

d·i·e

Deutsches Institut für
Entwicklungspolitik



German Development
Institute

Discussion Paper

22/2017

Handel und Umweltschutz – Chancen und Risiken

Clara Brandi

Handel und Umweltschutz – Chancen und Risiken

Clara Brandi

Bonn 2017

Discussion Paper / Deutsches Institut für Entwicklungspolitik
ISSN 1860-0441

Die deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

The Deutsche Nationalbibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliografie; detailed bibliographic data is available in the Internet at <http://dnb.d-nb.de>.

ISBN 978-3-96021-046-7

Gedruckt auf umweltfreundlichem, zertifiziertem Papier

Dr. Clara Brandi ist wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung „Weltwirtschaft und Entwicklungsfinanzierung“ am Deutschen Institut für Entwicklungspolitik (DIE).

E-Mail: clara.brandi@die-gdi.de

© Deutsches Institut für Entwicklungspolitik gGmbH
Tulpenfeld 6, 53113 Bonn
☎ +49 (0)228 94927-0
☎ +49 (0)228 94927-130
Email: die@die-gdi.de
<http://www.die-gdi.de>



Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	5
2 Die Rolle des Welthandelsregimes	7
2.1 Europäische Umweltpolitik im Kontext des Welthandelsregimes	7
2.2 Risiken für Umweltstandards durch neue Handelsabkommen?	13
2.3 Zwischenfazit	16
3 Regulierungswettbewerb im Umweltschutz	17
3.1 Regulierungswettbewerb im Bereich der Umweltpolitik	17
3.2 Ergebnisse empirischer Studien zum Regulierungswettbewerb im Umweltschutz	19
3.3 Zwischenfazit	22
4 Das Verlagerungsproblem	22
4.1 Fokus auf die Verlagerung von Produktion	23
4.2 Fokus auf das Auseinanderfallen von Produktion und Konsum	27
4.3 Zwischenfazit	29
5 Schlussfolgerungen	30
6 Literatur	33

Abkürzungsverzeichnis

BSP	Bruttonozialprodukt
CETA	Comprehensive Economic and Trade Agreement
DIE	Deutsches Institut für Entwicklungspolitik
ETS	Emissions Trading System
EU	Europäische Union
EUTR	European Timber Regulation
FLEGT	Forest Law Enforcement, Governance and Trade
FSC	Forest Stewardship Council
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade
GATS	General Agreement on Trade in Services
ILUC	Indirect Land Use Change
NAFTA	North American Free Trade Agreement
NDCs	Nationally Determined Contributions
PPM	Process and Production Methods
PTT	Pollution Terms of Trade
RCEP	Regional Comprehensive Economic Partnership
REACH	Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals
RED	Renewable Energy Directive
RSPO	Roundtable on Sustainable Palm Oil
SDGs	Sustainable Development Goals
SPS	Sanitary and Phytosanitary Measures
TBT	Technical Barriers to Trade
TPP	Trans-Pacific Partnership
TTIP	Transatlantic Trade and Investment Partnership
USTR	United States Trade Representative
USA	United States of America
WTO	World Trade Organization

Zusammenfassung

In diesem Papier werden exemplarisch drei Themen im Kontext von Umweltschutz und internationalem Handel diskutiert: erstens, die Rolle des Freihandelsregimes für die Ausgestaltung von Umweltpolitiken, zweitens, die Folgen des Regulierungswettbewerbs für das Niveau von Umweltschutzregulierungen und, drittens, das Verlagerungsproblem im Kontext des internationalen Handels.

Welthandelsregime und Umweltpolitik

Die Regeln der WTO sowie zunehmend bilaterale, regionale und plurilaterale Handelsabkommen stellen einen Regelrahmen dar, in dem Umweltpolitik gestaltet werden muss. Innerhalb dieses Rahmens können politische Entscheidungsträger umweltpolitische Maßnahmen ergreifen, selbst wenn diese Auswirkungen auf den internationalen Handel haben – weitergehende Maßnahmen können jedoch zu einem Handelsstreit im WTO-Kontext führen, was eine abschreckende Wirkung auf umweltpolitische Akteure und deren Regulierungsvorhaben haben kann.

Freihandelsargumente oder Verweise auf die Handelsregeln des Welthandelsregimes spielen eine relevante Rolle bei der Verhandlung und Ausformulierung umweltschutzrelevanter Regulierungen. Sie können mit Blick auf den Umweltschutz sowohl erschwerend als auch unterstützend sein. Es gibt zusätzlichen Forschungsbedarf, um den Einfluss des Welthandelsregimes und die Rolle von Freihandelsargumenten differenziert analysieren zu können. So ist z.B. die Frage zu klären, welche Rolle einzelne Elemente der Freihandelsidee in den Verhandlungen spielen und inwieweit diese Rolle vom Charakter der Regulierungsfragen abhängt.

Während die multilateralen Verhandlungen stocken, gibt es zahlreiche Verhandlungen für bilaterale und (mega-)regionale Handelsabkommen. Die Verhandlungen dieser Abkommen, darunter CETA und TTIP, bergen Risiken für den Umweltschutz, unter anderem im Kontext von regulatorischer Kooperation oder den Investorenschutz und der Rolle von Schiedsgerichten. Es ist daher erforderlich, dass der Umwelt- und Ressourcenschutz die Berücksichtigung findet, die sicherstellt, dass umweltpolitische Belange nicht unterwandert werden.

Insgesamt sollten das Welthandelsregime und internationale Handelsflüsse in umweltpolitischen Belangen kohärenter sein. Bisher finden sich im Welthandelsrecht nur wenige Ansatzpunkte, um das Welthandelsregime und internationale Handelsflüsse stärker umweltgerecht zu gestalten. Vor diesem Hintergrund sollte die historische Einigung auf die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung und auf das Pariser Klimaabkommen genutzt werden, um die Diskussion voranzubringen, wie Handel und Handelsregeln im Sinne des Umwelt- und Ressourcenschutzes reformiert werden sollten.

Regulierungswettbewerb im Umweltschutz

Die Frage des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz unterstreicht, dass umweltpolitische Regulierungsmaßnahmen nicht nur durch die nationale Brille, sondern auch aus einer globalen Perspektive betrachtet werden sollten. Laut der Theorie des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz treibt Konkurrenz das umweltpolitische Regulierungsniveau nach

unten. Einige Studien finden Belege dafür, dass es Regulierungswettläufe nach unten (*race to the bottom*) gibt. Insgesamt liefern empirische Studien jedoch keine eindeutige Evidenz dafür, dass der verstärkte internationale Wettbewerb zwangsläufig zu einer Abwärtsspirale führt. Einige Studien finden Hinweise auf einen Aufwärtstrend bzw. differenzierte Ergebnisse für Auf- und Abwärtstrends. Ein Problem ist der Mangel an Daten, die Auskunft darüber geben, wie sich Regulierungsniveaus in unterschiedlichen Ländern über die Zeit verändern. Ersatzweise genutzte Daten über ökonomische Indikatoren oder Umweltqualität lassen nur indirekt Rückschlüsse auf den Regulierungswettbewerb zu. Es besteht daher Bedarf an einer adäquaten Datenbasis für die Untersuchung des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz, auch um besser analysieren zu können, wie ein *race to the bottom* verhindert werden und ein *race to the top* gefördert werden kann.

Verlagerungsproblem

Im Zuge der Globalisierung kommt es zu Verlagerungen, die den Umweltschutz unterminieren können. Es kann hier zwischen zwei überlappenden Perspektiven unterschieden werden: (a) der Verlagerung von Produktion und damit von Umweltwirkungen und (b) dem räumlichen Auseinanderfallen von Konsum und Produktion und damit verbundenen Auswirkungen durch *impacts embodied in trade*.

Zu (a): Es zeigt sich, dass Umweltregulierungen im Sinne des *Pollution-Haven*-Effekts internationale Handelsströme beeinflussen können. Neue Daten auf Firmenebene zum *Pollution Offshoring* finden Evidenz dafür, dass Unternehmen im Zuge der Globalisierung strengere nationale Umweltregulierungen umgehen und Teile ihrer Produktionsprozesse ins weniger stark regulierte Ausland verlagern. Durch nationale Umweltpolitik kann es daher im Zuge von Globalisierung und Freihandel in anderen Weltregionen zu stärkeren Umweltbelastungen kommen. Zu (b): Zahlreiche Studien finden Belege dafür, dass die Verlagerung der Umweltwirkungen durch den internationalen Handel im Sinne von *impacts embodied in trade* substantiell ist. Insgesamt verdeutlicht der Fokus auf das Verlagerungsproblem, dass Umweltpolitik als globale und nicht als nationale Herausforderung gesehen werden muss.

Schlussfolgerungen

- Handels- und Umweltpolitik sollten systematischer integriert werden – nicht zuletzt vor dem Hintergrund der Agenda 2030 und des Pariser Klimaabkommens. In der WTO sollte beispielsweise die Bedeutung der Agenda 2030 als Bezugsrahmen für das Welt-handelssystem hervorgehoben werden.
- Die Auslegung des Handelsrechts sollte sich stärker an umweltpolitischen Belangen orientieren, beispielsweise indem eine großzügige Klärung und Auslegung der Ausnahmeregelungen von GATT Artikel XX erfolgt.
- Die Rolle von Freihandelsargumenten bei der Verhandlung umweltschutzrelevanter Regulierungen sollte systematisch und differenziert untersucht werden, auch im Rahmen zunehmend wichtig werdender bilateraler und (mega-)regionaler Handelsabkommen.

- Umweltpolitische Pioniere sollten die Grenzen des Regelrahmens des Welthandelsregimes testen, beispielsweise durch die Einführung von Maßnahmen, die die unterschiedliche Behandlung von Importen je nach Emissionsintensität des Produktionsprozesses vorsehen und dies mit Art. XX des GATT rechtfertigen.
- Wenn es im Rahmen der Verhandlung von bilateralen und (mega-)regionalen Handelsabkommen Chancen für eine bessere Integration von Handels- und Umweltpolitik gibt, dann sollten diese genutzt werden, beispielsweise indem im Rahmen des Abkommens gemeinsame Umweltschutzziele formuliert werden oder eine engere Zusammenarbeit bei der Entwicklung und Marktdiffusion von innovativen Umwelttechniken vereinbart wird.
- Wenn neue Handelsabkommen regulatorische Kooperation vorsehen, dann sollte die umweltpolitische Vertretung in den Institutionen, die für regulatorische Kooperation zuständig sind, sichergestellt sein.
- Wenn neue bilaterale und regionale Handelsabkommen diskutiert werden, sollten auch jenseits der EU Nachhaltigkeitsbewertungen (*Sustainability Impact Assessments*) durchgeführt werden.
- Im Rahmen von Verhandlungen für neue Freihandelsabkommen sollte das Prinzip verankert werden, dass bei Umweltstandards das höchste Schutzniveau anzustreben ist, auch um mögliche Abwärtsläufe bei umweltschutzrelevanten Regulierungen zu verhindern.
- Die Datenbasis für die Untersuchung des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz sollte verbessert werden, um ein besseres Verständnis zu erreichen, wie ein *race to the bottom* verhindert werden und ein *race to the top* gefördert werden kann.
- Um weitere Ansatzpunkte für die Verhinderung von Abwärtsläufen des Regulierungsniveaus zu finden, sollte die Umweltpolitik den Fokus u.a. darauf legen, mit wem das jeweilige Land in einer stark wettbewerblich geprägten Handelsbeziehung steht und wie dieser Kontext gestaltet werden kann, um eine Abwärtsspirale abzuwenden und ggf. Aufwärtsläufe zu fördern. Die Entwicklungszusammenarbeit kann in diesem Kontext Hilfestellung leisten, beispielsweise indem sie finanzielle und technische Unterstützung leistet, die Unternehmen in Entwicklungsländern dabei unterstützt, die Umweltstandards ihrer wichtigen Handelspartner einzuführen und zu erfüllen.
- Es sollte eine noch systematischere Analyse der handelsbedingten Verlagerung von Produktionsprozessen und Umweltbelastungen stattfinden, um die Verlagerung genauer quantifizieren und entsprechende umweltpolitische Lösungsansätze entwickeln zu können.
- Die Verlagerungsproblematik unterstreicht, dass Umweltpolitik als globale und nicht als nationale Aufgabe verstanden werden muss und es einer stärkeren globalen Koordination und Kooperation bedarf. Ein möglicher Ansatzpunkt wäre eine globale Bepreisung der Treiber der negativen Umweltwirkungen.

- Insofern die Verlagerungsproblematiken Entwicklungsländer betreffen, sollte die Entwicklungszusammenarbeit einen Beitrag leisten, beispielsweise durch den Aufbau von Kapazitäten für den Umgang mit Umweltbelastungen und durch die Förderung des Technologietransfers für umweltfreundlichere Produktionsprozesse.
- Weitere Ansatzpunkte für das Problem der Verlagerung von Umweltwirkungen sind eine Schärfung des Problembewusstseins und die Förderung von mehr Transparenz entlang der Wertschöpfungskette. Insofern steigender individueller Konsum ein Treiber der Verlagerung ist, sollte die Rolle der Verbraucher stärker in den Fokus rücken.

1 Einleitung

In diesem Papier werden ausgewählte, umweltpolitisch relevante Fragen im Kontext des internationalen Handels diskutiert. Die Grundidee des Freihandels besteht darin, durch den Abbau von Handelshemmnissen eine effizientere internationale Arbeitsteilung zu erreichen. Diese Idee fußt auf der Außenhandelstheorie, die auf das Modell unterschiedlicher komparativer Vorteile von David Ricardo zurückgeht. Ricardo hat argumentiert, dass durch den freien Handel Wohlfahrtsgewinne für alle beteiligten Staaten erreicht werden, da wegen der unterschiedlichen komparativen Vorteile alle Länder durch die internationale Arbeitsteilung profitieren: Jedes Land produziert die Güter, für die es, beispielsweise auf Grundlage natürlicher Faktoren oder verfügbarer Arbeitskräfte, komparative Standortvorteile hat.

Allerdings ist die tatsächliche Realisierung der Wohlfahrtsgewinne internationaler Arbeitsteilung an eine Reihe von Bedingungen verknüpft, die häufig nicht erfüllt sind. Sie setzt beispielsweise voraus, dass Produktionsfaktoren flexibel von einem Sektor in einen anderen verschoben werden können, was in der Realität oft – vor allem kurzfristig – nicht gegeben ist. Daher stellt sich im Zuge einer Handelsliberalisierung immer die Frage, welche Länder und Personengruppen zumindest kurz- und mittelfristig tatsächlich zu den Gewinnern gehören – und welche zu den Verlierern. Neben den unterschiedlichen Verteilungswirkungen werden vor allem die Implikationen des Freihandels für den Umweltschutz kontrovers diskutiert. Der Zusammenhang zwischen Freihandel und Umweltschutz ist vielschichtig und aus der Perspektive der Umweltpolitik besteht die Befürchtung, dass die negativen Effekte die positiven dominieren (siehe auch Kasten 1).

Der Fokus dieses Beitrags liegt auf der Analyse umweltpolitisch relevanter Fragestellungen im Kontext internationaler Handelsflüsse und des Welthandelsregimes, also des institutionellen Regelrahmens für den internationalen Handel. Während im ersten Teil der institutionellen Rahmen für internationale Handelsströme im Zentrum der Betrachtung steht, beschäftigen sich die darauffolgenden Teile mit umweltschutzrelevanten Herausforderungen innerhalb dieses Rahmens.

Das Welthandelsregime umfasst die 1995 gegründete Welthandelsorganisation (WTO) mit dem Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommen (GATT) von 1947, aber auch seine relevanten Nebenabkommen wie das Übereinkommen über technische Handelshemmnisse (TBT-Übereinkommen), das Abkommen über sanitäre und phytosanitäre Maßnahmen (SPS-Abkommen) und das Dienstleistungsabkommen (GATS). Dazu kommt eine wachsende Anzahl bilateraler und regionaler Freihandelsabkommen, die außerhalb der WTO verhandelt werden.

In der jüngeren Vergangenheit werden zunehmend sehr große Freihandelsabkommen verhandelt, die Länder aus unterschiedlichen Weltregionen an den Verhandlungstisch bringen. Zu diesen sogenannten mega-regionalen Abkommen zählen das 2016 unterschriebene Wirtschafts- und Handelsabkommen USA-Kanada (CETA), die Regional Comprehensive Economic Partnership (RCEP) der ASEAN-Staaten, die derzeit auf Eis liegende Transatlantische Handels- und Investitionspartnerschaft (TTIP) und die Transpazifische Handelspartnerschaft (TPP). Während es bisher der Hauptzweck von multilateralen, aber auch bilateralen und regionalen Abkommen war, Zölle zu senken, geht es in den jüngeren Verhandlungen vor allem auch darum, nicht-tarifäre Handelshemmnisse abzubauen. Dies führt zunehmend dazu, dass

Themen verhandelt werden, die weit über den Regelungsbereich der WTO hinausgehen und auch den Verbraucher- und Umweltschutz betreffen können.

Kasten 1: Das Für und Wider internationalen Handels aus der Perspektive des Umweltschutzes

Ist internationaler Handel gut oder schlecht aus einer Umweltschutzperspektive? Die Frage der Gesamtwirkung ist a priori nicht eindeutig zu beantworten, da der Zusammengang zwischen internationalem Handel und Umwelt komplex ist. Neben direkten Effekten für die Umwelt, beispielsweise durch den Transport von Gütern, kann eine Reihe weiterer Effekte entstehen (siehe z.B. Cherniwchan, Copeland, & Taylor, 2016, S. 13): (i) Internationaler Handel verstärkt die wirtschaftlichen Aktivitäten, die wiederum die Umweltbelastungen erhöhen (*scale effect*). (ii) Durch Handel und internationale Arbeitsteilung steigende Einkommen können zu einer höheren Nachfrage nach strengeren Umweltpolitiken und zu strikteren umweltschutzrelevanten Regulierungsmaßnahmen führen (*technique effect*). (iii) Je nachdem, ob sich Länder im Zuge des Handels und der internationalen Arbeitsteilung auf mehr oder weniger umweltbelastende Güter spezialisieren, kann es zu Verschlechterungen oder auch zu Verbesserungen im Umweltschutz kommen (*composition effect*). Die Gesamtwirkung des Handels für den Umweltschutz hängt davon ab, wie die einzelnen Effekte gewichtet sind.

Auf der einen Seite wird argumentiert, dass die Liberalisierung des internationalen Handels aus einer Reihe von Gründen negative Folgen für den Umweltschutz haben kann. Durch verstärkten Handel kommt es beispielsweise zu einer Erhöhung transportbedingter Emissionen. Insofern internationaler Handel im Zuge einer effizienteren internationalen Arbeitsteilung Wirtschaftswachstum generiert, kann dies zu höherem Konsum und einem Anstieg des Ressourcenverbrauchs und zu höheren Emissionen führen – und Effizienzgewinne können durch erhöhte Nachfrage überkompensiert werden. Da im Welthandelsregime nicht nur die Liberalisierung des Handels im Fokus steht, sondern auch das Prinzip der Souveränität der Staaten gilt, beispielsweise bei der Festlegung von Umweltstandards und Umweltschutzregulierungen, sind die Möglichkeiten begrenzt, über Standards und Regulierungen für importierte Güter die Produktion in den Herkunftsländern zu beeinflussen. Das WTO-Recht kann daher den Spielraum für die Ausgestaltung von Umweltpolitik begrenzen (siehe auch Kapitel 2). Druck auf das Ambitionsniveau von Umweltstandards und Umweltschutzregulierung kann darüber hinaus dadurch entstehen, dass Staaten versuchen, sich durch eine Absenkung von Standards Wettbewerbsvorteile zu verschaffen (siehe auch Kapitel 3).

Auf der anderen Seite gibt es Argumente dafür, dass Freihandel aus einer Umweltschutzperspektive auch positive Implikationen haben kann. Erstens können durch den internationalen Handel Güter dort produziert werden, wo es komparative Vorteile gibt, d.h. wo beispielsweise die für Produktionsprozesse benötigten natürlichen Ressourcen verfügbar sind. Dadurch können Ressourcennutzung und Emissionen reduziert werden. Durch die im Zuge der Handelsliberalisierung vergrößerten Märkte und dadurch erhöhte Skaleneffekte können sich außerdem die Ressourcennutzung und die Emissionen pro produzierte Einheit verringern. Schließlich wird durch den internationalen Handel der weltweite Absatz und die Anwendung umweltschutzrelevanter Güter und Technologien erleichtert, beispielsweise für den Ausbau erneuerbarer Energien. Durch den Abbau von Subventionen werden außerdem für die betroffenen Wirtschaftssektoren Anreize für Effizienzsteigerungen vermittelt, die auch die Ressourcennutzung betreffen können.

Die empirische Evidenz liefert keine eindeutigen Ergebnisse für eine dieser beiden Perspektiven, sondern zeigt, dass internationaler Handel kontextabhängige Implikationen für den Umweltschutz hat (siehe z.B. Cherniwchan et al., 2016). Studien, die den Zusammenhang zwischen Handel und Umwelt untersuchen, indem sie den Fokus auf *trade salience* legen, also den Anteil des Handels am Bruttonationalprodukt, kommen zu inkonsistenten Ergebnissen: Es gibt Studien, die finden, dass Umweltverschmutzung im Zuge des Freihandels steigt (z.B. Li & Reuveny, 2006), während andere finden, dass sie sinkt (z.B. Lopez, 2003).

Vor diesem Hintergrund werden in diesem Papier exemplarisch drei Themen im Kontext von Umweltschutz und internationalem Handel diskutiert: erstens, die Rolle des Freihandelsregimes für die Ausgestaltung von Umweltpolitiken (Kapitel 2), zweitens, die Folgen des Regulierungswettbewerbs für das Niveau von Umweltschutzregulierungen (Kapitel 3) und, drittens, das Verlagerungsproblem im Kontext des internationalen Handels (Kapitel 4).

Am Ende werden zusammenfassende Thesen und mögliche Ansatzpunkte für die Umweltpolitik dargestellt (Kapitel 5).

2 Die Rolle des Welthandelsregimes

Im Folgenden werden zunächst beispielhaft drei umweltpolitische Aktivitäten der EU im Kontext der WTO-Regeln diskutiert (Abschnitt 2.1) (Maßnahmen zur Regulierung von Chemikalien, zur Bekämpfung des illegalen Holzeinschlags und zur Förderung von Bio-kraftstoffen) sowie die Rolle von Freihandelsargumenten im Kontext der Ausformulierung umweltschutzrelevanter Regulierungen. Darüber hinaus wird diskutiert, welche Implikationen neuere und tiefere bilaterale und (multi-)regionale Freihandelsabkommen für den Umweltschutz haben (Abschnitt 2.2).

2.1 Europäische Umweltpolitik im Kontext des Welthandelsregimes

Im Welthandelsrecht finden sich nur wenige Ansatzpunkte, um internationale Handelsflüsse nach Gesichtspunkten des Umweltschutzes zu gestalten (siehe auch Jacob, Wolff, Graaf, Heyen, & Guske, 2016, These 14). Im GATT von 1947 und auch im Regelwerk der 1994 gegründeten WTO werden umweltpolitische Belange nur peripher berücksichtigt. Während im Laufe der Zeit immer wieder gefordert wurde, dass der Umweltschutz im Welthandelsregime eine größere Rolle spielen sollte (z.B. Esty, 2001), waren andere Stimmen kritischer und vermuteten hinter einer verstärkten Betonung des Umweltschutzes im Welthandelsregime vielmehr eine heimliche Rechtfertigung protektionistischer Maßnahmen (Bhagwati, 1993, 2002). Die historische Einigung auf die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung im Jahr 2015 und auch das Pariser Klimaabkommen haben eine neue Dynamik in die Diskussion gebracht und die Forderung verstärkt, umweltpolitisch Handels- und Umweltpolitik besser zu integrieren und kohärenter zu gestalten (z.B. Droege, Asselt, Das, & Mehling, 2016; Esty, 2016).

Aus der Perspektive der Umweltpolitik spielt GATT-Artikel XX eine besonders wichtige Rolle. Zum Beispiel kann der Artikel rechtfertigen, dass WTO-Mitglieder vom zentralen WTO-Grundprinzip der Gleichbehandlung bzw. Nichtdiskriminierung abweichen, insbesondere dem Prinzip der Meistbegünstigung (Vorteile, die ein WTO-Mitglied einem anderen gewährt, müssen allen Mitgliedern gewährt werden, GATT-Artikel I) oder dem Prinzip der Inländerbehandlung (importierte Produkte müssen genauso behandelt werden wie gleiche oder gleichartige inländische Produkte, GATT-Artikel III). Für die Umweltpolitik besonders relevant ist, dass das Welthandelsrecht den WTO-Mitgliedern unter bestimmten Bedingungen erlaubt, Maßnahmen zu ergreifen, die dem Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen (Art. XX b) bzw. der Erhaltung erschöpfbarer Naturschätze dienen (Art. XX g) (z.B. Kluttig, 2003). Gleichzeitig soll das Welthandelsrecht verhindern, dass sich die Ausnahmen im Artikel XX auf einfache Weise für protektionistische Zwecke nutzen lassen. So sollen durch die jeweilige Maßnahme internationale Handelsflüsse möglichst wenig beeinflusst und laut Präambel von GATT Artikel XX verhindert werden, dass die jeweiligen Maßnahmen zu einer „willkürlichen und ungerechtfertigten Diskriminierung“ zwischen Ländern führen.

Neben dem GATT von 1947 als einem der zentralen Bausteine der Welthandelsorganisation sind aus der Perspektive der Umweltpolitik insbesondere die TBT- und SPS-Übereinkommen der WTO von Bedeutung. Das TBT-Übereinkommen befasst sich mit hoheitlichen, zwingenden und freiwilligen technischen Standards und das SPS-Übereinkommen beinhaltet die Regeln, die für WTO-Mitglieder bei der Einführung von Vorschriften für die Lebensmittelsicherheit und die Tier- und Pflanzengesundheit gelten (z.B. Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2016, S. 15).

Im Sinne des Prinzips der Nichteinmischung in die staatliche Souveränität wird von Eingriffen in die Regelungsautonomie der WTO-Mitglieder bisher weitestgehend Abstand genommen, etwa um über Standards und Regulierungen für Importe Einfluss auf die Produktion in den Herkunftsländern zu nehmen (Jacob et al., 2016, These 14). Zugleich hat die WTO das Mandat zur Rechtsprechung u.a. zu handelsrelevanten Umweltschutzregulierungen. Die Herausforderungen bei der Auslegung der Regeln des Welthandelsregimes führen immer wieder zu Streitfällen zwischen den Mitgliedsstaaten über die Zulässigkeit von handelsbeschränkenden Maßnahmen. Für ein Streitschlichtungsverfahren zur Lösung solcher Kontroversen ist eine formale Beschwerde eines WTO-Mitgliedsstaates erforderlich.

Trotz einiger umweltrelevanter Urteile in den vergangenen Jahren, hat sich angesichts der kleinen Anzahl der bisherigen umweltrelevanten Streitfälle, z.B. die Tuna-Dolphin- und Schrimp-Turtle-Fälle (Howse, 2002; Parker, 1999), noch keine einheitliche bzw. klare Rechtsprechung herausgebildet. Während jedoch früher ein Schutz extraterritorialer Umweltgüter im Welthandelsrecht weitgehend abgelehnt wurde, rückt das WTO-Schiedsgericht in seinen Entscheidungen mittlerweile zunehmend von einer solchen engen Auslegung ab. Dennoch bergen weitergehende umweltschutzrelevante Maßnahmen, die internationale Handelsflüsse betreffen, das Risiko eines Handelsstreits und damit das Risiko, dass „Umweltregulierung hinter befürchteten Konflikten mit Handelsrecht zurückgestellt“ wird (Jacob et al., 2016, These 15).

Ein besonders kontroverses Thema ist die WTO-Kompatibilität von Standards,¹ die auf *process and production methods* (PPMs) Bezug nehmen (Charnovitz, 2002). Das Thema ist nicht nur kontrovers, da in der WTO das Prinzip der Souveränität von Staaten im Zentrum steht, und damit das Prinzip der Nichteinmischung, sondern auch, weil Entwicklungsländer häufig den Verdacht haben, dass mit Prozessstandards vor allem die Vermarktung von (teuren) Umwelttechnologien aus den Industrieländern gefördert werden soll bzw. Handelshemmnisse eingeführt werden, die ihre Exporte erschweren. Die WTO-Abkommen erlauben nur die Einführung von Produktstandards, jedoch keine Standards, die sich auf den Prozess der Herstellung eines Produktes beziehen: Es ist laut der gängigen Auslegung der WTO-Regeln nicht zulässig, zwischen *like products* auf der Basis von nicht-produktbezogenen PPMs zu differenzieren. Die Frage ist jedoch, inwieweit diese Auslegung nicht großzügiger erfolgen könnte. Es ließe sich beispielsweise argumentieren, dass Bio-Standards als produktbezogen erachtet werden sollten, da die relevanten Produkte dank der Standards weniger Pestizide enthalten als andere Produkte. Doch eine solche Auslegung wäre nicht unumstritten (Wunder, Kaphengst, Smith, Weppen, Wolff, Hermann, & Hey, 2013, S. 109). Um reine PPM-Standards einführen zu können, müssen diese im Rahmen von GATT Art.

1 Freiwillige Standards und Labels wie FSC (Forest Stewardship Council) oder RSPO (Roundtable on Sustainable Palm Oil) sind nicht betroffen, da sie WTO-kompatibel sind.

XX begründet werden, etwa durch Verweis auf den Klimawandel als transnationales Problem, das die unterschiedliche Behandlung von Importen je nach Emissionsintensität des Produktionsprozesses rechtfertigt (siehe z.B. Reichert & Reichardt, 2011). Zu letzterer Frage gibt es jedoch noch keine klare Rechtsprechung; es besteht daher das Risiko, dass solche Maßnahmen im Falle eines Handelskonfliktes im WTO-Streitschlichtungsverfahren keinen Bestand hätten. Dies kann wiederum eine abschreckende Wirkung auf umweltschutzpolitische Akteure und deren Regulierungsinitiativen haben.

Im Folgenden werden exemplarisch drei Beispiele europäischer Umweltpolitik diskutiert: die europäische REACH-Verordnung (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals), der FLEGT-Aktionsplan (Forest Law Enforcement, Governance and Trade Action Plan) und die Richtlinie für erneuerbare Energien (Renewable Energy Directive, RED). In allen drei Beispielen handelt es sich um Fälle relativ neuartiger Umweltpolitik, die den Einfluss globaler Wertschöpfungsketten in den Blick nehmen und nicht nur die hiesige Umweltqualität bzw. die hiesigen Umweltauswirkungen. Damit stellen sie aus der Perspektive des Welthandelsregimes und der Vereinbarkeit mit den existierenden WTO-Regeln besondere Herausforderungen dar. Wie diese Herausforderungen gelöst werden können, wird in den folgenden Fällen gezeigt.

Regulierung von Chemikalien

a) Was wird reguliert?

Die europäische REACH-Verordnung (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals), die seit 2007 gültig ist, soll im Kontext chemischer Stoffe Gesundheits- und Umweltschutz garantieren und zugleich den freien Handel von Chemikalien im EU-Binnenmarkt sicherstellen.

b) Wie wird reguliert?

Im Zuge von REACH dürfen in der EU nur noch chemische Stoffe in den Verkehr gebracht werden, sei es durch Produktion oder durch Import, die vorher registriert worden sind. Stoffe, die aus der Perspektive des Gesundheits- und Umweltschutzes besonders heikel sind, sollen, wenn möglich, durch Alternativstoffe ersetzt werden (Europäische Kommission, 2013). Da chemische Produkte, die in die EU exportiert werden sollen, durch REACH gewissen Anforderungen unterliegen, hat REACH auch Implikationen für den internationalen Handel (z.B. Appel, 2003).

c) Einschätzung der Wirksamkeit

REACH gilt als die weltweit strengste Chemikalienregulierung und als wirksames Instrument der Regulierung chemischer Stoffe. Im Rahmen ihrer „Review“ gelangte die Europäische Kommission (2013, S. 15) zu der Auffassung, „dass REACH gut funktioniert und alle zum gegenwärtigen Zeitpunkt überprüfbareren Zielsetzungen erfüllt sind.“

d) Vereinbarkeit mit den Regeln des Welthandelsregimes

Ist die REACH-Registrierungspflicht mit dem Welthandelsrecht vereinbar? Aufgrund der „unterschiedslosen Anwendung der Registrierungspflichten“ verstößt REACH nicht gegen das Diskriminierungsverbot und es kann keine „unnötige Handelsbeschränkung“ festgestellt

werden (Tietje & Wolf, 2005). REACH kann damit als mit der WTO kompatibel erachtet werden.

Bekämpfung des illegalen Holzeinschlags

a) Was wird reguliert?

Der FLEGT-Aktionsplan (Forest Law Enforcement, Governance and Trade Action Plan) und die EU-Holzverordnung dienen der Bekämpfung des illegalen Holzeinschlags. Illegaler Holzeinschlag und der damit verbundene Handel mit illegalem Holz führen zu großen lokalen Umweltschäden in vielen Entwicklungsländern (Europäische Kommission, 2004a). Darüber hinaus stellt der illegale Holzeinschlag eine Bedrohung für den weltweiten Schutz der Wälder dar, für den Schutz der Artenvielfalt und für die Bekämpfung des Klimawandels.

b) Wie wird reguliert?

Der FLEGT-Aktionsplan zielt darauf, auf der Basis von freiwilligen Partnerschaftsabkommen illegales Holz aus dem EU-Markt auszuschließen. Legal erzeugtes Holz für den EU-Markt soll über Ausfuhrgenehmigungen identifiziert werden, die von den teilnehmenden FLEGT-Partnerländern erteilt werden. Holzexporte aus den Partnerländern ohne solche Genehmigungen dürfen nicht in die EU gelangen. Gleichzeitig wird der Kapazitätenaufbau in Entwicklungsländern und Schwellenländern gefördert, um den illegalen Holzeinschlag einzudämmen (Europäische Kommission, 2004b). Die 2013 in Kraft getretene EU-Holzverordnung (European Timber Regulation, EUTR) ist ein weiterer Baustein für die Bekämpfung des illegalen Holzeinschlags im Kontext von FLEGT und verbietet es, Holz und Holzzeugnisse aus illegalem Einschlag im Binnenmarkt in Verkehr zu bringen: Wer Holz und Holzprodukte als Erster auf den EU-Markt bringt, muss die legale Herkunft nachweisen.

c) Einschätzung der Wirksamkeit

In einer Bewertung des FLEGT-Aktionsplans kommt die EU-Kommission zu dem Schluss, dass FLEGT das Bewusstsein für das Problem des illegalen Holzeinschlags verstärkt sowie zur Klärung der rechtlichen Rahmenbedingungen in Partnerländern beigetragen hat. Die Wirksamkeit des Aktionsplanes sei angesichts unzureichender Planungs- und Überwachungssysteme jedoch bisher begrenzt (Europäische Kommission, 2016). Bemängelt wird auch, dass die EU-Holzverordnung noch nicht in allen Mitgliedsstaaten umgesetzt worden ist (Europäischer Rechnungshof, 2015). Die Wirksamkeit des FLEGT-Aktionsplans ist daher auch stark dadurch beeinträchtigt, dass es unzureichende Fortschritte bei der Implementierung gibt.

d) Vereinbarkeit mit den Regeln des Welthandelsregimes

Es stellt sich die Frage, ob der FLEGT-Aktionsplan mit den Regeln des Welthandelsregimes vereinbar ist. Da das Genehmigungssystem nur für Holzimporte aus FLEGT-Partnerländern in die EU gilt und die Bedingungen freiwillig und bilateral zwischen der EU und den einzelnen FLEGT-Partnerländern vereinbart werden, ist es schwer vorstellbar, dass ein Land, welches ein solches Abkommen geschlossen hat, selbst Beschwerde bei der WTO einlegt (Europäische Kommission, 2004b).

Die seit 2013 gültige EU-Holzverordnung wurde explizit so gestaltet, dass sie mit den WTO-Regeln kompatibel ist; sie gilt sowohl für Holz aus der EU als auch für importiertes Holz und verstößt daher nicht gegen das Prinzip der Inländerbehandlung und unterwandert somit nicht das Prinzip der Gleichbehandlung (Brack, 2013). Das relevante Differenzierungsmerkmal der Verordnung für Holzimporte ist Illegalität; dieses Merkmal ist klar definiert und es liegt daher keine Diskriminierung im Sinne des Welthandelsrechtes vor (Jakel, 2015). Mit Blick auf die Zweckrichtung der Verordnung ist fraglich, ob Wälder im Kontext des Welthandelsrechts per se ein „legitimes Schutzgut“ sein können – es ist daher laut Jakel (2015) nicht überraschend, dass die Verordnung weniger die Wälder als solche betont als vielmehr den Schutz von Biodiversität und Klima, um so eine mögliche Inkompatibilität mit dem WTO-Recht zu vermeiden (Jakel, 2015). Insgesamt lässt sich festhalten, dass FELGT und die Holzverordnung als mit dem WTO-Recht kompatibel erachtet werden kann (Brack, 2013; Jakel, 2015).

Förderung von Biokraftstoffen und Kriterien für die ökologische Nachhaltigkeit

a) Was wird reguliert?

Laut der EU-Richtlinie für erneuerbare Energien sollen bis 2020 mindestens 20 % des Bruttoendenergieverbrauchs in der EU durch erneuerbare Energien gedeckt werden, davon auch ein substantieller Anteil aus Biomasse. Im Verkehrssektor muss bis zum Jahr 2020 10 % des Endenergieverbrauchs aus erneuerbaren Energien gedeckt werden, wobei nach einem Kompromiss aus dem Jahr 2015 maximal 7 % Biodiesel und Bioethanol am Energieverbrauch im Verkehrssektor auf die Klimaziele angerechnet werden. Die erhöhte Nachfrage nach Biomasse kann starke negative Umweltfolgen haben – durch Änderung und Intensivierung der Landnutzung, darunter Grünlandumbruch bzw. indirekte Landnutzungsänderungen, die den Rückgang der biologischen Vielfalt sowie Lebensmittel- und Wasserknappheit nach sich ziehen können.

b) Wie wird reguliert?

Seit 2010 darf in der EU laut der Richtlinie für erneuerbare Energien für Biokraftstoffe und Ökostrom nur noch Biomasse eingesetzt werden, die eine Reihe von Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit erfüllt. Die Kontrolle der Nachhaltigkeitskriterien im Anbau und in der Liefer- und Produktionskette erfolgt durch von der Europäischen Kommission anerkannte freiwillige Zertifizierungssysteme. Die Biomasse muss beispielsweise im Vergleich zu fossilen Brennstoffen seit 2017 mindestens ein Treibhausgasreduzierungsanzahl von 50 % erreichen. Die Kriterien umfassen außerdem den Schutz von Flächen mit hohem Wert für die biologische Vielfalt und den Schutz von Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand. Die Berücksichtigung einer Reihe umweltschutzrelevanter Themen war in diesem Zusammenhang lange strittig. Dazu zählen zum Beispiel die Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen (ILUC), die letztlich jedoch nicht in den Nachhaltigkeitskriterien berücksichtigt wurden.

c) Einschätzung der Wirksamkeit

Laut Bericht der Europäischen Kommission von 2015 sind die Erfahrungen mit der Umsetzung der Erneuerbare-Energien-Richtlinie in den meisten Mitgliedsstaaten gut (Europäische Kommission, 2015). Es gibt jedoch Schwachstellen, die ihre Wirksamkeit begrenzen. So berücksichtigt sie nicht die Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen und durch

Landbesitzkonflikte sowie Zwangs- und Kinderarbeit verursachte sozioökonomische Wirkungen. Auch kann die Durchsetzung der Kriterien außerhalb der EU durch private Organisationen die Wirksamkeit begrenzen, etwa wenn es an Überprüfungsverfahren vor Ort mangelt. Problematisch ist auch, dass die EU-Kommission die Funktionsweise anerkannter freiwilliger Systeme nicht überwacht, es kein angemessenes Beschwerdesystem gibt und die von den Mitgliedsstaaten gemeldeten Statistiken zu nachhaltigen Biokraftstoffen möglicherweise nicht zuverlässig sind (Europäischer Rechnungshof, 2016).

d) Vereinbarkeit mit den Regeln des Welthandelsregimes

Die rechtliche Analyse legt nahe, dass die Regeln des Welthandelsregimes Spielräume bieten, bei Biomasse aus unökologischer Produktion importsteuernde und vermarktungsregulierende Maßnahmen einzuführen (Busse & Brümmer, 2011; Kahl, 2008).² Die umweltpolitischen Maßnahmen der EU können insbesondere auf der Basis von GATT Art. XX gerechtfertigt werden. Auf der Basis von Art. XX (g), der sich dem Schutz erschöpflicher Ressourcen widmet, ist es möglich, bestimmte Anforderungen an die Nachhaltigkeit zu stellen, zum Beispiel mit Blick auf die Biodiversität und die Nutzung von Naturschutzflächen zum Anbau von Rohstoffen für Biokraftstoffe. Sofern heimische und importierte Güter in gleicher Weise behandelt werden, besteht kein Konflikt mit dem WTO-Recht (Busse & Brümmer, 2011).³ Gleichzeitig schafft das WTO-Recht Grenzen für den Gestaltungsspielraum der ökologischen Nachhaltigkeitskriterien:⁴ So müssen die ökologischen Nachhaltigkeitskriterien nichtdiskriminierend und wissenschaftsbasiert sein (Lee, 2016; Swinbank, 2009). Bislang gab es keine Beschwerde vor der WTO. Die Entscheidung eines möglichen WTO-Panels würde auch davon abhängen, ob die Nachhaltigkeitsanforderungen an Biokraftstoffe als notwendig zur Umsetzung der umweltbezogenen Ziele betrachtet werden können (Busse & Brümmer, 2011).

Wirkt sich das Welthandelsregime auf die Ausformulierung von Umweltpolitiken aus?

Spielen Freihandelsargumente und der Verweis auf Handelsregeln bei Verhandlungen umweltschutzrelevanter Regulierungen, inkl. Normen und Standards, eine Rolle – und wenn ja, welche? Es gibt nur wenig Forschung zur Rolle von Handelsregeln und Freihandelsargumenten, nicht zuletzt wegen begrenzt verfügbarer Informationen zu den jeweiligen Verhandlungsprozessen.

Laut einer Analyse von de Ville (2012) versuchen die Verfechter von Handelsliberalisierung, vor allem transnationale Unternehmen, ihre Interpretation der WTO-Regeln in Handelsabkommen zu verankern. Dabei sind laut seiner Einschätzung vor allem zwei Punkte wichtig, die den Ausschlag in Richtung kommerzieller statt ökologischer Interessen geben können: die Maßgabe, dass nur solche Regulierungsmaßnahmen umgesetzt werden können, die den Handel möglichst wenig beeinflussen und die Maßgabe, dass Regulierungen auf der

2 Die rechtliche Beurteilung der Richtlinie für erneuerbare Energien ist auch deshalb nicht einfach, da sie nicht-produktbezogene Verarbeitungs- und Produktionsverfahren betrifft (Busse & Brümmer 2011).

3 Der Verweise auf GATT-Artikel XX (b), der sich Maßnahmen zum Schutz von menschlichem, tierischem oder pflanzlichem Leben und der Gesundheit widmet, wäre dagegen „problematisch, wenn die EU-Richtlinie die pauschale Anerkennung und Ablehnung von ganzen Regionen auf Grund ihrer Anbauverfahren vorsähe“ (Busse & Brümmer 2011).

4 Probleme der Vereinbarkeit mit dem WTO-Recht treten z.B. bei Maßnahmen auf, die auf indirekte Landnutzungseffekte zielen.

Basis wissenschaftlicher Risikoanalysen eingeführt werden müssen. Beides kann Umweltpolitik laut de Ville (2012) beeinflussen.

So wurde im Kontext der REACH-Verordnung bereits im Weißbuch der Kommission aus dem Jahr 2001 festgestellt, dass die neu einzuführende Regulierungsmaßnahme mit den WTO-Regeln kompatibel sein müsse. Die Europäische Chemieindustrie versuchte daraufhin laut de Ville (2012) eine sehr strenge Auslegung der WTO-Regeln durchzusetzen, um die REACH-Verordnung zu verwässern. Unterstützung kam laut de Ville (2012) vom damaligen Handelskommissar Pascal Lamy, der am Ende seiner Amtszeit betonte: „we have used the theme of compliance...where necessary [to] drive our own side in a WTO compliant direction...on new potential cases such as chemicals“ (Lamy 2004, zitiert in de Ville, 2012). Vertreter einer strikten REACH-Verordnung mussten ihre Argumente „im Schatten der WTO“ präsentieren und deutlich machen, dass ihre Vorschläge die internationalen Handelsregeln respektieren (de Ville, 2012).

Das durch das WTO-Recht für die Fortentwicklung präventiver umwelt- und gesundheitsrechtlicher Regelungen vorgegebene „Korsett“ führte also bei der Entwicklung von REACH teilweise zu „Zurückhaltung und Vorsicht“ bei der Verfolgung präventiver Strategien für den Gesundheits- und Umweltschutz (Appel, 2003, S. 175). Beispielsweise ist die Beibehaltung einer wissenschaftlich abgesicherten Risikobewertung als Basis für die Beurteilung der Zulassungspflichtigkeit „zumindest auch eine Reaktion auf mögliche welthandelsrechtliche Konsequenzen“ (Appel, 2003, S. 175). Aus US-amerikanischer Perspektive gibt es immer wieder Kritik an den EU-Regulierungen im Kontext von REACH (USTR, 2014, 2015). Das wirft die Frage auf, wie sich die regulatorische Kooperation bei der Regulierung von Chemikalien auswirken würde, die im Rahmen von TTIP vorgesehen war, bevor die Verhandlungen auf Eis gelegt wurden (siehe auch Abschnitt 2.2).

2.2 Chancen und Risiken für Umweltstandards durch neue Handelsabkommen

Das globale Handelssystem befindet sich in einer Umbruchphase. Hunderte bilaterale und regionale Handelsabkommen wurden seit den 1940er Jahren unterschrieben und seit den 1990er Jahren ist weitere deutliche Zunahme derartiger Abkommen zu verzeichnen. Ein wichtiger Grund für den stärkeren Fokus auf bilaterale und regionale statt auf multilaterale Abkommen ist, dass die Verhandlungen im Kontext der multilateralen WTO stocken. In den vergangenen Jahren begannen Verhandlungen zu sog. mega-regionalen Abkommen, die große Volkswirtschaften aus unterschiedlichen Weltregionen an den Verhandlungstisch bringen. Zwischen den USA und der Europäischen Union wurde seit 2013 die Transatlantic Trade and Investment Partnership (TTIP) verhandelt, bevor die Verhandlungen durch die neue US-Administration unter Präsident Trump unterbrochen bzw. beendet wurden. Das umfassende Wirtschafts- und Handelsabkommen EU-Kanada (CETA) wurde im Oktober 2016 von Vertretern der EU und Kanadas unterzeichnet und kommt seitdem zur „vorläufigen Anwendung“, muss jedoch, um vollständig in Kraft zu treten, von den nationalen und regionalen Parlamenten in Kanada und der EU gebilligt werden. Auch außerhalb der EU werden mega-regionale Abkommen verhandelt: Im Oktober 2015 haben die USA, Japan und weitere zehn Anrainerstaaten des Pazifikraums die Transpacific Partnership (TPP) abgeschlossen, das weltweit bisher größte Handelsabkommen außerhalb der WTO. Seine Zukunft ist jedoch angesichts des Rückzugs der US-Regierung in der Schwebe. In Asien verhandelt China mit anderen Staaten die Regional Comprehensive Economic Partnership (RCEP).

Die Zukunft der Verhandlungen über Abkommen mit US-Beteiligung, darunter TTIP und TPP, ist angesichts des diesbezüglichen Standpunktes des neuen US-Präsidenten unsicher. Dennoch ist die Analyse der Abkommen aus umweltpolitischer Perspektive wichtig, da sie für die Zukunft der Umweltpolitik eine relevante Rolle spielen können. TTIP, TPP und das europäisch-kanadische Freihandelsabkommen CETA repräsentieren den Trend zu einer immer stärkeren Regionalisierung der Handelspolitik durch umfassende Freihandelsabkommen zwischen Regionen und eine immer tiefere Marktöffnung außerhalb der WTO. Diese neuen Abkommen werden nicht nur zahlreicher, sondern umfassen auch immer größere Anteile der internationalen Handelsflüsse und weisen eine zunehmend breite Agenda auf, die weit über den Abbau von Zöllen hinausgeht und auch Themen wie den Schutz von Investitionen, die Liberalisierung des Dienstleistungshandels und der öffentlichen Beschaffungsmärkte sowie den Verbraucher- und Umweltschutz umfasst.⁵

Inwieweit gibt es neue Risiken für den Umweltschutz durch diese neuen und tieferen Handelsabkommen, insbesondere durch TTIP (siehe dazu auch Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2016; Stoll, Krüger, & Xu, 2014)? Während es viele kritische Stimmen gibt, die die Unterschiede des EU- und des US-Ansatzes betonen, sehen einige Experten einen Trend zur transatlantischen Konvergenz der umweltschutzrelevanten Aspekte diesseits und jenseits des Atlantiks (Morin & Rochette, 2017).

Ein wichtiger Diskussionspunkt im Kontext von TTIP ist, dass Standards, die sich zwischen den USA und der EU unterscheiden, durch die sogenannte regulatorische Kooperation vereinheitlicht werden sollen. Viele Umweltregulierungen sind in den USA und der EU sehr unterschiedlich (siehe z.B. Umweltbundesamt, 2015). Einigen sich die Unterhändler auf den „kleinsten gemeinsame Nenner“, d.h. auf die niedrigsten Umweltauflagen, ginge das zu Lasten des Umweltschutzes. Die regulatorische Kooperation sieht auch vor, dass es in entsprechenden Experteninstitutionen einen transatlantischen Austausch über Planungen für zukünftige Gesetzgebungen geben soll, um abzuwenden, dass neue Handelsschranken entstehen. Das würde Handelsinteressen stärken und könnte möglicherweise zur Folge haben, dass striktere Regulierungsmaßnahmen letztlich nicht eingeführt werden. Die Folgen von regulatorischer Kooperation werden davon abhängig sein, was genau im Rahmen von TTIP festgelegt wird (Chase & Pelkmans, 2015). Da eine nicht sachgerechte Gestaltung der regulatorischen Kooperation im Rahmen von TTIP Umweltrisiken birgt, sollte sichergestellt werden, dass der Umwelt- und Ressourcenschutz in künftigen Verhandlungen die notwendige Berücksichtigung findet (Umweltbundesamt, 2015).

Ein weiterer relevanter Diskussionspunkt ist der Investorenschutz und die Rolle der Schiedsgerichte, vor denen Unternehmen, die Auslandsinvestitionen getätigt haben, den Staat auf Schadensersatz verklagen können (siehe z.B. Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2016). Da die Formulierungen in Handelsabkommen häufig vage sind, besteht das Risiko, dass die Einführung staatlicher Maßnahmen, z.B. umweltschutzrelevanter Regulierungen, die die Profite dieser Unternehmen reduzieren, als sog. „indirekte Enteignung“ ein Grund zur Klage darstellen kann. Entsprechend könnte es dazu kommen, dass Staaten aus Vorsicht präventiv auf bestimmte umweltschutzrelevante Regulierungen verzichten (*regulatory chill*). Ein zusätzlicher Kritikpunkt ist, dass es durch Abkommen wie TTIP schwieriger werden könnte, zukünftig neue umweltpolitische Maßnahmen voranzubringen, da der

5 Für eine Analyse der zunehmenden Tiefe von Freihandelsabkommen, siehe auch Dür, Baccini und Elsig (2014).

Einfluss von Unternehmen und privatwirtschaftlichen Interessengruppen durch den Investorenschutz und die regulatorische Kooperation steigen und der der gewählten Parlamente abnehmen könnte (z.B. de Ville & Siles-Brugge, 2015).

Während die TTIP-Verhandlungen noch nicht abgeschlossen und derzeit auf Eis gelegt sind, ist das CETA-Abkommen bereits beschlossen und wird vorläufig angewendet. Die Europäische Kommission betont, dass CETA die Umweltvorschriften der EU nicht beeinflusst und kanadische Produkte auch weiterhin nur dann importiert und auf dem EU-Markt verkauft werden dürfen, wenn sie die Vorschriften der EU einhalten (Europäische Kommission, 2016c). Laut Kommission beschränkt CETA nicht das Recht, neue Gesetze, beispielsweise zum Schutz der Umwelt, zu erlassen. Es wird zwar ein Forum für die Zusammenarbeit in Regulierungsfragen geschaffen, das Forum werde jedoch „den Regulierungsbehörden und Gesetzgebern lediglich beratend zur Seite stehen und ihnen Vorschläge unterbreiten. Keinesfalls wird es die Entscheidungsbefugnis der Regulierungsbehörden in den Mitgliedstaaten oder auf EU-Ebene einschränken“ (Europäische Kommission, 2016c). Nach einer Reihe von Analysen bergen die Bestimmungen des Abkommens zum Investitionsschutz jedoch nach wie vor Risiken für umweltschutzrelevante Regulierungen – trotz des reformierten Investor-Staat-Streitschlichtungsverfahrens (ISDS) (Scherrer & Beck, 2014). Umweltschutz und andere Nachhaltigkeitsfragen werden im Abkommen an einer Reihe von Stellen erwähnt. Sie unterliegen jedoch keinen effektiven Sanktions- oder Durchsetzungsmechanismen (Scherrer & Beck, 2014).

Ein wichtiger Diskussionspunkt ist darüber hinaus, inwieweit CETA und andere Freihandelsabkommen wie TTIP das Vorsorgeprinzip unterwandern können (Stoll et al., 2016). In Kanada und in den USA ist – im Gegensatz zur EU – das Vorsorgeprinzip nicht rechtlich verankert. Im Zentrum der dortigen Regulierungskultur steht der sog. wissenschaftsbasierte oder nachsorgende Ansatz. Danach erhalten prinzipiell alle Substanzen eine Zulassung, bis ihre Schädlichkeit nachgewiesen ist. Das Vorsorgeprinzip kehrt die Beweislast dagegen um. Politische Akteure in Europa können daher vorsorgend aktiv werden, wenn begründete Bedenken für den Umweltschutz oder die Gesundheit bestehen. Das CETA-Abkommen enthält zwar indirekte Bezüge zum Vorsorgeprinzip, verankert das Prinzip jedoch „nicht hinreichend“, u.a. in den Kapiteln über SPS-Maßnahmen, technische Handelsbarrieren und regulatorische Kooperation. Es besteht das Risiko, dass existierende und zukünftige europäische Regulierungen, die sich auf das Vorsorgeprinzip stützen, mithilfe von CETA hinterfragt bzw. behindert werden können (Stoll et al., 2016, S. 8, 23, 30). Laut Kommission und einiger Rechtswissenschaftler ist das Vorsorgeprinzip jedoch im EU-Primärrecht verankert und kann durch einen Vertrag wie CETA nicht ausgehebelt werden.

Problematisch ist auch der Entstehungsprozess der neuen Handelsabkommen (z.B. Pinzler, 2015; de Ville & Siles-Brugge, 2015). Es mangelt an Transparenz: Die Verhandlungen finden hinter geschlossenen Türen im Geheimen statt und machen so einen offenen Austausch über die Berücksichtigung umweltpolitischer Belange unmöglich. Die Integration umweltpolitischer Belange wird auch dadurch erschwert, dass im Verhandlungsprozess die Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaftsverbände stärker konsultiert werden als die der Umwelt- und Naturschutzverbände und dass sich am Ende der Verhandlungen die beteiligten Parlamente fertigen Vertragstexten gegenübersehen, die nur sehr schwerlich geändert werden können (siehe auch Jacob et al., 2016, These 15).

Neue, tiefe Handelsabkommen bergen also potenzielle Risiken für den Umweltschutz. Es gibt aber auch Stimmen, die in Verhandlungen über neue bilaterale und regionale Handelsabkommen Chancen für den Umweltschutz sehen – wenn die Abkommen entsprechend ausgestaltet würden (Berger, Brandi, Bruhn, & Chi, 2016; Morin, Dür, & Lechner, forthcoming).⁶ Beispielsweise könnten im Rahmen der Abkommen gemeinsame Umweltschutzziele formuliert werden oder eine engere Kooperation bei der Entwicklung und Marktdiffusion von innovativen Umwelttechniken vereinbart werden.⁷

2.3 Zwischenfazit

Das Welthandelsregime gibt einen Regelrahmen vor, in dem Umweltpolitik gestaltet werden muss, wenn WTO-Streitfälle verhindert werden sollen. Innerhalb dieses Rahmens gibt es einen Spielraum, um umweltpolitische Maßnahmen zu ergreifen, auch wenn diese Auswirkungen auf den internationalen Handel haben. Darüber hinausgehende Maßnahmen, die beispielsweise Güter aufgrund ihres Produktionsprozesses unterschiedlich behandeln, laufen jedoch Gefahr, Gegenstand eines Handelsstreits und damit eines WTO-Streitschlichtungsverfahrens zu werden. Das wiederum birgt das Risiko, dass Umweltregulierungen wegen potenzieller Konflikte mit den Regeln des Welthandelsregimes verwässert oder sogar unterlassen werden.

WTO-Regeln und Freihandelsargumente spielen eine relevante Rolle in Politikdeliberationen zu umweltschutzrelevanten Regulierungsmaßnahmen. Es ist jedoch aufgrund begrenzt verfügbarer Informationen zum Verhandlungsprozess solcher Maßnahmen nicht einfach zu evaluieren, inwieweit das Welthandelsregime bzw. in seinem Kontext angeführte Freihandelsargumente Einfluss auf die Ausformulierung von Umweltpolitiken hatten bzw. haben. Zusätzliche Forschung wäre erforderlich, um den Einfluss des Welthandelsregimes und die Rolle von Freihandelsargumenten differenziert beurteilen zu können.

Für neuere Handelsabkommen lässt sich zusammenfassend festhalten, dass sie Risiken für den Umweltschutz bergen können und daher bei ihrer Aushandlung darauf geachtet werden sollte, den Umweltschutz adäquat zu berücksichtigen. Aus der Perspektive der Umweltpolitik gibt es für Abkommen wie TTIP eine Reihe von Optionen, die es in den Verhandlungen zu berücksichtigen und ins Abkommen aufzunehmen gilt, um die Risiken für den Umweltschutz zu reduzieren. Dazu zählen Transparenzgebote bei der regulatorischen Kooperation

6 Für weitere Informationen zu Umweltklauseln in Handelsabkommen siehe TREND analytics (www.TRENDanalytics.info), ein Projekt des Deutschen Instituts für Entwicklungspolitik (DIE) mit Jean-Frédéric Morin, Canada Research Chair in International Political Economy (Laval University). Es ist im Rahmen des Klimalog Projekts entstanden. Das Online-Tool basiert auf einer umfassenden Datensammlung durch Jean-Frédéric Morin: Die TRade and ENvironment Database (TREND) analysiert über 300 unterschiedliche Umweltklauseln aus den Gesamttexten von rund 630 Handelsabkommen (*Preferential Trade Agreements*, PTA) seit 1945. Mit TREND analytics machten das DIE und Jean-Frédéric Morin diese Datensammlung für ein breites Publikum aus Politik, Wissenschaft und Zivilgesellschaft zugänglich und nutzbar.

7 Während Handelsabkommen immer mehr umweltrelevante Dimensionen beinhalten, sind in internationalen Umweltabkommen zunehmend handelsrelevante Inhalte zu finden. Eine besonders relevante Frage ist dabei, wie Handelspolitik die Implementierung der *Nationally Determined Contributions* (NDCs) unter dem Pariser Abkommen voranbringen kann (Brandi, 2017).

und eine Vertretung von Umweltakteuren im „Regulatory Council“ bzw. anderen Institutionen, in denen die regulatorische Kooperation stattfinden soll. Darüber hinaus sollte im Rahmen der Verhandlungen neuer Freihandelsabkommen das Prinzip verankert werden, dass bei Umweltstandards das höchste Schutzniveau anzustreben ist. Insofern weltweit neue bilaterale und regionale Handelsabkommen diskutiert werden, sollten auch jenseits der EU Nachhaltigkeitsbewertungen (*Sustainability Impact Assessments*) durchgeführt werden.

Darüber hinaus sollten, wenn möglich, die Chancen für den Umweltschutz genutzt werden, die neue Abkommen bieten können. Im Kontext von TTIP, und möglicherweise anderen Abkommen, könnte beispielsweise die Erarbeitung gemeinsamer, ambitionierter Umweltstandards positives Potenzial bieten (Umweltbundesamt, 2015). Angesichts der neuen US-Präsidentschaft sind diese Optionen jedoch im Kontext von TTIP aktuell politisch als kaum umsetzbar einzustufen.

Insgesamt sollte im Welthandelssystem die Bedeutung der Agenda 2030 als Bezugsrahmen hervorgehoben und die handelsrelevanten Aspekte des Pariser Übereinkommens sollten besser in die entsprechenden Elemente des Welthandelssystems integriert werden. Die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung und die Verabschiedung des Pariser Übereinkommens sollten dazu genutzt werden, Ansatzpunkte für eine stärkere Orientierung von Handel und Handelsregeln an die Erfordernisse des Umwelt- und Ressourcenschutzes zu entwickeln. Dies kann etwa durch einen Aufruf des Allgemeinen Rats der WTO an die WTO-Gremien, einschließlich der Streitschlichtungspanels, geschehen, die Handelsvorschriften so auszulegen, dass sie im Einklang mit der Agenda 2030 und den darin verankerten Sustainable Development Goals (SDGs) sowie dem Pariser Klimaabkommen stehen.

3 Regulierungswettbewerb im Umweltschutz

Schaffen niedrigere Standards und weniger strikte Umweltschutzregulierungen einen Handelsvorteil im internationalen Wettbewerb und versuchen Länder infolge von Handelsliberalisierung, sich diesbezüglich gegenseitig zu unterbieten, sodass es zu einem Abwärtslauf (*race to the bottom*) des Regulierungsniveaus kommt? Laut der Theorie des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz haben Staaten einen Anreiz, die Kosten umweltschutzrelevanter Regulierung zu senken: Internationaler Wettbewerb im Zuge von Freihandel und Globalisierung treibt das Regulierungsniveau nach unten, weil Regierungen so versuchen, internationales Kapital anzulocken und weil sie fürchten, dass heimische Industrien im Falle strenger Regulierungen ihre Produktion ins Ausland verlagern. Es gibt jedoch auch Gründe, einen möglichen Aufwärtstrend bezüglich des Regulierungsniveaus anzunehmen (*race to the top*) (siehe unten). Nach einem Überblick über die Theorie des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz (Abschnitt 3.1) folgt eine Darstellung des Forschungsstandes anhand der Ergebnisse relevanter empirischer Studien (Abschnitt 3.2), bevor ein Fazit gezogen wird (Abschnitt 3.3).

3.1 Regulierungswettbewerb im Bereich der Umweltpolitik

Die Theorie des Regulierungswettbewerbs im Bereich des Umweltschutzes basiert auf einer Reihe von Annahmen (Holzinger & Sommerer, 2012, S. 55-56): Eine zentrale Annahme ist,

dass die durch strengere Regulierungen hervorgerufenen Kosten so hoch sind, dass die betroffenen Unternehmen dadurch ihre Wettbewerbsfähigkeit einbüßen und deshalb in Erwägung ziehen, ihre Produktionsstätten zu verlagern und ins Ausland abzuwandern (siehe dazu auch Kapitel 4). Eine zweite Annahme ist, dass Firmen innerhalb eines gemeinsamen Marktes oder Freihandelsraumes untereinander bezüglich ihrer Produktionskosten konkurrieren. Drittens wird angenommen, dass Regierungen das Augenmerk auf die Präferenzen des internationalen Kapitals legen und heimische Wählerinnen und Wähler sowie nationale politische bzw. ökonomische Interessengruppen übergehen. Diese Annahmen, die Holzinger und Sommerer (2012, S. 55-58) in ihrer Literaturübersicht erörtern, werden teilweise kontrovers diskutiert:

Kosten der Umweltregulierung: Eine wichtige Annahme der Theorie des Regulierungswettbewerbs im Bereich des Umweltschutzes ist, dass Unterschiede in den Regulierungsniveaus starke Unterschiede in den Produktionskosten nach sich ziehen. Es ist daher wichtig, empirisch zu untersuchen, inwieweit striktere Umweltregulierungen so hohe Kosten generieren, dass damit negative Auswirkungen auf komparative Vorteile bzw. die Wettbewerbsfähigkeit einhergehen. Tatsächlich sind die Produktionskosten nur *ein* Faktor für die Standortwahl von Unternehmen; weitere wichtige Faktoren sind beispielsweise Infrastruktur, Fachkräfteangebot und Rechtsstaatlichkeit.

Starker Wettbewerbsdruck: Viele Unternehmen stehen bezüglich ihres Kostenniveaus im Wettbewerb (Jaffe, Peterson, Portney, & Stavins, 1995) und haben daher einen starken Anreiz, ihre Regulierungskosten zu senken. Allerdings gibt es auch Unternehmen, die stärker über das Qualitätsniveau ihrer Produkte im Wettbewerb stehen, sodass mögliche Effekte der umweltschutzrelevanten Regulierungen auf die Produktionskosten keine unmittelbaren Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit haben.

Internationale vs. nationale Interessen: Während häufig angenommen wird, dass Regierungen das Augenmerk auf die Präferenzen des internationalen Kapitals legen, gibt es Studien, die nahelegen, dass Umweltstandards stark von *nationalen politischen* Interessen beeinflusst werden (Jänicke & Jakob, 2004; Vogel, 2000), beispielsweise durch die Forderung der Wähler nach strikterer Umweltregulierung. Doch heimische Umweltpolitik kann durchaus auch von *nationalen ökonomischen* Interessen bestimmt werden: Mit anspruchsvoller Umweltpolitik ist häufig die Chance auf die Entwicklung von sog. Leitmärkten verbunden (siehe auch unten), die mit Exportvorteilen einhergehen (Jacob et al., 2005).

Während es also einige Gründe gibt, die für einen Regulierungswettbewerb nach unten sprechen, existieren ebenfalls Gründe, die nicht nur gegen einen *race to the bottom*, sondern auch für einen möglichen Aufwärtstrend bezüglich des Regulierungsniveaus sprechen können (*race to the top*):⁸

Innovative Technologien und die Rolle von Pionierländern: In Ländern mit erfolgreichen Umweltindustrien, die innovative Technologien als erstes auf den Markt bringen können (*First-Mover-Advantage*), verschafft die internationale Harmonisierung auf dem Niveau der marktführenden Technologien diesen Industrien einen Wettbewerbsvorteil (Jänicke 2005). Ökologische Pionierländer setzen sich daher typischerweise im internationalen Austausch

8 Neben dem *race to the bottom* und dem *race to the top* gibt es das oben erwähnte Konzept des *regulatory chill*: In diesem Fall verzichten Staaten aus Vorsicht von vornherein auf bestimmte Umweltschutzmaßnahmen (siehe z.B. Neumayer, 2001).

für ein hohes Regulierungsniveau ein, denn Vorreiter können Anpassungskosten umgehen, wenn ihr Ansatz international verbindlich wird (Héritier, Knill, & Mingers, 1996; Vogel, 1995). Dieses Argument wurde anfangs vor allem im Kontext von Industriestaaten diskutiert und getestet, in jüngerer Vergangenheit aber auch mit Blick auf Entwicklungsländer analysiert (Saikawa, 2013).

Produkt- vs. Prozessstandards: Während im Fall von Prozessstandards häufig von der Konvergenz auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner ausgegangen wird (Drezner, 2001), gibt es bei Produktstandards einige Gründe, die gegen Abwärtstrends sprechen (siehe dazu auch Holzinger & Sommerer, 2012, S. 55-56), beispielsweise wenn die Industrie an einer Harmonisierung von Produktstandards interessiert ist, um von Skaleneffekten profitieren zu können (Holzinger, 2003; Scharpf, 1997).

Grenzüberschreitende Kooperation zum Schutz transnationaler Umweltgüter: Weil transnationale Umweltherausforderungen nur im Rahmen grenzüberschreitender Kooperation effektiv angegangen werden können, sprechen eine Reihe von Gründen für eine Kooperation auf internationaler Ebene. Eine solche Kooperation wiederum ist häufig mit einem Anreiz zur transnationalen Zusammenarbeit auf einem hohen Regulierungsniveau und der Tendenz zur internationalen Harmonisierung verbunden. Auf diese Weise können Regierungen auf internationale Entscheidungsträger verweisen, wenn eine Regulierung von der Privatwirtschaft oder den Wählerinnen und Wählern als zu strikt oder zu schwach erachtet wird (Holzinger & Sommerer, 2012, S. 57).

3.2 Ergebnisse empirischer Studien zum Regulierungswettbewerb im Umweltschutz

Zu welchen Ergebnissen kommen empirische Studien zur Theorie des Regulierungswettbewerbs im Bereich des Umweltschutzes? Die empirische Forschung kommt nicht zu einheitlichen Resultaten und Schlussfolgerungen. Die inkonsistenten Befunde gehen u.a. zurück auf die Nutzung unterschiedlicher Methodenansätze oder die Verwendung unterschiedlicher Indikatoren. Auf der einen Seite gibt es mehrere Studien, die Belege für die Annahmen der Theorie des Regulierungswettbewerbs finden und ihre Aussagen stützen. Dazu zählen einige Fallstudien (z.B. Lucier & Gareau, 2015; Chan & Ross, 2003), aber auch mehrere länderübergreifende quantitative Untersuchungen – vor allem solche, die den Fokus auf die Untersuchung von Kennzahlen für die Wettbewerbsfähigkeit oder vergleichbare ökonomische Indikatoren legen. Auf der anderen Seite gibt es Studien, die keine Belege für Abwärtsläufe finden. Es folgt ein Überblick über unterschiedliche Ansätze und eine Auswahl wichtiger empirischer Befunde zum Regulierungswettbewerb im Umweltschutz:

Eine Reihe von Studien untersuchen ökonomische Indikatoren im Kontext von Regulierungsmaßnahmen (siehe auch Holzinger & Sommerer, 2012, S. 58). Es wäre zwar zielführender, das Regulierungsniveau als abhängige Variable anstatt ökonomischer Indikatoren zu verwenden, die durch das Regulierungsniveau beeinflusst werden – doch diese Daten sind häufig nicht im adäquaten Maße verfügbar und so basieren viele Studien auf Analysen ökonomischer Indikatoren wie Produktionskosten, Produktivität und Arbeitsplätzen (z.B.

Gray & Shadbegian, 1997; Greenstone, 2001).⁹ Einige quantitative Studien, die den Fokus auf Wettbewerbsfähigkeit oder vergleichbare ökonomische Indikatoren legen, finden keine Belege dafür, dass bei der Einführung strikterer Umweltregulierungen ausländisches Kapital abgeschreckt oder abwandern würde (z.B. List, McHone, & Milliment, 2003). Doch insbesondere viele jüngere quantitative Studien, die den o.g. Ansatz wählen, finden Evidenz dafür, dass die Einführung strikterer Umweltregulierungen negative Effekte auf die komparativen Vorteile bzw. Wettbewerbsfähigkeit der jeweiligen Länder haben (siehe z.B. Levinson & Taylor, 2008; Hanna, 2010, siehe dazu auch Kapitel 4).¹⁰ Gleichzeitig kann man auf Basis dieser Studien keine klaren Rückschlüsse auf die Verwässerung von Umweltregulierungen als Folge eines Regulierungswettlaufs ziehen, selbst wenn die Ergebnisse konsistent wären: Die Studien untersuchen nicht die Veränderung von Regulierungen, sondern vielmehr die Effekte von strikterer Regulierung auf Wettbewerbsfähigkeit und ähnliche ökonomische Indikatoren.

Aufgrund mangelnder Daten zu Umweltregulierungen und deren Veränderungen über die Zeit nutzt eine Reihe von Untersuchungen als Alternative zu ökonomischen Indikatoren stattdessen Indikatoren, die Umweltqualität messen; diese Studien zeigen typischerweise positive Trends auf (siehe auch Holzinger & Sommerer, 2012, S. 59). Einige Studien (z.B. Konisky, 2007; List & Gerking, 2000; Potoski, 2001) analysieren beispielsweise Umweltqualität und Regulierungswettbewerb im Kontext des US-Föderalismus und finden keine Evidenz für einen Abwärtstrend, sondern vielmehr Anhaltspunkte für Verbesserungen der Umweltqualität. Gleichzeitig ist bei den Untersuchungen der Umweltqualität nicht klar, inwieweit die beobachteten Aufwärtsbewegungen der Umweltqualität tatsächlich mit dem Regulierungswettbewerb zusammenhängen. Es ist kaum zweifelsfrei zu sagen, ob der Wettbewerb der entscheidende Treiber für den Aufwärtstrend ist oder vielmehr andere Faktoren, zum Beispiel der Einfluss nationaler Interessengruppen, die sich für Umweltschutz einsetzen. Unklar ist auch, inwieweit die oben genannten Studien tatsächlich einen kausalen Zusammenhang zwischen Umweltqualität und Wettbewerb zeigen – oder vielmehr nur einen Trend feststellen. In China zum Beispiel lässt sich zwar in einigen Bereichen eine Aufwärtsbewegung der Umweltqualität beobachten, aber möglicherweise hätte das Land eine strengere Umweltgesetzgebung und eine bessere Umweltqualität, wenn die Produktion weniger stark durch die Auslagerung der umweltintensiven „dreckigen“ Fertigungsschritte anderer Länder geprägt wäre. Gleichzeitig zeigen die vorliegenden Studien zumindest, dass es auch unter Bedingungen von Globalisierung möglich ist, Standards der Umweltqualität zu verbessern.

Einige Studien untersuchen, inwiefern es einen Wettlauf der Regulierungsniveaus nach oben geben könnte. Die Analysen von Holzinger und Sommerer (2012) nutzen Daten für EU-Regulierungen und ihre Untersuchungen zeigen, dass internationale Harmonisierung

9 Greenstone (2001) findet beispielsweise Belege dafür, dass höhere Regulierungskosten im Fall des „US Clean Air Act Amendments“ von 1972 zum Verlust von US-Arbeitsplätzen geführt haben.

10 Die Forschung in den 1990er und folgenden Jahren, so Cherniwchan et al. (2016, S. 14-15), fand meist keine Belege dafür, dass eine strengere Umweltregulierung Handelsflüsse und insbesondere Exporte senken – vielmehr gab es Studien, die zeigten, dass Exporte in den regulierten Sektoren sogar steigen können (z.B. Jaffe et al., 1995). Ein Erklärungsansatz für diese widersprüchlichen Ergebnisse ist laut Cherniwchan et al. (2016), dass große und erfolgreiche bzw. exportstarke Industrien umweltpolitischen Entscheidungsträgern möglicherweise mehr Anlass für Regulierung geben. Spätere Studien, die diese Zusammenhänge berücksichtigen, und daher adäquater sind, kommen zu dem Schluss, dass die Einführung einer strikteren Umweltregulierung tatsächlich negative Auswirkungen auf komparative Vorteile bzw. Wettbewerbsfähigkeit und/oder Handelsflüsse hat (Cherniwchan et al., 2016, S. 15).

eine Aufwärtsbewegung des Regulierungsniveaus generieren kann. Auch David Vogel (z.B. 1995, 1997, 2000) findet Belege für einen *race to the top*; er argumentiert, dass die Einführung eines strengeren Abgasstandards für Autos in Kalifornien andere US-Staaten dazu gebracht hat, nachzuziehen und ihre Regulierungsniveaus entsprechend zu erhöhen (sog. „Kalifornien-Effekt“). Im Rahmen seiner Untersuchungen zu Industriestaaten findet er einen ähnlichen Effekt. Sein Hauptargument ist, dass die Möglichkeit, weiterhin in Kalifornien verkaufen zu können, die Kosten der Regulierung übertrafen; der Handel trägt in diesem Kontext also dazu bei, höhere Standards zu verbreiten. Prakash und Potoski (2006) untersuchen diesen Zusammenhang im Kontext des ISO-Standards 14001, einem freiwilligen Umweltstandard, und finden Evidenz dafür, dass Länder diesen Standard einführen, wenn ihre wichtigen Handelspartner ihn nutzen. Neuere Untersuchungen legen nahe, dass der Aufwärtstrend auch bei verpflichtenden Umweltstandards und auch für Entwicklungsländer festzustellen ist: Die Studie von Saikawa (2013) findet zum Beispiel Belege für einen internationalen Regulierungswettbewerb nach oben bei verpflichtenden Emissionsregulierungen für Autos, der auch Entwicklungsländer einschließt.

Um den Zusammenhang von Wettbewerb im internationalen Handel und Regulierungswettbewerb im Umweltschutz besser untersuchen zu können, entwickelten Cao und Prakash (2010) den Indikator „strukturelle Äquivalenz“. Er misst, wie stark ein Land dem Wettbewerbsdruck eines anderen Landes ausgesetzt ist, dessen Unternehmen ähnliche Güter in ähnliche Exportmärkte ausführen. Er ist damit genauer als der typischerweise benutzte Indikator der *trade salience* (Handel als Anteil des BSP). Ihre Studie, die u.a. Wasserverschmutzungsintensitäten für 140 Länder von 1980 bis 2003 analysiert, findet Evidenz dafür, dass stärkerer Wettbewerb im internationalen Handel in strukturell äquivalenten Ländern mit mehr Wasserverschmutzung einhergeht. Dabei kann es sowohl zu Abwärts- als auch zu Aufwärtsspiralen kommen: Die untersuchten Länder folgen laut Cao und Prakash (2010) jeweils ihrem strukturell äquivalenten Wettbewerber, wenn dieser das Regulierungsniveau erhöht oder senkt.¹¹ Die Studie findet daher zwar zumindest teilweise empirische Evidenz für die These des Regulierungswettlaufs nach unten, sie widerspricht aber einigen Annahmen der Theorie und bisheriger Untersuchungen: Der verstärkte Wettbewerb im internationalen Handel sei nicht per se schuld an Umweltverschmutzung; vielmehr beeinflussten die strategischen Interaktionen von Wettbewerbern mit äquivalenter Struktur die Intensität der heimischen Umweltverschmutzung (Cao & Prakash, 2010). Das legt nahe, dass die Umweltpolitik den Fokus u.a. darauf legen sollten, mit wem das jeweilige Land in einer stark wettbewerbslich geprägten Handelsbeziehung steht und ob und wie dieser Kontext gestaltet werden kann, um Abwärtsläufe zu verhindern und Aufwärtsläufe zu fördern.

In einer folgenden Studie analysieren Cao und Prakash (2012), welche Rolle heimische politische Institutionen im Zusammenhang des Wettbewerbs im internationalen Handel spielen. Sie zeigen, dass Regierungen im Zuge des Wettbewerbs im internationalen Handel nicht dazu übergehen, das Regulierungsniveau de jure zu senken. Stattdessen senken sie, wenn es die politischen Institutionen zulassen, z. B. weil es nur schwache Veto-Spieler gibt, das Umweltschutzniveau de facto, indem sie die Umsetzung existierender Regulierungen schwächen (Cao & Prakash, 2012).

11 Im Fall der ebenfalls untersuchten Luftverschmutzung antworten die untersuchten Länder dagegen jeweils nur auf eine Senkung des Regulierungsniveaus (Cao & Prakash, 2010).

3.3 Zwischenfazit

Eine Reihe von Studien findet Belege dafür, dass es Regulierungswettläufe nach unten gibt. Doch einige Studien hinterfragen auf Basis ihrer empirischen Ergebnisse die These eines *race to the bottom*. Eine Herausforderung ist, dass es häufig keine adäquate Datenbasis darüber gibt, wie sich das Regulierungsniveau über die Zeit verändert. Stattdessen werden daher in empirischen Untersuchungen häufig ökonomische Indikatoren oder Daten über Umweltqualität verwandt. Einige Studien finden Belege dafür, dass sich die Einführung strikterer Umweltregulierungen negativ auf ökonomische Indikatoren wie Wettbewerbsfähigkeit auswirkt. Das zeigt, dass das umweltschutzrelevante Regulierungsniveau negative ökonomische Konsequenzen haben kann, lässt jedoch nur indirekt Rückschlüsse auf die Frage des *race to the bottom* zu. Einige neuere Studien untersuchen nicht nur, ob es einen Wettlauf nach unten gibt, sondern auch die Frage, ob es unter bestimmten Bedingungen nicht vielmehr einen Aufwärtstrend gibt. Sie finden dafür empirische Hinweise, beispielsweise bezüglich der Diffusion von Umweltstandards zwischen wichtigen Handelspartnern oder bezüglich eines Aufwärtstrends der Umweltqualität. Es ist jedoch nicht zweifelsfrei zu sagen, inwieweit solche Aufwärtsbewegungen tatsächlich eine Folge des globalisierten internationalen Handels und Wettbewerbs sind. Wieder andere Studien finden Belege für Ab- und Aufwärtstrends.

Die Frage des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz verdeutlicht, dass umweltpolitische Regulierungsmaßnahmen nicht nur durch die nationale Brille, sondern auch aus einer globalen Perspektive betrachtet werden sollten, um einen möglichen *race to the bottom* abzuwenden und einen *race to the top* fördern zu können. Der Überblick über existierende Studien zum Regulierungswettbewerb im Umweltschutz macht darüber hinaus deutlich, dass die Datenbasis für die Untersuchung dieser Fragestellung verbessert werden sollte. Es besteht insbesondere Bedarf an einem Datensatz, der Informationen zu Änderungen der Umweltgesetzgebungen und -regulierungsmaßnahmen über möglichst viele Länder und möglichst viele Jahre enthält. Außerdem besteht Forschungsbedarf bezüglich der Frage, wie Abwärtsspiralen besser abzuwenden sind und Aufwärtsläufe initiiert werden können. Untersucht werden sollte beispielsweise, in welchen umweltpolitisch relevanten Bereichen und auf welche Weise transnationale Kooperation einen *race to the bottom* verhindern und einen *race to the top* stärken kann.

4 Das Verlagerungsproblem

Im Zuge der Globalisierung kann es zu Verlagerungsproblemen kommen, die den Umweltschutz unterminieren.¹² Man kann zwischen zwei unterschiedlichen, aber zum Teil überlappenden Perspektiven auf das Konzept der „Verlagerung“ differenzieren:

Es kann erstens die Frage der Verlagerung von Umweltauswirkungen durch die Verlagerung von Produktion in den Blick genommen werden. Hier geht es durch Standortwettbe-

12 Wenn es im Kontext von internationalem Handel, oder der Globalisierung allgemein zu einer Verlagerung des Ortes des Umweltdrucks bzw. der Umweltbelastung kommt, wird das u.a. als *burden shifting* (z.B. Giljum & Eisenmenger, 2008; Schütz, Bringezu, & Moll, 2004; Zhang, Beck, & Chen, 2013) oder *displacement of pressures* (Steen-Olsen, Weinzettel, Cranston, Ercin, & Hertwich, 2012) bezeichnet.

werb um die Verlagerung unternehmerischer Prozesse, beispielsweise in andere Bundesländer oder ins Ausland (*Offshoring*) bzw. den Auf- und Ausbau von dortigen Produktionsstätten: In welchem Maße, unter welchen Bedingungen und mit welchen Folgen findet eine Verlagerung von Produktion und damit auch von Umweltauswirkungen statt?

Eine zweite Perspektive nimmt das räumliche Auseinanderfallen von Produktion und Konsum durch zunehmend fragmentierte globale Wertschöpfungsketten in den Blick. Im Zentrum steht die Frage, inwieweit der Konsum eines Produktes an einem Ort Auswirkungen an anderen Orten nach sich zieht: In welchem Maße existieren sog. *impacts embodied in trade* bzw. entstehen Umweltauswirkungen an einem anderen Ort als an dem, wo der Konsum stattfindet? Dies kann z.B. durch Produktionsverlagerungen, aber auch durch den Import und die Verwendung von Rohstoffen und Ressourcen aus anderen Regionen geschehen.

Im Folgenden wird zunächst vor allem die Auslandsverlagerung von Produktionsprozessen in den Blick genommen (Abschnitt 4.1), während im zweiten Schritt der Fokus auf dem räumlichen Auseinanderfallen von Produktion und Konsum liegt (Abschnitt 4.2). Am Ende werden zusammenfassende Schlussfolgerungen gezogen und Ansätze für Lösungsoptionen erörtert (Abschnitt 4.3).

4.1 Fokus auf die Verlagerung von Produktion

Die Gründe für Produktionsverlagerung können vielfältig sein. Typischerweise hängen sie mit den im Ausland attraktiveren Rahmenbedingungen zusammen. Ausschlaggebend können strenge Umweltregulierungen (sog. *Pollution Offshoring*), aber auch andere Faktoren wie Infrastruktur oder Arbeitskosten sein. Schwache Umweltregulierungen induzieren durch die mangelnde Internalisierung, d.h. Einpreisung, der ökologischen Kosten typischerweise negative externe Effekte. Die Produktionsbedingungen werden „günstiger“; in der Folge kann es zu Produktionsverlagerungen kommen.

Mit der Frage der Produktionsverlagerung eng verknüpft ist das Konzept der sog. *Pollution Havens* (Verschmutzungshäfen). Bereits im Zuge der Einführung strengerer Umweltregulierungen in einigen Industrieländern während der 1970er und 1980er Jahre kam die Frage auf, inwieweit diese Regulierungen zu einer Verlagerung von Industrien in weniger stark regulierte Regionen führen würde, die sich in *Pollution Havens* verwandeln könnten. Aus der Perspektive der Umweltpolitik besteht das Risiko der Produktionsverlagerung nicht nur darin, dass ein lokaler Anstieg von Umweltbelastungen in den *Pollution Havens* zu befürchten ist, sondern auch eine weltweit höhere Umweltbelastung, beispielsweise wenn die Produktion nach der Verlagerung (noch) umweltintensiver erfolgt als vor der Verlagerung. Wenn durch die Verlagerung die internalisierten Kosten gesenkt werden, beispielsweise wegen weniger strikter Umweltauflagen, und die Produkte somit billiger werden, kann die Nachfrage steigen und bei konstanter Kaufkraft insgesamt mehr konsumiert (und produziert) werden – die Verlagerung kann demnach zu einer Verschärfung der Mengenproblematik führen.

Die Literatur unterscheidet zwischen der *Pollution-Haven-Hypothese* und dem *Pollution-Haven-Effekt*. Laut der *Pollution-Haven-Hypothese* wird im Zuge des Freihandels umweltintensive Produktion in Ländern mit strenger Umweltregulierung abnehmen und in Ländern mit schwacher Regulierung zunehmen – Länder mit schwacher Umweltregulierung werden daher wegen unterschiedlicher hoher Regulierungsniveaus über die Zeit zum Zielort von

Pollution Offshoring und damit zu Verschmutzungshäfen (Copeland & Taylor, 1994; Copeland & Taylor, 1995; Taylor, 2005). Der sog. *Pollution-Haven-Effekt* bezeichnet den Zusammenhang, dass die Einführung einer strengeren heimischen Umweltregulierung Auswirkungen auf komparative Vorteile bzw. die Wettbewerbsfähigkeit des Standorts gegenüber anderen Standorten und damit auf Handelsflüsse und Investitionsentscheidungen hat. Wenn der *Pollution-Haven-Effekt* stark genug ist, um andere Quellen komparativer Vorteile zu dominieren, wird er Effekt eine Verlagerung von Produktionsprozessen in schwächer regulierte Weltregionen induzieren. Wie beim Regulierungswettbewerb (siehe Kapitel 3) gilt es daher zu analysieren, inwieweit striktere Umweltregulierungen höhere Kosten generieren, die dann negative Auswirkungen auf komparative Vorteile bzw. Wettbewerbsfähigkeit haben (zum Zusammenhang zwischen *Pollution-Haven-Effekt* und -Hypothese siehe auch Cherniwchan et al., 2016, S. 13-14).

Eine Reihe von Studien findet, wie oben erwähnt (siehe Kapitel 3), Belege dafür, dass striktere Umweltregulierungen negative Effekte auf komparative Vorteile bzw. Wettbewerbsfähigkeit haben. In der Folge können Handelsflüsse beeinträchtigt und Investitionsentscheidungen beeinflusst werden (z.B. Levinson & Taylor, 2008).¹³ Neuere Studien (z.B. Aichele & Felbermayr, 2015; Hanna, 2010) legen das Augenmerk häufig auf die Untersuchung von Fällen, in denen die Einführung einer umweltpolitischen Maßnahme zu variierenden länder- bzw. bundesstaatenübergreifenden Effekten führt, um so über Ergebnisse zu rein korrelativen Zusammenhängen hinausgehen und bessere Anhaltspunkte für kausale Zusammenhänge finden zu können (Cherniwchan et al., 2016, S. 16). Hanna (2010) beispielsweise untersucht die Einführung des „US Clean Air Acts“, der es zur Auflage macht, dass US-Bezirke mit schlechter Luftqualität ihre Umweltregulierung strenger gestalten müssen. Sie analysiert US-Unternehmensdaten von 1966 bis 1999 und findet Belege für den *Pollution-Haven-Effekt*: Laut ihrer Analyse hat der „Clean Air Act“ dazu geführt, dass betroffene US-Unternehmen ihr Auslandsvermögen um 5 % und ihre Auslandsverkäufe um 9 % erhöht haben. Wenn auch die *Pollution-Haven-Hypothese* zuträfe, würden die Daten zeigen, dass die Verlagerung, d.h. das *Pollution Offshoring*, vor allem in Länder mit weniger strengen Regulierungen erfolgt – doch dafür findet Hanna (2010) keine Evidenz. Das wiederum deutet darauf hin, dass das umweltschutzrelevante Regulierungsniveau nur einer von mehreren Faktoren ist, der komparative Kostenvorteile beeinflusst.¹⁴

Interessant sind in diesem Kontext auch die von Grether und Mathys (2013) untersuchten sog. *pollution terms of trade* (PTT) für Schwefeldioxid-Emissionsintensitäten in 62 Ländern (1990-2000). Die Untersuchung zeigt, dass die großen, reichen Volkswirtschaften eine höhere Verschmutzungsintensität der Importe als der Exporte aufweisen und dass internationaler Handel dieses Ergebnis eher verstärkt (siehe auch Moran, Lenzen, Kanemoto, & Geschke, 2013, und siehe Abschnitt 4.2.4), was nahelegt, dass diese Länder einen Teil ihrer Emissionen durch Produktionsverlagerung und internationalen Handel ins Ausland verschieben.

Eine Reihe jüngerer Studien findet also Belege für den *Pollution-Haven-Effekt*. Dies legt nahe, dass Umweltregulierung internationale Handelsströme beeinflusst – wie stark die

13 Sorsa (1994) kommt in einer länderübergreifenden Untersuchung zu dem Ergebnis, dass vor allem in Japan ein negativer Effekt auf den komparativen Vorteil umweltintensiver Güter festgestellt werden kann.

14 Das ist konsistent mit anderen Studien, die nahelegen, dass für viele Industrien die jeweiligen Kosten durch strengere Regulierungen nicht erheblich genug sind, um eine Produktionsverlagerung in Erwägung zu ziehen (Jänicke, 1998; Levinson, 1996; Vogel, 1997; Vogel, 2000).

Auswirkungen sind, auch im Vergleich zu anderen Determinanten des komparativen Vorteils, ist jedoch nach wie vor unklar, da es dazu bisher nur wenige belastbare Untersuchungen gibt, wie auch Cherniwchan et al. (2016, S.17) betonen. Sie verweisen als Ausnahme auf die Untersuchung von Broner, Bustos und Carvalho (2012), die die relative Bedeutung von Umweltregulierungen für Exporte in 85 Industrien aus rund 100 Ländern in die USA im Jahr 2005 analysiert. Die Autoren finden Belege für den *Pollution-Haven*-Effekt und dafür, dass die Auswirkungen schwacher Umweltregulierung auf den komparativen Vorteil ähnlich stark sind wie die Auswirkungen der Existenz von physischem Kapital und von Humankapital. Der Einfluss der Umweltregulierung kann dabei auch vom Typus des jeweiligen Sektors abhängen: Xing und Kolstad (2002) finden Evidenz dafür, dass die Laxheit von Umweltregulierung eine wichtige Determinante von US-amerikanischen Auslandsdirektinvestitionen in umweltintensiven Industrien ist, aber für weniger umweltintensive Industrien keine statistisch signifikante Rolle spielt.

Die Literatur, die das Augenmerk speziell auf die Analyse des *Pollution Offshoring* legt, ist nach wie vor begrenzt. Sie fokussiert in der Regel auf eine mögliche Verlagerung der US-Produktion und beschränkt sich auf den Zeitraum vor der Jahrtausendwende. Erst jüngere Studien nehmen stärker die EU und Daten aus den 2000er Jahren in den Blick. Unstrittig ist: sowohl in den USA als auch in der EU sank in den vergangenen Jahren die durch Industrieproduktion verursachte Umweltverschmutzung ausweislich einer Reihe von Indikatoren (sog. *clean-up* der Industrie), obwohl die Industrieproduktion angestiegen ist. Die Daten zeigen beispielsweise, dass die EU und die USA zwischen 1995 und 2008 ihre Umweltstandards erhöht und ihre produktionsbedingten Schwefeldioxid-Emissionen reduziert haben, während gleichzeitig der Produktionsoutput stieg (Brunel, 2014). Ist das darauf zurückzuführen, dass die umweltbelastenden Industrien ins Ausland verlagert wurden?

Die rückläufige Umweltbelastung in der EU und den USA kann auf drei unterschiedliche Faktoren zurückgeführt werden (Brunel, 2014): erstens, umweltfreundlichere Produktionsprozesse, zweitens, eine höhere Nachfrage nach weniger umweltschädlichen Gütern und drittens, eine andere Mischung von in den USA bzw. der EU hergestellten Gütern, d.h. eine stärkere Spezialisierung auf die Produktion weniger stark umweltschmutzender Güter und erhöhte Importe umweltschmutzender Güter aus dem Rest der Welt, die weniger strikte Umweltregulierungen aufweisen (*composition effect*).

Laut Levinson (2009, 2010, 2014) spielt in den USA die Verlagerung von Produktion ins Ausland nur eine geringe Rolle für das *clean-up* der Industrieproduktion. Die Emissionsreduktion ist vielmehr auf Verbesserungen der US-Produktionstechnologie zurückzuführen. So zeigt Levinson (2009) für den Zeitraum von 1987 bis 2000, dass rund 90 % des *clean-ups* der Industrie durch verbesserte Technologie zu erklären ist; nur rund 5 % gehen laut seiner Studie auf einen erhöhten Anteil umweltschmutzender Importe zurück. Die Studie von Brunel (2014) nimmt neben US- auch EU-Daten in den Blick und findet weder empirische Evidenz für US- noch für EU-*Pollution Offshoring*.¹⁵ In der EU, so legt die Untersuchung nahe, wurden die Umwelteffekte der Veränderungen von Produktion und Konsum

15 In der EU kam es laut Brunel (2014) im Gegensatz zu den USA seit den frühen 2000er Jahren zu einer „braunen“ statt zu einer „grünen“ Spezialisierung: In der EU wurden mehr umweltschmutzende Güter produziert und EU-Importe wurden im Durchschnitt weniger umweltschmutzend, vor allem die Einfuhren aus Entwicklungsländern – obwohl diese nach der *Pollution-Haven*-Hypothese als Destinationen für *Pollution Offshoring* prädestiniert gewesen wären. Rund ein Viertel dieser europäischen Spezialisierungsmuster kann auf eine erhöhte Nachfrage nach umweltschmutzenden EU-Exporten im Rest der Welt zurückgeführt werden (Brunel, 2014).

(*composition effect*) überlagert von Effekten durch die Verbesserung umweltfreundlicher Produktionstechnologien. In der EU ist also – wie in den USA – laut der Studie Verbesserung der Produktionstechnologie der Haupttreiber für die verringerte industrielle Umweltbelastung – und nicht die Verlagerung ins Ausland (Brunel, 2014).

Die Ergebnisse neuerer Studien mit detaillierteren Mikro-Daten auf Firmenebene werfen jedoch ein neues Licht auf die Frage des *Pollution Offshoring*.¹⁶ Die Analyse von Cherniwchan (2013) beispielsweise legt nahe, dass das North American Free Trade Agreement (NAFTA) zwischen USA, Kanada und Mexiko und die Verlagerung von Produktionsprozessen eine entscheidende Rolle für das *clean-up* der US-Industrie in den 1990er Jahren gespielt hat. Und die Untersuchung von Li und Zhou (2016) auf der Basis von US-Daten des „Toxics Release Inventory“ legt nahe, dass heimische Produktionsstätten in den USA die Umwelt weniger stark verschmutzen, wenn ihr Mutterkonzern mehr Importe aus Niedriglohnländern einführt: Wenn der Mutterkonzern einer Produktionsstätte seine Importe aus Niedriglohnländern um 10 % erhöht, dann sinken die giftigen, umweltbelastenden Emissionen in den USA um 4-6 %.¹⁷ Die Ergebnisse zeigen auch, dass die aus Niedriglohnländern in die USA importierten Güter aus stärker umweltverschmutzender Produktion stammen, d.h. mit mehr Emissionen pro Dollar-Output als aus dem Rest der Welt importierte Güter – was nahe legt, dass in den USA eine Substitution von heimischer durch ins Ausland verlagerte Produktion stattfindet. Laut Li und Zou (2016) erbringt ihre Studie den ersten empirischen Beleg für *Pollution Offshoring* auf Firmenebene. Ihre Daten zeigen, dass der sog. *green shift* der US-Industrie mit einem *brown shift* in Entwicklungsländer einhergeht; sie finden somit Belege für die *Pollution-Haven-Hypothese*.¹⁸

Zusammenfassend lässt sich festhalten: Während jüngere Forschungsergebnisse darauf hinweisen, dass Umweltregulierungen internationale Handelsströme beeinflussen (*Pollution-Haven-Effekt*), gibt es bisher relativ wenig Evidenz für die *Pollution-Haven-Hypothese*, also die These, dass die Verlagerung in schwach regulierte Weltregionen erfolgt. Offensichtlich kann es neben der Umweltregulierung zahlreiche andere Gründe geben, die für Standortentscheidungen und Produktionsverlagerungen relevant sind. Jüngere Ergebnisse auf Firmenebene zum *Pollution Offshoring* legen jedoch nahe, dass einige Unternehmen im Zuge der Globalisierung Teile ihrer Produktion ins weniger regulierte Ausland verlagern und heimische Umweltregulierung daher im Kontext von Globalisierung und Freihandel in anderen Teilen der Erde zu erhöhter Umweltbelastung führen kann – vor allem in Entwicklungsländern.

16 Vorherige Studien beruhten auf weniger detaillierten Daten auf Länder-, Bundesstaaten- oder Industrieniveau (z.B. Hanna, 2010; Levinson, 2009; Levinson, 2010).

17 Die Studie von Li und Zou (2016) findet, dass Importe aus China einen großen Anteil dieses Effekts ausmachen, aber dass der Effekt auch bestehen bleibt, wenn China nicht berücksichtigt wird.

18 Während die Empirie nahelegt, dass der sog. *green shift* der US-Industrie mit einem *brown shift* bei den Importen aus Entwicklungsländern einhergeht, geben Li und Zhou (2016) zu bedenken, dass die Verlagerung von Produktion in Entwicklungsländer diesen einen besseren Zugang zu neuerer und potenziell auch umweltfreundlicherer Technologie bringt. Andererseits ist anzunehmen, dass der Ausbau der umweltintensiven Produktion in Niedriglohnländern dort zu höheren Umweltbelastungen führt. Für belastbare Aussagen sind Daten erforderlich, die bisher nicht vorliegen.

4.2 Fokus auf das Auseinanderfallen von Produktion und Konsum

Um die Verlagerung von Umweltauswirkungen durch das räumliche Auseinanderfallen von Produktion und Konsum auf den Begriff zu bringen, wird häufig das Konzept der *impacts embodied in trade* verwendet. Es umfasst typischerweise im Sinne des Konzepts des „Fußabdruckes“ alle Auswirkungen der Produktionsprozesse entlang der regionalen und globalen Wertschöpfungskette eines Produkts. Welche empirischen Daten liegen zu *impacts embodied in trade* vor? Eine Überblicksstudie von Wiedmann (2016) kommt zu dem Schluss, dass sehr hohe und wachsende Anteile der globalen Umweltbelastungen *impacts embodied in trade* sind – also mit internationalem Handel zusammenhängen. Im Folgenden werden die Ergebnisse wichtiger Studien zu Wasser, Landnutzung und Kohlendioxid zusammengefasst.¹⁹

Wasser

Der häufig verwendete Begriff „virtuelles Wasser“ (z.B. Chen & Chen, 2013; Dalin, Konar, Hanasaki, Rinaldo, & Rodriguez-Iturbe, 2012; Orłowsky, Hoekstra, Gudmundsson, & Seneviratne, 2014) bezeichnet die Wassermenge, die insgesamt für die Herstellung eines Produkts anfällt. Virtuelles Wasser macht im Kontext internationalen Handels nach dem Überblick über existierende Studien von Wiedmann (2016) zwischen 22 % und 30 % des globalen Wasserverbrauchs aus (Arto, Genty, Rueda-Cantuche, Villanueva, & Andreoni, 2012; Chen & Chen, 2013; Hoekstra & Mekonnen, 2012; Lenzen, Moran, Bhaduri, Kanemoto, Bekchanov, Geschke, & Foran, 2013). Studien, die berücksichtigen, dass Wasser in einigen Ländern und Regionen knapp ist, zeigen, dass fast ein Drittel des „knappen Wassers“ mit internationalem Handel zusammenhängt (Lenzen et al., 2013).

Landnutzung

Etwa 20-24 % der globalen Landnutzung (Arto et al., 2012; Kastner, Erb, & Haberl, 2014; Weinzettel, Hertwich, Peters, Steen-Olsen, & Galli, 2013; Yu, Feng, & Hubacek, 2013) hängen laut der von Wiedmann (2016) analysierten Studien mit internationalem Handel zusammen. Der Trend ist steigend: Die für den Export von Nutzpflanzen benötigte Landfläche ist zwischen 1986 und 2009 um rund 2,1 % pro Jahr gestiegen (Kastner et al., 2014). Eine wichtige Dimension der Landnutzungsänderung ist die Abholzung tropischer Regenwälder. Henders, Persson und Kastner (2015) analysieren den Export von vier Rohstoffen (Rind, Soja, Palmöl und Holz) in sieben unterschiedlichen Ländern und finden Belege dafür, dass der Export für rund 40 % der Abholzung in diesen Regionen verantwortlich war. Sie zeigen damit, wie stark Globalisierungs- und Handelsdynamiken mit Abholzung zusammenhängen.²⁰

19 Es sei betont, dass unterschiedliche methodische Ansätze zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können (für den Fall von Landnutzung, siehe z.B. Kastner, Erb, & Haberl, 2013). Während die vorliegenden Untersuchungen also wichtige Einblicke in den Umfang des Verlagerungsproblems durch das räumliche Auseinanderfallen von Produktion und Konsum ermöglichen und dessen Bedeutung unterstreichen, muss gleichzeitig festgehalten werden, dass die Ergebnisse u.a. stark von den Annahmen der jeweiligen Studien abhängen, beispielsweise zur Höhe der Produktion und des Konsums im Szenario ohne internationalen Handel.

20 Das Thema Artenschutz hängt eng mit Landnutzung zusammen. Für global bedrohte Tier- und Pflanzenarten liegt der Anteil, der mit internationalem Handel zusammenhängt, weltweit bei ca. 30 % (Lenzen et al., 2012). Internationaler Handel trägt also dazu bei, Biodiversität zu bedrohen – vor allem, indem Verbraucher in den Industriestaaten Güter konsumieren, die den Druck auf die Artenvielfalt in Entwicklungsländern erhöhen (Lenzen et al., 2012).

Kohlendioxid

Kohlendioxidemissionen gehören zu den am besten untersuchten Indikatoren im Kontext von *impacts embodied in trade*. Wie der Überblick von Wiedmann (2016) zeigt, hängen rund ein Viertel der globalen CO₂-Emissionen mit der Produktion von Gütern und Dienstleistungen zusammen, die exportiert werden und die Nachfrage in anderen Ländern befriedigen als in den Ländern, in denen die Emissionen verursacht werden (Andrew et al., 2013; Davis & Caldeira, 2010; Davis, Peters, & Caldeira, 2011; Peters, Davis, & Andrew, 2012; Peters, Minx, Weber, & Edenhofer, 2011; Sato, 2014; Xu & Dietzenbacher, 2014). *Carbon Leakage* bezeichnet den Effekt, dass die Reduktion von CO₂-Emissionen in einem Land, beispielsweise durch die Einführung von Klimaschutzmaßnahmen, durch die Verlagerung von Produktion zu erhöhten Emissionen in einem anderen Land führt. Eine Meta-Analyse von Branger und Quirion (2014) gibt einen quantitativen Überblick über Forschungsergebnisse und fasst 25 jüngere Studien zusammen, die *Carbon Leakage* in der EU auf Basis unterschiedlicher Modelle und Annahmen schätzen. Der Überblick zeigt, dass ungefähr 5 bis 25 % (im Durchschnitt 14 %) *Carbon Leakage* zu erwarten sind, wenn es keine zusätzlichen Politikmaßnahmen gibt. Vor dem Hintergrund des *Leakage*- und Wettbewerbsarguments hat die EU im Rahmen des EU ETS an besonders betroffene Sektoren freie Emissionsrechte verteilt (sog. *free allowances*), was derzeit typischerweise zu Überkompensation führt, die auf Kosten des Umweltschutzes geht (Zaklan & Bauer, 2015).

Weitere Trends

Neben den Studien zu Wasser, Land und CO₂ gibt es Studien zu anderen Bereichen, deren Ergebnisse in ähnliche Richtung gehen (siehe auch die Meta-Studie von Wiedmann, 2016, S. 165-169): Eine Studie von Lin et al. (2014) zeigt, dass 17 bis 36 % der luftverschmutzenden Substanzen, die in China emittiert werden mit der Produktion von Gütern für den Export im Zusammenhang stehen. Eine Studie von Simas, Wood und Hertwich (2015) zeigt, dass rund 35 % des globalen Energieverbrauchs mit internationalem Handel zusammenhängen. Für eine Reihe von Rohstoffen liegen die Anteile sogar noch höher: etwa 41 % aller Rohstoffe (Biomasse, fossile Brennstoffe, Baumaterialien, Mineralien und Metallerze) werden weltweit extrahiert, um den Export von Gütern und Dienstleistungen aus dem Extraktionsland zu ermöglichen (Wiedmann, Schandl, Lenzen, Moran, Suh, West, & Kanemoto, 2015). Für Eisenerz und Bauxit liegen die Anteile, deren Abbau mit internationalem Handel zusammenhängt, bei 62 % bzw. 64 % (Wiedmann, Schandl, & Moran, 2014).

Der Überblick von Wiedmann (2016) verdeutlicht zudem, dass es sich häufig um Nord-Süd-Beziehungen handelt und das räumliche Auseinanderfallen von Konsum und Produktion über die Zeit zugenommen hat:

Erstens, für die meisten Umweltbelastungen lässt sich festhalten, dass die „Verlagerung“ von *impacts embodied in trade* durch das Auseinanderfallen von Produktions- und Konsumort typischerweise von entwickelten zu weniger entwickelten Ländern stattfindet. Exporte aus Entwicklungsländern sind häufig ökologisch intensiver als Exporte aus Industriestaaten, sodass der internationale Handel die existierenden Disparitäten in Schadstoffintensitäten eher verstärkt als ausgleicht (Grether & Mathys, 2013; Moran et al., 2013).

Zweitens, eine Vielzahl von Studien verdeutlicht, dass die *impacts embodied in trade* über die vergangenen Jahrzehnte stark gestiegen sind. Beispielsweise haben die mit internationalem Handel zusammenhängenden Materialflüsse zwischen 1997 und 2007 um rund 62 % zugenommen (Giljum, Bruckner, & Martinez, 2014) und um rund 123 % zwischen 1990 und 2008 (Wiedmann et al., 2015). Zwischen 1995 und 2007 sind produktionsbedingte globale CO₂-Emissionen um rund 32 % angestiegen, während die durch Handel erzeugten Emissionen im selben Zeitraum um rund 80 % gestiegen sind (Xu & Dietzenbacher, 2014). Die umfassendste Studie (Arto et al., 2012) in diesem Kontext zeigt, dass *impacts embodied in trade* zwischen 1995 und 2008 sehr stark gewachsen sind (z.B. Landnutzung um 22 %, Rohstoffe um 80 %), während die nicht mit Handel in Verbindung stehenden Auswirkungen sehr viel langsamer angestiegen sind (z.B. Land um 2 %, Rohstoffe um 43 %).

4.3 Zwischenfazit

Die neuere Forschung zeigt, dass Umweltregulierungen im Sinne des *Pollution-Haven-Effekts* internationale Handelsströme beeinflussen können. Bislang gibt es nicht viele Belege für die *Pollution-Haven-Hypothese*, die besagt, dass die Verlagerung der Produktion in umweltpolitisch schwach regulierte Regionen erfolgt. Ein Erklärungsgrund ist, dass es neben der Umweltregulierung eine Vielfalt anderer Gründe für Standortentscheidungen gibt; ein weiterer Grund könnte die begrenzte Datenverfügbarkeit sein, die die Bestätigung der *Pollution-Haven-Hypothese* erschwert.

Jüngere Analysen mit neuen Daten auf Firmenebene zum *Pollution Offshoring* liefern jedoch Evidenz für die *Pollution-Haven-Hypothese* und Belege dafür, dass Unternehmen im Zuge der Globalisierung strengere nationale Umweltregulierungen umgehen und insbesondere ihre „dreckigen“ Produktionsprozesse in weniger stark regulierte Weltregionen verlagern. Der Verweis der Privatwirtschaft auf eine potenzielle Verlagerung oder „Abwanderung“ in weniger stark regulierte Weltregionen ist angesichts dieser Befunde keine leere Drohung und sollte daher in der Umweltpolitik und in der Entwicklungszusammenarbeit berücksichtigt werden.

Durch nationale Umweltpolitik kann es im Zuge von Globalisierung und Freihandel in anderen Weltregionen also zu stärkeren Umweltbelastungen kommen. Zahlreiche Studien zeigen, dass die Verlagerung der Umweltwirkungen im Zuge des internationalen Handels substanziell ist.

Wenn die Verlagerung negativer Umweltwirkungen durch Produktion und Konsum vor allem Entwicklungsländer trifft, stellen sich Gerechtigkeitsfragen im Nord-Süd-Verhältnis. Überdies können durch strenge heimische Umweltauflagen die globalen Umweltbelastungen ansteigen, solange es keine zusätzlichen Maßnahmen gibt, die die Verlagerungsproblematik in den Blick nehmen.

Die Untersuchungen zur Verlagerungsproblematik unterstreichen, dass Politikmaßnahmen, die darauf abzielen, Produktion und Konsum umweltfreundlicher zu machen, über inländische Regulierung hinausgehen und auch auf ausländische Produktionsprozesse abzielen müssen. Umweltpolitik muss deshalb als globale und nicht als nationale Aufgabe verstanden werden. Angezeigt ist eine noch stärkere globale Koordination und Kooperation, beispielsweise mit Blick auf eine globale Bepreisung der Treiber negativer Umweltwirkungen.

Insofern die oben diskutierten Verlagerungsproblematiken Entwicklungsländer betreffen, sollte die Entwicklungszusammenarbeit einen Beitrag leisten, beispielsweise durch den Aufbau von Kapazitäten für den Umgang mit Umweltbelastungen, durch umweltpolitische Maßnahmen zur Minderung von Umweltbelastungen und durch die Förderung des Technologietransfers für umweltfreundlichere Produktionsprozesse.

Ein weiterer Ansatzpunkt für Lösungen ist eine Schärfung des Bewusstseins für die Problematik der Verlagerung von Produktion und Umweltbelastungen bzw. des räumlichen Auseinanderfallens von Konsum- und Produktionsort bei Entscheidungsträgern, in der Zivilgesellschaft, in der Privatwirtschaft und bei Verbraucherinnen und Verbrauchern. Grenzüberschreitende Umweltstandards und entsprechende Labels können bei Verbraucherinnen und Verbrauchern mehr Transparenz über die Umweltwirkungen entlang der Wertschöpfungskette schaffen und gleichzeitig die Privatwirtschaft dazu anhalten, gewisse Umweltschutzkriterien einzuhalten. Die Entwicklungszusammenarbeit kann finanzielle und technische Unterstützung leisten, damit auch kleinere Produzenten in Entwicklungsländern die entsprechenden Umweltstandards erfüllen können. Da auch steigender individueller Konsum ein Treiber der Verlagerung von Umweltbelastungen ist, sollten auch Ansätze der Suffizienzpolitik stärker in den Fokus rücken.

5 Schlussfolgerungen

Im Zentrum dieses Beitrags stand die Analyse umweltpolitisch relevanter Fragestellungen im Kontext internationaler Handelsflüsse und des Welthandelsregimes. Während im Kapitel 2 der institutionelle Rahmen für internationale Handelsströme im Zentrum Fokus stand, lag der Schwerpunkt in den darauffolgenden Teilen auf den umweltschutzrelevanten Herausforderungen innerhalb dieses Rahmens, insbesondere dem Regulierungswettbewerb im Umweltschutz und dem Verlagerungsproblem. Zusammenfassend lassen sich an der Schnittstelle von Handels- und Umweltpolitik die folgenden Empfehlungen festhalten:

- Handels- und Umweltpolitik sollten systematischer integriert werden – nicht zuletzt vor dem Hintergrund der Agenda 2030 und des Pariser Klimaabkommens. In der WTO sollte beispielsweise die Bedeutung der Agenda 2030 als Bezugsrahmen für das Welthandelssystem hervorgehoben werden.
- Die Auslegung des Handelsrechts sollte sich stärker an umweltpolitischen Belangen orientieren, beispielsweise indem eine großzügige Klärung und Auslegung der Ausnahmeregelungen von GATT Artikel XX erfolgt.
- Die Rolle von Freihandelsargumenten bei der Verhandlung umweltschutzrelevanter Regulierungen sollte systematisch und differenziert untersucht werden, auch im Rahmen zunehmend wichtig werdender bilateraler und (mega-)regionaler Handelsabkommen.
- Umweltpolitische Pioniere sollten die Grenzen des Regelrahmens des Welthandelsregimes testen, beispielsweise durch die Einführung von Maßnahmen, die die unterschiedliche Behandlung von Importen je nach Emissionsintensität des Produktionsprozesses vorsehen und dies mit Art. XX des GATT rechtfertigen.

- Wenn es im Rahmen der Verhandlung von bilateralen und (mega-)regionalen Handelsabkommen Chancen für eine bessere Integration von Handels- und Umweltpolitik gibt, dann sollten diese genutzt werden, beispielsweise indem im Rahmen des Abkommens gemeinsame Umweltschutzziele formuliert werden oder eine engere Zusammenarbeit bei der Entwicklung und Marktdiffusion von innovativen Umwelttechniken vereinbart wird.
- Wenn neue Handelsabkommen regulatorische Kooperation vorsehen, dann sollte die umweltpolitische Vertretung in den Institutionen, die für regulatorische Kooperation zuständig sind, sichergestellt sein.
- Wenn neue bilaterale und regionale Handelsabkommen diskutiert werden, sollten auch jenseits der EU Nachhaltigkeitsbewertungen (*Sustainability Impact Assessments*) durchgeführt werden.
- Im Rahmen von Verhandlungen für neue Freihandelsabkommen sollte das Prinzip verankert werden, dass bei Umweltstandards das höchste Schutzniveau anzustreben ist, auch um mögliche Abwärtsläufe bei umweltschutzrelevanten Regulierungen zu verhindern.
- Die Datenbasis für die Untersuchung des Regulierungswettbewerbs im Umweltschutz sollte verbessert werden, um ein besseres Verständnis zu erreichen, wie ein *race to the bottom* verhindert werden und ein *race to the top* gefördert werden kann.
- Um weitere Ansatzpunkte für die Verhinderung von Abwärtsläufen des Regulierungsniveaus zu finden, sollte die Umweltpolitik den Fokus u.a. darauf legen, mit wem das jeweilige Land in einer stark wettbewerblich geprägten Handelsbeziehung steht und wie dieser Kontext gestaltet werden kann, um eine Abwärtsspirale abzuwenden und ggf. Aufwärtsläufe zu fördern. Die Entwicklungszusammenarbeit kann in diesem Kontext Hilfestellung leisten, beispielsweise indem sie finanzielle und technische Unterstützung leistet, die Unternehmen in Entwicklungsländern dabei unterstützt, die Umweltstandards ihrer wichtigen Handelspartner einzuführen und zu erfüllen.
- Es sollte eine noch systematischere Analyse der handelsbedingten Verlagerung von Produktionsprozessen und Umweltbelastungen stattfinden, um die Verlagerung genauer quantifizieren und entsprechende umweltpolitische Lösungsansätze entwickeln zu können.

Literatur

- Aichele, R., & Felbermayr, G. (2015). Kyoto and carbon leakage: An empirical analysis of the carbon content of bilateral trade. *The Review of Economics and Statistics*, 97(1), 104-115.
- Andrew, R. M., Davis, S. J., & Peters, G. P. (2013). Climate policy and dependence on traded carbon. *Environmental Research Letters*, 8(3).
- Appel, I. (2003). Präventionsstrategien im europäischen Chemikalienrecht und Welthandelsrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht Sonderheft*, 14, 129-192.
- Arto, I., Genty, A., Rueda-Cantuche, J. M., Villanueva, A., & Andreoni, V. (2012). *Global resources use and pollution: Volume 1 – Production, consumption and trade (1995–2008)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Berger, A., Brandi, C., Bruhn, D., & Chi, M. (2016). *Towards “greening” trade? Tracking environmental provisions in the preferential trade agreements of emerging markets* (Discussion Paper 1/2016). Bonn: Deutsches Institut für Entwicklungspolitik.
- Bhagwati, J. (1993). Trade and the environment: the false conflict? In D. Zaelke, R. Housman, & P. Orbuch (Eds.), *Trade and the environment: Law, economics, and policy*. Washington, D.C.: Island Press.
- Bhagwati, J. (2002). The question of linkage. *The American Journal of International Law*, 96(1), 126-134.
- Brack, D. (2013). Combating illegal logging: Interaction with WTO rules. *Chatham House Energy, Environment and Resources Briefing Paper*, 1.
- Branger, F., & Quirion, P. (2014). Would border carbon adjustments prevent carbon leakage and heavy industry competitiveness losses? Insights from a meta-analysis of recent economic studies. *Ecological Economics*, 99, 29-39.
- Broner, F., Bustos, P., & Carvalho, V. (2012). Sources of comparative advantage in polluting industries (NBER Working Paper, 18337). Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research.
- Brandi, C. (2017). Trade elements in countries’ climate contributions under the Paris agreement (Issue Paper March 2017). Geneva: International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD).
- Brunel, C. (2014). Pollution offshoring and emission reductions in EU and US manufacturing. *Environmental and Resource Economics*, 1-21.
- Busse, S., & Brümmer, B. (2011). Die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung: Ein erster Schritt in eine nachhaltige Bioenergiepolitik oder ein weiteres Stück Bürokratie? *German Journal of Agricultural Economics*, 60(2), 119-128.
- Cao, X., & Prakash, A. (2010). Trade Competition and Domestic Pollution: A Panel Study, 1980–2003. *International Organization*, 64(3), 481–503.
- Cao, X., & Prakash, A. (2012). Trade competition and environmental regulations: Domestic political constraints and issue visibility. *The Journal of Politics*, 74(1), 66-82.
- Chan, A., & Ross, R. J. S. (2003). Racing to the bottom: International trade without a social clause. *Third World Quarterly*, 24(6), 1011-1028.
- Charnovitz, S. (2002). The law of environmental ‘PPMs’ in the WTO: Debunking the myth of illegality. *Yale Journal of International Law*, 27(1).
- Chase, P., Pelkmans, J. (2015). *This time it’s different: Turbo-charging regulatory cooperation in TTIP*. CEPS Special Report. Brüssel.
- Chen, Z.-M., & Chen, G. Q. (2013). Virtual water accounting for the globalized world economy: National water footprint and international virtual water trade. *Ecological Indicators*, 28, 142-149.
- Cherniwchan, J. (2013). *Trade liberalization and the environment: Evidence from NAFTA and US manufacturing*. mimeo.

- Cherniwchan, J., Copeland, B. R., & Taylor, M. S. (2016). *Trade and the environment: New methods, measurements, and results* (NBER Working Paper 22636). Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research.
- Copeland, B. R., & Taylor, M. S. (1994). North-South trade and the environment. *The quarterly journal of Economics*, 109(3), 755-787.
- Copeland, B. R., & Taylor, M. S. (1995). Trade and transboundary pollution. *The American Economic Review*, 716-737.
- Copeland, B. R., & Taylor, M. S. (2013). *Trade and the environment: Theory and evidence*. Princeton University Press.
- Dalin, C., Konar, M., Hanasaki, N., Rinaldo, A., & Rodriguez-Iturbe, I. (2012). Evolution of the global virtual water trade network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(16), 5989-5994.
- Davis, S. J., & Caldeira, K. (2010). Consumption-based accounting of CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(12), 5687-5692.
- Davis, S. J., Peters, G. P., & Caldeira, K. (2011). The supply chain of CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(45), 18554-18559.
- de Ville, F. (2012). European Union regulatory politics in the shadow of the WTO: WTO rules as frame of reference and rhetorical device. *Journal of European Public Policy*, 19(5), 1-19.
- de Ville, F., & Siles-Brugge, G. (2015). *TTIP: The truth about the Transatlantic Trade and Investment Partnership*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Drezner, D. W. (2001). Globalisation and policy convergence. *The International Studies Review*, 3, 53-78.
- Droege, S., Asselt, H. v., Das, K., & Mehling, M. (2016). *The trade system and climate action: Ways forward under the Paris Agreement*. Climate Strategies. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=2864400>
- Dür, A., Baccini, L., & Elsig, M. (2014). The design of international trade agreements: Introducing a new dataset. *Review of International Organizations*, 9(3), 353-375.
- Esty, D. (2016). *Proposed G20 initiative to ensure that the international trade and investment regimes reinforce the global community's commitment to sustainable development and climate change action*. Geneva: ICTSD & WEF.
- Esty, D. C. (2001). Bridging the trade-environment divide. *Journal of Economic Perspectives*, 15(3), 113-130.
- Europäische Kommission. (2004a). Was ist FLEGT? *FLEGT Informationsschriften*, 1, 1-2.
- Europäische Kommission. (2004b). Welche Konsequenzen gibt es im Rahmen der WTO? *FLEGT Informationsschriften*, 8, 1-2.
- Europäische Kommission. (2013). *Report from the European Commission in accordance with Article 117(4) of REACH and Article 46(2) of CLP, and a review of certain elements of REACH in line with Articles 75(2), 138(2), 138(3) and 138(6) of REACH*. Brüssel: Autor.
- Europäische Kommission. (2015). *Renewable energy progress report*. Brüssel: Autor.
- Europäische Kommission. (2016). *Bewertung des EU-Aktionsplans für Rechtsdurchsetzung, Politikgestaltung und Handel im Forstsektor*. Brüssel: Autor.
- Europäischer Rechnungshof. (2015). *EU-Unterstützung für Holz erzeugende Länder im Rahmen des FLEGT-Aktionsplans*. Luxemburg: Autor.
- Europäischer Rechnungshof. (2016). *Das EU-System zur Zertifizierung nachhaltiger Biokraftstoffe*. Luxemburg: Autor.
- Führ, M. (2014). Boxenstopp für die REACH-Verordnung. *Zeitschrift für Umweltrecht*(5), 270-280, 329-333.
- Giljum, S., Bruckner, M., & Martinez, A. (2014). Material footprint assessment in a global inputoutput framework. *Journal of Industrial Ecology*, 1.

- Giljum, S., & Eisenmenger, N. (2008). North-south trade and the distribution of environmental goods and burdens: A biophysical perspective In J. Martinez-Alier & I. Roepke (Eds.), *Recent developments in ecological economics* (383-410). Cheltenham, UK and Northampton, MA: Edward Elgar.
- Gray, W. B., & Shadbegian, R. J. (1997). *Environmental regulation, investment timing, and technology choice*. (NBER Working Paper 6036). Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research.
- Greenstone, M. (2001). *The impacts of environmental regulations on industrial activity: Evidence from the 1970 and 1977 Clean Air Act Amendments and the census of manufactures*. (NBER Working Paper 8484). Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research.
- Grether, J.-M., & Mathys, N. A. (2013). The pollution terms of trade and its five components. *Journal of Development Economics*, 100(1), 19-31.
- Hanna, R. (2010). US environmental regulation and FDI: Evidence from a panel of US-based multinational firms. *American Economic Journal: Applied Economics*, 2(3), 158-189.
- Henders, S., Persson, U. M., & Kastner, T. (2015). Trading forests: Land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters*(10).
- Héritier, A., Knill, C., & Mingers, S. (1996). *Ringing the changes in Europe: Regulatory competition and the transformation of the state*. Berlin: De Gruyter.
- Hoekstra, A. Y., & Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3232-3237.
- Holzinger, K. (2003). Common goods, matrix games, and institutional solutions. *European Journal of International Relations* 9(2), 173-212.
- Holzinger, K., & Sommerer, T. (2012). Was verursacht die Aufwärtsspirale in der Umweltpolitik? Der Einfluss internationaler Harmonisierung auf nationale Umweltstandards. *Österreichische Zeitschrift für Politikwissenschaft*, 41(1), 53–72.
- Howse, R. (2002). The appellate body rulings in the shrimp/turtle case: A new legal baseline for the trade and environment debate. *Columbia Journal of Environmental Law*, 27(2), 489-519.
- Jacob, K., Beise, M., Blazejczak, J., Edler, D., Haum, R., Jänicke, M., Loew, T., Petschow, U., Rennings, K. (2005). *Lead markets of environmental innovations*. Heidelberg & New York: Physica.
- Jacob, K., Wolff, F., Graaf, L., Heyen, D. A., & Guske, A.-L. (2016). *Dynamiken der Umweltpolitik in Deutschland: Rückschau und Perspektiven*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Jaffe, A., Peterson, S., Portney, P., & Stavins, R. (1995). Environmental regulation and the competitiveness of U.S. manufacturing. *Journal of Economic Literature*, 33(1), 132-163.
- Jakel, D. (2015). Wiedervorlage: European Timber Regulation. Der europäische Holzhandel im Lichte des Freihandels. *Natur und Recht*, 37(1), 27-31.
- Jänicke, & Jakob, K. (2004). Lead markets for environmental innovations: A new role for the nation state. *Global Environmental Politics*, 4, 29-46.
- Jänicke, M. (1998). Umweltpolitik – global am Ende oder am Ende global? Thesen zu ökologischen Determinanten des Weltmarkts *Perspektiven der Weltgesellschaft* (332-344). Frankfurt am Main: Ulrich Beck.
- Jänicke, M. (2005). Trend-setters in environmental policy: the character and role of pioneer countries. *Environmental Policy and Governance*, 15, 129–142.
- Kahl, H. (2008). *Biokraftstoffe im Rechtsregime der WTO unter besonderer Berücksichtigung ihrer umweltrelevanten Eigenschaften*. Berlin: Berliner Wissenschafts-Verlag.
- Kastner, T., Erb, K.-H., & Haberl, H. (2014). Rapid growth in agricultural trade: Effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letters*, 9(3).
- Kastner, T., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H., & Krausmann, F. (2013). Cropland area embodied in international trade: Contradictory results from different approaches. *Ecological Economics*, 104, 140–144.

- Kluttig, B. (2003). *Welthandelsrecht und Umweltschutz – Kohärenz statt Konkurrenz*. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: Juristische Fakultät.
- Konisky, D. M. (2007). Regulatory competition and environmental enforcement: Is there a race to the bottom? *American Journal of Political Science*, 51, 853-872.
- Lee, S. (2016). Compatibility of eco-labeling scheme with WTO and its potentially conflicting impacts. In D.-Y. Park (Ed.), *Legal issues on climate change and international trade law*. Cham: Springer International Publishing.
- Lenzen, M., Moran, D., Bhaduri, A., Kanemoto, K., Bekchanov, M., Geschke, A., & Foran, B. (2013). International trade of scarce water. *Ecological Economics*, 94, 78-85.
- Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., Foran, B., Lobefaro, L., & Geschke, A. (2012). International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature*, 486(7401), 109-112.
- Levinson, A. (1996). Environmental regulations and Manufacturers' location choices: Evidence from the census of manufactures. *Journal of Public Economics*, 63, 5-29.
- Levinson, A., & Taylor, M. S. (2008). Unmasking the pollution haven effect. *International Economic Review*, 49(1), 223-254.
- Levinson, A. (2009). Technology, international trade, and pollution from US manufacturing. *The American economic review*, 99(5), 2177-2192.
- Levinson, A. (2010). Offshoring Pollution: Is the United States Increasingly Importing Polluting Goods? *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(1), 63-83.
- Levinson, A. (2014). California energy efficiency: Lessons for the rest of the world, or not? *Journal of Economic Behavior & Organization*, 107, 269-289.
- Li, Q., & Reuveny, R. (2006). Democracy and environmental degradation. *International Studies Quarterly*, 50(4), 935-956.
- Li, X., & Zhou, Y. M. (2016). Offshoring production while offshoring pollution? *Ross School of Business Paper*(1253).
- Lin, J., Pan, D., Davis, S. J., Zhang, Q., He, K., Wang, C., Streets, D. G., Wuebbles, D. J., & Guan, D. (2014). China's international trade and air pollution in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(5), 1736-1741.
- List, J., & Gerking, S. (2000). Regulatory federalism and environmental protection in the United States. *Journal of Regional Science*, 40, 453-471.
- List, J., McHone, W., & Milliment, D. (2003). *Effects of environmental regulation on foreign and domestic plant births: Is there a home field advantage?* (Working Paper). Southern Methodist University.
- Lopez, R. (2003). The policy roots of socioeconomic stagnation and environmental implosion: Latin America 1950–2000. *World Development*, 31(2), 259-280.
- Lucier, C. A., & Gareau, B. J. (2015). From waste to resources? Interrogating 'race to the bottom' in the global environmental governance of the hazardous waste trade. *Journal of World-Systems Research*, 21(2), 496-520.
- McCormick, R. (2006). A qualitative analysis of the WTO's role on trade and environment issues. *Global Environmental Politics*, 6(1), 102-124.
- Minx, J. C., Baiocchi, G., Peters, G. P., Weber, C. L., Guan, D., & Hubacek, K. (2011). A "carbonizing dragon": China's fast growing CO₂ emissions revisited. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9144-9153.
- Moran, D. D., Lenzen, M., Kanemoto, K., & Geschke, A. (2013). Does ecologically unequal exchange occur? *Ecological Economics* 89, 177-186.
- Morin, J.-F., Dür, A., & Lechner, L. (forthcoming). Mapping the trade and environment nexus: Insights from a new dataset. *Global Environmental Politics*.
- Morin, J.-F., & Rochette, M. (2017). Transatlantic convergence of PTA's environmental clauses. Accepted for publication in *Business and Politics*.

- Neumayer, E. (2001). Do countries fail to raise environmental standards? An evaluation of policy options addressing regulatory chill. *International Journal of Sustainable Development*, 4(3), 231-244.
- Orlowsky, B., Hoekstra, A. Y., Gudmundsson, L., & Seneviratne, S. I. (2014). Today's virtual water consumption and trade under future water scarcity. *Environmental Research Letters*, 9(7).
- Parker, R. (1999). The use and abuse of trade leverage to protect the global commons: What we can learn from the tuna-dolphin conflict. *University of Connecticut School of Law Faculty Articles and Papers*, 37.
- Peters, G. P., Davis, S. J., & Andrew, R. (2012). A synthesis of carbon in international trade. *Biogeosciences*, 9(8), 3247-3276.
- Peters, G. P., Minx, J. C., Weber, C. L., & Edenhofer, O. (2011). Growth in emission transfers via international trade from 1990 to 2008. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(21), 8903-8908.
- Pinzler, P. (2015). *Der Unfreihandel*. Berlin: Rowohlt Verlag.
- Potoski, M. (2001). Clean air federalism: Do states race to the bottom? *Public Administration Review*, 61, 335-342.
- Prakash, A., & Potoski, M. (2006). Racing to the bottom? Trade, environmental governance, and ISO 14001. *American Journal of Political Science*, 50(2), 350-364.
- Reichert, T., & Reichardt, M. (2011). *Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltauswirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung*. Berlin: Forum Umwelt & Entwicklung.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen. (2016). *Umwelt und Freihandel: TTIP umweltverträglich gestalten*. Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen.
- Saikawa, E. (2013). Policy diffusion of emission standards: Is there a race to the top? *World Politics*, 65(1), 1-33.
- Sato, M. (2014). Product level embodied carbon flows in bilateral trade. *Ecological Economics*, 105, 106-117.
- Scharpf, F. W. (1997). Introduction: The problem-solving capacity of multi-level governance. *Journal of European Public Policy*, 4(4), 520-538.
- Scherrer, C., & Beck, S. (2014). Einschätzung der Umweltrisiken des Comprehensive Economic and Trade Agreement (CETA) zwischen Kanada und der Europäischen Union. Available at http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publicationen-PDF/CETA_Gutachten_lang_deutsch.pdf
- Schütz, H., Bringezu, S., & Moll, S. (2004). *Globalisation and the shifting environmental burdens. Material trade flows of the European Union*. Wuppertal: Wuppertal Institute.
- Simas, M., Wood, R., & Hertwich, E. (2015). Labor embodied in trade. *Journal of Industrial Ecology*, 19(3), 343-356.
- Sorsa, P. (1994). *Competitiveness and environmental standards: Some exploratory results* (Working Paper 1249). Washington, DC: World Bank.
- Steen-Olsen, K., Weinzettel, J., Cranston, G., Ercin, A. E., & Hertwich, E. G. (2012). Carbon, land, and water footprint accounts for the European Union: Consumption, production, and displacements through international trade. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 10883-10891.
- Stoll, T., Krüger, H., & Xu, J. (2014). Freihandelsabkommen und ihre Umweltschutzregelungen. *Zeitschrift für Umweltrecht* (7-8).
- Swinbank, A. (2009). *EU support for biofuels and bioenergy, environmental sustainability criteria, and trade policy*. ICTSD Programme on Agricultural Trade and Sustainable Development (Vol. 17). Geneva: International Centre for Trade and Sustainable Development.
- Switzer, S., & McMahon, J. A. (2011). EU biofuels policy-raising The question of WTO compatibility. *International and Comparative Law Quarterly*, 60(3), 713-736.
- Taylor, M. S. (2005). Unbundling the pollution haven hypothesis. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 3(2).

- Tietje, C., & Wolf, S. (2005). REACH registration of imported substances – compatibility with WTO rules. In C. Tietje, G. Kraft & R. Sethe (Eds.), *Beiträge zum Transnationalen Wirtschaftsrecht* (Vol. 42). Halle an der Saale: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Umweltbundesamt. (2015). *Umweltschutz unter TTIP*. Dessau-Roßlau: Autor.
- USTR (United States Trade Representative). (2014). *2014 report on technical barriers to trade*. Washington, DC: Autor.
- USTR. (2015). *2015 National Trade Estimate (NTE) report on foreign trade barriers*. Washington, DC: Autor.
- Vogel, D. (1995). *Trading up: Consumer and environmental regulation in a global economy*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Vogel, D. (1997). Trading up and governing across: Transnational governance and environmental protection. *Journal of European Public Policy*, 4, 556-571.
- Vogel, D. (2000). Environmental regulation and economic integration. *Journal of International Economic Law*, 3(2), 265-279.
- Weinzettel, J., Hertwich, E. G., Peters, G. P., Steen-Olsen, K., & Galli, A. (2013). Affluence drives the global displacement of land use. *Global Environmental Change*, 23(2), 433-438.
- Wiedmann, T. (2016). Impacts embodied in global trade flows. In R. Clift, A. Druckman (Eds.) *Taking stock of industrial ecology* (159-180). Cham, Heidelberg: Springer International Publishing.
- Wiedmann, T., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., & Kanemoto, K. (2015). The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(20), 6271-6276.
- Wiedmann, T., Schandl, H., & Moran, D. (2014). The footprint of using metals: new metrics of consumption and productivity. *Environmental Economics and Policy Studies*, 1-20.
- Wunder, S., Kaphengst, T., Smith, L., Weppen, J. v. d., Wolff, F., Hermann, A., & Hey, D. A. (2013). *Governance screening of global land use* (Discussion Paper prepared by GLOBALANDS Project). Berlin: Ecologic.
- Xing, Y., & Kolstad, C. (2002). Do lax environmental regulation attract foreign investment? *Environmental and Resource Economics*, 21, 1-2.
- Xu, Y., & Dietzenbacher, E. (2014). A structural decomposition analysis of the emissions embodied in trade. *Ecological Economics*, 101, 10-20.
- Yu, Y., Feng, K., & Hubacek, K. (2013). Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23(5), 1178-1186.
- Zaklan, A., & Bauer, B. (2015). Europe's mechanism for countering the risk of carbon leakage. *DIW Roundup: Politik im Fokus*, 72.
- Zhang, C., Beck, M. B., & Chen, J. (2013). Gauging the impact of global trade on China's local environmental burden. *Journal of Cleaner Production*, 54, 270-281.

Publikationen des Deutschen Instituts für Entwicklungspolitik (DIE)

Studies

- 96 Hein, Jonas, & Britta Horstmann. (2017). *Aligning climate change mitigation and sustainable development under the UNFCCC: A critical assessment of the Clean Development Mechanism, the Green Climate Fund and REDD+* (131 S.). ISBN 978-3-96021-043-6.
- 95 Hampel-Milagrosa, Aimée, Hauke Brankamp, Thomas Cremer, Alexander Haddad, Katharina Pannwitz, Franziska Wehinger, Sangeeta Agasty, & Tamal Sarkar. (2017). *Retail FDI liberalisation and the transformation of agrifood value chains in India* (123 S.). ISBN 978-3-96021-038-2.
- 94 Altenburg, Tilman, Cecilia Fischer, Kerstin Huck, Anna Kruip, Sören Müller, & Stefanie Sörensen. (2017). *Managing coastal ecosystems in the Philippines: What Cash for Work programmes can contribute* (108 S.). ISBN 978-3-96021-033-7.

[Schutzgebühr: 10,00 Euro; zu beziehen direkt beim DIE oder über den Buchhandel]

Discussion Paper

- 20/2017 Bohnet, Michael. *Politische Ökonomie der deutschen Entwicklungszusammenarbeit: Bestimmungsründe, Akteure und Allokationsmuster* (43 S.). ISBN 978-3-96021-044-3.
- 19/2017 Mross, Karina. *Fostering democracy and stability in Timor-Leste after the 2006 crisis: On the benefits of coordinated and cooperative forms of support* (55 S.). ISBN 978-3-96021-042-9.
- 18/2017 Picciotto, Sol. *The G20 and the "Base Erosion and Profit Shifting (BEPS) Project"* (60 S.). ISBN 978-3-96021-041-2.
- 17/2017 Li, Xiaoyun. *Should China join the GPEDC? The prospects for China and the Global Partnership for Effective Development Co-operation* (11 S.). ISBN 978-3-96021-040-5.
- 16/2017 Mockshell, Jonathan, & Josey Kamanda. *Beyond the agroecological and sustainable agricultural intensification debate: is blended sustainability the way forward?* (34 S.). ISBN 978-3-96021-039-9.
- 15/2017 Beierl, Stefan, Francesco Burchi, & Christoph Strupat. *Economic empowerment pilot project in Malawi: Qualitative survey report* (35 S.). ISBN 978-3-96021-037-5.
- 14/2017 Ali, Murad. *Implementing the 2030 Agenda in Pakistan: the critical role of an enabling environment in the mobilisation of domestic and external resources* (37 S.). ISBN 978-3-96021-036-8.
- 13/2017 Kappel, Robert, Birte Pfeiffer, & Helmut Reisen. *Compact with Africa: Fostering private long-term investment in Africa* (50 S.). ISBN 978-3-96021-035-1.
- 12/2017 Serdeczny, Olivia. *What does it mean to "address displacement" under the UNFCCC? An analysis of the negotiations process and the role of research* (40 S.). ISBN 978-3-96021-034-4.
- 11/2017 Houdret, Annabelle, & Astrid Harnisch. *Decentralisation in Morocco: The current reform and its possible contribution to political liberalisation* (39 S.). ISBN 978-3-96021-032-0.

[Schutzgebühr: 6,00 Euro; zu beziehen direkt beim DIE oder über den Buchhandel]

Eine vollständige Auflistung erhältlicher Publikationen des DIE finden Sie unter:

www.die-gdi.de