Grenznutzen. Dieser muß daher über Politiken wie die sogenannte Pigousteuer, die die externen Effekte internalisieren, hergestellt werden. Das Ergebnis ist eine gesellschaftlich optimale Umweltverschmutzung, bei der sich Grenzschadenskosten und Grenzvermeidungskosten ausgleichen. Für die Schadens- und die Vermeidungskosten werden üblicherweise strikt konvexe Funktionen unterstellt.

In auf der Neuen Außenwirtschaftstheorie basierenden Modellen wird dies meistens so übernommen (z.B. Barrett 1994, Ulph 1994a). Sie beschränken sich im wesentlichen auf Externali-

---

<sup>26</sup> Vgl. zum folgenden z.B. Bartmann (1996: 32ff), Pearce/ Turner (1990: 59ff); zur Kritik an der neoklassischen Methodik vgl. neben Bartmann insbesondere grundlegend Bruns (1995: 45ff).

<sup>27</sup> Im folgenden werden daher die Begriffe Umweltschaden und Externalität synonym verwendet.

täten, die durch die industrielle Produktion bei den Haushalten entstehen, d.h. schließen externe Effekte auf andere Unternehmen aus. Eine Ausnahme bildet Abschnitt 4.3., in dem die Externalitäten mit dem Konsum der Produkte verbunden sind. Als ökologischer Parameter wird dabei in der Regel eine Sammelgröße "Emissionen" betrachtet. Üblicherweise stellen sie ein Argument in Kostenfunktionen dar, in manchen Modellen werden sie auch als Produktionsfaktor gefaßt (z.B. Rauscher 1997). Zum Teil werden Umweltwirkungen auch nur indirekt über die Modellierung eines umweltpolitischen Instrumentes einbezogen.

Als Instrumente zur Korrektur der Externalitäten werden dabei hauptsächlich Umweltstandards (bezüglich Emissionen und Produkten) und Emissionssteuern diskutiert. Dies stellt zwar nur einen Teilbereich der von der Umweltökonomie diskutierten Instrumente dar, erfaßt aber zwei wesentliche Instrumenttypen. Die neoklassische Umweltökonomie leitet dabei eine (Kosten-) Ineffizienz von Standards<sup>28</sup> im Vergleich zu preisbasierten Lösungen ab. Dieser Effizienzvorteil beruht jedoch hauptsächlich auf differierenden Internalisierungskosten unterschiedlicher Unternehmen. Da in der Neuen Außenwirtschaftstheorie überwiegend identische Kostenstrukturen der Unternehmen unterstellt werden, wird diese Differenz im folgenden vernachlässigt.

### **2.3.2. Das Referenzkriterium für die Bewertung von Umweltpolitik**

Ein zentrales Potential der Neuen Außenwirtschaftstheorie ist, daß sie eine Erklärung dafür bieten kann, warum von allein nach umweltpolitischen Normen bestimmten Politiken abgewichen wird. Hier stößt insbesondere eine Abweichung nach unten, also das sogenannte Öko-Dumping, auf Interesse. Für eine entsprechende Analyse muß jedoch zunächst der "Normalfall" von Umweltpolitik konzeptionell erfaßt werden.

Nach den Erläuterungen des vorigen Abschnitts liegt es nahe, hier zunächst das neoklassische Kriterium der Internalisierung des externen Effektes, d.h. die Gleichheit von Grenzvermeidungskosten und Grenzscha-den zu benutzen. Dies ist jedoch bei unvollkommener Konkurrenz nicht unproblematisch, da durch diese "Marktunvollkommenheit" in den Kategorien der Wohlfahrtsökonomie ebenfalls externe Effekte entstehen. Abgestellt wird dabei auf die sozialen Kosten des Monopols, d.h. einen zu geringen Output bei einem zu hohen Preis. In vermindertem Ausmaß tritt dieser Effekt auch auf oligopolistischen Märkten ein. Damit zeigt sich zugleich, daß Christensens oben erwähnte Vermutung eines steigenden Drucks auf die Umwelt sich zumindest auf der Ebene der statischen Allokationsanalyse der geschlossenen Volkswirtschaft dann nicht bestätigt, wenn steigende Skalenerträge zu engen oligopolistischen Marktstrukturen führen und Umweltschäden proportional zum Output wachsen. Allerdings deutet dies eher auf Grenzen des statischen Analyserahmens hin. Sofern zur Korrektur beider Externalitäten nur ein (umweltpolitisches) Instrument zur Verfügung steht, führt dies dazu, daß der Umweltschaden nicht vollständig internalisiert wird (Buchanan 1969: 176)<sup>29</sup>. Dies unterstellt jedoch die gegenseitige Aufrechenbarkeit beider Effekte. Ab wann ist es daher überhaupt sinnvoll, von Öko-Dumping zu sprechen?

---

<sup>28</sup> Hier sei darauf hingewiesen, daß dieser Begriff in der Literatur und z.T. auch in dieser Arbeit in zweifacher Bedeutung verwendet wird. In seiner weiten Fassung bezeichnet der politisch gesetzte Umweltstandard das Ausmaß der Umweltpolitik generell. Im engeren Sinn, wie er an dieser Stelle und generell innerhalb der neoklassischen Umweltökonomie benutzt wird, steht er nur für Normen sowie Ge- und Verbote als Instrumente.

<sup>29</sup> Vgl. zu einer genaueren Analyse der Implikationen oligopolistischer Marktstrukturen für den Fall der geschlossenen Volkswirtschaft z. B. Ebert (1992).

Die Antwort ist in der Literatur nicht unumstritten. Rauscher (1994) diskutiert drei mögliche Definitionen. Er verwirft auf traditioneller außenhandelstheoretischer Argumentationsbasis die Definition, von Öko-Dumping in einer Situation zu sprechen, in der die Umweltstandards eines Landes niedriger sind als die anderer Länder. Angeführt wird hierfür vor allem das Argument, daß internationale Differenzen in der Ausstattung mit Umweltressourcen bestehen (die wiederum sowohl auf physische Unterschiede der Länder als auch auf Präferenz - und Einkommensunterschiede der Bevölkerungen zurückgeführt werden). Unterschiedliche Standards werden dann als natürliche Folge angesehen, die als komparative Vorteile reichlich damit ausgestatteter Länder gemäß dem Heckscher-Ohlin-Theorem selbst wieder der Ursprung von Handel sein können (Rauscher 1994: 824). Stattdessen schlägt Rauscher zwei weitere Definitionen vor: Die eine basiert auf einer Sichtweise, die Dumping auf Gütermärkten als Preissetzung unterhalb der Grenzkosten charakterisiert. In Anlehnung daran kann Öko-Dumping definiert werden als "a policy which prices environmentally harmful activities at less than the marginal cost of environmental degradation, i.e. a policy which does not internalise all environmental externalities" (Rauscher 1994: 824). Dies ist auch die in der übrigen theoretischen Literatur üblicherweise gebrauchte Definition (z.B. Barrett 1994, Ulph 1994a), obwohl Rauscher hiergegen einwendet, daß eine mangelhafte Internalisierung nicht unbedingt außenwirtschaftliche Gründe haben muß. Er schlägt daher vor, erst dann von Öko-Dumping zu sprechen, wenn die Umweltstandards im Sektor der nicht-handelbaren Güter höher sind als bei handelbaren Gütern (Rauscher 1994: 825)<sup>30</sup>. Eine entsprechende Darstellung ist jedoch auf ein Drei-Güter-Modell angewiesen, was ein entscheidender Grund für die fehlende Verbreitung dieser Definition sein dürfte<sup>31</sup>.

Weida (1997: 291) schlägt vor, den Begriff Öko-Dumping auf Fälle zu begrenzen, in denen ein staatlicherseits bewußt gewählter Verzicht auf Umweltstandards vorliegt, um Kosten- und Wettbewerbsvorteile für bestimmte Branchen zu erzielen. Die hier hervorgehobene (plausible) Bindung des Begriffs an intentionale Entscheidungen ist jedoch implizit in Rauschers Definitionen bereits enthalten. Die Beschränkung auf außenwirtschaftliche Motive ist zwar aus ökologischen Gründen problematisch, im Rahmen der Themenstellung dieser Arbeit spielt diese Nuance jedoch keine Rolle. Ulph (1997: 1) schlägt eine weitere, z.B. auch von Hoel (1997) gebrauchte Definition vor, laut der es sich um Öko-Dumping handelt, wenn die nicht-kooperativ gewählte Umweltpolitik weniger strikt ist als diejenige, die bei Kooperation gewählt würde. Damit geht jedoch die Referenz zum Umweltschaden an sich verloren.

Im folgenden wird der Mehrheitsmeinung in der Literatur gefolgt und von der Definition ausgegangen, die sich an der unterschiedlichen Internalisierung der externen Kosten orientiert. Dies hat die interessante, aber aus ökologischer Sicht zutreffende Implikation, daß auch dann von Öko-Dumping gesprochen werden kann, wenn hierdurch andere externe Effekte wie Monopolisierung abgemildert werden. Bei den im Zentrum dieser Arbeit stehenden Wirtschaftsbeziehungen zwischen ähnlichen Ländern fällt diese Definition übrigens mit der eingangs erwähnten Definition von Öko-Dumping als im Ländervergleich niedrigeren Umweltstandards zusammen, sofern - wie in der Literatur häufig - angenommen wird, daß das

---

<sup>30</sup> In der Außenhandelstheorie wird ein ähnlicher Dumpingbegriff benutzt, indem niedrigere Preise auf Exportgüter als auf Güter für den Binnenmarkt als Dumping bezeichnet werden (Krugman/ Obstfeld 1997: S. 143).

<sup>31</sup> Auch kann es durchaus umweltpolitische Gründe dafür geben, in Sektoren mit nicht-handelbaren Gütern (z.B. Wasserversorgung, Transportsektor) höhere Umweltstandards einzufordern (Kulesa 1995: 108).

andere Land eine First-Best-Umweltpolitik betreibt. Als theoretische Referenz für die Bewertung der Umweltpolitik als "strikt" bzw. "schwach" dient daher in der Folge die (hypothetische) Internalisierung der externen Kosten der Umweltverschmutzung.

### **2.3.3. Grenzen: Vernachlässigung von Ressourcenaspekten**

Ökologische Probleme können sich auch aus der Begrenztheit der natürlichen Ressourcen ergeben, seien es z.B. Weltmeere oder landwirtschaftliche Nutzflächen. Im Rahmen der Neoklassik beschäftigt sich mit der Ressourcenökonomie ein eigener Zweig mit dieser Thematik, wobei Ressourcen in der Regel analog zu Kapital als Produktionsfaktor angesehen werden, der in die intertemporale Allokation eingeht. Auch die unterschiedliche Ausstattung mit Ressourcen kann Auswirkungen auf Handelsströme und Handelsstruktur haben<sup>32</sup>. Dies ist ein Punkt, den die traditionelle Außenwirtschaftstheorie, insbesondere in der Heckscher-Ohlin-Variante, formal einfach in ihr konzeptionelles Gerüst einpassen kann. Die Handelsstruktur wird hier auf komparative Vorteile zurückgeführt, die sich aus unterschiedlichen Faktorausstattungen ergeben. Natürliche Ressourcen werden als weiterer Faktor in das Modell eingeführt. Auch Probleme der Umweltverschmutzung und selbst umweltpolitische Regulierungen werden von der neoklassischen Außenhandelstheorie ähnlich gehandhabt, indem z.B. Emissionen ebenfalls als (z.T. politisch bepreister) Produktionsfaktor gedeutet werden<sup>33</sup>.

Dieser Weg, ökologische Probleme zumindest formal zu berücksichtigen, bleibt Ansätzen der Neuen Außenwirtschaftstheorie versperrt, da sie sich in ihrer Erklärung des Handels gerade von der Faktorausstattung löst und in der Regel in diesem Punkt identische Länder unterstellt. Wenn diese Probleme als relevant erachtet werden, muß auf andere theoretische Konzepte zurückgegriffen werden. Allerdings hängen einige im Heckscher-Ohlin-Rahmen als Faktordifferenzen erfaßte Phänomene von der Art der Umweltpolitik ab, da die Knappheit des Faktors Umwelt zu einem wichtigen Teil politisch bestimmt wird. Deren Auswirkungen vermag auch die Neue Außenwirtschaftstheorie zu analysieren. Wenn dabei der Handel zwischen industriellen Produkten besonders betroffen ist, mit deren Produktion eine Vielzahl von Umweltproblemen einhergehen, erscheint sie dafür sogar besser geeignet.

Ihr Focus kann daher nicht auf der *Erklärung* des Handels an sich und seiner Struktur mit ökologischen Faktoren liegen, sondern vielmehr einerseits darin, wie Handelsströme und ihre Determinanten durch Umweltprobleme und deren Folgen *beeinflusst* werden. Ein zentraler Punkt ist hier die Analyse der Wirkungen von Umweltpolitik. Andererseits kann in ihrem Rahmen versucht werden zu analysieren, wie außenwirtschaftliche Aspekte und Überlegungen wiederum die Ausgestaltung der Umweltpolitik beeinflussen.

## **2.4. Zwischenergebnis: Der (eingeschränkte) Blickwinkel des Ansatzes**

Aufbauend auf den bisherigen Ergebnissen läßt sich die Perspektive dieser Arbeit sowie der Blickwinkel der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf Fragen der Umweltpolitik - und damit sowohl ihr Relevanzbereich als auch ihre "blinden Flecken" - in folgender Abbildung veranschaulichen. Ein dicker Pfeil bzw. fettgedruckte Schrift verweist auf die Dimensionen und

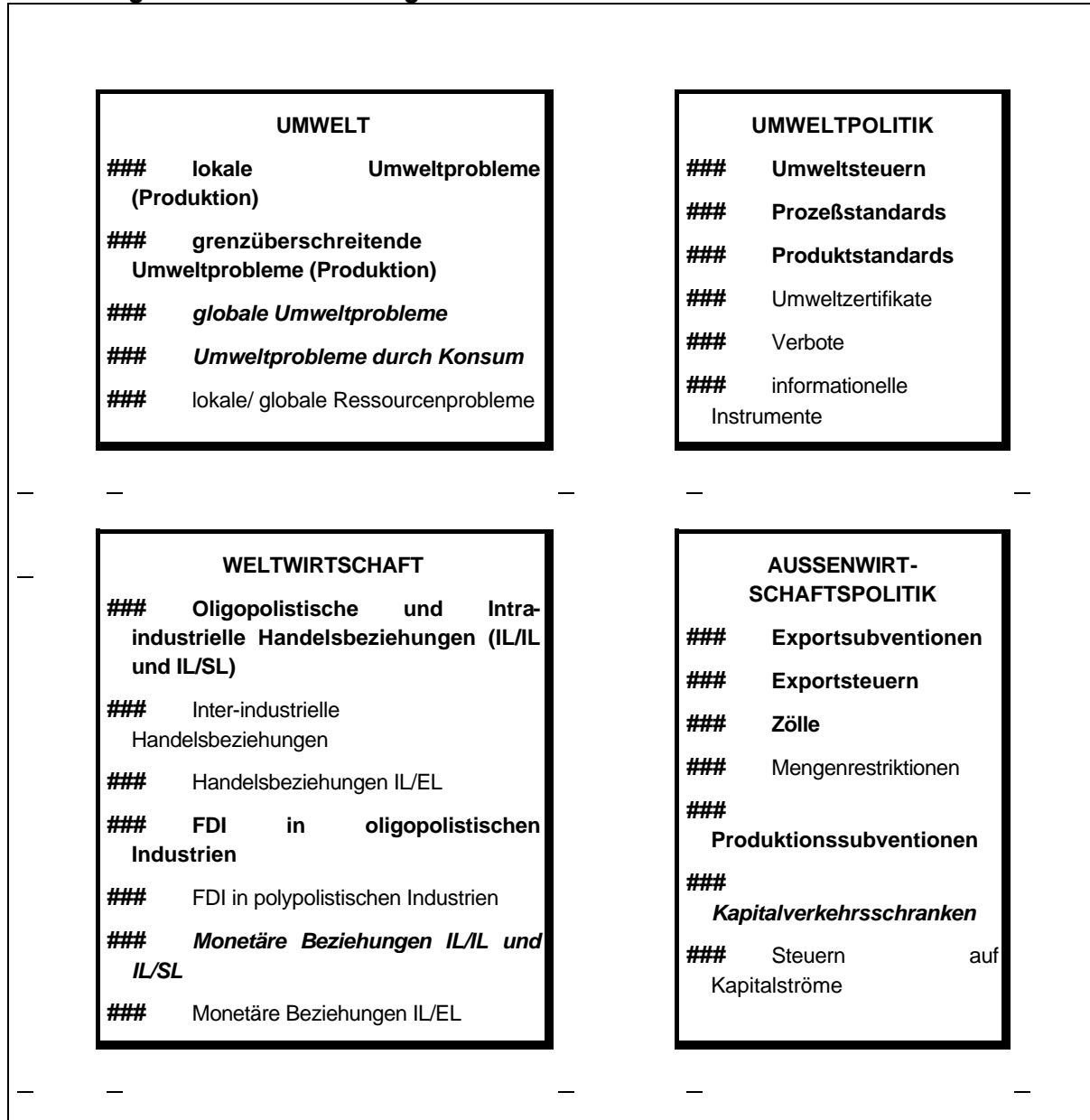
---

<sup>32</sup> Und auch hier kann ökologisches Dumping ein Problem darstellen, vgl. hierzu Massarat (1993: 104ff).

<sup>33</sup> Ganz so einfach wie postuliert ist dies allerdings auch im Rahmen der Heckscher-Ohlin-Modelle nicht, denn bei der Erfassung von Umweltpolitik auf diese Art wird die Faktorausstattung plötzlich teilweise endogen, was gewisse Komplikationen mit sich bringt; vgl. dazu Rauscher (1997: 24ff).

Teilbereiche, die hauptsächlich behandelt werden; ein schwächerer Pfeil bzw. kursive Schrift deutet an, daß das Thema zumindest gestreift wird, ohne daß Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird. Dabei werden die Abkürzungen IL für Industrieländer, SL für Schwellenländer, EL für Entwicklungsländer und FDI für Direktinvestitionen gebraucht.

**Abbildung 1: Von der Arbeit abgedeckte Dimensionen und Teilbereiche**



Quelle: eigene Darstellung

Betrachtet man die vier Dimensionen und ihre Zusammenhänge, so zeigt sich, daß in erster Linie die Wechselwirkungen zwischen Umweltpolitik und Weltwirtschaft thematisiert werden, d.h. insbesondere die Wirkungen von Umweltpolitik auf die internationalen Investitions- und Handelsströme, sowie die Einschränkungen bzw. Potentiale, die sich aus weltwirtschaftlichen Zusammenhängen für die Gestaltung der Umweltpolitik ergeben. Politisch gewendet wird analysiert, wie Umweltpolitik als außenwirtschaftspolitische Ressource genutzt wird bzw. werden kann. Diese Frage ergibt sich aus der mit der Neuen Außenwirtschaftstheorie verbundenen zumindest theoretischen Renaissance außenwirtschaftlicher Eingriffe. Die entgegengesetzte

Fragestellung steht zwar nicht im Zentrum der Analyse, rückt aber spätestens bei der in Abschnitt 5.3. behandelten Frage nach den politischen Implikationen ins Blickfeld.

Die Pfeile in der Grafik verdeutlichen jedoch, daß die Umwelt(probleme) selbst; und damit auch die Wechselwirkungen zwischen ökonomischem und ökologischem System, vernachlässigt werden. Was die Umweltwirkungen der Weltwirtschaft betrifft, so geschieht dies aus Gründen der Themeneingrenzung, hierzu ließe sich aus der Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie etwas sagen. Auf einer tieferen Ebene hat dies auch damit zu tun, daß sich im Rahmen der zugrundeliegenden neoklassischen Umweltökonomie nur begrenzt Aussagen über diesen Zusammenhang treffen lassen, da die Umwelt als solche "wegdefiniert" wird. An dieser Stelle setzen Ansätze der Ökologischen Ökonomie an (vgl. z.B. Costanza et al. 1997).

Reflektiert man die bisherigen Ergebnisse, dann zeigt sich auch, daß aus allen vier Bereichen nur Teile behandelt werden (können), wie an den den Dimensionen zugeordneten Teilbereichen deutlich wird. Zwei Punkte seien noch gesondert hervorgehoben. Zum einen wird noch einmal deutlich, daß nur ein Teilbereich der Umweltprobleme einbezogen wird. Zugleich wird schon hier sichtbar, daß auch die politische Regulierung von *lokalen* Umweltproblemen im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie nicht unabhängig von außenwirtschaftlichen Aspekten ist.

Zum zweiten erstreckt sich die folgende Analyse bei weitem nicht auf alle Bereiche der internationalen Wirtschaftsbeziehungen. Einerseits wird die Ebene der Nord-Süd-Beziehungen nur am Rande thematisiert, nämlich insofern, daß einige Schwellenländer inzwischen auch einen Industrialisierungsprozeß durchlaufen haben, der die von der Neuen Außenwirtschaftstheorie getroffenen Annahmen über Marktstruktur und Skalenerträge nicht (mehr) als unangemessen erscheinen läßt. Ein großer Teil der Entwicklungsländer ist aber stärker durch die Dominanz von Rohstoff- oder Agrarexporten gekennzeichnet, für die im allgemeinen kompetitive Marktstrukturen bzw. zumindest Preiswettbewerb und homogene Güter angemessenere Annahmen sind. Damit wird ein wichtiger Teil der mit den Differenzen von Industrie- und Entwicklungsländern verbundenen Problemen der Umweltpolitik vernachlässigt. Allerdings fokussiert z.B. die Öko-Dumping Diskussion weitgehend auf den Industriesektor, und hier findet ein Großteil der Weltmarktkonkurrenz innerhalb der Triade Nordamerika - Europa - Japan bzw. zwischen Triade und einigen Schwellenländern statt.

Andererseits werden von den betrachteten Ansätzen monetäre Aspekte, und zwar insbesondere die Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft, vernachlässigt. Damit werden aber auch wichtige Differenzen zwischen industrialisierten Ländern, die sich nicht auf Faktorausstattungen reduzieren lassen, mißachtet. Hierauf und auf die daraus für die Analyse zu ziehenden Konsequenzen wird in Abschnitt 5.2. näher eingegangen.

Die Zusammenschau macht aber in ihrer Gesamtheit zugleich auch das Potential der Neuen Außenwirtschaftstheorie deutlich, da doch viele Teilbereiche, und dabei vor allem einige, die bisher noch kaum thematisiert worden sind, behandelt werden. Welche Implikationen sich daraus ergeben, werden die nächsten beiden Kapitel verdeutlichen.



### 3. Außenwirtschaftliche Grenzen von Umweltpolitik

Im Modellrahmen der neoklassischen Außenhandelstheorie ergeben sich zwar Handlungswirkungen der Umweltpolitik, aber in der Regel wenig Gründe, warum aus außenwirtschaftlichen Gründen von der Verfolgung der optimalen Umweltpolitik abgewichen werden sollte. Entgegen diesen Modellergebnissen ist die politische Diskussion des Zusammenhangs von Umweltpolitik und internationalen Wirtschaftsbeziehungen oft von der These des Öko-Dumpings geprägt<sup>1</sup>. Ansätze im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie können basierend auf einer differierenden Wirkungsanalyse zumindest theoretische Begründungen bieten, warum und unter welchen Umständen ein solcher Anreiz zu einer schwachen Umweltpolitik gegeben und insofern diese These berechtigt sein könnte.

Dies mag auf den ersten Blick überraschen, da vermutet werden könnte, daß Preissetzungsspielräume, Eintrittsbarrieren und Produktdifferenzierung auf unvollkommenen Märkten eher zu noch geringerem (negativen) Einfluß der Umweltpolitik führen, da so z.B. Kostenunterschiede nicht direkt zum Marktaustritt führen müssen. Allerdings wirken dem die Existenz von Renten entgegen, da sich hieraus einerseits für die Politik strategische Anreize ergeben (Rent Shifting), andererseits potentielle Verschiebungen dieser Renten durch Abwanderung von Firmen zu deutlichen Wohlfahrtswirkungen von Umweltpolitik führen können (Ulph 1994c: 126). Beide Faktoren werden in den nächsten Abschnitten näher beleuchtet. Außerdem ist zu prüfen, inwieweit unvollkommene Märkte auch zu einer geringeren Effektivität der Umweltpolitik führen können und so eine weitere außenwirtschaftliche Grenze darstellen.

#### 3.1. Öko-Dumping als Resultat strategischer Umweltpolitik

Können handelspolitische Erwägungen einen Anreiz darstellen, eine schwächere Umweltpolitik zu betreiben als es ökologisch optimal wäre? Im Rahmen eines traditionellen Heckscher-Ohlin-Modells läßt sich hierfür in der Regel keine Begründung finden; für (üblicherweise betrachtete) relativ zum Weltmarkt kleine Länder ist eine First-Best Umweltpolitik, die alle Externalitäten internalisiert, optimal (Rauscher 1997: 136).

Die einzige Ausnahme läßt sich in bestimmten Fällen für mit Marktmacht ausgestattete "große" Länder aus einer Übertragung des Optimalzollkonzeptes auf die Umweltpolitik ableiten. Vorausgesetzt daß First-Best-Instrumente nicht verfügbar sind und das große Land Netto-Importeur des betroffenen Produktes ist, ergibt sich bei Produktionsexternalitäten ein Argument für eine schwächere Umweltpolitik. Für den umweltpolitisch relevanteren Fall eines Netto-Exporteurs ergibt sich hingegen sogar eine striktere Umweltpolitik als Second-Best-Lösung, da die vorteilhafte Mengenbegrenzung zur Verbesserung der Terms of Trade anstelle mittels eines Zolles auch mittels einer Kostensteigerung durch striktere Umweltpolitik bewerkstelligt werden kann (Krutilla 1991: 132)<sup>2</sup>.

Ein volkswirtschaftlicher Anreiz dafür, eine Umweltpolitik zu betreiben, die die externen Effekte nicht (völlig) internalisiert, läßt sich jedoch über das Motiv einer strategischen Handelspolitik fundieren. Als Basismodell wird dazu in aller Regel das bereits in den Abschnitten 2.1.2. und 2.2.2. kurz dargestellte internationale Oligopolmodell ohne Kapitalmobilität verwendet und auf

---

<sup>1</sup> Vgl. zu einer Darstellung der Diskussion z.B. Kulesa (1995: 105f) und Stevens (1995).

<sup>2</sup> Bei Konsumexternalitäten verhält es sich aus naheliegenden Gründen genau umgekehrt (Krutilla 1991: 135).

Umweltpolitik übertragen. Niedrigere Umweltstandards lassen sich als kostensenkende Subvention für die inländischen Unternehmen interpretieren. Unter bestimmten Annahmen läßt sich dann ein Anreiz für die Regierung ableiten, niedrigere Standards zu setzen als umweltpolitisch optimal, um den Gewinn von Marktanteilen der inländischen Firma zu bewirken. Zur Ableitung dieses Ergebnisses wird ein im einfachsten Fall zweistufiges Spiel modelliert, in dem zunächst beide Regierungen jeweils die Umweltpolitik festlegen, bevor dann die Unternehmen ihre Strategievariable, im zunächst dargestellten Fall ist dies der Output, wählen. Wie üblich wird das Spiel mittels Rückwärtsinduktion in umgekehrter Reihenfolge gelöst. Die Darstellung des Modells baut auf Ulph (1994a) und Barrett (1994) auf. Um Annahmen und Zusammenhänge beispielhaft explizit zu machen, wird das Modell auch formal dargestellt.

### **3.1.1. Die Wirkung von Umweltpolitik im internationalen Cournot-Oligopol**

#### *Modellannahmen*

Im Rahmen des Partialmodells werden zwei identische Länder betrachtet, in denen auf dem betreffenden Markt jeweils nur eine Firma agiert. Als Marktverhalten der beiden Oligopolisten wird ein Cournot-Mengenwettbewerb unterstellt. Beide Firmen produzieren identische Güter und exportieren diese auf einen Absatzmarkt in einem Drittland. Durch diese vereinfachende Annahme ist es möglich, von der Konsumseite weitgehend zu abstrahieren. Zur weiteren Vereinfachung sei unterstellt, daß beide Firmen mit derselben Kostenstruktur operieren. Dies erlaubt es, das Modell als symmetrisches Spiel stellvertretend für ein Land zu lösen.

Die durch externe Effekte der Produktion verursachten Umweltschäden sind strikt lokaler Natur. Als umweltpolitisches Instrument der Regierung wird ein Emissionsstandard betrachtet, Grundaussage des Modells kann aber unter der Annahme verschiedener umweltpolitischer Instrumente abgeleitet werden<sup>3</sup>. Weiterhin wird angenommen, daß das konsumierende Drittland keinen Einfluß auf die Umweltstandards des Exportlands nehmen kann, wie es ja auch den GATT-Regelungen entspricht. Die betroffene Firma ist allein nicht in der Lage, als Stackelberg-Führer zu agieren. Auch ist es der Regierung nicht möglich, Instrumente der Handelspolitik (z.B. Subventionen oder Zölle) für denselben strategischen Zweck einzusetzen (Barrett 1994: 328). Zunächst wird angenommen, daß nur ein Land eine strategische Umweltpolitik verfolgt, während das andere Land seine Umweltpolitik unabhängig von den Handelswirkungen gestaltet.

#### *2. Stufe des Modells: Wettbewerb auf dem Produktmarkt*

Der inländische Duopolist wählt den Output gegeben den Output des Rivalen und den politisch bestimmten Emissionsstandard und maximiert dabei die folgende Gewinnfunktion, wobei das Superskript 1, wie im folgenden generell, auf das Inland, 2 hingegen auf das Ausland verweist; die erste Ableitung einer univariaten Funktion mit ' gekennzeichnet wird, während partielle Ableitungen multivariater Funktionen durch ein Subskript ausgedrückt werden<sup>4</sup>:

---

<sup>3</sup> Für Modellierungen, die mit einer Emissionssteuer arbeiten, vgl. z.B. die Darstellungen von Rauscher (1994, 1997) sowie von Schmid (1997). Ulph (1994a: 21f) zeigt, daß das Ausmaß der Abweichung von der optimalen Politik je nach Instrument verschieden sein kann; ohne daß sich darüber allgemeine Aussage treffen lassen

<sup>4</sup>Der letzte Term der Funktion impliziert, daß Output und Emissionen in der selben Einheit gemessen werden (können). Diese Annahme ist unrealistisch, führt aber zu einer erheblichen Vereinfachung, wobei sich am qualitativen Ergebnis nichts ändert. Vgl. für eine allgemeinere Darstellung mit  $V=V(x, e)$  z.B. Barrett (1994).

$$(1) \quad \mathbf{p}^1(x, y, e) = R^1(x, y) - C^1(x) - V^1(x - e),$$

mit Gewinn  $\mathbf{p}$ ,

Verkaufserlösen  $R$  mit  $R'_x > 0$  und  $R'_y < 0$ ,

Produktionskosten  $C$  mit steigenden Grenzkosten ( $C' > 0$ ),

Output  $x$  der inländischen Firma und  $y$  der ausländischen Firma,

Umweltschadenvermeidungskosten  $V$  mit  $V_x \geq 0$ ,  $V_e \leq 0$ ,  $V_{xe} \leq 0$ , wobei angenommen wird, daß der Standard bindend ist, so daß alle Ungleichheiten strikt gelten,

sowie (maximal erlaubten) Emissionen  $e$  (inländisch) und  $e$  (ausländisch).

Daraus ergeben sich folgende Bedingungen erster Ordnung, wobei aus Gründen der Vereinfachung die Argumente der Funktionen weggelassen werden:

$$(2) \quad \mathbf{p}_x^1 = R_x^1 - C'^1 - V_x^1 \stackrel{!}{=} 0,$$

$$(2') \quad \mathbf{p}_y^2 = R_y^2 - C'^2 - V_y^2 \stackrel{!}{=} 0.$$

Die Bedingung zweiter Ordnung lautet für die inländische Firma

$$(3) \quad \mathbf{p}_{xx}^1 = R_{xx}^1 - C''^1 - V_{xx}^1 < 0 \text{ und für die ausländische Firma analog}^5.$$

Weiterhin gelte

$$(4) \quad R_{xy}^1 < 0 \text{ und}$$

$$(5) \quad \mathbf{p}_{xx}^1 < \mathbf{p}_{xy}^1 \text{ (und jeweils analog).}$$

Bedingung (4) stellt sicher, daß die Reaktionskurven fallend verlaufen. Sie wird z.B. verletzt, wenn die Nachfrage sehr konvex verläuft. Bedingung (5) garantiert in Verbindung mit (3) und (4) die Stabilität und Eindeutigkeit des Gleichgewichts. Sie kann nur verletzt werden, wenn die Grenzkosten steiler fallen als die Nachfragekurve (Brander/ Spencer 1985: 86).

Die gemäß Gleichung (2) bzw. (2') gewählten Outputmengen lassen sich als (fallende) Reaktionsfunktionen  $r$  der Duopolisten interpretieren:

$$(6) \quad x = r^1(y, e) \text{ und analog für } y,$$

wobei aufgrund von (4) und (5) gilt  $-1 < r_y^1 < 0$ .

Die Veränderung der Reaktionsfunktionen auf Veränderungen der erlaubten Emissionen läßt sich über die Bildung des totalen Differentials von (2) und (2') nach  $x$ ,  $y$  und  $e$  herleiten: Unter Verwendung der Cramerschen Regel ergibt sich für  $r^1$  (und für  $r^2$  analog)

$$(7) \quad 1 \geq r_e^1 = dx / de = \frac{V_{xe} \cdot \mathbf{p}_{yy}^2}{\mathbf{p}_{xx}^1 \cdot \mathbf{p}_{yy}^2 - \mathbf{p}_{xy}^1 \cdot \mathbf{p}_{yx}^2} > 0 \text{ (wg. (3), (5) und Annahme bei (1)).}$$

Eine Erhöhung der erlaubten inländischen Emissionsmenge  $e$ , d.h. eine Abschwächung des Standards, führt zu einer Außenverschiebung der Reaktionsfunktion der inländischen Firma.

<sup>5</sup> Da das Spiel symmetrisch ist, wird im folgenden auf die explizite Darstellung strukturell identischer Bedingungen für das Ausland verzichtet.

Das Nash-Gleichgewicht  $(x^*, y^*)$  ergibt sich entsprechend als

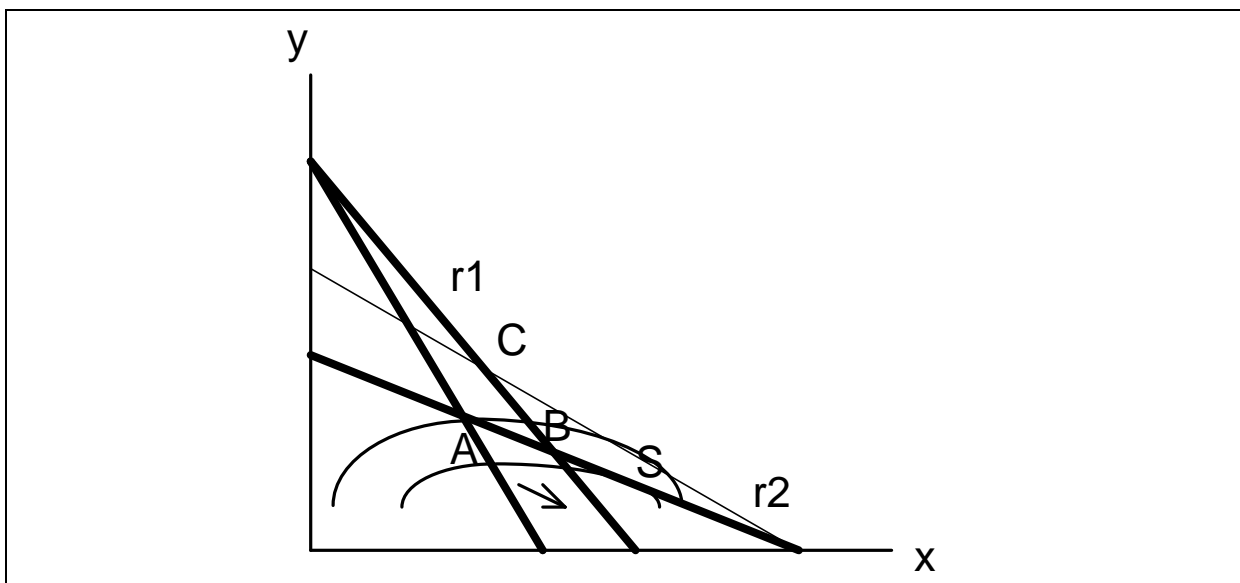
$$(8) \quad x^* = r^1[y^*, e] = r^1[r^2(x^*, e), e] \text{ und analog.}$$

Dabei gilt aufgrund von (7) und den getroffenen Annahmen

$$(9) \quad x_e^* > 0 \quad \text{und entsprechend } y_e^* < 0.$$

Eine Abschwächung des inländischen Emissionsstandards führt damit zu einer Steigerung von Output und Gewinnen des inländischen Oligolisten sowie zu einer Reduktion von Output und Gewinnen seines Konkurrenten bei einem generellen Outputanstieg (Ulph 1994a: 22). Grafisch läßt sich dies vereinfacht wie folgt darstellen (siehe Abb. 2)<sup>6</sup>:

**Abbildung 2: Wirkung einer unilateralen Abschwächung des Umweltstandards**



Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Barrett (1994: 334)

Dabei kennzeichnet A das Nash-Gleichgewicht vor, B das Gleichgewicht nach der Abschwächung des Standards; S symbolisiert den Stackelbergpunkt. Zum besseren Verständnis sind Isogewinnlinien für die inländische Firma eingezeichnet, dabei nehmen die Gewinne in Richtung Ursprung zu.

Vergleicht man die Wirkung von Umweltpolitik im Oligopol mit der bei vollkommener Konkurrenz, so ist festzustellen, dass eine Kostensteigerung durch Umweltpolitik hier in der Regel nicht zum Marktaustritt der betroffenen Firma, sondern nur zu einer Verschiebung der Marktanteile führt, solange sie nicht die Oligopolrenten völlig verschwinden läßt.

### 3.1.2. Politischer Anreiz zum Öko-Dumping

Aus diesen Wirkungen von Umweltpolitik auf dem Produktmarkt ergeben sich allerdings Rückwirkungen für die politische Wahl des Umweltstandards.

<sup>6</sup>Angenommen werden hierfür konstante Grenzkosten sowie die Linearität von Nachfrage-, Grenzvermeidungs- und Grenzschadensfunktionen (vgl. Barrett 1994: 331). Barrett vernachlässigt mit dieser Form der Darstellung das Problem, daß es bei Emissionsstandards auch Outputbereiche geben kann, in denen der Standard nicht bindend ist. Dies würde zu geknickten Reaktionsfunktionen führen. Das hier interessierende Kernergebnis wird hierdurch jedoch nicht tangiert.

### 1. Modellstufe: Unilaterales Setzen des Emissionsstandards

Auf der ersten Stufe des Spiels wählt die Regierung den Umweltstandard so, daß sie die Netto-Wohlfahrt maximiert. Da aufgrund der Drittlandannahme von Auswirkungen auf den Konsum abgesehen werden kann und angenommen wird, daß die erzielten Gewinne der Firma im Land verbleiben, läßt sich dies formal wie folgt formulieren:

$$(10) \quad \max_e W^1 = R^1(x, y) - C^1(x) - V^1(x - e) - S^1(e)$$

$$\text{s.t.} \quad x = x^*(e, \varepsilon) \text{ und } y = y^*(\varepsilon, e),$$

mit  $W$  als Wohlfahrtsfunktion und

$S$  als (lokalem, nicht grenzüberschreitenden) Umweltschaden.

Hieraus ergibt sich als Bedingung erster Ordnung

$$(11) \quad W_e^1 = [R_x^1 - C_x^1 - V_x^1] \cdot x_e^* + R_y^1 \cdot y_e^* + V_e^1 - S'^1 = 0.$$

Unter Verwendung von (2) und (9) ergibt sich

$$(12) \quad V_e^1 - S'^1 = -R_y^1 \cdot y_e^* < 0.$$

Es besteht also ein Anreiz für die Regierung, ihre Umweltpolitik abzuschwächen, indem sie den Emissionsstandard so setzt, daß die Grenzvermeidungskosten unter den Grenzschadenskosten liegen. Die Wohlfahrtsverluste durch den höheren Umweltschaden werden durch den gestiegenen Marktanteil und die dementsprechend höheren Gewinne des inländischen Produzenten überkompensiert. Kurz: es besteht ein Anreiz zu Öko-Dumping; die Verfolgung der ökologisch optimalen Umweltpolitik stößt an außenwirtschaftliche Grenzen. Dieses Ergebnis steht in Gegensatz zu den Aussagen der traditionellen Theorie, die, wie oben skizziert, ableitet, daß Staaten mit Marktmacht, die in der Herstellung umweltintensive Güter exportieren, einen Anreiz haben, eine zu strikte Umweltpolitik zu verfolgen. Der Grund ist zum einen, daß die Firmen hier selbst ihre Marktmacht ausbeuten, so daß die Regierung hierzu keine Veranlassung mehr hat; zum anderen aber sind jetzt wohlfahrtsrelevante Oligopolrenten im Spiel. Daher stellt selbst eine bloße Verschiebung der Marktanteile kein marginales Ereignis dar.

Allerdings wird der Gewinn an Marktanteilen auf Kosten steigender Umweltschäden erreicht. Dementsprechend entspricht die Optimallösung bei strategischer Umweltpolitik im Gegensatz zum Brander/ Spencer-Modell auch nicht dem Stackelberg-Punkt S (vgl. z.B. Rauscher 1994: 833). Das Ausmaß des Öko-Dumpings ist dementsprechend umso geringer, je steiler die Grenzschadenskurve verläuft (Barrett 1993: 163).

### *Regulierungswettbewerb strategisch agierender Staaten*

Analog zum Brander/ Spencer-Modell muß auch hier festgehalten werden, daß in einem Second-Best-Rahmen derselbe Anreiz natürlich auch für die ausländische Regierung besteht. Im symmetrischen Nash-Gleichgewicht setzen beide Regierungen Standards, die jeweils schwächer sind als die optimalen (vgl. Gleichgewicht C in Abb. 1). Im nichtkooperativen Gleichgewicht stellen sich dann mindestens eine, aber in der Regel beide Regierungen schlechter als ohne Abschwächung der Umweltpolitik (Ulph 1994a: 23). In dynamischer Betrachtung kommt es zu einem Rat Race, in dem die Regierungen jeweils mit einer weiteren Lockerung der Umweltpolitik auf entsprechendes Verhalten der anderen reagieren. Ulph

(1997b) weist allerdings darauf hin, daß der Verlauf des Regulierungswettbewerbs von der Instrumentenwahl abhängt. Nur preisbasierte Instrumente führen zu steigenden politischen Reaktionskurven und führen damit zu kumulativen Effekten; das Spiel entspricht dann in seinen Charakteristika dem Bertrand-Wettbewerb. Eine niedrigere Steuer im Inland führt zunächst zu einem niedrigeren Output im Ausland. Da sich dieser bei unveränderter Steuer in sinkender Verschmutzung bemerkbar macht, wäre es angezeigt, auch die ausländische Steuer (zumindest leicht) zu senken (Ulph 1997b: 10). Umweltstandards schwächen den Regulierungswettbewerb hingegen ab. Bei entsprechend negativ geneigten Reaktionskurven der Regierungen und überproportional mit der erlaubten Höhe der Emissionen zunehmenden Umweltschäden findet dieser dann ein Ende, bevor eine vollständige Deregulierung stattgefunden hat (Rauscher 1997: 185). Im folgenden ist zu prüfen, inwieweit sich das unter restriktiven Annahmen abgeleitete Öko-Dumping-Ergebnis generalisieren läßt.

#### *Einbezug inländischen Konsums*

Im Grundmodell wurde angenommen, daß der Wettbewerb auf einem Drittmarkt stattfindet. Bezieht man nun auch einen möglichen inländischen Konsum mit ein, so werden die Wohlfahrtsabwägungen komplizierter, da nun auch die Veränderung der Konsumentenrente betrachtet werden müssen<sup>7</sup>. Das Ergebnis ändert sich jedoch nicht substantziell; der Anreiz zu Öko-Dumping wird sogar eher stärker, da durch die hierdurch bewirkte Mengenausweitung bei Cournot-Wettbewerb der Oligopolisten die sich aus der Marktstruktur ergebenden Verluste an Konsumentenrente tendenziell reduziert werden (Ulph 1994a: 26).

#### *Grenzüberschreitende Umweltschäden*

Eine steigende Anzahl von Umweltproblemen ist grenzüberschreitender bzw. globaler Natur. Stellt man dies in Rechnung, so hat dies Einfluß auf das Ausmaß der analysierten Abweichungen. Bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen ist im Cournot-Wettbewerb der Anreiz zur Abschwächung der Umweltpolitik noch ausgeprägter (Kennedy 1994: 60). Der Grund ist, daß die Kosten des Öko-Dumpings auf mehrere Länder verteilt werden und damit bei der nationalen Abwägung sehr viel weniger - und im Grenzfall globaler Umweltprobleme gar nicht - ins Gewicht fallen. Zudem wird der Anreiz zu strategischem Verhalten an sich verstärkt, da durch den dadurch induzierten sinkenden Output der ausländischen Firma auch die grenzüberschreitende Verschmutzung sinkt (Ulph 1994a: 27)<sup>8</sup>. Eine kooperative Lösung auf internationaler Ebene wird hierdurch weiter erschwert, es besteht die Gefahr eines Race to the Bottom mit immer weiter sinkenden Standards. Das Limit nach unten hängt dabei vom Ausmaß der dadurch auf nationaler Ebene induzierten Umweltschäden ab (Rauscher 1997: 185).

#### *Freier Markteintritt*

Was für Konsequenzen die Aufhebung der Annahme der gegebenen Firmenzahl und damit die Zulassung des Markteintritts hat, wurde bisher für die Umweltpolitik noch nicht speziell untersucht. Zum einen verlagert sich dadurch der Anreiz für politische Eingriffe von den Gewinnen auf die Konsumentenrente. Zum anderen kann eine laxere Umweltpolitik zum Eintritt weiterer

---

<sup>7</sup> Im wohlfahrtsökonomischen Rahmen müssen für die Bestimmung der optimalen Umweltpolitik jetzt z.B. auch noch die sozialen Kosten des Monopols (höhere Preise bei geringerem Output) berücksichtigt werden.

<sup>8</sup> Bei hinreichend großen Spillovers kann dies sogar dazu führen, daß der inländische Output bis jenseits des Stackelberg-Punkts ausgeweitet wird (Rauscher 1997: 185).

Firmen führen. Überträgt man die Ergebnisse von Venables (1985: 13ff), der Transportkosten annimmt und Preisdiskriminierung zulässt, auf die Umweltpolitik, so läßt sich insbesondere ableiten, daß eine strikte Umweltpolitik des einen Landes die Wohlfahrt des anderen erhöht, da sie über die Preiserhöhung dessen Exporteinnahmen, die einen Teil der Fixkosten abdecken, steigert und so eine Preissenkung der Produkte für den inländischen Markt ermöglicht. Folglich ergibt sich keinerlei Anreiz zu einer strikten Umweltpolitik, sondern im Gegenteil unter bestimmten Annahmen auch hier ein Anreiz zu Öko-Dumping. In Analogie zur Diskussion in Abschnitt 2.2.1. ist aber zu vermuten, daß dieser entfällt, sobald Preisdiskriminierung unmöglich ist.

#### *Strategisches Verhalten der Unternehmen*

Bisher wurde ausgeschlossen, daß sich auch die Unternehmen selbst strategisch im oben definierten Sinne verhalten können. Mögliche Variablen sind hier Kapazitätsaufbau, Forschungs- und Entwicklungsausgaben, Qualitätswahl oder die Standortentscheidung. Läßt man dies zu, so ergeben sich mindestens dreistufige Spiele; die Modelle lassen sich dann oft nicht mehr allgemein lösen. Generell sinkt der Anreiz für strategisches Verhalten der Regierung dann zwar, er entfällt aber nicht. Die Richtung dieses Anreizes ist jedoch von der konkreten Strategievariable abhängig. Für den Fall von allein kostensenkenden Prozeßinnovationen läßt sich z.B. zeigen, daß weiterhin ein Anreiz besteht, Öko-Dumping, wenn auch in geringerem Maße, zu betreiben (Ulph 1996a: 279, Ulph/ Ulph 1996: 201). Einige Fälle, die unter bestimmten Bedingungen zu qualitativ anderen Ergebnissen führen, werden in späteren Abschnitten aufgegriffen (vgl. Abschnitte 3.2., 4.2., 4.3.1.).

Zudem gewinnt die Instrumentenwahl an Bedeutung. Basierend auf einer Modellerweiterung, die diese mitmodelliert, formulierte Ulph (1992: 112) in einem seiner ersten Modelle die These, daß internationaler oligopolistischer Wettbewerb eine Erklärung für den (der neoklassischen Umweltökonomie widersprechenden) in der Praxis beobachtbaren Vorzug von Standards gegenüber preisbasierten Instrumenten wie Steuern sein könnte<sup>9</sup>. Während die Aussage, daß bei Steuern mehr Raum für strategisches Verhalten besteht, robust ist (Ulph 1996a, 1996b), hängt die Vorteilhaftigkeit von Standards jedoch an spezifischen Annahmen, insbesondere der Nichtexistenz von Vermeidungstechnik und der Drittlandannahme<sup>10</sup>.

#### **3.1.3. Grenzen von Öko-Dumping**

Ähnlich wie in Abschnitt 2.2.2. zeigt sich hingegen, daß das zentrale Modellergebnis nicht robust ist, wenn die Annahmen über Marktstruktur und Marktverhalten verändert werden. Außerdem hat es als politische Entscheidung Second-Best-Charakter.

#### *Marktverhalten der Oligopolisten*

Die Marktform des oligopolistischen Wettbewerbs ist für das Ergebnis von entscheidender Bedeutung. Es läßt sich zeigen, daß der Anreiz zum Öko-Dumping in dem Moment schwindet, in dem die inländische Firma bereits als Stackelberg-Führer agiert (Barrett 1994: 332), also die Oligopolisten sequentiell und nicht simultan handeln. Aber auch bei simultanem Handeln

---

<sup>9</sup> Das Hauptargument dafür lautet, daß die Festlegung eines Standards zu einer stärkeren und damit glaubwürdigeren Verpflichtung des Unternehmens führt, weil es seine Wahlmöglichkeiten verringert.

<sup>10</sup> Damit werden sowohl eine bei Besteuerung für das Unternehmen entstehende Optimierungsmöglichkeit als auch Effekte der Instrumentenwahl auf die Konsumentenrente ausgeschlossen.

verändern sich die Ergebnisse stark, wenn anstelle des Cournot-Mengenwettbewerbs ein Bertrand-Preiswettbewerb angenommen wird. Inwiefern dies sogar zu Anreizen zu einer strikteren Umweltpolitik führt, wird in Abschnitt 4.1.1. näher analysiert.

Daher ist es von Bedeutung, wie die Industrieökonomik die Angemessenheit der jeweiligen Verhaltensannahmen beurteilt. Es hat sich gezeigt, daß bei homogenen Produkten die Cournot-Ergebnisse besser mit dem beobachtbaren Unternehmensverhalten in Einklang zu bringen sind, denn Bertrand-Verhalten führt in diesem Fall im statischen Modell zum paradoxen Ergebnis, daß sich die Oligopolisten wie bei vollkommener Konkurrenz verhalten und Nullprofite machen (Tirole 1988: 210f). Andererseits müssen Unternehmen letztlich über Preise entscheiden. Die Frage läßt sich daher nicht apriori klären, sondern hängt von den Eigenschaften der betrachteten Industrie ab (Tirole 1988: 224, Shapiro 1989: 351). Cournot-Verhalten kann auch als Kurzform sequentiellen Handelns interpretiert werden, bei dem die Unternehmen erst die Kapazität festlegen und dann in einem zweiten Schritt die Preise setzen, und so versuchen, einer ruinösen Preiskonkurrenz zu entgehen (Kreps/ Sheinkman 1983: 327). Dies ist allerdings an beobachtbare Kapazitäten und weitere, z.T. rigide Annahmen gebunden und gilt z.B. nicht bei Produktdifferenzierung. Cournot-Verhalten ist realistischer, wenn (fixe) Investitionskosten hoch sind, und wenn Grenzkosten aufgrund von Kapazitätsgrenzen stark ansteigen (Tirole 1988: 217, 223f).

#### *Oligopolistische Industrien*

Das Modellergebnis läßt sich noch auf den Fall eines asymmetrischen internationalen Oligopols von  $n$  Firmen in  $n$  Ländern verallgemeinern (Katsoulacos et al. 1996: 19f). Anders sieht die Situation hingegen aus, wenn man ein Oligopol auch auf dem inländischen Markt, d.h. die Existenz von mehr Firmen unterstellt. Hier kommt ein zusätzlicher Effekt ins Spiel. Die inländischen Oligopolisten haben bei nicht-kooperativem Verhalten einen Anreiz, ihren Output auf Kosten der anderen zu erhöhen. Angesichts der resultierenden Mehrproduktion könnten die Gewinne gesteigert werden, wenn der Output kooperativ reduziert wird, da dies die Terms of Trade positiv beeinflusst. Falls die ausländische Industrie kompetitiv und nicht oligopolistisch ist, ergibt sich hieraus ein Anreiz zum unilateralen Setzen höherer Umweltstandards, die dann ähnliche Effekte wie eine Kartellbildung haben, nämlich die Reduzierung des zu hohen Outputs (Schulze/ Ursprung 1998: 33). Falls auch die ausländische Industrie oligopolistisch ist, kommt das Rent-Shifting-Motiv wieder hinzu. Folglich müssen beide Effekte gegeneinander abgewogen werden. Es zeigt sich, daß das Ergebnis nicht eindeutig ist. Je größer die Zahl der Firmen, desto größer ist der Anreiz zu einer strikteren Umweltpolitik (Barrett 1994: 335). Allerdings schwächt der Einbezug heimischen Konsums dieses Resultat natürlich ab<sup>11</sup>.

#### *Wechselwirkungen mit anderen Sektoren*

Die Einbindung in ein allgemeines Gleichgewichtsmodell kann die Wirkungen verändern, wie Rauscher (1994) in einem Modell mit zwei inländischen Sektoren zeigt. Wird der Faktor Kapital einbezogen und in neoklassischer Tradition Grenzproduktivitätsentlohnung angenommen, so kann es in einem bestimmten Parameterbereich sinnvoll sein, bei handelbaren Gütern (relativ)

---

<sup>11</sup> Bei der Betrachtung eines Oligopols mit  $n$  Firmen (und heimischem Konsum) wird jedoch die gesamte Wirkungsanalyse von Umweltpolitik wesentlich komplexer; schon in der geschlossenen Volkswirtschaft lassen sich daher nur bedingt optimale Politiken ableiten, wie die Beiträge in Carraro et al. (1996) deutlich machen.



höhere Umweltstandards als bei nicht-handelbaren Gütern einzuführen. Dann läge zumindest nach Rauschers zweiter Definition kein Öko-Dumping vor (Rauscher 1994: 834f)<sup>12</sup>.

#### *Möglichkeit von First-Best-Politiken*

Auch wenn sich als gesichertes Ergebnis dieses Abschnitts zunächst festhalten läßt, daß bei oligopolistischem Wettbewerb signifikante Anreize bestehen, von den umweltpolitisch optimalen Standards abzuweichen, hat dieses Ergebnis dennoch nur Second-Best-Charakter, da zur Erreichung des handelspolitischen Ziel eine ineffiziente Umweltpolitik in Kauf genommen wird. Schon oben wurde deutlich, daß hierzu kein Anreiz mehr besteht, wenn die inländische Firma bereits als Stackelberg-Führer agiert. Daher wäre es erstbeste Politik, die inländische Firma mittels *handelspolitischen* Maßnahmen (z.B. Exportsubventionen<sup>13</sup>) zum Stackelberg-Führer zu machen und damit das Rent-Shifting zu bewirken, sowie gleichzeitig weiterhin eine Umweltpolitik zu betreiben, die die externen Kosten internalisiert (Barrett 1994: 337). Daher ist Öko-Dumping nur rational, wenn keine anderen Instrumente zur Verfügung stehen.

Bisher wurden jedoch die strategischen Handlungsmöglichkeiten der Unternehmen sehr restriktiv gefaßt. Eine mögliche weitere Strategievariable von Unternehmen ist die Standortwahl. Daher ist zu prüfen, ob Möglichkeit der Abwanderung den Anreiz zu Öko-Dumping nicht sogar noch verschärft.

### **3.2. Umweltpolitik und Abwanderung von Unternehmen**

Ein Großteil der Diskussion um außenwirtschaftliche Grenzen der Umweltpolitik läßt sich gerade an der Befürchtung festmachen, Unternehmen könnten aufgrund strengerer Umweltpolitiken in andere Länder abwandern. Wenn Kapitalmobilität und transnationale Direktinvestitionen in die Analyse mit einbezogen werden, gibt es auch unter der Annahme vollkommener Konkurrenz bestimmte Konstellationen, bei der sich ein politischer Anreiz zu Öko-Dumping und damit die Gefahr eines Wettlaufs nach unten der Umweltpolitik ableiten läßt; dies gilt insbesondere bei grenzüberschreitender Umweltverschmutzung<sup>14</sup>. Allerdings sind zumindest zwei Implikationen etwas unbefriedigend: zum einen ist Kapital hier beliebig teilbar und Abwanderung findet kontinuierlich mit jeder marginalen Änderung der Politik statt. Dies ist kein sehr realistisches Szenario. Zum zweiten fallen die wohlfahrtsökonomischen Konsequenzen für die Länder, aus denen die Abwanderung stattfindet, i.d.R. kaum ins Gewicht<sup>15</sup>. Dies scheint zumindest etwas im Gegensatz zur Vehemenz der öffentlichen Debatte zu stehen.

Inwieweit ermöglicht der Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie hier befriedigendere Ansätze? Hier werden aus dem Aggregat Kapital einzelne Firmen. Die entsprechenden Ansätze gehen in der Regel von Oligopolen und multinationalen Firmen aus. Dies hat Implikationen

---

<sup>12</sup> Auch ist unter denselben Annahmen theoretisch vorstellbar, daß aufgrund intersektoraler Faktorwanderungen Öko-Dumping zu einem sinkenden Output der Exportindustrie führt.

<sup>13</sup> Conrad (1993: 130) leitet ab, daß auch Subventionen der Vermeidungskosten den gleichen Effekt haben können; die Höhe der (von ihm als Instrument modellierten) Umweltsteuer bleibt davon unberührt.

<sup>14</sup> Für einen Überblick über die dann möglichen Konstellationen vgl. Rauscher (1997: 39ff).

<sup>15</sup> Zur Ableitung eines Umweltsteuersenkungswettlaufes muß ein Second-Best-Szenario angenommen werden.

sowohl für die Bedingungen, unter denen Abwanderung wahrscheinlich ist, als auch für deren politische Bewertung. Damit wird jedoch gleichzeitig ein Rahmen verlassen, in dem sich Entscheidungen mittels eines Marginalkalküls fassen lassen. So sehr dies auch der Realitätsnähe der Analyse dienen mag, hat es jedoch den Nebeneffekt, das sich sinnvolle Aussagen kaum noch im Rahmen allgemeiner Modelle treffen lassen, und daher deren Allgemeinheit auch entsprechend eingeschränkt ist. Aus diesem Grund wird in diesem Abschnitt auch kein Modell vollständig präsentiert, sondern immer nur auf wesentliche Aspekte eingegangen. Statt dessen wird versucht, mehrere Ansätze und ihre Implikationen zu vergleichen.

### **3.2.1. Wirkungen von Umweltpolitik auf die internationale Marktstruktur**

Ein grundlegendes Modell, das die Wirkungen von Umweltpolitik unter nicht implausiblen Annahmen untersucht, stammt von Markusen/ Morey/ Olewiler (1993). Es basiert auf dem in Abschnitt 2.1.2. skizzierten Modell mit endogener Marktstruktur von Horstmann/ Markusen (1992). Das Gleichgewicht wird in einem zweistufigen Spiel bestimmt, in dem zunächst die beiden Firmen ihre Investitions- und Standortentscheidung in Abhängigkeit von den politisch exogen gesetzten Umweltpolitiken treffen, und dann auf dem Produktmarkt über die Outputmengen konkurrieren (Cournot-Wettbewerb). Diese Spielstruktur impliziert allerdings die Annahme, daß sich die Regierungen langfristig auf ihr gewähltes Regulierungsniveau verpflichten können (Ulph/ Valentini 1997: 369).

#### *Modellannahmen*

Es gibt nur zwei Unternehmen, wovon je eines im In- und im Ausland seinen Firmensitz hat, diese können jedoch aus dem Markt ein- und austreten sowie Anzahl und Standort ihrer Produktionsanlagen in Reaktion auf umweltpolitische Maßnahmen verändern. Es handelt es sich um ein allgemeines Gleichgewichtsmodell mit zwei identischen Ländern mit gegebener Ausstattung mit dem Faktor Arbeit, zwei Industrien und drei Gütern. Zwei davon,  $x$  und  $y$ , haben substitutiven Charakter und werden von je einer Firma mit derselben Technologie mit steigenden Skalenerträgen produziert und verursachen lokale Umweltverschmutzung. Ein drittes Gut wird in beiden Ländern unter vollkommener Konkurrenz und ohne Umweltschädigung produziert, es spielt daher für die weitere Analyse keine Rolle. Weitere Annahmen sind die Existenz von firmen- und anlagenspezifischen Fixkosten und von pro Einheit konstanten Transportkosten. Eine Firma hat bei der Standortentscheidung also die diskrete Wahl zwischen hohen Fixkosten bei mehreren Standorten und hohen variablen Kosten, letztere verursacht durch die Handelskosten bei Exportproduktion (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 70).

Es werden nur die regulierenden Eingriffe des Inlands betrachtet, wobei die Umweltpolitikvariable annahmegemäß die variablen Kosten erhöht. Sie kann entweder als Umweltsteuer ohne Vermeidungsmöglichkeiten oder als Umweltstandard mit Vermeidungsmöglichkeit interpretiert werden (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 71). Die Umweltpolitik des Auslands wird als gegeben betrachtet. Die Nutzenfunktionen der KonsumentInnen werden dergestalt angenommen, daß sich die Firmen linearen Nachfragefunktionen gegenübersehen<sup>16</sup>.

---

<sup>16</sup> Auf die Herleitung und Darstellung wird hier verzichtet, vgl dazu Markusen/ Morey/ Olewiler (1993: 72f).

*Der Wirkung von Umweltpolitik im Grundmodell endogener Marktstruktur*

Unter diesen Bedingungen maximieren beide Firmen für jede ihrer drei möglichen Optionen (keine Produktion, eine Fabrik im Inland<sup>17</sup>, je eine Fabrik in jedem Land) ihren Gewinn, gegeben die drei möglichen Optionen der jeweils anderen Firma. Die jeweiligen Gewinne sind die Auszahlungen des Standortspiels der ersten Stufe. Für die sich als Nash-Gleichgewicht ergebende Marktstruktur sind neun Konstellationen möglich.

Beispielhaft wird das Maximierungskalkül für den Fall (1,1) dargestellt, in dem beide Firmen  $X$  und  $Y$  mit nur je einer Produktionsanlage auf dem Markt agieren. Dabei steht das Superskript weiterhin für das Land, das Subskript steht für die Firma;  $x^1$  steht also z.B. für die im Inland abgesetzte (bzw. konsumierte) Menge von Produkt  $x$ :

$$(1) \quad \max_{x^1, x^2} p_X(1,1) = p_X^1(x^1, y^1) \cdot x^1 + p_X^2(x^2, y^2) \cdot x^2 - c \cdot x^1 - (c+s) \cdot x^2 - t^1 \cdot (x^1 + x^2) - C_F - C_P$$

mit (konstanten) Grenzkosten  $c$  (in beiden Ländern gleich)

Transport(stück)kosten  $s$

Inlandsumweltsteuersatz  $t^1$

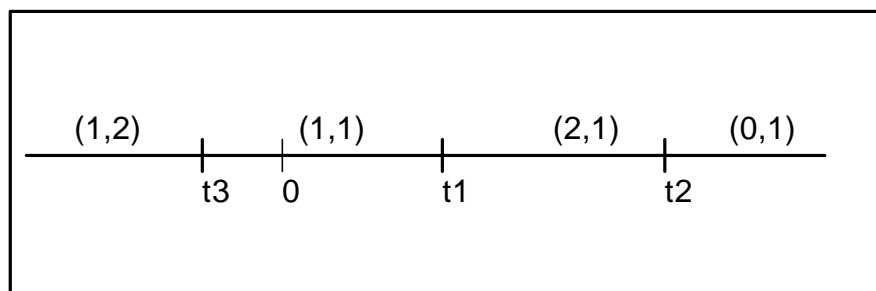
firmenspezifischen Fixkosten  $C_F$  und

produktionsanlagenspezifischen Fixkosten  $C_P$ .

Ohne politische Eingriffe ( $t=0$ ) hängt die Marktstruktur wie in Abschnitt 2.1.2. skizziert von der Relation der Fixkostenkomponenten ab. Eine Konstellation mit zwei multinationalen Firmen, d.h. relativ hohen firmenspezifischen Fixkosten, entspricht z.B. der Situation in der chemischen Industrie, während ein exportierendes Duopol eher für die Stahl- und Papierindustrie typisch ist (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 75).

Für gegebene Fix- und Transportkosten läßt sich die Marktstruktur in Abhängigkeit von der Umweltpolitik angeben. Im folgenden ist ein Beispiel dargestellt, das von einem anfänglichen internationalen Duopol bei niedrigen Transport- und firmenspezifischen Kosten und relativ hohen anlagenspezifischen Kosten ausgeht (vgl. Abbildung 3). Das Beispiel ist deshalb von besonderem Interesse, weil es die Standardmarktstruktur der Modelle strategischer Umweltpolitik darstellt.

**Abbildung 3: Sequenz der Marktstrukturen bei Variationen der Umweltpolitik**



Quelle: Markusen/ Morey/ Olewiler (1993: 80)

<sup>17</sup> Die Produktion nur im Ausland wird per Annahme ausgeschlossen, um die Zahl der möglichen Fälle zu reduzieren (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 74). Hierauf wird weiter unten noch einzugehen sein.

Zentrales Ergebnis ist, daß mit der Variation des Steuersatzes von 0 über  $t_1$ ,  $t_2$  etc. nach und nach verschiedene Marktformen durchlaufen werden. Ab  $t_1$  überwiegt die Steuer die Transportkosten, so daß es sich für Firma X lohnt, eine zweite Produktionsanlage einzurichten. Schließlich wird ab  $t_2$  für das inländische Unternehmen die Produktion zu teuer, es macht Verluste und verläßt den Markt. Für eine negative Steuer  $t_3$  hingegen überwiegen die Subventionen und die Ersparnis an Transportkosten die anlagenspezifischen Kosten, so daß es sich für die ausländische Firma lohnt, eine zweite Anlage im Inland zu eröffnen.

Für eine anfängliche Marktstruktur (2,2), d.h. bei hohen firmenspezifischen und Transportkosten ergibt sich eine relativ ähnliche Sequenz, allerdings schiebt sich zwischen (2,2) und (2,1) ein indeterminiertes Intervall (2,0)/ (0,2) (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 77). Umweltpolitik hat also einen diskontinuierlichen Einfluß auf die Wettbewerbsbedingungen; (nur) bei der Überschreitung bestimmter Schwellenwerte führt sie zu einer Veränderung der Marktstruktur und zu Firmenverlagerungen. Wie sich im nächsten Abschnitt zeigt, hat dies erhebliche Konsequenzen für die Gestaltung der Umweltpolitik.

#### *Variationen des Modellrahmens*

Ulph (1994c) betrachtet ausgehend von einem ähnlichen Setting drei Länder in einem partiellen Gleichgewichtsmodell, wobei zwei davon sich auf (exogene) Emissionsziele geeinigt haben<sup>18</sup>. Als weiteren entscheidenden Effekt neben der Möglichkeit der Abwanderung betont er die dadurch veränderte Wettbewerbsintensität auf den einzelnen Märkten. Eine steuerinduzierte Abwanderung schützt die verbleibende Produktionsstätte aufgrund der Transportkosten und verstärkt dadurch den Preisanstieg, während sie auf anderen Märkten dementsprechend zu fallenden Preisen führen kann (Ulph 1994c: 134). Im Rahmen einer numerischen Simulation anhand von Daten aus der Düngemittelindustrie zeigt er, daß es bei mehreren steuernden Ländern aus den genannten Gründen sogar zu einer Entkopplung von Kosten und Preisen kommen kann (Ulph 1994c: 147).

Motta/ Thisse (1994) lassen im Gegensatz zu Markusen/ Morey/ Olewiler (1993) eine vollständige Verlagerung des Unternehmens als Handlungsalternative zu, berücksichtigen jedoch gleichzeitig explizit "Sunk Costs" durch eine bereits im Inland erfolgte Niederlassung. Allerdings nehmen sie in ihrem partiellen Gleichgewichtsmodell nicht nur die Politik des Auslands, sondern auch die Standortwahlstrategie der Auslandsfirma als gegeben an; es wird unterstellt, daß diese auf jeden Fall Exporteur bleibt und keine Direktinvestitionen im Inland tätigt (Motta/ Thisse 1994: 565)<sup>19</sup>. Weiter beziehen sie auch unterschiedliche Marktgrößen und Handelskosten in die Analyse der Wirkungen von Umweltpolitik mit ein.

Wenn eine Verlagerung "Set-up Costs" mit sich bringt, die im Inland bereits unwiderruflich getätigt worden sind, so macht dies eine Abwanderung bei kleinen Differenzen der Umweltpolitik weniger wahrscheinlich (Motta/ Thisse 1994: 565). In diesem Fall ergibt sich bei kleiner Marktgröße (1<sup>1</sup>,1)<sup>20</sup>, bei großen Märkten (2,1) als Gleichgewicht. Eine Verlagerung der

---

<sup>18</sup> Die Höhe der Emissionssteuer, um diese Ziele zu erreichen, wird jedoch erst festgesetzt, nachdem die Unternehmen ihre Standortentscheidungen getroffen haben, d.h. ist modellendogen. Weiter bezieht Ulph (1994c) als strategische Politikvariable auch Steuerrückerstattungen an die betroffenen Firmen ein.

<sup>19</sup> Die Umweltpolitik selbst wird nur indirekt als Variation der Grenzkosten der Produktion modelliert.

<sup>20</sup> Das Superskript zeigt, ob die Produktionsanlage der inländischen Firma im In- oder Ausland errichtet wird.

Produktion der inländischen Firma als Reaktion auf eine striktere Umweltpolitik tritt bei großer Marktgröße in Form von (1<sup>2</sup>,1) früher ein, und zwar auch, wenn der inländische Markt größer ist, da die variablen Kosten dann von größerer Bedeutung sind. Auch der völlige Marktaustritt der inländischen Firma, (0,1), ist, bei kleiner Marktgröße, ein mögliches Ergebnis (Motta/Thisse 1994: 568f). Ein Anstieg der Handelskosten macht dieses Marktergebnis natürlich unwahrscheinlicher, deren Rückgang, z. B. durch einen gemeinsamen Binnenmarkt, begünstigt es hingegen und erhöht so den Einfluß unilateraler Umweltpolitik auf die Marktstruktur (Motta/Thisse 1994: 574).

### 3.2.2. Umweltregulierungswettbewerb nach unten?

Welche Konsequenzen erwachsen aus dieser Analyse für die Gestaltung der Umweltpolitik? Zunächst wird der Fall unilateraler Eingriffe betrachtet, bevor mögliche Resultate der Wechselwirkungen nichtkooperativer Politiken beider Länder betrachtet werden. Für letzteres ist jedoch eine weitere, und nicht unproblematische, Vereinfachung des Modellrahmens erforderlich.

#### *Unilaterale Gestaltung der Umweltpolitik bei endogener Marktstruktur*

Im Modell von Markusen/ Morey/ Olewiler (1993) sind die Wohlfahrtswirkungen von Marktstrukturveränderungen nicht eindeutig, da sie von sich unterschiedlich entwickelnden Faktoren abhängen:

$$(2) \quad W^1 = W^1(x^{1*}, y^{1*}, p_x^*, t^1, S^1, l^1),$$

(+ + + + - +)

mit Umweltschaden  $S$ , der von der inländischen Produktion von  $x$  und  $y$  abhängt, und Arbeitseinkommen  $l$ .

Im Unterschied zur vollkommenen Konkurrenz sind mit dem *Marktaustritt* einer Firma Wohlfahrtsverluste verbunden, da Renten verlorengehen (Ulph 1994c: 123). Wohlfahrtsverluste durch die *Abwanderung* entstehen zum einen durch eine aufgrund der Transportkosten reduzierte Konsumentenrente. Ob es weitere gibt, hängt entscheidend von der Annahme darüber ab, wem die Gewinne zufließen. Im skizzierten Grundmodell gibt es keine weiteren negativen Effekte, da ein vollkommener Gewinnrückfluß unterstellt wird. Sobald jedoch ein Teil davon per Steuern abgeschöpft wird oder im Ausland verbleibt, existiert hier ein verstärktes Rent-Shifting-Motiv. Dem wirken allerdings immer die durch die Abwanderung ebenfalls zurückgehenden Umweltschäden entgegen.

Robust sind durch Umweltpolitik verursachte Sprünge im Wohlfahrtsniveau, was auf die Bedeutung von kritischen Schwellenwerten verweist. Solange die kritischen Schwellenwerte hingegen nicht erreicht werden, ist der Einfluß der Umweltpolitik von geringerer Bedeutung. Damit ist für eine Beurteilung nicht nur die Veränderung der Umweltpolitik an sich, sondern auch das Niveau, auf dem diese stattfindet, wichtig. Die sonstigen Ergebnisse sind stark parameterabhängig.

Interessant ist hier jedoch der Vergleich mit der "exogenen" Umweltsteuer, die sich bei einer als konstant angenommenen Marktstruktur als wohlfahrtsoptimal ergeben würde. Im dargestellten (1,1)-Fall wäre diese aufgrund der Rent-Shifting-Effekte sowie der sozialen Kosten des Monopols eine Subvention, ein mit den Modellen fixer Marktstruktur konsistentes Ergebnis (vgl. Abschnitt 3.1.). Allerdings würde diese die Marktstruktur zu (1,2) verändern und so aufgrund

der sehr viel größeren Umweltverschmutzung zu einem deutlich geringeren Wohlfahrtsniveau führen (Markusen/ Morey/ Olewiler 1993: 83). Subventionen oder Steuerrückerstattungen können sich also als problematisch erweisen<sup>21</sup>.

Werden Sunk Costs einbezogen, so kann dies dazu führen, daß die inländische Firma auf eine starke Steuererhöhung nicht mit Verlagerung, sondern nur mit Marktaustritt reagieren kann. In diesem Fall können die Wohlfahrtseffekte drastischer ausfallen und so den Spielraum von Umweltpolitik stärker begrenzen (Rauscher 1997: 177).

Ein Vergleich zur First-Best-Umweltsteuer, die die Umweltschäden internalisiert, wird von Markusen/ Morey/ Olewiler (1993) hingegen nicht vorgenommen. Es ist jedoch zu vermuten, daß die wohlfahrtsoptimale Umweltsteuer in diesem Modellrahmen mit nur einem verfügbaren Politikinstrument aufgrund der sozialen Kosten des Monopols niedriger liegt<sup>22</sup>. Eine hinreichende Betrachtung der Anreize für die Gestaltung der Umweltpolitik und der daraus resultierenden Dynamik erfordert hier allerdings eine explizite Modellierung der Wahl der Umweltstandards durch beide Länder.

### *Regulierungswettbewerb*

Um dies zu untersuchen, wird in der Literatur der Modellrahmen weiter vereinfacht. Die strategische Interaktion von Unternehmen wird ausgeschlossen, stattdessen wird nur ein einziger Monopolist betrachtet, dessen Gewinne in ein Drittland fließen. Explizit modelliert wird hingegen ein (Umwelt-) Steuerwettbewerb zweier Länder um die Ansiedlung des Unternehmens. Als robustes Ergebnis der verschiedenen Modellvarianten ergibt sich, daß je nach Parameterkonstellation sowohl ein Race to the Bottom als auch ein Race to the Top bei den Umweltsteuern möglich ist. Das Ergebnis hängt hauptsächlich vom Ausmaß des Umweltschadens ab.

Markusen/ Morey/ Olewiler (1995) erzielen dieses Ergebnis anhand von numerischen Beispielen im Rahmen ihres oben skizzierten Zwei-Länder-Modells. Sowohl bei einem als auch bei zwei Standorten im Ausgangszustand ergibt sich bei nicht zu hohen Externalitäten ein Steuer senkungswettlauf nach unten mit entsprechend sinkender Wohlfahrt und steigenden Umweltschäden, bis zu dem Punkt, an dem der Monopolist seiner Standortentscheidung gegenüber indifferent ist (Markusen/ Morey/ Olewiler 1995: 64f, 69)<sup>23</sup>. Falls hingegen die firmenspezifischen Fixkosten so hoch sind, daß sich für die Firma selbst bei keiner Besteuerung der Produktion für den Inlandsmarkt nur ein Standort lohnt, kommt es für genügend hohe Externalitäten zum sogenannten "Not in my Backyard" (NIMBY)-Fall, d.h. beide Länder setzen die Steuern so hoch, daß die Firma den Markt verläßt, weil ihre Ansiedlung aufgrund der von ihr verursachten Umweltschäden für kein Land attraktiv ist, auch wenn bei kooperativer Lösung eine Ansiedlung in einem Land optimal wäre (Markusen/ Morey/ Olewiler 1995: 72)<sup>24</sup>.

---

<sup>21</sup> Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt im Rahmen seiner Modellsimulation auch Ulph (1994c: 151).

<sup>22</sup> Rauscher (1997: 170) zeigt in einem verwandten Rahmen, daß sich im Falle eines Monopolisten mit Importkonkurrenz bei einem nicht zu niedrigen Importpreis (was aufgrund der oligopolistischen Marktstruktur im skizzierten Modell hier den relevanten Fall darstellt) eine ökologisch zu niedrige Umweltsteuer ableiten läßt.

<sup>23</sup> Allerdings existiert ein solches Bertrand-Gleichgewicht in Steuersätzen bei diskreter Kapitalverlagerung nur unter sehr restriktiven Annahmen (Schulze/ Ursprung 1998: 40).

<sup>24</sup> Bei relativ niedrigen firmenspezifischen Fixkosten und Transportkosten muß die NIMBY-Dynamik übrigens nicht zwingend zum tragen kommen, da Gleichgewichte mit zwei Standorten vorstellbar sind.

Ein qualitativ ähnliches Ergebnis leitet Hoel (1997: 246ff) in einem partiellen Gleichgewichtsmodell auch mit allgemeinen Funktionen ab. Allerdings abstrahiert er dazu von Transportkosten und schließt die Möglichkeit der Preisdiskriminierung aus. Als unmittelbare Konsequenz ist eine Marktstruktur mit zwei Standorten nun kein mögliches Gleichgewicht mehr. Der Wohlfahrtsgewinn der Ansiedelung erwächst in diesem Rahmen allein aus der Besteuerung, da der Transportkosteneffekt auf die Konsumentenrente entfällt.

Auch wenn ein Race to the Bottom in der überwiegenden Zahl der Fälle das plausible Ergebnis sein sollte, läßt sich allerdings unter den genannten Annahmen nicht ohne weiteres klären, ob man von Öko-Dumping im Sinne einer mangelhaften Internalisierung sprechen kann. Von den skizzierten Modellen werden zwar außenwirtschaftliche Grenzen der Steuerpolitik aufgezeigt, nicht jedoch notwendigerweise Grenzen der Umweltpolitik. Denn aufgrund der Annahme, daß die Gewinne nicht "mitwandern" besteht ein Anreiz, möglichst viel der Gewinne abzuschöpfen<sup>25</sup>. Damit kann es in diesem Modellrahmen dazu kommen, daß selbst das Steuersenkungsgleichgewicht noch zu einer vollständigen Internalisierung des Umweltschadens führt<sup>26</sup>.

Vor diesem Hintergrund überrascht es auch wenig, daß die Gewinnverteilung zumindest dann Einfluß auf die Ergebnisse hat, wenn die Anteile sich auf beide Länder ungleich verteilen. Wie Hoel (1997: 250) zeigt, ist die kooperative Second-Best-Umweltsteuer um so niedriger, je höher der Anteil an den Gewinnen ist, der in beiden Ländern verbleibt. Auch sonst verändern sich die möglichen Gleichgewichte im Detail, allerdings bleiben die verschiedenen Fälle robust. Es steht zu vermuten, daß Öko-Dumping zumindest dann wahrscheinlich ist, wenn ein substantieller Teil der Gewinne z.B. über eine Gewinnsteuer "mitwandert". Ulph/ Valentini (1998: 3) kommen zu genau diesem Ergebnis. Interessant ist ihr Ansatz jedoch vor allem deshalb, weil er einen Vergleich der Ergebnisse mit und ohne Kapitalmobilität erlaubt.

#### *Größeres Öko-Dumping bei Kapitalmobilität?*

Ulph/ Valentini (1998) "übersetzen" die beiden Fälle in eine unterschiedliche Spielsequenz, deren Ergebnisse sie dann vergleichen. Ein fixer Standort bedeutet, daß die Unternehmen sich auf ihren Standort festlegen, bevor die Regierungen ihre Umweltpolitik festsetzen; Kapitalmobilität wird durch die umgekehrte Sequenz modelliert. Ihr Modellrahmen ist ein zweistufiges symmetrisches Spiel mit zwei Firmen, die unvollkommene Substitute produzieren und in einem Cournot-Mengenwettbewerb um Marktanteile auf Drittmärkten rivalisieren. Die fixen Set-up-Kosten sind auf dieser Spielstufe versunken und es gibt keine Transportkosten. Als auf der ersten Spielstufe strategisch gewähltes Politikinstrument wird ein firmenspezifischer Emissionsstandard betrachtet; außerdem wird eine Gewinnsteuer von fast 100 Prozent angenommen (Ulph/ Valentini 1998: 6).

Wie aus Abschnitt 3.1.2. bekannt resultiert aus diesem Szenario auch bei fixem Standort ein Anreiz zu Öko-Dumping, wenn die beiden Firmen in verschiedenen Ländern produzieren<sup>27</sup>. Ulph/ Valentini (1998) zeigen nun, daß das Ausmaß des Öko-Dumpings sich entgegen den

---

<sup>25</sup> Rauscher (1997: 163ff) hat in einem verwandten Modellrahmen gezeigt, daß sich für dieses Rent-Shifting in einer Second-Best-Welt unter bestimmten Parametern auch eine erhöhte Umweltsteuer eignet.

<sup>26</sup> Dies ist zum Beispiel bei Markusen/ Morey/ Olewiler (1995) zumindest im Parameterbereich der von ihnen präsentierten numerischen Beispiele der Fall.

<sup>27</sup> Im Rahmen dieses Modells ist dieses Szenario das Ergebnis eines strategischen Kalküls der Unternehmen; sein Eintreten ist hier jedoch an eine Mindesthöhe der Schadenskosten gebunden (Ulph/ Valentini 1998: 11).

Erwartungen durch die Mobilität der Unternehmen in der Regel nicht vergrößert. Für einen großen Parameterbereich entspricht dann das Gleichgewicht bei mobilen Firmen dem Standardfall bei fixen Standorten. Daneben sind in Abhängigkeit vom Ausmaß der Substituierbarkeit der Produkte beide Fälle möglich; also auch der Fall, daß das Ausmaß des Öko-Dumpings bei Kapitalmobilität geringer ist (Ulph/ Valentini 1998: 4f)<sup>28</sup>.

#### *Freier Markteintritt*

Hoel (1997) wendet seinen Modellrahmen ohne Transportkosten auch auf intraindustriellen Handel und monopolistische Konkurrenz als Marktform an. Er zeigt, daß die Ergebnisse im Prinzip auf diesen Fall übertragbar sind. Falls die Steuersätze im Gleichgewicht differieren, siedeln sich dabei alle Firmen im Land mit den niedrigeren Steuern an; sind die Steuersätze hingegen gleich, so sind Gleichgewichte mit Firmen in beiden Ländern möglich (Hoel 1997: 254).

Markusen (1997) untersucht in einem ähnlichen Modellrahmen wie oben, also mit Transport- bzw. Handelskosten und somit der Möglichkeit multinationaler Konzerne, den Fall des freien Markteintritts, wenn homogene Güter mit steigenden Skalenerträgen produziert werden. Er beschränkt sich dabei auf die Wirkungsanalyse einer gegebenen Umweltpolitik und stellt fest, daß sinkende Handelskosten zwar wie erwartet zu einer steigenden Sensitivität der Standortwahl auf Veränderungen der Umweltkosten führen<sup>29</sup>, daß aber die (in diesem Modellrahmen nur von den Preiseffekten und damit der Konsumentenrente abhängenden) Wohlfahrtswirkungen davon relativ unabhängig sind, so daß Handelsschranken keine geeignete Reaktion sind<sup>30</sup>. Sie hängen jedoch stark davon ab, ob die Kosten der Umweltregulierung auf die fixen oder die variablen Kosten fallen. Im ersteren Fall sind die isolierten Wohlfahrts- (und Produktions-) wirkungen gering, da Rationalisierung die Folge ist. Während einige Firmen den Markt verlassen, produziert der Rest mit höherem Output pro Firma. Hingegen sind die Auswirkungen bei einer Erhöhung der variablen Kosten deutlich größer, da jetzt der Output pro Firma sinkt und damit die Skalenvorteile weniger genutzt werden (Markusen 1997: 301).

#### *Grenzüberschreitende Umweltbelastungen*

Grenzüberschreitende Externalitäten machen es attraktiver, Standort für das Unternehmen zu sein, da ein Teil der dadurch induzierten Umweltbelastungen auf das Ausland abgewälzt werden kann. Sie erhöhen daher die Wahrscheinlichkeit, daß es zu einem Umweltsteuersenkungswettbewerb kommt; dieser kann, z.B. bei globalen Umweltproblemen, zu denen jedes Land nur wenig beiträgt, dann den Charakter eines echten Race to the Bottom auch aus ökologischer Perspektive annehmen (Rauscher 1997: 178).

---

<sup>28</sup> Wenn die Politik ihre Standards in Abhängigkeit von der Firmenzahl setzen kann, reduziert sich das Ausmaß des Öko-Dumpings. Zu diesen Ergebnissen trägt bei, daß aufgrund der üblichen Annahme konvexer Schadenskosten diese bei der Ansiedelung einer zweiten Firma stärker steigen als die Gewinne.

<sup>29</sup> Die Existenz von multinationalen Firmen als solchen erhöht diese Sensitivität hingegen nicht, da da Marktaus- und -eintrittsprozesse nationaler Firmen mindestens genauso sensitiv sind (Markusen 1997: 311f).

<sup>30</sup> Durch die Modellierung der Handelskosten als Transportkosten ist hier allerdings ein Bias eingebaut, da ein Terms-of-Trade-Effekt eines Zolls hiermit ausgeschlossen wird (Markusen 1997: 302).



### *Modellgrenzen*

Zuallererst ist hier zu nennen, daß Umweltsteuern zur Korrektur der Marktverzerrungen durch den Steuerwettbewerb nur ein *Second-best*-Instrument darstellen. First-best wäre eine Kombination von Pigousteuer und Ansiedlungssubvention. Wenn dies möglich sind, sollte es daher kein Race to the bottom geben (Rauscher 1997: 180).

Wenn von den Gewinnen (und den Transportkosten) abstrahiert wird, läuft der Anreiz zu einer laxeren Umweltpolitik allein über das Steueraufkommen. In diesem Fall ist die Wahl des Instruments von Bedeutung. Im Fall eines Emissionsstandards, bei dem die Knappheitsrente der Umweltressource nicht im Land verbleibt, wird die Umweltpolitik aus diesem Grund dann immer zu strikt sein (Rauscher 1997: 176).

Auch wird in den Oligopolmodellen generell Cournot-Wettbewerb als *Marktverhalten* angenommen. Allerdings ist zu vermuten, daß in diesem Szenario mit der Standortwahl als strategischer Variable dieser Annahme nicht die sonst übliche Bedeutung zukommt, da es sich auf der ersten Stufe um eine Null-Eins-Entscheidung der Unternehmen handelt<sup>31</sup>.

Weiter ist die Parameterabhängigkeit der Modellergebnisse problematisch. Allgemeine Aussagen können so kaum getroffen werden bzw. werden mit Vereinfachungen erkauft, die Zweifel an der Generalisierbarkeit über das konkrete Modell hinaus hervorrufen.

Wenn der Rest der Ökonomie nicht vernachlässigt wird, haben Steuersenkungen für die Firma im hier betrachteten Sektor diskriminierende Rückwirkungen auf die anderen Firmen. Dies kann das Potential für Steuersenkungen verringern und so das Race to the Bottom verlangsamen (Rauscher 1995a: 241).

### **3.2.3. Agglomerationsvorteile als gegenläufiger Effekt?**

Bisher wurden nur Sunk Costs und Transportkosten als einer umweltpolitikinduzierten Abwanderung entgegenwirkende Effekte betrachtet. Wenn zusätzlich firmenexterne steigende Skalenerträge bestehen, sind auch Agglomerationsvorteile durch intersektorale Linkages ein Einflußfaktor, der potentiell in diese Richtung wirken kann.

Paul Krugman (1991) hat erst vor kurzem mittels einiger formaler Modelle die Erkenntnis einiger historischer Vorläufer (der ökonomischen Orthodoxie) wieder in Erinnerung gerufen, daß zwischen Wirtschaftsgeografie und Handel bei steigenden Skalenerträgen Wechselwirkungen bestehen können. Eine solche besteht in Agglomerationseffekten. Bei Krugman entstehen diese durch Transportkostendifferenzen und Arbeitskräftemobilität<sup>32</sup>. Venables (1996) leitet ähnliche Agglomerationseffekte auch bei Transportkosten, Kapitalmobilität und intersektoralen Verknüpfungen ab. Die Upstreamindustrien (Zulieferer) haben aus Gründen des Marktzugangs Interesse an Standorten nahe an den (verarbeitenden) Downstreamindustrien, was für letztere aufgrund der dann billigeren intermediären Inputs wiederum einen Standort in der Nähe ihrer Zulieferer vorteilhafter macht.

Die Erweiterung eines Umweltpolitik-Modells mit Kapitalmobilität um diese Effekte, wie sie Ulph/ Valentini (1997) vorgenommen haben, führt zu mehreren neuen Ergebnissen. Zum einen

---

<sup>31</sup> Wie sich in Abschnitt 4.2. und 4.3. zeigen wird, verliert die Marktverhaltensannahme bei strategischen Alternativen der Unternehmen generell an Bedeutung.

<sup>32</sup> Erstere ermöglichen im Zentrum höhere Löhne, während letztere dort dann zu einem Arbeitsmarkt mit entsprechend hoch qualifizierten ArbeitnehmerInnen führen, was eine Selbstverstärkung des Effekts bewirkt.

ist die Marktgröße für die Upstreamindustrien jetzt endogen. Damit hat eine Umweltsteuer in einer Industrie über Kosten- und Nachfrageeffekte auch Rückwirkungen auf andere Industrien. Auch verstärken Agglomerationseffekte den schon in Abschnitt 3.2.1. thematisierten diskontinuierlichen Wohlfahrtseffekt einer Umweltsteuer. Außerdem kann in bestimmten Fällen eine unilaterale Umweltsteuererhöhung über veränderte Agglomerationsanreize die Zahl der Firmen in diesem Land sogar erhöhen. Schließlich kann es in bestimmten Parameterbereichen zu Hystereseffekten durch Umweltpolitik kommen. Falls durch Überschreiten einer kritischen Schwelle alle Firmen abwandern sollten (somit aus einem multiplen ein eindeutiges Gleichgewicht wird), macht eine Steuersenkung diesen Effekt nicht notwendigerweise rückgängig (Ulph/ Valentini 1997: 367).

Um diese Wirkungen abzuleiten wird ein Zwei Länder-Zwei Industrien-Modell mit jeweils zwei Unternehmen pro Sektor, d.h. ohne freien Markteintritt, benutzt. In einem dreistufigen Spiel setzen erst die Länder die Steuersätze einer Umweltsteuer und einer (exogen bleibenden) Gewinnsteuer, dann entscheiden die Unternehmen über den Standort und im dritten Schritt über den Output. Trotz restriktiver Annahmen<sup>33</sup> sind Lösungen nur über numerische Simulationen ableitbar.

Der angesprochene interessante Fall, daß eine Steuererhöhung zu einer verstärkten Ansiedelung führt, entsteht dann aus folgender Konstellation: Im Ausgangspunkt haben beide Upstreamfirmen nur jeweils eine Firma in Land 1, während die Downstreamfirmen aufgrund substantieller Transportkosten in beiden Ländern Standorte haben. Eine kleine Steuer(differenz), die die Standortwahl der intermediären Industrie (noch) nicht beeinflusst, erhöht die Preise für die Abnehmerindustrien; dies erhöht wiederum die Bedeutung der Produktions- im Verhältnis zu den Transportkosten, was aus Gründen des Marktzugangs auch die Upstreamindustrien dazu bringt, sich nur in Land 1 anzusiedeln (Ulph/ Valentini 1997: 377).

Der Anreiz zur Firmenansiedlung entsteht für die Regierungen durch die aufgrund der entfallenden Transportkosten höhere Konsumentenrente und, im Falle einer Gewinnsteuer, durch Rent-Shifting. Da sich für einen weiten Parameterbereich ein Gleichgewicht ergibt, in dem sich alle Firmen in einem Land ansiedeln, sind die strategischen Anreize für die Regierungen betreffend eines möglichen Steuersenkungswettbewerbs in der Regel sehr ähnlich wie im vorigen Abschnitt skizziert. In Abhängigkeit von der Höhe des Umweltschadens ergeben sich daher ähnlich gelagerte Fälle wie bei nur einer Firma (Ulph/ Valentini 1997: 378).

Die Kalibrierung ähnlicher Modelle auf empirische Daten der Chemieindustrie hat zu Ergebnissen geführt, die die Möglichkeit einer inversen Ansiedelung in Teilen unterstützen; vollständige Verlagerungen und Hystereseffekte würden hingegen politische Eingriffe erfordern, die z.B. bei Energiesteuersätzen weit über bisher diskutierte Maßnahmen hinausgehen (Ulph/ Valentini 1997: 381).

Insgesamt führt die Berücksichtigung von Agglomerationseffekten zu einer stärkeren Bindung der Industrien. Damit hat die Umweltpolitik erst ab bestimmten Schwellenwerten Auswirkungen auf die Marktstruktur. Dann können die Wohlfahrtseffekte jedoch drastisch(er) sein.

---

<sup>33</sup> Diese entsprechen in vielem den bisherigen Modellen, beziehen jedoch Transportkosten, die näherungsweise auch weitere mit der Distanz zusammenhängende Handelskosten abbilden, mit ein; allerdings differiert deren Charakter zwischen den beiden Industrien. Technologien zur Minderung des (als rein lokal angenommenen) Umweltschadens existieren nicht. Die Gewinne selbst fließen vollständig dem Stammland des Unternehmens zu (Ulph/ Valentini 1997: 368f).

### 3.3. Eingeschränkte Effektivität der Umweltpolitik

Neben der skizzierten Problematik, daß der internationale Wettbewerb die Striktheit der Umweltpolitik negativ beeinflussen kann, ist auch noch ein damit verwandtes Problem von Bedeutung. Denn bei grenzüberschreitenden oder globalen Umweltproblemen kann auch die ökologische Wirksamkeit von unilateraler Umweltpolitik durch die internationalen Wirtschaftsbeziehungen eingeschränkt werden. Dies wird in der Literatur unter dem Stichwort "Leakage"-Problem diskutiert und spielt insbesondere in der Diskussion von Kohlendioxid- und Energiesteuern zur Bekämpfung des Treibhauseffektes eine wichtige Rolle. Der "Carbon Leakage" entspricht dem Anteil an der Emissionsreduzierung klimapolitisch aktiver Staaten, der durch die korrespondierende Erhöhung von Output und Emissionen in Staaten mit schwächerer Klimapolitik in seiner ökologischen Wirkung aufgehoben wird (Ulph 1994c: 125).

Leakageprobleme können auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden. Üblicherweise werden z.B. der Güterhandel (über eine Veränderung der komparativen Vorteile, die die Umweltverschmutzung im Ausland steigen läßt), sowie die Veränderung auf den Märkten für Primärgüter, insbesondere dem Weltölmarkt, genannt (Rauscher 1998: 2, Smith 1998: 148ff)<sup>34</sup>. Im Rahmen der traditionellen Außenhandelstheorie können Leakage-Effekte nur bei großen Ländern mit Einfluß auf die Weltnachfrage ins Gewicht fallen. Wenn sie dabei den in Abschnitt 3.1. erwähnten Terms-of-Trade-Effekt überwiegen, stellen sie einen Anreiz zur Abschwächung der Umweltpolitik dar (Rauscher 1997: 151). Eine weiteren Mechanismus der Einschränkung der Effektivität der Umweltpolitik stellen Kapitalbewegungen, d.h. umweltregulierungsbedingte Kapitalflucht, dar. In Modellrechnungen mit unterschiedlichen Modelltypen bei vollkommener Konkurrenz werden für die OECD-Länder oder die Europäische Union als "große Länder" in der Regel Leakages zwischen 0 und 30 Prozent ermittelt, wobei die Ergebnisse relativ stark differieren<sup>35</sup>.

Wird die Annahme vollständiger Konkurrenz aufgegeben, so sind jedoch weitere Quellen von Leakage-Effekten und dementsprechend auch veränderte Ergebnisse vorstellbar.

#### *Leakage-Effekte durch strategische Interaktion im internationalen Oligopol*

Im Rahmen des bereits bekannten internationalen Duopolmodells kommen strategische Aspekte durch die Veränderung des Marktanteils hinzu. Neben den oben ausführlich behandelten Effekten ergeben sich hieraus auch Leakage-Probleme.

Rauscher (1998) untersucht diese im Rahmen eines Cournot-Modells mit Energiesteuern. Die Preise für Kapital und Energie werden im Rahmen dieses partiellen Gleichgewichtsmodells als gegeben betrachtet, die Substitution von Energie durch andere Produktionsfaktoren ist möglich. Für den Fall ähnlicher Kostenfunktionen erzielt er das Ergebnis  $|de/de| < |dy/dx|$ . Eine Reduzierung der inländischen Emissionen resultiert also in einem Anstieg der ausländischen Emissionen, d.h. es findet Leakage statt. Allerdings ist dieses geringer als der aus einer Reduzierung des inländischen Outputs resultierende prozentuale Anstieg des Outputs des Rivalen. Das Ausmaß des Leakage-Effekts im Modell des internationalen Duopols

---

<sup>34</sup> Allerdings werden die tendenziell gegenläufigen Einkommenseffekte häufig nicht betrachtet, vgl. zu diesem Punkt Smith (1998: 153f).

<sup>35</sup> Vgl. für einen Überblick über die Ergebnisse der bestehenden Studien Barker/ Johnstone (1998: 93ff) und Smith (1998: 145f).

hängt von einer Vielzahl von Parametern ab. Für den Fall linearer Nachfragefunktionen ist der theoretisch abgeleitete Leakage-Effekt jedoch kleiner als 50 % (Rauscher 1998: 13f).

Ulph (1996b) versucht, im Rahmen der Kalibrierung eines Duopolmodells mit strategisch agierenden Regierungen und Produzenten entsprechend der Situation auf dem internationalen Düngemittelmarkt Leakage-Effekte abzuschätzen. Der Energiepreis wird wie bei Rauscher als konstant angenommen. Er kommt dabei auf von ihm eher als unterschätzt angesehene Leakages von 45 bis 98 Prozent je nach verwendetem Instrument (Ulph 1996b: 352)<sup>36</sup>.

Die Leakage-Effekte in diesem Modellrahmen scheinen prinzipiell höher zu sein als im Rahmen von Modellen mit vollständiger Konkurrenz. Allerdings hängt dies von einer Reihe von restriktiven Annahmen ab. Insbesondere ist hier natürlich wieder das Marktverhalten zu nennen; bei Bertrand-Wettbewerb ist ein entgegengesetztes Ergebnis zu erwarten. Die Gültigkeit der Annahmen vorausgesetzt, verstärken die Leakage-Effekte bei globalen Umweltproblemen den Anreiz zu Öko-Dumping. Allerdings ist damit noch wenig über die Relevanz des strategischen Leakage-Effektes ausgesagt. Zudem wäre zu berücksichtigen, inwieweit dem nicht weitere Anreize zu strategischem Verhalten von Regierungen, z.B. über Demonstrationseffekte, die andere Länder zum Nachziehen animieren, entgegenwirken (Barker/ Johnstone 1998: 121).

#### *Leakage-Effekte durch Veränderungen der Marktstruktur*

Bei Kapitalmobilität kann Umweltpolitik die Marktstruktur verändern. Bei einer Null-Eins Standortentscheidung eines Monopolisten und identischen Ländern beträgt die Leakage-Rate bei Abwanderung 100 Prozent (Rauscher 1998: 15f). Allerdings hat die Analyse in Abschnitt 3.2. auch gezeigt, daß bei Einbezug von Transportkosten die Leakage-Effekte diskontinuierlich, das heißt erst bei der Überschreitung bestimmter Schwellenwerte ins Gewicht fallen (vgl. dort insbesondere Abb. 3). Bei globalen Umweltproblemen bietet dies einen weiteren Anreiz, diese Schwelle nicht zu überschreiten. Im Rahmen der Anpassung eines internationalen Duopolmodells mit endogener Marktstruktur anhand von Daten der Düngemittelindustrie ergeben sich je nachdem, ob Direktinvestitionen in unregulierte Länder stattfinden, Leakages von 0, 30 oder 64 Prozent (Ulph 1994c: 145f).

Läßt man hingegen Produktdifferenzierung und freien Markteintritt zu, so ergibt sich ein Modellrahmen monopolistischer Konkurrenz. Rauscher (1997: 185) weist darauf hin, daß in diesem Rahmen bei grenzüberschreitenden Spillovers sogar inverse Leakage-Effekte auftreten können, falls eine striktere Umweltpolitik zu einer Reduzierung der Zahl der ausländischen Firmen führt. Allerdings ist dieses Resultat an sehr spezielle Annahmen gebunden. Hierauf wird daher erst bei der Modellanalyse der Wirkungen von Umweltpolitik bei monopolistischer Konkurrenz und intraindustriellem Handel in Abschnitt 4.1.2. näher eingegangen.

### **3.4. Zwischenfazit: Bedeutung außenwirtschaftlicher Grenzen**

Zunächst ist festzuhalten, daß auch in den Modellen im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie Umweltpolitik über die induzierten Kosteneffekte in der Regel Auswirkungen auf die internationalen Wirtschaftsbeziehungen hat. In der strategischen Interaktion von Oligopolisten kann eine schwächere Umweltpolitik wie eine Subvention wirken, die die Wettbewerbsfähigkeit der inländischen Unternehmen erhöht. Eine striktere Umweltpolitik schwächt hingegen dessen

---

<sup>36</sup> Das höchste Ergebnis ergibt sich für den Fall, daß die Vorreiterländer beide Umweltstandards verwenden.

Position, allerdings ist das Ergebnis in der Regel nicht der Marktaustritt, sondern der Verlust von Marktanteilen. Diese negative Wirkung ist allerdings an Cournot-Verhalten und ein enges Oligopol weniger Firmen gebunden.

Die Einbeziehung der Möglichkeit der Abwanderung hat gezeigt, daß die Wirkung nicht nur von der Differenz der Umweltpolitiken abhängt, sondern auch von deren Niveau. Während in unkritischen Parameterbereichen die Wirkungen eher marginaler Natur bleiben, kann bei der Überschreitung bestimmter Schwellenwerte die Umweltpolitik die Marktstruktur selbst verändern und so erhebliche Auswirkungen zeitigen. Das Ausmaß hängt dabei auch davon ab, ob die Umweltregulierung auf die fixen oder die variablen Kosten wirkt.

Bei grenzüberschreitenden und insbesondere globalen Umweltschäden kann die Effektivität einer unilateral strikteren Umweltpolitik dadurch eingeschränkt werden, daß hierdurch ökologische Auswirkungen im Ausland hervorgerufen werden, die die inländischen ökologischen Erfolge teilweise konterkarieren. Wie gezeigt wurde, kann die Relevanz dieser Leakage-Effekte bei oligopolistischer Marktstruktur höher sein kann als bei vollkommener Konkurrenz.

Aus den skizzierten Wirkungen kann sich unter bestimmten Bedingungen selbst bei rein nationalen Umweltproblemen ein unilateraler Anreiz zur Abschwächung der Umweltpolitik ergeben. Diese Tendenz zu Öko-Dumping wird insbesondere durch die mit unvollkommener Konkurrenz verbundenen Existenz von wohlfahrtsrelevanten Renten hervorgerufen und kann bei nichtkooperativem Verhalten der betroffenen Länder zu einem Regulierungswettlauf nach unten führen. Allerdings ist dies entscheidend an eine Reihe von Voraussetzungen gebunden.

Wichtig ist hier zum einen, daß andere handelspolitische Instrumente nur beschränkt zur Verfügung stehen, denn aufgrund der durch die strategische Umweltpolitik hervorgerufenen Umweltschäden hat diese eindeutig Second-Best-Charakter. Allerdings ist dies bei der derzeit weltweit bestehenden Tendenz zur umfassenden Handelsliberalisierung z.B. im Rahmen von Europäischer Union und Welthandelsorganisation WTO keine unrealistische Annahme.

Zum zweiten hängt die Plausibilität des Ergebnisses von zentralen Charakteristika der betroffenen Industrien ab. Öko-Dumping ist um so plausibler, je stärker die ausländische Reaktion auf eine kleine Zunahme der Exporte ist, und je höher die Konzentration der inländischen Industrie ist (Helpman/ Krugman 1989: 97). Auch zahlt sich aggressives Verhalten durch die Regierungen, nur aus, wenn auf dem Produktmarkt die Reaktionskurven fallend verlaufen. Erfüllt ist dies insbesondere bei hohen Investitionskosten, keiner nennenswerten Produktdifferenzierung und einem eher kapazitätsbeschränkten Wettbewerb, für den Cournot-Verhalten eine gute Approximation darstellt. Allerdings ist Öko-Dumping nur dann rational, wenn das inländische Unternehmen (noch) nicht Marktführer ist.

Sobald die Standortverlagerung eine relevante strategische Alternative der Unternehmen darstellt, können aufgrund des diskretionären Entscheidungskalküls an kritischen Schwellen kleine Umweltsteuererhöhungen zu großen Wohlfahrtswirkungen führen. Zwar muß sich das Ausmaß des möglichen Steuersenkungswettlaufes nicht erhöhen, er ist jetzt aber für eine größere Zahl von Marktstrukturen wahrscheinlich, jedoch nur wenn die Umweltschäden nicht zu groß sind.

Aus all dem folgt zumindest, daß die Plausibilität einer Politik des Öko-Dumping nicht einfach generalisiert werden kann, sondern an hohe informationelle Anforderungen gebunden ist. Um entsprechend agieren zu können, muß die Regierung sowohl die genaue Industriestruktur kennen als auch in der Lage sein, ein glaubwürdiges Subventionssignal zu setzen. Allerdings

---

ist mit der Benennung der Bedingungen bereits angedeutet, daß einige Faktoren Öko-Dumping auch entgegenwirken. Eine genauere Analyse wird Gegenstand des nächsten Kapitels sein.

Wenn sich Öko-Dumping als nichtkooperatives Gleichgewicht ergibt, können kooperative Lösungen prinzipiell geeignet sein, dies zu verhindern oder zumindest einzugrenzen. Im Rahmen eines Wettbewerbs auf Exportmärkten würde kooperativ sogar eine striktere Umweltpolitik zur maximalen Ausbeutung der ausländischen KonsumentInnen führen. Allerdings sind die Freerider-Anreize erheblich (vgl. für die politischen Schlußfolgerungen Abschnitt 5.3.).

## 4. Koinzidenz von Umweltpolitik und Außenwirtschaftspolitik

Die Grundaussage der "Porter-Hypothese", daß gerade eine strikte Umweltpolitik zu internationalen Wettbewerbsvorteilen führen kann, stützt sich auf die Betonung von (bisher von den Unternehmen nicht wahrgenommenen) Innovationen durch den Druck von Umweltstandards, die die gestiegenen Kosten kompensieren können und auf "early mover advantages" im Rahmen eines internationalen Trends (Porter/ van der Linde 1995: 104f). Eine ähnliche Aussage ist im Rahmen der traditionellen Außenwirtschaftstheorie über das Optimalzollargument nur für den Spezialfall des großen Landes ableitbar. Hingegen ermöglicht es der Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie, und hier insbesondere die Annahme unvollkommener Konkurrenz, die Bedingungen näher zu analysieren, unter denen ein solcher Anreiz zu strikter Umweltpolitik gegeben sein kann. Allerdings wird hier die Bedeutung strategischen Verhaltens betont, während Porter stärker mit unvollkommener Information argumentiert (Palmer et al. 1995: 126)<sup>1</sup>.

Ein möglicher Anhaltspunkt sind Marktformen, die ein Ergebnis, wie es von der Porter-Hypothese prognostiziert wird, begünstigen. Insbesondere ist zu prüfen, ob Preiswettbewerb bei heterogenen Gütern, und zwar sowohl im Bertrand-Wettbewerb des internationalen Oligopols als auch bei monopolistischer Konkurrenz, eine geeignete Rahmenbedingung dafür darstellt, daß eine strikte Umweltpolitik mit der angemessenen Außenwirtschaftspolitik harmoniert.

Weiter sind es vor allem zwei mögliche Argumente, die die Porter-Hypothese im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie stützen könnten: Zum einen können durch eine geeignete Umweltpolitik strategische Innovationen angeregt werden, die den inländischen Unternehmen auf dem Weltmarkt einen Vorteil verschaffen. Zum anderen können geeignet festgelegte Produktstandards einen ähnlichen Zweck erfüllen. Beide Argumente lassen sich im Rahmen unterschiedlicher internationaler Oligopolmodelle untersuchen.

### 4.1. Günstige Rahmenbedingungen durch bestimmte Typen von Marktstrukturen?

Wie z.B. Abschnitt 3.1. gezeigt hat, hat sich die z.T. geäußerte Vermutung, daß unvollkommene Konkurrenz per sé eher ein günstige(re)s Umfeld für eine Harmonie von strikter Umweltpolitik und Außenwirtschaftspolitik darstellt, in ihrer allgemeinen Form nicht bestätigt. Allerdings kann dies für bestimmte Marktformen dennoch der Fall sein. Sowohl ein Preiswettbewerb im internationalen Oligopol als auch monopolistische Konkurrenz bei Produktdifferenzierung bieten hier Anhaltspunkte, die im folgenden geprüft werden.

#### 4.1.1. *Bertrand-Wettbewerb im internationalen Oligopol*

Im folgenden wird ein sehr ähnlicher Modellrahmen wie in Abschnitt 3.1. angenommen. Allerdings wird im Rahmen des internationalen Duopols jetzt von heterogenen Gütern ausgegangen, und anstelle über Mengen wie im Cournot-Wettbewerb konkurrieren die Firmen jetzt über Preise (Bertrand-Wettbewerb). Für die formale Ableitung der Modellergebnisse vgl. Anhang 1.

---

<sup>1</sup> Vgl. für eine systematische Prüfung der Porter-Hypothese auch die Arbeit von Schmid (1997). Monopolistische Konkurrenz wird von ihr allerdings nicht berücksichtigt.

### *Modellergebnisse bei Bertrand-Verhalten*

Eine Erhöhung des inländischen Emissionsstandards führt auf dem Produktmarkt jetzt zu einer Steigerung von Preisen und Gewinnen *beider* Rivalen bei einer generellen *Outputsenkung*. Für die Regierung besteht daher ein Anreiz, den Umweltstandard so hoch zu setzen, daß die Vermeidungskosten über den Schadenskosten liegen. Dies gilt natürlich wiederum für beide Regierungen, nur ist ein Regulierungswettbewerb nach oben in diesem Fall für beide Länder optimal, da er auf Kosten des Drittlandes erfolgt. Dies ist das Gegenteil von Öko-Dumping und widerspricht somit dem Ergebnis des Grundmodells aus Abschnitt 3.1.1. zunächst diametral. Dieses Resultat läßt sich mit den besonderen Eigenschaften des Bertrand-Gleichgewichts erklären. Die Rivalen machen sich hier zu starke Konkurrenz. Durch den Umweltstandard steigen die Grenzkosten des betroffenen Unternehmens, es kann daher glaubwürdig seine Preise erhöhen und wird so zum Stackelberg-Führer. Dies wird vom nicht direkt betroffenen Unternehmen begrüßt, da es nun ebenfalls - natürlich auf Kosten der KonsumentInnen des Drittlands - seine Preise und Gewinne erhöhen kann (Barrett 1994: 336).

### *Reichweite und Grenzen des Modells*

Wie in Abschnitt 3.1.2. gilt auch hier, daß das Ergebnis eine Second-Best-Lösung darstellt. First-Best wäre eine Exportrestriktion und die optimale Umweltpolitik. Auch haben jetzt beide Länder Interesse an einer strikteren Umweltpolitik, das kooperative Optimum würde (auf Kosten der KonsumentInnen des Drittmarktes) sogar noch strikter ausfallen.

Der abgeleitete Anreiz zu strikter Umweltpolitik wird im Falle auch im Inland *oligopolistischer Industrien* durch das hinzukommende Terms-of-Trade-Motiv noch verstärkt (Ulph 1994b: 28). Es kann jedoch Probleme der Wirksamkeit des Signals geben, wenn eine Vielzahl von Oligopolisten in verschiedenen Ländern betroffen ist.

Der Anreiz wird allerdings abgeschwächt, sobald auch *inländischer Konsum* einbezogen wird, da mit der strikteren Umweltpolitik jetzt ein Verlust an Konsumentenrente verbunden ist. Conrad (1996: 93) leitet in einem Modellrahmen mit linearer Nachfragefunktion und konstanten Grenzkosten sogar ab, daß bei Einbezug des inländischen Konsums auch im Bertrand-Fall mit heterogenen Gütern ein Emissionssteuersatz unterhalb der Grenzschadenskosten gewählt wird. Dieser Anreiz zu Öko-Dumping tritt nach seiner Analyse in einem plausiblen Parameterbereich auch auf, wenn intraindustrieller Handel zwischen den beiden betrachteten Ländern stattfindet (Conrad 1996: 96). Sobald strategisches Verhalten der Produzenten zugelassen wird, leitet Ulph (1994b: 25) in einer numerischen Analyse (nur) für den Fall einer Umweltsteuer ein ähnliches Ergebnis selbst unter der Drittlandannahme ab.

Bei *grenzüberschreitenden Emissionen* rückt die strategische Optimallösung in jedem Fall näher an die Internalisierungslösung heran; bei hinreichend hohen Spillovers kann jetzt auch hier ein Anreiz zu Öko-Dumping bestehen (Rauscher 1997: 188).

Wie in Abschnitt 3.1.2. bereits diskutiert, ist das *Marktverhalten* für den Grundtenor des abgeleiteten Ergebnisses entscheidend. Also ist von Bedeutung, unter welchen Bedingungen Bertrand-Wettbewerb und damit Preiskonkurrenz eine angemessene Annahme ist. Spiegelbildlich zu den dortigen Ergebnissen ist dies vor allem der Fall, wenn Produktdifferenzierung von Bedeutung ist und wenn die Grenzkosten eher flach verlaufen, d.h. Kapazitätsbeschränkungen keine Rolle spielen (Tirole 1988: 224, Shapiro 1989: 346, 351). Allerdings erwächst aus der reinen Preiskonkurrenz für die Unternehmen natürlich ein Anreiz, dieser auszuweichen. Dies gilt umso mehr, wenn sie längerfristig am Markt agieren und das Spiel eigentlich wiederholt



spielen. Folglich stellt das skizzierte Szenario eher einen Sonderfall dar und es ist auch hier sinnvoll, eine weitere Strategievariable in die Überlegungen mit einzubeziehen, wie es z.B. in Abschnitt 4.3.2. geschieht. Wenn, wie in Abschnitt 3.2., die *Abwanderung* eine strategische Möglichkeit des Unternehmens darstellt, ist zu erwarten, daß das Szenario einer strikten Umweltpolitik hingegen schnell an seine Grenzen stößt, allerdings wurde der Bertrand-Fall bei Kapitalmobilität noch nicht explizit untersucht. Für den Fall des *freien Markteintritts* steht zu vermuten, daß sich die Abweichung zumindest abschwächt, da sich der Fokus der Politik auf die Konsumentenrente verlagert. Damit landet man im Szenario monopolistischer Konkurrenz, das im folgenden Abschnitt untersucht wird.

### *Fazit*

Insgesamt zeigt sich der Anreiz zu strikterer Umweltpolitik im Bertrand-Fall als wesentlich weniger robust als das Öko-Dumping-Szenario bei Cournot-Verhalten, da bei ersterem in der Regel bei Einbezug inländischen Konsums, grenzüberschreitender Umweltprobleme oder weiterer strategischer Entscheidungsvariablen keine Verallgemeinerung des Modellergebnisses möglich ist. Die in der Literatur oft vorzufindende Gleichbehandlung (z.B. Barrett 1994) ist daher nicht angemessen. Allerdings ist bei Bertrand-Verhalten die Generalisierung auf mehrere oligopolistische Firmen unproblematisch. Schließlich ist festzuhalten, daß der potentielle außenwirtschaftspolitische Erfolg von Umweltpolitik im Bertrand-Szenario kein Ergebnis von Innovation, sondern das einer durch die Umweltpolitik bewirkten Outputbegrenzung ist.

### **4.1.2. Monopolistische Konkurrenz und intraindustrieller Handel**

Eine weitere Marktform, die mit steigenden Skalenerträgen vereinbar ist, ist monopolistische Konkurrenz. In der Literatur wird behauptet, daß auch in diesem Modellrahmen Öko-Dumping nicht evident sei (z.B. Rauscher 1997: 211). Um dies zu prüfen, wird ein Modell analysiert, das auf Gürtzgen/ Rauscher (1997) und Rauscher (1997) aufbaut. Im Unterschied zu letzterem wird jedoch als umweltpolitisches Instrument ein Emissionsstandard betrachtet. Im Mittelpunkt stehen jetzt nicht mehr strategische Interaktionen, von diesen wird durch die Modellannahmen abstrahiert, sondern Wirkungen von Umweltpolitik auf die Markt- und Handelsstruktur. Auch dieses zweite Grundmodell wird im folgenden exemplarisch auch formal dargestellt.

### *Modellannahmen*

Ausgangspunkt ist ein symmetrisches Zwei-Länder-Modell mit zwei Produktionsfaktoren Kapital  $k$  und Emissionen  $e$  sowie, in Anlehnung an Krugman (1980), nur einem Sektor, der durch monopolistische Konkurrenz und differenzierte, nur imperfekt substituierbare Produkte gekennzeichnet ist. Die KonsumentInnenpräferenzen sind durch eine "love of variety" gekennzeichnet; die Modellierung folgt dabei einer vereinfachten Fassung von Dixit/ Stiglitz (1977).

Die Nutzenfunktion der repräsentativen KonsumentIn läßt sich dann wie folgt darstellen<sup>2</sup>:

$$(1) \quad U(x_1, \dots, x_m) = \sum_{i=1}^m x_i^q,$$

mit Nutzen  $U$ ,

---

<sup>2</sup> Diese Formulierung erscheint relativ unrealistisch, denn sie impliziert, daß von jeder Varietät gleichviel konsumiert wird. Allerdings deckt sie unter bestimmten Annahmen näherungsweise auch eine Situation ab, in der unterschiedliche KonsumentInnen unterschiedliche Varietäten nutzen (Rauscher 1997: 202f).

der von jedem Produkt  $i$  konsumierten Menge  $x_i$ ,  
 m verfügbaren Produkten und  
 einem Präferenzparameter  $\theta$ , für den gilt  $0 < \theta < 1$ .

Falls die Zahl der Produkte hinreichend groß ist, läßt sich dann die Substitutionselastizität zwischen zwei Produkten mit  $1/1 - \eta$  angeben. Plausiblerweise wird dabei angenommen, daß die Substitutionselastizität  $1/1 - \eta$  mit steigender Anzahl von Produkten tendenziell zunimmt, also gilt  $\eta'(m) \geq 0$ . Zunächst wird zur Vereinfachung jedoch ihre Konstanz unterstellt, eine Annahme, die später jedoch aufgehoben wird.

Schließlich wird der Output als eine konkave Funktion des variablen Kapitals  $k$  und der Emissionen  $e$  mit positiven ersten und negativen zweiten partiellen Ableitungen sowie einer positiven Kreuzableitung angenommen. Die beiden Produktionsfaktoren sind also prinzipiell substituierbar. Es bestehen Fixkosten der Produktion in Form eines notwendigen Fixkapitals  $K_0$ . Die Umweltregulierung erfolgt in Form eines Umweltstandards, der ein fixes (maximales) Emissionsniveau pro Firma festlegt. Das Kapitalangebot  $\bar{k}$  ist jeweils inelastisch und wird als international immobil angenommen.

#### Modellstruktur

Jede Firma stellt ein unterschiedliches Produkt her und sieht sich folgender, in beiden Ländern gleichen individuellen Nachfragefunktion gegenüber (Gürtzgen/ Rauscher 1997: 4)<sup>3</sup>:

$$(2) \quad p_i = \phi \cdot x_i^{\theta-1}$$

mit  $\phi$  als Nachfrageparameter.

Sowohl  $\phi$  als auch  $\theta$  werden als für die Firmen exogen angenommen<sup>4</sup>.

Dabei wird angenommen, daß bis auf das Produktdesign alle inländischen ProduzentInnen identisch sind, weshalb in der Folge auf das Subskript  $i$  verzichtet werden kann und nur noch ein repräsentatives Unternehmen betrachtet wird.

Die repräsentative Firma im Inland optimiert ihren Kapitaleinsatz gemäß der folgenden Gewinnfunktion

$$(3) \quad \mathbf{p}^1 = p^1 \cdot x(k^1, e) - z^1 \cdot (k^1 + K_0^1),$$

mit  $z^1$  als für die einzelnen Firmen exogenen inländischem Kapitalmarktzins.

Als Bedingung erster Ordnung ergibt sich

$$(4) \quad \theta \cdot \phi \cdot x^{\theta-1} \cdot x_{k^1} - z^1 = 0,$$

was umgeformt unter Verwendung von (2) die monopolistische Preissetzung charakterisiert:

<sup>3</sup> Auf die formale Ableitung der Nachfrage aus der Optimierung der KonsumentInnen wird hier verzichtet, vgl. dazu Rauscher (1997: 204, 215).

<sup>4</sup> Diese Annahme stellt, wie Rauscher (1997: 204) auch selbst feststellt, im gewählten Modellrahmen eigentlich eine unzulässige Vereinfachung dar, da sie zumindest bei mit der Zahl der Varietäten steigender Substitutionselastizität erst für eine gegen unendlich gehende Zahl von Produktvarietäten gültig ist (Yang/ Heijdra 1993: 297), aber modellendogen eine endliche Zahl von Varietäten abgeleitet wird.

$$(5) \quad \mathbf{q} \cdot p^1 \cdot x_{k^1} = z^1.$$

Bei freiem Markteintritt muß der Gewinn 0 sein, und somit gilt als Nullgewinnbedingung:

$$(6) \quad p^1 \cdot x(k^1, e) - z^1 \cdot (k^1 + K_0^1) = 0.$$

Mit dem als unelastisch angenommenen inländischen Faktorangebot  $\bar{k}^1$  und  $n^1$  inländischen Firmen ergibt sich für das (Real-)Kapitalmarktgleichgewicht die Bedingung

$$(7) \quad n^1 \cdot (k^1 + K_0^1) = \bar{k}^1.$$

Bedingungen (5), (6) und (7) charakterisieren die Angebotsseite der inländischen Volkswirtschaft und gelten bei identischen Ländern für das Ausland analog.

Zu diesen bereits bekannten Gleichungen hinzu kommt die Nachfragebedingung, wobei auch die Handelsverflechtung berücksichtigt werden muß. Algebraisch folgt dann aus der bereits bekannten inversen Nachfragebedingung (2) mithilfe einiger Umformungen:

$$(8) \quad p^1 / (x^1 - im^2)^{\theta-1} - p^2 / (im^1)^{\theta-1} = 0,$$

mit  $im^1$  als inländischen Importen ausländischer Varianten und  
 $im^2$  als ausländischen Importen inländischer Varianten.

Das Preisverhältnis zwischen in- und ausländischen Produkten muß gleich der Grenzrate der Substitution sein (Rauscher 1997: 209); die Bedingung gilt als (8') für das Ausland analog.

Schließlich muß in der dem Modell zugrundeliegenden güterwirtschaftlichen Logik noch folgende Zahlungsbilanzbedingung erfüllt sein:

$$(9) \quad n^1 \cdot p^1 \cdot im^2 - n^2 \cdot p^2 \cdot im^1 = 0.$$

Aus den Gleichungen (8), (8') und (9) lassen sich Importe, Exporte und die Terms of Trade ableiten. Für die Terms of trade ergibt sich der Zusammenhang:

$$(10) \quad x^1 - x^2 \cdot (p^1)^{\frac{1}{\theta-1}} = 0.$$

### *Wirkungen von Umweltpolitik*

Mit der Annahme einer konstanten, d.h. nicht von der Anzahl der Varianten abhängigen Substitutionselastizität sind die Variablen der ausländischen Angebotsseite unabhängig von der inländischen Umweltpolitik und vice versa (Rauscher 1997: 209). Mit der Wahl von  $p^2 = 1$  als Numeraire stellt  $p^1$  die inländischen Terms of Trade dar. Damit läßt sich der Einfluß der inländischen Umweltpolitik durch das totale Differenzieren von Gleichung (5) bis (7) bestimmen:

$$(11) \quad \begin{bmatrix} \mathbf{q} \cdot p^1 \cdot x_{k^1 k^1}^1 & -1 & 0 \\ p^1 \cdot x_{k^1}^1 - z^1 & -(k^1 + K_0^1) & 0 \\ n^1 & 0 & (k^1 + K_0^1) \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} dk^1 \\ dz^1 \\ dn^1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} -\mathbf{q} \cdot p^1 \cdot x_{k^1 e}^1 \cdot de \\ -p^1 \cdot x_e^1 \cdot de \\ 0 \end{bmatrix}$$

Die Determinante der partiellen Ableitungen ergibt sich als

$$(12) \quad \Delta = (k^1 + K_0^1) \cdot [p^1 \cdot x_{k^1}^1 - z^1 - \theta \cdot p^1 \cdot x_{k^1 k^1}^1 \cdot (k^1 + K_0^1)].$$

Aus der Bedingung für die monopolistische Preissetzung (5) folgt, daß der Term  $p^1 \cdot x_{k^1}^1 - z^1$  strikt positiv ist. Damit ist auch die gesamte Determinante positiv.

Damit ergeben sich

$$(13) \quad \frac{dz^1}{de} = \frac{1}{\Delta} \cdot \theta \cdot p^1 \cdot (k^1 + K_0^1) \cdot [x_{k^1e}^1 \cdot (p^1 \cdot x_{k^1}^1 - z^1) - x_{k^1k^1}^1 \cdot x_e^1],$$

$$(14) \quad \frac{dk^1}{de} = \frac{p^1 \cdot (k^1 + K_0^1)}{\Delta} \cdot [\theta \cdot x_{k^1e}^1 \cdot (k^1 + K_0^1) - x_e^1] \text{ und}$$

$$(15) \quad \frac{dn^1}{de} = \frac{n^1 \cdot p^1}{\Delta} \cdot [x_e^1 - \theta \cdot x_{k^1e}^1 \cdot (k^1 + K_0^1)].$$

Aus Bedingung (5) folgt für (13), daß  $dz^1/de > 0$  ist; d.h. eine striktere Umweltpolitik senkt das Einkommen des anderen Produktionsfaktors. Das Vorzeichen von  $dk^1/de$  ist unbestimmt. Da der hieraus resultierende indirekte Effekt auf den Output zweiter Ordnung, der direkte Effekt des Emissionsstandards aber erster Ordnung ist, führt zumindest für kleine Variationen der Umweltpolitik ein höherer Umweltstandard zu einem geringeren Output<sup>5</sup>. Schließlich zeigt sich, daß in diesem Modellrahmen die Auswirkung einer strikteren Umweltpolitik auf die Anzahl der inländischen Firmen und damit auf die Anzahl der Varianten nicht eindeutig ist.

Dies erklärt sich durch das Wirken von zwei gegenläufigen Effekten (Gürtzgen/ Rauscher 1997: 7f). Eine Aufweichung der Umweltpolitik hat zunächst als direkten Effekt über einen steigenden Output einen positiven Gewinneffekt. Dies führt zum Eintritt neuer Firmen. Aber ein indirekter Kapitalproduktivitätseffekt wirkt dem entgegen. Mit steigenden zulässigen Emissionen wird Kapital produktiver, was eine steigende Kapitalnachfrage und daher (in neoklassischer Logik) einen steigenden Zins zur Folge hat. Wenn dieser Effekt überwiegt, müssen aufgrund von Verlusten einige Firmen den Markt verlassen.

Aus (10) ergibt sich außerdem, daß sich die Terms of Trade des Inlands aufgrund des abnehmenden Outputs pro inländischer Firma bei konstantem Output der ausländischen Firmen durch eine striktere Umweltpolitik verbessern. Die Auswirkungen auf den Konsum und das Volumen des Handels sind hingegen nicht eindeutig (Rauscher 1997: 211).

Die Ergebnisse werden noch uneindeutiger, wenn eine mit der Anzahl der Varianten steigende Substitutionselastizität angenommen wird. Damit ergibt sich über den Konsum ein Spillover auf die ausländische Industrie. Hierdurch werden auch die inländischen Outputeffekte uneindeutig (Rauscher 1997: 211). Allerdings läßt in diesem Rahmen, wie in Abschnitt 3.3. bereits angedeutet, eine interessante Schlußfolgerung hinsichtlich der Leakage-Effekte bei globalen Umweltproblemen ableiten, was im folgenden Exkurs kurz erklärt wird.

#### *Exkurs: Leakage-Effekte bei monopolistischer Konkurrenz*

Eine variable Substitutionselastizität führt zur Interdependenz des Angebots in beiden Volkswirtschaften. Da es in diesem Modellrahmen keine strategische Interaktion zwischen Firmen gibt, erfolgt der Einfluß der inländischen Regulierung auf das Ausland allein über die Veränderung von ### infolge von Veränderungen der inländischen Marktstruktur. Die formale

<sup>5</sup> Rauscher (1997: 210) leitet für den Fall einer Umweltsteuer die Wirkung des Steuersatzes auf den Output direkt ab und erzielt dabei das genannte Ergebnis auch formal.

Analyse zeigt, daß die Veränderung der Zahl der Firmen infolge einer Änderung der Umweltpolitik ähnlich wie in (15) unbestimmt ist. Das Ergebnis hängt vom Vorzeichen des Terms  $\left[ x_e^1 - \theta \cdot x_{k^1e}^1 \cdot (k^1 + K_0^1) \right]$  ab. Allerdings sind die Marktstruktureffekte in beiden Ländern entgegengesetzt. Wenn z.B. die Anzahl der inländischen Firmen steigt, sinkt die Zahl der ausländischen Firmen. Denn mit zunehmendem  $n^1$  steigt die Anzahl der verfügbaren Produkte und damit auch  $\theta$ . Die Nachfrage nach allen Varianten wird aufgrund der steigenden Wahlmöglichkeiten elastischer. Damit erweist sich das gewählte Mark-up der ausländischen Produzenten als zu hoch, was Verluste zur Folge hat. Einige Firmen müssen den Markt verlassen, bis das Nullgewinngleichgewicht wiederhergestellt ist. Rückwirkungen dieses Vorgangs auf die inländische Ökonomie verstärken den Gewinneffekt nur, verändern am qualitativen Ergebnis also nichts (Gürtzgen/ Rauscher 1997: 6ff).

Der Leakage-Effekt ergibt sich in diesem Modell allein aus dem Marktstruktureffekt, da sich die Emissionen annahmegemäß proportional mit der Zahl der Firmen verändern. Es ist nun ein Szenario möglich, nämlich  $dn^2/de > 0$ , in dem striktere inländische Umweltstandards über die sinkende Zahl ausländischer Produzenten zu geringeren Emissionen im Ausland führen, d.h. ein "inverses" Leakage stattfindet. Die Bedingung hierfür läßt sich umformen zu

$$(16) \quad \frac{1}{\theta} \cdot \frac{k^1}{k^1 + K_0^1} < \frac{x_{k^1e}^1 \cdot k^1}{x_e^1}.$$

Dabei entspricht  $1/\theta$  dem Mark-up des Monopolisten, der zweite Faktor ist das Verhältnis von variablem Kapital zu Gesamtkapital. Der Faktor auf der rechten Seite entspricht unter der Annahme einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion der Outputelastizität des Kapitals. Ein realistischer empirischer Wert hierfür ist nach Angaben von Gürtzgen/ Rauscher ungefähr 0,3. Es handelt sich - allerdings, wie zu zeigen ist, nur in diesem Modellrahmen - also nicht um einen rein theoretischen Fall; vielmehr kann ein inverser Leakage-Effekt auftreten, wenn Fixkosten erheblich und zugleich die Marktmacht aufgrund elastischer Nachfrage eher gering ist (Gürtzgen/ Rauscher 1997: 8f)<sup>6</sup>.

#### *Grenzen des Modells*

Eine nähere Analyse zeigt, daß die Modellergebnisse an sehr spezifische Annahmen gebunden sind. Als treibende Variable der im Zentrum des Interesse stehenden Möglichkeit gegenläufiger Effekte wirken Veränderungen des inländischen Zinssatzes. Ihre Bedeutung erwächst insbesondere daraus, daß sie nicht nur die Höhe der variablen Kosten, sondern auch die der Fixkosten entscheidend beeinflussen. Also ist zu prüfen, wie robust die in Bedingung (13) abgeleitete Zinsvariation durch Umweltpolitik ist. Hier ergeben sich drei gewichtige Einwände:

**###** Sobald ein Modell mit mehreren (verschiedenen) Sektoren betrachtet wird, wird diese Wirkung selbst unter sonst gleichen Annahmen zwangsläufig abgeschwächt.

**###** Ein solches Ergebnis läßt sich nur im Rahmen der neoklassischen gütermarktorientierten Zinstheorie ableiten. Sobald Zins und Kapitalangebot als Vermögensmarktphänomene aufgefaßt werden, die zusätzlich

---

<sup>6</sup> Theoretisch ist es in diesem Rahmen bei entsprechend großem Kapitalproduktivitätseffekt möglich, daß eine striktere Umweltpolitik zu steigenden inländischen Gesamtemissionen führt (Gürtzgen/ Rauscher 1997: 9).

durch die Geldpolitik beeinflusst werden, ist ein direkter Zusammenhang zwischen Umweltpolitik und Zins zerschlagen (vgl. auch Abschnitt 5.2.).

### Schließ­lich sind die Ergebnisse an Kapitalmobilität gebunden. Bei der Existenz eines Weltkapitalmarkts hält Rauscher (1997: 85) selbst an anderer Stelle eine Zinswirkung der Umweltpolitik für unrealistisch. Vielmehr ist zu erwarten, daß eine striktere Umweltpolitik eines Landes jetzt zur Abwanderung der Unternehmen führt, sofern diese entsprechend mobil sind. Hoel (1997: 254) leitet genau dieses Ergebnis ab.

Damit erweist sich der inverse Leakage-Effekt, der gerade auf einem Szenario mit hohen Fixkosten basiert, in dem die Zinswirkung voll zum tragen kommt, als ein Phänomen, dessen Relevanz bereits theoretisch stark in Zweifel zu ziehen ist. Damit bleibt als wahrscheinlichste Variante übrig, daß eine striktere Umweltpolitik die Anzahl der inländischen Unternehmen reduziert und die ausländischen erhöht und es daher zu den üblichen Leakage-Effekten kommt.

#### *Optimale Umweltpolitik*

Die explizite Ableitung der diesen Wirkungen angemessenen optimalen Umweltpolitik ist allerdings schwierig, und wird durch die skizzierten Einwände nicht einfacher. Rauscher (1997: 211) vertritt die Auffassung, daß sich aus der Übertragung der in Abschnitt 2.2.2. dargestellten Überlegungen von Gros (1987) auf die Umweltpolitik ein Anreiz zu einer eher strikteren Umweltpolitik ableiten lasse. Allerdings ist diese Schlußfolgerung fragwürdig. Die Vorteilhaftigkeit des Zolls beruht, wie in Abschnitt 2.2.3. gezeigt, in den Modellen des intraindustriellen Handels gerade auf der Diskriminierung zwischen in- und ausländischen Produkten bzw. zwischen Produktion für den heimischen Markt und Exporten; eine Umweltregulierung erlaubt eben dies jedoch in der Regel nicht. Krutilla (1991) muß für die Gültigkeit des Optimalzollarguments für die Umweltpolitik, wie am Beginn von Abschnitt 3.1. ausgeführt, daher annehmen, daß das betreffende Land Netto-Exporteur im betroffenen Sektor ist. Eben dies ist im hier präsentierten Modellrahmen symmetrischer Länder nicht der Fall. Zudem sind die Umweltschäden an sich in diese Überlegungen noch nicht mit einbezogen.

Ziesemer (1995) versucht, im Rahmen eines speziellen allgemeinen Gleichgewichtsmodells mit monopolistischer Konkurrenz in allen Sektoren, das keine (automatische) Substitution von Kapital und Energie, dafür aber Arbeitslosigkeit als weitere Marktunvollkommenheit zuläßt, die Bedingungen für die optimale Umweltpolitik abzuleiten. Er kommt ebenfalls zu von der von Rauscher vorgeschlagenen Linie abweichenden politischen Empfehlungen. Ein Optimalzollargument, das, wie gezeigt, von der Netto-Exportposition abhängig wäre, berücksichtigt er allerdings nicht. Stattdessen nimmt er implizit Kapitalmobilität an, indem er exogen einen Wettbewerbsconstraint in dem Sinn einführt, daß sich die Grenzkosten nicht erhöhen dürfen. In diesem Modellrahmen sind spezifische Annahmen über die Nutzenfunktion der Konsumenten nötig, um überhaupt eine Positivität des Umweltsteuersatzes sicherzustellen<sup>7</sup>.

Dieses Ergebnis ist konsistent mit den bereits in Abschnitt 3.2.2. erläuterten Ergebnissen von Hoel (1997) bei Kapitalmobilität, sofern der Umweltschaden nicht so groß ist, daß ein NIMBY-Ergebnis wahrscheinlich wird. Auch im Rahmen monopolistischer Konkurrenz kann es dann zu einem Race to the Bottom der Umweltregulierung kommen, wobei dessen Ausmaß durch die

---

<sup>7</sup> Der Grenznutzen der Umweltqualität steiler verläuft als der der Produktvarietät (Ziesemer 1995: 4).

Einführung von Beschäftigungseffekten in die Wohlfahrtsfunktion, wie es implizit auch bei Zieseimer (1995) der Fall ist, noch verstärkt wird (Hoel 1997: 256f).

## **4.2. Strategische Innovationen**

Innovationen werden häufig als "Königsweg" einer wettbewerbsorientierten Umweltpolitik angesehen. Der Innovationsanreiz durch strikte Umweltpolitik ist dementsprechend ein wesentlicher Baustein der Porter-Hypothese. Forschung und Entwicklung (FuE) der Unternehmen wirken in zwei Richtungen auf die Kostenstruktur. Zwar erhöhen sie zunächst die Produktionskosten, aber zugleich können sie auch die Kosten der Vermeidung von Umweltschäden verringern bzw. umweltfreundlichere Technologien hervorbringen. In der bisherigen Analyse wurde die Entscheidung der Unternehmen über FuE-Ausgaben vernachlässigt. Sie kann in der Interaktion zwischen den Produzenten ebenfalls strategischen Charakter aufweisen, denn als dem Wettbewerb auf dem Produktmarkt vorausgehende Entscheidung stellt sie ein mögliches Instrument zur Erlangung von Wettbewerbsvorteilen dar. Inwieweit entstehen hierdurch Spielräume für eine strikere Umweltpolitik?

In der Literatur wird diese Fragestellung häufig durch den Einbezug eines solchen strategischen Verhaltens der Unternehmen in einen Modellrahmen des internationalen Oligopols, wie er aus Abschnitt 3.1. bekannt ist, thematisiert (Ulph 1996a, Ulph/ Ulph 1996, Simpson/ Bradford 1996). Es ergibt sich ein dreistufiges Spiel: Erst wählen die Regierungen den Umweltstandard, dann entscheiden die Duopolisten über ihre FuE-Ausgaben, und schließlich über die gleichgewichtigen Produktmengen bzw. -preise<sup>8</sup>. Im folgenden wird zunächst eine vereinfachte, aber immer noch hinreichend komplexe Version eines Modells von David Ulph (1994) vorgestellt, das Grundcharakteristika möglicher Ergebnisse deutlich macht. Dann wird dessen Verallgemeinerbarkeit geprüft.

### **4.2.1. Wirkung von Regulierung im strategischen Innovationswettbewerb**

Auch bei Ulphs Modell handelt es sich um eine Übertragung des Cournot-Mengenwettbewerbs im internationalen Duopol auf umweltpolitische Fragestellungen. Es wird jedoch um einen strategischen Innovationswettbewerb erweitert. Als umweltpolitisches Instrument wird eine Emissionssteuer betrachtet. Wie üblich wird das Modell mittels Rückwärtsinduktion gelöst.

Wichtig für das folgende ist der Charakter der strategischen Interaktion. Das Szenario einer einem Cournot-Mengenwettbewerb vorgelagerten Investitionsentscheidung führt dazu, daß die beteiligten Firmen einen Anreiz zur strategischen Überinvestition in kostensenkende FuE, d.h. zu einer sogenannten "Top dog"-Strategie, haben (Tirole 1988: 325).

#### *Modellannahmen*

Wie in Abschnitt 3.1. wird auch hier nur eine einzelne Industrie betrachtet, die aus zwei Firmen besteht, die in unterschiedlichen Ländern situiert sind. Von inländischem Konsum wird über die Drittmarktannahme abstrahiert. Die Produktion erzeugt lokale Emissionen<sup>9</sup>, die pro Einheit Output anfallen, wobei das Ausmaß der Emissionen technologisch und damit durch Entscheidungen der Firmen beeinflusst werden kann. Das umweltpolitische Instrument Emissionssteuer

---

<sup>8</sup> Diese Sequenz impliziert allerdings die nicht unproblematische Annahme, daß die Umweltpolitik für den gesamten Zeitraum einer FuE-Investition gegeben und fixiert ist.

<sup>9</sup> Das Modell von Ulph (1994) betrachtet auch grenzüberschreitende Spillovers.

wird als konstanter Steuersatz auf jede produzierte Emissionseinheit erhoben. Weiterhin wird angenommen, daß beide Länder und Firmen symmetrisch sind (Ulph 1994: 208f).

Bezüglich des Innovationswettbewerbs wird im Sinne der Porter-Hypothese angenommen, daß die Innovationen allein auf die Entdeckung neuer, umweltfreundlicherer Technologien gerichtet sind und der Erfolg von der Höhe der FuE-Ausgaben abhängig ist. Diese Fixkosten werden definitiv und vor der Entscheidung über die Outputmengen festgelegt. Dabei wird allerdings kein Innovationsrennen modelliert, d.h. die erfolgreich patentierte Entdeckung einer Firma hält die andere nicht davon ab, eine davon unabhängige Entdeckung zu machen und zu gebrauchen. Die möglichen Forschungswege sind also hinreichend unterschiedlich, aber zugleich so ähnlich, daß das Verhältnis zwischen FuE-Ausgaben und Emissionsminderung auf allen etwa gleich ist (Ulph 1994: 213)<sup>10</sup>. Weiterhin wird im Unterschied zu Abschnitt 3.1.1. von der Berücksichtigung von Vermeidungskosten abgesehen.

#### *Modellergebnisse für den Innovationswettbewerb*

Die Modellanalyse<sup>11</sup> zeigt zunächst, daß ein Anstieg der Emissionssteuer das inländische Unternehmen nicht notwendigerweise zu mehr FuE-Ausgaben anregt. Dies ist nur dann der Fall, wenn der direkte Effekt des Investitionsanreizes den durch die gestiegenen Kosten verursachten gegenläufigen Effekt überwiegt. Dies wird in der weiteren Analyse unterstellt (Ulph 1994: 214). Die strategische Interaktion der Unternehmen hat zur Folge, daß die Steigerung der FuE-Ausgaben einer Firma zur Senkung der FuE-Ausgaben des anderen Unternehmens führt, wie bei Cournot-Wettbewerb üblich verlaufen die Reaktionsfunktionen fallend.

Entscheidend für den Wettbewerb auf dem Produktmarkt ist weiter, wie die Stückkosten der Produktion auf die Steuern reagieren. Dies ist nicht ohne weiteres klar, da der direkten Kostensteigerung die steigenden FuE-Ausgaben entgegenwirken, die wiederum die Kosten reduzieren. Von der Veränderung der Gesamtkosten der inländischen Firma hängt jedoch ab, wie sich die FuE-Ausgaben und damit Kosten der ausländischen Firma verändern; sicher ist nur, daß eine Steuerhöhung zu entgegengesetzten Kostenentwicklungen in beiden Ländern führt. Ein allgemeines Ergebnis läßt sich nicht ableiten, von entscheidender Bedeutung für die Wirkungen einer Erhöhung der Emissionssteuer ist vielmehr der Verlauf der Emissionsfunktion des Unternehmens.

#### **4.2.2. Strikte Umweltpolitik als außenwirtschaftspolitische Devise?**

Was folgt aus diesen zumindest formal komplexen Wirkungsmechanismen für die Umweltpolitik? In ihrem politischen Kalkül betrachtet die inländische Regierung den ausländischen Steuersatz als gegeben und maximiert über die Wahl des inländischen Steuersatzes die nationale Wohlfahrt, die vom Gewinn des Unternehmens und den durch die Produktion bewirkten Umweltschäden beeinflusst wird. Unter der Annahme, daß die Steuer tatsächlich einen Investitionsanreiz bewirkt<sup>12</sup>, lassen sich je nach Verlauf der Emissionsfunktion drei Fälle mit entsprechenden Rückwirkungen für die Wahl des Steuersatzes unterscheiden<sup>13</sup>:

<sup>10</sup> Von Spillovers des Forschungs- und Entwicklungsprozesses auf das andere Unternehmen, wie sie z.B. Simpson/Bradford (1996) teilweise einbeziehen, wird zur Vereinfachung abgesehen.

<sup>11</sup> Für die formale Ableitung der Ergebnisse vgl. Anhang 2.

<sup>12</sup> Dies trifft allerdings nur zu, wenn, wie oben angenommen, die Steuererhöhung tatsächlich eine Außenverschiebung der Reaktionskurve der inländischen Firma bewirkt und deren Effekt zudem größer ist als der entgegenwirkende Effekt der durch die inländische Steuererhöhung ebenfalls



- 1) Kosten- und Innovationseffekt der Steuer gleichen sich genau aus; eine Steuererhöhung induziert also keinerlei strategische Effekte bei den Unternehmen. Dieser Fall wird z.B. generiert, wenn  $e$  eine Exponentialfunktion ist, so daß die Grenzkosten mit steigenden Innovationsausgaben sinken, jedoch in abnehmendem Maß<sup>14</sup>. In diesem Grenzfall werden die Regierungen Steuersätze festlegen, die unterhalb des ökologischen Grenzschadens liegen. Dies dient jedoch allein der Korrektur des Verhaltens des Unternehmens, das aus strategischen Gründen zuviel investiert. Wäre letzteres nicht der Fall, gäbe es für die Regierung keinen Grund, von der optimalen Steuer abzuweichen (Ulph 1994: 216). Dieses Resultat steht in direktem Widerspruch zu Porters These, daß die Berücksichtigung von Innovationsaspekten zu einer strikteren Umweltpolitik führt, obwohl auch hier die Unternehmen durch die Steuer zu Umweltinnovationen angereizt werden. Der Grund ist, daß die Steuer in diesem Szenario keinen Einfluß auf das Verhalten des Rivalen hat (Ulph/ Ulph 1996: 197).
- 2) Wenn die Emissionsfunktion so verläuft, daß die direkten Kosten der Steuer die Einsparungen aus der hierdurch induzierten Innovation überwiegen, führt die kombinierte Wirkung von strategischem Überinvestitionseffekt und Rivalenoutputeffekt<sup>15</sup> auf jeden Fall zu einem politischen Anreiz, einen Steuersatz unterhalb der Grenzschadenskosten zu wählen und so die Umweltpolitik abzuschwächen.
- 3) Bei Verläufen der Emissionsfunktion, bei denen die Kosteneinsparungen aus den Innovationen die direkten Kosten der Steuer überwiegen, ergibt sich hingegen keine eindeutige Lösung. Es ist hier jedoch denkbar, daß die Regierung aus strategischen Gründen einen strikten Umweltstandard wählt; nämlich dann wenn der jetzt in diese Richtung deutende Rivalenoutputeffekt den Überinvestitionseffekt überwiegt.

Simpson/ Bradford (1996: 295) reproduzieren in einem ähnlichen Modellrahmen mit einer spezifischen Emissionskostenfunktion, deren Grenzkostenverlauf dem ersten Fall entspricht, das Ergebnis von Ulph für diesen Fall; allerdings nur für bestimmte Parameterwerte. In ihrem Beispiel gibt für diesen Fall auch Parameterwerte, bei denen ein Anreiz zu strikterer Umweltpolitik besteht. Allerdings ist dieses Ergebnis in keiner Weise robust.

#### *Reichweite der Modellergebnisse*

Das Aufheben der restriktiven Annahme, daß allein emissionssenkende Innovationen getätigt werden, und damit das Zulassen auch von rein kostensenkenden FuE-Ausgaben, verändert die Modellergebnisse qualitativ nicht (Ulph/ Ulph 1996: 193, 201).

Auch das Zulassen von *grenzüberschreitenden Umweltschäden*, wie im Originalmodell von Ulph (1994), verkompliziert das Modell zwar noch weiter, führt aber nur dazu, daß sich jetzt auch Fall 2 nicht mehr eindeutig interpretieren läßt, da die Regierung in diesem Fall ja noch den durch die Produktionssteigerung im Ausland verursachten negativen Spillover mit ins Kalkül einbeziehen muß.

---

hervorgehobenen Außenverschiebung der Reaktionskurve der ausländischen Firma (Ulph 1994: 214f). (Nur) für den ersten Fall ist dies auf jeden Fall erfüllt (Ulph/ Ulph 1996: 194).

<sup>13</sup> Genaugenommen gelten die Schlußfolgerungen jeweils (nur) für spezielle (Klassen von) Emissionsfunktionen, denen jeweils ein entsprechendes **###** entspricht, vgl. dazu Ulph (1994: 215).

<sup>14</sup> Vgl. für eine ausführliche Diskussion einer solchen Funktion Simpson/ Bradford (1996: 291ff).

<sup>15</sup> Dieser Effekt ist der aus Abschnitt 3.1.2. bekannte Öko-Dumping-Anreiz.

Werden als *umweltpolitisches Instrument* Emissionsstandards anstelle von Emissionssteuern modelliert, so verliert in einem Szenario wie hier, in dem von Vermeidungskosten abgesehen wird, die Entscheidung über die FuE-Ausgaben für die Firmen ihr strategisches Element, da die Innovationen allein zur Standarderfüllung, nicht aber zur Kostensenkung beitragen, somit auch der Output des Rivalen durch die Entscheidung darüber nicht beeinflusst werden kann. Da ein (durch eine Abschwächung der Standards) erhöhter Output des inländischen Unternehmens für den Rivalen die Profitabilität von FuE-Ausgaben senkt, besteht in einer großen Zahl von Fällen, aber nicht immer wie im einfachen Cournot-Fall, für die Regierung ein Anreiz zu weniger strikter Umweltpolitik, nämlich immer dann, wenn dadurch tatsächlich der Anreiz des Rivalen, FuE-Ausgaben zu tätigen, sinkt (Ulph/ Ulph 1996: 205).

### *Modellgrenzen*

Zum einen gibt es im Rahmen dieses Modells keine direkten Vermeidungsaktivitäten von Firmen, da von Vermeidungstechnologien abstrahiert wird. Dies ist zumindest für den Fall von Standards als Instrument eine sehr restriktive Annahme (Ulph/ Ulph 1996: 184). Ihr entspricht (nur) eine bestimmte Sorte von Umweltproblemen, wie z.B. der Treibhauseffekt, bei denen keine Vermeidungstechnologien existieren.

Weiter werden homogene Güter und Cournot-Verhalten als *Marktform* vorausgesetzt, welches schon im Basismodell eher Anlaß zu einer Abschwächung der Umweltpolitik gab. Die Annahme eines Mengenwettbewerbs auf der 3. Stufe ist in einem solchen mehrstufigen Spiel jedoch weniger plausibel als in einem einstufigen, in dem sie noch als geeignete Darstellung eines zweistufigen Spiels aus Kapazitäts- und Preisentscheidung interpretiert werden konnte<sup>16</sup>. Im Bertrand-Wettbewerb zweier Unternehmen ändert sich die Konstellation insofern, als sich jetzt Unterinvestition, d.h. eine "Puppy Dog"-Strategie, als Resultat der strategischen Interaktion ergibt (Tirole 1988: 327). Bertrand-Verhalten wurde für das Innovationsszenario jedoch noch nicht allgemein untersucht. Ulph (1994a: 32) erwartet auch für diesen Fall eine Uneindeutigkeit der Effekte; für einen speziellen Modelltyp, der nur kostensenkende Prozeßinnovationen betrachtet, leitet er dies auch ab<sup>17</sup>. Es scheint jedoch sehr zweifelhaft, ob dieses Ergebnis so auf den Fall von Umweltinnovationen übertragbar ist<sup>18</sup>.

*Oligopolistischen Industrien* bzw. die Möglichkeit des *Markteintritts* wurden bezogen auf Umweltinnovationen bisher nur von Carraro/ Siniscalco (1992: 187ff) analysiert, allerdings unter sehr speziellen Modellannahmen. Unter anderem dominiert ein Verlust aus dem Marktaustritt den Gewinn an Umweltqualität, zudem wird unterstellt, daß das andere Land keinen

---

<sup>16</sup> Cournot-Verhalten erscheint als Annahme dann weiter gerechtfertigt, wenn durch die Investition die Grenzkosten der Kapazitätsausweitung verringert werden, z.B. durch sinkende Fixkosten (Tirole 1988: 327); dies ist hier jedoch nicht der Fall, wo die Investition die Grenzkosten der Produktion, also die variablen Kosten senkt.

<sup>17</sup> Dem direkten Anreiz zu einer strikten Umweltpolitik steht ein indirekter Anreiz zur Abschwächung gegenüber, um den Rivalen von preissenkenden FuE-Investitionen abzuhalten. Numerische Simulationen ergeben, daß bei Steuern dieser indirekte Effekt sogar leicht überwiegen kann (Ulph 1994b: 22, 25).

<sup>18</sup> Gegeben den erwähnten Unterinvestitionseffekt dominiert zumindest für den Grenzfall  $\tau = 0$  der Anreiz in Richtung striktere Umweltpolitik. Auch für den Fall  $\tau < 0$  würde man dies intuitiv vermuten, allerdings könnte dem entgegenwirken, daß bei Bertrand-Verhalten noch unklarer ist, ob eine Steuer das Unternehmen überhaupt zu höheren FuE-Ausgaben anreizt.

Umweltstandard einführt<sup>19</sup>. In einem Cournot-Oligopol mit freiem Markteintritt kann dann eine negative Steuer, also eine (Innovations-)Subvention die geeignete politische Strategie darstellen. Bei Produktdifferenzierung und Bertrand-Verhalten sowie im Cournot-Wettbewerb mit einer fixen Firmenzahl ist das Ergebnis uneindeutig (Carraro/ Siniscalco 1992: 189).

Schließlich ist auch hier der Second-Best-Charakter zu berücksichtigen. Selbst wenn nur eine Verpflichtung durch die Regierung die Firmen glaubhaft dazu bringen kann, First-Mover-Vorteile zu nutzen, wie die Modelle strategischer Umweltpolitik üblicherweise ableiten, erscheinen andere Instrumente wie z.B. direkte FuE-Subventionen oder -Steuern, soweit verfügbar, besser geeignet, die entsprechenden Innovationen anzuregen (Simpson/ Bradford 1996: 296f).

### *Fazit*

Insgesamt zeigt sich, daß das außenwirtschaftspolitische Ziel, das inländische Unternehmen durch eine politisch glaubwürdige Investitionsverpflichtung zum First Mover im strategischen Spiel zu machen und so ein Rent-Shifting zu bewirken, nicht notwendigerweise mit einer strikten Umweltpolitik erreicht werden kann. Vielmehr kann in bestimmten, nicht unplausiblen Konstellationen sogar die gegenteilige Politik sinnvoll sein. Allerdings lassen sich weitergehende Aussagen nur schwer ableiten.

Das Modell stellt zugleich eine zentrale implizite Annahme der Porter-Hypothese in Frage, da eine striktere Umweltpolitik hier nicht notwendigerweise zu höheren Umwelt-FuE-Aktivitäten führt. Dies mußte vielmehr angenommen werden. Der Grund für die Uneindeutigkeit liegt darin, daß der steigenden Umwelteffektivität der Umwelt-FuE-Ausgaben aufgrund der Konvexität der Kostenfunktion eine abnehmende Wirkung der Kostenänderung auf die Gewinne entgegenwirkt (Ulph 1997a: 228).

Allerdings geht das Modell im Gegensatz von Porter davon aus, daß keine Informationsprobleme bestehen, d.h. die Firmen die Vorteile der Innovation richtig einschätzen können. Zum anderen werden, wie schon erwähnt, bestimmte Aspekte vernachlässigt, die für die Gültigkeit der Porter-Hypothese eine Rolle spielen können. So schließt die Symmetrieannahme Fälle aus, in denen die Firmen unterschiedliche Marktanteile haben, was insbesondere in dynamischem Kontext relevant sein kann (Ulph 1994: 227). Vor allem aber spielt im angenommenen Modell des Innovationswettbewerbs die zeitliche Dimension keine Rolle; eine Firma gewinnt keinen dauerhaften Vorteil daraus, daß sie bei der Innovation selbst "first mover" ist, also zuerst innoviert. Auf der anderen Seite stellt sich die Frage, welche Spielräume erhalten bleiben, wenn Abwanderung möglich ist. Beide Punkte werden im folgenden anhand von Modellvariationen kurz diskutiert.

### **4.2.3. Zeitliche First-Mover-Vorteile und Spielräume bei Kapitalmobilität**

#### *Einbezug von zeitlichen First-Mover-Advantages*

Ulph (1994) versucht in einem variierten Modell, den zeitlichen Aspekt zu berücksichtigen. Er modelliert auf Stufe 2 ein Innovationsrennen. Das Unternehmen, das eine neue Technologie

---

<sup>19</sup> Diese Wahl der Annahmen - hinzu kommt noch, daß die bloße Existenz der Industrie aufgrund ihrer strategischen Bedeutung, als Beispiel wird Elektrizität genannt, in die Wohlfahrtsfunktion eingeht (Carraro/ Siniscalco 1992: 184) - und die Ergebnisse erscheinen jedoch in einem neuen Licht, wenn man liest, daß ein Autor Präsident der italienischen Fondazione Eni Enrico Mattei ist (Eni ist das nationale Elektrizitätsunternehmen).

zuerst entdeckt, erhält dafür ein unbegrenzt gültiges Patent (Ulph 1994: 219). Dadurch besteht ein Anreiz zu zu hohen FuE-Ausgaben, der durch Umweltregulierung beeinflusst wird. Allerdings lassen sich in diesem Modellrahmen keine allgemeinen Lösungen ableiten. Betrachtet man einen Spezialfall, in dem beide Firmen ein homogenes Produkt herstellen und sich mit einer linearen Nachfragekurve konfrontiert sehen, so zeigt sich, daß eine Steuererhöhung den Innovationsanreiz nur erhöht, wenn der Steuersatz nicht zu hoch ist (Ulph 1994: 221). In einigen Fällen kann dies für die Regierung zu einem Anreiz führen, zu niedrige Steuern festzusetzen (Ulph 1994: 224f). Ein ähnliches Ergebnis erzielen Carraro/ Topa (1994: 190f). Auch unter Einbezug eines möglichen First-Mover-Vorteils im (etwas anders modellierten) Innovationswettbewerb kommen sie in einem ebenfalls mit spezifischen Funktionen operierenden Modellrahmen zum Ergebnis, daß nicht-kooperativ zu niedrige Steuern festgesetzt werden. Auch in diesem Szenario läßt sich die Porter-Hypothese also nicht bestätigen.

Allerdings wird der sogenannte "Early Home-Demand Effect" als eine mögliche und für die Politik ebenfalls "strategisch" relevante dynamische Komponente der sektoralen Vorreiterstellung nicht betrachtet. Die aufgrund der strikten Regulierung entwickelten Technologien können danach, wenn die FuE-Ausgaben versunken sind, auf ausländischen Märkten zu Preisen verkauft werden, die potentielle Konkurrenten vom Markteintritt abhalten, und damit Monopolrenten generieren. Zugleich sinken auch die Schadensvermeidungskosten im Ausland, was im Setting der neoklassischen Umweltökonomie unter sonst gleichen Umständen eine Verschärfung der ausländischen Standards nach sich zieht, die wiederum den Absatzmarkt für die Technologie vergrößern (Barrett 1993: 164). Ein solcher Effekt kann jedoch nur in einem wirklich dynamischen Modellrahmen abgebildet werden.

#### *Innovationen versus Abwanderung*

Der Einfluß von Innovationen auf Standortentscheidungen ist bisher allerdings nur in einem sehr speziellen Modellrahmen analysiert worden, der von den bisher in diesem Abschnitt diskutierten deutlich abweicht. Einige Ergebnisse dürften jedoch auf den hier interessierenden Modellrahmen übertragbar sein, insbesondere wenn viele Firmen auf dem Markt sind.

Carraro/ Soubeyran (1998) modellieren eine Industrie mit vollkommener Konkurrenz und einer fixierten Anzahl von Firmen<sup>20</sup>. Diese haben die Wahl zwischen mit Fixkosten verbundener Abwanderung, kostspieliger Innovation, die jedoch über Patente und niedrigere Umweltsteuerzahlungen refinanziert werden kann und deren Kostenstruktur von der Anzahl der dabei kooperierenden Firmen abhängt, und mit Patentkosten verbundener Imitation. Sie zeigen, daß in einem Setting, bei dem die Umweltsteuer hoch genug ist, um die Abwanderung profitabel zu machen, unter bestimmten Annahmen über die Effekte von FuE-Ausgaben auf Emissionen und die Höhe der möglichen Gewinne im Ausland alle drei Strategien verfolgt werden (Carraro/ Soubeyran 1998: 12), so daß der Abwanderungseffekt zumindest nicht so groß ist, wie ihn die reine Kostenveränderung vermuten läßt. Die Zahl der Firmen, die sich zu einer innovativen Politik entschließen, wird dabei z.B. von einer Zunahme der fixen FuE-Kosten oder der Handelskosten und von Politiken, die die Effektivität von FuE erhöhen, positiv beeinflusst, nicht aber von Subventionen zur Senkung der FuE-Ausgaben (Carraro/ Soubeyran 1998: 13).

---

<sup>20</sup> Dies ist ein zumindest ungewöhnliches Szenario, zumal gerade Forschung und Entwicklung Fixkosten implizieren und damit streng genommen eigentlich keine vollkommene Konkurrenz bestehen kann. Hier scheint eher monopolistische Konkurrenz als Rahmen angebracht; allerdings dürften die Ergebnisse zumindest hier übertragbar sein.

Auch bei der Möglichkeit von Abwanderung muß das in Abschnitt 3.2.2. als wahrscheinlich abgeleitete Negativszenario also nicht zwangsläufig Geltung erlangen. Innovationen können dem zumindest teilweise entgegenwirken.

### 4.3. Umweltbezogene Produktstandards

Sobald heterogene Produkte zugelassen werden, die sich z.B. in ihrer Umweltqualität unterscheiden können, kann diese Variable von den Unternehmen sowohl strategisch als auch für eine Produktdifferenzierungsstrategie genutzt werden. Es stellt sich nun die Frage, ob dies einen außenwirtschaftspolitischen Spielraum für eine strikte Setzung von Umweltqualitätsstandards bietet. Dies soll im folgenden anhand zweier verschiedener Modelle eines internationalen Oligopols, die jeweils einen der genannten Aspekte betonen, untersucht werden.

Den Modellen sind einige Annahmen gemeinsam: Die Bereitstellung höherer Qualität ist mit Kosten verbunden; dafür lassen sich jedoch die entsprechenden Produkte auch zu höheren Preisen absetzen; sei es, weil die KonsumentInnen ökologisch ausgerichtete Präferenzen haben, sei es, weil sie durch Ökosteuern auf den Konsum dazu bewogen werden (Rauscher 1997: 192). Die Umweltschäden entstehen jetzt im Gegensatz zu den bisherigen Modellen durch den Konsum des Produktes, wie z.B. Emissionen bei der Nutzung von Automobilen; von negativen Umwelteinflüssen der Produktion wird zur Vereinfachung abstrahiert<sup>21</sup>.

#### 4.3.1. Produktstandards als Instrument strategischer Interaktion

Im Rahmen des schon bekannten internationalen Duopols dient die Wahl der Umweltqualität des Produkts jetzt den ProduzentInnen als zusätzliche strategische Variable. Dies läßt sich im Rahmen eines dreistufigen symmetrischen Spiels modellieren, wie es aus dem vorigen Abschnitt bekannt ist. Im folgenden wird daher auf eine formale Darstellung verzichtet; stattdessen werden die Ergebnisse skizziert und kritisch gewürdigt, die Rauscher (1997: 190ff), in einem solchen Modellrahmen ableitet.

##### *Modellstruktur und Ergebnisse*

Wie gewohnt wird angenommen, daß zwei Firmen in zwei Ländern für einen Drittmarkt produzieren. Diese Annahme ist natürlich umweltpolitisch wenig sinnvoll und wird daher später problematisiert. Die Nachfrage ist (umwelt)qualitätsabhängig. Die Produktqualität  $q$  bzw.  $j$  ist negativ mit den Umweltverschmutzungsparametern  $e$  und  $g$  verbunden. Produktverbessernde FuE-Ausgaben werden nicht explizit modelliert, implizit sind sie jedoch in den Kosten der höheren Qualität enthalten (Rauscher 1997: 193). Da differenzierte Güter angenommen werden und Kapazitätsaspekte keine wesentliche Rolle spielen, erscheint prinzipiell die Annahme eines Bertrand-Preiswettbewerbs für eine Analyse angemessener, Rauscher untersucht neben diesem aber auch die Ergebnisse bei Cournot-Verhalten.

Bei *beiden* Formen des Marktverhaltens zeigt sich, daß schon im Wettbewerb auf dem Produktmarkt die Wirkung, die eine Veränderung der Umweltqualität auf den Preis bzw. die Menge hat, angesichts der strategischen Interaktion nicht eindeutig ist (Rauscher 1997: 194ff). Ähnliches gilt für den Qualitätswettbewerb. Hier ist nicht einmal die *Richtung* der Reaktions-

<sup>21</sup> Streng genommen ist der Einfluß auf die Konsumententscheidung das entscheidende Merkmal; dies kann in Grenzfällen auch durch Umweltschäden der Produktion geschehen, sofern diese als Differenzierungsmerkmal wahrgenommen werden, ein Beispiel bilden Textilien aus ohne Pestizideinsatz produzierten Materialien.

funktionen eindeutig bestimmbar, gleiches gilt für den Verlauf der Isogewinnlinien. Ob die Reaktionsfunktionen steigend oder fallend verlaufen, hängt unter anderem davon ab, ob die Kosten der höheren Qualität eher auf die fixen oder auf die variablen Kosten fallen.

Die Regierung maximiert im Rahmen dieses vereinfachten Modells im Prinzip dieselbe Zielfunktion wie das inländische Unternehmen. Allerdings hat sie die Möglichkeit, einen Produktstandard festzulegen, bevor die Firmen selbst über die Produktqualität entscheiden. Durch diesen First-Mover-Vorteil kann sie die inländische Firma durch die Beschränkung der strategischen Wahlmöglichkeiten zum Stackelberg-Führer im Qualitätswettbewerb machen und damit z.B. zu verhindern, daß ein unregulierter oligopolistischer Wettbewerb die Produzenten zur Setzung von Niedrigstandards treibt. Allerdings kann auch in Qualität "überinvestiert" werden, so daß letztendlich vier Fälle unterschieden werden müssen. Es zeigt sich, daß für beide Annahmen über das Marktverhalten die optimale Politik entweder ein Mindest- oder ein Höchststandard sein kann (jeweils zwei der vier Fälle).

Es ist daher entscheidend von den Parametern abhängig, ob aus industriepolitischer Sicht ein hoher oder ein niedriger Umweltstandard sinnvoll ist. Falls jedoch die Kosten der Qualitätsverbesserung hauptsächlich in fixen FuE-Ausgaben und weniger in gestiegenen Kosten der laufenden Produktion bestehen, sowie der plausible Fall konkaver Isogewinnlinien angenommen wird, ist zumindest bei Cournot-Verhalten die geeignete Politik ein Mindeststandard (Rauscher 1997: 198)<sup>22</sup>. Auf jeden Fall besteht ein Anreiz, von der ökologisch optimalen Umweltpolitik (die hier aber nicht modelliert wird), abzuweichen.

#### *Grenzen des Modells und seiner Ergebnisse*

Die Vernachlässigung des inländischen Konsums vereinfacht zwar die Darstellung ungemein, da (nur) in diesem Fall die Zielfunktionen von Regierung und Produzent identisch sind und von einem Referenzszenario des umweltpolitischen Laissez-faire ausgegangen werden kann (Rauscher 1997: 193), führt aber zu unrealistischen Schlußfolgerungen. Im gewählten Modellrahmen ist ökologisch eigentlich gar kein *Umweltstandard* sinnvoll; ein Höchststandard hat hier nur die Funktion, auf den Auslandsmärkten einen rentensenkenden Qualitätswettbewerb nach oben zu begrenzen, und vice versa fungiert ein Mindeststandard. Dieses Szenario, daß eine nationale Umweltpolitik allein aus Exportgründen eingeführt wird, erscheint - solange die Standards nicht selbst vom Importland gefordert werden - extrem theoretisch, zumindest ist die Umweltpolitik hier sehr eigenwillig, da sie nur für das Drittland als solche bezeichnet werden kann. Dies heißt aber zugleich, daß ohne den Einbezug des heimischen Konsums keine sinnvollen Aussagen gemacht werden können, ob Umweltpolitik und Außenwirtschaftspolitik harmonieren, da erst dann die Höhe des strategischen Standards umweltpolitisch beurteilt werden kann. Allerdings ist dann noch ein weiterer Faktor, warum außenwirtschaftspolitisch ein Mindestumweltstandard sinnvoll sein kann, zu beachten, nämlich der bereits im vorigen Abschnitt skizzierte "Early Home-Demand Effect"<sup>23</sup>.

Auch ist die Reduzierung der Qualitätswahl - insbesondere wenn es um Umweltqualität geht - auf ein strategisches Investitionskalkül in der Rivalität um Marktanteile bei ähnlichen Gütern problematisch. In der industrieökonomischen Literatur werden zur Darstellung der Qualitäts-

---

<sup>22</sup> Für Bertrand-Verhalten wird von Rauscher nicht näher spezifiziert, unter welchen Rahmenbedingungen ein Mindeststandard gewählt werden sollte.

<sup>23</sup> Rauscher (1997: 191, 193) weist zwar auf diesen Effekt hin, hält den Ausschluß jedoch für wenig relevant, da die Richtung des strategischen Kalküls nicht davon abhängt.

wahl üblicherweise andere Modellierungen des Oligopols gewählt. Wie der nächste Abschnitt zeigt, erlauben diese auch eine unproblematischere Einbeziehung des inländischen Konsums.

### 4.3.2. Produktstandards als Differenzierungsvorteil

Auf die Eigenschaft von Umweltproduktstandards als Differenzierungsinstrument und daraus entstehende Vorteile im internationalen Handel hebt ein Modell von Massimo Motta und Jacques-François Thisse (1993) ab. Ihrer (partialanalytischen) Analyse eines internationalen Oligopols legen sie ein Modell der vertikalen (Qualitäts-) Differenzierung zugrunde<sup>24</sup>. Im Rahmen dieses Modells können sie, allerdings unter der Annahme spezifischer Funktionen und unter Zuhilfenahme numerischer Simulationen, zeigen, daß Mindestumweltstandards Vorteile im internationalen (Qualitäts-)Wettbewerb mit sich bringen können. Der oligopolistische Wettbewerb wird wie bei Rauscher als zweistufiges Spiel modelliert, in dem zunächst simultan über die Qualitäten und dann über die Preise entschieden wird (Motta/ Thisse 1993: 4).

#### Modellannahmen

Wie oben erwähnt, wird der inländische Konsum mitbetrachtet. Es wird unterstellt, daß die KonsumentInnen eine Präferenz für umweltfreundliche Produkte besitzen. Allerdings differieren sie in ihrem Umweltbewußtsein und ihrer Zahlungsbereitschaft für das umweltfreundliche Produkt<sup>25</sup>, ihre Rente aus dem Konsum hängt daher von Preisen und Qualitäten der Produkte ab. Es gibt daher KonsumentInnen, die aufgrund der höheren Preise differenzierter Produkte überhaupt kein solches Produkt kaufen.

Die Industrie jeden Landes besteht im Gegensatz zu den bisherigen internationalen Oligopolmodellen aus jeweils zwei Firmen. Jede davon stellt nur ein Produkt einer Qualitätsstufe her. Für die Herstellung eines Produktes, die sich nur in ihrer *Umwelt*qualität unterscheiden, wird eine für alle Firmen identische spezifische quadratische Kostenfunktion angenommen, die zwar mit zunehmender Qualität steigt, aber unabhängig von der Zahl der hergestellten Produkte ist. Dies impliziert, daß die Herstellung eines Produktes mit höherer Umweltqualität allein FuE-Ausgaben, jedoch keine höheren Grenzkosten der Produktion mit sich bringt. Sie entspricht daher einem der Extreme von Rauschers allgemeiner Kostenfunktion im vorigen Abschnitt. Die Grenzkosten werden zur weiteren Vereinfachung gleich Null gesetzt.

#### 2. Modellstufe: Preiswettbewerb

Der Einfachheit halber wird die Struktur anhand der geschlossenen Volkswirtschaft erläutert (sie ist beliebig verallgemeinerbar). Die beiden Firmen und ihre Produkte werden mit den Subskripten 1 und 2 unterschieden, wobei Firma 1 die höhere Qualität produziert.

Die Gleichgewichtspreise  $(p_1^*, p_2^*)$  ergeben sich aus den Bedingungen erster Ordnung der Ableitung der folgenden Gewinnfunktionen der inländischen Firmen nach den Preisen

$$(1) \quad \pi_i = p_i \cdot x_i(p_i, p_j, q_i, q_j), \quad i, j = 1, 2,$$

mit  $x_i$  als firmenspezifischer linearer Nachfragefunktion.

<sup>24</sup>Vgl. zu den industrieökonomischen Grundlagen dieses Modelltyps Tirole (1988: 296ff).

<sup>25</sup> Formal wird dies über ein Kontinuum an KonsumentInnen ausgedrückt. Auf die formale Darstellung der Nachfrageseite wird hier jedoch verzichtet, vgl. dazu Motta/ Thisse (1993: 2ff).

In der numerischen Simulation zeigt sich, daß bei Produktdifferenzierung, also  $q_1 > q_2$ , beide Firmen (operative) Gewinne  $\pi_i^*(q_i, q_j)$  machen, wobei der Gewinn der weniger verschmutzenden Firma höher ist (Motta/ Thisse 1993: 5).

Die Erweiterung auf das internationale Oligopol mit jetzt vier Firmen verändert an den skizzierten Grundcharakteristika des Preiswettbewerbs nichts. Allerdings steigt aufgrund gesunkener Preise die Marktdeckung an. Sofern die Länder in irgendeiner Form variieren, werden die Preise (nicht jedoch die Qualitäten) auch auf integrierten Märkten weiterhin entsprechend der Nachfrage der KonsumentInnen segmentiert sein.

### 1. Stufe: Qualitätswettbewerb

Hier maximieren die Firmen über die Wahl der Qualität die Gewinnfunktion

$$(2) \quad \mu_i(q_i, q_j) = \pi_i^*(q_i, q_j) - C_i(q_i) \text{ mit } i, j = 1, 2; i \neq j,$$

mit  $C_i(q_i)$  als (fixen) Kosten der Bereitstellung einer bestimmten Qualität.

Hieraus ergeben sich im numerischen Beispiel gleichgewichtige Produktqualitäten  $(q_1^*, q_2^*)$ , die deutlich differieren, da die Unternehmen versuchen, über *Produktdifferenzierung* den Preiswettbewerb abzumildern, sowie die entsprechenden Preise und abgesetzten Mengen.

Die Regierung kann nun eingreifen und einen bindenden Standard  $\underline{q} > q_2^*$  setzen. Der Anreiz zur Regulierung entsteht, weil das Qualitätsniveau unter dem Preiswettbewerb leidet, da die Oligopolisten ihre Gewinne auf Kosten der KonsumentInnen sichern. Sobald ein Standard existiert, produziert die zweite Firma genau  $q^2 = \underline{q}$ , ihre Qualitätswahl ist jetzt glaubwürdig. Dies zwingt die erste Firma ihren Standard  $q^1$  zu erhöhen, um die Preiskonkurrenz abzumildern, und zwar desto weiter, je höher  $\underline{q}$  gesetzt wird. Allerdings setzt die notwendige Nichtnegativitätsbedingung der Gewinne aufgrund der zunehmenden FuE-Ausgaben dem Umweltqualitätsstandard eine obere Grenze, sofern die Marktstruktur erhalten bleiben soll<sup>26</sup>. Auf der Grundlage einer Wohlfahrtsanalyse, die sich aus Gewinnen und Konsumentenrente zusammensetzt, läßt sich ein optimales Regulierungsniveau ableiten, bei dem beide Umweltqualitäten besser und beide Preise (sowie die Summe der Gewinne) niedriger sind (Motta/ Thisse 1993: 11).

Im internationalen Oligopol verschärft sich der Preis- und Qualitätswettbewerb. Es wird angenommen, daß die Regierungen eine zu dessen Milderung attraktive Ausweitung der Qualitätsspanne nach unten nicht zulassen (Motta/ Thisse 1993: 14). Drei Fälle sind zu unterscheiden:

1. Im Falle symmetrischer Länder ohne (über den angenommenen Basisstandard hinausgehende) Regulierung ist ein einziges Gleichgewicht möglich, in dem die Preise in beiden Ländern identisch sind. Drei der vier Firmen erhöhen ihre Umweltstandards, um den erhöhten Wettbewerbsdruck abzumildern. Über die Verteilung der Produktion der Qualitäten läßt sich nur aussagen, daß je einer der beiden Hersteller von hoher Qualität in jedem Land zu finden sein wird (Motta/ Thisse 1993: 15).
2. Im Falle eines Vorreiters, der einen Mindestqualitätsstandard gemäß der nationalen Gegebenheiten (industriepolitisch) optimal setzt, läßt sich im gegebenen spezifischen Modellrahmen folgendes ableiten. Auf dem regulierten (Inlands-)Markt kann (und wird im vorliegenden Fall) sich die Zahl der gehandelten Produkte auf drei beschränken, wenn sich

<sup>26</sup> Dies ist aufgrund der sozialen Kosten des Monopols eine realistische Nebenbedingung.



für die vierte (ausländische) Firma eine Erhöhung des Qualitätsstandards nicht lohnt. Der Produktstandard wirkt also als Handelsbarriere. Auf dem unregulierten Markt des Auslands werden hingegen alle vier Produkte gehandelt.

In dieser Konstellation erhöhen alle vier Unternehmen ihren Umweltstandard. Während die Konsumentenrente im Vorreiterland niedriger ist als im anderen, ist die Gesamtwohlfahrt höher, da insbesondere die inländische Niedrigqualitätsfirma ihre Gewinne aufgrund der Protektion erhöhen kann (Motta/ Thisse 1993: 17). Der einseitig gesetzte Produktstandard führt in diesem Fall also zu einem Wettbewerbsvorteil für den First Mover.

3. Im Falle, daß beide Länder symmetrisch den gleichen optimalen Produktstandard setzen, führt dies (mit Ausnahme der Top-Qualität) zu einem Anstieg der Umweltqualität gegenüber Fall 2. Wie in Fall 1 sind die Preise identisch, das Wohlfahrtsniveau ist jedoch in jeder möglichen Verteilung der Firmen auf die Länder höher (Motta/ Thisse 1993: 18).

#### *Reichweite und Grenzen des Modells*

Zunächst ist einschränkend festzuhalten, daß Umwelt(schäden) an und für sich im Modell nicht berücksichtigt werden. Die Wohlfahrtsfunktion ist nicht um die sozialen Kosten der Umweltverschmutzung korrigiert. Folglich ist auch in diesem Modell noch nichts darüber ausgesagt, ob der aus industriepolitischen Gründen gewählte Umweltstandard umweltökonomisch hinreichend ist. Gegenüber einem Szenario ohne Umweltschutz ist zwar sicher ein Fortschritt zu verzeichnen; darüber, ob es sich auch wirklich um eine strikte Umweltpolitik handelt, ist nichts ausgesagt. Es wäre z.B. die Konstellation vorstellbar, daß ein (umweltpolitisch) optimaler Umweltstandard eine Firma aus dem Markt treiben würde.

Da internationaler Handel zudem den Wettbewerb verschärft, könnte im selben Modellrahmen durchaus auch ein Regulierungswettbewerb vorstellbar sein, in dem die Standards nach unten abgesenkt werden. Eine solche Konstellation des Öko-Dumpings wurde von Motta/ Thisse nur per Annahme ausgeschlossen.

Die Verallgemeinerung auf zwei unterschiedliche Länder dürfte an den qualitativen Ergebnissen hingegen wohl wenig ändern, allerdings könnte sie das potentielle Öko-Dumping-Problem verschärfen. Von Interesse könnte es sein, die Wirkung zusätzlicher Instrumente wie Umweltsubventionen zu untersuchen, die einen höheren Umweltstandard ermöglichen könnten (Motta/ Thisse 1993: 19).

Weiterhin ist festzustellen, daß im Modell Umweltschutz und Qualität definitorisch gleichgesetzt werden, bzw. ein positiver Zusammenhang von Umweltschutz und Qualität angenommen wird. Es lassen sich aber natürlich auch Fälle vorstellen, in denen dies nicht der Fall ist und höhere Produktqualität nur mit höherer Umweltbeanspruchung zu erreichen ist; ebenso ist vorstellbar, daß KonsumentInnen höhere Umwelt(produkt)standards nicht honorieren<sup>27</sup>.

#### *Vergleich mit Rauschers Ergebnissen*

Zum einen fällt die deutlich spezifischere Technologieannahme auf, nämlich daß die Grenzkosten der Produktion von der Umweltqualität unberührt bleiben. Die These, daß ähnliche Resultate auch unter der Annahme der Erhöhung der variablen Kosten durch eine Steigerung der Umweltqualität erzielt würden (Motta/ Thisse 1993: 4), erscheint vor diesem Hintergrund

<sup>27</sup> In diesem Setting spielt für die optimale Höhe des Umweltstandards dann auch die Veränderung der Marktstruktur eine Rolle, vgl. für Überlegungen in diese Richtung Constantatos/ Sartzetakis (1995).

ohne Nachweis nicht ohne weiteres plausibel, insbesondere dürfte die Höhe des Minimalstandards davon deutlich beeinflusst werden<sup>28</sup>. Rauscher (1997: 201) hält eine Generalisierung der Ergebnisse daher für fragwürdig, wobei er übersieht, daß auch in diesem speziellen Modellrahmen die Ergebnisse unter ökologischen Gesichtspunkten überhaupt nicht eindeutig sind.

Mit der Berücksichtigung des inländischen Konsums erfassen Motta/ Thisse aber immerhin einen wesentlichen Aspekt des Problems. Ihr Modell erlaubt zudem potentiell, einige gegenläufige Triebkräfte zu thematisieren, nämlich Wettbewerbsdruck und Differenzierungsstrategien und deren Wirkung auf die Umwelt.

Auch führen trotz des unterschiedlichen Modellsettings ähnliche Annahmen, nämlich daß die Kosten der Qualitätssteigerung vornehmlich in fixen FuE-Ausgaben resultieren, zu denselben qualitativen Ergebnissen: In jedem Fall erscheint dann die Setzung eines Mindeststandards sinnvoll. Über dessen Höhe im Vergleich zu rein umweltpolitischen Erwägungen können jedoch beide Modelle keine zuverlässigen Aussagen machen. Immerhin stellt sich jedoch bei beiden das Resultat ein, daß die Umweltstandards nicht Null betragen; das heißt eine Dynamik in Richtung eines absoluten Race to the Bottom ist nicht zu erwarten, da ein gegenläufiger Anreiz entweder für die Unternehmen selbst oder aber die Regierungen besteht.

Beide Modelle haben jedoch insofern einen eingegrenzten Geltungsbereich, als daß sie den Markteintritt neuer Firmen nicht zulassen; auch ist fraglich, inwieweit sich die Ergebnisse für eine größere Zahl von Firmen reproduzieren lassen. Erste Überlegungen für den Modellrahmen monopolistischer Konkurrenz werden in Abschnitt 5.1.2. angedeutet.

#### **4.4. Zwischenfazit: Koinzidenz in engen Schranken**

Betrachtet man die Resultate dieses Kapitels in der Zusammenschau, so fällt das Ergebnis etwas ernüchternd aus. Formal erweisen sich die Modelle oft als sehr speziell und nicht sonderlich robust gegenüber Veränderungen der Modellannahmen. Letzteres gilt insbesondere für die Hypothese, daß bestimmte Marktformen per sé strikte Umweltpolitik begünstigen. Auch erscheint die Art des Umwelteinbezugs z.T. unzureichend und problematisch. Das "Greening" allgemeiner strategischer Investitions- oder Qualitätsvariablen macht deren strategischen Charakter nicht immer überzeugend(er), bzw. ist als "realistisches" Szenario an das Vorhandensein bestimmter ökologisch positiver Rahmenbedingungen, z.B. einen generellen Trend in Richtung strikterer Umweltpolitik, geknüpft.

Bezogen auf die inhaltlichen Ergebnisse ist festzuhalten, daß sich die Wirkungsbeziehungen von Umweltpolitik bei Einbezug weiterer Strategievariablen als wesentlich komplexer erweisen und z.B. vom Charakter der strategischen Interaktion abhängen. Allerdings hat sich immerhin gezeigt, daß der Einfluß unterschiedlicher Annahmen über das Marktverhalten in dreistufigen Spielen an Bedeutung verliert; allerdings werden die Ergebnisse dennoch nicht eindeutiger. Ein Ergebnis, das auch schon in Abschnitt 3.2. von Bedeutung war, spielt aber auch hier eine wichtige Rolle: Generell sind die außenwirtschaftlichen Wirkungen weniger negativ, und im Innovations- und Qualitätswettbewerb z.T. sogar positiv, wenn die Umweltpolitik zwar die fixen Kosten erhöht, aber die Grenzkosten der Produktion nicht direkt tangiert.

---

<sup>28</sup> In einem nationalen, Duopolmodell berücksichtigen Crampes/ Hollander (1995) den Fall, daß die Qualität die variablen Kosten beeinflusst. Auch hier führt ein Standard "slightly above the low quality" zu Wohlfahrtssteigerungen (Crampes/ Hollander 1995: 77), allerdings ist dieses Gleichgewicht instabil.

Ein allgemeines Argument für einen positiven Zusammenhang von Umweltpolitik und außenwirtschaftspolitischen Zielvorstellungen hat die Analyse jedoch nicht ergeben. Der (zu harte) Preiswettbewerb von Oligopolisten (Bertrand-Fall) scheint hier zwar Anhaltspunkte zu bieten, allerdings ist das Ergebnis gegenüber relevanten Modellerweiterungen nicht robust; zudem gelten die theoretischen Ergebnisse eines einstufigen Bertrand-Spiels in der Industrieökonomik als nicht gerade sehr realitätsnah. Anders ausgedrückt: gerade daß das abgeleitete Ergebnis dem bei vollkommener Konkurrenz entspricht und zu Nullgewinnen führt, verleitet die Oligopolisten, nach Ausweichmöglichkeiten zu suchen.

Eine Möglichkeit ist Produktdifferenzierung; im Fall monopolistischer Konkurrenz vieler Unternehmen führt dies im Grundmodell jedoch entgegen manchen Vermutungen zu keinen eindeutigen Resultaten bezüglich der Gestaltung der Umweltpolitik, wie die Analyse in Abschnitt 4.1.2. gezeigt hat. Zumindest prozeßbezogene Umweltstandards stoßen tendenziell auch hier an außenwirtschaftliche Grenzen.

Unterstellt man hingegen weiter die Interaktion weniger Unternehmen, wie in Abschnitt 4.3., so können Wettbewerbserwägungen zumindest konsumbezogene Produktstandards angeraten erscheinen lassen. Allerdings bleibt die nähere Ausgestaltung parameterabhängig; ein Mindeststandard läßt sich nur unter spezifischen Annahmen ableiten. Den bisher vorliegenden Modellen gelingt es jedoch nicht, dies in Bezug zu einem ökologisch optimalen Umweltstandard zu setzen, so daß dieser durchaus auch in einer zu schwachen Umweltpolitik resultieren kann.

Wird der Zeithorizont dynamisiert, so können auch Investitionsentscheidungen durch ihren strategischen Charakter den Verlauf des Wettbewerbs auf dem Produktmarkt beeinflussen. Eine gerade in der umweltpolitischen Diskussion zentrale längerfristige Entscheidung ist die über FuE, entsprechende Anreize durch strikte Umweltpolitik werden häufig als Königsweg der Verknüpfung von umwelt- und außenwirtschaftspolitischen Anliegen postuliert. Aber selbst hier läßt sich kein robustes Ergebnis ableiten; die dargestellten Modelle stützen die Koinzidenz von Umweltpolitik und Wettbewerbserwägungen nur begrenzt.

Daher wird eine etwas anders gelagerte Interpretation vorgeschlagen. Sowenig die dargestellten Modelle einer allgemeinen Koinzidenz von strikter Umwelt- und Außenwirtschaftspolitik das Wort reden, so sehr können sie jedoch als Warnung für eine unkritische Verallgemeinerung der Öko-Dumping-These dienen (vgl. hierzu Abschnitt 5.3.1.).

Zugleich wird deutlich, daß sich nicht alle Faktoren, die hierbei eine Rolle spielen können, im Rahmen der Modelle der Neuen Außenwirtschaftstheorie befriedigend analysieren lassen. Eines jedoch zeigen die meisten Modelle: der internationale Wettbewerb hat Einfluß auf die Gestaltung der Umweltpolitik. Dies gilt insbesondere dann, wenn sich wenig andere politische Instrumente als wettbewerbsbezogene Ressource nutzen lassen, was in den letzten Jahren zunehmend der Fall ist.

## 5. Perspektiven und Grenzen der Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf umweltpolitische Fragestellungen

Nachdem die verschiedenen Ansätze in den letzten Kapiteln analysiert wurden, ist jetzt die Frage ihrer Relevanz noch genauer zu untersuchen. Nach einer Einschätzung der theoretischen Perspektiven wird insbesondere auf die bereits angedeuteten makroökonomischen Grenzen eingegangen. Dann wird die zentrale Frage diskutiert, welche politischen Schlußfolgerungen aus der Analyse zu ziehen sind. Schließlich wird am Beispiel der Europäischen Union angedeutet, an welchen Fragestellungen empirisch angesetzt werden könnte.

### 5.1. Theoretische Perspektiven

#### 5.1.1. *Einschätzung des derzeitigen Forschungsstandes*

Die Analysen, die den Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf umweltpolitische Fragestellungen anwenden, befinden sich je nach verwendetem Modelltyp in unterschiedlichen Reifestadien. Dies wurde allein schon an ihrem unterschiedlichen Umfang im Rahmen der bisherigen Analyse deutlich. Viele Modelle erzielen jedoch interessante und neue Ergebnisse, die teilweise deutlich von den Resultaten der traditionellen Außenwirtschaftstheorie abweichen. Die Wirkungsanalyse hat gezeigt, daß der Zusammenhang von Umweltpolitik und Handelsstruktur bzw. Kapitalflüssen auf unvollkommenen Märkten komplexer ist als traditionell unterstellt wird. Verantwortlich hierfür sind strategische Interaktionen weniger Unternehmen, indirekte Wirkungsmechanismen über Innovation und Qualitätswahl und die größere Bedeutung von Handelskosten. Besonders markant sind die abweichenden Ergebnisse im Bereich der politischen Schlußfolgerungen (vgl. hierzu Abschnitt 5.3.).

Es wurde dabei jedoch auch deutlich, daß die Modelle, in deren Rahmen die genannten Ergebnisse abgeleitet werden, in ihren Annahmen relativ speziell und teilweise wenig robust gegenüber Parameterveränderungen sind, zum Teil können geringfügige Variationen in den Annahmen sogar zu entgegengesetzten Ergebnissen führen. Allerdings muß man bei diesem Befund nicht stehen bleiben, weil durchaus die Spezifizierung von Relevanzbereichen möglich ist. Eine Vereinheitlichung des theoretischen Rahmens und der Ergebnisse ist nicht zu erwarten, solange es keine Vereinheitlichung des theoretischen Gerüsts der Industrieökonomik gibt. Dies ist jedoch unwahrscheinlich, da z.B. die Möglichkeit strategischen Verhaltens unweigerlich Ambiguitäten in die Analyse bringt, die sich nicht a priori klären lassen (Helpman/Krugman 1989: 2f). Daher ist in der Evaluation zwischen den unterschiedlichen Kernmodelltypen zu differenzieren.

Insgesamt scheinen die strategischen internationalen Oligopolmodelle, auf denen notwendigerweise der Schwerpunkt lag, weitgehend ausgereizt; die relevanten Aspekte sind in ihrer Bedeutung für die Umweltpolitik bereits hinreichend diskutiert worden. Der einzige Aspekt, der erst in den neuesten Veröffentlichungen thematisiert wird, sind Informationsprobleme, die eine strategische Nutzung der Umweltpolitik verkomplizieren (Nannerup 1998, Ulph 1997b). Die grundlegende Differenz der Ergebnisse, die sich aus den unterschiedlichen Annahmen über das Marktverhalten ergibt, ist nicht ohne weiteres behebbar, denn schon der Industrieökonomik ist es nicht gelungen, die Frage Cournot versus Bertrand empirisch zu klären. In Reinform ist keine der beiden Verhaltensannahmen realistisch. Dies hat insbesondere damit zu tun, daß

angesichts der häufig längerfristig stabilen Akteurskonstellation auf oligopolistischen Märkten eine dynamische Betrachtung eigentlich angemessener wäre (Helpman/ Krugman 1989: 187, Tirole 1988: 211f). Teilweise wird versucht, dies über Mehrstufenspiele abzudecken. Es zeigt sich, daß dann die Annahmen bezüglich des Marktverhaltens an Relevanz verlieren; allerdings ergeben sich neue Ambiguitäten. Substanzielle Weiterentwicklungen sind daher höchstens noch durch die Modellierung wirklich dynamischer Spiele zu erwarten<sup>1</sup>.

Hingegen bergen andere Zweige, deren Potential für eine Anwendung auf umweltpolitische Fragestellungen aufgrund der bisher nur begrenzt vorliegenden Analysen in Kapitel 3 und 4 nur angedeutet werden konnte, noch Perspektiven für eine Weiterentwicklung in sich, sowohl was die Wirkungsanalyse als auch was die daraus ableitbaren Politikempfehlungen betrifft. Zu nennen sind hier einerseits die monopolistischen Konkurrenzmodelle mit Produktdifferenzierung, andererseits eine stärkere Einbeziehung der Ergebnisse der wirtschaftsgeografischen Literatur. Außerdem könnten Versuche der empirischen Prüfung der theoretisch abgeleiteten Ergebnisse zu einer besseren Klärung der Relevanz der Modelle beitragen (vgl. hierzu Abschnitt 5.4.).

### **5.1.2. Forschungspotentiale**

#### *Verfeinerung der monopolistischen Konkurrenzmodelle*

Michael Rauscher (1997: 283f) sieht als Bilanz seiner erschöpfenden Behandlung der Umweltimplikationen aller realwirtschaftlichen Ansätze der Außenwirtschaftstheorie im Bereich der Modelle monopolistischer Konkurrenz die vielversprechendsten Möglichkeiten für weitere theoretische Forschung. Die bisherigen Ergebnisse sind, zumindest soweit sie die hier behandelte Thematik betreffen, noch nicht besonders zufriedenstellend, wie in Abschnitt 4.1.2. deutlich wurde. In der Perspektive deuten sich derzeit zwei Richtungen an.

Rauscher selbst sieht Potentiale insbesondere für die Analyse von Produktstandards. Wenn Produkte unterschiedlicher Umweltqualität zugelassen werden, stellt sich die Frage, *welche* Firmen und Produkte von Veränderungen der Regulierung profitieren. Im Zustand der Autarkie führt Umweltregulierung dann zu differierenden Kostenstrukturen, so daß die umweltfreundlichsten Produzenten Ricardianische Renten erzielen. Durch Handel wird jedoch die Zahl der inländischen Firmen aufgrund der jetzt möglichen Skalenvorteile reduziert. Rauscher (1997: 208) hält dabei zwei Szenarien für möglich. Bei identischen Produktvarietäten vorher führt der Konzentrationsprozeß zu Gewinnen und damit zum Neueintritt von Firmen, für die dann jedoch nur noch die am wenigsten umweltfreundlichen Produkte als Differenzierungsnische übrig bleiben. Bei unterschiedlichen Varianten vor Beginn des Handels führt der Konzentrationsprozeß hingegen eher dazu, daß die "schmutzigsten" Firmen den Markt verlassen.

Die angemessene Umweltpolitik dürfte dann sowohl von der Umweltfreundlichkeit der Produkte in den jeweiligen Ländern als auch von den Präferenzen der KonsumentInnen abhängen. Dazu muß jedoch zugelassen werden, daß letztere differieren und auch Umweltqualität honoriert wird. Allerdings verkompliziert dies die Modellierung erheblich, da dann auf den bereits in Abschnitt 2.1.1. angesprochenen Ansatz spezifischer Präferenzen von Lancaster (1980)

---

<sup>1</sup> Erste Ansätze zu einer Dynamisierung finden sich bei Feenstra et al. (1995). Die Instrumentenwahl gewinnt in diesem Modellrahmen an Bedeutung. Ulph/ Valentini (1998: 27) verweisen auf Versuche in diese Richtung die zeigen, daß die Ergebnisse dann erheblich von denen der statischen Mehrstufenspiele abweichen können.

zurückgegriffen werden müßte, der Differenzierung über horizontale räumliche Parameter erfaßt. Bereits das auf vertikaler Differenzierung aufbauende, in Abschnitt 4.3.2. vorgestellte Modell von Motta/ Thisse (1993) hat gezeigt, daß hier auf numerische Simulationen und spezifische Funktionen zurückgegriffen werden muß, um interpretierbare Ergebnisse zu erzielen.

Eine andere vielversprechende Richtung könnte sein, den sogenannten "Home Market Effect" einzubeziehen, der entsteht, wenn Transportkosten mitmodelliert werden. Dieser wurde im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie schon früh analysiert (Krugman 1980, Helpman/ Krugman 1985: 205ff). Der Effekt zielt auf die bei der Existenz von Handelsbarrieren relevanten Marktgrößenvorteile und damit Kostenvorteile größerer Länder. Bei Faktormobilität ruft dies Konzentrationsprozesse hervor. Dies kann durch die Außenhandelspolitik genutzt werden und z.B. zu dem kontraintuitiven Ergebnis führen, daß ein Zoll sinkende Preise im Inland bewirkt (Helpman/ Krugman 1989: 145ff)<sup>2</sup>.

Bisher wird dieser Effekt für umweltpolitische Fragestellungen nur am Rande fruchtbar gemacht. Markusen (1997: 307) verweist darauf, daß bei durch Umweltpolitik induzierter Faktormobilität das Land mit den höheren Umweltkosten den Nachteil einer weniger kompetitiven Marktstruktur und damit höherer Preise hat, wobei die Wirkung auf Preise und Mark-ups umso stärker ist, je niedriger die Handelskosten sind. Schulze/ Ursprung (1998: 42) verweisen auf ähnliche Versuche Michael Pflügers auf Arbeitspapierenebene, einen Sektor mit monopolistischer Konkurrenz, Handelskosten und mobilen Firmen zu modellieren. Das Ergebnis ist ähnlich wie bei Markusen. Das Land mit der niedrigeren Steuer profitiert von sinkenden Preisen und höheren Steuereinnahmen aufgrund der größeren Zahl dort ansässiger Firmen; allerdings auf Kosten zusätzlicher Umweltverschmutzung. Je nach der Ausmaß der letzteren kann sich im Regulierungsgleichgewicht ein zu hoher oder ein zu niedriger Steuersatz ergeben. Terms-of-Trade-Effekte bleiben dabei jedoch durch die Modellierung eines zweiten, kompetitiven Sektors ausgeschlossen.

Diese Ansätze lassen auch die Rolle der Handels- und damit insbesondere die aufgrund der verursachten Externalitäten auch umweltpolitisch relevanten Transportkosten in einem neuen, bedeutsameren Licht erscheinen (vgl. Abschnitt 5.3.2.).

#### *Stärkere Verknüpfung mit der wirtschaftsgeografischen Literatur*

Auch in der wirtschaftsgeografisch ausgerichteten außenwirtschaftlichen Literatur spielen Transportkosten eine wichtige Rolle, aber generell wird der Begriff der Handelskosten hier wesentlich weiter gefaßt. Ansatzweise sind die Potentiale einer Verknüpfung mit wirtschaftsgeografischen Zugängen bereits in Abschnitt 3.2.3. deutlich geworden; leider liegt hierzu jedoch noch keine weitere Literatur vor.

Für eine Weiterentwicklung erscheint insbesondere von Interesse, auch die Umweltwirkungen von Agglomerationseffekten zu thematisieren. Dies deutet zum einen auf Nachteile der Agglomeration hin, die in der Literatur unter dem Stichwort "Congestion" diskutiert werden, und bei der auch die Umweltbelastung eine wesentliche Rolle spielt<sup>3</sup>. Zum anderen wird hierdurch jedoch ein eigenes Movens für Umweltpolitik deutlich, da in Agglomerationen externe Effekte der Produktion in der Regel auch die anderen ProduzentInnen negativ beeinflussen können

---

<sup>2</sup> Die Voraussetzung für diesen Effekt ist allerdings die Kombination von hohen Transportkosten mit stark steigenden Skalenerträgen (Helpman/ Krugman 1989: 149).

<sup>3</sup> Vgl. für einen Überblick zu den Grenzen von Agglomerationseffekten Junius (1996).

und dies daher nicht mehr vernachlässigt werden kann. Dadurch erzielt eine striktere Umweltpolitik auch direkt positive Wirkungen. So könnte dann auch formal das in der Literatur oft genannte Argument von Umweltqualität als Standortfaktor reflektiert werden (Blazejczak et al. 1992: 19ff). Modelltechnisch dürfte dies einem Race to the Bottom Grenzen setzen.

Auch die Wirkung von im weiten Sinne umweltpolitischen Entscheidungen auf die in diesem Rahmen bedeutenden historischen Zufälle und endogenen Peripherisierungstendenzen als Kehrseite der Agglomerationseffekte wäre nähere Analysen wert. Nach dem Gesagten sind hier allerdings ambivalente Ergebnisse zu erwarten.

### **5.1.3. Theorieimmanente Grenzen**

Schon oben wurde die Bedeutung dynamischer Aspekte für die Analyse der strategischen Interaktion der Unternehmen und Regierungen betont. Dies gilt umso mehr, da allgemein davon ausgegangen wird, daß dynamische steigende Skalenerträge aufgrund von Lerneffekten und FuE von größerer Bedeutung sind als statische (Krugman 1990: 7). Eine dynamischere Perspektive wäre vielfach auch aus umweltpolitischer Perspektive wünschenswert. Gerade etwaige Wirkungen von Umweltpolitik auf die sektorale Wettbewerbsfähigkeit, aber auch gegenläufige Entwicklungen in von der Regulierung indirekt ebenfalls betroffenen Sektoren lassen sich angemessen wohl nur in einem solchen Kontext beurteilen, insbesondere wenn sich durch die Regulierung Produkte und Technologien verändern. Zumindest ist erst dann die empirisch zum Teil geäußerte Vermutung eines J-Kurven-Effekts auch bei einer strikteren Umweltpolitik (Kulesa 1995: 104f) theoretisch reflektierbar. In allen bisher entwickelten Ansätzen der Neuen Außenwirtschaftstheorie lassen sich solche Aspekte nur begrenzt reflektieren, die Kernmodelle bleiben in der Regel statisch. Immerhin lassen sich einige zeitliche Aspekte umweltpolitischer Regulierung im Rahmen mehrstufiger internationaler Oligopolmodelle im Vergleich zur traditionellen Theorie wenigstens thematisieren.

Zugleich ist im Fall von Produktstandards und Innovationen die Reduzierung auf ausschließlich strategische Wirkungen von Umweltpolitik letztlich unbefriedigend, da sie daran gebunden ist, daß eine Veränderung der Umweltpolitik als strategisches Signal tauglich ist. Insbesondere wenn den Unternehmen auch noch andere Strategievariablen als die politisch regulierten zur Verfügung stehen, grenzt dies den Relevanzbereich zumindest auf Industrien ein, in denen Umweltpolitik einen bedeutenden Faktor darstellt. Ansätze, die Produktdifferenzierung in den Vordergrund stellen, scheinen hier prinzipiell angemessener; es ist jedoch noch ungeklärt und eher fraglich, ob sich hier hinreichend allgemeine Ansätze entwickeln lassen.

Eine Thematisierung dynamischer Aspekte ist hingegen, wie angedeutet, zumindest im Rahmen des wirtschaftsgeografischen Zweigs möglich. Auch unter der Annahme (dynamischer) interner Skalenerträge gibt es im Rahmen der "konventionellen" Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie erste Ansätze (z.B. Krugman 1990: Kap. 9-11). Hier gehen die Ansätze dann in die (verwandte) Neue Wachstumstheorie bzw. die Evolutorische Ökonomie über, deren Anwendung auf umweltpolitische Fragestellungen den Rahmen dieser Arbeit sprengt.

Allerdings steht nicht zu erwarten, daß die Ergebnisse durch die angedeuteten Weiterentwicklungen eindeutiger werden. Dies ist als Annäherung an die Verhältnisse der realen Welt zu begrüßen, und als Heuristik für ökonomische Analysen fruchtbar, wirft jedoch zugleich die Frage auf, welchen Zusatznutzen dann weitere, komplexere *modelltheoretische* Analysen aufweisen.

Abschließend sei festgestellt, daß es auf jeden Fall notwendig erscheint, auch kooperative Interaktionen (stärker) mitzubetrachten, wenn man die Implikationen der theoretischen Analyse und ihrer Annahmen ernstnimmt. Dies gilt prinzipiell sowohl für Kooperationen zwischen den ProduzentInnen (Kartelle, Tacit Collusion)<sup>4</sup> als auch für Interaktionen zwischen wirtschaftlichen und politischen Akteuren, da rentenerzielende ProduzentInnen ebensowenig wie als Preisnehmer auch nicht als "Politiknehmer" betrachtet werden können<sup>5</sup>. Hiergegen mag man methodische Einwände bezüglich der Trennung der beiden Sphären erheben; die Fundierung der Politikempfehlungen bleibt dann jedoch letztlich unbefriedigend.

## 5.2. Makroökonomische Grenzen: kein Raum für die Geldwirtschaft

Die bisherigen Ergebnisse wurden weitgehend partialökonomisch abgeleitet. Sofern allgemeine Gleichgewichtsmodelle betrachtet wurden, waren diese überwiegend sehr spezieller Natur; die anderen Sektoren, sofern vorhanden, waren passiv. Schon hierbei hat sich gezeigt, daß Rückwirkungen auf andere Sektoren die Ergebnisse abschwächen können. Wenn die Marktstruktur der anderen Sektoren der Ökonomie kompetitiv ist, bleibt jedoch das Grundergebnis in der Regel bestehen (Helpman/ Krugman 1989: 7). Problematisch ist dies hingegen, wenn mehrere, durch eine gemeinsame Ressourcenbeschränkung verknüpfte Sektoren oligopolistisch sind; aus politischer Sicht stellt sich dann ein Wahlproblem, ob gesamtwirtschaftlich überhaupt der aus wohlfahrtsökonomischer Sicht "richtige" Sektor politisch gefördert wird, selbst wenn dies partialökonomisch geboten scheint (Dixit/ Grossman 1986: 249).

Allerdings unterliegen diese Überlegungen und auch die üblichen mikroökonomischen allgemeinen Gleichgewichtsmodelle einer gewichtigen Restriktion: Sie beziehen monetäre Beziehungen und damit Kredit- und Devisenmärkte nicht in die Analyse ein. Damit bleibt die Rolle der (in Geldwirtschaften) monetär vermittelten Vermögenmärkte außerhalb des Blickfeldes. Mit anderen Worten: implizit wird in den betrachteten Modellen ganz in neoklassischer Tradition Geld als neutral unterstellt. Abschnitt 4.1.2. bietet ein anschauliches Beispiel für die Problematik der unter diesen Annahmen abgeleiteten Schlußfolgerungen. Zugleich ist damit das eigentliche ökonomische Spezifikum außenwirtschaftlicher Beziehungen, nämlich die Existenz von verschiedenen Währungen, die ökonomisch betrachtete Länder definieren, und damit eines Devisenmarktes als zusätzlichem Markt, nicht erfaßt (Riese 1975: 137). Genau genommen stellen die hier dargestellten Bereiche der Neuen Außenwirtschaftstheorie eigentlich raumwirtschaftliche Theorien dar, für die in der Regel einfach unterstellt wird, daß sie im Prinzip sowohl für Regionen als auch für Nationen gelten. Die betrachteten Länder werden darin in der Regel durch Mobilitätsschranken voneinander abgegrenzt<sup>6</sup>.

Inwiefern sind daher die abgeleiteten Ergebnisse zu modifizieren, wenn die Geldvermittlung der internationalen Wirtschaftsbeziehungen und damit Wechselkurse von Währungen einbezogen werden? Müssen selbst bei der Betrachtung von Ländern mit ähnlicher Industriestruktur, wie es die ganze Zeit der Fall ist, nicht dennoch differierende monetäre Bedingungen berücksichtigt werden, die zugleich auch die Gestaltung der Umweltpolitik beeinflussen (können)?

---

<sup>4</sup> Hier wird die bisher bestehende Lücke in der Literatur auch konstatiert (z.B. Helpman/ Krugman 1989: 156).

<sup>5</sup> Das "Kooperationsprinzip" sogar eines der offiziellen Grundprinzipien der deutschen Umweltpolitik.

<sup>6</sup> In Ansätzen, in denen solche Mobilitätsschranken nicht angenommen werden, wird daher häufig auch konsequenterweise von Regionen gesprochen, vgl. z.B. Markusen/ Morey/ Olewiler (1995).



### **5.2.1. Zur Bedeutung der Wechselkurse**

Üblicherweise wird die etwaige Rolle der Wechselkurse völlig vernachlässigt. Nur Carraro/Siniscalco (1992: 189) weisen darauf hin, daß den üblichen Modellierungen implizit die Annahme fixer Wechselkurse zugrunde liegt. Dies ist für die heutigen Weltwirtschaftsbeziehungen nicht unbedingt eine realistische Annahme, von Ausnahmen wie der Europäischen Union abgesehen. Bei (prinzipiell) flexiblen Wechselkursen stellt sich die Frage, inwieweit Wechselkursbewegungen auf die den Ergebnissen zugrundeliegenden Kostendifferentiale wirken bzw. diese beeinflussen könnten. Wechselkurse haben gesamtwirtschaftliche Determinanten und spiegeln daher Vorgänge innerhalb eines Industriesektors, wenn überhaupt, nur sehr bedingt bzw. vermittelt wider. Sofern in umweltpolitischen Analysen hierauf eingegangen wird, wird teilweise unterstellt, daß gemäß der Kaufkraftparitätentheorie negative Wirkungen durch ausgleichende Wechselkursbewegungen zumindest langfristige ausgeglichen würden und daher bloße Strukturverschiebungen resultieren (z.B. Meyer zu Himmern/ Kirchgässner 1995: 48). Der solchen Einschätzungen zugrundeliegenden Auffassung, daß Wechselkurse durch Gütermarktbewegungen determiniert werden. Diese Auffassung wird inzwischen jedoch zunehmend problematisiert<sup>7</sup>. Wechselkurstheorien unterschiedlicher theoretischer Herkunft sehen inzwischen Wechselkurse als Vermögenspreise und nicht als relative Güterpreise an. Sie werden daher auf den (monetär vermittelten) Vermögensmärkten bestimmt, wobei auch die Geldpolitik der Zentralbank eine wichtige Rolle spielt. Damit ist einer direkten Kopplung von Wechselkursbewegungen an realwirtschaftliche Veränderungen der Boden entzogen; ein Zusammenhang läßt sich höchstens noch indirekt über die Erwartungsbildung herstellen<sup>8</sup>.

Daher ist es auch in Fällen, in denen Investitionsentscheidungen die Richtung der Kapitalbewegungen deutlich verändern, wie im Fall der ausländischen Direktinvestitionen (vgl. Abschnitt 3.2.), unzulässig, daraus direkt auf entsprechende Anpassungen der Wechselkurse zu schließen.

Allerdings sind die Wechselkurse und ihre Veränderungen auch noch in anderer Form von Bedeutung. Das Ausmaß der auf den internationalen Devisenmärkten üblichen Kursbewegungen im Rahmen des zur Zeit herrschenden Systems flexibler Wechselkurse kann für international agierende Unternehmen auf ausländischen Märkten zu entsprechenden Veränderungen der monetären Produktionskosten führen. Der Einfluß von starken Wechselkursbewegungen auf Handels- und Investitionsströme wird von einem anderen Zweig der Neuen Außenwirtschaftstheorie auch direkt thematisiert (Baldwin/ Krugman 1989: 637ff)<sup>9</sup>. Übertragen auf die vorliegenden Modelle ist es durchaus fraglich, inwieweit unter diesen Bedingungen strategische "Commitments" (zumindest auf Preise) durch Umweltpolitik nicht davon überlagert und daher in ihrer Wirkung eingeschränkt werden.

### **5.2.2. Der Einfluß der Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft**

Auch und gerade wenn der Wechselkurs als Vermögenspreis begriffen wird, können die Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft zu Implikationen führen, die in Frage

---

<sup>7</sup> Zur Kritik der gütermarktorientierten Wechselkurstheorien vgl. z.B. Lüken gen. Klößen (1996: 56ff).

<sup>8</sup> Aber schon die von der Neuen Außenwirtschaftstheorie häufig unterstellte Produktdifferenzierung zerschneidet den dabei unterstellten Anpassungsmechanismus der Kaufkraftparitäten (Lüken gen. Klößen 1996: 56).

<sup>9</sup> Hier können temporäre starke Kursschwankungen über hierdurch induzierte Marktaus- und -eintrittsentscheidungen aufgrund von Sunk Costs zu persistenten Veränderungen der Handelsstruktur führen.

stellen, inwieweit es zulässig ist, selbst bei ähnlicher Industriestruktur von "gleichen" Ländern auszugehen, wie es die Neue Außenwirtschaftstheorie tut. Es läßt sich in einer monetär-keynesianischen Argumentation, basierend auf einer monetären Wechselkurs- und Zinstheorie, zeigen, daß die internationale Geldwirtschaft zur Ausbildung einer Hierarchie der Währungen mit einer oder mehreren starken Leit- bzw. Schlüsselwährung(en) als sicheren Anlagehäfen tendiert. Schwächere Währungen müssen dies durch einen höheren Zinssatz kompensieren (z.B. Schelkle 1990: 296ff, Spahn 1999: 245f). Dies führt zu persistenten Zinsdifferentialen und unterschiedlichen Verschuldungskonstellationen<sup>10</sup>. Zu fragen ist, inwieweit deren Berücksichtigung die bisher abgeleiteten Ergebnisse verändert. Zum einen ist zu prüfen, ob ein Zinsdifferential zwischen zwei Ländern einen eigenständigen Anreiz zu einer laxeren Umweltpolitik im Land mit der schwächeren Währung bietet; zum anderen, inwieweit die Notwendigkeit der Bedienung einer sich aus den Funktionsbedingungen der internationalen Geldwirtschaft ergebenden Verschuldung Öko-Dumping wahrscheinlich(er) macht.

#### *Zinsdifferenziale und Grenzen der Umweltpolitik*

Zinssätze haben auch Einfluß auf die direkte Umweltnutzung durch wirtschaftliche Prozesse, allerdings ist der Charakter des Einflusses umstritten. Häufig wird unterstellt, daß höhere Zinssätze zu einer höheren Umweltnutzung führen. Dies entspricht basierend auf einem intertemporalen Kalkül eines Ressourceneigentümers der Aussage des Hotelling-Theorems und ergibt sich bei Betz/ Lüken gen. Klößen/ Schelkle (1993: 117f) als Technikeffekt im Rahmen eines Produktionspreismodells. Die Einwände gegen beide Begründungen werden insbesondere von Füller (1994: 92ff) herausgearbeitet. Selbst wenn diese Einwände nicht in der Summe nicht stichhaltig wären, ist außerdem der tendenziell konträre Effekt auf das volkswirtschaftliche Aktivitätsniveau, also der Mengeneffekt, zu berücksichtigen, der unter sonst gleichen Umständen die Umweltnutzung tendenziell einschränkt. Auf gesamtwirtschaftlicher Ebene kann daher nicht von einem eindeutigen Zusammenhang von Zinssatz und Umweltnutzung, und damit von Zins und umweltpolitischem *Regulierungsbedarf*, ausgegangen werden. Für die vorliegende Arbeit interessiert daher primär, ob selbst bei "physisch" identischen Umweltschäden die auf dem monetären Weltmarkt bestehenden höhere Zinssätze in Schwachwährungsländern auch einen negativen Einfluß auf die Gestaltung der Umweltpolitik haben. Hierzu muß die zeitliche Dimension in die Analyse mit einbezogen werden, denn in einer atemporalen Analyse ist hieraus kein Einfluß auf die Umweltpolitik und damit die Regulierung der Umweltnutzung ableitbar.

Unterstellt man die übliche ökonomische Vorgehensweise, so werden für die Gestaltung der Umweltpolitik bei intertemporalen Umweltproblemen Umweltschadenskosten, die erst in der Zukunft anfallen, abdiskontiert, um ihren Gegenwartswert zu ermitteln. Dies geschieht mittels des herrschenden Kapitalmarktzinssatzes. Folgt man diesem Vorgehen, dann führen höhere Zinssätze zu einem kürzeren Zeithorizont der ökonomischen Planung (Betz/ Lüken gen. Klößen/ Schelkle 1993: 117). Bei einigen derzeit relevanten Umweltproblemen, z.B. der Ozon- und Klimaproblematik führt nach dieser Logik ein höherer Zinssatz also zu einer (stärkeren) Geringschätzung der zukünftigen Umweltschäden. Damit reduziert sich unter sonst gleichen Umständen das Ausmaß der wohlfahrtsökonomisch optimalen Umweltpolitik.

---

<sup>10</sup> Eine Herleitung dieses Resultats an dieser Stelle sprengt den Rahmen der Studie. Vgl. dazu insbesondere Riese (1986: 52ff) und Lüken gen. Klößen (1993: 61ff, 155ff).

Ein solches Vorgehen bei politischen Entscheidungen ist natürlich normativ sehr fragwürdig, da es zu einer Geringschätzung der Interessen der zukünftigen Generationen führt (vgl. z.B. Hampicke 1991: 132ff). Falls diesem normativen Einwand stattgegeben wird, macht die Analyse immerhin deutlich, daß die Opportunitätskosten einer den ökologischen Problemen angemessenen Umweltpolitik für die gegenwärtigen Generation in Schwachwährungsländern höher ausfallen als in Starkwährungsländern. Wird hingegen das methodische Vorgehen akzeptiert, so ist damit gezeigt, daß unterschiedliche First-Best-Umweltpolitiken nicht (nur) auf unterschiedlichen Präferenzen und differierender physischer Umweltkapazität beruhen, wie üblicherweise unterstellt, sondern auch durch weltwirtschaftliche Zusammenhänge verursacht werden.

Ebenso wie bei auf Einkommensunterschiede zurückgehenden unterschiedlichen Bewertungen von Umweltproblemen kann dies jedoch nicht als Öko-Dumping im Sinne der bisher verwendeten Definition bezeichnet werden, da der geringere umweltpolitische Standard umweltökonomisch "optimal" ist und die Differenz nur begrenzt intentionaler Natur ist, sondern von den Weltmarktbedingungen erzwungen wird. Dies verweist jedoch zugleich auf die Grenzen dieses Konzepts und hebt die Bedeutung auch intragenerationaler Gerechtigkeit bei der politischen Regulierung globaler Umweltprobleme hervor.

Was impliziert dies für den Zugang der Neuen Außenwirtschaftstheorie? Diese geht in den Grundmodellen aus Vereinfachungsgründen von Ländern aus, in denen die Umweltschäden

identisch sind<sup>11</sup>. Nach der obigen Analyse ist selbst bei Ländern mit ähnlicher Industriestruktur die Annahme gleicher Umweltschäden bei stark intertemporal veranlagten Umweltproblemen

---

<sup>11</sup> Sie schließt damit den typischen Heckscher-Ohlin-Fall aus, in dem Unterschiede in der Ausstattung mit der Ressource Umwelt die Vorteilhaftigkeit einer entsprechenden Handelsspezialisierung begründen.



aufgrund der Funktionsbedingungen der Weltwirtschaft nicht zulässig, sofern es sich um Länder auf einer unterschiedlichen Stufe der Währungshierarchie handelt.

Allerdings ist das Zulassen unterschiedlicher Umweltkosten für die abgeleiteten qualitativen Ergebnisse nur begrenzt von Bedeutung. Das *Motiv* einer strategischen Umweltpolitik bleibt davon unberührt; allerdings kann sich das Gleichgewichtsniveau im Fall eines politischen Regulierungswettbewerbs verändern<sup>12</sup>, da dieser jetzt nicht mehr symmetrisch ist und eventuell ein Land jetzt früher "aussteigt". Im Fall mobiler Unternehmen hat Hoel (1997: 252f) in einem sehr vereinfachten Modell ohne Transportkosten auch den Fall differierender Umweltkosten betrachtet. Bei geringen Umweltschäden sind die Umweltsteuern im Gleichgewicht dennoch identisch<sup>13</sup>. Es ist jetzt jedoch möglich, daß sie der kooperativen Lösung entsprechen. Sobald eine "Not in my Backyard"-Strategie relevant wird, ist das Gleichgewicht nicht mehr eindeutig.

### *Verschuldung und Öko-Dumping*

Stark verschuldete Ökonomien sind zur Bedienung ihrer Schulden auf Deviseneinnahmen angewiesen. Hier hat die Wirtschaftspolitik auch die Funktion, diesen Devisenstrom sicherzustellen. Die Standardempfehlung der internationalen Finanzorganisationen an verschuldete Staaten ist die Steigerung der Exporte. Dies setzt natürlich auch die Umweltpolitik unter einen starken Druck, sofern sie als Nebeneffekt die Exporteinnahmen zu reduzieren droht<sup>14</sup>. Zu den stark verschuldeten Ländern mit hohem Devisenbedarf gehören auch Staaten, in denen bereits ein Industrialisierungsprozeß stattgefunden hat, insbesondere Schwellenländer aber auch einige mittel- und osteuropäische Transformationsländer. Daraus ergibt sich eine (erzwungene) Präferenz für monetäres Einkommen (in ausländischer Währung). Ändert der aufgrund der theoretischen Analyse notwendige Einbezug dieses Aspekts etwas an den bisherigen Ergebnissen?

In den in Kapitel 3 analysierten Modellen mit unvollkommener Konkurrenz hat sich der Anreiz zu einer Abschwächung der Umweltpolitik im Kern aus einer Abwägung zwischen den Oligopolrenten und den Umweltschäden ergeben. Bezieht man den Faktor Devisenmaximierung hier mit ein, so zeigt sich, daß er in allen Modellen strategischer Interaktion das Argument nur verstärkt. Die aus den zusätzlichen Marktanteilen gewonnenen Renten sind jetzt einfach "mehr wert". Dies heißt auch, daß sich nur in den Fällen ein Anreiz zu Öko-Dumping ergibt, in denen sich auch im normalen Rahmen ein Anreiz zu einer schwächeren Umweltpolitik ergibt. Beim Einbezug von Innovationen und im Fall des Bertrand-Wettbewerbs muß also auch unter diesen verschärften Rahmenbedingungen kein Öko-Dumping resultieren, im letzteren Fall würde dies sogar die Exporterlöse senken.

Auch im Fall monopolistischer Konkurrenz spricht angesichts der von den Firmen ungenutzten Marktmacht wenig dafür, eine schwächere Umweltpolitik zu betreiben. Wie die Analyse gezeigt

---

<sup>12</sup> Formal ist dies allerdings insofern mit Schwierigkeiten verbunden, da dann in der Regel kein symmetrisches Kalkül der Regierungen mehr modelliert werden kann. Die folgenden qualitativen Aussagen stehen daher unter dem Vorbehalt, daß nicht ausgeschlossen werden kann, daß diese Asymmetrie die Stabilität der in dieser Arbeit nicht explizit modellierten Regulierungsgleichgewichte beeinträchtigt.

<sup>13</sup> Hoel muß jedoch *annehmen*, daß das Unternehmen im Land mit den geringeren Umweltkosten produziert.

<sup>14</sup> Insofern kommt der Zins über einen zwischengelagerten Bestandseffekt als akkumulierte Zinsbelastung doch wieder in eine ökologisch bedeutsamere Rolle. Dennoch ist die analytische Trennung der Probleme sinnvoll.

hat, würde eine Abschwächung der Umweltpolitik sogar einen negativen Einfluß auf die Terms of Trade haben. Allerdings ist dieses Resultat gegenüber Kapitalmobilität nicht robust. Im Fall der möglichen Standortverlagerung führt das Devisenmaximierungsmotiv dazu, daß der Steuerwettbewerb bei niedrigen Umweltschäden auf jeden Fall zur Ansiedlung des Unternehmens im entsprechenden Land führt. Auch verliert das NIMBY-Ergebnis an Relevanz, da den Umweltschäden jetzt zumindest Deviseneinnahmen entgegenstehen.

Insgesamt zeigt sich, daß das Argument des Öko-Dumpings aus Gründen der Devisenmaximierung bei unvollständiger Konkurrenz unter den selben Restriktionen steht wie in den Kapiteln 3 und 4 analysiert. *Wenn* sich jedoch eine schwächere Umweltpolitik als strategisch sinnvoll erweist, wächst, ähnlich wie beim von Hoel (1997) analysierten Beschäftigungsmotiv, das Ausmaß der Abweichung nach unten mit dem zusätzlichen Motiv Devisenmaximierung.

### 5.3. Politische Perspektiven für eine strikte(re) Umweltpolitik

"To the extent that an economy works according to the logic of increasing returns, it will need to be managed. If this is true for macroeconomics and industrial and trade policy, it is particularly compelling for environmental resources and systems" (Christensen 1991: 84). Diese These bestätigt auch Rauscher (1997: 207) in einem Modell monopolistischer Konkurrenz<sup>15</sup>, Dann führt intraindustrieller Handel zu steigenden Umweltbelastungen.

Ungeachtet dieser Erkenntnis ist generell jedoch nicht davon auszugehen, daß zur Zeit eine Umweltpolitik verfolgt wird, die die Umweltexternalitäten auch nur annähernd internalisiert. Von daher besteht ein großes ökologisches Interesse, die Restriktionen hierfür zu analysieren und mögliche Auswege aus dem Dilemma zu erkunden, die die Verfolgung einer strikteren Umweltpolitik erleichtern. Im Kontext der bisherigen Analyse erwachsen hieraus zwei Fragen:

### Inwieweit bietet die vorgetragene Argumentation eine Erklärung für die mangelhafte Internalisierung, d.h. wie robust sind die außenwirtschaftlichen Motive für Öko-Dumping?

### Welche Konsequenzen sind hieraus zu ziehen? Sollte die Umweltpolitik international harmonisiert werden? Oder ist es angeraten, das Ausmaß der internationalen Wirtschaftsbeziehungen zu regulieren? Hierzu bestehen insbesondere zwei Möglichkeiten, die aus der Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie unterschiedliche Implikationen aufweisen: die Einführung ökologisch motivierter Zoll- und Kapitalverkehrsschranken als direkte Einschränkung, sowie die eher indirekt wirkende Erhöhung der Transportkosten durch eine Internalisierung der mit dem Transport verbundenen ökologischen Schäden.

#### 5.3.1. Die politische Relevanz der abgeleiteten Öko-Dumping-Szenarien

Die umweltpolitischen Anwendungen der Neuen Außenwirtschaftstheorie sehen sich ebenso wie ihre generellen außenwirtschaftspolitischen Analysen in der ökonomischen Zukunft scharfer Kritik ausgesetzt (z.B. Stevens 1995). Dies liegt natürlich zum einen an der bereits angesprochenen mangelnden Robustheit vieler Modelle, die eine Akzeptanz der politischen Schlußfolgerungen erschweren. Zum anderen aber sind die politischen Schlußfolgerungen führender Vertreter in dem Sinn inkonsequent, daß diese ihre eigenen Ergebnisse oft nicht ernstnehmen. Stellvertretend sei Barrett (1993: 165) zitiert: "In my view, the debate about strategic environmental quality [sic!] has been misplaced. To gain competitiveness, countries should not

<sup>15</sup> Die (realistische) Bedingung dafür ist eine zunehmende Substitutionselastizität bei mehr Varietäten.

lower standards; they should employ economic instruments in order to reduce the costs borne by industry in achieving the standards that can be justified on environmental grounds"<sup>16</sup>.

Nimmt man hingegen die Grundaussage des Modells strategischer Umweltpolitik ernst, so ist aus außenwirtschaftlichen Gründen unilateral eine Umweltpolitik empfehlenswert, die schwächer ausfällt als die First-Best-Umweltpolitik in einer geschlossenen Volkswirtschaft. Ziel ist die Unterstützung inländischer Unternehmen im Wettbewerb um Marktanteile. Sind die erzielbaren Renten gewichtig und die Umweltschäden nicht zu groß, kann sogar ein Race to the Bottom ein rationales Ergebnis sein, denn wettbewerbspolitisch ist weniger das Niveau, sondern sind hauptsächlich die Differenzen der verfolgten Umweltpolitiken verschiedener Länder von Bedeutung. Der Grundtenor dieses Ergebnisses bestätigt sich auch, wenn berücksichtigt wird, daß auch die Standortwahl eine Entscheidungsvariable des inländischen Monopolisten darstellt. Grenzüberschreitende Umweltprobleme verschärfen die Problematik, ebenso weitere konkurrierende Motive, wie sie z.B. aus einer Verschuldungssituation erwachsen. Bedeutet dies, daß die Verfolgung einer strikte(re)n Umweltpolitik weder wahrscheinlich noch erstrebenswert ist? Es ist entscheidend, Klarheit über die Grenzen des Arguments zu erreichen:

### Erstens setzt daß Argument voraus, daß die Umweltkosten einen signifikanten Kostenunterschied ausmachen. Es ist dabei jedoch nicht an die Internalisierung als Referenz gebunden, wichtig für seine Substanz sind allein die Differenzen in der Umweltpolitik<sup>17</sup>. Vorausgesetzt wird dabei, daß das strategische Signal erkennbar ist. Dies impliziert z.B., daß das Argument unter monetär instabilen Verhältnissen an Kraft verliert.

### Zweitens wird dabei ausgeschlossen, daß andere (handelspolitische) Instrumente wie Exportsubventionen zur Verfügung stehen, die dasselbe Ziel ohne die Inkaufnahme von Umweltschäden erreichen.

### Drittens wird das Ergebnis um so fraglicher, je mehr Firmen im Inland auf dem Markt rivalisieren, es ist nur für einen hohen Konzentrationsgrad der Industrie plausibel und an die Wirksamkeit der strategischen Interaktion gebunden, wie z.B. die (nicht-strategischen) Modelle monopolistischer Konkurrenz zeigen. Allerdings gilt diese Einschränkung des Arguments, wie auch die folgende, für den Fall der Kapitalmobilität nicht ohne weiteres.

### Viertens ist selbst die Art der Rivalität von entscheidender Bedeutung. Nur wenn sich der Wettbewerb über die produzierten Mengen vollzieht, ist eine staatliche "Subvention" durch eine Abschwächung der Umweltpolitik überhaupt von Vorteil; wobei sie einem Marktführer - falls vorhanden - keine Vorteile bringt. Im Falle einer (aus Sicht der Firmen) zu harten Preiskonkurrenz wirkt sie hingegen kontraproduktiv. Die Rationalität einer schwachen Umweltpolitik vermindert sich dann nicht nur, sondern verkehrt sich in ihr Gegenteil.

Bei reiner Preiskonkurrenz, die potentiell dann realistisch erscheint, wenn Kapazitätsbeschränkungen nur eine geringe Rolle spielen und die Produkte nicht völlig standardisiert sind, kann die Politik eine strikte Umweltpolitik sogar als Ressource nutzen, die Marktanteile

---

<sup>16</sup> Eine besondere Ironie dieses Fazits liegt darin, daß die von der neoklassischen Umweltökonomie betonte Instrumentenfrage im Licht der vorgestellten Analyse zumindest in ihrer Bedeutung abgeschwächt wird.

<sup>17</sup> Dieses Argument geht natürlich insofern über den bisher dargestellten Rahmen hinaus, als es exogene Ursachen für die Nichtinternalisierung impliziert. Allerdings werden diese ja nicht prinzipiell ausgeschlossen.



des Unternehmens durch einen aus der Glaubwürdigkeit der Kostenverpflichtung erwachsenen First-Mover-Vorteil zu steigern. Dieses ökologisch positive Ergebnis ergibt sich gerade für den Fall einer Einschränkung der Ressourcennutzung, die eine Mengenreduktion der Produktion mit sich bringt. Allerdings sind selbst in der Bertrand-Preiskonkurrenz einer Vorreiterpolitik Grenzen gesetzt. Geht die Vorreiterposition hier über den Punkt hinaus, der die Marktführerschaft sicherstellt, so führt dies zu einem negativen Wohlfahrtseffekt.

Dieses ökologisch positive Szenario ist jedoch in vielerlei Hinsicht ein Spezialfall. Es bleibt zwar erhalten, wenn mehr Firmen am Markt sind, verliert sich jedoch im Fall monopolistischer Konkurrenz vieler Firmen, wenn nicht sehr unrealistische Annahmen getroffen werden. Es ist weiter stark an das Exportmarktszenario gebunden, da es auf der Ausbeutung von KonsumentInnen aus Drittländern basiert. Mit inländischem Konsum vermindert sich der Anreiz zu strikter Umweltpolitik; ebenso bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen, Besteht die Möglichkeit der Abwanderung, ist sogar wieder das Öko-Dumping-Szenario wahrscheinlich.

Bieten dann, wie häufig vermutet, Produktdifferenzierung und Innovation Auswege aus dem internationalen Konkurrenz-Dilemma? Wie die Analyse gezeigt hat, gilt dies nur bedingt. Durch strikte Umweltpolitik induzierte Innovationen mildern den Öko-Dumping-Anreiz ab, können ihn aber nur in speziellen Fällen umkehren. Im Qualitätswettbewerb sind zumindest einem Race to the Bottom Grenzen gesetzt, die weiteren Ergebnisse sind uneindeutig. Allerdings können hier manche positiv zu buche schlagende Effekte nicht erfaßt werden.

Zusammengefaßt kann man auf der Grundlage der Ansätze im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie nicht von einem generell robusten Anreiz, Öko-Dumping zu betreiben, sprechen; allerdings läßt sich dessen Geltungsbereich zumindest theoretisch benennen und scheinen die Fälle, in denen das Gegenteil gilt, eher die Ausnahme darzustellen. Daher erscheint gerade in Zeiten zunehmender Handelsliberalisierung der Anreiz, im Zweifel die Umweltpolitik abzuschwächen, durchaus als eine mögliche Erklärung der unzureichenden Umweltpolitik, zumal die Gefahr eines Wettlaufs nach unten respektive einer Stagnation auf niedrigem Niveau besteht. Kurz gefaßt ist können ist dies umso plausibler, je mobiler die Firmen sind, je stärker die ausländische Reaktion auf eine kleine Zunahme der Exporte ist, je größer die Aggressivität der Firmenstrategien, der Konzentrationsgrad und das Ausmaß der Renten<sup>18</sup> in der Industrie sind sowie je flacher die Grenzschadenskurve verläuft.

Dieser Analyse im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie liegt eine wohlfahrtsökonomisch geprägte Sicht auf den politischen Entscheidungsprozeß zugrunde, in der die Umweltbeeinträchtigung als ein Element unter vielen gegen die anderen Aspekte abgewogen und bei Bedarf aus strategischen Gründen instrumentalisiert wird. Im Politikprozeß brisant wird dies angesichts der hohen Informationsanforderungen vor allem dann - um den engen wohlfahrtsökonomischen Rahmen zu verlassen -, wenn es die Politik mit rentenerzielenden oligopolistischen Industrien zu tun hat, die diese Renten auch für Einflußnahme auf den politischen Prozeß verwenden kann. Falls das Rent-Shifting-Argument gilt, fallen hier Staats- und Unternehmensinteresse zusammen, falls es fraglich ist, kann es von Seiten der ProduzentInnen politisch benutzt werden. Dies scheint insbesondere dann relevant, wenn Unsicherheit

---

<sup>18</sup> Zum Stichwort Oligopolrenten ist aus politischer Perspektive anzumerken, daß ihre häufig unterstellte Zurechnung auf die inländische Wohlfahrt in einer Welt mobiler VermögenseigentümerInnen a priori als problematisch erscheint. Solange über ihre Verteilung nichts ausgesagt wird, könnten sie in Teilen aber auch für staatliche Gewinnsteuern oder z.B. höhere Sozialstandards für die inländischen ArbeitnehmerInnen stehen.

über die konkreten Wirkungen besteht, was angesichts der Parameterabhängigkeit der Ergebnisse gerade im Fall der möglichen Abwanderung von Unternehmen (vgl. Abschnitt 3.2.) eher die Regel darstellen dürfte. Umso wichtiger erscheint die Diskussion möglicher Alternativen zu diesem Szenario, die in der bisherigen Analyse ausgeblendet wurden.

### **5.3.2. Konsequenzen für umweltpolitische Empfehlungen**

Eine Absenkung der Umweltstandards als strategische Politikempfehlung, wiewohl unter den skizzierten Bedingungen bei Nichtkooperation aus nationaler Sicht rational, wird von niemandem (offen) als umweltpolitische Empfehlung vertreten. In der Literatur findet sich häufig die Auffassung, als "Daumenregel" weiterhin die First-Best-Umweltpolitik zu verfolgen (Rauscher 1997: 285f, Schmid 1997: 96)<sup>19</sup>. Dies erscheint jedoch ohne nähere empirische Untermauerung unbefriedigend, da es faktisch die Relevanz des Analyserahmens negiert. In noch enger Bindung an strategische Überlegungen schlägt Thomas Ziesemer (1995: 27) auf der Basis eines Modells monopolistischer Konkurrenz vor, mittels Umweltsteuer und daraus finanzierten Energiesparsubventionen einen ökologisch vorteilhafteren internationalen Wettbewerb zu initiieren. Während das Argument für den von ihm gewählten Modellrahmen eher fragwürdig erscheint<sup>20</sup>, läßt es sich auf den oligopolistischen Wettbewerb gut übertragen (z.B. Conrad 1993: 134). Es setzt allerdings voraus, daß es einen Trend hin zu einer strikteren Umweltpolitik gibt, da sonst eine strategische Wirkung solcher Subventionen fraglich ist. Generell erscheinen Subventionen, wiewohl sie das Verursacherprinzip verletzen, im abgeleiteten Rahmen in einem positiveren Licht als in der neoklassischen Umweltökonomie üblich.

#### *Harmonisierung der internationalen Umweltpolitik?*

Gibt man die Annahme nichtkooperativen Handelns auf, so erweist sich in einigen der skizzierten Szenarien, ob sie nun auf ein Race to the Bottom oder ein Race to the Top hinweisen, Kooperation selbst bei lokalen Umweltschäden als eine sehr sinnvolle Alternative. Dies wird auch von Kritikern unilateraler strategischer Politik so gesehen (z.B. Ranné 1996: 25). Im Fall einer dominanten Exportorientierung kann eine kooperative Umweltpolitik bei niedrigen Umweltschäden sogar wie ein Kartell wirken und über die Outputbegrenzung die Gewinne der Firmen erhöhen (Ulph/ Valentini 1998: 4). Allerdings geschieht dies auf Kosten der Importländer. Die daraus ableitbare Empfehlung, auch bei lokalen Umweltschäden die Umweltpolitiken zu harmonisieren, ist weder in einem Heckscher-Ohlin-Rahmen, geschweige denn in der konventionellen Umweltökonomie so ableitbar.

Dennoch ist umstritten, wie weit diese Harmonisierungsrechtfertigung geht. Denn mit der Annahme gleicher Länder werden auch gleiche Umweltschadens- und Schadensvermeidungskosten unterstellt. Sobald man diese aufhebt, und dies ist, wie die Analyse der makroökonomischen Grenzen gezeigt hat, z.T. zwingend, wird die Harmonisierung für problematisch gehalten, weil dann auch die First-Best-Umweltpolitiken differieren. Dasselbe Argument gilt im Prinzip auch für die Einführung von Mindeststandards mit der Möglichkeit, höhere Standards zuzulassen, da ein solcher unterschiedlichen Ländern differierende Möglichkeiten zur strategischen Nutzung der Umweltpolitik läßt (Ulph 1994a: 38f). Allerdings wäre es hier zumindest nötig, die Vorteile der Kooperation gegenüber diesen Effizienznachteilen abzu-

<sup>19</sup> Dies steht ganz in der Tradition der Position führender VertreterInnen der Neuen Außenwirtschaftstheorie zum Freihandelsdogma (z.B. Helpman/ Krugman 1989: 9).

<sup>20</sup> Ziesemer (1995) rechtfertigt es über ein exogen eingeführtes Arbeitslosigkeitsargument.

wägen, bevor eine fundierte Aussage getroffen werden kann. Außerdem ist durchaus umstritten, ob ein Verzicht auf Harmonisierung die geeignete politische Schlußfolgerung aus dem Vorhandensein von differierenden Umweltkosten ist, zumindest wenn diese auf geldwirtschaftlich bedingten Zinsdifferenzialen oder auf Einkommensunterschieden beruhen. Althammer (1995: 438f) plädiert in letzterem Fall, in dem differierende Standards nur eingeschränkt auf Präferenzen an sich zurückzuführen sind, aus ethischen und distributiven Erwägungen für eine Kombination aus Harmonisierung und Seitenzahlungen; als letztere schlägt er Marktzugangsvorteile vor.

Auch wird deutlich, daß eine Harmonisierung sich gegebenenfalls nicht auf die Umweltziele beschränken darf, da auch die Instrumente strategisch genutzt werden können (vgl. z.B. Abschnitt 3.1.2). Eine dauerhafte Kooperation ist jedoch angesichts der unterschiedlichen Interessen und der Vorteile, die sich für ein einzelnes Land aus dem Ausscheren ergeben können, nicht einfach; eine Vertiefung dieser Problematik sprengt den hier gewählten Rahmen<sup>21</sup>.

#### *Ökologischer Protektionismus als Alternative?*

Welche Konsequenzen ergeben sich aus der Analyse - jenseits von Subventionen der betroffenen Unternehmen - für die Möglichkeiten einer strikte(re)n (Vorreiter)Umweltpolitik eines Landes, wenn keine Kooperation möglich ist? Eine theoretische Möglichkeit wären ökologisch motivierte Kapitalverkehrsbeschränkungen. Allerdings verweisen mehrere Analysen auf die Grenzen eines solchen Instruments, da die Öko-Dumping-Gefahr nicht daran gebunden ist (Markusen 1997, Ulph/ Valentini 1998). Auch ist innerhalb des Analyserahmens Marktaustritt oft die wohlfahrtsökonomisch schlechtere Alternative (Motta/ Thisse 1994). Allein im Bertrand-Szenario mit Kapitalmobilität ist eine Ratio für solche Eingriffe im Prinzip plausibel.

Von Seiten der Umweltbewegung aber auch von ökologischen ÖkonomInnen werden häufig ökologische Zölle in die Diskussion gebracht, die Unterschiede in der Umweltpolitik ausgleichen sollen (Costanza et al. 1997: 215). Sind diese vor dem Hintergrund der Analyse ein geeignetes Instrumentarium? In vielen der vorgestellten Modellen läßt sich die Wirkung ökologischer Zölle nicht ohne weiteres analysieren, da hierzu unbedingt der heimische Konsum einbezogen werden muß. Ein Produktstandard weist jedoch Teilaspekte eines Ökozolls auf, wie das Modell von Motta/ Thisse (1993) gezeigt hat, da die Mindestqualitätsforderung hier zugleich die heimischen Firmen, allerdings auf Kosten der KonsumentInnen, protegirt und dies durch die Erzielung von Renten wohlfahrtssteigernd wirken kann.

Aus dem oben Gesagten - negativ gewendet - ein generelles Argument für Anti-Dumping-Maßnahmen abzuleiten, ist problematisch, da Unterschiede in der Umweltpolitik auch auf nicht strategische Gründe zurückgehen können. Neben Unterschieden in der Aufnahmekapazität der Öko-Systeme und Einkommensunterschieden wurde mit der aufgrund von Zinsdifferenzialen unterschiedlichen Bewertung von Umweltschäden in Abschnitt 5.2.2. ein weiterer Grund genannt. Anti-Dumping-Maßnahmen gehen an den letztgenannten Ursachen vorbei und bilden daher keine Alternative für Transfers (Ranné 1996: 10). Eine weitere Befürchtung der Kritiker ist zudem, daß die abgeleiteten Ergebnisse in diesem Sinne politisch mißbraucht werden könnten (Barrett 1993: 159f). Wenn man einen Seitenblick auf die allgemeine Analyse von Zollwirkungen im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie wirft, so zeigt sich, daß bei "grünen" Zöllen im Rahmen unvollkommener Konkurrenz der Vorwurf des ökologischen

---

<sup>21</sup> Für einen Überblick zu dieser Problematik vgl. z.B. Kirchgässner (1995).

Protektionismus durchaus eine gewisse Berechtigung hätte; bei oligopolistischem Wettbewerb und Cournot-Verhalten können Importzölle durchaus die nationale Wohlfahrt steigern (Helpman/ Krugman 1989: 123, Venables 1985: 14f)<sup>22</sup>. Schließlich sind mit der Protektion negative Wirkung auf die Intensität der Konkurrenz verbunden, was zumindest zu Lasten der KonsumentInnen geht.

#### *Erhöhung der Transportkosten und ihre Implikationen*

Der Einbezug von Transportkosten und deren externen Effekten führt dazu, daß die Handelsgewinne aus steigenden Skalenerträgen und zunehmender Produktvielfalt sich durchaus auch in Verluste verwandeln können. Das Ergebnis hängt von der Modellierung der Präferenzen und vom Ausmaß der Transportexternalitäten ab (Soete/ Ziesemer 1997: 260, Rauscher 1997: 206). Eine Internalisierung dieser externen Effekte und die damit einhergehende Einschränkung des Handels ist also notwendig und gerechtfertigt, bis heute aber noch nicht annähernd politisch umgesetzt. Allerdings zeigt die bisherige Analyse auch, daß Veränderungen der Transportkosten durchaus Konsequenzen für die Marktstruktur haben können, die über marginale Effekte hinausgehen, worauf wenigstens kurz hingewiesen werden soll.

Zunächst schränken steigende Transportkosten tendenziell eher den (ökologisch fragwürdigeren, aber in den Wohlfahrtswirkungen unumstritteneren) intraindustriellen Handel ein. Im Rahmen monopolistischer Konkurrenz führen sie zur Substitution international gehandelter durch inländische Güter. Zugleich können umweltbezogene Transportsteuern über die Rückerstattung die Zahl der Produktvarietäten erhöhen, während sie die von jedem Produkt produzierten Mengen verringern (Soete/ Ziesemer 1997: 256ff). Weiter können sie zur Bildung von multinationalen Konzernen beitragen, da sich ab der Überschreitung eines Schwellenwertes eine ausländische Direktinvestition anstelle des Exports lohnt (vgl. Abschnitt 3.2.). Und schließlich verstärken sie unter sonst gleichen Umständen den in Abschnitt 5.1.2. skizzierten Home-Market-Effekt und damit potentiell auch die Ungleichheit zwischen den Ländern.

#### **5.4. Zur empirischen Anwendung der theoretischen Konzepte**

Wenn man die *Wirkungsanalyse* im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie zu den bestehenden empirischen Studien zum Zusammenhang von Umweltpolitik und Handelsstrukturen bzw. Investitionsflüssen setzt, harmonisieren einige theoretische Ergebnisse auf den ersten Blick relativ gut mit den stilisierten Fakten. So ist im analysierten Rahmen nicht verwunderlich, daß eine umweltbedingte Spezialisierung von Branchen nicht erfolgt, da zumindest einige der umweltintensiven Branchen durch steigende Skalenerträge gekennzeichnet sind (vgl. dazu näher Abschnitt 6.3), und dann vollständige Marktaustrittsprozesse nur begrenzt zu erwarten sind. Auch paßt die in Abschnitt 3.2. gewonnene Erkenntnis, daß die Wirkung der Umweltpolitik auch vom Niveau der Regulierung abhängt und damit Schwellenwerte von Bedeutung sind, zur

---

<sup>22</sup> Bei Bertrand-Verhalten geht der strategische Effekt, wie nicht anders zu erwarten, hingegen in die andere Richtung, er kann daher dem ausländischen Produzenten sogar nützen.

empirischen Kritik, daß sich umweltbedingte Kapitalflucht nur begrenzt beobachten läßt. Einige Studien weisen auch explizit auf die Bedeutung von Schwellenwerten hin<sup>23</sup>.

Allerdings ist ein Teil der bestehenden Arbeiten insofern in seiner Aussagekraft sehr begrenzt, da er auf den Modellen der traditionellen Außenwirtschaftstheorie aufbaut und damit die analytischen Besonderheiten der Neuen Außenwirtschaftstheorie nicht erfaßt<sup>24</sup>. Ein Teil vor allem der älteren empirischen Kritik basiert hingegen auf Versuchen, die Wirkung von Umweltpolitik auf die Handelsbilanz abzuschätzen<sup>25</sup>. Allerdings verschwinden hierdurch die für die vorliegenden Ansätze zentralen sektoralen Differenzen; außerdem ist dieser Ansatz methodisch problematisch, da er eine makroökonomische Größe rein mikroökonomisch erklärt<sup>26</sup>.

In der Literatur wird aus den vorliegenden empirischen Ergebnissen häufig geschlußfolgert, daß unterschiedliche Umweltstandard keine quantitativ signifikanten Auswirkungen auf die sektorale Wettbewerbsfähigkeit haben und sich daher weitere Überlegungen erübrigen würden (z.B. Barrett 1993: 160f, Cropper/ Oates 1992: 699). Wenn die Ergebnisse der Neuen Außenwirtschaftstheorie relevant sind, ist diese Herangehensweise jedoch problematisch, denn dann bestehen bereits im Vorfeld Anreize, nennenswerte Differenzen der Umweltkosten gar nicht erst entstehen zu lassen. Die Empirie zu den faktisch beobachtbaren Wirkungen hilft in diesem Fall nur begrenzt weiter. Die vorliegenden Untersuchungen können daher auf die Theorie abgestimmte empirische Untersuchungen nicht ersetzen.

Was die empirische Relevanz der abgeleiteten politischen Motive betrifft, gibt es hierzu wenig detaillierte Untersuchungen, dafür aber häufig umso klarere Behauptungen, stellvertretend hierfür sei der OECD-Wissenschaftler Candice Stevens (1995: 180) zitiert:

"The existence of widespread eco-dumping purposely penetrated by governments is definitely myth." In dieser Arbeit kann keine strikte empirische Überprüfung dieser Behauptung erfolgen, aber es soll zumindest eine explorative Anwendung versucht werden (vgl. Kapitel 6). Zuvor ist es jedoch sinnvoll, kurz auf allgemeine Probleme empirischer Arbeiten im Rahmen der vorgestellten theoretischen Konzepte einzugehen.

Während im Rahmen der "konventionellen" Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie inzwischen eine Reihe von empirischen Arbeiten vorliegen, ist dies bei der Übertragung der Konzepte auf die Umweltpolitik von Ausnahmen abgesehen noch nicht der Fall. Eine Standardschlußfolgerung theoretischer Arbeiten ist daher die Forderung nach mehr Empirie<sup>27</sup>. Deren Bedeutung entsteht insbesondere aus der häufigen Abhängigkeit selbst der qualitativen Ergebnisse von den Ausprägungen einzelner Modellparameter.

---

<sup>23</sup> Vgl. z.B. Rowland/ Feiock (1991: 216), die die Wirkung unterschiedliche Umweltpolitiken von US-Staaten auf die regionale Ansiedelung von Unternehmen untersuchen. Allerdings entfallen hier Wechselkurseffekte.

<sup>24</sup> Vgl. z.B. Rauscher (1997: 9ff) sowie die andere in Kapitel 1, Fußnote 6 angegebene Überblicksliteratur.

<sup>25</sup> Vgl. für einen Überblick über die älteren Studien, die sich meistens auf die USA beziehen, Ugelow (1982), für eine aktuelle Untersuchung Van Beers/ van den Bergh (1997).

<sup>26</sup> Die Rückführung von Handelsbilanzsalden auf rein güterwirtschaftliche Einflußfaktoren unterstellt zudem die Dominanz der Leistungsbilanz über die Kapitalbilanz, und damit die Neutralität der monetären Sphäre, und insbesondere der Wechselkurse. Vgl. zur Kritik einer solchen Deutung der Salden z.B. Spahn (1999: 247f).

<sup>27</sup> Stellvertretend für viele seien hier nur Ulph (1994a: 40) und Rauscher (1997: 283) genannt.

*Probleme der Quantifizierung der theoretischen Modelle*

Erste Erfahrungen aus empirischen Arbeiten zur Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie in konventionellen Gebieten weisen auf die Probleme hin, die sich aus der Anpassung der theoretischen Modelle an reale Daten ergeben. Entscheidend ist, Informationen über das Marktverhalten der Oligopolisten zu gewinnen. In der Regel stimmen die empirischen Daten mit keiner der üblicherweise postulierten Verhaltensannahmen direkt überein. Daher muß entweder eine Marktform spezifiziert werden, die mit den Daten harmoniert, oder eine Form des Marktverhaltens wird unterstellt und andere Teile des Modells entsprechend angepaßt (Helpman/ Krugman 1989: 156f). Beides ist mit erheblichen methodischen Problemen verbunden. Auch müssen die Firmenstruktur "symmetrisiert" und Annahmen über den Markteintritt getroffen werden<sup>28</sup>.

Zwei Schlußfolgerungen aus den vorliegenden, sehr verschiedenen empirischen Studien scheinen dennoch auch für umweltpolitische Fragestellungen von Interesse: Zum einen hängen die Ergebnisse nicht so stark vom Marktverhalten ab, wie es die theoretische Analyse vermuten läßt. In der Regel hat schwache Protektion positive Wirkungen, was in der Tendenz die Cournot-Annahme unterstützt. Zum anderen erweisen sich jedoch die quantitativen Wohlfahrtseffekte als sehr klein (Helpman/ Krugman 1989: 178).

Bezogen auf die umweltpolitische Anwendung hat es bisher kaum Quantifizierungen gegeben. Der Versuch einer Modellkalibrierung von Ulph (1994c: 135ff) zeigt exemplarisch, welche Probleme es verursacht, für die Parameter einer solchen Simulation auch nur annähernd realitätsnahe Werte zu finden. Daher ist auch die Robustheit seines in Abschnitt 3.3. erwähnten Ergebnisses bedeutsamer Leakage-Effekte mit Vorbehalt zu betrachten.

*Begrenzte Testbarkeit der Hypothesen*

Die Anwendung auf umweltpolitische Fragestellungen führt zu zusätzlichen empirischen Problemen. Da die bisherige Umweltpolitik zum einen häufig noch weit von einer Internalisierung entfernt, zum anderen in vielen Ländern zumindest im Rahmen der OECD relativ ähnlich ist, ist eine Wirkungsanalyse einer strikteren Umweltpolitik praktisch kaum möglich, so daß höchstens Prognosen über deren Wirkung angestellt werden können. Zudem legen ja gerade die bisherigen Ergebnisse nahe, daß unter bestimmten Annahmen ein Anreiz bestehen kann, von einer Internalisierungspolitik abzuweichen. Um dies zu prüfen, muß jedoch ein Referenzpunkt fixiert werden. Die in der bisherigen Analyse als solcher verwendete First-Best-Umweltpolitik ist kaum meßbar und stellt ein empirisch weitgehend hypothetisch bleibendes Konstrukt dar. Ein relevantes Ergebnis der umweltökonomischen Diskussion ist, daß sich externe Kosten in der Praxis kaum hinreichend genau bestimmen lassen (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1996: 321f, Kulesa 1995: 116)<sup>29</sup>. Von daher bleibt Ulphs (1994a: 39) Vorschlag, die verschiedenen Grenzschadens- bzw. Grenzvermeidungskosten zu vergleichen, weitgehend illusorisch. Auch andere Versuche, einen empirisch gehaltvollen Indikator für die Striktheit der

---

<sup>28</sup> Vgl. für einen Überblick über die Probleme im einzelnen Helpman/ Krugman (1989: 158ff).

<sup>29</sup> In der Umweltökonomie hat sich als pragmatischer Ansatz weitgehend durchgesetzt, ein Umweltziel exogen vorzugeben und die Höhe von Emissionssteuern anhand der Kosten der Emissionsvermeidung, um dieses Ziel zu erreichen, festzulegen. Dieser sogenannte Standard-Preis-Ansatz geht auf Baumol/ Oates (1971) zurück.

Umweltpolitik zu finden<sup>30</sup>, stehen vor erheblichen methodischen Schwierigkeiten. Schließlich muß selbst bei der Überwindung dieser Meßprobleme oder der Beschränkung auf relative Länderdifferenzen geprüft werden, in welchem Ausmaß mögliche Abweichungen auf außenwirtschaftliche Gründe zurückzuführen sind.

Schmid (1997: 93) zieht aus ihrer Analyse die Schlußfolgerung, daß die Theorien für *ökonomische* empirische Arbeiten zu wenig robust sind, daher seien höchstens Fallstudien möglich. Eine solche Fallstudie übersteigt den Rahmen dieser Arbeit. Dafür sollen jedoch zumindest explorative Überlegungen zu einem konkreten Anwendungsfeld der Theorie angestellt werden, um zu prüfen, inwieweit solche Fallstudien sinnvoll sind.

---

<sup>30</sup> Vgl. zu den Problemen der üblichen Indikatoren Umweltschutzausgaben sowie Emissionsausstoß per Outputeinheit z.B. Schulze/ Ursprung (1998: 67ff), zu einem neueren Ansatz, der auch einen aus mehreren Faktoren zusammengesetzten Indikator verwendet, Van Beers/ van den Bergh (1997: 33ff).

## 6. Eine explorative Anwendung auf die Osterweiterung der EU

Eine wichtige politische Implikation einiger der vorgestellten theoretischen Ansätze, die von herkömmlichen Ansätzen abweicht, ist, daß unter bestimmten Umständen eine Koordination und zumindest partielle Harmonisierung der Umweltpolitiken selbst bei nationalen Umweltproblemen sinnvoll sein kann, um einem Wettlauf nach unten aus handelspolitischen Rent-Shifting-Motiven vorzubeugen. Ein Feld, in dem diese Frage eine wichtige Rolle spielt, ist die Europäische Integration. Aktuell geht es hier darum, wie im Rahmen der geplanten Osterweiterung der Europäischen Union mit den bestehenden differierenden Umweltstandards verfahren wird. Dieser Prozeß soll im folgenden als explorativer Anwendungsgegenstand dienen, an dem Möglichkeiten und Grenzen der dargestellten Ansätze ein Stück weit aufgezeigt werden können. Eine eingehendere empirische Überprüfung, die allerdings vor erheblichen Datenproblemen steht, kann hierdurch allerdings nicht ersetzt werden.

Dazu wird zunächst kurz ein Blick auf die Umweltpolitik der EU selbst geworfen, für die der skizzierte theoretische Rahmen besonders relevant sein müßte. Dann wird die Rolle der Umweltpolitik im Prozeß der Osterweiterung kurz charakterisiert und aus der Perspektive der vorgestellten Ansätze interpretiert. Schließlich wird versucht, anhand von empirischen Daten auszuloten, ob und inwiefern die abgeleitete grundsätzliche Ratio für eine teilweise Harmonisierung auch hierfür Geltung beanspruchen darf.

### 6.1. Die Ausgangssituation: Umweltpolitik in der Europäischen Union

In der Europäischen Union liegen a priori viele Bedingungen vor, die eine empirische Relevanz der vorgestellten theoretischen Ansätze vermuten lassen: Insbesondere ist die Integration der bisher 15 Mitgliedsstaaten soweit fortgeschritten, daß First-Best-Instrumente der Handelspolitik untereinander inzwischen kaum noch verfügbar sind. Selbst Subventionen unterliegen einer zunehmend strikten Kontrolle. Dies gilt auch für Umweltsubventionen. Diese werden nur insoweit genehmigt, wie sie nicht zu einer Produktionskostensenkung führen<sup>1</sup>. Gleichzeitig ist ein großer Teil des Außenhandels der Staaten innergemeinschaftlicher Handel. Es könnte daher durchaus ein Anreiz für die einzelnen Staaten entstehen, Umweltpolitik als Instrument strategischer Handelspolitik einzusetzen und Öko-Dumping in Erwägung zu ziehen.

Auch sonst erscheint der theoretische Rahmen für die EU-Staaten angemessen. Diese sind (bisher noch) relativ homogene Industriestaaten, unvollkommener Wettbewerb und intraindustrieller Handel sind eher die Regel als die Ausnahme, Umweltschutz stellt zumindest in manchen Branchen einen relevanten Kostenfaktor dar (siehe hierzu Abschnitt 6.3.) und mit dem Euro sind auch Wechselkurse und Zinsdifferenziale zwischen dem Großteil der Mitgliedsstaaten als Einflußgrößen weggefallen<sup>2</sup>. Der inzwischen weit fortgeschrittene Prozeß in Richtung Binnenmarkt verringert allerdings Handels- und Transportkosten, so daß Argumente, die sich hierauf berufen, für die EU an Relevanz verlieren.

Wenn die Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie auf Umweltpolitik zutreffend ist, müßten unter diesen Bedingungen insbesondere folgendes empirisch vorzufinden sein:

---

<sup>1</sup> Vgl. für ein aktuelles Beispiel im Stahlsektor die Pressemitteilung IP/99/208 der EU-Kommission vom 30.3.1999.

<sup>2</sup> Vgl. hierzu als Grundlage den EG-Vertrag in der Fassung von Amsterdam, insbesondere Art. 4, 14 und 91ff.



1. Es müßte sich empirisch eine Tendenz zur (direkten oder indirekten) intentionalen Differenzierung der Stringenz der Umweltpolitik nach Sektoren gemäß ihrer Marktstruktur, Mobilität und Exportorientierung beobachten lassen.
2. Es müßten kooperative Versuche feststellbar sein, auch auf nationale Probleme bezogene Umweltpolitiken, die die relevanten Industriesektoren betreffen, zu koordinieren bzw. teilweise zu harmonisieren.

Anhand von ausgewählten Beispielen kann die empirische Relevanz dieser Hypothesen zumindest angedeutet werden. Beispielsweise weisen die Umweltsubventionen in Deutschland einen klaren sektoralen Fokus auf wenige Branchen, zu nennen ist hier insbesondere die Metallindustrie, auf und sind auch exportwirksam (Felke 1998, S. 150). Allerdings stellt ein positiver Befund zwar einen notwendigen, aber noch keinen hinreichenden empirischen Beleg dar. Hierzu müßten die Motive für die jeweiligen Regulierungen genauer untersucht und auf alternative Erklärungshypothesen kontrolliert werden<sup>3</sup>, was auf erhebliche Datenprobleme stößt.

#### *Sektorale Ausnahmeregelungen der ökologischen Steuerreform*

Eine ökologische Steuerreform hätte, sofern sie mit nennenswerten Steuersätzen operiert, sektoral erheblich differierende Auswirkungen. In fast allen bisherigen Plänen für eine Energiesteuer, sei es auf EU-Ebene selbst oder der Ebene der Mitgliedsstaaten, sind Ausnahmeregelungen für energieintensive Branchen vorgesehen<sup>4</sup>. Diese sind im wesentlichen mit den umweltintensiven Branchen identisch. Auch wird die europäische Debatte im Widerspruch zu umweltökonomischen Effizienznormen als Instrumenten- und nicht als Zieldebatte geführt. Als zentrales Argument wird jeweils die internationale Wettbewerbsfähigkeit angeführt, wobei die Konkurrenz im wesentlichen in anderen OECD-Ländern beheimatet ist.

Das Problem einer potentiell zu schwachen Regulierung stellt sich hier dergestalt, daß als ökologisch notwendig betrachtete Anhebungen von Umweltstandards zumindest für bestimmte Sektoren nicht vorgenommen werden, was sich als relatives Race to the Bottom deuten ließe. Ob sich für das Nichterheben der Steuer mittels Argumenten der Neuen Außenwirtschaftstheorie eine Ratio ableiten läßt, oder ob eine entsprechende Argumentation von Industrieseite nur aus politischem Kalkül vorgeschoben wird, könnte aber nur eine genauere Fallstudie der betroffenen Sektoren und der in den einzelnen Ländern für sie bestehenden Ausnahmeregelungen klären.

#### *Europäische Harmonisierung der Umweltpolitik*

In der EU hat in den letzten Jahren in vielen Feldern der Umweltpolitik eine gewisse Vereinheitlichung stattgefunden. Die Umweltgesetzgebung der EU umfaßt heute etwa 300 Rechtsakte einschließlich der Direktiven und weiterer Regulierungen und Entscheidungen. Sie betreffen, häufig in Form von Mindeststandards, Produkte, Produktionsprozesse,

---

<sup>3</sup> Weitere Gründe für eine sektorale Differenzierung könnten z.B. binnenökonomischer Natur sein (z.B. Braun 1996: 23ff), oder in den Strukturen der politischen Entscheidungsprozesse liegen (z.B. Jänicke 1986: 22ff, Felke 1998, S. 133ff).

<sup>4</sup> Vgl. z.B. Europäische Kommission (1992) und für einen aktuellen Überblick z.B. Jänicke et al. (1998). Auch die deutsche Bundesregierung hatte zunächst eine solche Branchenregelung vorgesehen. Diese wäre einschließlich Kompensation faktisch sogar einer Subvention bestimmter Branchen gleichgekommen und wurde daher von der Europäischen Kommission nicht genehmigt.

Umweltqualität und prozedurale Vorgaben. Schwerpunkte lagen insbesondere in den Bereichen Wasser und Luftreinhaltung. Dabei werden auch Bereiche auf europäischer Ebene reguliert, die rein nationale Umweltprobleme betreffen, ein Beispiel sind Grenzwerte der Grundwasserbelastung<sup>5</sup>. Dies könnte als eine Reaktion auf Öko-Dumping-Gefahren gedeutet werden, wie dies die Ansätze im Rahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie nahelegen. Allerdings müßte für eine genauere Prüfung gezeigt werden, daß in den betroffenen Bereichen prinzipiell ein Anreiz zu sektoralen Differenzierungen besteht, der z.B. schon vor der Harmonisierung teilweise virulent war. Dies ist sehr aufwendig, da sektorspezifische Bestimmungen vielfach nicht über Gesetze, sondern erst über Ausführungsverordnungen (zumeist für Anlagentypen) festgelegt werden. Alternativ könnte geprüft werden, ob das allseits beklagte Vollzugsdefizit der EU-Umweltregulierung sektorspezifische Ausprägungen aufweist<sup>6</sup>. Insgesamt scheint die teilweise Harmonisierung der Umweltpolitik der EU aber durchaus ein geeigneter Anwendungsfall zu sein (Ranné 1996: 28).

## 6.2. Umweltpolitik im Prozeß der EU-Osterweiterung

Schon bald nach Beginn der Transformation in den mittel- und osteuropäischen Ländern (MOEL) stand das Thema einer möglichen Osterweiterung der Europäischen Union auf der Tagesordnung. Für viele MOEL war das Drängen auf einen EU-Beitritt Ausdruck der Reorientierung von Ost nach West, und die EU stand dem durchaus positiv gegenüber, so daß schon bald erste Integrationsschritte eingeleitet wurden. Bereits 1991 schloß die EU mit den ersten Staaten bilaterale Assoziierungsabkommen, die sogenannten Europa Abkommen, ab, und 1993 stellte der Europäische Rat in Kopenhagen allen Ländern mit solchen Abkommen prinzipiell den EU-Beitritt in Aussicht. Inzwischen haben auf der Grundlage der sogenannten Agenda 2000 Beitrittsverhandlungen mit Polen, Ungarn, Tschechien, Slowenien und Estland begonnen.

Der Integrationsprozeß wird durch eine zunehmende Handelsverflechtung zwischen EU und den Beitrittsstaaten und einem zeitlich asymmetrischen Abbau von Handelshemmnissen untermauert. Bis 2001 soll dieser im Industriegüterbereich vollendet sein, wobei Einschränkungen derzeit vor allem für aus EU-Sicht "sensible" Güter bestehen (z.B. Kohle, Textilien, Stahl). Desweiteren wurden Schritte zur Herstellung der anderen ökonomischen Freiheiten sowie eine schrittweise Anpassung der Gesetzgebung der Beitrittsländer in Richtung eines gemeinsamen Binnenmarktes vereinbart (Baldwin 1994: 124ff).

Eine Besonderheit der Osterweiterung ist es, daß es sich um eine heterogene Integration handelt, insbesondere liegt das Einkommensniveau der Beitrittskandidaten weit unterhalb dem europäischen Durchschnitt. Folgerichtig ist auch die ökonomische Interdependenz asymmetrisch. Für viele MOEL ist die EU wichtigster Handelspartner mit einem Anteil von teilweise über 50 % an den Ex- und Importen (Kornai 1996: 93), während der Anteil der EU-Importe aus den MOEL noch weit unter 10 % liegt. Auch sind zumindest Polen und Ungarn durch eine starke Auslandsverschuldung gekennzeichnet.

Auch die Umweltstandards differieren. Zwar haben die MOEL ab Anfang der 90er Jahre ihre Umweltpolitik erheblich verbessert, das Niveau liegt aber immer noch deutlich unter den

---

<sup>5</sup> Es überrascht nicht, daß dies in der von der traditionellen Theorie geprägten wirtschaftspolitischen Debatte häufig scharf kritisiert wird (z.B. CEPR 1993: 139ff).

<sup>6</sup> Vgl. für eine detaillierte Darstellung der Vollzugsdefizite der europäischen Umweltpolitik am Beispiel der Luftreinhaltungspolitik Caspari (1995: 83ff). Allerdings fehlt hier eine sektorbezogene Betrachtung.

europäischen Standards<sup>7</sup>. Schon in den Europa Abkommen wurden jedoch erste Weichen in Richtung Harmonisierung der Umweltstandards gestellt. Und die von der Europäischen Kommission ausgearbeitete Beitrittsstrategie hält unmißverständlich fest, daß die Beitrittsländer ihre Umweltpolitik entsprechend anzupassen haben. Produktbezogene Regelungen der EU müssen dabei bis zum Beitritt umgesetzt werden, für den Rest sind Übergangsfristen vorgesehen. Dabei ist jedoch die von den MOEL zu übernehmende EU-Umweltpolitik selbst nicht unumstritten. Ihr weitgehend immer noch auf "Command and Control" ausgerichteter Ansatz wird üblicherweise von der Umweltökonomie sehr kritisch betrachtet und als wenig effizient angesehen (z.B. Caspari 1995: 193ff).

Die EU-Kommission begründet die Notwendigkeit der Übernahme des bestehenden "Acquis communautaire" im Umweltbereich durch die MOEL mit grenzüberschreitenden Umweltschäden und damit, daß ein Gefälle beim Umweltschutz das Funktionieren des Binnenmarktes stören und protektionistische Tendenzen heraufbeschwören würde (Europäische Kommission 1997: 67).

Aus Sicht der neoklassischen Außenhandelstheorie gibt es für eine Harmonisierung nur sehr bedingt eine Ratio, da damit ein möglicher Faktor für komparative Kostenvorteile ausgeschaltet wird. In dynamischer Perspektive wird dabei unterstellt, nach der die Nachfrage nach Umweltqualität mit steigendem Volkseinkommen zunimmt, so daß differierende Umweltstandards den Präferenzen entsprechen. Auch grenzüberschreitende Umweltschäden machen zwar Kooperation notwendig, rechtfertigen jedoch keine Harmonisierung.

Aus der Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie könnte sich hingegen weiterhin ein Harmonisierungsbedarf ergeben, sofern unvollkommene Märkte relevant sind. Bei Ländern mit differierenden Kostenstrukturen, die in den Grundmodellen zur Vereinfachung per Annahme ausgeschlossen werden, ist zwar weiterhin eine Koordination der Umweltpolitiken sinnvoll, diese muß aber nicht unbedingt zur Harmonisierung der Politiken führen. Allerdings können die Unterschiede zu Kooperationsproblemen führen, die freiwillige Vereinbarungen ohne Seitenzahlungen erschweren (Conrad 1995: 27ff).

#### *Zwei mögliche Interpretationen der Strategie der EU-Osterweiterung*

Aus der vorgenommenen theoretischen Analyse lassen sich je nach Deutung des Verhältnisses von EU und MOEL zwei mögliche außenwirtschaftspolitische Interpretationen der Umweltpolitik im Beitrittsprozeß ableiten. Zum einen könnten die Beitrittsregularien als vorbeugende Harmonisierung der Umweltpolitiken von im wesentlichen ähnlichen Ländern gedeutet werden, die potentiell relevanten bzw. bereits bestehenden Öko-Dumping-Aktivitäten der MOEL zuvorkommt. Dies entspricht einer Ausweitung des in Abschnitt 6.1. auf die EU angewendeten Koordinierungsarguments auch auf die erweiterte EU.

Zum anderen ließe sich das Vorgehen der EU als strategische Umweltpolitik in dem Sinne interpretieren, daß das strategische Signal seitens der EU nicht in einer Senkung der eigenen Standards sondern in einer Erhöhung der Standards in den Beitrittsländern liegt. Dies ist ökologisch betrachtet positiv. Es wirkt jedoch aufgrund der derzeit bestehenden Differenzen der Umweltschutzniveaus zwischen EU und MOEL ökonomisch einseitig zu Lasten der Beitrittsstaaten, d.h. führt zu Marktanteilsgewinnen der EU-Firmen auf ihre Kosten.

---

<sup>7</sup> Vgl. hierzu sowie zum umweltpolitischen Integrationsprozeß ausführlich Petschow/ Nordbeck/ Nill (1999).

Welche Interpretation, wenn überhaupt, angemessener ist, hängt letztlich davon ab, ob das bereits angesprochene Argument der Ähnlichkeit der Länder oder ob die Unterschiede zwischen EU und MOEL sich als relevanter erweisen. Dies macht das Beispiel zu einem interessanten Fall, da es genau im Grenzbereich möglicher Interpretationen liegt. Um zu versuchen, den Interpretationen empirisch etwas nachzugehen, wird zunächst geprüft, inwieweit Umweltschutzkosten einen zumindest potentiell relevanten Kostenfaktor für die Industrie ausmachen und ob die von der Neuen Außenwirtschaftstheorie unterstellten Annahmen bezüglich Markt- und Industriestruktur in EU und Beitrittsländern angemessen sind.

### **6.3. Zur Anwendbarkeit der theoretischen Ergebnisse**

#### **6.3.1. Relevanz von Umweltschutzkosten**

Eine Bedingung der empirischen Relevanz ist, daß Umweltschutzkosten zumindest potentiell für die betroffenen Industrien einen nennenswerten Kostenfaktor darstellen. Ein Ergebnis vieler empirischer Untersuchungen für fortgeschrittene Industrieländer ist, daß der Umfang der umweltbedingten Kosten, mit Ausnahme einiger umweltintensiver Industrien, zumindest bisher im Vergleich zu anderen relevanten Kostenkomponenten relativ klein ist (Schulze/ Ursprung 1998: 73). Von daher liegt es nahe, daß die abgeleiteten Ergebnisse ihre Relevanz insbesondere in umweltintensiven Branchen erweisen müssen.

Allerdings wird immer wieder darauf hingewiesen, daß die Übernahme der (überwiegend) höheren EU-Umweltstandards für die mittel- und osteuropäischen Länder ökonomisch durchaus von problematischem Gewicht ist. Eine für die Europäische Kommission durchgeführte Synthesestudie zu den Schätzungen der gesamten Investitionskosten im Umweltbereich, die sich aus einer Angleichung der Standards für die mittel- und osteuropäischen Länder ergeben, kommt auf einen Betrag von über 230 Mrd. DM bis 2010 (De Nocker et al. 1997: 3). Dies entspricht einem jährlichen Betrag von über 25 Mrd. DM bzw. über 5 Prozent des Bruttosozialprodukts, gegenüber etwa einem Prozent in der Europäischen Union (De Nocker et al. 1997: 99). Natürlich handelt es sich hier um sehr grobe Schätzungen, die insbesondere angesichts fehlender Informationen mit großer Unsicherheit behaftet sind und einige Bereiche auch nur sehr begrenzt erfassen.

Allerdings ist damit noch nicht gesagt, welchen Anteil dieser Kosten die Umweltpolitik in den MOEL der Industrie anlastet, einen großen Bereich macht z.B. die kommunale Abwasserbeseitigung aus. Andererseits entfallen allein auf den Bereich Luftverschmutzung, insbesondere durch Industrieanlagen, fast die Hälfte der geschätzten Kosten. Von den MOEL relativ am stärksten betroffen sind dabei Tschechien und die Slowakei sowie Polen. (De Nocker et al. 1997: 62, 94). Eine sektorale Aufgliederung ist jedoch kaum verfügbar, eine Ausnahme bildet eine polnische Studie zur Umsetzung des nationalen Umweltplans. Sie kommt in einer vorsichtigen Schätzung für sechs ausgewählte Industriesektoren auf jährliche Kosten der Luftreinhaltung von 2,2 Mrd. DM. Davon entfallen allein 1,4 Milliarden auf die Energieerzeugung sowie jeweils über 300 Millionen DM auf die Sektoren Eisen und Stahl und Chemie (De Nocker et al. 1997: 66).

Zumindest in einigen Branchen sind also Umweltschutzkosten durchaus relevant. Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man die empirischen Ergebnisse für Deutschland bzw. die EU als Ausgangspunkt nimmt. Die Umweltintensität einer Branche wird hier anhand des prozentualen Anteils von Umweltschutzinvestitionen gemessen. Gemäß diesem Indikator lassen sich die Branchen mit überdurchschnittlichen Umweltschutzinvestitionen zumindest für Deutschland klar

abgrenzen. Es handelt sich (in abnehmender Reihenfolge des Anteils) um Mineralölindustrie, chemische Industrie, Nichteisen-Metallverarbeitung, eisenschaffende Industrie sowie Papiererzeugung, Bergbau und die Energie- und Wasserversorgung. Während im gesamten produzierende Gewerbe in Deutschland der durchschnittliche Anteil an den Gesamtinvestitionen im Zeitraum von 1975 bis 1988 bei 5 Prozent liegt, liegt er für die umweltintensiven Branchen um die 10 Prozent (Maennig/ Mißbach 1998: 418f). Ähnliches dürfte qualitativ auch für die EU generell gelten<sup>8</sup>.

Vergleicht man den Stellenwert dieser Branchen in Deutschland und einigen MOEL, so ist dieser in letzteren deutlich höher. Während in Westdeutschland der Anteil umweltintensiver Branchen 1993 etwa ein Drittel ausmachte, liegt er in den MOEL zwischen 45 Prozent in Polen und 60 Prozent in der Slowakei; dazwischen liegen Tschechien und Ungarn (Horbach et al. 1998: 66). Bis auf die drei letztgenannten handelt es sich dabei um Branchen, die dem internationalen Wettbewerb ausgesetzt sind. Ihre Bedeutung im Außenhandel ist geringer und deutlich rückläufig, dennoch lassen sich z.B. 1996 immer noch etwa 20 Prozent der polnischen Exporte nach Deutschland umweltintensiven Industrien zuordnen (Horbach et al. 1998: 67). Chemikalien und Metalle gehören in Tschechien und Polen, erstere auch in Ungarn zu den wichtigsten Exportprodukten. Eisen und Stahl und anorganische Chemikalien gehörten in Polen zumindest bis Mitte der 90er auch zu den wichtigsten Exportwachstumsbranchen (Kaminski 1998: 232). Dies macht die Relevanz einer Angleichung der Umweltpolitik deutlich. Zu klären ist, ob die betroffenen umweltintensiven Exportbranchen auch durch eine Industriestruktur gekennzeichnet sind, die eine Anwendung der Neuen Außenwirtschaftstheorie angemessen erscheinen läßt.

### **6.3.2. Empirische Daten zur Marktstruktur**

#### *Die Handelsstruktur*

Eine wichtige und auch leicht verfügbare Kennziffer für die Relevanz der Neuen Außenwirtschaftstheorie ist der Anteil des *intraindustriellen Handels*. Als Indikator dient üblicherweise der Grubel-Lloyd-Index. Dieser mißt den Grad der intraindustriellen Spezialisierung, wobei ein Wert von 1 bzw. 100 Prozent bedeutet, daß der gesamte Güteraustausch innerhalb von Industrien (und nicht zwischen ihnen) stattfindet. In den meisten Ländern der Europäischen Union liegt dieser Wert zwischen 60 und 85 Prozent (Stehn 1994: 209). Bei den Exporten der MOEL in die EU liegt er hingegen niedriger. An der Spitze stehen hier 1994 Tschechien mit 59 und Ungarn mit 50 Prozent. Polen liegt mit 39 Prozent deutlich darunter (Rosati 1998: 63); dabei ist im Verlauf der Transformation für die beiden erstgenannten Länder ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen, für Polen ist er hingegen "non-impressive" (Kaminski 1998: 238). Diese Zunahme ist zumindest in Ungarn auch für umweltintensive Branchen zu beobachten (Horbach et al. 1998: 71). Allerdings dominiert vor allem in Tschechien und Polen die vertikale Differenzierung; bei über 60 Prozent des intraindustriellen Handels sind die Exporte durch einen deutlich niedrigeren "unit value" als bei den Importen gekennzeichnet; der umgekehrte Fall existiert zwar auch, ist aber dann weitgehend auf die in einzelnen Branchen wichtige passive Lohnveredelung zurückzuführen. Jedoch nimmt der Anteil der ähnlichen Produkte zumindest leicht zu (Rosati 1998: 64). Auch bestehen in skalenintensiven Branchen für Polen und Tschechien Wettbewerbsvorteile, in Branchen mit

---

<sup>8</sup> Auch Jaffe et al. (1995: 141) führen in einer Untersuchung für die USA unter der Rubrik "Industries with High Abatement Costs" dieselben Industrien an.

starker Produktdifferenzierung bestehen hingegen deutliche, wenngleich abnehmende, Wettbewerbsnachteile (Berke/ Trabold 1995: 5).

Nach dem Kriterium der Handelsstruktur ist die Evidenz also gemischt. Einerseits liegt der Anteil des intraindustriellen Handels deutlich höher als in Entwicklungsländern und erreicht das Niveau mancher EU-Staaten, andererseits bestehen zu diesen doch in vielen Bereichen noch deutliche Qualitätsunterschiede. Es handelt sich nach diesem Kriterium also eher um einen Grenzfall des Anwendungsbereichs der Neuen Außenwirtschaftstheorie. Für einige Ansätze in deren Rahmen ist jedoch auch die Marktstruktur zentral.

#### *Daten zur Industriestruktur*

Daß *interne steigende Skalenerträge* ein empirisch relevantes Phänomen sind, wird heute kaum noch bestritten. Ihr Ausmaß variiert jedoch in den verschiedenen empirischen Untersuchungen erheblich<sup>9</sup>. Die Industriesektoren lassen sich nach der Relevanz steigender Skalenerträge klassifizieren. Folgt man einem umfassenden Überblick von Pratten (1988), so stehen auf zweistelliger Sektorebene der international gebräuchlichen NACE-Klassifikation Branchen wie Kraftfahrzeuge, andere Transportmittel und Chemie an der Spitze. Andere umweltintensive Branchen wie Metallwaren, Eisen und Stahl sowie Papier befinden sich im (oberen) Mittelfeld (Pratten 1988, zitiert nach Junius 1997: 34f).

Eine Folge steigender Skalenerträge sind oligopolistische Marktstrukturen und ein zunehmender *Konzentrationsgrad*. Ein Maß ist der sogenannte Lerner-Index, der den Preisaufschlag (Mark-up), d.h. die Differenz zwischen Preisen und Grenzkosten im Verhältnis zu den Preisen selbst angibt (Oliveira Martins et al. 1996: 4). Die höchsten sektoralen Mark-ups auf OECD-Ebene werden für den Zeitraum von 1970 bis 1992 bei Tabakwaren, Pharmazeutika und Büromaschinen gemessen. In den großen EU-Ländern Deutschland, Frankreich, Italien und Großbritannien liegen die umweltintensiven Branchen auch hier im Mittelfeld (Oliveira Martins et al. 1996: 32ff).

Für die mittel- und osteuropäischen Länder liegen kaum Daten zur Marktstruktur vor, so daß nur anekdotische Evidenz geliefert werden kann. Vor der Transformation war ihre Industriestruktur durch eine sehr hohe Konzentration und große Kombinate gekennzeichnet. Im Zuge der Restrukturierung und Privatisierung hat sich dies zumindest teilweise geändert, dennoch gibt es immer noch relativ wenige, große Produzenten. Gabrisch (1995: 220f) betont, daß die bestehende industrielle Basis immer noch die Ausnutzung von Skalenerträgen erlaube, er widerspricht damit der These einer vollständigen Entwertung. Flek (1995: 140f, 158) liefert Daten für die Tschechoslowakei über den nach 1989 einsetzenden Dekonzentrationsprozeß. Dabei gehören insbesondere die Sektoren Brennstoffe sowie Eisen und Stahl, aber auch NE-Metalle, Chemie sowie Papier und Zellstoff zu den Branchen mit der geringsten Zahl an Firmen und der größten Betriebsgröße. Auch gehörten 1992 v.a. Brennstoffe, aber auch Chemie und Eisen und Stahl zu den Sektoren mit den höchsten Profitraten; zusammen erzielten sie bei nur 9 Prozent aller Firmen 36 Prozent der Exporte und 77 Prozent der Gewinne und erzielten zwischen 1989 und 1992 auch die höchsten Gewinnzuwächse (Flek 1995: 148). Andererseits wird jedoch auch festgestellt, daß die meisten MOEL-Exporteure auf den westeuropäischen Märkten nur schwache Marktmacht besitzen und auf dem heimischen Markt höhere Gewinne als bei den Exporten erwirtschaften (Cooper/ Gács 1997: 14, 16). Ausnahmen bestehen jedoch

---

<sup>9</sup> Für einen Überblick vgl. Junius (1997: 20ff). Dort findet sich auch eine Erläuterung der für die Messung üblichen empirischen Methoden sowie möglicher Indikatoren des Konzentrationsgrads.

auch in den hier interessierenden Branchen, beispielsweise gab es 1994 nur einen Exporteur von Eisenerz aus Tschechien, der allein 6,4 Prozent Marktanteil auf dem EU-Markt erreichte (European Commission 1996).

Eine differenziertere Einordnung verschiedener Branchen nehmen Oliveira Martins et al. (1996: 23) vor. Anhand von Daten zur Anlagengröße und FuE-Intensität versuchen sie die Dimensionen *Skalenvorteile* und *Produktdifferenzierung* zu kombinieren. Auf OECD-Ebene lassen sich die meisten umweltintensiven Branchen der Kategorie "Segmented, low differentiation" zuordnen, wobei segmented hier für die Dominanz großer Anlagen steht. Daher erscheinen für diese die auf hohen Fixkosten basierenden internationalen Oligopolmodelle als angemessen. Bei Chemikalien kommt der Produktdifferenzierungsaspekt hinzu.

Schließlich ist noch darauf zurückzukommen, daß die Mobilität der Unternehmen in den Industrien einen wichtigen Einflußfaktor darstellt: Häufig wird festgestellt, daß gerade die umweltintensiven Industrien eher wenig "footloose" sind, da sie stärker an Infrastrukturen gebunden sind und Transportkosten oft eine wichtige Rolle spielen (Levinson 1996: 452). Als Beispiele werden häufig Stahl und Papier genannt; allerdings bestehen auch hier Unterschiede zwischen den Branchen. Die oben erwähnte Anlagengröße könnte evtl. eine Proxyvariable darstellen.

Insgesamt handelt es sich bei den umweltintensiven Branchen also zunächst um Sektoren, für die die Annahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie über die Marktstruktur empirisch relevant sind und die theoretisch analysierten Modelle eine angemessene Analysegrundlage darstellen. Im Zusammenhang mit der Osterweiterung zu nennen sind hier insbesondere Eisen und Stahl sowie Chemikalien. Allerdings gehören sie nicht zu den Branchen, in denen die größten Renten erwirtschaftet werden, bzw. zu dem Hochtechnologiebranchen, die üblicherweise im Mittelpunkt der Diskussion um strategische Handelspolitik stehen. Dies trifft höchstens für einige Chemikalien zu. Langfristig ist zudem angesichts steigender Umweltschutzanforderungen die Frage zu stellen, ob gerade die umweltintensiven Branchen besonders zukunftssträftig sind (Ranné 1996: 25).

Während innerhalb der Europäischen Union der Rahmen für eine empirische Relevanz strategischer Umweltpolitik und eines entsprechenden Kooperationsbedarfs gegeben scheint, ist zweifelhaft, inwieweit sich der Geltungsbereich auf die Osterweiterung ausdehnen läßt. Beispielsweise steckt die Stahlbranche in den MOEL inzwischen zunehmend in einer Strukturkrise<sup>10</sup>, was die möglichen Renten als nicht sehr groß erscheinen läßt. Allerdings können diese durch die zumindest in Polen und Ungarn aufgrund der hohen Auslandsverschuldung noch bestehende Devisenmaximierungsnotwendigkeit ihre Bedeutung haben (vgl. Abschnitt 5.2.2.). Auch sind größere Firmen zunehmend im Besitz multinationaler Konzerne, so daß sich potentielle Renten nur begrenzt umleiten lassen (Vincentz 1993: 12). Insgesamt liegt hier also eher ein Grenzfall vor. In manchen Branchen kann aber ein strategisches Setting zumindest nicht ausgeschlossen werden, wobei das Cournot-Modell und damit der Öko-Dumping-Anreiz realitätsnäher zu sein scheint. Ob diese verschiedentlich geäußerte Befürchtung (z.B. Gabrisch 1995: 211) einen realen Hintergrund hat, können nur vertiefende Fallstudien klären. Diese kann in diesem Rahmen nicht geliefert werden, abschließend sollen aber zumindest Anhaltspunkte gesammelt werden. Dies gilt umso mehr,

---

<sup>10</sup> Vgl. aktuell z.B. die gemeinsame Presseerklärung von EU und Polen anlässlich eines Treffens des Assoziierungsrates im November 1998; im Internet unter [http://europa.eu.int/comm/dg1a/daily/11\\_98/pres\\_98\\_383.htm](http://europa.eu.int/comm/dg1a/daily/11_98/pres_98_383.htm)

weil zumindest in manchen MOEL im Zuge des Integrationsprozesses eine weitere Annäherung an die typischen Markt- und Industriestrukturen in der EU nicht unwahrscheinlich ist.

#### **6.4. Fazit: Harmonisierung als strategische Umweltpolitik?**

Da die Harmonisierung der Umweltpolitik weitgehend erst noch bevorsteht, auch wenn der Angleichungsprozeß bei der Gesetzgebung bereits begonnen hat, ist eine Entscheidung, welche der beiden Interpretationen letztendlich angemessener ist, auf empirischer Grundlage nur schwer zu treffen. Hier können nur erste Indizien gesammelt werden.

##### **6.4.1. Anzeichen für Öko-Dumping im bisherigen Integrationsprozeß**

Zunächst ist festzustellen, daß zumindest bisher auch noch "First-Best"-Handelspolitiken verfügbar waren. So durften die MOEL bis 1996 noch einen gewissen Zollschutz aufrechterhalten. Auch Exportsubventionen waren prinzipiell noch möglich. Allerdings werden diese durch die hohe externe und öffentliche Verschuldung und mangelnde Steuereinnahmen erschwert, die zumindest in Ungarn und Polen von Relevanz ist (Landesmann/ Székely 1995: 9). So führte in Ungarn das Lobbying der Industrie für Exportförderung kaum zu nennenswertem Erfolg (Csaba 1995: 81). Auch ist der monetäre Rahmen noch von erheblichen Wechselkursveränderungen geprägt, auch die Wechselkursregime wechselten häufiger. Hier sind erst für die Zukunft und nach dem Absinken der Inflation stabilere Verhältnisse zu erwarten.

Auch die EU verfügte insbesondere in sogenannten sensiblen Branchen wie Stahl und Textilien noch über handelspolitische Möglichkeiten. Dabei hat ab 1992 die Bedeutung nicht-tarifärer Handelshemmnisse immer stärker zugenommen. Insbesondere von Anti-Dumping-Maßnahmen machte sie Anfang der 90er Jahre regen Gebrauch, vor allem in den Bereichen Stahl, Zement, und Kunstdünger, so daß die in den Europa Abkommen vereinbarte Asymmetrie des Protektionsabbaus faktisch oft nicht umgesetzt wurde (Jacobsen 1996: 84f). Mitte der 90er Jahre nahm die Relevanz von Anti-Dumping-Maßnahmen jedoch wieder etwas ab (Cooper/ Gacz 1997: 14). Doch auch einzelne MOEL, insbesondere Ungarn, griffen in der ersten Hälfte der 90er zunehmend auf Anti-Dumping-Maßnahmen gegenüber anderen MOEL zurück. Derzeit sind noch etwa 0,3 Prozent der EU-Importe aus den MOEL von Anti-Dumping-Maßnahmen betroffen (European Commission 1997). Auch historisch läßt sich in der EU zumindest eine Koinzidenz von Protektionsmaßnahmen und der Betroffenheit von Umweltregulierung feststellen (Felke 1998, S. 154f).

Über die Ursachen der die Verfahren auslösenden Preisdifferenzen ist im Normalfall wenig bekannt; hier können Lohnkostendifferenzen, Wechselkursabwertungen aber auch differierende Umweltstandards eine Rolle spielen. Über letzteres liegen jedoch keine Informationen vor. Eine Ausnahme stellt in diesem Zusammenhang eine österreichische Studie dar, die Wettbewerbsverzerrungen im Umweltbereich zu belegen versucht (Wirtschaftskammer Österreich 1998). Am Fallbeispiel Zement wird festgestellt, daß mindestens ein Drittel der beobachtbaren Preisdifferenz zwischen Österreich und Tschechien auf unterschiedliche Umweltstandards zurückzuführen ist (Wirtschaftskammer Österreich 1998: 8), wobei hier auch unterschiedliche Energiekosten einbezogen werden.

Kann deshalb bereits von Öko-Dumping gesprochen werden? Hochsubventionierte Energiepreise, wie sie von der Wirtschaftskammer Österreich (1998: 6) konstatiert werden, könnten tatsächlich ein Indiz dafür sein. Dies war zu Beginn der Transformation tatsächlich der Fall, ob dies tatsächlich immer noch so ist, ist in der Literatur aber umstritten. Rauscher



(1995b: 189) stellt fest, daß die Energiekosten in den MOEL Anfang der 90er Jahre stark gestiegen sind, und auch Cooper/ Gacz (1997: 18) berichten, daß auch in Ländern wie Slowenien und Estland, in denen lange viele Exporte auf der Verfügung über billige Energie basierten, dieses abnimmt. Sie bringen dies in Zusammenhang mit dem Widerstand der EU gegen "energy dumping".

Energiesubventionen wären zugleich als eine Form der sektoralen Differenzierung der Umweltpolitik deutbar, ansonsten sind diesbezüglich jedoch kaum Informationen verfügbar. Allerdings besteht z.B. in Polen eine Liste der 80 umweltverschmutzendsten Firmen, die von der Umweltpolitik gezielt angesprochen werden (Knaus/ Klarer 1997: 1f). In der EU könnte analysiert werden, inwiefern Sektoren, die durch die Umorientierung des MOEL-Handels unter Konkurrenzdruck geraten sind, z.B. durch Umweltsubventionen umweltpolitisch bevorzugt worden sind. Mißt man Öko-Dumping jedoch am Internalisierungsgrad, so fehlen, wenig überraschend, zuverlässige Informationen weitgehend. Zunächst ist festzustellen, daß auch die Umweltpolitik der EU in vielen Bereichen noch weit von der Internalisierung entfernt ist. Die Frage ist, ob diese Diskrepanz in den MOEL größer ist. Bei unterschiedlichen Ländern mit differierenden Standards ist damit noch nicht gesagt, welches Land Öko-Dumping betreibt (Ranné 1996: 7). Ein Teil der beobachtbaren Differenzen, die übrigens je nach Umweltbereich verschieden stark ausfallen, könnte auf Einkommensunterschiede zurückzuführen sein. Unklar ist jedoch, inwieweit die Umweltkosten und Assimilationskapazitäten differieren. Hier gehen die Ergebnisse weit auseinander, Rauscher (1995b: 190) betont hier das relativ hohe Niveau an Umweltschäden in den MOEL mit entsprechenden Umweltkosten. Andererseits wird immer wieder auf das Implementierungsdefizit der Umweltpolitik in den MOEL hingewiesen (z.B. Petschow/ Nordbeck/ Nill 1999).

Bei Direktinvestitionen in den MOEL gibt es wenig Informationen darüber, ob es sich um Produktionsverlagerungen aus ökologischen Gründen handelt. Eine Umfrage unter multinationalen Konzernen kann nicht feststellen, daß dies ein dominierendes Motiv für Direktinvestitionen in den MOEL ist (Klavens/ Zamparutti 1995). Auch Horbach et al. (1998: 79) schließen ihre auf indirekten Methoden basierende empirische Untersuchung des Chemiesektors mit dem Fazit, daß bisher kaum Beweise für ein Umweltdumping zugunsten der Ansiedlung multinationaler Unternehmen existieren, wie wohl dies nicht auszuschließen ist.

#### **6.4.2. *Schlußfolgerungen aus der empirischen Analyse***

Eine vollständige Harmonisierungsrechtfertigung läßt sich angesichts der dargestellten Evidenz wohl kaum mit der Neuen Außenwirtschaftstheorie begründen, obwohl gewisse Ähnlichkeiten der Industriestruktur, z.B. beim intraindustriellen Handel, durchaus bestehen. Hier kann höchstens argumentiert werden, daß im Sinne eines "Catching up"-Prozesses die Beitrittsländer in Zukunft eine schnelle Annäherung stattfindet sowie eine steigende Relevanz der Umweltschutzkosten zu erwarten ist.

Allerdings werden durch die Europäische Umweltpolitik in vielen Fällen auch nur Mindeststandards festgelegt. Dennoch dürfte auch hier die Differenz der Länder ein Faktor sein, der für die Ausgestaltung des Beitrittsprozesses berücksichtigt werden muß, auch wenn z.B. eine Öko-Dumping-Gefahr nicht völlig ausgeräumt werden kann.

Es sind immer noch erhebliche Einkommensunterschiede festzustellen, und auch die Wachstumsraten in den Beitrittsländern liegen nicht so stark über dem EU-Durchschnitt, daß schon von einem wirklichen Catching up gesprochen werden könnte. Nur in Polen und mit

Abstrichen der Slowakei liegen die Wachstumsraten in den letzten Jahren mit über 5 Prozent deutlich über denen der Europäischen Union (Lahmann 1998), wenngleich sie auch hier deutlich hinter den optimistischen Prognosen von Anfang der 90er Jahre zurückbleiben (vgl. z.B. Baldwin 1994). Auch können gerade steigende Skalenerträge auch zu einer Verstetigung ungleicher Entwicklungspfade führen (Jacobsen 1996, Vincentz 1993). Folglich differieren auch die Handelsstrukturen zumindest dann erheblich, wenn man ins Detail schaut (Landesmann 1995, Rosati 1998). Auch sind alle MOEL durch schwache Währungen mit immer noch erheblichen Zinsdifferenzialen gekennzeichnet (z.B. Kornai 1996), was zumindest in der Klimapolitik von Bedeutung sein kann.

Angesichts dieser Unterschiede ist der zweiten Interpretation der Harmonisierung als strategische Umweltpolitik zumindest perspektivisch eine Relevanz nicht abzuspüren. Ökologisch betrachtet ist die Harmonisierung auf jeden Fall positiv, für die MOEL kann die Asymmetrie der Politik hingegen zu ökonomischen Nachteilen führen. Wie das Modell vertikaler Differenzierung in Abschnitt 4.3.2. deutlich gemacht hat, können differierende Umweltstandards allerdings auch zu einem Wettbewerbsvorteil der Hochstandardländer führen, bzw. kann eine Angleichung der Umweltstandards teilweise aus Gründen des Marktzugangs angezeigt sein. In dynamischer Sicht werden jedoch durch die strategische Umweltpolitikharmonisierung als "Garantie" des Ausspiels des "early home demand"-Effekts (vgl. Abschnitt 4.2.3.) im Bereich der EU-Umweltechnikindustrie noch weitere First-Mover-Vorteile bzw. temporäre Renten erschlossen. Dies wird durch den regulativen und technikbezogenen Ansatz der EU-Umweltpolitik noch verstärkt (Caddy 1997).

Demzufolge erscheinen neben geeigneten Übergangsfristen ergänzende Ausgleichsmechanismen zumindest teilweise gerechtfertigt, zumal wenn die Harmonisierung ethisch, d.h. mit der Problematisierung von Einkommensunterschieden als Begründung für differierende Umweltpolitiken begründet wird. Allerdings stehen hierfür die aktuellen Chancen im Gegensatz zu früheren Erweiterungen der EU angesichts einer fehlenden Bereitschaft der EU-Länder nicht besonders gut (Nill/ Petschow 1999: 5f).

Insgesamt darf darüber jedoch nicht vergessen werden, daß das betrachtete Anwendungsgebiet gerade auch die Grenzen der empirischen Relevanz der theoretischen Ansätze deutlich macht. Ob sich dies, wie vermutet werden könnte, im Verlauf des Erweiterungsprozesses ändern wird, muß die Zukunft erweisen. Zu einer breiteren Untermauerung wären auf jeden Fall detailliertere Fallstudien vonnöten.

## 7. Schlußbetrachtung

"Oligopolies are inherently capable of a greater range of behaviour than atomistically competitive industries - there is only one way to be perfect, but many ways to be imperfect" (Helpman/ Krugman 1989: 181). Die Konsequenzen dieser Erkenntnis ziehen sich auch durch die meisten Ergebnisse der Analyse von Umweltpolitik und internationalen Wirtschaftsbeziehungen aus der Perspektive der Neuen Außenwirtschaftstheorie. Mit der vorliegenden Studie wurde ein Versuch unternommen, im Bewußtsein der eigenen Unvollkommenheit die verschiedenen Wege, auf denen die Theorie mit den erwähnten Imperfektionen umgeht, zu ordnen und kritisch zu durchleuchten sowie ihre umweltpolitischen Implikationen zu klären.

Nachdem sowohl die neuen Perspektiven als auch die Einschränkungen des theoretischen Ansatzes herausgearbeitet und viele Schlußfolgerungen bereits im Detail im letzten Kapitel präsentiert wurden, möchte ich drei zentrale Punkte hervorheben, bevor im Anschluß noch eine stärkere Ausweitung des Horizonts erfolgt:

**###** Im Analyserahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie haben die internationalen Wirtschaftsbeziehungen Einfluß auf die Verfolgung der ökologisch angemessenen Umweltpolitik, und in der Mehrzahl der Fälle ist dieser negativ. In den eher wenigen Fällen, in denen sich nach dieser Analyse eine Vorreiterpolitik direkt außenwirtschaftspolitisch auszahlt, ist zu vermuten, daß diese Möglichkeiten von reichen Industrieländern besser genutzt werden können als z.B. von Schwellenländern. Denn der Innovations- und Qualitätswettbewerb spielt hier - nicht zuletzt aufgrund der die Nachfrage beeinflussenden Einkommensunterschiede - eine größere Rolle und der Binnenmarkt ist größer, so daß die Early Home Demand ergänzend wirksam werden kann. Auch können zwangsläufig nicht alle Länder von First-Mover-Vorteilen profitieren, wie auch die Analyse der makroökonomischen Einflußfaktoren und der aus ihnen entstehenden Restriktionen verdeutlicht hat.

**###** Es gibt Praxisbeispiele von Umweltpolitik im internationalen Kontext, die eine nähere empirische Analyse unter den in dieser Arbeit ausgebreiteten Blickwinkeln lohnend erscheinen lassen, ohne daß hier schon ein definitives Ergebnis präjudiziert werden soll. Allerdings hat eine explorative Anwendung auf den Prozeß der Osterweiterung der Europäischen Union zugleich auch Grenzen der Ansätze verdeutlicht. Von besonderem Interesse sind daher vertiefende Fallstudien, die den theoretischen Hintergrund als Heuristik nutzen.

**###** Es bestehen gute Gründe für internationale Kooperation bei der Gestaltung von Umweltpolitiken, um die Gefahren von Wettläufen nach unten zu begrenzen. Diese Gründe werden nicht automatisch durch die - durchaus berechnete, da z.T. sogar weltwirtschaftlich hervorgerufene - Betonung von Differenzen obsolet, da die positiven Effekte der Kooperation gegenüber diesem Einwand durchaus überwiegen können. Gerade die Analyse möglicher Differenzen zeigt aber auch, daß Kooperation Komponenten internationaler Kompensation umfassen muß, wenn sie Gerechtigkeitsansprüchen genügen will.

Betrachtet man die theoretische Analyse von einem etwas allgemeineren Standpunkt, so zeigt sich, daß die Kernargumente relativ einfach auf andere "Externalitätenprobleme" in kapitalistischen Geldwirtschaften übertragen werden können. Sie gelten z.B. auch bei Spillovers auf Industriebene, also firmenexternen Skalenerträgen, sofern diese nicht international

diffundieren (vgl. Ranné 1996: 20). Beispiele sind die Durchsetzung von Sozialstandards oder die Sicherung hinreichender Steuereinnahmen für die Bereitstellung wohlfahrtsstaatlicher Leistungen. Beides bringt auch Kostenwirkungen mit sich und sieht sich ähnlichen Restriktionen ausgesetzt wie die Umweltpolitik. Auf die Gewinnbesteuerung lassen sich die Ergebnisse fast unmittelbar anwenden, da gerade hier die auf unvollkommenen Märkten generierten Renten im Zentrum des Interesses stehen. Auch bezüglich Sozialstandards scheinen gewisse Analogien möglich; allerdings verkompliziert durch die Möglichkeit, daß die auf dem Spiel stehenden Renten selbst auch die Form von den ArbeitnehmerInnen erkämpfter Sozialstandards annehmen können. Einschränkend ist hinzuzufügen, daß (auch deshalb) das Problem der Sozialklauseln in arbeitsintensiven Industrien für relevanter gehalten wird, welche oft mit vollkommener Konkurrenz besser beschrieben sind (Berthold/ Hilpert 1996: 600).

Gerade die angedeutete Übertragbarkeit der Konzepte hat aus ökologischer Sicht auch eine Kehrseite, da sie die Umweltfrage sowohl in der Problemanalyse als auch in der politischen Beurteilung zu einem Problem unter vielen macht, dessen besondere Charakteristika keiner besonderen Analyse für wert gehalten werden. Eine solche Sichtweise mag zwar zum Teil der derzeitigen Wahrnehmung entsprechen, geht aber fast zwangsläufig zu Lasten der kommenden Generationen, wenn die sich heute abzeichnenden globalen Umweltprobleme auch nur halb so gravierend sind, wie zur Zeit absehbar. Die Dienstleistungen des ökologischen Systems für die wirtschaftliche Sphäre, insbesondere seine "Life-Support-Function", lassen sich nicht einfach gegen menschengemachtes Kapital substituieren, wie die Ökologische Ökonomie nachdrücklich betont (z.B. Costanza et al. 1997). Daher erscheinen die unter dieser impliziten Annahme abgeleiteten politischen Schlußfolgerungen zumindest normativ fragwürdig.

So sehr daher die ökologische Herausforderung der ökonomischen Theorie (Beckenbach 1991) auch weiterhin aktuell bleibt und auch die hier vorgestellten Ansätze in diesem Bereich noch viele Leerstellen aufweisen, so sehr muß doch gleichzeitig auch eine ökonomische Herausforderung der ökologisch orientierten Theorie konstatiert werden, die sich an den Diskrepanzen zwischen normativem Anspruch und beobachtbarer ökonomischer Praxis festmachen läßt. Zu einer Erklärung dieser Diskrepanz können die Erkenntnisse der Neuen Außenwirtschaftstheorie ein Stück weit beitragen, da sie es erlauben, außenwirtschaftliche Restriktionen der Umweltpolitik zu thematisieren, und zugleich die Möglichkeit gegenläufiger Effekte im Blick zu behalten. Allerdings unterstellt deren Perspektive auf den umweltpolitischen (Steuerungs-)Prozeß weiterhin den wohlfahrtsökonomischen Steuerungsoptimismus, obwohl die Grundannahmen der Neuen Außenwirtschaftstheorie eigentlich eine verschärfte Perspektive auf Steuerungsgrenzen mit sich bringen müßten, da sie von vornherein eine Interaktion zwischen wirtschaftlichen und politischen Akteuren als Regelfall erwarten lassen.

Über all dem darf aber keinesfalls die von Petschow et al. (1998: 248ff) betonte Erkenntnis in Vergessenheit geraten, daß viele Umweltprobleme keinen außenwirtschaftlichen Restriktionen unterliegen und daher auf nationaler Ebene anzugehen sind. Gerade weil das Öko-Dumping-Argument bei allen Restriktionen im Kern durchaus ernstzunehmen ist, ist seinem politischem Mißbrauch entschieden zu begegnen.

## Anhang 1: Bertrand-Wettbewerb im internationalen Oligopol

Der Modellrahmen ist dem in Abschnitt 3.1. sehr ähnlich. Daher erfolgt die Darstellung eher skizzenhaft; die Numerierung der Gleichungen verweist auf entsprechende Gleichungen dort.

In diesem Fall wird die Gewinnfunktion des inländischen Duopolisten wie folgt reformuliert:

$$(1) \quad \pi^1 = p^1 \cdot X(p^1, p^2) - C^1[X(p^1, p^2)] - V^1[X(p^1, p^2) - e].$$

Die Optimierung nach dem Preis ergibt als Bedingung erster Ordnung

$$(2) \quad \pi_{p^1}^1 = X(p^1, p^2) + p^1 \cdot X_{p^1} - C'^1 \cdot X_{p^1} - V_x^1 \cdot X_{p^1} = 0,$$

mit  $p$  als Preis des Produktes; die übrige Notation entspricht der aus Abschnitt 3.1.1.

Hieraus leiten sich, anders als in Abb. 2, mit den Preisen *steigende* Reaktionsfunktionen ab.

Als Bertrand-Gleichgewicht  $(p^{1*}, p^{2*})$  ergibt sich

$$(8) \quad p^{1*} = r^1[p^{2*}, e] = r^1[r^2(p^{1*}, e), e] \text{ und analog.}$$

Unter den Stabilitätsbedingungen dieses Gleichgewichts impliziert dies

$$(9) \quad dp^{1*} / de < 0 \text{ und } dp^{2*} / de > 0.$$

Eine Erhöhung des inländischen Emissionsstandards führt damit zu einer Außenverschiebung der Reaktionskurve des inländischen Oligopolisten.

Auf der ersten Stufe des Spiels ergibt sich für die Regierung das Optimierungsproblem

$$(10) \quad \max_e W^1 = p^1 \cdot X(p^1, p^2) - C^1[X(p^1, p^2)] - V^1[X(p^1, p^2) - e] - S^1(e).$$

Unter Verwendung von (2) und (9) ergibt sich die Bedingung erster Ordnung

$$(12) \quad V_e^1 - S'^1 = -X_{p^2} \cdot r_e^2 \cdot (p^1 - C'^1 - V_x^1) > 0.$$

(> 0)(> 0) (> 0)

Hieraus wird der Anreiz zu einer strikteren Umweltpolitik deutlich.

## Anhang 2: Strategische Umweltinnovationen im Cournot-Modell

### 3. Modellstufe: Wettbewerb auf dem Produktmarkt

Die Produktionskosten für das Produkt werden als linear angenommen. Damit ist eine Analyse der (dann konstanten) Stückkosten ausreichend, die zugleich den Grenzkosten entsprechen. Für das inländische Unternehmen lassen sich diese wie folgt formulieren:

$$(1) \quad c^1 = b + t \cdot e(f^1) \text{ und analog für die ausländische Firma,}$$

mit  $c$  als Stückkosten der Produktion,

einem (für beide Länder gleichen) allgemeinen Kostenparameter  $b > 0$

Emissionssteuersätzen  $t$  (Inland) und  $t$  (Ausland)

Emissionen pro Outputseinheit  $e$  bzw.  $e^1$  und

FuE-Ausgaben  $f$ , wobei gilt  $e' < 0$ ,  $e'' > 0$  und damit  $c_{f^1}^1 < 0$ .

Die bereits vor der Produktion getätigten FuE-Ausgaben selbst werden auf dieser Modellstufe als "versunken" betrachtet und müssen daher in den Stückkosten nicht nochmals berücksichtigt werden (Ulph 1994: 213).

Die Gewinnmaximierungsbedingung der inländischen Firma auf dieser Stufe ergibt sich als

$$(2) \quad \max_x p^1 = R^1(x, y) - c^1 \cdot x,$$

wobei annahmegemäß gilt  $R_{xx}^1 < 0$ ,  $R_y^1 < 0$  und  $R_{xy}^1 < 0$ .

Aus der Bedingung erster Ordnung

$$(3) \quad R_x^1 - c^1 = 0$$

folgt die Reaktionsfunktion

$$(4) \quad x = r^1[y(x, c^2), c^1] = r^1(c^1, c^2) \text{ und analog } r^2 \text{ für die ausländische Firma.}$$

Daraus folgen die gleichgewichtigen Outputmengen  $x^*$  und  $y^*$  mit den üblichen Cournot-Eigenschaften  $x_{c^1}^* < 0$  und  $x_{c^2}^* > 0$ .

Hiermit ergeben sich die Gewinnfunktionen im Gleichgewicht als

$$(5) \quad \pi^{1*} = \pi^{1*}(c^1, c^2) \text{ und analog,}$$

mit  $\pi_{c^1}^{1*} < 0$ ,  $\pi_{c^2}^{1*} > 0$ ,  $\pi_{c^1 c^1}^{1*} > 0$ ,  $\pi_{c^1 c^2}^{1*} < 0$  etc.

<sup>1</sup> e bzw. ### haben hier also eine geringfügig andere Bedeutung als bisher.

<sup>2</sup> Der hierfür neben dem direkten Kosteneffekt auch verantwortliche indirekte Effekt durch den gestiegenen Marktanteil des Rivalen bietet den Anreiz zur strategischen Überinvestition in FuE (Ulph/Ulph 1996: 188).

## 2. Modellstufe: Strategische Wahl der FuE-Ausgaben

Die inländische Firma wählt daher die FuE-Ausgaben gemäß der Bedingung

$$(6) \quad \max_{f^1} \mu^1 = \pi^{1*} [b + t \cdot e(f^1), b + \tau \cdot \varepsilon(f^2)] - f^1,$$

mit  $\pi^{1*}$  als FuE und Produktion umfassenden Gesamtgewinn.

Als Bedingung erster Ordnung ergibt sich

$$(7) \quad \mu_{f^1}^1 = \pi_{f^1}^{1*} \cdot t \cdot e' - 1 = 0.$$

Weiterhin folgt mit den Bedingungen unter (5)  $\mu_{f^1 f^1}^1 < 0^3$ ,  $\mu_{f^1 f^2}^1 < 0$ ,  $\mu_{f^1 \tau}^1 > 0$  sowie

$$(8) \quad \mu_{f^1 t}^1 = \pi_{f^1 f^1}^1 \cdot t \cdot e' \cdot e(f^1) + \pi_{f^1}^1 \cdot e'.$$

Wie Gleichung (8) zeigt, ist gilt  $\mu_{f^1 t}^1 > 0$ , also eine positive Wirkung einer steigenden Emissionssteuer auf die FuE-Ausgaben nicht notwendigerweise.

Gleichung (7) läßt sich als Reaktionsfunktion

$$(9) \quad f^1 = r^1 [f^2(f^1, \tau), t] = r^1(t, \tau)$$

mit den Eigenschaften  $r_{f^2}^1 < 0$ ,  $r_t^1 > 0$ ,  $r_{\tau}^1 > 0$  interpretieren.  $r^2$  ergibt sich analog.

Die Reaktionskurven im FuE-Raum verlaufen fallend, d.h. die Steigerung der FuE-Ausgaben einer Firma führt zur Senkung der FuE-Ausgaben des anderen Unternehmens. Aus ihrem Schnittpunkt ergeben sich die gleichgewichtigen FuE-Ausgaben und damit auch die in der 3. Stufe vorausgesetzten Stückkosten. Im folgenden wird ein symmetrisches Gleichgewicht  $(f^{1*}, f^{2*})$  unterstellt, das die entsprechenden Stabilitätsannahmen erfüllt.

Entscheidend für den Wettbewerb auf dem Produktmarkt ist weiter, wie die Stückkosten der Produktion auf die Steuern reagieren.

Mit  $c^{1*} = b + t \cdot e[f^{1*}(t)]$  und einigen Umformungen ergibt sich

$$(10) \quad c_t^{1*} = e + t \cdot e' \cdot f_t^{1*} = \frac{t \cdot \pi^{1*} \cdot (e' \cdot e' - e \cdot e'')}{(1 - r_{f^1}^1 \cdot r_{f^1}^1) \cdot (-\mu_{f^1 f^1}^1)}.$$

Von entscheidender Bedeutung für die Wirkungen einer Erhöhung der Emissionssteuer ist also das Vorzeichen des Terms

$$(11) \quad a = e' \cdot e' - e \cdot e''$$

Dieser hängt entscheidend vom Verlauf der Emissionsfunktion des Unternehmens ab.

<sup>3</sup> Damit die Bedingung zweiter Ordnung für ein Maximum erfüllt ist, muß die Funktion  $e(f)$ , die die Emissionen in Abhängigkeit von den FuE-Ausgaben der Firma beschreibt, hinreichend konkav sein (Ulph 1994: 213).

### 1. Modellstufe: Regulierungswettbewerb

Die inländische Regierung betrachtet den ausländischen Steuersatz als gegeben und maximiert über die Wahl des inländischen Steuersatzes die Wohlfahrtsfunktion

$$(12) \quad W^1(t, \mathbf{t}) = R^1(x, y) - b \cdot x - f^1 - S^1(e \cdot x)$$

$$\text{s.t.} \quad x = x^* [c^{1*}(t), c^{2*}(\mathbf{t})], \quad f^1 = f^{1*}, \quad e = e(f^{1*}) \text{ usw.}$$

Die Schadensfunktion  $S$  wird als exponentiell steigend angenommen.

Als Bedingung erster Ordnung folgt<sup>4</sup>

$$(13) \quad W_t^1 = R_x^1 \cdot x_t + R_y^1 \cdot y_t - b \cdot x_t - f_t^1 - S'^1 \cdot (e' \cdot f_t^1 \cdot x + e \cdot x_t),$$

$$\text{wobei gilt} \quad x_t = x_{c_1}^* \cdot c_t^{1*} + x_{c_2}^* \cdot c_t^{1*} = [x_{c_1}^* + x_{c_2}^* \cdot c_{f_1}^1] \cdot c_t^{1*} = \mathbf{b} \cdot c_t^{1*} \text{ mit } \mathbf{b} < 0,$$

$$\text{und analog} \quad y_t = [x_{c_1}^* \cdot c_{f_1}^1 + x_{c_2}^*] \cdot c_t^{1*} = \boldsymbol{\gamma} \cdot c_t^{1*} \text{ mit } \boldsymbol{\gamma} < 0.$$

Mit Hilfe von (4) und (7) und einigen Umformungen erhält man damit

$$(14) \quad (t - S'^1) \cdot [(-\mathbf{b} \cdot e) \cdot c_t^{1*} + (-e' \cdot x) \cdot f_t^{1*}] = \boldsymbol{\gamma} \cdot c_t^{1*} \cdot R_y^1 - x_{c_2}^* \cdot c_{f_1}^1 \cdot R_y^1 \cdot f_t^{1*}.$$

Unter der Annahme  $f_t^{1*} > 0$ , die sicherstellt, daß die Steuer tatsächlich einen Investitionsanreiz bewirkt, lassen sich je nach Vorzeichen von  $\alpha$  die folgenden drei Fälle unterscheiden:

1)  $\mathbf{a} = 0$

Hieraus folgt  $c_t^{1*} = c_t^{1*} = f_t^{1*} = 0$ . Kosten und Output sind in diesem Fall von der Steuer unberührt, der erste Term auf der rechten Seite entfällt.

Damit ergibt sich

$$(15) \quad t - S'^1 = \frac{R_y^1 \cdot x_{c_2}^* \cdot c_{f_1}^1}{e' \cdot x} < 0.$$

2)  $\mathbf{a} < 0$

Hieraus folgen  $c_t^{1*} > 0$ ,  $c_t^{1*} < 0$  und  $f_t^{1*} > 0$ .

3)  $\mathbf{a} > 0$

Hieraus folgen  $c_t^{1*} < 0$ ,  $c_t^{1*} > 0$  und  $f_t^{1*} < 0$ .

Für die Fälle 2) und 3) läßt sich (14) mithilfe von (13) wie folgt umformen:

$$(16) \quad (t - S'^1) \cdot [(-\mathbf{b} \cdot e) + (-e' \cdot x) \cdot (f_t^{1*} / c_t^{1*})] = R_y^1 \cdot x_{c_1}^* \cdot c_{f_1}^1 \cdot (1 + c_t^1 / c_t^{1*}).$$

Damit ergibt sich in Fall 2) auf jeden Fall  $t < S'^1$ , da hier der zweite Term auf der linken Seite negativ und  $c_t^{1*} > -c_t^1$  ist. Im Fall 3) ergibt sich hingegen keine eindeutige Lösung.

<sup>4</sup> Vgl. für das folgende auch Ulph/ Ulph (1996: 197ff).



## Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1: Von der Arbeit abgedeckte Dimensionen und Teilbereiche .....</b>	<b>21</b>
<b>Abbildung 2: Die Wirkung einer unilateralen Abschwächung des Umweltstandards im internationalen Oligopol .....</b>	<b>26</b>
<b>Abbildung 3: Sequenz der Marktstrukturen bei Variationen der Umweltpolitik im internationalen Oligopolmodell mit endogener Marktstruktur.....</b>	<b>34</b>

## Abkürzungsverzeichnis

EL	Entwicklungsland
EU	Europäische Union
FDI	Ausländische Direktinvestitionen (Foreign Direct Investment)
FuE	Forschung und Entwicklung
IL	Industrieland
MOEL	Mittel- und osteuropäische Länder
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
SL	Schwellenland

## Symbolverzeichnis

b	allgemeiner Kostenparameter
C	Produktionskosten
$C_F$	firmenspezifische Fixkosten
$C_P$	produktionsanlagenspezifische Fixkosten
c	Stückkosten der Produktion
e,###	inländische bzw. ausländische Emissionen/ Höchstemissionsstandards
f	Forschungs- und Entwicklungsausgaben
i,j	Subskripte für einzelne Firmen eines Landes bzw. einzelne Produkte
im	Importe
k	Kapital
$K_0$	Fixkapital
KR	Konsumentenrente
l	Arbeitseinkommen
m	Anzahl der Produkte
n	Anzahl der Firmen
p	Preis
q,###	in- und ausländische Produktqualität
R	Verkaufserlöse
r	Reaktionsfunktion
S	Umweltschaden(sfunktion)
s	Transport(stück)kosten
t,###	inländische(r) und ausländische(r) Umweltsteuer(satz)
U	Nutzen(funktion)
V	(Umweltschadens-)Vermeidungskosten
W	Wohlfahrt(sfunktion)
x,y	Outputs der inländischen und der ausländischen Firma/ Firmen
X,Y	in- und ausländisches Unternehmen
z	Kapitalmarktzins
1,2	Superskripte für Inland und Ausland
###,###,###	Kurzformen für längere Terme
###,###	Unternehmensgewinn(funktion) (zu verschiedenen Zeitpunkten)
###	Parameter der Nachfragefunktion
###	Präferenzparameter
###	Matrixdeterminante

## Literaturverzeichnis

**Althammer**, Wilhelm (1995): Handelsliberalisierung und Umweltpolitik - ein Konflikt? Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, Jg. 18, Nr. 4/95, S. 419-449.

**Baldwin**, Richard E. (1994): Towards an Integrated Europe. London, Centre for Economic Policy Research.

**Baldwin**, Richard/ Paul **Krugman** (1989): Persistent Trade Effects of Large Exchange Rate Shocks. The Quarterly Journal of Economics, Vol. 104, S. 635-654.

**Barker**, Terry/ Nick **Johnstone** (1998): International Competitiveness and Carbon Taxation. In: Barker, Terry/ Jonathan Köhler (Eds.): International Competitiveness and Environmental Policies. Cheltenham, Edward Elgar, S. 71-139.

**Barrett**, Scott (1993): Strategic Environmental Policy and International Competitiveness. In: OECD (Hrsg.): Environmental Policies and Industrial Competitiveness. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development, S. 158-167.

**Barrett**, Scott (1994): Strategic Environmental Policy and International Trade. Journal of Public Economics, Vol. 54, S. 325-338.

**Bartmann**, Hermann (1996): Umweltökonomie - ökologische Ökonomie. Stuttgart et al., Kohlhammer.

**Baumol**, William J./ Wallace E. **Oates** (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. Swedish Journal of Economics, Vol. 73, S. 42-54.

**Beckenbach**, Frank (Hrsg.) (1991): Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg, Metropolis.

**Berg**, Hartmut/ Dieter **Cassel** (1995): Theorie der Wirtschaftspolitik. In: Bender, Dieter et al.: Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Band 2. München, Vahlen, 6., überarbeitete Auflage, S. 163-238.

**Berke**, Carla/ Harald **Trabold** (1995): "Low-cost" oder "High-tech"? Strategische Außenwirtschaftsoptionen für die mittel- und osteuropäischen Länder. DIW-Diskussionspapier Nr. 124, Berlin.

**Berthold**, Norbert/ Jörg **Hilpert** (1996): Umwelt- und Sozialklauseln: Gefahr für den Freihandel? Wirtschaftsdienst, Nr. 11/1996, S. 596-604.

**Betz**, Karl/ Mathilde **Lüken gen. Kläßen**/ Waltraud **Schelkle** (1993): Übernutzte Umwelt, unterbeschäftigte Arbeit: Systemkrise oder Systemmerkmal? (1). Berliner Debatte INITIAL, Nr. 6/1993, S. 115-126.

**Blazejczak**, Jürgen et al. (1992): Umweltschutz und Industriestandort. Der Einfluß umweltbezogener Standortfaktoren auf Investitionsentscheidungen. Forschungsbericht von Rheinisch-Westfälischem Institut für Wirtschaftsforschung und Deutschem Institut für Wirtschaftsforschung. Berlin, Umweltbundesamt.

**Brander**, James A. (1995): Strategic Trade Policy. NBER Working Paper No. 5020, Cambridge MA, National Bureau of Economic Research.

**Brander**, James A./ Paul **Krugman** (1983): A Reciprocal Dumping Model of International Trade. Journal of International Economics, Vol. 15, S. 313-321.

**Brander**, James A. / Barbara J. **Spencer** (1985): Export Subsidies and International Market Share Rivalry. Journal of International Economics, Vol. 18, S. 83-100.

- Braun**, Joachim (1996): Sektorale Analyse einer aufkommensneutralen Energiesteuer im nationalen Alleingang. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Freie Universität Berlin.
- Bruns**, Hermann (1995): Neoklassische Umweltökonomie auf Irrwegen. Eine exemplarische Untersuchung der neoklassischen Methode und ihrer geistesgeschichtlichen Hintergründe. Marburg, Metropolis.
- Buchanan**, James B. (1969): External Diseconomies, Corrective Taxes, and Market Structure. *American Economic Review*, Vol. 59, S. 174-177.
- BUND/ Misereor** (Hrsg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Institutes für Klima-Umwelt-Energie. Basel et al., Birkhäuser.
- Caddy**, Joanne (1997): Harmonisation and Asymmetry: Environmental Policy Co-ordination between the European Union and Central Europe. *Journal of European Public Policy*, Vol. 4 (1997), Nr. 3, S. 318-336.
- Carraro**, Carlo/ Yannis **Katsoulacos**/ Anastasios **Xepapadeas** (Eds.) (1996): Environmental Policy and Market Structure. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers.
- Carraro**, Carlo/ Domenico **Siniscalco** (1992): Environmental Innovation Policy and International Competition. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 2, S. 183-200.
- Carraro**, Carlo/ Antoine **Soubeyran** (1998): R&D Cooperation, Innovation Spillovers and Firm Location in a Model of Environmental Policy. *Nota di Lavoro 23.98*. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Carraro**, Carlo/ Giorgio **Topa** (1994): Should Environmental Innovation Policy Be Internationally Coordinated? In: Carraro, Carlo (Ed.): Trade, Innovation, Environment. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers, S. 167-204.
- Caspari**, Stefan (1995): Die Umweltpolitik der Europäischen Gemeinschaft. Eine Analyse am Beispiel der Luftreinhaltspolitik. Baden-Baden, Nomos.
- CEPR** [Centre for Economic Policy Research] (1993) (Ed.): Making Sense of Subsidiarity: How much Centralization for Europe? *Monitoring European Integration 4*. London, Centre for Economic Policy Research.
- Chamberlin**, Edward H. (1933): The Theory of Monopolistic Competition. Cambridge MA, Harvard University Press.
- Christensen**, Paul (1991): Driving Forces, Increasing Returns and Ecological Sustainability. In: Costanza, Robert (Ed.): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability. New York, Columbia University Press, S. 75-87.
- Conrad**, Klaus (1993): Taxes and Subsidies for Pollution-Intensive Industries as Trade Policy. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 25, S. 121-135.
- Conrad**, Klaus (1995): Environmental Tax Competition - a Simulation Study for Non-symmetric Countries. Discussion Paper 517-95, Institut für Volkswirtschaftslehre und Statistik, Universität Mannheim.
- Conrad**, Klaus (1996): Choosing Emission Taxes under International Price Competition. In: Carraro, Carlo/ Yannis Katsoulacos/ Anastasios Xepapadeas (Eds.): Environmental Policy and Market Structure. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers, S. 85-98.
- Constantatos**, Christos/ Eftichios S. **Sartzetakis** (1995): Environmental Taxation when Market Structure is Endogenous: the Case of Vertical Product Differentiation. *Nota di Lavoro 76.95*. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Cooper**, Richard N./ **Gács**, János (1997): Impediments to Exports in Small Transition Countries. *Moct-Most Nr. 2/97*, S. 5-32.

- Costanza**, Robert/ John **Cumberland**/ Herman **Daly**/ Robert **Goodland**/ Richard **Noorgard** (1997): An Introduction to Ecological Economics. Boca Raton, St. Lucie Press.
- Crampes**, Claude/ Abraham **Hollander** (1995): Duopoly and Quality Standards. *European Economic Review*, Vol. 39, S. 71-82.
- Cropper**, Maureen L./ Wallace E. **Oates** (1992): Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature*, Vol. 30, S. 675-740.
- Csaba**, László (1995): The Political Economy of Trade Regimes in Central Europe. In: Winters, L. Alan (Ed.): *Foundations of an Open Economy. Trade Laws and Institutions for Eastern Europe*. London, Centre for Economic Policy Research, S. 64-87.
- Dean**, Judith M. (1992): Trade and the Environment: A Survey of the Literature. In: Low, Patrick (Ed.): *International Trade and the Environment*. World Bank Discussion Paper 159. Washington D.C., The World Bank, S. 15-28.
- De Nocker**, Leo et al. (1997): Compliance Costing for Approximation of EU Environmental Legislation in the CEEC. Report to DG XI, Brüssel, European Commission.
- Dixit**, Avinash K./ Gene M. **Grossman** (1986): Targeted Export Promotion with Several Oligopolistic Industries. *Journal of International Economics*, Vol. 21, S. 233-249.
- Dixit**, Avinash K./ Joseph E. **Stiglitz** (1977): Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity. *American Economic Review*, Vol. 67, S. 297-308.
- Dixit**, Avinash K./ Joseph E. **Stiglitz** (1993): Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity: Reply. *American Economic Review*, Vol. 83, S. 302-304.
- Eaton**, Jonathan/ Gene M. **Grossman** (1986): Optimal Trade and Industrial Policy under Oligopoly. *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 101, S. 383-406.
- Ebert**, Udo (1992): Pigouvian Tax and Market Structure: The Case of Oligopoly and Different Abatement Technologies. *Finanzarchiv, NF*, Bd. 49 (1991/1992), S. 154-166.
- EG-Vertrag** in der Fassung von Amsterdam. Zitiert nach Europäischer Unionsvertrag, Beck-Texte, 4. aktualisierte und erweiterte Auflage, Stand 1. Januar 1998. München, dtv.
- Europäische Kommission** (1992): Vorschläge für eine Richtlinie des Rates zur Einführung einer Steuer auf Kohlendioxidemissionen und Energie. KOM (92) 226 endg., Brüssel.
- Europäische Kommission** (1997): Agenda 2000, Band 1. Brüssel.
- European Commission** (1996): Together in Europe. *European Union Newsletter for Central Europe*, Nr. 82 vom 1. Februar 1996.
- European Commission** (1997): Together in Europe. *European Union Newsletter for Central Europe*, Nr. 102 vom 1. Februar 1997.
- Feenstra**, T./ P. **Kort**/ P. **Verheyen**/ A. **de Zeeuw** (1995): Standards versus Taxes in a Dynamic Duopoly Model of Trade. *Nota di Lavoro* 62.95. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Felke**, Reinhard (1998): European Environmental Regulations and International Competitiveness. *The Political Economy of Environmental Barriers to Trade*. Baden-Baden, Nomos.
- Flek**, Vladislav (1995): Strategy of Marketization and Problems of the Competitiveness of Industry in the former Czechoslovakia. In: Jackson, Marvin H./ Wouter Biesbrock (Eds.): *Marketization, Restructuring and Competition in Transition Countries of Central and Eastern Europe*. Aldershot, Avebury, S. 121-162.
- Fudenberg**, Drew/ Jean **Tirole** (1989): Noncooperative Game Theory for Industrial Organization: An Introduction and Overview. In: Schmalensee, Richard/ Robert D. Willig (Eds.): *Handbook of Industrial Organization*, Vol. 1. Amsterdam et al., Elsevier Science Publishers, 3. Auflage 1992, S. 259-327.

- Füller**, Markus (1994): Geldwirtschaftliche Steuerung und ökologische Gefährdung. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Freie Universität Berlin.
- Gabrisch**, Hubert (1995): Die Entwicklung der Handelsstrukturen der Transformationsländer. Osteuropa-Wirtschaft, 40. Jg., Nr. 3, S. 211-227.
- Graham**, Frank D. (1923): Some Aspects of Protection Further Considered. The Quarterly Journal of Economics, Vol. 38, S. 199-227.
- Gros**, Daniel (1987): A Note on the Optimal Tariff, Retaliation and the Welfare Loss from Tariff Wars in a Framework with Intra-Industry Trade. Journal of International Economics, Vol. 23, S. 357-367.
- Gürtzgen**, Nicole/ Michael **Rauscher** (1997): Environmental Policy, Intra-Industry Trade and Transfrontier Pollution. Mimeo, Universität Rostock.
- Hampicke**, Ulrich (1991): Neoklassik und Zeitpräferenz: der Diskontierungsnebel. In: Beckenbach, Frank (Hrsg.): Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg, Metropolis, S. 127-149.
- Hauff**, Volker (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Deutsche Ausgabe, Eggenkamp Verlag, Greven.
- Helpman**, Elhanan/ Paul **Krugman** (1985): Market Structure and Foreign Trade. Cambridge MA/ London, MIT Press.
- Helpman**, Elhanan/ Paul **Krugman** (1989): Trade Policy and Market Structure. Cambridge MA/ London, MIT Press.
- Hoel**, Michael (1997): Environmental Policy with Endogenous Plant Locations. Scandinavian Journal of Economics, Vol. 99, S. 241-259.
- Horbach**, Jens/ Thomas **Meißner**/ Jacqueline **Rothfels**/ Klaus **Holst**/ Peter **Voigt** (1998): Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit. Neue außenhandels- und standorttheoretische Ansätze und empirische Evidenz. Baden-Baden, Nomos.
- Horstmann**, Ignatius/ James R. **Markusen** (1986): Up the Average Cost Curve: Inefficient Entry and the New Protectionism. Journal of International Economics, Vol. 20, S. 225-247.
- Horstmann**, Ignatius/ James R. **Markusen** (1992): Endogenous Market Structures in International Trade (Natura Facit Saltum). Journal of International Economics, Vol. 32, S. 109-129.
- Jänicke**, Martin (1986): Staatsversagen. Die Ohnmacht der Politik in der Industriegesellschaft. München, Piper.
- Jänicke**, Martin/ Lutz **Mez**/ Andreas **Wanke**/ Manfred **Binder** (1998): Ökologische und wirtschaftliche Aspekte einer Energiebesteuerung im internationalen Vergleich. FFU-rep 98-2. Berlin, Forschungsstelle für Umweltpolitik.
- Jaffe**, Adam B./ Steven R. **Peterson**/ Paul R. **Portney**/ Robert N. **Stavins** (1995): Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? Journal of Economic Literature, Vol. 33, S. 132-163.
- Junius**, Karsten (1996): Limits to Industrial Agglomeration. Kiel Working Paper Nr. 762, Kiel, Institut für Weltwirtschaft.
- Junius**, Karsten (1997): Economies of Scale: A Survey of the Empirical Literature. Kiel Working Paper Nr. 813, Kiel, Institut für Weltwirtschaft.
- Kaminski**, Bartłomiej (1998): Poland's Transition from the Perspective of Performance in EU-Markets. Communist Economies & Economic Transformation, Vol. 10, No. 2, S. 217-239.

- Katsoulacos**, Yannis/ David **Ulph**/ Anastasios **Xepapadeas** (1996): Emission Taxes in International Asymmetric Oligopolies. Nota di Lavoro 63.96. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Kennedy**, Peter W. (1994): Equilibrium Pollution Taxes in Open Economies with Imperfect Competition. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 27, S. 49-63.
- Kirchgässner**, Gebhard (1995): Internationale Umweltprobleme und die Problematik internationaler öffentlicher Güter. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Jg. 8, S. 34-44.
- Klavens**, Jonathan/ **Zamparutti**, Antonio (1995): Foreign Direct Investment and Environment in Central and Eastern Europe - A Survey. Washington DC, World Bank.
- Knaus**, Eva-Maria/ Jürg **Klarer** (1997): Poland: An Impressive System of Environmental Charges. Regional Environmental Centre, Budapest.
- Kornai**, János (1996): Der Beitritt zur Europäischen Union - Implikationen für Mittel- und Osteuropa. *Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung*, Jg. 65, Nr. 1, S. 89-96.
- Kreps**, David M./ José A. **Scheinkman** (1983): Quantity Precommitment and Bertrand Competition Yield Cournot Outcomes. *Bell Journal of Economics*, Vol. 14, S. 326-337.
- Krugman**, Paul (1979): Increasing Returns, Monopolistic Competition and International Trade. *Journal of International Economics*, Vol. 9, S. 469-479. Zitiert nach dem Wiederabdruck in Krugman, Paul (1990): *Rethinking International Trade*, Cambridge MA/ London, MIT Press, S. 11-21.
- Krugman**, Paul (1980): Scale Economies, Product Differentiation, and the Pattern of Trade. *American Economic Review*, Vol. 70, S. 950-959. Zitiert nach dem Wiederabdruck in Krugman, Paul (1990): *Rethinking International Trade*, Cambridge MA/ London, MIT Press, S. 22-37.
- Krugman**, Paul (Ed.) (1986): *Strategic Trade Policy and the New International Economics*. Cambridge MA/ London, MIT Press.
- Krugman**, Paul (1990): *Rethinking International Trade*. Cambridge MA/ London, MIT Press.
- Krugman**, Paul (1991): *Geography and Trade*. Cambridge MA/ London, MIT Press.
- Krugman**, Paul (1997): What Should Trade Negotiators Negotiate About? *Journal of Economic Literature*, Vol. 35, S. 113-120.
- Krugman**, Paul/ Maurice **Obstfeld** (1997): *International Economics: Theory and Policy*. Reading, MA et al., Addison-Wesley, Fourth Edition.
- Krutilla**, Kerry (1991): Environmental Regulation in an Open Economy. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 20, S. 127-142.
- Kulesa**, Margareta E. (1995): *Umweltpolitik in einer offenen Volkswirtschaft*. Baden-Baden, Nomos.
- Lahmann**, Herbert (1998): Starke Ausweitung des Handels mit den Reformländern Mittel- und Osteuropas von 1992 bis 1997. *DIW-Wochenbericht* 7/98.
- Lancaster**, Kelvin (1980): Intra-Industry Trade under Perfect Monopolistic Competition. *Journal of International Economics*, Vol. 10, S. 151-175.
- Lancaster**, Kelvin (1984): Protection and Product Differentiation. In: Kierzkowski, Henryk (Ed.): *Monopolistic Competition and International Trade*. Oxford, Clarendon Press, S. 137-156.
- Landesmann**, Michael (1995): The Pattern of East-West European Integration: Catching up or Falling behind? In: Dobrinsky, Rumen/ Michael Landesmann (Hrsg.): *Transforming Economies and European Integration*. Aldershot, Elgar, S. 116-140.

- Landesmann**, Michael/ István **Székely** (1995): Introduction. In: Dies. (Eds.): Industrial Restructuring and Trade Reorientation in Eastern Europe. University of Cambridge, S. 1-21.
- Levinson**, Arik (1996): Environmental Regulations and Industry Location: International and Domestic Evidence. In: Bhagwati, Jagdish/ Robert E. Hudec (Eds.): Fair Trade and Harmonization. Prerequisites for Free Trade? Vol. 1: Economic Analysis. Cambridge MA/ London, MIT Press, S. 429-457.
- Lüken gen. Klaßen**, Mathilde (1993): Währungskonkurrenz und Protektion. Peripherisierung und ihre Überwindung aus geldwirtschaftlicher Sicht. Marburg, Metropolis.
- Lüken gen. Klaßen**, Mathilde (1996): Theorie der Wechselkursbestimmung. In: Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsgeschichte der FU Berlin (Hrsg.): Skript zum Hauptkurs: Steuerung von Wirtschaftsprozessen, Stand: WS 96/97. Freie Universität Berlin, S. 53-71.
- Maennig**, Wolfgang/ Lutz **Mißbach** (1998): Zur internationalen Wettbewerbsfähigkeit deutscher umweltintensiver Güter und deutscher Umweltschutzprodukte. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, Jg. 21, Nr. 3/98, S. 417-432.
- Markusen**, James R. (1997): Costly Pollution Abatement, Competitiveness and Plant Location Decisions. Resource and Energy Economics, Vol. 19, S. 299-320.
- Markusen**, James R./ Edward R. **Morey**/ Nancy D. **Olewiler** (1993): Environmental Policy when Market Structure and Plant Locations Are Endogenous. Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 24, S. 69-86.
- Markusen**, James R./ Edward R. **Morey**/ Nancy D. **Olewiler** (1995): Competition in Regional Environmental Policies when Plant Locations Are Endogenous. Journal of Public Economics, Vol. 56, S. 55-77.
- Markusen**, James R./ Anthony J. **Venables** (1995): Multinational Firms and the New Trade Theory. NBER Working Paper No. 5036. Cambridge MA, National Bureau of Economic Research.
- Massarrat**, Mohssen (1993): Endlichkeit der Natur und Überfluß in der Marktökonomie. Schritte zum Gleichgewicht. Marburg, Metropolis.
- Meyer zu Himmern**, Anne/ Gebhard **Kirchgässner** (1995): Umweltschutz und internationale Wettbewerbsfähigkeit. In: Jochimsen, Maren/ Gebhard Kirchgässner (Hrsg.): Schweizerische Umweltpolitik im internationalen Kontext. Birkhäuser, Basel et al., S. 44-76.
- Motta**, Massimo/ Jacques-François **Thisse** (1993): Minimum Quality Standards as an Environmental Policy: Domestic and International Effects. Nota di Lavoro 20.93. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Motta**, Massimo/ Jacques-François **Thisse** (1994): Does Environmental Dumping Lead to Delocation? European Economic Review, Vol. 38, S. 563-576.
- Mueller**, Dennis C. (1989): Public Choice II. Cambridge, Cambridge University Press.
- Nannerup**, Niels (1998): Strategic Environmental Policy under Incomplete Information. Environmental and Resource Economics, Vol. 11, S. 61-78.
- Nill**, Jan/ Ulrich **Petschow** (1999): Ökologischer Anpassungsdruck. Die vernachlässigte umweltpolitische Dimension der EU-Osterweiterung. Ökologisches Wirtschaften 1/99, S. 5-6.
- Oliveira Martins**, Joaquim/ Stefano **Scarpetta**/ Dirk **Pilat** (1996): Mark-up Ratios in Manufacturing Industries. Estimates for 14 OECD Countries. OECD Economic Department Working Papers, No. 162. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Palmer**, Karen/ Wallace E. **Oates**/ Paul R. **Portney** (1995): Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? Journal of Economic Perspectives, Vol. 9, No. 4, S. 119-132.



- Pearce**, David W./ R. Kerry **Turner** (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Hemel Hempstead, Harvester Wheatsheaf.
- Petschow**, Ulrich/ Kurt **Hübner**/ Susanne **Dröge**/ Jürgen **Meyerhoff** (1998): Nachhaltigkeit und Globalisierung. Herausgegeben von der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages. Berlin et al., Springer.
- Petschow**, Ulrich/ Ralf **Nordbeck**/ Jan **Nil** (1999): Der Prozeß der EU-Osterweiterung aus umweltpolitischer Perspektive. IÖW-Schriftenreihe 137/99, Berlin.
- Porter**, Michael E. (1991): America's Green Strategy. Scientific American, Vol. 264, No. 4, S. 96.
- Porter**, Michael E./ Claas **van der Linde** (1995): Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. Journal of Economic Perspectives, Vol. 9, No. 4, S. 97-118.
- Pratten**, Clifford F. (1988): A Survey of the Economies of Scale. Economic Papers of the Commission of the European Communities, No. 67. Zitiert nach Junius, Karsten (1997): Economies of Scale: A Survey of the Empirical Literature. Kiel Working Paper Nr. 813, Kiel, Institut für Weltwirtschaft.
- Ranné**, Omar (1996): Ökonomische Überlegungen zum Begriff des Öko-Dumping. Agrar- und Ressourcenökonomik, Diskussionspapier 96-04, Universität Bonn.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Deutscher Bundestag, Drs. 13/4108.
- Rauscher**, Michael (1994): On Ecological Dumping. Oxford Economic Papers, Vol. 46, S. 822-840.
- Rauscher**, Michael (1995a): Environmental Regulation and the Location of Polluting Industries. International Tax and Public Finance, Vol. 2, S. 229-244.
- Rauscher**, Michael (1995b): Trade Laws and Environmental Issues in Central and Eastern European Countries. In: Winters, L. Alan (Ed.): Foundations of an Open Economy. Trade Laws and Institutions for Eastern Europe. London, Centre for Economic Policy Research, S. 178-217.
- Rauscher**, Michael (1997): International Trade, Factor Movements, and the Environment. Oxford, Clarendon Press.
- Rauscher**, Michael (1998): Environmental Policies in Open Economies and Leakage Problems. Mimeo, Universität Rostock.
- Riese**, Hajo (1975): Wohlfahrt und Wirtschaftspolitik. Reinbek, Rowohlt.
- Riese**, Hajo (1986): Theorie der Inflation. Tübingen, Mohr.
- Riese**, Hajo (1988): Wider den Dezisionismus der Theorie der Wirtschaftspolitik. In: Vogt, Winfried (Hrsg.): Politische Ökonomie heute. Regensburg, Transfer Verlag, S. 91-116.
- Rosati**, Dariusz (1998): Emerging Trade Patterns of Transition Countries. Some Observations from the Analysis of "Unit Values". Moot-Most, Nr. 2/98, S. 51-67.
- Rowland**, C.K./ Richard **Feiock** (1991): Environmental Regulation and Economic Development. The Movement of Chemical Production among States. In: Dubnick, Melvin J./ Alan R. Gitelson (Eds.): Public Policy and Economic Institutions. London, Jai Press, S. 205-218.
- Schelkle**, Waltraud (1990): Peripherisierung im Binnen- und Weltmarkt. In: Spahn, Heinz-Peter (Hrsg.): Wirtschaftspolitische Strategien. Regensburg, Transfer Verlag, S. 284-304.
- Schmid**, Stefanie U. (1997): Umweltpolitik und internationale Wettbewerbsfähigkeit. Kieler Arbeitspapier Nr. 823. Kiel, Institut für Weltwirtschaft.

- Schulze**, Günther G./ Heinrich W. **Ursprung** (1998): Environmental Policy in an Integrated World Economy. Nota di Lavoro 28.98. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Shapiro**, Carl (1989): Theories of Oligopoly Behavior. In: Schmalensee, Richard/ Robert D. Willig (Eds.): Handbook of Industrial Organization, Vol. 1. Amsterdam et al., Elsevier Science Publishers, 3. Auflage 1992, S. 329-414.
- Simpson**, R. David/ Robert L. **Bradford** (1996): Taxing Variable Cost: Environmental Regulation as Industrial Policy. Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 30, S. 282-300.
- Smith**, Adam (1776): An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations. Edited by Edwin Cannan. Chicago, The University of Chicago Press, Reprint 1976.
- Smith**, Clare (1998): Carbon Leakage: an Empirical Assessment Using a Global Econometric Model. In: Barker, Terry/ Jonathan Köhler (Eds.): International Competitiveness and Environmental Policies. Cheltenham, Edward Elgar, S. 143-169.
- Soete**, Luc/ Thomas **Ziesemer** (1997): Gains from Trade and Environmental Policy under Imperfect Competition and Pollution from Transport. In: Feser, Hans-Dieter/ Michael von Hauff (Hrsg.): Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik. Regensburg, Transfer Verlag, S. 249-267.
- Sozialdemokratische Partei Deutschlands/ Bündnis 90/Die Grünen** (1998): Aufbruch und Erneuerung - Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert. Koalitionsvereinbarung zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/Die Grünen. Bonn, 20. Oktober 1998.
- Spahn**, Heinz-Peter (1999): Makroökonomie. Theoretische Grundlagen und stabilitätspolitische Strategien. Springer, Berlin et al., 2. überarbeitete und erweiterte Auflage.
- Spencer**, Barbara J./ James A. **Brander** (1983): International R&D Rivalry and Industrial Strategy. Review of Economic Studies, Vol. 50, S. 707-722.
- Stadermann**, Hans-Joachim (1986): Grundsätze der Ressourcenökonomie und der Geldwirtschaft dargestellt am Beispiel der zweiten Weltwirtschaftskrise des 20. Jahrhunderts. Frankfurt, Verlag Peter Lang.
- Stehn**, Jürgen (1994): Stufen einer Osterweiterung der Europäischen Union. Die Weltwirtschaft, Nr. 2/94, S. 194-219.
- Stevens**, Candice (1995): Eco-Dumping: More Myth Than Reality. Internationale Politik und Gesellschaft, Nr. 2/95, S. 174-180.
- Tirole**, Jean (1988): The Theory of Industrial Organization. Cambridge MA/ London, MIT Press, 6. Auflage 1993.
- Ugelow**, Judith L. (1982): A Survey of Recent Studies on Costs of Pollution Control and the Effects on Trade. In: Rubin, Seymour J./ Thomas R. Graham (Eds.): Environment and Trade. Totowa NJ/ London, Allanheld, Osmun/ Frances Pinter.
- Ulph**, Alistair (1992): The Choice of Environmental Policy Instruments and Strategic International Trade. In: Pethig, Rüdiger (Ed.): Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources. Berlin et al., Springer-Verlag, S. 111-129.
- Ulph**, Alistair (1994a): Environmental Policy and International Trade - A Survey of Recent Economic Analysis. Nota di Lavoro 53.94. Mailand, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Ulph**, Alistair (1994b): Strategic Environmental Policy and International Trade: The Role of Market Conduct. CEPR Discussion Paper No. 1065, London.
- Ulph**, Alistair (1994c): Environmental Policy, Plant Location and Government Protection. In: Carraro, Carlo (Ed.): Trade, Innovation, Environment. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers, S. 123-163.

- Ulph**, Alistair (1996a): Environmental Policy and International Trade when Governments and Producers Act Strategically. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 30, S. 265-281.
- Ulph**, Alistair (1996b): Environmental Policy Instruments and Imperfectly Competitive International Trade. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 7, S. 333-355.
- Ulph**, Alistair (1997a): International Trade and the Environment. A Survey of Recent Economic Analysis. In: Henk Folmer, Tom Tietenberg (Eds.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998*. Cheltenham, Edward Elgar, S. 205-242.
- Ulph**, Alistair (1997b): Harmonisation, Minimum Standards and Optimal International Environmental Policy under Asymmetric Information. Discussion Paper in Economics and Econometrics No. 9701, University of Southampton.
- Ulph**, Alistair/ David **Ulph** (1996): Trade, Strategic Innovation and Strategic Environmental Policy. A General Analysis. In: Carraro, Carlo/ Yannis Katsoulacos/ Anastasios Xepapadeas (Eds.): *Environmental Policy and Market Structure*. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers, S. 181-208.
- Ulph**, Alistair/ Laura **Valentini** (1997): Plant Location and Strategic Environmental Policy with Inter-Sectoral Linkages. *Resource and Energy Economics*, Vol. 19, S. 363-383.
- Ulph**, Alistair/ Laura **Valentini** (1998): Is Environmental Dumping Greater when Firms Are Footloose? Mimeo, University of Southampton.
- Ulph**, David (1994): Strategic Innovation and Strategic Environmental Policy. In: Carraro, Carlo (Ed.): *Trade, Innovation, Environment*. Dordrecht et al., Kluwer Academic Publishers, S. 205-228.
- Van Beers**, Cees/ Jeroen C.J.M. **van den Bergh** (1997): An Empirical Multi-Country Analysis of the Impact of Environmental Regulation on Foreign Trade Flows. *Kyklos*, Vol. 50, S.29-46.
- Venables**, Anthony J. (1985): Trade and Trade Policy with Imperfect Competition. The Case of Identical Products and Free Entry. *Journal of International Economics*, Vol. 19, S. 1-19.
- Venables**, Anthony J. (1996): Equilibrium Locations of Vertically Linked Industries. *International Economic Review*, Vol 37, S. 341-359.
- Vincenz**, Volkhart (1993): Internationaler Handel auf unvollkommenen Märkten: Implikationen für Osteuropa. Arbeiten aus dem Osteuropa-Institut München, Nr. 160.
- Weida**, Andreas (1997): Schutz vor Öko-Dumping oder Freihandel? Zusammenfassung einiger Argumente. In: Feser, Hans-Dieter/ Michael von Hauff (Hrsg.): *Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik*. Regensburg, Transfer Verlag, S. 291-321.
- Wirtschaftskammer Österreich** (Hrsg.) (1998): Wettbewerbsverzerrungen im Umweltbereich. Eine Studie im Auftrag der Bundessektion Industrie. Internet-Download vom 16.6.99 unter <http://www.wk.or.at/wk/bsi/wettbew.htm>.
- Yang**, Xiaokai/ Ben J. **Heijdra** (1993): Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity: Comment. *American Economic Review*, Vol. 83, S. 295-301.
- Young**, Allyn A. (1928): Increasing Returns and Economic Progress. *The Economic Journal*, Vol. 38, S. 527-542.
- Ziesemer**, Thomas (1995): Reconciling Environmental Policy with Employment, International Competitiveness and Participation Requirements. MERIT-Paper 2/95-022, Maastricht, Maastricht Economic Research Institute on Innovation and Technology.

# Publikationen des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung

Das IÖW veröffentlicht die Ergebnisse seiner Forschungstätigkeit in einer Schriftenreihe, in Diskussionspapieren sowie in Broschüren und Büchern. Des Weiteren ist das IÖW Mitherausgeber der Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“, die allvierteljährlich im oekom-Verlag erscheint, und veröffentlicht den IÖW-Newsletter, der regelmäßig per Email über Neuigkeiten aus dem Institut informiert.

## Schriftenreihe/Diskussionspapiere



Seit 1985, als das IÖW mit seiner ersten Schriftenreihe „Auswege aus dem industriellen Wachstumsdilemma“ suchte, veröffentlicht das Institut im Eigenverlag seine Forschungstätigkeit in Schriftenreihen. Sie sind direkt beim IÖW zu bestellen und auch online als PDF-Dateien verfügbar. Neben den Schriftenreihen veröffentlicht das IÖW seine Forschungsergebnisse in Diskussionspapieren – 1990 wurde im ersten Papier „Die volkswirtschaftliche Theorie der Firma“ diskutiert. Auch die Diskussionspapiere können direkt über das IÖW bezogen werden. Informationen unter [www.ioew.de/schriftenreihe\\_diskussionspapiere](http://www.ioew.de/schriftenreihe_diskussionspapiere).

## Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“



Ausgabe 2/2010

Das IÖW gibt gemeinsam mit der Vereinigung für ökologische Wirtschaftsforschung (VÖW) das Journal „Ökologisches Wirtschaften“ heraus, das in vier Ausgaben pro Jahr im oekom-Verlag erscheint. Das interdisziplinäre Magazin stellt neue Forschungsansätze in Beziehung zu praktischen Erfahrungen aus Politik und Wirtschaft. Im Spannungsfeld von Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stellt die Zeitschrift neue Ideen für ein zukunftsfähiges, nachhaltiges Wirtschaften vor. Zusätzlich bietet „Ökologisches Wirtschaften online“ als Open Access Portal Zugang zu allen Fachartikeln seit der Gründung der Zeitschrift 1986. In diesem reichen Wissensfundus können Sie über 1.000 Artikeln durchsuchen und herunterladen. Die Ausgaben der letzten zwei Jahre stehen exklusiv für Abonnent/innen zur Verfügung. Abonnement unter: [www.oekom.de](http://www.oekom.de).

## IÖW-Newsletter

Der IÖW-Newsletter informiert rund vier Mal im Jahr über Neuigkeiten aus dem Institut. Stets über Projektergebnisse und Veröffentlichungen informiert sowie die aktuellen Termine im Blick – Abonnement des Newsletters unter [www.ioew.de/service/newsletter](http://www.ioew.de/service/newsletter).

---

Weitere Informationen erhalten Sie unter [www.ioew.de](http://www.ioew.de) oder Sie kontaktieren die

IÖW-Geschäftsstelle Berlin  
Potsdamer Straße 105  
10785 Berlin  
Telefon: +49 30-884 594-0  
Fax: +49 30-882 54 39  
Email: [vertrieb\(at\)ioew.de](mailto:vertrieb(at)ioew.de)



| i | ö | w

INSTITUT FÜR  
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

GESCHÄFTSTELLE BERLIN

MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG

HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

Fax: + 49 – 6221 – 270 60

[mailbox@ioew.de](mailto:mailbox@ioew.de)

[www.ioew.de](http://www.ioew.de)