



FORSCHUNGSSTELLE FÜR UMWELTPOLITIK

Freie Universität Berlin

Fachbereich Politik- und Sozialwissenschaften

Otto-Suhr-Institut für Politikwissenschaft

FFU-report 02-2005

**Forschungsstelle
für Umweltpolitik**

ffu

Globale Ausbreitungsmuster umweltpolitischer Innovationen

Per-Olof Busch und Helge Jörgens

*Korrespondenzadresse:
pelle@zedat.fu-berlin.de
helge.joergens@uba.de*

*Finanziert durch die Volkswagen-Stiftung
im Rahmen des Projektes
"Die Diffusion umweltpolitischer Innovationen als
Aspekt der Globalisierung von Umweltpolitik"*



FORSCHUNGSSTELLE FÜR UMWELTPOLITIK

Freie Universität Berlin
Fachbereich Politik- und Sozialwissenschaften
Otto-Suhr-Institut für Politikwissenschaft

**Ihnestr. 22
14195 Berlin**

telefon +49-30-838 566 87
fax +49-30-838 566 85
email ffu@zedat.fu-berlin.de
internet www.fu-berlin.de/ffu/

Zitierweise

Dieser Forschungsbericht kann zitiert werden als: Busch, Per-Olof und Helge Jörgens. 2004. Globale Ausbreitungsmuster umweltpolitischer Innovationen. FFU-Report [-02-2005-], Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. Erhältlich www.fu-berlin.de/ffu. Alle Rechte bleiben bei den Autoren.

Vorwort

Dieser Forschungsbericht entstand aus Forschungen in der Arbeitsgruppe „Vergleichende Analyse von nationalstaatlichem Pionierverhalten und Prozesse der Diffusion von Umweltinnovationen“ der Forschungsstelle für Umweltpolitik, Freie Universität Berlin. Andere Arbeitsgruppen der Forschungsstelle sind „Global Environmental Governance“, „Klima- und Energiepolitik“, „Strategien der Umweltpolitik“ und „Ökologische Modernisierung und Strukturwandel“, Ausführlichere Informationen zu den einzelnen Arbeitsgruppen und anderen Aktivitäten der Forschungsstelle bietet die Webseite der Forschungsstelle: www.fu-berlin.de/ffu.

Kommentare zu diesem Forschungsbericht sowie zu den anderen Aktivitäten der Forschungsstelle für Umweltpolitik sind hoch willkommen. Wir freuen uns auf Ihre Reaktionen und sind überzeugt davon, dass nur auf der Grundlage gemeinsamer Anstrengungen und eines extensiven Erfahrungsaustausches von Wissenschaftlern aus verschiedenen Disziplinen und aus aller Welt das Verständnis von Umweltpolitik vorangebracht werden kann.

Prof. Dr. Martin Jänicke

Direktor

Freie Universität Berlin

PD Dr. Lutz Mez

Geschäftsführer

Freie Universität Berlin

Zusammenfassung

Studien in der vergleichenden Politikwissenschaft und den Internationalen Beziehungen zeigen, dass Nationalstaaten in zunehmendem Maße ähnliche umweltpolitische Innovationen einführen und dadurch zur internationalen Ausbreitung dieser Innovationen beitragen. Die Summe der einzelnen nationalen Politikentscheidungen, die diese Ausbreitung vorantreiben, hat in vielen Fällen zu einer bemerkenswerten Konvergenz nationaler Umweltpolitiken beigetragen. Angesichts dieser empirischen Beobachtungen gilt es die Frage zu beantworten, *warum* und *wie* umweltpolitische Institutionen, Programme, Gesetze und Instrumente sich international ausbreiten. Auf der Grundlage einer bisher einzigartigen empirischen Datenbasis versucht die vorliegende Studie, Antworten auf diese Fragen zu finden. Untersucht wird die Ausbreitung von 22 umweltpolitischen Innovationen in 43 Industrieländern und osteuropäischen Ländern. In acht Fällen wird sogar die weltweite Ausbreitung der umweltpolitischen Innovationen betrachtet. Ausgehend von der Annahme, dass nationaler Politikwandel und die Konvergenz von Umweltpolitiken nicht ausschließlich als Ergebnis voneinander unabhängiger nationalstaatlicher Reaktionen auf einen ähnlichen ökologischen Problemdruck interpretiert werden können, richtet die Studie das Augenmerk auf internationale Ursachen für diese empirischen Phänomene. Dabei identifiziert die Studie drei unterschiedliche internationale Mechanismen, welche die internationale Ausbreitung von umweltpolitischen Innovationen beeinflussen können: Diffusion, Harmonisierung und Zwang. Für jede einzelne umweltpolitische Innovation wird gezeigt, wie und in welchem Ausmaß diese Mechanismen die internationale Ausbreitung beeinflussen. Die Studie zeigt, dass die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen in beträchtlichem Maße das Resultat von Diffusionsprozessen, d.h. der dezentralen und formal freiwilligen Übernahme externer Politikmodelle, ist. Diffusionsprozesse ergänzen die bisher umfassender untersuchten Mechanismen der Harmonisierung und des Zwangs. Ohne die Berücksichtigung von Diffusionsprozessen und ihren Auswirkungen auf die internationale Ausbreitung von umweltpolitischen Innovationen bleiben Analysen und Erklärungen von Politikkonvergenz und nationalen Politikwandel fragmentarisch.

Abstract

Studies in comparative political science and international relations found that nations increasingly tend to adopt similar environmental policy innovations and thereby contribute to the innovations' international proliferation. In their sum, these individual policy adoptions add up to a remarkable degree of cross-national environmental policy convergence. This empirical phenomenon begs the question *why* and *how* environmental institutions, laws, policies and instruments spread across nations. Based on a unique empirical database, this study searches for answers to these questions. It explores the international spread of 22 environmental policy innovations across 43 industrialised and Central and Eastern European countries. In eight cases even the global spread of environmental policy innovations is analysed. The analysis starts from the assumption that the causes for national policy changes and the international spread of environmental policy innovations cannot be exclusively reduced to independent and autonomous domestic policy responses to identical environmental problem pressures. Therefore the study puts the emphasis on the international sources of domestic policy change and cross-national policy convergence. Namely, the report identifies three distinct international mechanisms which may drive the international spread of environmental policy innovations: non-obligatory diffusion, legal harmonization and coercive imposition. For each environmental policy innovation the study demonstrates how and to what extent these mechanisms matter as sources of environmental policy convergence. The study concludes that non-obligatory policy diffusion constitutes an important source of international policy convergence which complements the mechanisms of legal harmonisation and coercive imposition. Without a consideration of its impacts on the international proliferation of environmental policy innovations explanations for cross-national policy convergence remain fragmented.

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Methodische Vorbemerkungen	3
2.1	Verlauf und analytische Tiefe der Untersuchungen	3
2.2	Fallauswahl	6
2.2.1	Auswahl der Länder	6
2.2.2	Auswahl und Operationalisierung der Innovationen	8
3	Umweltpolitische Institutionen	11
3.1	Umweltministerien	11
3.1.1	Charakteristika der Politikinnovation	11
3.1.2	Verlauf der Ausbreitung	13
3.1.3	Interpretation	16
3.2	Nationale Umweltämter	23
3.2.1	Charakteristika der Politikinnovation	23
3.2.2	Verlauf der Ausbreitung	23
3.2.3	Interpretation	24
3.3	Umwelträte	26
3.3.1	Charakteristika der Politikinnovation	26
3.3.2	Verlauf der Ausbreitung	27
3.3.3	Interpretation	28
3.4	Nachhaltigkeitsräte	29
3.4.1	Charakteristika der Politikinnovation	30
3.4.2	Verlauf der Ausbreitung	30
3.4.3	Interpretation	32
3.5	Vergleich der Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Institutionen	34
3.6	Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung nationaler umweltpolitischer Institutionen	41
4	Allgemeine Umweltgesetze	45
4.1	Verankerung des Umweltschutzes in der nationalen Verfassung	45
4.1.1	Charakteristika der Politikinnovation	45
4.1.2	Verlauf der Ausbreitung	45
4.1.3	Interpretation	47
4.2	Umweltrahmengesetze	50
4.2.1	Charakteristika der Politikinnovation	50
4.2.2	Verlauf der Ausbreitung	51
4.2.3	Interpretation	53

4.3	Umwelthinformationsgesetze	55
4.3.1	Charakteristika der Politikinnovation	55
4.3.2	Verlauf der Ausbreitung	56
4.3.3	Interpretation	57
4.4	Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung allgemeiner Umweltgesetze	61
5	Mediale und schadstoffbezogene Umweltgesetze	63
5.1	Luftreinhaltengesetze	64
5.1.1	Charakteristika der Politikinnovation	64
5.1.2	Verlauf der Ausbreitung	65
5.1.3	Interpretation	67
5.2	Gewässerschutzgesetze	70
5.2.1	Charakteristika der Politikinnovation	70
5.2.2	Verlauf der Ausbreitung	70
5.2.3	Interpretation	73
5.3	Abfallgesetze	76
5.3.1	Charakteristika der Politikinnovation	76
5.3.2	Verlauf der Ausbreitung	76
5.3.3	Interpretation	78
5.4	Bodenschutzgesetze	80
5.4.1	Charakteristika der Politikinnovation und Verlauf der Ausbreitung	80
5.4.2	Interpretation	82
5.5	Naturschutzgesetze	83
5.5.1	Charakteristika der Politikinnovation	83
5.5.2	Verlauf der Ausbreitung	83
5.5.3	Interpretation	84
5.6	Verpackungsregelungen	86
5.6.1	Charakteristika der Politikinnovation	86
5.6.2	Verlauf der Ausbreitung	87
5.6.3	Interpretation	89
5.7	Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung medialer Umweltgesetze	91
6	Umweltpolitikintegration	95
6.1	Umwelpläne und Nachhaltigkeitsstrategien	95
6.1.1	Charakteristika der Politikinnovation	95
6.1.2	Verlauf der Ausbreitung	96
6.1.3	Interpretation	97
6.2	Umweltverträglichkeitsprüfung	110
6.2.1	Charakteristika der Politikinnovation	110

6.2.2	Verlauf der Ausbreitung _____	111
6.2.3	Interpretation _____	113
7	Ökonomische Instrumente _____	118
7.1	Energie-/CO ₂ -Steuern _____	118
7.1.1	Charakteristika der Politikinnovation _____	118
7.1.2	Verlauf der Ausbreitung _____	119
7.1.3	Interpretation _____	120
7.2	Markteinführungsprogramme für erneuerbare Energien: Einspeisevergütungen und Quotenmodelle _____	125
7.2.1	Charakteristika der Politikinnovationen _____	125
7.2.2	Verlauf der Ausbreitung _____	125
7.2.3	Politikdiffusion zwischen Staaten _____	128
7.2.4	Institutionalisierung der Politikdiffusion _____	131
7.2.5	Interpretation _____	134
7.2.6	Zusammenfassung: Institutionalisierung mit Nebenwirkungen _____	143
8	Umweltlabels und Umweltstandards _____	144
8.1	Umweltzeichen _____	144
8.1.1	Charakteristika der Politikinnovation _____	144
8.1.2	Verlauf der Ausbreitung _____	145
8.1.3	Interpretation _____	146
8.2	Energieeffizienzlabels und -standards _____	150
8.2.1	Charakteristika der Politikinnovationen _____	150
8.2.2	Verlauf der Ausbreitung von Energieeffizienzlabels und -standards _____	151
8.2.3	Interpretation: Harmonisierung und Zwang verdrängen Diffusion _____	157
8.3	Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung von Umweltzeichen und -standards _____	167
9	Schlussfolgerungen _____	168

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1	Einführungen von Umweltministerien weltweit _____	14
Abb. 2	Vergleich der Einführungen von Umweltministerien in ausgewählten Regionen __	15
Abb. 3	Einführungen von Umweltministerien weltweit und internationale Ereignisse ____	16
Abb. 4	Einführungen von Umweltministerien in westlichen Industrieländern _____	19
Abb. 5	Einführungen von Umweltministerien in osteuropäischen Ländern _____	22
Abb. 6	Einführungen von Umweltämtern in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	24
Abb. 7	Einführungen von Umwelträten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	28
Abb. 8	Einführungen von Umwelträten und internationale Ereignisse _____	29
Abb. 9	Einführungen von Nachhaltigkeitsräten weltweit _____	31
Abb. 10	Vergleich der Einführungen von Nachhaltigkeitsräten in ausgewählten Regionen	31
Abb. 11	Vergleich der Einführungen von Umweltministerien, Umweltämtern, Umwelträten und Nachhaltigkeitsräten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern 35	
Abb. 12	Vergleich der Einführungen von Umweltministerien, Umweltämtern, Umwelträten und Nachhaltigkeitsräten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern zwischen 1990 und 2000 _____	36
Abb. 13	Idealtypische Ausbreitungskurven bei direkter und institutionalisierter Politikdiffusion _____	37
Abb. 14	Vergleich der Einführungen von Umweltämtern und Umweltministerien in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	40
Abb. 15	Einführungen von Umweltschutzartikeln in die Verfassungen westlicher Industrieländer und in osteuropäischer Ländern _____	46
Abb. 16	Vergleich der Einführungen von Umweltschutzartikeln in die Verfassungen westlicher Industrieländern und osteuropäischer Ländern _____	47
Abb. 17	Einführungen von Umweltrahmengesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	51
Abb. 18	Einführungen von Umweltrahmengesetzen weltweit _____	52
Abb. 19	Vergleich der Einführungen von Umweltrahmengesetzen in ausgewählten Regionen _____	53
Abb. 20	Einführungen von Umweltinformationsgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	56
Abb. 21	Einführungen von Umweltinformationsgesetzen und internationale Ereignisse __	58

Abb. 22 Einführungen von Luftreinhaltegesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	65
Abb. 23 Vergleich der Einführungen von Luftreinhaltegesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	66
Abb. 24 Einführungen von Gewässerschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	71
Abb. 25 Vergleich der Einführungen von Gewässerschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	72
Abb. 26 Einführungen von Abfallgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	77
Abb. 27 Vergleich der Einführungen von Abfallgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	78
Abb. 28 Einführungen von Bodenschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	81
Abb. 29 Einführungen von Naturschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	84
Abb. 30 Einführungen von Naturschutzgesetzen und internationale Ereignisse _____	85
Abb. 31 Einführungen von Verpackungsregelungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	88
Abb. 32 Vergleich der Einführungen von Verpackungsregelungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	89
Abb. 33 Einführungen von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien weltweit _____	96
Abb. 34 Einführungen von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien in westlichen Industrieländern _____	100
Abb. 35 Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien in westlichen Industrieländern _____	103
Abb. 36 Einführungen von Nationalen Umweltaktionsplänen in osteuropäischen Ländern _____	105
Abb. 37 Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien in osteuropäischen Ländern _____	107
Abb. 38 Vergleich der Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien und Nationalen Umweltaktionsplänen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	110
Abb. 39 Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen weltweit _____	112
Abb. 40 Vergleich der Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen in ausgewählten Regionen _____	113
Abb. 41 Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen weltweit und internationale Ereignisse _____	116
Abb. 42 Einführungen von Energie-/CO ₂ -Steuern in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	119

Abb. 43 Einführungen von Einspeisevergütungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	126
Abb. 44 Einführungen von Quotenmodellen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	128
Abb. 45 Vergleich der Einführungen von Einspeisevergütungen und Quotenmodellen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	136
Abb. 46 Einführungen von Umweltzeichen weltweit _____	146
Abb. 47 Einführungen von Umweltzeichen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern _____	147
Abb. 48 Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen weltweit	152
Abb. 49 Vergleich der Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in ausgewählten Regionen _____	153
Abb. 50 Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in europäischen und nicht-europäischen Ländern _____	154
Abb. 51 Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen weltweit _____	155
Abb. 52 Vergleich der Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in ausgewählten Regionen _____	156
Abb. 53 Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in europäischen und nicht-europäischen Ländern _____	157

Abkürzungsverzeichnis

APEC	Asian Pacific Economic Co-operation
BMU	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
CCME	Canadian Council of Environmental Ministers
CEQ	Council on Environmental Quality
CITES	Übereinkommen über den Handel mit gefährdeten Arten
CLASP	Collaborative Labelling and Appliance Standards Program
CSD	Kommission der Vereinten Nationen für Nachhaltige Entwicklung (Commission on Sustainable Development)
CTI	Climate Technology Initiative
dena	Deutsche Energieagentur
e.v.a	Energieverwertungsagentur
EAP	Umweltaktionsprogramm für Mittel- und Osteuropa (Environmental Action Programme)
EEA	Europäische Umweltagentur (European Environment Agency)
EEA	European Economic Area
EEAC	Europäische Netzwerk von Umwelträten (European Environmental Advisory Councils)
EECA	Energy Efficiency and Conservation Authority
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EFTA	European Free Trade Association
EG	Europäische Gemeinschaft
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Europäische Union
EuGH	Europäische Gerichtshof
EWEA	European Wind Energy Association
FAO	Food and Agriculture Organization
GEN	Global Ecolabelling Network
IAIA	International Association for Impact Assessment
IDA	Internationale Entwicklungsorganisation (International Development Association)
IEA	International Energy Agency
IIED	International Institute for Environment
INGP	International Network of Green Planners
ISO	International Organisation for Standardisation
IUCN	International Union for Conservation of Nature

MdEP	Mitglied des Europäischen Parlaments
MEPS	Minimum Energy Performance Standard
NAEEEC	National Appliance Equipment Energy Efficiency Program
NAEWG	North American Energy Working Group
NAFTA	North American Free Trade Agreements
NEAP	Nationale Umweltaktionspläne (National Environmental Action Plans)
NEPA	National Environmental Policy Act
NEPP	Nationale Umweltpolitikplan (National Environmental Policy Plan)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
REC	Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe
RECS	Renewable Energy Certificate System
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
UBA	Umweltbundesamt
UNCED	Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (United Nations Conference on Environment and Development)
UNCHE	Konferenz der Vereinten Nationen über die menschliche Umwelt (United Nations Conference on the Humane Environment)
UNDP	Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen (United Nations Development Program)
UNECE	Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (United Nations Economic Commission for Europe)
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen (United Nations Environment Programme)
UNESCO	Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization)
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VDEW	Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke
VN	Vereinte Nationen
WCED	Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (World Commission on Environment and Development)
WEC	World Energy Council
WHO	World Health Organisation
WWF	World Wide Fund for Nature

1 Einleitung

Nationale Umweltpolitikinnovationen breiten sich zunehmend international aus. Ergebnis dieses seit den sechziger Jahren andauernden globalen Ausbreitungsprozesses ist ein weit reichender Wandel der nationalen ebenso wie der internationalen Umweltpolitik. Zentrale Merkmale dieser Entwicklung sind der kontinuierliche Auf- und Ausbau staatlicher und zivilgesellschaftlicher umweltpolitischer Handlungskapazitäten und eine zunehmende Konvergenz umweltpolitischer Maßnahmen und Regelungsmuster. Die vorliegende Studie fragt nach den Ursachen und Mechanismen dieses eindrucksvollen Politikwandels. Warum und wie breiten sich umweltpolitische Innovationen international aus? Welche kausalen Prozesse liegen dem Wandel nationaler Umweltpolitiken zugrunde? Welchen Mustern folgt die internationale Ausbreitung von Politikinnovationen?

Hinter diesen Fragen steht die grundsätzliche Annahme, dass die Ursachen nationalen Umweltpolitikwandels nicht nur auf der nationalen, sondern in erheblichem Maße auch auf der internationalen Ebene zu finden sind. Diese Annahme ist nicht neu. Sie hat spätestens seit den siebziger Jahren in der vergleichenden Politikwissenschaft und in den internationalen Beziehungen beständig an Bedeutung gewonnen.¹ Die vorliegende Studie schließt an diese Literatur an. In zwei entscheidenden Punkten geht sie jedoch über das Gros der bisherigen Forschung zu den internationalen Ursachen nationalen Politikwandels hinaus.

Erstens setzt die große Mehrheit der bisherigen Studien bei Prozessen und nicht bei Ergebnissen an. Ausgangspunkt der Analyse ist nicht die Gesamtheit des in einem Politikfeld tatsächlich beobachtbaren Politikwandels, sondern jeweils ein bestimmter Mechanismus der internationalen Koordination nationaler Politiken. Systematisch untersucht werden dann nur die jeweils durch diesen Mechanismus ausgelösten Veränderungen auf der nationalen Ebene. Die wichtigsten dieser in der Literatur identifizierten Mechanismen sind die *Harmonisierung* von Politiken durch internationale Vereinbarungen (für entsprechende Ansätze siehe Krasner 1983b; Levy, Young und Zürn 1995; Hasenclever, Mayer und Rittberger 1997) und supranationale Regelungen (für entsprechende Ansätze siehe Kohler-Koch forthcoming; Kohler-Koch und Eising 1999; Scharpf 1999), die Übernahme politischer Innovationen aufgrund von *Zwang* („imposition“) (Keohane und Levy 1996; Grabbe 1999; Tews 2002c)² und die freiwillige, d.h. nicht aus äußerem Zwang oder formaler Verpflichtung resultierende, *Diffusion* von politischen Ideen und Programmen (für einen Überblick siehe Rogers 2003; Kern 2000; Gray 1994).³ Diffusion wird dabei verstanden als dezentraler Prozess der formal frei-

¹ Für einen frühen Überblick siehe Gourevitch (1978).

² Andere Autoren sprechen in diesem Zusammenhang von „coercive transfer“ (Dolowitz und Marsh 2000), „external inducement“ (Ikenberry 1990) oder „penetration“ (Bennett 1991b).

³ Zur Unterscheidung der drei Mechanismen Harmonisierung, Imposition und Diffusion siehe Jörgens (2004) und Busch und Jörgens (2004).

willigen Nachahmung externer Politikmodelle und umfasst rationales Lernen von erfolgreichen Politikmodellen ebenso wie die "skripthafte" Imitation des als angemessen oder legitim erachteten Verhaltens anderer Staaten (Jörgens 2004; Tews 2002a).

Zwar stellt jeder einzelne dieser Prozesse für sich genommen eine bedeutende Quelle nationalstaatlichen Politikwandels dar. Studien, die nur einen dieser Mechanismen untersuchen, können jedoch weder die Gesamtheit der durch internationale Faktoren bedingten Veränderungen nationaler Politik erfassen, noch können sie fundierte Aussagen über mögliche Wechselwirkungen zwischen diesen Mechanismen treffen. Zur Vermeidung dieses in der Literatur weit verbreiteten "prozessualen Bias" beginnt diese Studie mit der systematischen Darstellung des umweltpolitischen Politikwandels seit Ende des zweiten Weltkriegs in insgesamt 43 Ländern. Im Mittelpunkt steht die Frage nach der relativen Bedeutung von Politikdiffusion als eigenständiger Mechanismus der internationalen Ausbreitung politischer Innovationen. Durch die Betrachtung der gesamten Breite des empirisch erfassbaren umweltpolitischen Politikwandels können jedoch auch andere politische Prozesse auf der internationalen Ebene wie insbesondere die zwischenstaatliche Politikharmonisierung durch völkerrechtliche Übereinkommen und die Ausübung externen Zwangs durch finanzielle oder politische Konditionalität erfasst werden. Schließlich erfasst die vorliegende Studie auch diejenigen nationalen Politikeinführungen, die nicht auf internationale Ursachen zurückzuführen sind, sondern parallele, aber unkoordinierte Reaktionen auf ähnliche ökologische Probleme darstellen.

Zweitens zeichnet sich die bisherige Erforschung der internationalen Determinanten nationalen Politikwandels zwar durch eine große Vielfalt an theoriegeleiteter Hypothesenbildung aus (siehe für einen Überblick Tews 2002a). Jedoch mangelt es ihr oft an deren systematischer empirischer Untermauerung und Überprüfung (Bennett 1997: 214). Große empirische Datensätze, die eine Vielzahl von Politikinnovationen umfassen, existieren bisher nur für die sub-nationale Ebene der US-amerikanischen Bundesstaaten (Walker 1969; Gray 1973; für einen Überblick über diese Studien siehe Berry und Berry 1999). Untersuchungen zur Ausbreitung politischer Innovationen im internationalen System blieben hingegen bislang meist auf die Betrachtung einzelner Politiken, Institutionen oder Instrumente oder auf sehr kleine Ländergruppen beschränkt (siehe z.B. Collier und Messick 1975; Leichter 1983; Bennett 1988; Dolowitz 2000). Nur wenige Studien untersuchten die Ausbreitung mehrerer Politikinnovationen über eine größere Zahl von Ländern (Bennett 1997; Kern, Jörgens und Jänicke 2000; Knill und Lenschow 2000; Miles et al. 2002; Tews, Busch und Jörgens 2003; Jacobson und Brown Weiss 2000).

Um diese mit der vorhandenen Theorie und Empirie verbundenen Schwächen und Restriktionen zu überwinden und weiterführende Einblicke in internationale Ausbreitungsprozesse politischer Innovationen und die besondere Rolle von Diffusionsprozessen zu gewinnen, stützt sich die vorliegende Studie auf eine breite empirische Basis. Sie untersucht die inter-

nationale Ausbreitung von insgesamt 22 umweltpolitischen Innovationen in 43 Ländern für den Zeitraum von 1945 bis 2000. Für acht dieser Umweltpolitikinnovationen liegen zudem Daten über ihre weltweite Ausbreitung vor.

Bei der Untersuchung stehen folgende übergreifende Fragen im Vordergrund:

- Inwieweit kann Politikdiffusion als ein eigenständiger Mechanismus der internationalen Politikkoordination verstanden werden, der ebenso wie völkerrechtliche Übereinkommen oder finanzielle und politische Konditionalität zur Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen und zur Konvergenz nationaler Umweltpolitiken beiträgt?
- Welchen Beitrag können zentrale Annahmen der Diffusionsforschung – insbesondere zu den spezifischen Eigenschaften von Politikinnovationen, zur Struktur und Dynamik des internationalen Systems und zum jeweiligen nationalen Kontext der Übernehmerländer – zum Verständnis von Unterschieden und Gemeinsamkeiten in den Mustern internationaler Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Innovationen leisten?
- Wie groß ist die relative Bedeutung des Diffusionsmechanismus für die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen im Vergleich zur rechtlichen Harmonisierung von Politiken und der finanziellen oder politischen Konditionalität?
- Welche Wechselwirkungen ergeben sich aus dem Zusammentreffen dieser drei internationalen Ausbreitungsmechanismen?

Die Studie untermauert die in der vergleichenden Politikwissenschaft und den Internationalen Beziehungen an Bedeutung gewinnende Hypothese, dass die Ursachen nationalen Politikwandels zu einem erheblichen Teil auf der internationalen Ebene zu finden sind. Darüber hinaus kann gezeigt werden, dass diese internationalen Einflussfaktoren weit über die bisher meist im Mittelpunkt des politikwissenschaftlichen Interesses stehenden völkerrechtlichen Verträge und internationalen Umweltregime hinausreichen. Vielmehr spielt Politikdiffusion als dritter, Harmonisierung und Zwang ergänzender Mechanismus eine wichtige Rolle bei der internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen und dem damit einhergehenden Politikwandel.

2 Methodische Vorbemerkungen

2.1 Verlauf der Untersuchungen

Die Untersuchung der internationalen Ausbreitungsprozesse der ausgewählten umweltpolitischen Innovationen folgt einem einheitlichen Schema. Sie beginnt mit einer knappen Charakterisierung der jeweiligen Politikinnovation. Es folgt eine Beschreibung des Ausbreitungsverlaufs und des Ausmaßes des internationalen Politikwandels. Dabei werden auffällige Kurvenverläufe ebenso wie regelmäßig wiederkehrende Ausbreitungsmuster identifiziert und anschließend interpretiert. Ziel der Interpretation ist es, die wichtigsten Mechanismen der

internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen zu benennen und die relative Bedeutung von Diffusionsprozessen abzuschätzen.

Während die Mechanismen der Harmonisierung und des Zwangs aufgrund ihres hohen Zentralisierungs- und Formalisierungsgrads vergleichsweise einfach zu erkennen sind, lässt sich das Vorliegen von Politikdiffusion nur schwer feststellen. Politikdiffusion ist kein zentral gesteuerter Prozess, sondern manifestiert sich erst in der Akkumulation vieler einzelner nationaler Politikübernahmen. Zur eindeutigen Identifikation von Politikdiffusion muss gezeigt werden,

- dass im Entscheidungsprozess, der zur Übernahme einer bestimmten Politikinnovation führt, Erfahrungen anderer Länder oder aber im internationalen System kommunizierte Modelle eine Rolle spielten und
- dass die nationale Entscheidung zur Übernahme dieser Modelle frei von formalen internationalen Verpflichtungen (sei es durch internationale Vereinbarungen, supranationale Regelsetzung oder bilateralen Zwang) getroffen wurde (Bennett 1997: 215; siehe auch 1991a: 33).

Um beurteilen zu können, ob Diffusion vorliegt, wird daher in den einzelnen Untersuchungen zum einen nach Beispielen für direkte Politikdiffusion gesucht, d.h. für den freiwilligen und nicht zentral gesteuerten zwischenstaatlichen Politiktransfer. Zum anderen werden Akteure und Institutionen im internationalen System identifiziert, die zur Kommunikation umweltpolitischer Innovationen beitragen und damit die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass Diffusionsprozesse stattfinden (Tews 2002a: 7-10). Diese zweite Form der Politikdiffusion wird in der Literatur oft als institutionalisierte Politikdiffusion bezeichnet (Kern 2000; siehe hierzu ausführlicher Abschnitt 3.5). Im Idealfall kann gezeigt werden, wie sich die internationale Kommunikation von Politikmodellen konkret in nationalen Entscheidungen niederschlägt. In anderen Fällen lässt der Verlauf der Ausbreitung zumindest erste Rückschlüsse darauf zu, ob international koordinierte Informationsflüsse nationale Entscheidungen beeinflusst haben.

Unsere Entscheidung, die internationalen Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Innovationen aus der Makroperspektive mit einer Vielzahl von Fällen zu betrachten, ist allerdings nicht unproblematisch. So argumentieren Wilensky et al. (1987), dass "[the diffusion hypothesis] does not specify the path of causality running from the appearance of an idea or policy proposal to its adoption and implementation". Dieser Kritik ist insofern zuzustimmen, dass die Makroperspektive der Diffusionsforschung keine genauen Einblicke in individuelle Entscheidungsprozesse gewährt und somit auch nicht in jedem Einzelfall das genaue Ausmaß des Einflusses ausländischer Erfahrungen auf nationale Entscheidungsprozesse einschätzen kann. Eine exakte Bestimmung der Bedeutung von Diffusionsprozessen würde für jede einzelne Übernahmeentscheidung eine detaillierte Länderstudie erfordern. Sollen zusätzlich auch Restriktionen der Politikdiffusion identifiziert werden, dann müsste auch in allen

Fällen der Nicht-Übernahme eine Fallstudie durchgeführt werden. Für unseren, die Ausbreitung von 22 Politikinnovationen in 43 Ländern umfassenden, empirischen Datensatz ergäben sich damit insgesamt 946 potenzielle Fallstudien. Es ist offensichtlich, dass dies im Rahmen einer einzigen Studie nicht geleistet werden kann. Die denkbare Alternative, die Untersuchung auf eine handhabbare Zahl von Fallstudien zu begrenzen ist jedoch nicht sinnvoll, da die Beantwortung der Frage, ob Diffusion einen eigenständigen Mechanismus der internationalen Politikkoordination darstellt und welche Rolle freiwillige und dezentrale Übernahmeprozesse bei der Ausbreitung von Politikinnovationen spielen, eine möglichst breite Datenbasis erfordert. Im Hinblick auf unsere Fragestellung ist es unerlässlich, mit der Identifizierung allgemeiner Muster und Prozesse zu beginnen. So argumentiert auch Keohane (1984: 15), dass “[w]ithout an analysis of common patterns, comparative political-economic studies can be quite misleading. Analysts focusing on the domestic politics and economics of one or a few countries may ascribe patterns of behaviour and outcomes to distinctively national causes, without recognizing the degree to which common forces affecting a range of countries operate powerfully in each” (Keohane 1984: 15). Wir haben uns daher für eine Kombination von quantitativer und qualitativer Analyse entschieden. Die in den meisten Fällen dominierende Makroperspektive der Darstellung und Interpretation allgemeiner Ausbreitungsmuster wird in insgesamt sechs Fällen durch detaillierte Fallstudien ergänzt, aus denen belastbare Schlussfolgerungen für die Bedeutung und Rolle von Politikdiffusion, aber auch anderer Mechanismen gezogen werden können (Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien, Einspeisevergütungen und Quotenmodelle zur Markteinführung von erneuerbaren Energien sowie Energieeffizienzlabels und -standards). Empirisch stützen sich diese Fallstudien auf die systematische Auswertung vorhandener Sekundärliteratur zu den jeweiligen Politikinnovationen und, soweit verfügbar, auf Primärquellen. Für zwei weitere Fälle (Energie-/CO₂-Steuern und Umweltzeichen) konnte auf ausführliche Fallstudien (Tews 2002b; Kern et al. 2001) zurückgegriffen werden, die eine ähnliche Fragestellung verfolgten.

Die Untersuchungen der verbleibenden Fälle erfolgen mit unterschiedlicher analytischer Tiefe. Sie zeigen zwar ebenso wie die ausführlicheren Fallstudien das Ausmaß der internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen bzw. des internationalen Politikwandels. Sie können sich jedoch nicht im gleichen Ausmaß auf detaillierte und systematisch erhobene empirische Nachweise stützen und fußen vergleichsweise stärker auf einer theoriegeleiteten Interpretation. Die Belastbarkeit der Schlussfolgerungen aus diesen Interpretationen ist daher in einigen Fällen nicht mit denen aus den Fallstudien vergleichbar. Sie zeigen jedoch in eindrucksvoller Weise, dass Prozesse der Politikdiffusion nicht auf einzelne Politikinnovationen beschränkt sind, sondern im gesamten Bereich der Umweltpolitik festgestellt werden können.

Das letzte Kapitel dieser Studie fasst die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen systematisch und vergleichend zusammen. In diesem Kapitel werden fallübergreifende Unterschiede und Gemeinsamkeiten identifiziert und interpretiert.

2.2 Fallauswahl

Wie bereits dargelegt, erfordert die Beantwortung der Frage, ob Diffusion als ein grundsätzlicher Mechanismus der internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen betrachtet werden kann, die Analyse einer Vielzahl umweltpolitischer Innovationen und ihrer internationalen Ausbreitung in einer großen Zahl von Ländern. Es reicht allerdings nicht aus, lediglich die Anzahl der Innovationen und Länder zu maximieren. Um die Verallgemeinerungsfähigkeit der Aussagen zu erhöhen und zu gewährleisten, dass die gewonnenen Erkenntnisse nicht aus einer Voreingenommenheit bei der Fallauswahl resultieren, muss die empirische Datenbasis ein ausreichendes Maß an Varianz aufweisen.

Unsere Fallauswahl berücksichtigt die in der relevanten Literatur identifizierten Einflussfaktoren der Ausbreitung politischer Innovationen im Allgemeinen und der Politikdiffusion im Besonderen. Grundsätzlich können drei Gruppen solcher Faktoren unterschieden werden: 1) die Eigenschaften der jeweiligen Politikinnovation, 2) die jeweils bereichsspezifischen politischen Prozesse, institutionellen Strukturen und Akteurskonstellationen im internationalen System und 3) der jeweilige nationale Kontext der Übernehmerländer (für eine ausführliche Diskussion siehe Tews 2002a). Die bereichsspezifischen Prozesse, institutionellen Strukturen und Akteurskonstellationen im internationalen System, ihr Vorhandensein und Einfluss entziehen sich jedoch im Vorfeld der Untersuchung, d.h. bei der Fallauswahl, dem Auge des Beobachters und können erst in den Untersuchungen selber identifiziert werden. Es ist allerdings davon auszugehen, dass bei der Vielzahl der Innovationen, die dieser Studie zugrunde liegen, auch bei dieser Gruppe von Faktoren ein ausreichendes Maß an Varianz gegeben sein wird. Die Auswahl der Fälle leiteten daher schließlich die Eigenschaften der politischen Innovation und der jeweilige nationale Kontext der Übernehmerländer. Auf der einen Seite stand dabei das Ziel möglichst unterschiedliche Innovationen und Länder auszuwählen, um die Verallgemeinerungsfähigkeit der Ergebnisse zu erhöhen. Auf der anderen Seite sollte die Fallauswahl es aber gleichzeitig ermöglichen, kleinere Gruppen von ähnlichen Innovationen bzw. ähnlichen Ländern zu bilden, um bestimmte Annahmen zu ihren Auswirkungen und die der anderen Faktoren besser einschätzen zu können.

2.2.1 Auswahl der Länder

Studien zum nationalen Politikwandel und zur Politikdiffusion nennen verschiedene länderspezifische Charakteristika, die die Wahrscheinlichkeit beeinflussen, dass ein Land sich für die Übernahme einer Politikinnovation entscheidet (für einen umfassenden Überblick siehe Tews 2002a: 32-43). Sie lassen sich in drei Kategorien einteilen:

- Eigenschaften, die sich im Zeitverlauf (dieser Untersuchung) nur geringfügig oder langsam verändern und die sich gleichzeitig dadurch auszeichnen, dass sich relativ große Ländergruppen bilden lassen, innerhalb derer die Länder nur geringfügige vernachlässigbare Unterschiede aufweisen;
- Eigenschaften, die sich zwar als relativ konstant im Zeitverlauf erweisen, sich aber von Land zu Land signifikant unterscheiden bzw. für die sich nur relativ kleine Ländergruppen mit gemeinsamen Ausprägungen dieser Merkmale bilden lassen; und schließlich
- Eigenschaften, die plötzlichen und oft unvorhersehbaren Schwankungen unterliegen.

Ausschlaggebend für die Länderauswahl waren zunächst vor allem die Faktoren aus der ersten Kategorie. Sie umfassen sozioökonomische Variablen⁴ und politisch-institutionelle Systemmerkmale⁵, die die nationale Innovationsfähigkeit beeinflussen (Kern, Jörgens und Jänicke 2001: 8; Walker 1969; Gray 1973; Berry und Berry 1999).⁶ Hinsichtlich dieser Merkmale lassen sich die ausgewählten 43 Länder grob in zwei Gruppen unterteilen. Auf der einen Seite steht die Gruppe der westlichen Industrieländer⁷, die sich im Untersuchungszeitraum mehrheitlich durch demokratische Regierungssysteme und einen insgesamt relativ hohen Industrialisierungsgrad und technologischen Entwicklungsstand auszeichnen. Auf der anderen Seite steht die Gruppe der osteuropäischen Länder⁸, die bis 1990 durch Einpartei- enregierungssysteme und einen vergleichsweise niedrigen ökonomischen Entwicklungsstand charakterisiert sind.⁹

⁴ Dazu zählen insbesondere die Verfügbarkeit finanzieller Ressourcen, der Industrialisierungsgrad, der technologische Entwicklungsstand und die Integration in den Weltmarkt (Tews 2002a: 34-37).

⁵ Hierzu gehört die Offenheit bzw. Geschlossenheit des politischen Systems, die politischen Gelegenheitsstrukturen und die Anzahl institutionell vorgesehener Beteiligungs- und Widerspruchsmöglichkeiten (Tews 2002a: 37-41).

⁶ Zur Notwendigkeit, diese Einflussfaktoren in der Analyse von Diffusionsprozessen und der generellen Innovationsneigung von Staaten kombiniert zu betrachten, und für eine ausführliche Diskussion der Relevanz einzelner Variablen siehe vor allem Tews (2002a: 34-41).

⁷ Australien, Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Irland, Island, Italien, Japan, Kanada, Luxemburg, Neuseeland, Niederlande, Norwegen, Österreich, Portugal, Schweden, Schweiz, Spanien, Südkorea, Türkei und die USA, d.h. sämtliche Mitglieder der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) mit Ausnahme Mexikos, das nur schwerlich als westliches Industrieland bezeichnet werden kann, und der heutigen osteuropäischen Mitgliedsländer Polen, Slowakische Republik, Ungarn und Tschechische Republik, die der Gruppe der osteuropäischen Länder zugeordnet sind.

⁸ Albanien, Bosnien-Herzegowina, Bulgarien, Estland, Kroatien, Lettland, Litauen, Mazedonien, Moldawien, Polen, Rumänien, Russland, Slowakische Republik, Slowenien, Tschechische Republik, Ukraine, Ungarn und Weißrussland. Nicht berücksichtigt wurden osteuropäische Staaten, die sich in Zeitraum der Untersuchung aufgelöst haben (die DDR, Jugoslawien, die Tschechoslowakische Republik und die UdSSR) bzw. für die keine ausreichenden Daten vorlagen (die Republik Kasachstan sowie Serbien und Montenegro).

⁹ Nach 1990 ändert sich diese Situation mit dem Beginn des Transformationsprozesses in Osteuropa fundamental. Zumindest passen sich durch die Demokratisierung osteuropäischer Länder die politisch-institutionellen Bedingungen der beiden Ländergruppen schnell an, während der wirtschaftliche Aufholprozess langsamer voranschreitet und davon ausgegangen werden kann, dass die Unterschiede zwischen westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern in diesem Bereich weiterhin signifikant sind.

Die zweite Kategorie nationaler Eigenschaften umfasst administrative und regulative Traditionen oder Politikstile (March und Olsen 1989; Héritier 1996; Knill 1998; Knill und Lenschow 1998), kulturelle Eigenarten (Tews 2002a: 32) sowie den jeweiligen nationalen Problemdruck bzw. die Nachfrage nach Problemlösungen (Kern, Jörgens und Jänicke 2001: 8; Knill und Lenschow 1998: 9). Sie bilden entscheidende Rahmenbedingungen und institutionelle Filter für nationale Entscheidungen, eine bestimmte Politikinnovation einzuführen. Die große Zahl von 43 Ländern in dieser Studie bietet dabei die Möglichkeit, aus den beiden übergeordneten Ländergruppen weitere Subgruppen zu bilden, bei denen angenommen werden kann, dass sie bei diesen Variablen nur eine geringfügige Varianz aufweisen. Es besteht also grundsätzlich die Möglichkeit, einzelne nationale Faktoren durch die Bildung von Ländergruppen konstant zu halten und dadurch andere potentielle Einflussfaktoren in den Mittelpunkt zu rücken. Gleichzeitig gestattet die Bildung homogener Ländergruppen die genauere Betrachtung der Annahme, dass politische Innovationen verstärkt zwischen solchen Ländern diffundieren, die sich durch einen ähnlichen Grad der ökonomischen und institutionellen oder politischen Verflechtung bzw. durch räumliche, kulturelle und politische Nähe auszeichnen (für einen Überblick dieser Ansätze siehe Berry und Berry 1999; Lutz 1987).

Nicht berücksichtigt werden konnten Einflüsse situativer, sich unvorhersehbar ändernder nationaler Prozesse wie konjunkturelle Schwankungen, politische Koalitionen, Einzelereignisse sowie der Einfluss der öffentlichen Meinung (Tews 2002a: 38).¹⁰

2.2.2 Auswahl und Operationalisierung der Politikinnovationen

2.2.2.1 Auswahl

Umweltpolitikinnovationen unterscheiden sich unter anderem im Hinblick auf ihre Eingriffintensität, ihre administrative Handhabbarkeit, ihre technologische Machbarkeit, die mit ihrer Einführung verbundenen Kosten aber auch die ihnen jeweils zugrunde liegenden Umweltprobleme (ausführlich hierzu Tews 2002a: 43-48). Vor dem Hintergrund allgemeiner politikwissenschaftlicher Erkenntnisse zur Implementation von Politikinstrumenten (Lowi 1964, 1974) nehmen Ansätze der Diffusionsforschung an, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit einer Politikinnovation in hohem Maße von diesen spezifischen Eigenschaften abhängt. Politikinnovationen, deren Einführung einen fundamentalen Politikwechsel erforderlich macht oder die geeignet sind, tiefgreifende politische Konflikte auszulösen, breiten sich demzufolge langsamer aus, als solche, die keine oder nur geringfügige politische Konflikte auslösen, mit vorherrschenden Politikstilen vereinbar sind, lediglich inkrementelle Veränderungen administrativer und regulativer Traditionen erfordern bzw. sich leicht zu bestehenden Regelungs-

¹⁰ Die Analyse des Einflusses dieser situativen Bedingungen würde die detaillierte Analyse der einzelnen Entscheidungsprozesse erfordern, wozu die vorliegende Studie aufgrund der gewählten Makroperspektive nicht in der Lage ist (siehe Abschnitt 1 und 2.1).

mustern und institutionellen Arrangements hinzufügen lassen (Tews 2002a: 45-47; Kern, Jörgens und Jänicke 2001: 11-12 und 26; Rose 1991: 20-21; 1993: 135f). Für die Fallauswahl bedeutet dies zum einen, solche Innovationen auszuwählen, die sich in diesen Dimensionen deutlich unterscheiden. Zum anderen sollte auch hier ermöglicht werden, Gruppen ähnlicher Innovationen zu bilden, um besser den relativen Einfluss einzelner Faktoren auf die internationale Ausbreitung der umweltpolitischen Innovationen einschätzen zu können.

Die ausgewählten Politikinnovationen spiegeln ein breites Spektrum möglicher staatlicher Reaktionen auf umweltpolitische Herausforderungen wider und ermöglichen einen Überblick über die historische Entwicklung wichtiger, wenn auch nicht aller Bereiche nationalstaatlicher Umweltpolitik. Vor allem aber unterscheiden sich die Umweltpolitikinnovationen hinsichtlich:

- ihres Potenzials, politische Konflikte bzw. den Widerstand nationaler Interessengruppen auszulösen;
- der für ihre Einführung erforderlichen nationalen politischen, wirtschaftlichen und/oder wissenschaftlichen Kapazitäten;
- der ihnen zugrunde liegenden Problemstruktur; sowie
- ihrer Kompatibilität mit unterschiedlichen nationalen administrativen und regulativen Traditionen und Politikstilen.

Mit der Untersuchung der Ausbreitung von Umweltministerien, Umweltämtern, Umweltexpertengremien und Nachhaltigkeitsräten berücksichtigt die Studie die wichtigsten nationalen umweltpolitischen Institutionen (Jörgens 1996; Jänicke 1997). Sie umfasst die Ausbreitung sowohl allgemeiner Umweltgesetze (Umweltrahmengesetze, Umweltschutzartikel in der nationalen Verfassung und Umweltinformationsgesetze) wie auch spezifischer gesetzlicher Regelungen in zentralen Umweltbereichen (Luftreinhaltung, Gewässer- und Naturschutz, Abfall im allgemeinen und Verpackungsabfälle im besonderen sowie Bodenschutz). Insbesondere die medialen Umweltregelungen bilden wichtige Pfeiler einer nationalen Umweltpolitik und decken Problembereiche ab, deren umweltpolitische Relevanz auch heute noch unumstritten ist. Die Studie trägt aber auch neueren Entwicklungen im umweltpolitischen Instrumentarium Rechnung. So untersucht sie die Ausbreitung von Instrumenten zur Politikintegration (Umweltpläne, Nachhaltigkeitsstrategien und Umweltverträglichkeitsprüfungen) sowie von Instrumenten, die über informationelle oder materielle Anreizmechanismen bzw. die Festlegung von Mindeststandards versuchen, umweltpolitische Belastungen insbesondere im Klimaschutzrelevanten Energiesektor (Einspeisevergütungen und Quotenmodelle zur Förderung der Stromproduktion aus erneuerbaren Energien, Energie/CO₂-Steuern, Energieeffizienzlabels und Energieeffizienzstandards), aber auch im Verbrauchersektor (Umweltzeichen) zu reduzieren.

2.2.2.2 Operationalisierung

Die Erhebung der Daten erfordert einheitliche Kriterien für die Entscheidung darüber, ob eine bestimmte Innovation in einem bestimmten Land eingeführt ist oder nicht. Diese Entscheidungskriterien verteilen sich auf drei Dimensionen: formal, inhaltlich und zeitlich.

Formales Kriterium für die Erfassung nationaler Politikeinführungen ist, dass diese auf einem Gesetz, einer Verordnung oder einer Kabinettsentscheidung bzw. im Falle der Gründung einer Institution einem formellen Errichtungserlass beruhen. Nur in begründeten Einzelfällen kann die Einführung von Innovationen auf einer anderen Beschlusslage, etwa einer freiwilligen Vereinbarung, berücksichtigt werden. Als Zeitpunkt der Einführung gilt das Inkrafttreten der Innovation.¹¹

Inhaltlich versteht diese Studie den Begriff der politischen Innovation in Anlehnung an andere politikwissenschaftliche Diffusionsstudien als Institutionen, Programme oder Instrumente, die von vorherigen Pfaden abweichen und neu für das jeweilige Land sind (Tews 2002a: 5-6; Walker 1969: 881; Gray 1994; Berry und Berry 1999: 169)¹², so genannte soziale Basisinnovationen. Dieses Verständnis schließt inkrementelle Anpassungsprozesse, bei denen bereits bestehende Institutionen, Politiken und Instrumente an neue Bedingungen angepasst werden, so genannte Verbesserungsinnovationen, von der Analyse aus.¹³ Zudem berücksichtigt die Studie ausschließlich politische Innovationen, die auf der nationalen Ebene eingeführt wurden. Regelungen auf der subnationalen Ebene, die insbesondere in den föderalen Staaten Australien, Belgien, Deutschland, Kanada, Österreich, Schweiz und USA von Bedeutung sind, werden in unserer Studie nicht berücksichtigt.

Hinter der Frage nach den inhaltlichen Kriterien verbirgt sich eine weitere in der vergleichenden Politikwissenschaft umstrittene Frage, nämlich welche Ähnlichkeit Innovationen aufwei-

¹¹ Dabei sind spätere Anpassungen der Innovation per Definition von der Berücksichtigung ausgeschlossen, da diese Studie sich ausschließlich für Basisinnovationen und nicht für Verbesserungsinnovationen interessiert. Eine solche Erweiterung der Datenerhebung käme einer fundamentalen Veränderung der Fragestellung gleich, da nicht mehr „nur“ die Einführung grundlegender Innovationen im Vordergrund stände, sondern gleichzeitig die Frage nach weiteren Anpassungs- und Lernprozessen beantwortet werden müsste.

Keine Berücksichtigung in der Datenerhebung und grafischen Darstellung der Ausbreitungsprozesse finden zudem spätere Abschaffungen der zuvor eingeführten Innovationen. Neben pragmatischen Gesichtspunkten der Datenerhebung ergibt sich dies auch aus dem Untersuchungsgegenstand dieser Studie. Die zentrale Forschungsfrage lautet nicht: „Wie viele Länder haben eine bestimmte umweltpolitische Innovation zum Zeitpunkt X eingeführt?“, sondern: „Wie und warum breiten sich umweltpolitische Innovationen aus?“. Vor diesem Hintergrund nimmt diese Studie in Kauf, dass die Anzahl der Einführungen nicht ohne weitere Spezifikationen mit der Anzahl der Länder gleichgesetzt werden kann, die diese Innovation eingeführt haben. Darüber hinaus zeigte sich in der Mehrheit der für diese Studie ausgewählten Innovationen aber auch, dass die spätere Abschaffung einer einmal eingeführten Politikinnovation vergleichsweise selten vorkommt. In der Regel werden Umweltpolitikinnovationen im Laufe der Zeit verändert, nicht jedoch komplett abgeschafft.

¹² Rogers definiert Innovation als „idea, practice or object that is perceived as new by an individual or other unit of adoption“ (Rogers 1995: 11).

¹³ Die Begriffe Basis- und Verbesserungsinnovation stammen aus der polit-ökonomischen Technikforschung (Mensch 1971, 1972, 1975). Gillwald (2000: 15-17) überträgt diese Begrifflichkeiten auf soziale Innovationen (siehe auch Binder 2002: 1-2).

sen müssen, um ein und derselben Kategorie zugeordnet werden zu können. Grundsätzlich folgt diese Studie dabei der Argumentation von Richard Rose (1991: 121; siehe auch Majone 1991: 80, 84 und 103):

“In the real world we would never expect a programme to transfer from one government to another without history, culture and institutions being taken into account.”

Damit trägt sie der Beobachtung Rechnung, dass Politikinnovationen aus dem Ausland bei einer Übernahme oft an den jeweiligen nationalen Kontext angepasst werden (müssen) (für einen Überblick über die Implikationen der unter dem Begriff der Filterwirkung nationaler Institutionen zusammengefassten Prozesse siehe Tews 2002a: 41-43 und Abschnitt 2.2 und 2.3.1).¹⁴ Eine solche Betrachtungsweise, die in weiten Teilen der Literatur zu Diffusion, Politikkonvergenz und Politiklernen vorherrscht, eröffnet einen gewissen Spielraum, Politikinnovationen ein und derselben Kategorie zuzuordnen, ohne dabei das unrealistische Kriterium der Identität anzuwenden.

Folgerichtig entwickeln einige Autoren sich ergänzende und teilweise überlappende Dimensionen politischer Programme, auf die sich die Beobachtung von Konvergenz beziehen kann: Politikziele, Politikinstrumente oder administrative Techniken, Politikinhalte, Politikstile, Politikstrukturen, Politikergebnisse, Institutionen, Ideen, Einstellungen und Politikkonzepte (Bennett 1991b: 218; Dolowitz und Marsh 1996: 349-350; Hall 1993; Howlett 2000: 319). Um Politikinnovationen ein und derselben Kategorie zuzuordnen, muss Konvergenz nicht notwendigerweise auf allen Dimensionen beobachtet werden können. Es sollte allerdings Klarheit darüber bestehen in welchen Dimensionen Ähnlichkeit vorzufinden sein muss, um Innovationen als konvergent zu bezeichnen, und in welchen Dimensionen Unterschiede toleriert werden können. Daher stellt dieser Beitrag der Beschreibung des jeweiligen Ausbreitungsverlaufs und der anschließenden Interpretation einen Abschnitt voran, der die grundlegenden Eigenschaften der Politikinnovation beschreibt. Als in einem Land eingeführt gelten nur diejenigen Maßnahmen, die diese als Mindestkriterien verstandenen Eigenschaften aufweisen.

3 Umweltpolitische Institutionen

3.1 Umweltministerien

3.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

Nationale Umweltministerien sind die bedeutendsten nationalen umweltpolitischen Akteure. Sie treffen umweltpolitische Entscheidungen oder bereiten diese vor, erarbeiten Gesetzesentwürfe und umweltpolitische Programme, konkretisieren die in Umweltgesetzen oft nur in

¹⁴ Basierend auf dem Grad der Abweichung einer Politikübernahme von dem ursprünglichen Modell unterscheidet Rose fünf Formen der Nachahmung externer Modelle: „copying“, „emulation“, „hybridisation“, „synthesis“ und „inspiration“ (Rose 1991: 21-22).

Form unbestimmter Gesetzesbegriffe angedeuteten Umweltstandards durch Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften und sind die wichtigsten nationalen Repräsentanten im Bereich der internationalen Umweltpolitik. Darüber hinaus verfügen Umweltministerien häufig über umfangreiche eigene wissenschaftliche Kapazitäten – sowohl innerhalb des Ministeriums als auch durch nachgeschaltete Forschungseinrichtungen – und geben externe Forschung in Auftrag. Schließlich agieren Umweltministerien in einigen Ländern oder Teilbereichen der Umweltpolitik auch als Vollzugsbehörden.¹⁵ Die Gründung eigenständiger Umweltministerien oder – wie im Falle der Schweiz, Japans und der USA – die Schaffung quasi-ministerieller, mit exekutiven Kompetenzen ausgestatteter Umweltämter¹⁶ stellt ein zentrales Element der Ausweitung nationaler umweltpolitischer Handlungskapazitäten dar (Jörgens 1996; Jänicke und Weidner 1997b).

Nationale Umweltministerien unterscheiden sich – neben der Größe und Mitarbeiterzahl – vor allem in ihren jeweiligen Zuständigkeiten. Dabei kann unterschieden werden zwischen "reinen" Umweltministerien und Ministerien, die neben dem Umweltschutz noch weitere Politikfelder abdecken. In dieser Studie werden beide Typen von Umweltministerien erfasst.¹⁷ Nicht erfasst werden hingegen Ministerien, die zwar Umweltschutzaufgaben wahrnehmen, die Bezeichnung "Umwelt" jedoch nicht in ihrem Titel tragen. Ein prominentes Beispiel hierfür ist das deutsche Innenministerium, das mit Hilfe einer großen Umwelta Abteilung bis zur Gründung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) im Jahr 1986 die Umweltpolitik Deutschlands maßgeblich gestaltete, jedoch nicht als Umweltministerium bezeichnet wurde. Weiterhin nicht erfasst werden Umweltministerien unterhalb der nationalen Ebene, d.h. in den Bundesstaaten föderalistischer Staaten.

¹⁵ Die konkreten Zuständigkeiten umweltpolitischer Institutionen variieren zwischen den hier untersuchten Ländern und zwischen einzelnen Bereichen der Umweltpolitik. So liegen in föderalistischen Staaten die Gesetzgebungskompetenzen je nach Regelungsmaterie entweder auf der zentralstaatlichen oder auf der einzelstaatlichen Ebene, die Vorbereitung und Ausarbeitung von Programmen und Gesetzen fällt dementsprechend entweder in den Zuständigkeitsbereich nationaler oder bundesstaatlicher Umweltministerien. Die folgende Beschreibung ist daher auf stark generalisierende Aussagen angewiesen, die Abweichungen in Einzelfällen nicht ausschließen.

¹⁶ Die Schweiz, Japan und die USA richteten zu Beginn der siebziger Jahre nationale Umweltämter ein, deren Ausbreitung in Abschnitt 3.2 separat dargestellt wird. Diese Umweltämter nehmen einen Großteil der Aufgaben wahr, die in anderen Ländern Umweltministerien erfüllen. Im Jahr 2001 wertete Japan die Environment Agency zu einem Umweltministerium auf. Die Schweiz hatte bereits im Jahr 1997 zusätzlich zu dem weiterhin existierenden Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft ein Department für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation als oberstes Umweltressort eingerichtet. Durch die Übertragung insbesondere exekutiver und Vollzugskompetenzen auf die Environmental Protection Agency (EPA) konnten die USA bis heute auf die Schaffung eines Umweltministeriums verzichten. Dennoch wird auch in den USA seit vielen Jahren eine Debatte um eine mögliche Aufwertung der EPA auf den Rang eines Ministeriums geführt.

¹⁷ Die Erfassung von Ministerien, die neben dem Umweltschutz auch andere Politikbereiche abdecken – etwa Energie und Verkehr (Schweiz), Wohnen und Raumplanung (Niederlande) oder Ernährung und Ländliche Angelegenheiten (Großbritannien) – ist sinnvoll, da auch im Falle einer Zusammenlegung verschiedener Politikbereiche in einem Ministerium die Grundentscheidung, dem Umweltschutz Ministerialrang einzuräumen, bestehen bleibt. In denjenigen Fällen hingegen, in denen ein Ministerium zwar de facto die Federführung in Umweltangelegenheiten innehat, jedoch nicht explizit als Umweltministerium ausgewiesen ist, kann davon ausgegangen werden, dass der Verzicht auf diese formale Anerkennung bewusst erfolgt ist. Die in Deutschland über Jahre geführte Debatte um die Vor- und Nachteile eines eigenständigen Umweltministeriums (Müller 1986) zeigt, dass die Entscheidung für oder gegen die Einrichtung eines Umweltministeriums keine zufällige ist.

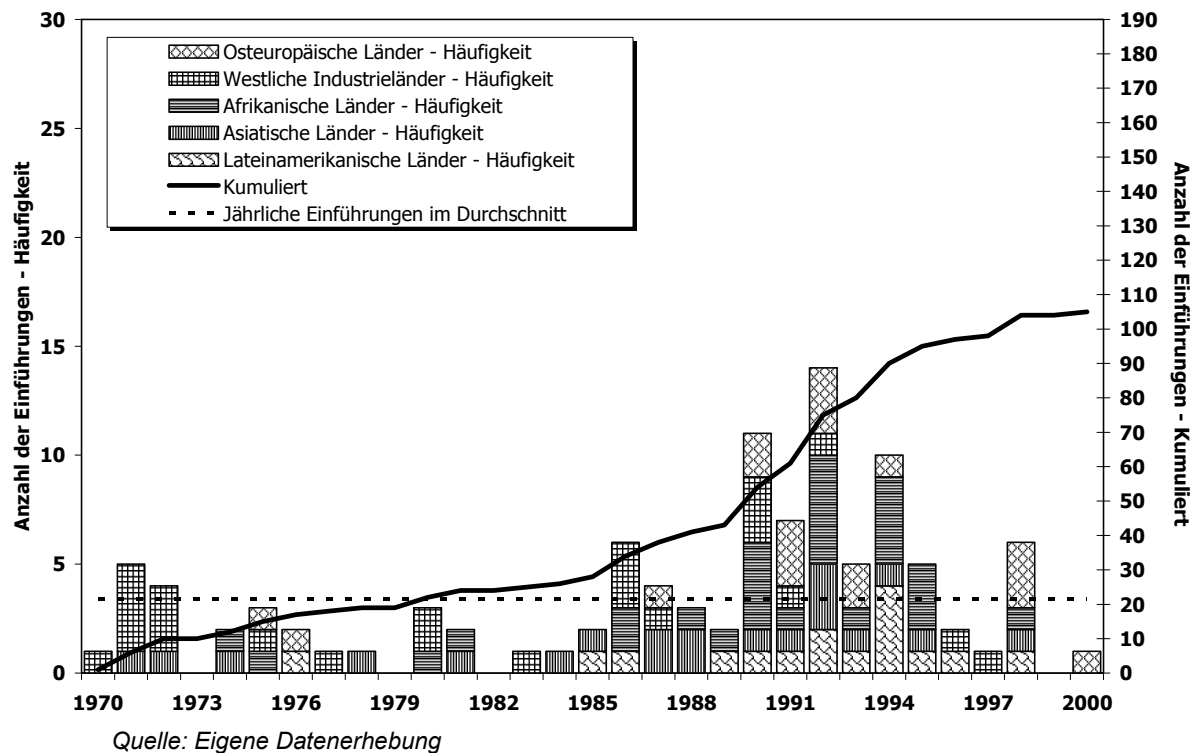
3.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Nationale Umweltministerien existieren inzwischen in fast allen westlichen Industrieländern, in allen osteuropäischen Ländern und in mehr als der Hälfte der Länder weltweit. Ihre weltweite Ausbreitung verlief nicht linear, sondern ist von drei auffälligen Phasen der Beschleunigung geprägt. In diesen Beschleunigungsphasen lag die Adoptionsrate jeweils deutlich über dem Durchschnitt des gesamten Zeitraums von 1970 bis 2000. Dazwischen liegen längere Phasen einer vergleichsweise langsamen, unterdurchschnittlichen Ausbreitung (siehe Abb. 1).

Das weltweit erste nationale Umweltministerium richtete Großbritannien im Jahr 1970 ein. Diese frühe Institutionsgründung fiel in die Initialphase einer weltweiten umweltpolitischen Institutionalisierung (Jörgens 1996: 75-79) und markierte den Beginn des ersten Institutionalisierungsschubs in den Jahren 1971 und 1972. Schon in den nächsten zwei Jahren folgten mit Australien, Frankreich, Kanada, den Niederlanden, Dänemark, Norwegen und Österreich insgesamt sieben westliche Industrieländer. Damit institutionalisierten innerhalb von nur drei Jahren mehr als ein Drittel der damals 23 Mitgliedsländer der Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) die Umweltpolitik als zentrale Staatsaufgabe. Außerhalb der kleinen Gruppe westlicher Industrieländer hingegen bildete die Schaffung nationaler Umweltministerien in dieser frühen Phase der umweltpolitischen Institutionalisierung eine seltene Ausnahme. Lediglich der Iran (1971), die DDR und Singapur (beide 1972) schafften für die Umweltpolitik ein eigenes Ressort (siehe Abb.1).

Nach 1972 verlief die Ausbreitung nationaler Umweltministerien deutlich langsamer als in der Initialphase. Innerhalb der Gruppe der westlichen Industrieländer entschieden sich in den dreizehn Jahren von 1973 bis 1985 nur fünf Länder (Belgien, Irland, Luxemburg, Griechenland und Finnland) für die Einrichtung eines Umweltressorts. Außerhalb der Gruppe der westlichen Industrieländer kam die Einrichtung nationaler Umweltministerien überhaupt nur langsam in Gang. In Osteuropa vollzogen bis Mitte der achtziger Jahre lediglich Polen und Bulgarien diesen Institutionalisierungsschritt. In der gesamten restlichen Welt waren es lediglich weitere elf Länder. Auf die schnelle Ausbreitung nationaler Umweltministerien in der Gruppe der westlichen Industrieländer zwischen 1970 und 1972 folgten somit anderthalb Jahrzehnte der langsamen Ausbreitung dieser Politikinnovation (siehe Abb. 1).

Abb. 1 Einführungen von Umweltministerien weltweit

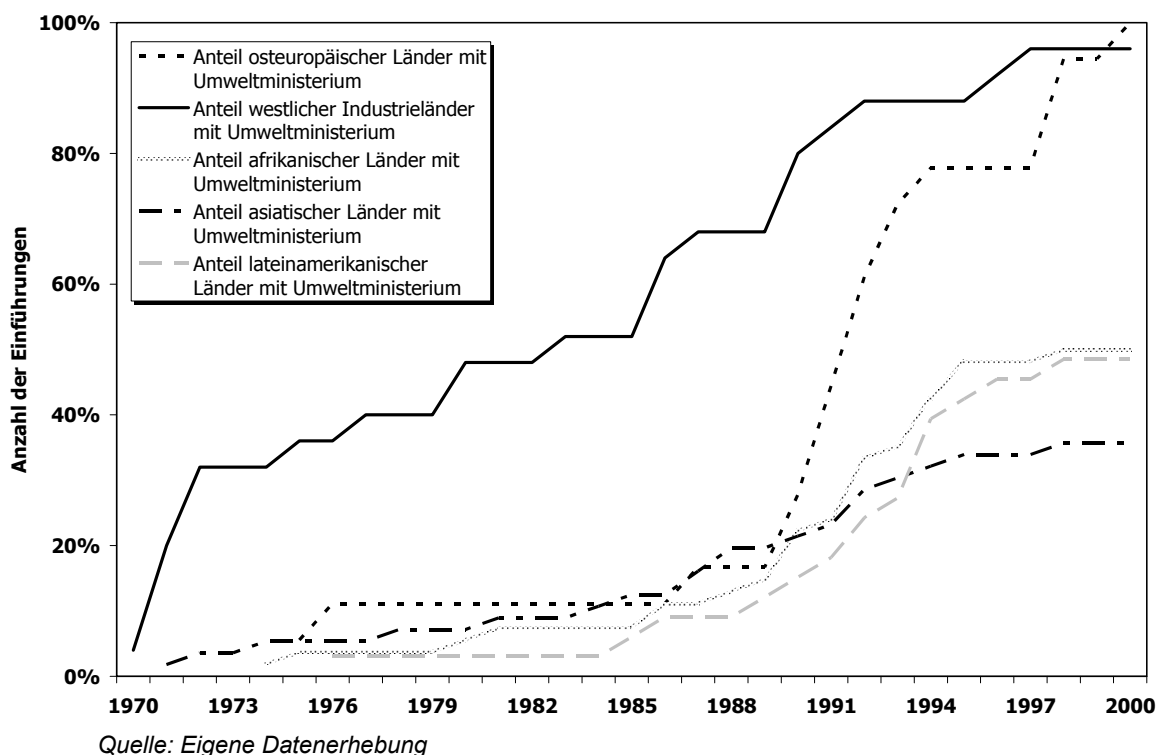


Eine kurze Beschleunigung der Ausbreitung von Umweltministerien ist in den Jahren 1986 und 1987 zu verzeichnen. Innerhalb der Gruppe der westlichen Industrieländer richteten neben Deutschland auch Italien und Neuseeland (beide 1986) sowie Schweden (1987) ein Umweltressort ein. Aber über die Industrieländer hinaus stieg auch in dieser Phase die Zahl der umweltpolitischen Institutionalisierungsschritte nur langsam an (siehe Abb. 1). Danach nahm die Ausbreitungsgeschwindigkeit bis 1989 wieder langsam ab, um sich dann von 1990 bis 1995 schlagartig zu beschleunigen. Dieser dritte Institutionalisierungsschub von 1990 bis 1995 dauerte nicht nur am längsten, sondern übertraf die beiden vorherigen Institutionalisierungsschübe bei weitem. Auf nur zwei Institutionalisierungsschritte im Jahr 1989 folgten elf im darauf folgenden Jahr. In nur sechs Jahren von 1990 bis Ende 1995 richteten insgesamt 52 Länder ein nationales Umweltministerium ein – neun Länder mehr als in den vorangegangenen zwei Jahrzehnten. Die Höhepunkte der Ausbreitung bildeten die Jahre 1990 und 1992 mit der Einrichtung von elf bzw. vierzehn neuen Umweltministerien (1991: sieben, 1993: fünf, 1994: zehn und 1995: fünf). Anders als zu Beginn der siebziger Jahre kam es in dieser Phase erstmals zu einer wirklich globalen, alle Kontinente und Ländergruppen einschließenden Ausbreitung von Umweltministerien (siehe auch Weidner und Jänicke 2002: 417).

Die regionalen Ausbreitungsverläufe in Afrika, Osteuropa und Süd- und Mittelamerika (inkl. der karibischen Staaten) zeigen eindrucksvoll das Ausmaß dieses zweiten großen Institutionalisierungsschubes (siehe Abb. 1). Während in Afrika nach der ersten Einführung eines

Umweltministeriums im Jahr 1974 in Kenia bis zum Jahr 1989 nur sieben weitere Länder folgten (Algerien, Elfenbeinküste, Guinea, Kongo, Mauritius, Senegal und Uganda), richteten zwischen 1990 und 1995 insgesamt achtzehn afrikanische Länder ein Umweltministerium ein. Innerhalb von nur sechs Jahren hatte sich die Zahl der Umweltministerien in Afrika somit mehr als verdreifacht. Im Jahr 2000 verfügte nahezu die Hälfte aller afrikanischen Länder über ein nationales Umweltministerium (27 von insgesamt 55 Ländern). Ein ähnliches Bild ergibt sich auch in Süd- und Mittelamerika. 1989 verfügten dort nur vier Länder über ein eigenes Umweltministerium (Belize, Brasilien, Costa Rica und Venezuela). Fünf Jahre später hatte sich diese Zahl mit vierzehn Ländern mehr als verdreifacht. Im Jahr 2000 hatte fast die Hälfte aller süd- und mittelamerikanischen Länder ein Umweltministerium eingerichtet (sechzehn von insgesamt 33 Ländern). Am deutlichsten zeigt sich dieser Trend jedoch in Osteuropa. Dort hatten bis 1989 drei Länder ein Umweltministerium etabliert.¹⁸ Bis 1995 stieg diese Zahl auf vierzehn, verfünffachte sich also nahezu. Nach drei weiteren Einführungen im Jahr 1998 führte Kroatien im Jahr 2000 als letztes osteuropäisches Land ein Umweltministerium ein, so dass heute alle osteuropäischen Länder über ein Umweltministerium verfügen (siehe Abb. 2).

Abb. 2 Vergleich der Einführungen von Umweltministerien in ausgewählten Regionen



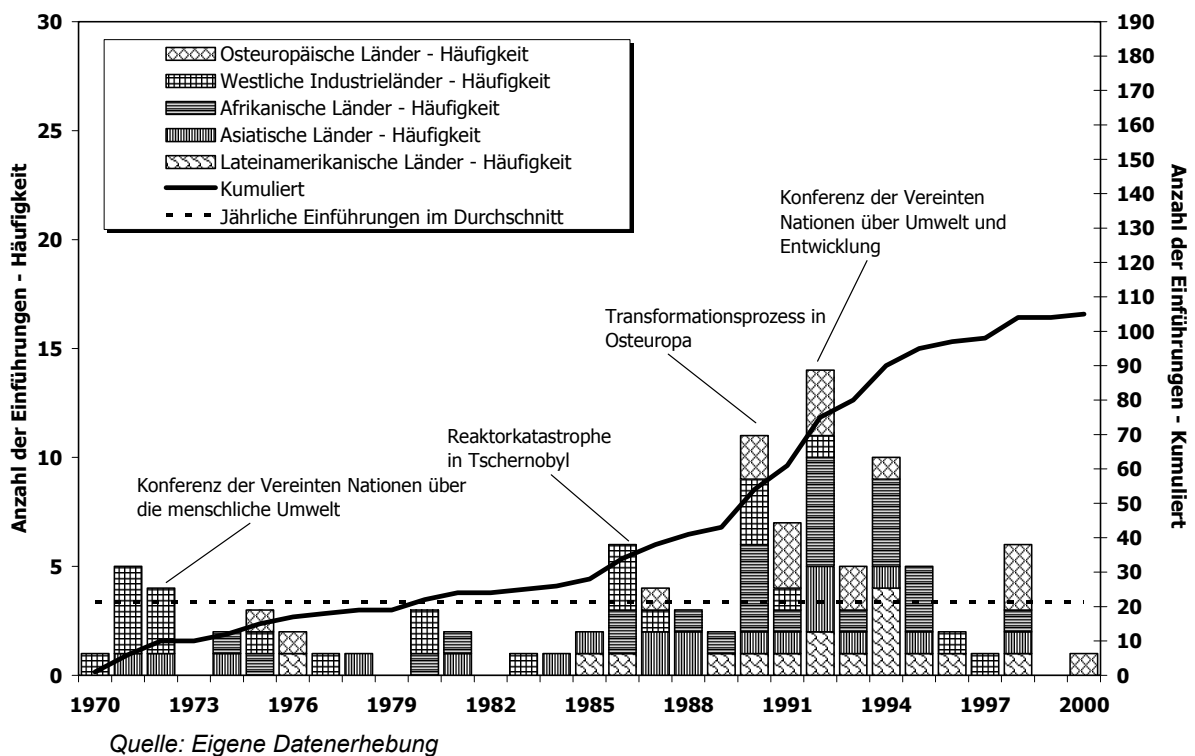
¹⁸ Darüber hinaus hatte die DDR bereits im Jahr 1972 ein Umweltministerium geschaffen.

3.1.3 Interpretation

Wie lassen sich die Vielzahl der Einführungen von Umweltministerien und ihre große zeitliche Nähe in den drei Phasen von 1971 bis 1972, von 1986 bis 1987 und vor allem von 1990 bis 1995 erklären? Welche Faktoren trugen zur offensichtlichen Konzentration der Ausbreitung von Umweltministerien zunächst in westlichen Industrieländern und in einer zweiten Phase in den Regionen Afrika, Osteuropa sowie Süd- und Mittelamerika bei?

Von den vier bereits in der Einleitung genannten möglichen Mechanismen der internationalen Ausbreitung politischer Innovationen lassen sich zwei als Einflussfaktoren ausschließen. Die Einrichtung von Umweltministerien war weder Gegenstand verbindlicher internationaler Vereinbarungen oder supranationaler Regulierungen, noch lassen sich Anzeichen dafür finden, dass Staaten die Einrichtung von Umweltministerien von außen aufgezwungen wurde. Als mögliche Erklärungen für die weltweite Ausbreitung von Umweltministerien kommen somit einerseits voneinander weitgehend unabhängige nationale Reaktionen auf einen vergleichbaren Problemdruck in Frage. Andererseits könnte der Ausbreitungsprozess Ausdruck der internationalen Diffusion eines weithin anerkannten und von einer Reihe von Akteuren im internationalen System propagierten Modells der politisch-administrativen Verankerung des Umweltschutzes im Regierungsapparat sein.

Abb. 3 Einführungen von Umweltministerien weltweit und internationale Ereignisse



Zunächst lässt die Vielzahl der Einführungen von Umweltministerien und ihre große zeitliche Nähe in den drei Phasen der Beschleunigung eine zufällige Anhäufung nicht miteinander

zusammenhängender Entscheidungen einzelner Nationalstaaten als wenig wahrscheinlich erscheinen. Vielmehr lässt das Ausbreitungsprofil auf hohe Interdependenzen zwischen den einzelnen Institutionalisierungsschritten schließen. Zudem fielen die Institutionalisierungsschübe zu Beginn der siebziger und neunziger Jahre mit den beiden wichtigsten Weltumweltkonferenzen sowie mit Bemühungen international agierender Akteure zur Verbreitung dieser Politikinnovation zusammen (siehe Abb. 3).

Das wichtigste internationale Ereignis in der ersten Institutionalisierungsphase war die Konferenz der Vereinten Nationen über die menschliche Umwelt (UNCHE) in Stockholm im Juni 1972.¹⁹ Mit ihr rückte das Umweltthema, das zuvor vor allem in Expertenkreisen behandelt wurde, aus dem wissenschaftlichen Labor auf die internationale politische Agenda (Long 2000: 11). Die Stockholmer Konferenz stellte eine entscheidende erste Etappe im Prozess der Herausbildung und Institutionalisierung einer übergreifenden und global wirksamen normativen Orientierung dar, die den Umweltschutz als positiven Wert etablierte und ins Zentrum der Aufgabenbeschreibung moderner Staaten rückte. Umweltschutz wurde zunehmend als eigenständiger Aufgabenbereich nationalstaatlicher Politik angesehen, der auch einer eigenen institutionellen Verankerung bedurfte.²⁰ Zugleich führte die rapide Zunahme internationaler Regierungskonferenzen zu einer Vielzahl umweltpolitischer Themen dazu, dass viele Staaten eine kompetente Vertretung ihrer nationalen Interessen auf der internationalen Ebene als notwendig erachteten, "da hier möglicherweise Weichenstellungen für die künftige Verteilung von Macht- und Marktchancen vorgenommen wurden" (Küppers, Lundgreen und Weingart 1978: 123). Neben den Vereinten Nationen richteten auch andere internationale Organisationen Foren zur regelmäßigen Zusammenkunft nationaler Regierungsvertreter in Fragen des Umweltschutzes ein, die weitere Anreize zur Schaffung eigenständiger Ministerien schafften.²¹ So gründete die OECD bereits 1970 ein Umweltkomitee. Als ein Höhepunkt der umweltpolitischen Aktivitäten der OECD in der ersten Hälfte der siebziger Jahre gilt das erste Treffen der Umweltminister der OECD im November 1974 (Long 2000: 48).

Vorraussetzung für die wirkungsvolle Mitgliedschaft in solchen Foren war die zumindest ansatzweise Ausdifferenzierung einer spezialisierten Umweltverwaltung auf der nationalen Ebene. Insbesondere die hoch entwickelten Industrieländer verfügten über ausreichende Ressourcen und Kapazitäten, entsprechende Behörden einzurichten. Grundsätzlich bestanden hierbei zwei Optionen: die Einrichtung eines Ministeriums oder die Schaffung einer nicht-

¹⁹ Zu den Auswirkungen der Stockholmer Konferenz der Vereinten Nationen über die menschliche Umwelt (UNCHE) und anderer internationaler Umweltkonferenzen auf die Umweltpolitik von Nationalstaaten siehe Haas (2002).

²⁰ Zur Entstehung eines umfassenden „world environment regimes“ siehe Meyer et al. (1997). Zur Auswirkung internationaler Normen auf die Präferenzbildungen und Handlungen von Nationalstaaten siehe Finnemore (1996), Finnemore und Sikkink (1998), Checkel (1999) und Risse, Ropp und Sikkink (1999), Betsill (1999), DiMaggio und Powell (1991), einen Überblick bietet Tews (2002a: 27-31).

²¹ Meyer et al. (1997: 639) argumentieren sogar, dass "formalized national ministries arise only when enough international conferences and organizations exist for ministers to attend".

ministeriellen, stärker wissenschaftlich ausgerichteten Umweltbehörde. Während sich mit den USA, Schweden und Japan zunächst die wichtigsten umweltpolitischen Vorreiterländer in dieser frühen Phase für die Einrichtung eines nicht-ministeriellen Umweltamtes entschieden, setzte sich in der Folgezeit zunehmend das erstmals in Großbritannien eingeführte Modell eines eigenständigen Umweltministeriums durch, wobei zumindest die grundsätzliche Entscheidung, den Umweltschutz in einem eigenständigen Ressort zu verankern, in vielen Ländern vom englischen Vorbild inspiriert war (Weidner 2002). Die Einrichtung von Umweltministerien konnte dabei an die allgemeinen Organisationsprinzipien arbeitsteilig organisierter Industriegesellschaften anknüpfen nach denen das Aufkommen neuer Staatsaufgaben traditionell zur Schaffung zusätzlicher sektorspezifischer Ressorts führte, die dann für die Problembearbeitung in dem neuen Politikfeld zuständig waren. Eine solche additive Ausweitung des Staatsapparates setzte keine umfassende Umgestaltung des politisch-institutionellen Systems voraus und war daher auch im Bereich des Umweltschutzes relativ leicht zu vollziehen (Jörgens 1996: 79).

In Abwesenheit völkerrechtlich verbindlicher internationaler Vereinbarungen war der wichtigste Ausbreitungsmechanismus nationaler Umweltministerien die kommunikationsbasierte Diffusion dieser Politikinnovation in internationalen Akteursnetzwerken. So wurden die Nationalstaaten im Rahmen der Stockholmer Konferenz und ihres Vorbereitungsprozesses explizit dazu aufgefordert, institutionelle Kapazitäten im Umweltschutz auf- und auszubauen (Kloepfer 1989: 323).²² Darüber hinaus spielte der Europäische Rat vom Oktober 1972 in Paris eine wichtige Rolle, auf dem sich die "europäische" Variante der ministeriellen Verankerung des Umweltschutzes etablierte.

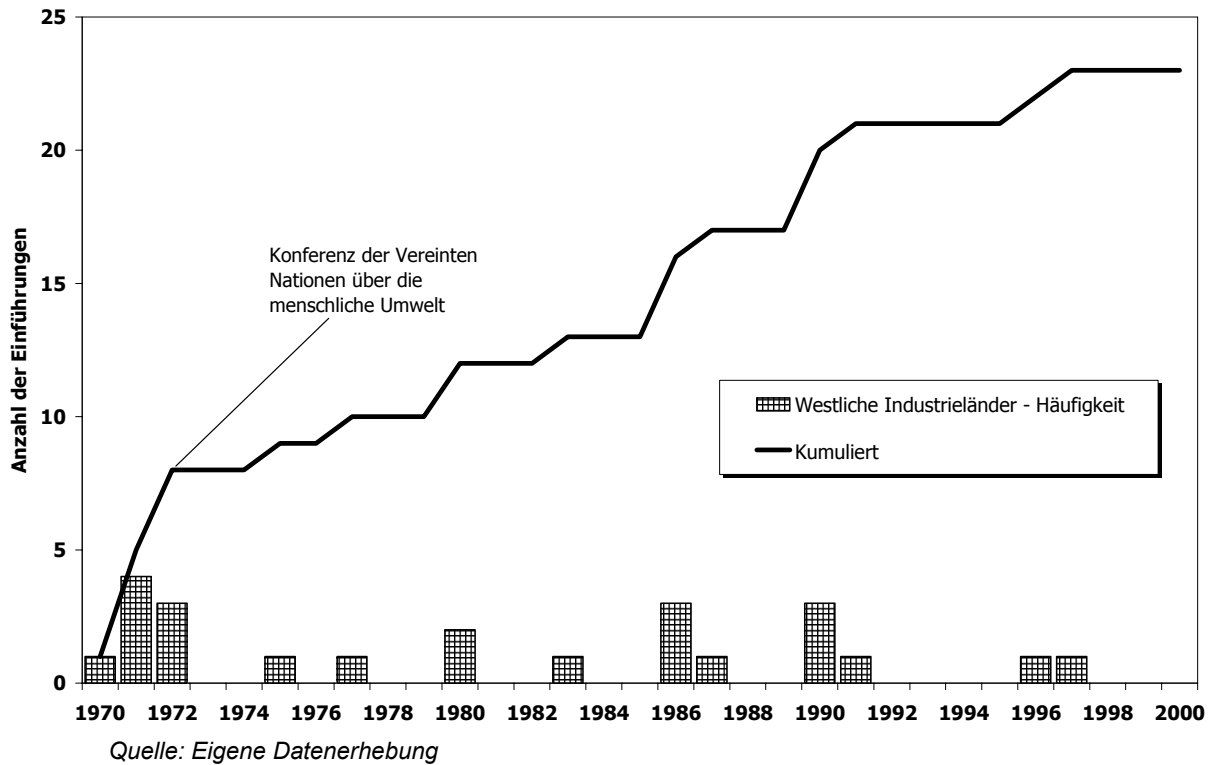
"Stockholm set in motion a process of institution building at the national level. Through processes of consultation, discussion and policy review, a lot of countries had prepared in advance of the conference (...). These networks of knowledge and political support were put to good effect by the many national environmental ministries that were established after Stockholm to implement the conference's bold agenda. These activities were given a strong push when, a few months after the conference, European political leaders met in Paris (...). The summit successfully initiated a process of institution building, which bore many hundreds of items of EU environmental policy" (Seyfang and Jordan 2002).

Dass ein vergleichbarer Effekt bei den an der Stockholmer Umweltkonferenz teilnehmenden Entwicklungs- und Schwellenländer weitgehend ausblieb, lag an der grundlegenden Skepsis, die diese Länder der Konferenz entgegenbrachten. Sie befürchteten, dass die Industrieländer die Begrenztheit natürlicher Ressourcen als Vorwand nutzen könnten, um den Entwicklungsländern wirtschaftliches Wachstum und Wohlstand zu versagen (Sooros 1999: 32). Entsprechend gehörten mit Ausnahme von Singapur und dem Iran alle frühen Übernehmerstaa-

²² Die Stockholmer Deklaration enthält folgende Forderung: "Appropriate national institutions must be entrusted with the task of planning, managing or controlling the environmental resources of States with a view to enhancing environmental quality" (Prinzip 17 der Stockholmer Deklaration). Im Rückblick spricht der frühere Direktor des Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) Mostafa K. Tolba von einem "commitment (by governments) to set up ministries" (Tolba et al. 1995: vii).

ten (in der zeitlichen Reihenfolge bis 1972: Großbritannien, Kanada, Iran, Australien, Frankreich, Niederlande, Singapur, Dänemark, Norwegen und Österreich) der Gruppe der westlichen Industrieländer an (siehe Abb. 4).

Abb. 4 Einführungen von Umweltministerien in westlichen Industrieländern



Der zweite Institutionalisierungsschub von 1986 bis 1987 lässt sich nicht direkt mit internationalen Diffusionsprozessen in Verbindung bringen. Vorherrschendes Ereignis in dieser Phase war die Reaktorkatastrophe im russischen Tschernobyl im April 1986, die zumindest in Deutschland den Ausschlag für die zuvor jahrelang kontrovers diskutierte Gründung des Bundesumweltministeriums gab (Pehle und Jansen 1998: 35-36).

Bei der bislang größten dritten Institutionalisierungswelle von 1990 bis 1995 ging wie bereits in der Initialphase der Einrichtung nationaler Umweltministerien zwischen 1970 und 1972 der Anstoß von den Vereinten Nationen (VN) und insbesondere vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) aus. Den Ausgangspunkt bildete die Veröffentlichung des Berichts *Our Common Future* der von den VN eingesetzten Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) im Jahr 1987 (Brundtland-Bericht) (Hauff 1987), der die Umweltproblematik unter dem Begriff der nachhaltigen Entwicklung neu definierte und mit der Entwicklungsfrage verknüpfte. Damit legte er den Grundstein für eine Globalisierung der Umweltpolitik über die kleine Gruppe der Industrieländer hinaus (Sooros 1999: 33). Die Operationalisierung des Brundtland-Berichts sollte auf einer zweiten Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED) – 20 Jahre nach Stockholm – erfolgen.

Die Konferenz wurde über mehrere Jahre vorbereitet, u.a. über ein eigens hierfür gegründetes Sekretariat in London und durch die Erstellung von nationalen Vorbereitungsberichten in mehr als 120 Ländern. An der Konferenz im Juni 1992 in Rio de Janeiro nahmen rund 10 000 Delegierte aus 178 Ländern teil. Wie zu Beginn der siebziger Jahre die westlichen Industrieländer legten nun im Vorfeld der Konferenz viele Schwellen- und Entwicklungsländer institutionelle Zuständigkeiten im Umweltschutz fest. Die auf der Rio-Konferenz verabschiedete Agenda 21 bekräftigte in ihrem Kapitel 8 die Notwendigkeit, nationale administrative Kapazitäten im Umweltschutz zu schaffen.²³ Zur Überwachung der Umsetzung dieses internationalen Aktionsplans – und der weiteren auf der Konferenz getroffenen Beschlüsse – wurde die Kommission der Vereinten Nationen für Nachhaltige Entwicklung (CSD) gegründet.

Daneben spielten in dieser Phase weitere internationale Organisationen als "policy entrepreneurs" eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung von Umweltministerien. So begannen Ende der achtziger Jahre vor allem die Weltbank und die OECD, den Aufbau nationaler Umweltverwaltungen in Entwicklungsländern zu forcieren (zur Rolle von internationalen Organisationen und anderen Akteuren in Diffusionsprozessen siehe Tews 2002a: 22-24; Stone 1999, 2001; zum Begriff der „policy entrepreneurs“ im Zusammenhang mit Diffusionsprozessen siehe Mintrom 1997). Die Weltbankgruppe und darin insbesondere die Internationale Entwicklungsorganisation (IDA) nutzte spätestens seit Beginn der achtziger Jahre umfassend die Möglichkeit, die Vergabe zinsfreier Kredite an Entwicklungsländer von der Erfüllung umweltpolitischer Auflagen abhängig zu machen. Zwar knüpfte die Weltbank die Kreditvergabe nicht direkt an die Schaffung nationaler Umweltministerien, die Ausführungsbestimmungen (Operational Directives) 4.01 und 4.02 der Weltbank zur Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) und zur Erstellung Nationaler Umweltaktionspläne (NEAP) weisen jedoch explizit auf die Notwendigkeit einer Stärkung institutioneller Strukturen im Umweltschutz hin. So versteht die Operational Directive 4.01 vom Oktober 1991 den Ausbau nationaler Umweltverwaltungen als entscheidende Voraussetzung für die erfolgreiche Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen:

"The ultimate success of EA [environmental assessments] depends upon the capability and understanding of environmental matters of the government agencies concerned. Therefore, as part of the EA process, it is necessary to identify relevant environmental

²³ Zwar fordert die Agenda 21 entsprechend dem Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung dabei eine stärkere Integration umweltpolitischer Aspekte in die Entscheidungen anderer Politikfelder und eine Abkehr von der sektoralen Institutionalisierung der Umweltpolitik. Jedoch führte die vorherrschende umweltpolitisch orientierte Interpretation dieses Leitbildes als „dauerhaft umweltgerechte“ oder „ökologisch nachhaltige Entwicklung“ (Jänicke, Jörgens und Koll 2000: 223) insbesondere in den Nachzüglerländern, die noch keine eigenständigen Umweltministerien oder Umweltämter eingerichtet hatten, zunächst zu einer Ausweitung dieser sektorspezifischen Institutionen.

agencies and their capability for carrying out required EA activities" (World Bank 1991: RN 12).²⁴

Die 1992 verabschiedete Operational Directive 4.02 erhöhte weiter den Druck auf Nationalstaaten, nationale Umweltministerien und Umweltverwaltungen zu schaffen. Sie verknüpfte die Vergabe von Krediten der IDA mit der Forderung an die Kreditnehmer, einen NEAP zu formulieren und zu verabschieden. In der Praxis erwies sich diese Forderung als unabdingbare Voraussetzung für Kredite. Eines der zentralen Elemente des von der Weltbank begleiteten Planungsprozesses für die NEAPs ist die Analyse des bestehenden umweltpolitischen Institutionensystems und die Erarbeitung konkreter Vorschläge zum Aufbau "realistischer institutioneller Bedingungen für die Umsetzung des Aktionsplanes" (Heidbrink und Paulus 2000: 19). Über diese indirekte Verpflichtung zum Aufbau umweltpolitischer Verwaltungen hinaus förderte die Weltbank in vielen Fällen auch direkt den Aufbau nationaler Umweltbehörden (World Bank 1991: RN 26; IDA 2001). So finanzierte die IDA in der Folge des moldawischen Umweltaktionsplans die Umwandlung des State Department for Ecology in ein Umweltministerium. In Albanien unterstützte sie den Ausbau des Umweltkomitees im Gesundheitsministerium zu einem nationalen Umweltamt (IDA 2001: 42-43). Neben der Weltbank legten auch andere internationale Organisationen wie die OECD oder das Regional Environmental Center für Mittel- und Osteuropa (REC) in den neunziger Jahren umfangreiche Programme auf, um den Aufbau umweltpolitischer Kapazitäten in den Ländern der nicht-industrialisierten Welt zu unterstützen (OECD 1994, 1995a).²⁵

In den ehemals sozialistischen Ländern Osteuropas begünstigte zudem insbesondere der Systemwechsel als intervenierender, situativer Faktor den Institutionalisierungsschub der neunziger Jahre. So kam es in dieser Region alleine zwischen 1989 und 1994 zu einer Ver vierfachung der Ministeriumsgründungen (siehe Abb. 5).

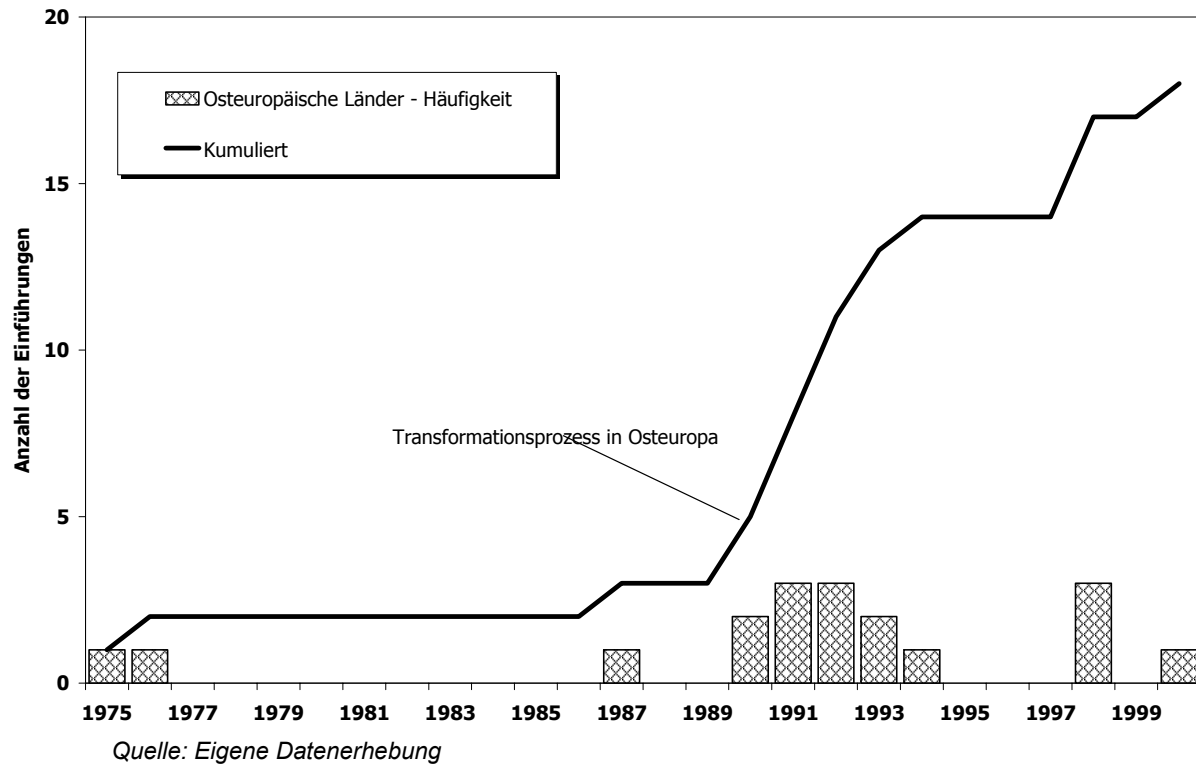
Allerdings darf die Einrichtung umweltpolitischer Institutionen in Osteuropa nicht ausschließlich als direkte Auswirkung der Demokratisierungsprozesse verstanden werden. Vielmehr lassen sich die Entscheidungen osteuropäischer Länder, nationale Umweltministerien zu schaffen, vor dem Hintergrund der oben beschriebenen internationalen normativen Orientierung und ihrer Verankerung im internationalen System verstehen. Spätestens seit Anfang der neunziger Jahre zählte der Umweltschutz nahezu unhinterfragt zu den Kernaufgaben moderner Staaten. Der Systemwechsel in den ehemals sozialistischen Staaten hatte vor

²⁴ RN 2 der Operational Directive benennt den Aufbau nationaler Umweltmanagementkapazitäten sogar als eigenständiges Ziel: "In addition, the EA process plays an important role in building environmental management capability in the country" (World Bank 1991).

²⁵ Darüber hinaus weist die OECD in den seit 1992 für alle Mitgliedsstaaten sowie ausgewählten Staaten Osteuropas erstellten Umweltprüfberichten (Environmental Performance Reviews) auf Lücken in den nationalen umweltpolitischen Institutionensystemen hin und übt damit Druck auf diejenigen Länder aus, die – wie Spanien bis 1997 – kein eigenständiges Umweltministerium eingerichtet hatten. Eine ähnliche Funktion erfüllen die Umweltprüfberichte der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) für eine Reihe osteuropäischer Länder, die sich am Modell der Umweltprüfberichte der OECD orientieren.

allen eine beschleunigende Wirkung. Die historische Chance, das bestehende Institutionengefüge nahezu vollständig umgestalten zu können, nutzten die verantwortlichen Entscheidungsträger in den vielen Fällen dazu, eigenständige Umweltressorts zu gründen.

Abb. 5 Einführungen von Umweltministerien in osteuropäischen Ländern



Insgesamt zeigt die Untersuchung, dass Diffusionsprozesse eine wichtige Rolle bei der weltweiten Ausbreitung nationaler Umweltministerien spielten. Der spezifische Ausbreitungsverlauf unterstreicht zudem grundlegende Annahmen der Diffusionsforschung. Erstens zeigt er, dass eine Intensivierung der internationalen Kommunikation und eine Zunahme der zwischenstaatlichen Interaktionen die Wahrscheinlichkeit von Diffusionsprozessen erhöht und insgesamt zu einer Beschleunigung der Ausbreitung beiträgt (Tews 2002a: 7-10). Zweitens betont er die Bedeutung internationaler Organisationen als policy entrepreneurs, die nationalen Regierungen die Gründung eigenständiger Umweltverwaltungen nahe legen und entsprechende Informationen und finanzielle Ressourcen bereitstellen. Drittens illustriert das Fallbeispiel die Bedeutung normativer Orientierungen als legitimationsstiftende Referenzwerte nationalen Regierungshandelns in der internationalen Staatengemeinschaft.

3.2 Nationale Umweltämter

3.2.1 Charakteristika der Politikinnovation

Neben Umweltministerien stellen nationale Umweltämter einen zweiten zentralen Baustein des seit Ende der sechziger Jahre entstandenen nationalstaatlichen umweltpolitischen Institutionengefüges dar.

Es lassen sich zwei Typen von Umweltämtern unterscheiden. Dies sind einerseits beobachtende, forschende und beratende Organisationen und andererseits Behörden, die über diese Aufgaben hinaus vorrangig mit exekutiven Kompetenzen ausgestattet sind. Während quasi-ministerielle Umweltämter des zweiten Typs vor allem in der Initialphase der umweltpolitischen Institutionalisierung vor 1972 entstanden sind, hat sich in der Folgezeit das Modell der nachgeschalteten Fachbehörde weltweit durchgesetzt. So erfüllen die in den Jahren 1970 und 1971 entstandenen Umweltagenturen der USA, Japans und der Schweiz eine Vielzahl quasi-ministerieller Funktionen. Die amerikanische Environmental Protection Agency (EPA) etwa bereitet, ähnlich wie in anderen Ländern die Umweltministerien, Umweltgesetze vor, entwickelt Verordnungen im Rahmen der vom Kongress verabschiedeten Gesetze und ist zusammen mit den Bundesstaaten für die Implementation verantwortlich. Darüber hinaus betreibt sie umweltwissenschaftliche Forschung, sammelt Umweltdaten und berät andere politische Instanzen sowie Industrieverbände und Unternehmen (Ringquist 1993: 35). In Japan gehört die nationale Umweltagentur zum Büro des Premierministers, ihr Direktor hat den Rang eines Staatsministers und ist Mitglied des Kabinetts (Imura 1997).

Die Aufgaben der heute in den meisten Ländern existierenden nachgeschalteten Umweltämter liegen hingegen vorrangig in der Beratung und Unterstützung der zuständigen Ministerien, der Umweltforschung sowie in der systematischen Erfassung und Dokumentation von Umweltdaten und der Öffentlichkeitsarbeit. Beide Typen von Umweltämtern werden in dieser Studie berücksichtigt. Nicht erfasst werden sektorale Behörden (z.B. Naturschutz- oder Luftreinhalteämter) und Umweltämter unterhalb der nationalstaatlichen Ebene.

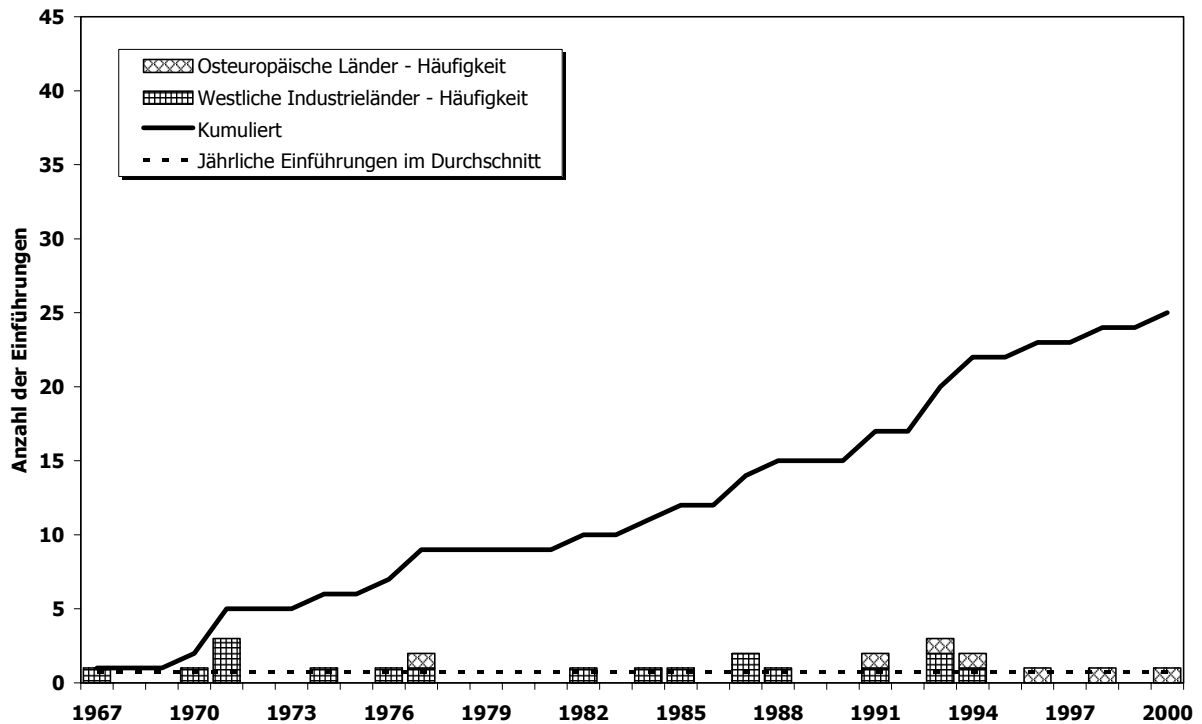
3.2.2 Verlauf der Ausbreitung

Das erste nationale Umweltamt wurde im Jahr 1967 in Schweden eingerichtet. 1970 folgten die USA mit der Gründung der EPA als zentraler nationaler Umweltschutzbehörde. Im Jahr darauf schufen auch Dänemark, Japan und die Schweiz eigenständige nationale Umweltämter.

Nach dieser Initialphase nahm die Ausbreitungsgeschwindigkeit nationaler Umweltämter deutlich ab. Erst 1974 entstand mit dem deutschen Umweltbundesamt (UBA) die nächste nationale Umweltbehörde (zum deutschen Umweltbundesamt Kloepfer 1989: 67-68; Blinzler 1992: 418-421). Ungarn, das 1977 ein Umweltamt einrichtete, blieb bis 1991 das einzige

osteuropäische Land, das diesen Institutionalisierungsschritt vollzog (siehe Abb. 6). Insgesamt entstanden in den fünfzehn Jahren zwischen 1972 und 1986 lediglich sieben neue Umweltämter.

Abb. 6 Einführungen von Umweltämtern in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Ein überdurchschnittlicher Anstieg der Ausbreitungskurve lässt sich erst wieder in den Jahren 1993 und 1994 beobachten. In diesem Zeitraum gründeten insgesamt fünf Länder ein nationales Umweltamt, darunter mit der Slowakei und Bulgarien auch zwei weitere osteuropäische Staaten. Bereits 1991 hatten Frankreich und Polen ein Umweltamt eingerichtet, so dass in der ersten Hälfte der neunziger Jahre insgesamt sieben Länder diesen Institutionalisierungsschritt vornahmen.

Die jüngste Phase der Ausbreitung nationaler Umweltämter seit 1996 blieb auf die osteuropäischen Länder begrenzt (siehe Abb. 6). In diesen Zeitraum fiel die Bildung von Umweltämtern in Estland, Albanien, Lettland und Slowenien, allesamt Länder, die bereits zuvor ein nationales Umweltministerium geschaffen hatten.

3.2.3 Interpretation

Da wie bei den Umweltministerien weder bindende internationale Vereinbarungen oder supranationale Regelungen zur Schaffung von Umweltämtern bestehen noch direkter Zwang auf Staaten ausgeübt wurde, Umweltämter einzuführen, müssen andere Prozesse die Ausbrei-

tung von Umweltämtern beeinflusst haben. Eine Reihe von Beobachtungen stärkt die Annahme, dass zwischenstaatliche Imitations- und Lernprozesse – direkt oder vermittelt durch internationale Organisationen – bei der Schaffung nationaler Umweltämter eine signifikante Rolle spielten.

Zum einen liefert die Tatsache, dass die amerikanische EPA beim Entwurf des deutschen UBA Pate stand einen eindeutigen – wenngleich anekdotischen – Beleg dafür, dass sich Länder bei der Einführung von Politikinnovationen an ausländischen Modellen orientieren. Entscheidend für die Orientierung Deutschlands am amerikanischen Modell war der Besuch einer Studiengruppe der Bundesregierung bei den US-amerikanischen Umweltbehörden. Im Vorwort des Berichtes dieser Studiengruppe heißt es: „Die Teilnehmer interessierte vor allem, welche Erfahrungen man mit der zentralen Umwelteinrichtung, der noch verhältnismäßig jungen EPA gemacht hatte. Das Motiv war, Anregungen für die Planung des UBA zu erhalten, die in eine entscheidende Phase getreten war“ (Uppenbrink 1974: 7).

Zum anderen beschleunigt sich – ähnlich wie im Falle der Umweltministerien – die Ausbreitung von Umweltämtern im zeitlichen Umfeld der Weltumweltkonferenzen in Stockholm und Rio de Janeiro. So gründeten bis zur Stockholm Konferenz 1972 neben dem Gastgeberland Schweden vier weitere Länder ein nationales Umweltamt. Im Zeitraum von 1990 bis 1995, der sowohl von der Rio-Konferenz 1992 als auch vom Zusammenbruch der sozialistischen Regime in Osteuropa geprägt war, entschieden sich sieben Länder für diesen Institutionalisierungsschritt. Diese Beobachtungen legen die Schlussfolgerung nahe, dass die Gründungen von nationalen Umweltämtern unter dem Einfluss derselben internationalen Ereignisse und Entwicklungen standen, die bereits die Ausbreitung von Umweltministerien beeinflussten. Die Herausbildung und institutionelle Verankerung eines eigenständigen Politikfeldes Umweltschutz in der internationalen Arena schaffte Anreize, auch auf nationaler Ebene umweltpolitische Institutionen einzurichten. Die Frage nach der konkreten Ausgestaltung dieser nationalen Umweltbehörden blieb hingegen zunächst offen. Bis Ende der siebziger Jahre können Umweltministerien und Umweltämter als konkurrierende Modelle der umweltpolitischen Institutionalisierung auf der nationalen Ebene angesehen werden. Erst seit den achtziger Jahren setzte sich zunehmend die Kombination eines in Umweltangelegenheiten federführenden Ministeriums und einer nachgeschalteten Fachbehörde als institutionelles Modellarrangement durch (siehe auch Abschnitt 3.5).

Wenig plausibel hingegen erscheint angesichts des Ausbreitungsverlaufs hingegen die in der Diffusionsforschung immer mit zu prüfende "Nullhypothese", dass die internationale Ausbreitung von Umweltämtern ausschließlich oder vorrangig als zufällige Kette von unabhängigen Reaktionen auf vergleichbare nationale Umweltprobleme verstanden werden kann.

3.3 Umwelträte

3.3.1 Charakteristika der Politikinnovation

Nationale Umwelträte sind eigenständige Expertengremien, denen die ständige wissenschaftliche Beratung der Regierung und anderer politischer Instanzen in Umweltfragen obliegt (Kloepfer 1989: 106). Ihre Hauptaufgabe ist die wissenschaftliche Analyse von Problemlagen und die auf dieser Analyse basierende Erarbeitung von Lösungsstrategien. Im Unterschied zu ad hoc einberufenen Expertenkommissionen (z.B. die Enquête-Kommissionen des Deutschen Bundestages), die für einen begrenzten Zeitraum eine beratende Rolle in (umwelt-)politischen Entscheidungsprozessen einnehmen, sind nationale Umwelträte auf Dauer eingerichtete Expertengremien.²⁶ Die Zahl ihrer – meist direkt von der Regierung berufenen – Mitglieder ist überschaubar. Sie verfügen – wenn überhaupt – nur über einen kleinen eigenen Forschungs- und Verwaltungsapparat.

Nationale Umwelträte operieren an der Schnittstelle zwischen Politik und Wissenschaft. Über die Publikation regelmäßiger Gutachten sowie ihre institutionelle Präsenz erreichen sie relativ große und langfristige politische und öffentliche Aufmerksamkeit. Im Gegensatz zu den wissenschaftlichen Abteilungen in Umweltministerien und Umweltämtern, die den politisch-institutionellen Zwängen ihrer jeweiligen Behörde unterliegen (Windhoff-Héritier 1987: 135), können nationale Umwelträte größtenteils unabhängig die von ihnen behandelten Themen auswählen. Und anders als die verwaltungsexterne Politikberatung durch Wissenschaftler an Hochschulen, außeruniversitären Forschungsinstituten oder in Think Tanks, die normalerweise erst auf Initiative der Politik zustande kommt, verfügen nationale Umweltexpertengremien über einen „wissenschaftlich und politisch-rechtlich legitimierten Beratungsanspruch“ (Prittwitz 1994: 275). Die letztendliche Entscheidung, ob die Empfehlungen nationaler Expertengremien in politische Entscheidungen einfließen, liegt zwar in jedem Fall bei den zuständigen politisch-administrativen Instanzen. Regierung und Parlament müssen sich jedoch mit den veröffentlichten Vorschlägen auseinandersetzen. Umweltexpertengremien institutionalisieren somit einen vergleichsweise unabhängigen Einfluss der Wissenschaft auf die Politik. Ihre weitgehende Unabhängigkeit vom politischen Tagesgeschehen versetzt Umwelträte eher als Umweltministerien oder Umweltämter in die Lage, langfristige Perspektiven zu entwickeln, die die meist kurzfristig orientierten sektoralen Fachpolitiken um eine in die Zukunft weisende und wissenschaftlich begründete Perspektive ergänzen.²⁷ Allerdings wird die wis-

²⁶ Sachverständigenräte entstanden zuerst im Bereich der Wirtschaftspolitik. Diese Politikinnovation breitete sich schnell in Europa aus und wurde nach längerer innenpolitischer Debatte, in deren Verlauf der wiederholte Verweis auf die europäischen Vorreiterländer eine entscheidende Rolle spielte, auch von den USA übernommen (Polsby 1984). Mit der Ausdifferenzierung des Umweltschutzes als eigenständigem Politikbereich sprang die Idee eines ständigen wissenschaftlichen Beratergremiums auch auf die Umweltpolitik über und gehörte von den späten sechziger Jahren an zum engeren Kern des sich herausbildenden umweltpolitischen Institutionensets (Jörgens 1996).

²⁷ Die Thematisierung des Vollzugsdefizits in der Umweltpolitik durch den deutschen Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) bietet ein gutes Beispiel für die Bedeutung der relativen wissenschaftlichen Unabhängigkeit von nationalen

senschaftliche Unabhängigkeit von Sachverständigenräten mitunter durch eine pluralistische Besetzung eingeschränkt. Mitglieder können dann neben Wissenschaftlern auch Repräsentanten wichtiger Interessenverbände, politischer Parteien oder Regierungsbehörden sein (Rehbinder, Sandhövel und Wiggering 1999).

3.3.2 Verlauf der Ausbreitung

Als erstes Land weltweit setzte Schweden im Jahr 1968 mit dem Environmental Advisory Council einen nationalen Umweltsachverständigenrat ein. Wie bei der Schaffung nationaler Umweltämter (siehe vorigen Abschnitt) war Schweden damit internationaler Vorreiter. 1970 gründeten die USA mit dem Council on Environmental Quality (CEQ) und Großbritannien mit der Royal Commission on Environmental Pollution zwei weithin sichtbare Modelle nationaler Umwelträte, die nachfolgenden Ländern oft als Vorbild dienten.²⁸ Bereits im darauf folgenden Jahr diente der amerikanische CEQ bei der Gründung des deutschen Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) als Vorbild (Timm 1989: 124).²⁹

Wie bei der Einrichtung nationaler Umweltministerien und Umweltämter ist auch bei den Umweltexpertengremien ein erster Ausbreitungsschub in den Jahren 1970 und 1971 zu verzeichnen. Bis Ende 1971 richteten insgesamt sechs westliche Industrieländer ein solches Gremium ein. Auf diesen schnellen Start folgte jedoch eine auffällig lange Periode der Stagnation. Erst 1977, fünf Jahre nach der Stockholmer Konferenz richteten Finnland und Irland weitere Umwelträte ein. Bis zum Jahr 1990 stieg die Zahl der Umwelträte dann durch vereinzelte Einführungen langsam auf sechzehn an (siehe Abb. 7).

Die bei allen umweltpolitischen Institutionen der ersten Generation beobachtbare überwiegende Beschränkung der Ausbreitung auf die Gruppe der westlichen Industrieländer in den zwei Jahrzehnten bis zum Zusammenbruch der sozialistischen Regime fällt bei den nationalen Umwelträten am deutlichsten aus. Bis zum Jahr 1990 hatten etwas mehr als der Hälfte der westlichen Industrieländer aber kein einziges osteuropäisches Land ein Umweltexpertengremium geschaffen.³⁰ Erst nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime in Osteuropa begann sich dieses Muster zu ändern, als auch osteuropäische Länder begannen nationale Umwelträte zu schaffen. Zwischen 1990 und 1995 entschieden sich sechs osteu-

Umwelträten. Das Umweltgutachten von 1978 trug entscheidend dazu bei, dass Vollzugsprobleme, die rechts- und politikwissenschaftliche Untersuchungen schon früher festgestellt hatten, weit über den Bereich der Wissenschaft hinaus bekannt wurden (SRU 1978: 472-508). Seitdem bildet dieser Aspekt ein wichtiges Element zur kritischen Bewertung von Umweltprogrammen und -gesetzen. Auch der große Einfluss der 1970 gegründeten britischen Royal Commission on Environmental Pollution auf die Entwicklung des Konzeptes des "Integrierten Umweltschutzes" ("Integrated Pollution Control") wird auf ihre wissenschaftliche Unabhängigkeit zurück geführt (Carter und Lowe 1994: 274; Weale 1997).

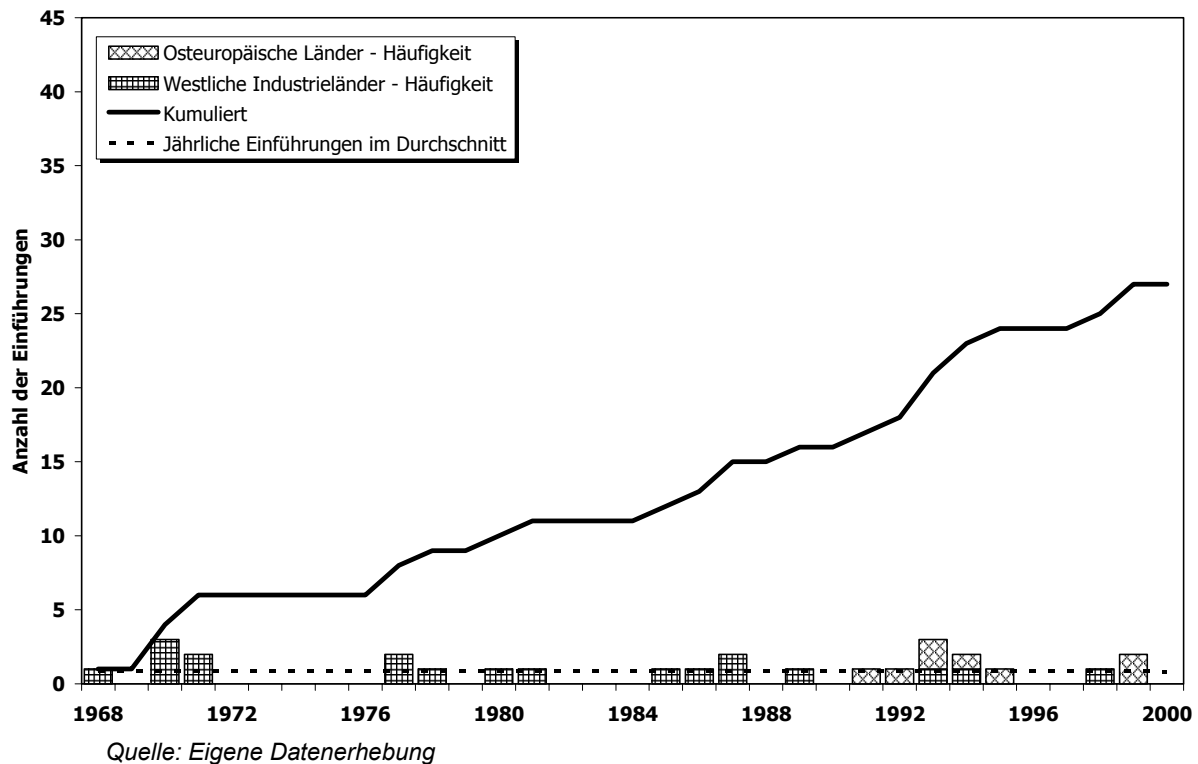
²⁸ Weniger Aufmerksamkeit erhielt hingegen das ebenfalls 1970 eingerichtete französische Haut Comité de L'Environnement.

²⁹ In Detailfragen orientierte sich die Bundesregierung bei der Einrichtung des SRU insbesondere am bereits bestehenden Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (Timm 1989: 113).

³⁰ Lediglich Jugoslawien, das hier nicht berücksichtigt wird, richtete 1990 einen Umweltrat ein.

ropäische Länder (Lettland, die Tschechische Republik, Polen, Slowenien, Albanien und Ungarn) gegenüber nur zwei westlichen Industrieländern für diesen Schritt.

Abb. 7 Einführungen von Umwelträten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern

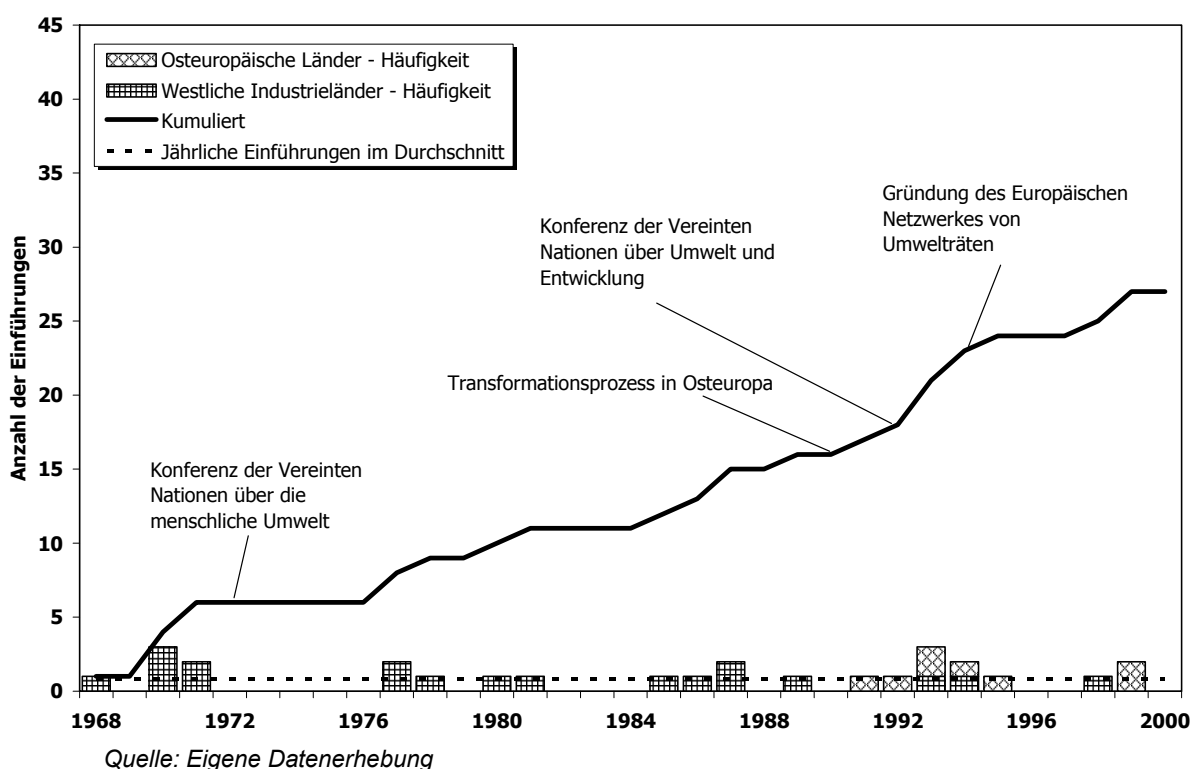


3.3.3 Interpretation

In den ersten beiden Jahren der siebziger Jahre entstanden nationale Umwelträte nahezu simultan in drei wichtigen europäischen Ländern (Frankreich, Großbritannien und Deutschland), den USA und Japan. Diese Gleichzeitigkeit der Einführungen in westlichen Industrieländern in der Frühphase der Ausbreitung deutet – ähnlich wie bei der Einrichtung von Umweltministerien und Umweltämtern – auf ein hohes Maß an Interdependenz zwischen den einzelnen nationalstaatlichen Übernahmeentscheidungen hin. Da die Einrichtung nationaler Umwelträte auf keinen bindenden internationalen Beschluss zurückzuführen ist, legt der Ausbreitungsverlauf die Vermutung nahe, dass die freiwillige Übernahme dieses in anderen Politikbereichen erprobten und von den Vorreitern der umweltpolitischen Institutionalisierung (Schweden, USA, Japan, Großbritannien) frühzeitig praktizierten Beratungsmodells eine zentrale Rolle bei der Ausbreitung gespielt hat. Dabei kam insbesondere dem US-amerikanischen Council on Environmental Quality (CEQ) in der Frühphase der Ausbreitung eine Vorbildfunktion zu. So verwarf in Deutschland die Bundesregierung bei ihrer Entscheidung über die Ausgestaltung der wissenschaftlichen Umweltpolitikberatung das Votum einer eigens zu dieser Frage eingerichteten Kommission und orientierte sich stattdessen am ame-

rikanischen Vorbild und am für die wirtschaftspolitische Beratung zuständigen Sachverständigenrat für die Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (Timm 1989: 109-126). Neben solchen Fällen, in denen die nationale Institutionsgründung direkt von einem ausländischen Modell inspiriert wurde, deutet die zeitliche Nähe des ersten Ausbreitungsschubes zur Stockholmer Umweltkonferenz – ähnlich wie bei der Einführung von Umweltministerien und nationalen Umweltämtern – aber auch prinzipiell auf einen hohen Grad der internationalen Vernetzung nationaler Regierungen und Verwaltungen, die eine wechselseitige Orientierung in Fragen der materiellen und institutionellen Politikgestaltung ermöglicht (siehe Abb. 9).

Abb. 8 Einführungen von Umwelträten und internationale Ereignisse



Die in den neunziger Jahren erfolgte institutionelle Verankerung des zwischenstaatlichen Transfers der Institution des Umweltrates im Netzwerk Europäischer Umwelträte (European Environmental Advisory Councils, EEAC) zeigte hingegen keine signifikanten Auswirkungen auf die Ausbreitung dieser Politikinnovation. Obwohl der damit auf den ersten Blick vollzogene Schritt einer weiteren internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion eine Beschleunigung des Ausbreitungsverlaufs erwarten ließe, veränderte sich der Ausbreitungsverlauf nach Gründung des Netzwerkes im Jahr 1994 kaum. Der Hauptgrund hierfür dürfte in der seit der Rio-Konferenz erfolgten Neuorientierung der Umweltpolitik entlang des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung liegen, die sich gerade bei den wissenschaftlichen Beratergremien erstmals deutlich manifestierte. So entspricht der Großteil der seit Beginn der neun-

ziger Jahre gegründeten Räte eher dem Typus des pluralistisch besetzten Nachhaltigkeitsrates als des rein wissenschaftlich orientierten Umweltsachverständigenrates. Im folgenden Abschnitt wird daher die internationale Ausbreitung von Nachhaltigkeitsräten eingehender untersucht.

3.4 Nachhaltigkeitsräte

3.4.1 Charakteristika der Politikinnovation

Trotz seines hohen Stellenwertes in der internationalen politischen Debatte seit Ende der achtziger Jahre hat das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung bisher wenig institutionelle Innovationen hervorgebracht. Programmatische und prozedurale Innovationen – etwa die Formulierung und Verabschiedung von nationalen Nachhaltigkeitsstrategien und die Organisation und Durchführung lokaler Prozesse, an denen sich die unterschiedlichsten gesellschaftlichen Interessengruppen beteiligen – bilden den Schwerpunkt der nationalen Umsetzung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung (Lafferty und Meadowcroft 2000). Institutionell haben sich bisher nur nationale Nachhaltigkeitsräte oder Nachhaltigkeitskommissionen fest etabliert.

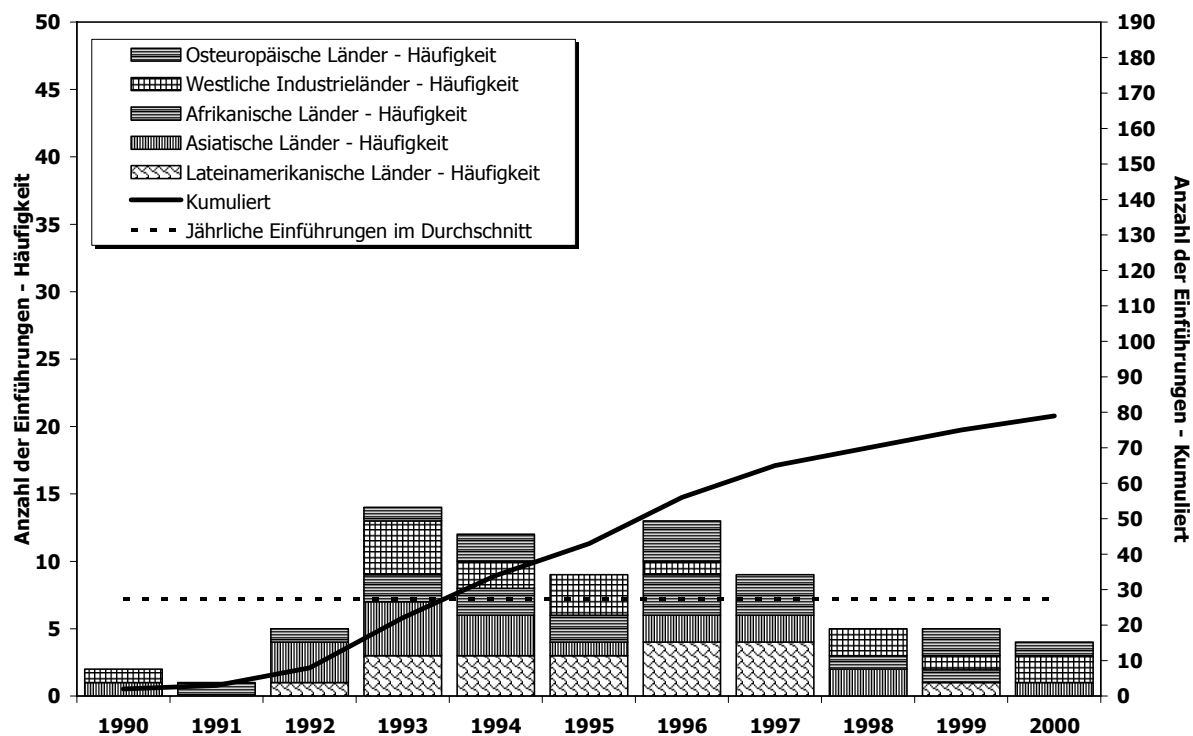
Anders als Umwelträte sind nationale Nachhaltigkeitsräte nicht in erster Linie als wissenschaftliche Expertengremien konzipiert, sondern vielmehr als repräsentative Foren für die gesellschaftliche Debatte über die Grundlinien einer nationalen Politik der nachhaltigen Entwicklung. Ihre von der Regierung berufenen Mitglieder sind in der Regel Angehörige oder Funktionäre der wichtigsten gesellschaftlichen Gruppen und Verbände sowie politischer Institutionen. Neben ökologischen behandeln Nachhaltigkeitsräte auch ökonomische und soziale Themen, wobei die Gewichtung der drei Dimensionen nachhaltiger Entwicklung von Land zu Land unterschiedlich ausfällt. Trotz dieser Ausweitung des Themenspektrums gegenüber den traditionellen Umweltsachverständigenräten steht auch bei den Nachhaltigkeitsräten in der Regel das Umweltthema im Vordergrund. Im Falle des australischen Intergovernmental Committee for Ecologically Sustainable Development oder des portugiesischen Nationalen Rates für Umwelt und Nachhaltige Entwicklung ist diese Prioritätensetzung bereits aus dem Namen ersichtlich. Bei anderen, wie etwa der französischen Kommission für Nachhaltige Entwicklung, drückt sich diese Prioritätensetzung in der organisatorischen Ansiedlung beim Umweltministerium aus.

3.4.2 Verlauf der Ausbreitung

Verglichen mit Umweltministerien (1970), Umweltämtern (1967) und Umwelträten (1968) beginnt die internationale Ausbreitung nationaler Nachhaltigkeitsräte sehr spät. Die ersten Nachhaltigkeitsräte wurden 1990 in Österreich und Singapur geschaffen. In den ersten beiden Jahren ist die Ausbreitung mit nur drei Einführungen noch relativ verhalten. Im weiteren

Verlauf beschleunigt sie sich dann jedoch umso rasanter. Richteten 1992 bereits fünf Länder nationale Nachhaltigkeitsräte ein, so verdreifacht sich die Zahl der Einführungen im Jahr 1993 nahezu auf vierzehn Länder. Erst 1998 sinkt die Zahl der jährlichen Einführungen wieder unter den langjährigen Durchschnittswert. Insgesamt entschieden sich in dem kurzen Zeitraum der Ausbreitung von 1990 bis 2000 weltweit 79 Länder, einen nationalen Nachhaltigkeitsrat einzuführen (siehe Abb. 9).

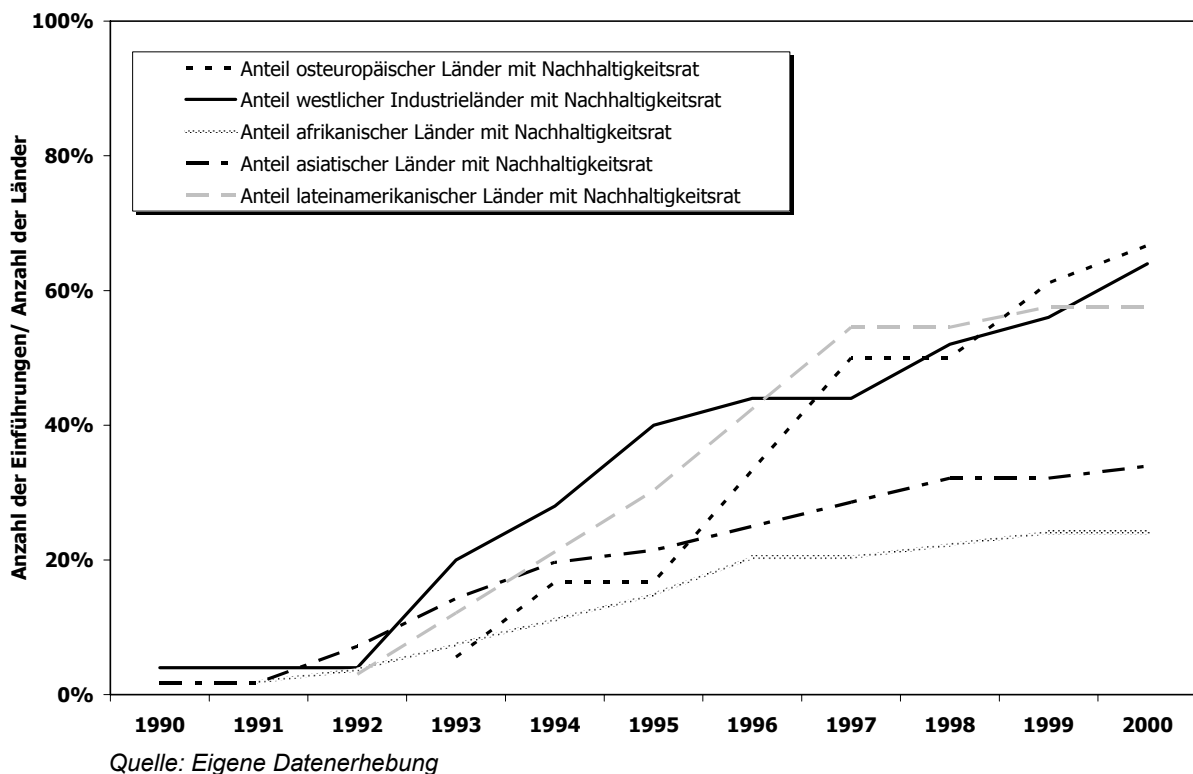
Abb. 9 Einführungen von Nachhaltigkeitsräten weltweit



Quelle: Eigene Datenerhebung

Die Ausbreitung lässt kaum dominante regionale Muster erkennen. Die beiden Ersteinführungen verteilen sich auf Europa und Asien. Das erste afrikanische Land entschied sich 1991 für die Einrichtung eines nationalen Nachhaltigkeitsrates. Der Vergleich des Anteils der tatsächlichen Übernehmerländer an der Gesamtanzahl der potenziellen Übernehmer in den Ländergruppen zeigt, dass die Gruppen der westlichen Industrieländer, der osteuropäischen Länder sowie der Staaten Süd- und Mittelamerikas über den gesamten Zeitraum vergleichsweise gleichauf liegen, während die Länder in der asiatischen und afrikanischen Ländergruppe deutlich zurückliegen (siehe Abb. 9 und 10). Auch das Ausmaß der Beschleunigung von 1992 an fällt in den beiden letztgenannten Ländergruppen deutlich schwächer aus (siehe Abb. 10).

Abb. 10 Vergleich der Einführungen von Nachhaltigkeitsräten in ausgewählten Regionen



3.4.3 Interpretation

Die Mehrheit der Einführungen nationaler Nachhaltigkeitsräte folgte zeitlich direkt auf die internationale Operationalisierung des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung durch die UNCED in Rio de Janeiro und insbesondere durch den dort beschlossenen umfangreichen internationalen Aktionsplan Agenda 21. Die Agenda 21 enthält die explizite Aufforderung an nationale Regierungen, Institutionen zu schaffen, die sie bei der Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit unterstützen. In Kapitel 8 der Agenda 21 verpflichten sich die Teilnehmerstaaten, u.a. die nationalen institutionellen Kapazitäten für die Formulierung und Umsetzung einer Politik der nachhaltigen Entwicklung zu stärken. Paragraph 8.12 fordert:

"Governments, in cooperation, where appropriate, with international organizations, should strengthen national institutional capability and capacity to integrate social, economic, developmental and environmental issues at all levels of development decision-making and implementation. Attention should be given to moving away from narrow sectoral approaches, progressing towards full cross-sectoral coordination and cooperation".

Darüber hinaus enthält die Agenda 21 die Aufforderung an nationale Regierungen, den Dialog mit der Öffentlichkeit, insbesondere mit den wichtigsten gesellschaftlichen Gruppen und Verbänden zu fördern (Kap. 8, Paragraph 8.11). Die Verpflichtung zum Aufbau institutioneller Kapazitäten für eine Politik der nachhaltigen Entwicklung ist – wie alle in der Agenda 21 formulierten Maßnahmen und Ziele – zwar nicht völkerrechtlich bindend. Das bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass sie keinen Einfluss auf nationalstaatliche Entscheidungen haben können. So argumentieren Botcheva und Martin (2001: 12-13), dass internationale Vereinba-

rungen und Zielformulierungen nicht notwendigerweise völkerrechtlich verpflichtend sein müssen, um sich in nationalen Politiken niederzuschlagen. Solche „aspirational“ oder „weak institutions“ können in Abwesenheit expliziter Sanktionsmechanismen Anpassungen nationaler Politiken auslösen, indem sie es nationalen Interessengruppen und interessierten Staaten ermöglichen, den öffentlichen Druck auf die Regierungen zu erhöhen, die diese Ziele nicht oder nur eingeschränkt umsetzen (siehe auch Keck und Sikkink 1998; Gurowitz 1999). Interessierte Akteure können insbesondere dann wirksam öffentlichen Druck ausüben, wenn die internationalen Verpflichtungen mit regelmäßigen Berichtspflichten verbunden sind. Die Einhaltung der Agenda 21 und damit auch die Verpflichtung, institutionelle Kapazitäten zur Umsetzung einer nachhaltigen Politik zu schaffen, ist anhand der in Rio de Janeiro vereinbarten nationalen Berichte zur Umsetzung der Agenda 21 prinzipiell überprüfbar. So enthalten die Richtlinien der CSD für die nationale Berichterstattung die Frage, ob das Land über eine besondere Institution zur Koordination der Nachhaltigkeitspolitik verfügt (CSD 2003). Nationale und transnationale gesellschaftliche Akteure, aber auch andere Staaten oder internationale Organisationen, können auf der Basis dieser Fortschrittsberichte eine weitgehende Umsetzung der Rio-Beschlüsse einfordern. In Verbindung mit den regelmäßigen Zusammenkünften der Unterzeichnerstaaten in der CSD und auf den Rio-Folgekonferenzen³¹ erzeugt dies einen nicht zu unterschätzenden Handlungs- und Legitimationsdruck auf nationale Regierungen, ihren freiwillig eingegangenen Verpflichtungen nachzukommen.

Eine rein zufällige Häufung von voneinander unabhängigen nationalen Entscheidungen, die unbeeinflusst von den internationalen Entwicklungen getroffen wurden, erscheint vor diesem Hintergrund unwahrscheinlich. Nahe liegender ist, dass viele Nationalstaaten mit der Einrichtung von Nachhaltigkeitsräten auf den durch die Agenda 21 entstandenen Handlungs- und Legitimationsdruck reagierten. Diese Schlussfolgerung wird zudem dadurch unterstützt, dass das institutionelle Design der meisten bisher gegründeten nationalen Nachhaltigkeitsräte den Anforderungen an die Schaffung und Stärkung nationaler institutioneller Kapazitäten für eine Politik der nachhaltigen Entwicklung entspricht, die in der Agenda 21 formuliert wurden. So beteiligen Nachhaltigkeitsräte in der Regel alle wichtigen gesellschaftlichen Gruppen. Sie bearbeiten ökologische, ökonomische und soziale Themen mit dem Ziel, Wechselwirkungen dieser Bereiche zu identifizieren und diese in der Formulierung von Empfehlungen zu berücksichtigen.

Ein weiterer Faktor, der sich möglicherweise beschleunigend auf die Ausbreitung dieser Institution ausgewirkt hat, ist die Gründung des CSD durch die Generalversammlung der VN im Jahr 1992. Damit stand den Nationalstaaten ein weithin sichtbares Modell für die Instituti-

³¹ Das prominenteste Beispiel war der World Summit on Sustainable Development 2002 in Johannesburg. 1997 veranstalteten die VN eine Sondersitzung der Generalversammlung, auf der die teilnehmenden Staaten die bisherigen Fortschritte in der Umsetzung der Agenda 21 diskutierten (Earth Summit +5).

onalisierung einer Politik der nachhaltigen Entwicklung zur Verfügung (Sooros 1999: 40-41). Eine Konstellation, die insbesondere von Vertretern des soziologischen Institutionalismus als wichtige Voraussetzung für die schnelle Ausbreitung von Organisationsformen angesehen wird (DiMaggio und Powell 1983: 155-156; Strang und Meyer 1993).³² Schließlich trägt auch das in Abschnitt 3.3 beschriebene Netzwerk Europäischer Umwelträte zur Verbreitung der Institution des Nachhaltigkeitsrates bei, indem es Vertretern nationaler Regierungen die Einrichtung von Umwelt- oder Nachhaltigkeitsräten empfiehlt und in Benchmarking-Studien nationale Institutionen der Umweltpolitikberatung vergleicht (Niestroy 2005; Wiggering und Sandhövel 1995). Insgesamt zeigt somit auch das Beispiel der Nachhaltigkeitsräte, dass die internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion eine entscheidende Rolle in der Ausbreitung von Nachhaltigkeitsräten gespielt hat.

3.5 Vergleich der Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Institutionen

Die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen folgte in den vier hier untersuchten Fällen einem sehr ähnlichen Schema. Hochrangige Weltumweltkonferenzen etablierten den Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen als international anerkannte, konsensuale Norm. Hierdurch veränderte sich der Charakter der Umweltpolitik grundlegend. Anstelle der bis in die späten 1960er Jahre vorherrschenden reaktiven Bearbeitung individueller industrieller Umweltbeeinträchtigungen, die meist problemnah auf der lokalen oder regionalen Ebene erfolgte, trat ein umfassenderes, den Gedanken der Vorsorge betonendes, Verständnis von Umweltpolitik. Umweltpolitik wurde zur eigenständigen Aufgabe staatlicher Daseinsvorsorge. Regierungen, die den Umweltschutz nicht zum elementaren Bestandteil ihrer Politik machten, riskierten interne (gegenüber nationalen gesellschaftlichen Gruppen) wie auch externe (gegenüber internationalen Akteuren) Legitimitätsverluste. Parallel zur Herausbildung einer neuen international geltenden normativen Orientierung standen auf der internationalen Ebene aber auch konkrete materielle Fragen zur Debatte. Es ging um konkrete rechtlich-politische Steuerungsansätze im Umweltschutz. Die aktive Beteiligung an diesen Entscheidungen setzte eine kompetente Vertretung in den relevanten internationalen Gremien (Stockholm-Konferenz, Umweltprogramm der Vereinten Nationen, Umweltausschuss der OECD) voraus.

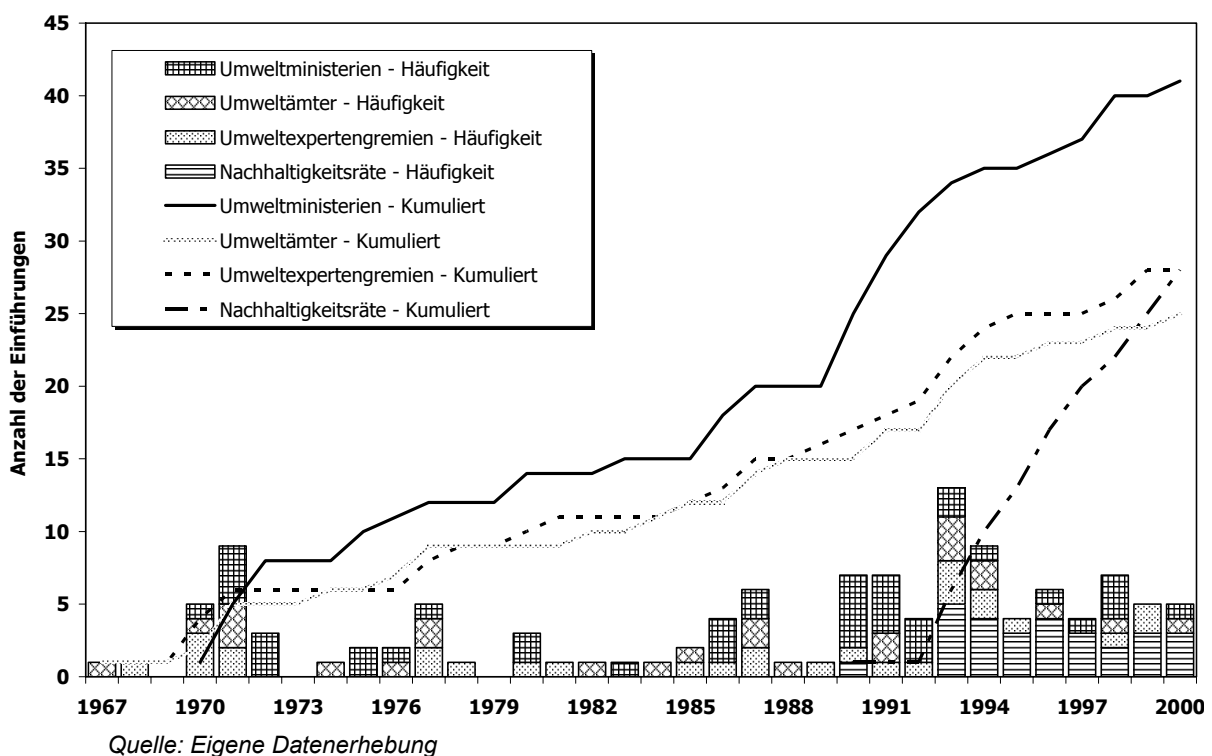
Die Einrichtung spezialisierter Institutionen konnte in dreierlei Hinsicht als adäquate Antwort auf diese normativen und materiellen Erfordernisse angesehen werden. Erstens vermittelte die Schaffung von Umweltämtern oder Umweltministerien den Eindruck umweltpolitischen Engagements, ohne dass eine Regierung sich bereits auf konkrete Maßnahmen festlegen musste. Institutionalisierung kann dann als symbolischer Akt der Legitimitätsbeschaffung

³² Insbesondere Strang und Soule (1998: 277) betonen, dass "best practice" Beispiele vor allem dann in der Lage sind, schnell zu diffundieren, wenn es gelingt, von ihrem konkreten Kontext zu abstrahieren und ein kontextunabhängiges, verallgemeinerungsfähiges Modell zu entwickeln: "practices do not flow: Theorized models and careful framings do".

verstanden werden. Zweitens stellten die neu geschaffenen umweltpolitischen Institutionen aber auch tatsächliche Kapazitäten zur Analyse der Umweltproblematik und zur Entwicklung politischer Handlungsoptionen dar. Institutionalisierung stellt dann einen notwendigen ersten Schritt des Aufbaus nationaler umweltpolitischer Handlungskapazitäten dar. Drittens konnten die neu geschaffenen Umweltministerien und Umweltämter auch die Vertretung ihrer Regierung auf der internationalen Ebene dauerhaft und fachlich kompetent wahrnehmen. Institutionalisierung hat dann die Funktion, den nationalen Einfluss in den immer zahlreicher werdenden internationalen Entscheidungsarenen zu sichern und zu erhöhen.

Trotz der Vergleichbarkeit der internationalen Einflüsse auf die Ausbreitung der hier untersuchten umweltpolitischen Institutionen und trotz der weitgehenden Ähnlichkeit der Eigenschaften der vier Umweltinstitutionen unterscheiden sich die Ausbreitungsverläufe zum Teil deutlich, sowohl hinsichtlich des Ausmaßes als auch der Geschwindigkeit der Ausbreitung (siehe Abb. 11).

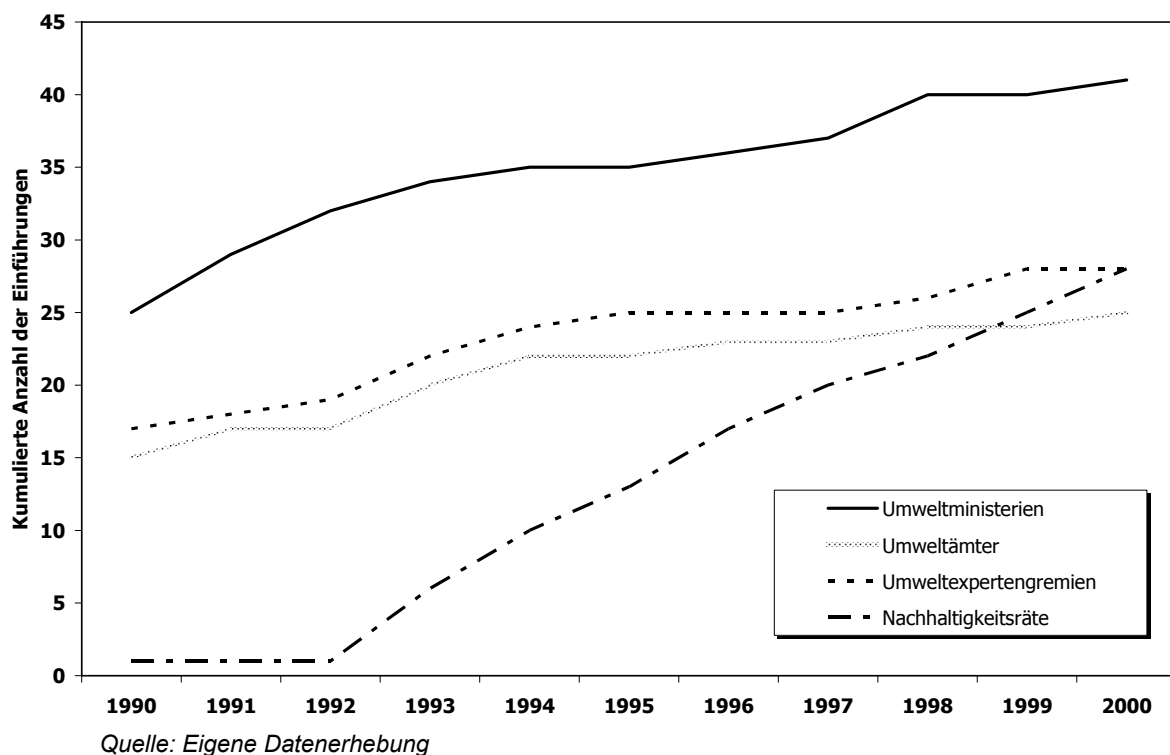
Abb. 11 Vergleich der Einführungen von Umweltministerien, Umweltämtern, Umwelträten und Nachhaltigkeitsräten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Die offensichtlichsten Unterschiede treten beim Vergleich der älteren umweltpolitischen Institutionen der Umweltministerien, Umweltämter und Umwelträte mit der neueren Institution des Nachhaltigkeitsrates zutage (siehe Abb. 11). Nachhaltigkeitsräte breiten sich deutlich schneller aus als Umweltministerien, Umweltämter und Umwelträte. Innerhalb nur eines Jahrzehnts

haben sie einen Ausbreitungsgrad erreicht, der dem der Umweltämter und Umwelträte entspricht. Und selbst im Vergleich zu den nationalen Umweltministerien, deren Ausbreitung sich in den neunziger Jahren sichtbar beschleunigt hat, nahm die Zahl der Nachhaltigkeitsräte überdurchschnittlich stark zu. Während zwischen 1990 und 2000 vierzehn Länder ein Umweltministerium bzw. neun Länder ein Umweltamt und genauso viele einen Umweltrat einführten, entschieden sich in diesem Zeitraum mit insgesamt 28 Einführungen doppelt bzw. mehr als dreimal so viele Länder für die Gründung eines nationalen Nachhaltigkeitsrates (siehe Abb. 12).

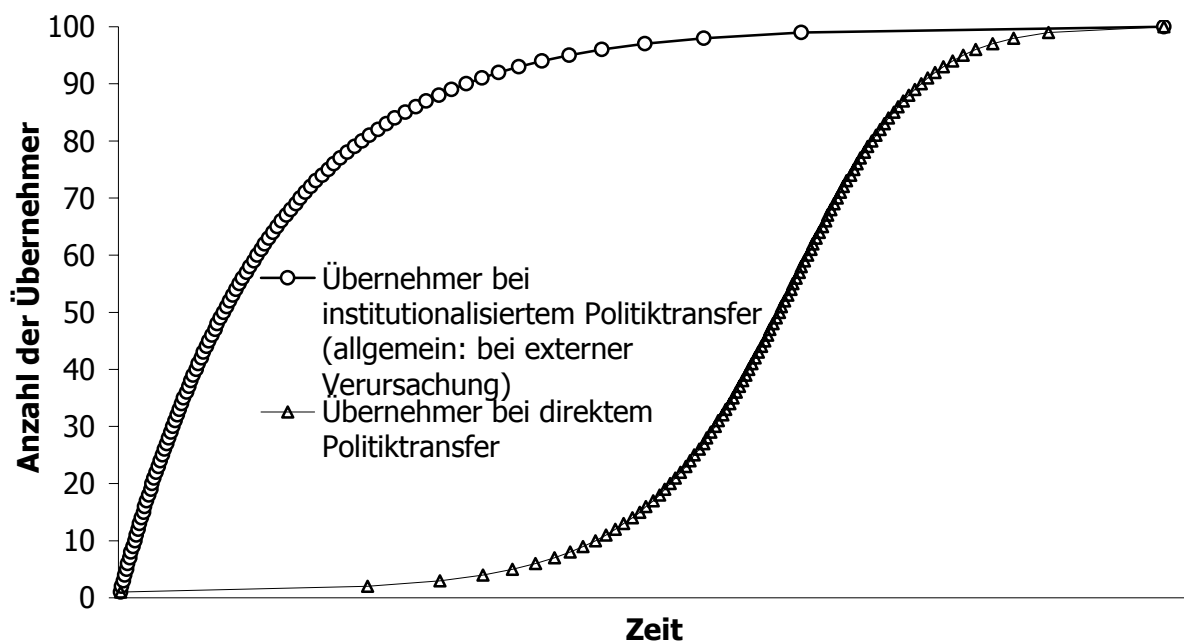
Abb. 12 Vergleich der Einführungen von Umweltministerien, Umweltämtern, Umwelträten und Nachhaltigkeitsräten in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern zwischen 1990 und 2000



Die Literatur zur Politikdiffusion führt unterschiedliche Ausbreitungsgeschwindigkeiten auf Unterschiede in der Art der Kommunikation zurück, die zur Verbreitung der politischen Innovationen beiträgt. Dabei können zwei idealtypische Verläufe der Ausbreitungskurve unterschieden werden, denen jeweils eine bestimmte Kommunikationsform zugeordnet wird (Tews 2002a: 15-16; Binder 2002: 6; Kern 2000) (siehe Abb. 13). Beim S-Kurvenverlauf verläuft die Ausbreitung einer politischen Innovation anfangs langsam, beschleunigt sich dann deutlich, um schließlich, wenn bereits ein Großteil der Länder die politische Innovation übernommen hat, wieder abzuflachen (Gray 1973: 272-275; Rogers 2003). Hier dominiert der direkte horizontale Erfahrungsaustausch zwischen zwei oder mehreren Ländern, ohne dass andere Akteure sich in der Kommunikation der Politikinnovation engagieren. Die Information

über eine Politikinnovation steht nicht allen Staaten gleichzeitig zur Verfügung, sondern überträgt sich durch direkte Kontakte der erst langsam, dann schneller wachsenden Zahl von Übernehmerstaaten zu solchen Staaten, die die Innovation noch nicht eingeführt haben. Beim zweiten idealtypischen Ausbreitungsverlauf steigt die Kurve gleich zu Beginn steil an um dann allmählich abzuflachen, bis alle Länder die Politikinnovation übernommen haben. Diese zweite idealtypische Ausbreitungsform wird mit einer Institutionalisierung des Informationsaustauschs auf der internationalen Ebene in Verbindung gebracht, die von internationalen Organisationen oder transnational agierenden Akteursnetzwerken getragen wird. Bedingt durch die Informationsaktivitäten internationaler Akteure steht dem Großteil der Länder bereits zu Beginn des Ausbreitungsprozesses eine ausreichende Menge an Informationen über die betreffende Politikinnovation zur Verfügung. Die Kenntnis der Politikinnovation ist dann von der Notwendigkeit des direkten Kontaktes mit einem Übernehmerstaat weitgehend entkoppelt. Diese Form des Transfers politischer Innovationen, bei der der Informationsaustausch zentralisiert ist, die konkrete Entscheidung zur Politikübernahme aber weiterhin freiwillig und dezentral von jeweils einzelnen Nationalstaaten getroffen wird, kann als institutionalisierte Politikdiffusion bezeichnet werden. Sie kann ergänzt werden durch verbindliche völkerrechtliche Regelungen oder direkten politischen oder ökonomischen Zwang. Die internationale Ausbreitung einer Politikinnovation erfolgt dann nicht mehr nur als Abfolge freiwilliger Einzelentscheidungen (d.h. als Diffusion), sondern zumindest teilweise auch als Umsetzung gemeinsam ausgehandelter völkerrechtlicher Beschlüsse (Harmonisierung) oder als Reaktion auf direkten externen Zwang (Imposition).

Abb. 13 Idealtypische Ausbreitungskurven bei direkter und institutionalisierter Politikdiffusion



Quelle: Binder 2002: 6

Da die Institutionalisierung von Informationsflüssen oder die rechtliche Harmonisierung nicht notwendigerweise zu Beginn der Ausbreitung erfolgen, ergeben sich in der Realität vielfältige Abweichungen von den hier aufgezeigten idealtypischen Ausbreitungsverläufen. Der einzige Ausbreitungsprozess, der bisher annähernd einem der idealtypischen Kurvenverläufe entspricht, ist der der nationalen Nachhaltigkeitsräte. Der Kurvenverlauf entspricht dem Befund, dass die international institutionalisierte Politikdiffusion eine entscheidende Rolle in der Ausbreitung von Nachhaltigkeitsräten spielte (siehe Abschnitt 3.4). Institutionalisierte Politikdiffusion spielte zwar auch eine Rolle in der Ausbreitung der anderen umweltpolitischen Institutionen. Allerdings fiel die Beschleunigung der Ausbreitung schwächer aus als bei den nationalen Nachhaltigkeitsräten und hielt sich nicht über einen vergleichbar langen Zeitraum. Mehrere Ursachen kommen hierfür in Betracht.

Erstens blieb die Aufforderung, umweltpolitische Institutionen zu schaffen, in den siebziger Jahren eher abstrakt. Die Agenda 21 enthielt hingegen sehr konkrete Aussagen zur institutionellen Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit und lieferte mit der CSD gleich ein Modell für eine solche Nachhaltigkeitsinstitution mit. Zweitens fehlte genau ein solches Modell in der Frühphase der Institutionalisierung von Umweltpolitik. Vielmehr standen sich in den frühen siebziger Jahren Umweltministerien und Umweltämter als alternative Modelle der umweltpolitischen Institutionalisierung gegenüber. Werden die beiden konkurrierenden Institutionen gemeinsam erfasst, so ergibt sich für die Gruppe der westlichen Industrieländer in den siebziger und achtziger Jahren eine für die institutionalisierte Politikdiffusion typische Kurve (Abb. 14). Drittens setzte die Umsetzung der Agenda 21 in den neunziger Jahren viel stärker auf Berichtspflichten und die regelmäßige Ergebniskontrolle als dies bei der Umsetzung des Stockholmer Aktionsplans der Fall war. Insbesondere die Pflicht zur regelmäßigen Erstellung nationaler Berichte zur Umsetzung des Nachhaltigkeitskonzepts und der Agenda 21, aber auch die Vielzahl von Nachfolgekonferenzen zu einzelnen Kapiteln der Agenda 21 verstetigten diesen internationalen Prozess und seinen Einfluss auf die nationale und internationale Umweltpolitik. Viertens führte der späte Beginn der Ausbreitung der Nachhaltigkeitsräte nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime u.a. auch dazu, dass anders als bei der Ausbreitung von Umweltministerien, Umweltämtern und Umwelträten, die osteuropäischen Länder nicht erst später mit Institutionsgründungen nachzogen, sondern sich von Beginn an mit der Einführung von Nachhaltigkeitsräten den internationalen Entwicklungen anpassten. Fünftens, schließlich, lassen sich Nachhaltigkeitsräte als rein additive Institutionen charakterisieren, die – wie die Beschreibung ihrer Eigenschaften verdeutlichte (siehe Abschnitt 3.4.1) – außerhalb des eigentlichen politischen Entscheidungs- und Regierungsprozesses stehen. So lassen sie sich zum einen leicht zu den bestehenden Institutionen hinzufügen, ohne dass mit erheblichem politischen Widerstand gerechnet werden muss. Zum anderen können sie aus denselben Gründen nach einem möglichen Abflauen der Nachhaltigkeitskonjunktur vergleichsweise einfach wieder abgeschafft werden. Anders liegt der Fall bei Umweltministerien

und Umweltämtern, die je nach Ausstattung und Kompetenzen wirkungsvoll in politische Entscheidungsprozesse eingreifen können, um umweltpolitische Forderungen durchzusetzen. Dass sich insbesondere nationale Umweltministerien ungleich schwerer errichten lassen als Nachhaltigkeitsräte oder -kommissionen belegen nicht zuletzt die teilweise langjährigen und kontrovers geführten politischen Debatten, die in einer Reihe von Ländern der Einrichtung eines Umweltministeriums vorausgingen (oder im Falle der USA über mehr als drei Jahrzehnte andauern).

Letzteres erklärt jedoch nicht, warum sich im Laufe der neunziger Jahre die Ausbreitungsgeschwindigkeiten von Umweltministerien von der der Umweltämter und Umwelträte unterscheidet. Verläuft die Ausbreitung dieser umweltpolitischen Institutionen bis zum Beginn der neunziger Jahre vergleichsweise ähnlich, beschleunigt sich zu Beginn der neunziger Jahre die Ausbreitung von Umweltministerien deutlich, während sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Umweltämtern und Umwelträten nur geringfügig verändert (siehe Abb. 11). Insbesondere Umwelträte breiten sich langsamer aus, als die spezifischen Eigenschaften dieser Politikinnovation eigentlich erwarten lassen. Wie die Nachhaltigkeitsräte stehen sie außerhalb der eigentlichen politischen Entscheidungs- und Regierungsprozesse und üben nur sehr geringen direkten Einfluss auf materielle politische Entscheidungen aus. Dennoch breiten sie sich langsamer als Umweltministerien und nur geringfügig schneller als Umweltämter aus. Zwei Gründe können hierfür angeführt werden. Zum einen lag der Schwerpunkt der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion vor 1990 nicht auf der Gründung wissenschaftlicher Beratungsgremien sondern vielmehr auf der Schaffung administrativer Kapazitäten für die Erarbeitung und den Vollzug von Umweltschutzmaßnahmen sowie für die Wahrnehmung nationaler umweltpolitischer Interessen auf der internationalen Ebene. Zum anderen steht seit Beginn der neunziger Jahre mit den nationalen Nachhaltigkeitsräten ein Konkurrenzmodell zur Institution des Umweltsachverständigenrates zur Verfügung, das zumindest teilweise ähnliche Aufgaben wahrnimmt, dessen internationale Ausbreitung jedoch von einem deutlich höheren Grad an internationaler Institutionalisierung getragen wird.

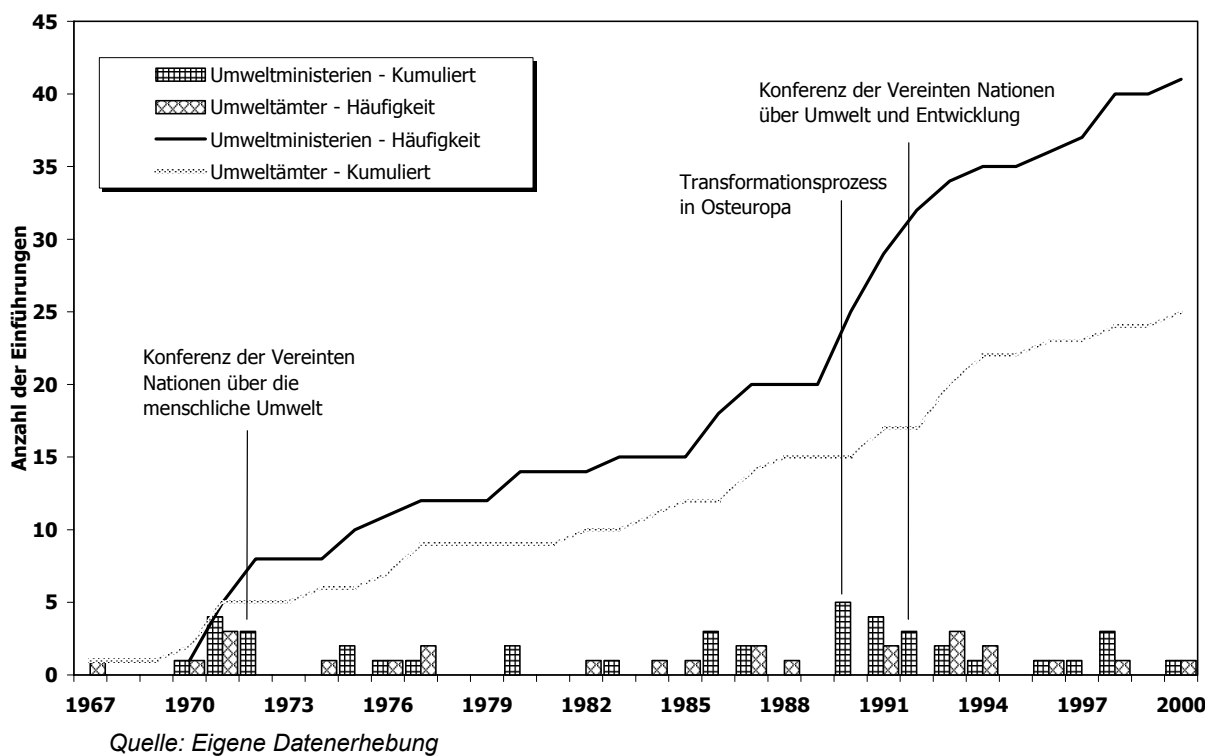
Der direkte Vergleich der Ausbreitungskurven von Umweltministerien und Umweltämtern weist dagegen zunächst eine Reihe von Ähnlichkeiten auf. Beide Ausbreitungsverläufe beschleunigen sich im Umfeld der Weltumweltkonferenzen von 1972 und 1992. Beide Innovationen setzen die internationalen Impulse zur institutionellen Stärkung der nationalen Umweltpolitik um, auch wenn sich das Ausmaß der Beschleunigung unterscheidet.³³ Teilweise – insbesondere in der Frühphase ihrer Ausbreitung – ähnelten sich Umweltministerien und Umweltämter auch in funktionaler Hinsicht. So nahmen die Umweltämter Dänemarks, Japans, Schwedens, der USA und der Schweiz eine Vielzahl von Aufgaben wahr, die in ande-

³³ Führten von 1970 bis 1972 insgesamt acht Länder ein Umweltministerium ein, so entschieden sich in demselben Zeitraum nur vier Länder für die Gründung eines Umweltamtes.

ren Ländern in der Zuständigkeit des Umweltministeriums lagen.³⁴ Angesichts dieser Gemeinsamkeiten erstaunt es wenig, dass ihre Ausbreitungsprozesse bis zum Beginn der neunziger Jahre ähnliche Verlaufsmuster aufweisen.

Mit dem Beginn der neunziger Jahre nimmt der Unterschied in der Ausbreitungsgeschwindigkeit dann deutlich zu. Zwar beschleunigt sich auch die Ausbreitung von Umweltämtern in der Schubphase zwischen 1990 und 1994. Allerdings fällt diese Beschleunigung geringer aus als im Fall der Umweltministerien. Im Jahr 2000 hatten 41 der 43 hier untersuchten Länder (rund 95 Prozent) ein Umweltministerium eingeführt. Lediglich 25 Länder (rund 58 Prozent) verfügten hingegen über ein nationales Umweltamt (siehe Abb. 14).

Abb. 14 Vergleich der Einführungen von Umweltämtern und Umweltministerien in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Spätestens mit dem Beginn der neunziger Jahre setzte sich demzufolge die Einrichtung eines nationalen Umweltministeriums als dominante Form der institutionellen Verankerung des Umweltschutzes im Regierungsapparat gegenüber der Schaffung von nationalen Umweltämtern durch. Eine differenziertere Betrachtung der empirischen Daten verdeutlicht diese Schlussfolgerung. Während mit Ausnahme Dänemarks die umweltpolitischen Pionierländer

³⁴ Die grundsätzliche Austauschbarkeit von Umweltämtern und Umweltministerien in der Frühphase der umweltpolitischen Institutionalisierung zeigt sich auch darin, dass die amerikanische Regierung zunächst plante, ein Ministerium für Natürliche Ressourcen einzurichten. Die Entscheidung für die EPA fiel dann lediglich, weil die Einrichtung einer eigenständigen Umweltbehörde im Gegensatz zur Schaffung eines Ministeriums ohne Zustimmung des Kongresses erfolgen konnte und sich eine Ablehnung von Seiten des Kongresses bereits abzeichnete (McCormick 1995: 167).

in den frühen siebziger Jahren *entweder* ein Umweltministerium *oder* ein Umweltamt einrichteten und der jeweiligen Institution die administrative Federführung im Umweltschutz übertrugen, setzte sich das Ministerium spätestens seit Beginn der achtziger Jahre als federführende Umweltbehörde durch, die optional durch ein zusätzliches, nachgeordnetes Umweltamt ergänzt werden konnte. Diese in den späten siebziger Jahren entstandene Aufgabenteilung zwischen federführendem Umweltministerium und nachgeschaltetem Umweltamt, die sich im Laufe der achtziger Jahre verfestigte, hat bis heute Bestand.³⁵ In den Ländern, die erst in den achtziger Jahren mit der Einrichtung umweltpolitischer Institutionen begannen, lag daher die Gründung des Umweltministeriums zeitlich fast immer vor der Einrichtung des Umweltamtes. Im Jahr 2000 gab es mit den USA und Japan nur noch zwei Länder, die zwar über ein Umweltamt, nicht jedoch über ein Umweltministerium verfügen. Demgegenüber verfügten immerhin sechzehn Länder nur über ein Umweltministerium und verzichteten auf die Schaffung eines Umweltamtes.

3.6 Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung nationaler umweltpolitischer Institutionen

Sieben grundlegende Folgerungen lassen sich aus der Analyse der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen ziehen.

1. *Die sich sukzessive herausbildende und global verankerte normative Orientierung, die Umweltschutz als staatliche Kernaufgabe und positiven Wert etablierte, bildet eine entscheidende Grundlage für die Schaffung institutioneller Kapazitäten in der Umweltpolitik.*

Die für den Umweltbereich bedeutendste Entwicklung in diesem Zeitraum bildet die Institutionalisierung eines "Weltumweltregimes" (Meyer et al. 1997). Spätestens mit dem Beginn der siebziger Jahre entstand ein System impliziter oder expliziter Prinzipien, Normen, Regeln und Entscheidungsprozeduren, die wechselseitige Verhaltenserwartungen staatlicher und nichtstaatlicher Akteure im Bereich der Umweltpolitik bestimmen.³⁶ Die Herausbildung einer internationalen Norm, die den schonenden Umgang mit den natürlichen Lebensgrundlagen in das Zielbündel moderner Gesellschaften integrierte, sowie der Eintritt des Umweltthemas in die politische Arena, drängte die Industrieländer zur Schaffung erster nationaler umweltpolitischer Institutionen. Katalysator dieser Regimebildung waren vor allem die internationalen

³⁵ Die Aufgabenteilung zwischen politisch federführenden Umweltministerien und Informationen bereitstellenden Umweltämtern war nicht zuletzt eine nationale Reaktion auf die wachsende Zahl internationaler Verpflichtungen. Von der UNEP über die OECD und die Europäische Union (EU) bis hin zu einer Vielzahl problemspezifischer Umweltregime waren die Industrie- und osteuropäischen Transformationsländer zunehmend mit anspruchsvollen Berichtspflichten konfrontiert, deren Erfüllung in den meisten Fällen nationalen Umweltämtern übertragen wurde. Auf der internationalen Ebene findet sich dieses Modell am deutlichsten in der EU mit ihrem Zusammenspiel von Umweltgeneraldirektion und Europäischer Umweltagentur (EEA).

³⁶ Krasners klassische Definition bezeichnet internationale Regime als "sets of implicit or explicit principles, norms, rules and decision-making procedures around which actors' expectations converge in a given area of international relations. Principles are beliefs of fact, causation, and rectitude. Norms are standards of behaviour defined in terms of rights and obligations. Rules are specific prescriptions or proscriptions for action. Decision-making procedures are prevailing practices for making and implementing collective choice" (Krasner 1983a: 2).

Aktivitäten der VN und eine Reihe von internationalen politischen und wissenschaftlichen Umweltkonferenzen, die in der Stockholm Konferenz 1972 und der anschließenden Gründung der UNEP gipfelten (Küppers, Lundgreen und Weingart 1978: 122-123; Jörgens 1996). Die erfolgreiche Verbindung von Umwelt- und Entwicklungsthemen durch den Brundtland Bericht und die Rio-Konferenz machten das Umweltthema in den frühen neunziger Jahren auch über den engen Kreis der Industrieländer hinaus attraktiv. Insbesondere die Entscheidungen in den osteuropäischen Ländern, nationale Umweltministerien im Rahmen eines allgemeinen Demokratisierungsprozesses und einer Modernisierung des staatlichen Institutionengefüges einzuführen, demonstrieren welche Auswirkungen die Bildung und Anerkennung einer internationalen Norm auf staatliches Handeln haben kann. Umweltschutz gilt heute als Zeichen von Modernität, der verantwortungsvolle Umgang mit der natürlichen Umwelt als Zeichen guten Regierens („good governance“).

Der soziologische Institutionalismus hat schon frühzeitig betont, dass die erfolgreiche Verknüpfung von Institutionen, Regeln oder Verfahren mit jeweils vorherrschenden Vorstellungen von Modernität die Diffusionschancen von Politikinnovationen deutlich steigert (Strang und Meyer 1993: 502). Die formelle Schaffung umweltpolitischer Institutionen bietet die Möglichkeit schnell und weithin sichtbar umweltpolitisches Handeln zu symbolisieren, ohne die bei der Einführung materieller Umweltschutzprogramme unausweichlichen Konflikte austragen zu müssen. Das nationalstaatliche Streben nach institutioneller Legitimität und internationaler Anerkennung kann vor diesem Hintergrund als einer der treibenden Faktoren in der umweltpolitischen Institutionalisierung betrachtet werden (DiMaggio und Powell 1983; Strang und Soule 1998; Radaelli 2000).

2. Der Mechanismus der freiwilligen Politikdiffusion spielt eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen.

Weder eine Harmonisierung durch internationale Vereinbarungen oder durch supranationale Regelungen noch die Ausübung direkten politischen oder ökonomischen Zwangs ließen sich im Verlauf der Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Institutionen beobachten. Trotz unterschiedlicher nationaler Problemlagen in den siebziger Jahren, und ohne dass zu diesem Zeitpunkt eine grundsätzliche Problemverschärfung eingetreten wäre, begannen fast alle westlichen Industrieländer innerhalb eines vergleichsweise kurzen Zeitraums mit der Einrichtung erster umweltpolitischer Institutionen. Die Vielzahl der Politikübernahmen, die zeitliche Nähe der Einführungen und der hohe Grad der internationalen Kommunikation der Politikinnovationen durch internationale Konferenzen und internationale Organisationen vor allem während der Institutionalisierungsschübe von 1971 bis 1972 und von 1990 bis 1995 legen nahe, dass der Mechanismus der freiwilligen Politikdiffusion eine zentrale Rolle für die nationalstaatlichen Entscheidungen zur Einführung umweltpolitischer Institutionen gespielt hat. Diese Annahme wird durch einzelne Beispiele gestützt, in denen gezeigt werden konnte,

dass sich Länder bei der Einführung umweltpolitischer Institutionen an ausländischen oder internationalen Modellen orientierten. Gänzlich voneinander unabhängige nationalstaatliche Entscheidungen, mit denen ausschließlich auf einen steigenden umweltpolitischen Problemdruck reagiert wurde, erscheinen vor diesem Hintergrund als Erklärung für die Mehrheit der Fälle als wenig plausibel, auch wenn sie nicht für alle Einführungen ausgeschlossen werden können. Dies bedeutet nicht, dass die Entscheidungen vollständig losgelöst von nationalen Problemlagen getroffen wurden. Die Untersuchungen verdeutlichten aber die Notwendigkeit, den Mechanismus der Politikdiffusion als ein zusätzliches Element in die Erklärung von nationalen Politikwandel einzubeziehen.

3. Die internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion wirkt sich grundsätzlich beschleunigend auf die Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen aus.

Das zeitliche Zusammenfallen von Beschleunigungsphasen in der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen mit den beiden Weltumweltkonferenzen sowie teilweise mit der Entstehung transnationaler Akteursnetzwerke deutet auf einen engen Zusammenhang zwischen der nationalen und der internationalen Institutionalisierung der Umweltpolitik hin. Eine institutionelle Verstärkung von Informationsflüssen beschleunigt bringt oft eine Beschleunigung von Diffusionsprozessen mit sich. Dieses Muster lässt sich über alle bisher betrachteten Fälle beobachten, zeigt sich allerdings am stärksten bei der Ausbreitung nationaler Nachhaltigkeitsräte. Bei den anderen umweltpolitischen Institutionen variiert das Ausmaß der internationalen Institutionalisierung von Informationsflüssen und damit auch die jeweilige Ausbreitungsgeschwindigkeit.

4. Internationale Organisationen spielen in der Ausbreitung eine zentrale Rolle.

Internationale Organisationen sind zugleich Arena und Akteur der internationalen Diffusion umweltpolitischer Innovationen. So bilden die Vereinten Nationen den organisatorischen Rahmen für weithin sichtbare Weltkonferenzen, die entscheidend zur Entstehung und Verbreitung handlungsleitender Normen wie etwa der normativen Vorstellung eines sorgsameren Umgangs mit den natürlichen Lebensgrundlagen beitragen. Gleichzeitig leisten internationale Organisationen einen eigenständigen Beitrag zur Operationalisierung allgemeinen Normen mittels konkreter Handlungsoptionen. Hierzu stehen ihnen verschiedene Instrumente wie etwa die regelmäßige Bereitstellung von Informationen über nationale best-practice oder die Durchführung vergleichender Benchmarkstudien zur Verfügung. Nicht zuletzt handeln internationale Organisationen – etwa die Weltbankgruppe – als Akteure, die sich aktiv um die Gründung umweltpolitischer Institutionen auf der nationalen Ebene bemühen bzw. diese unterstützen.³⁷

³⁷ Diese "Ökologisierung" der Weltbankaktivitäten wiederum erfolgte nicht zuletzt aufgrund eines verstärkten Drucks amerikanischer Umweltverbände auf die Washingtoner Kreditinstitutionen (McCormick 1999: 65; Mitchell 2002: 503).

5. Situative Faktoren und Einzelereignisse wirkten sich auf die Ausbreitungsmuster umweltpolitischer Institutionen aus.

Die über alle Fälle hinweg beobachteten Beschleunigungen der Ausbreitung von umweltpolitischen Institutionen nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime in Osteuropa zeigen, dass sich derartige Ereignisse auf die Ausbreitungsmuster politischer Innovationen auswirken können. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn sich zuvor eine allgemein anerkannte, in ihrer Grundaussage unhinterfragte internationale Norm herausgebildet hat. Im Falle der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen hat der Zusammenbruch der sozialistischen Regierungen zu einer Reorganisation der politisch-administrativen Systeme geführt, in deren Zuge osteuropäische Regierungen nahezu automatisch oder "skriphaft" umweltpolitische Institutionen – insbesondere Umweltministerien – eingerichtet haben. Dabei waren die Einrichtung umweltpolitischer Institutionen – wie auch die Verankerung des Umweltschutzes in der nationalen Verfassung (vgl. Abschnitt 4.1) – eine Selbstverständlichkeit, die zu keinem Zeitpunkt ernsthaft hinterfragt wurde.

6. Die spezifischen Eigenschaften von Politikinnovationen wirken sich auf deren Ausbreitung aus.

Der Vergleich der Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Institutionen zeigt, dass insbesondere diejenigen Innovationen, die politische Entscheidungsprozesse bzw. das nationale Institutionengefüge substanziell verändern und sich direkt auf bestehende Interessenkonstellationen auswirken können, sich langsamer ausbreiten, als solche Innovationen, die weiter außerhalb dieser Entscheidungsprozesse stehen und lediglich indirekten Einfluss auf materielle Politikentscheidungen haben.

7. Die Konkurrenz mehrerer alternativer Politikinnovationen reduziert die jeweilige Ausbreitungsgeschwindigkeit.

Die vergleichende Betrachtung der Ausbreitung von Umweltministerien und Umweltämtern sowie von Umwelt- und Nachhaltigkeitsräten zeigt, dass die Konkurrenz zweier gleichberechtigter und funktional vergleichbarer Modelle in ein- und demselben Politikbereich die Ausbreitungsgeschwindigkeit verringern kann – auch wenn diese sich nicht gegenseitig ausschließen. Eine deutliche Beschleunigung der Ausbreitung erfolgt erst dann, wenn sich eine Alternative als dominante Institutionalisierungsform durchsetzt oder wenn die Modellkonkurrenz durch eine Klärung des Verhältnisses der konkurrierenden Institutionen zueinander entschärft wird. Das Beispiel der Umwelt- und Nachhaltigkeitsräte zeigt zudem, dass der Grad der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion ausschlaggebend dafür ist, welches Modell sich langfristig durchsetzt.

4 Allgemeine Umweltgesetze

4.1 Verankerung des Umweltschutzes in der nationalen Verfassung

4.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

Die Verankerung des Umweltschutzes in der nationalen Verfassung kann auf drei grundsätzliche Art und Weisen erfolgen: als Staatsziel, als Anspruch der Staatsbürger auf eine menschenwürdige und gesunde Umwelt und als Verpflichtung für die Staatsbürger, für die Erhaltung der Umwelt Sorge zu tragen.

Staatszielbestimmungen sind "Verfassungsnormen mit bindender Wirkung, die der Staatstätigkeit die fortdauernde Beachtung und Erfüllung bestimmter Aufgaben vorschreiben" (Peters 1987: 293). Adressat einer solchen Norm ist der Staat, d.h. die Legislative, Exekutive und Judikative. Zwar ergibt sich aus einer Staatszielbestimmung ein Auftrag an alle staatlichen Instanzen, die natürliche Umwelt zu schützen und umweltschädigendes Handeln zu unterlassen. Ein subjektiv einklagbarer Anspruch der Bürger auf entsprechendes Handeln besteht jedoch nicht. Vor allem Verfassungen westlicher Demokratien neigen dazu, den Umweltschutz als Staatsziel zu verankern (etwa Österreich, Spanien und Portugal, siehe Kloepfer 1989: 358 und 360).

Ein grundsätzlicher Anspruch der Staatsbürger auf eine menschenwürdige und gesunde Umwelt in Form eines verfassungsmäßigen Grundrechts, ähnlich dem Recht der Staatsbürger auf Schutz des Lebens, der körperlichen Unversehrtheit oder der Gesundheit, wurde etwa 1972 in Ungarn oder 1992 in der Slowakei verankert (siehe Kloepfer 1989: 377; und Beyme 1994: 269). Dabei handelt es sich allerdings nur der Form nach um ein Grundrecht, da auch hier ein individuell einklagbarer Anspruch auf staatliches Handeln nicht besteht.

Als dritte Form der konstitutionellen Verankerung des Umweltschutzes kann die Verfassung die Staatsbürger dazu verpflichten, für die Erhaltung der Umwelt Sorge zu tragen (etwa in der DDR, siehe Kloepfer 1989: 377; oder in Rumänien, Beyme 1994: 269 sowie in Spanien und Portugal). Dabei richtet sich die Verfassungsnorm nicht nur an staatliche Institutionen, sondern explizit an alle Mitglieder der Gesellschaft.

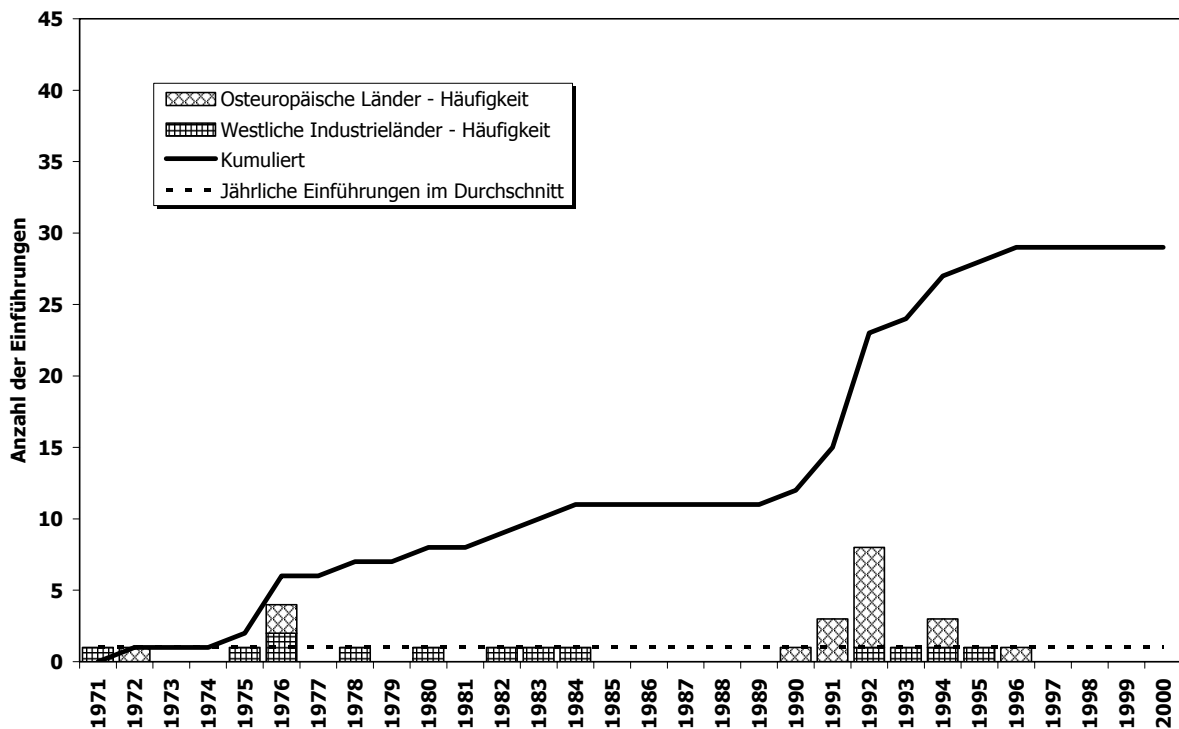
4.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Die Ausbreitung von Umweltschutzartikeln in nationalen Verfassungen begann 1971 in der Schweiz. Im Jahr darauf folgte Ungarn.³⁸ Ein erster deutlicher Anstieg ist im Jahr 1976 zu verzeichnen, als mit Portugal, Schweden, Polen und Albanien gleich vier Länder den Um-

³⁸ Vor der Schweiz und Ungarn verankerten die Tschechoslowakische Republik (1961) und die DDR (1968) den Umweltschutz als allgemeines Ziel staatlichen Handelns in ihren Verfassungen. Beide Länder werden in dieser Studie jedoch nicht berücksichtigt.

weltschutz in die nationale Verfassung aufnahmen. In den achtziger Jahren nahm die Ausbreitungsgeschwindigkeit wieder ab. In den fünf Jahren zwischen 1985 bis 1989 nahm kein einziges Land den Umweltschutz in seine Verfassung auf. Dies änderte sich schlagartig zu Beginn der neunziger Jahre. Alleine in den fünf Jahren zwischen 1990 und 1994 verankerten sechzehn Länder den Umweltschutz in ihrer Verfassung (siehe Abb. 15).

Abb. 15 Einführungen von Umweltschutzartikeln in die Verfassungen westlicher Industrieländer und in osteuropäischer Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

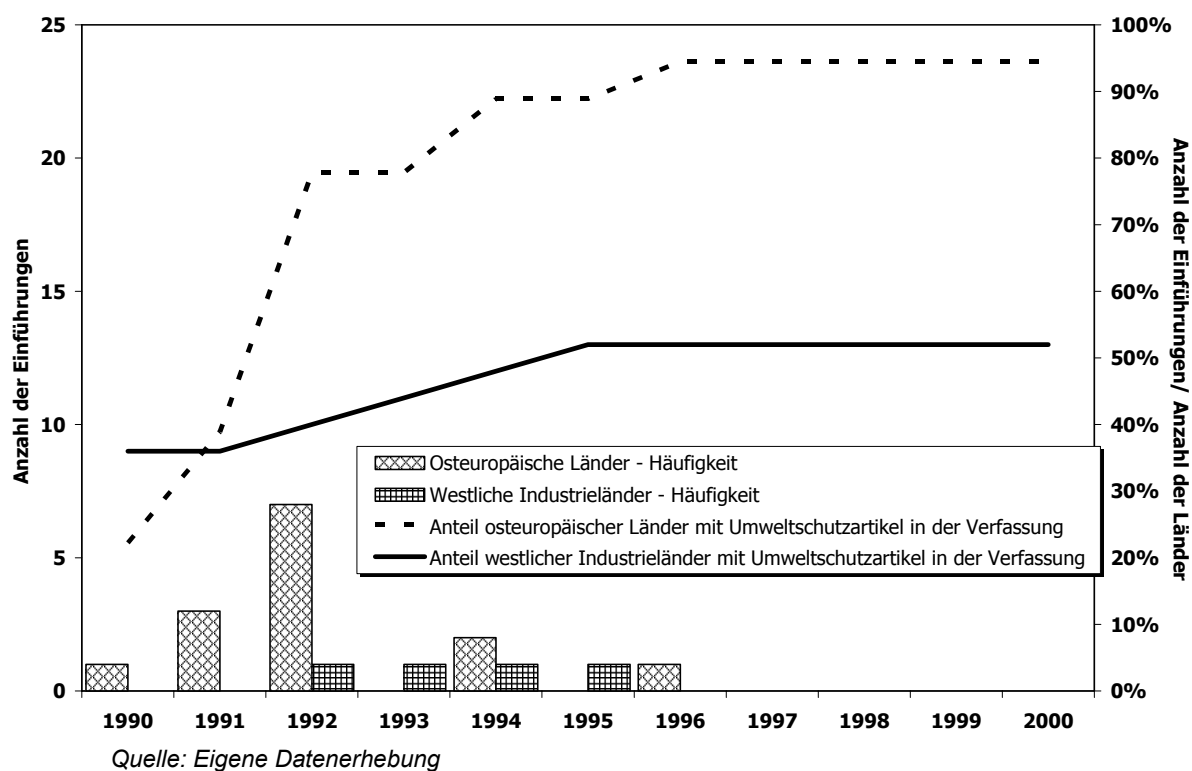
Die Gegenüberstellung der Ausbreitungskurven in den westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern zeigt einen im Vergleich zur Ausbreitung anderer umweltpolitischer Innovationen untypischen Verlauf. Während die Einrichtung nationaler Umweltministerien und Umweltämter in den siebziger Jahren größtenteils auf die Gruppe der westlichen Industrieländer beschränkt blieb, und die osteuropäischen Länder erst in den neunziger Jahren nachzogen, lagen die osteuropäischen Länder bei der verfassungsmäßigen Verankerung des Umweltschutzes bis Mitte der siebziger Jahre nahezu gleichauf mit den westlichen Industrieländern. So hatten bis Ende der siebziger Jahre drei osteuropäische Staaten (Ungarn, Polen und Albanien) gegenüber vier westlichen Industrieländern (Schweiz, Griechenland, Portugal und Schweden) den Umweltschutz in die Verfassung aufgenommen.³⁹ In den acht-

³⁹ Rechnet man die vier in dieser Studie nicht berücksichtigten Länder DDR, Jugoslawien, Tschechoslowakische Republik und die UdSSR hinzu, hatten in absoluten Zahlen bis 1983 mehr osteuropäische Länder als westliche Industrieländer einen Umweltschutzartikel in ihrer Verfassung verankert.

ziger Jahren stagnierte die Ausbreitung in Osteuropa bei einem gleichzeitigen langsamen Anstieg in der Gruppe der westlichen Industrieländer. Von 1982 bis 1992 bildeten die westlichen Industrieländer die Mehrheit der Länder mit Umweltschutzartikeln in der Verfassung.

Der schlagartige Anstieg der Ausbreitungskurve für Osteuropa zu Beginn der neunziger Jahre kehrte dies Verhältnis erneut Zeit um. Von 1990 bis 1994 standen dreizehn Verfassungsänderungen in osteuropäischen Staaten lediglich vier in westlichen Industrieländern gegenüber (siehe Abb. 16). Bis zum Jahr 2000 erhielten mit Ausnahme Bosnien-Herzegowinas alle osteuropäischen Verfassungen einen Umweltschutzartikel (rund 94 Prozent), während nur rund 52 Prozent der westlichen Industrieländer den Umweltschutz in ihren Verfassungen verankerten.

Abb. 16 Vergleich der Einführungen von Umweltschutzartikeln in die Verfassungen westlicher Industrieländern und osteuropäischer Ländern



4.1.3 Interpretation

Ähnlich wie bei den umweltpolitischen Institutionen liegen der verfassungsmäßigen Verankerung des Umweltschutzes keine bindenden internationalen Verpflichtungen oder Anzeichen für die Ausübung externen Zwangs auf Staaten zu Grunde. Gleichzeitig fehlt jedoch die sonst typische Beschleunigung im Umfeld internationaler Umweltkonferenzen. Auf den ersten Blick lässt das Ausbreitungsmuster auf starke regionale Zusammenhänge etwa in Form von Imitations- oder Lernprozessen zwischen benachbarten Staaten schließen. Ein genauere Blick auf den Zeitpunkt, zu dem die einzelnen Übernahmen erfolgten, zeigt jedoch, dass

das Zusammenspiel von zeitlicher und regionaler Nähe – etwa in Südeuropa in den siebziger Jahren und in Osteuropa in den frühen neunziger Jahren – in erster Linie auf zeitgleiche gesellschaftliche und politische Umbruchsituationen zurückzuführen sind (Jörgens 1996). Am deutlichsten zeigen dies die Regimewechsel in Südeuropa in den siebziger Jahren und in Osteuropa Anfang der neunziger Jahre. In allen diesen Ländern brachte der Beschluss einer neuen Verfassung auch die Aufnahme eines Umweltschutzartikels mit sich.⁴⁰ Neben grundsätzlichen Systemwechseln führten seit den siebziger Jahren aber auch umfassende Verfassungsrevisionen in traditionell demokratischen Staaten regelmäßig zu einer konstitutionellen Verankerung des Umweltschutzes. So nahmen die Niederlande 1983 im Zuge einer großen Verfassungsreform einen Umweltschutzartikel auf. Deutschland nutzte die Gelegenheit der Wiedervereinigung und der damit verbundenen Verfassungsänderung zur lange diskutierten Aufnahme eines Umweltschutzartikels.⁴¹ Insgesamt zeigt sich, dass alle Staaten, die seit Anfang der siebziger Jahre eine neue Verfassung erarbeitet oder eine umfassende Revision der bestehenden Verfassung vorgenommen haben, bei dieser Gelegenheit auch einen Umweltartikel beschlossen (für die Staaten Osteuropas Beyme 1994: 269; für die Staaten der Europäischen Gemeinschaft Kimmel 1992: 36). Umgekehrt nahmen Länder, die seit Beginn der siebziger Jahre keine umfassenden Verfassungsrevisionen vorgenommen hatten, den Umweltschutz – wenn überhaupt – meist erst nach langjährigen Debatten in die Verfassung auf. So vergingen etwa in Norwegen vom ersten Vorschlag im Jahr 1972 bis zur Aufnahme des Umweltschutzes als Staatsziel 1992 zwanzig Jahre (Exner 1993).

Das Beispiel der Aufnahme des Umweltschutzes in die Verfassung zeigt dreierlei. Erstens untermauert die Beobachtung, dass seit den siebziger Jahren kaum ein Land seine Verfassung grundlegend revidierte, ohne dabei den Umweltschutz in die Reihe der Staatsziele aufzunehmen, die Argumentation konstruktivistischer oder interpretativer Theorien der internationalen Beziehungen, die von einer konstitutiven, d.h. die Identitäten und Präferenzen von Staaten aktiv prägenden Rolle internationaler Normen ausgehen (Risse 2000; Finnemore und Sikkink 1998; Finnemore 1996). Erst vor dem Hintergrund einer weithin anerkannten internationalen Norm des Umweltschutzes (siehe hierzu auch Kapitel 3), deren Beachtung – ähnlich wie die Einhaltung von Menschenrechten – als konstitutives Merkmal moderner und "zivilisierter" Staaten gilt⁴², lässt sich verstehen, warum so viele unterschiedliche Staaten zu

⁴⁰ Dies trifft übrigens auch auf die dritte große Demokratisierungswelle in den achtziger Jahren in Lateinamerika zu.

⁴¹ Bereits das erste Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 stellte die Einführung eines Grundrechts auf eine menschenwürdige Umwelt in Aussicht. Die konkrete Umsetzung sollte sich an "ausländischen Vorbildern" orientieren: "Unser Grundgesetz gewährt weder ein ausdrücklich festgelegtes Grundrecht auf eine menschenwürdige Umwelt noch enthält der Grundrechtskatalog einen Anspruch auf Erhaltung der Gesundheit. Daher gilt es, *auch an Hand ausländischer Vorbilder zu prüfen*, wie dem Bürger ein Anspruch gegenüber dem Staat gewährt werden kann, der diesen verpflichtet, gegen die Verursacher schwerer Umweltschäden vorzugehen" (Bundesregierung 1971: 9, eigene Hervorhebung).

⁴² Risse (2000: 5) beschreibt die konstitutive Wirkung internationaler Menschenrechtsnormen folgendermaßen: "Human rights norms not only protect citizens from state intervention but also (and increasingly) define a 'civilized state' in the modern world".

so unterschiedlichen Zeitpunkten politische Umbruchsituationen dazu nutzten, ein grundsätzliches, verfassungsmäßiges, Bekenntnis zum Schutz der natürlichen Umwelt abzugeben. Ähnlich wie nationale Umweltministerien gehören verfassungsmäßige Umweltschutzbestimmungen spätestens Ende der achtziger Jahre gewissermaßen zur konstitutionellen Grundausstattung moderner Nationalstaaten. Neu entstehende Nationalstaaten in Osteuropa waren ohne ein Umweltministerium und ohne einen Artikel zum Umweltschutz in der Verfassung kaum denkbar. Alte Staaten wurden bei der ersten sich bietenden Gelegenheit "nachgerüstet". Sofern es überhaupt möglich ist, individualpsychologische Konzepte auf kollektive Akteure wie Staaten zu übertragen, könnte man hier – wie auch im Falle der Einrichtung von Umweltministerien – von einem "scripted behavior" von Nationalstaaten sprechen, d.h. dem nahezu automatischen, nicht mehr grundsätzlich hinterfragten Abspielen einer vorher festgeschriebenen Rolle. Die Aufnahme einer Umweltschutzbestimmung in die nationale Verfassung ist dann ein unverzichtbarer Teilschritt innerhalb des umfangreicheren Akts einer Verfassungsmodernisierung. Insbesondere die freimütigen Versprechungen einer gesunden und unzerstörten Umwelt in den Verfassungen vieler osteuropäischer Staaten deuten darauf hin, dass diese Bestimmungen "skripthaft", d.h. ohne tief greifende gesellschaftliche und politische Abwägungs- oder Konfliktprozesse in die jeweilige Verfassung aufgenommen wurden. "Während in westlichen Demokratien erbittert um die Lauterkeit einer Staatszielbestimmung Umweltschutz gerungen wurde, konnten die neuen Verfassungen lapidar verkünden: 'Jeder hat das Recht auf gesunde Umwelt' (Slowakei 1992, Art. 44)" (Beyme 1994: 269).

Zweitens veranschaulicht der Fall die Bedeutung der spezifischen Eigenschaften von Politikinnovationen für deren Ausbreitung. So eignen sich Verfassungsänderungen – insbesondere in westlich-demokratischen Systemen – aufgrund der großen Stabilität bestehender Verfassungen und der ihre Revision erschwerenden hohen institutionellen und prozeduralen Barrieren nur sehr bedingt für schnelles politisches Handeln. Nationale Verfassungen können in der Regel nicht von einem Tag auf den anderen geändert werden. In den meisten Ländern ist hierfür eine parlamentarische Zwei-Drittel-Mehrheit nötig, die in der Regel wiederum einen parteiübergreifenden Konsens voraussetzt. Aufgrund der im Vergleich zu anderen Rechtsakten höheren Zahl institutioneller Veto-Möglichkeiten wird vom Instrument der Verfassungsänderung relativ selten Gebrauch gemacht. Nicht jede Ausweitung des staatlichen Aufgabenspektrums wird sofort in der Verfassung festgeschrieben. Selbst wenn wichtige politische und gesellschaftliche Gruppen sowie ein relevanter Teil der Öffentlichkeit eine Änderung der Verfassung befürworten und nur wenige Akteure dies offen ablehnen, dauert es mitunter lange bis eine neue Staatsaufgabe tatsächlich konstitutionell verankert wird. Die Beispiele Norwegens und Deutschlands, wo jahrzehntelange Debatten der Aufnahme einer Umweltschutzbestimmung in die nationale Verfassung vorausgingen, veranschaulichen dies. Andere umweltpolitische Maßnahmen wären bei einer vergleichbaren politischen und gesellschaftlichen Unterstützung sicherlich deutlich schneller getroffen worden. Die meisten Staaten sig-

nalisierten ihr Bekenntnis zum Umweltschutz daher zunächst, indem sie nationale Umweltministerien oder Umweltämter gründeten, eine Verfassungsänderung hingegen erst dann vornahmen, wenn sich aufgrund anderer Ereignisse hierzu im Rahmen einer allgemeinen Verfassungsänderung eine Gelegenheit bot. Die frühzeitige Aufnahme des Umweltschutzes in die Verfassungen einiger sozialistischer Staaten Osteuropas in den frühen siebziger Jahren stellt keinen wirklichen Widerspruch zu dieser Annahme dar. Sie lässt sich vielmehr aus der relativen institutionellen Schwäche der Verfassungen dieser Länder gegenüber den Institutionen der Partei und der Regierung und der mangelnden Einklagbarkeit der Verfassungsrechte durch gesellschaftliche Akteure erklären (Jänicke 1990).

Drittens verdeutlicht das Beispiel die große Bedeutung situativer Faktoren für die Bestimmung des Zeitpunkts, zu dem Staaten eine Politikinnovation übernehmen. So hat der politische Umbruch in Osteuropa und die anschließende Neukonstitution einer Reihe von Staaten erst die notwendige Voraussetzung für die außerordentlich schnelle Ausbreitung von Verfassungsartikeln zum Umweltschutz zu Beginn der neunziger Jahre geschaffen.

4.2 Umweltrahmengesetze

4.2.1 Charakteristika der Politikinnovation

Umweltrahmengesetze sind allgemeine und medienübergreifende Umweltgesetze. Sie legen die Prinzipien und Ziele der nationalen Umweltpolitik fest (Verursacher-, Vorsorge- und Kooperationsprinzip), definieren den zentralen Umweltbegriff, regeln Kompetenzen und Pflichten der Umweltverwaltung und treffen Aussagen über umweltpolitische Instrumente (etwa der amerikanische National Environmental Policy Act (NEPA) von 1969 zur Umweltverträglichkeitsprüfung).⁴³

Unterschiede zwischen den hier untersuchten nationalen Umweltrahmengesetzen bestehen insbesondere hinsichtlich ihres Umfangs und der Konkretisierung ihrer umweltrechtlichen Regelungen. Während einige Gesetze wie der amerikanische NEPA von 1969 kaum mehr als grundsätzliche Prinzipien und Verfahren der Umweltpolitik und des Umweltrechts festlegen (CEQ 1997), regeln andere Gesetze umfassend und medienübergreifend die Kontrolle von Emissionen, strafrechtliche Sanktionen und Aspekte der Umwelthaftung. So verbindet das ebenfalls 1969 verabschiedete schwedische Umweltschutzgesetz das Immissionschutzrecht mit Teilen des Gewässerschutz- und des Abfallrechts. Dabei schreibt es eine

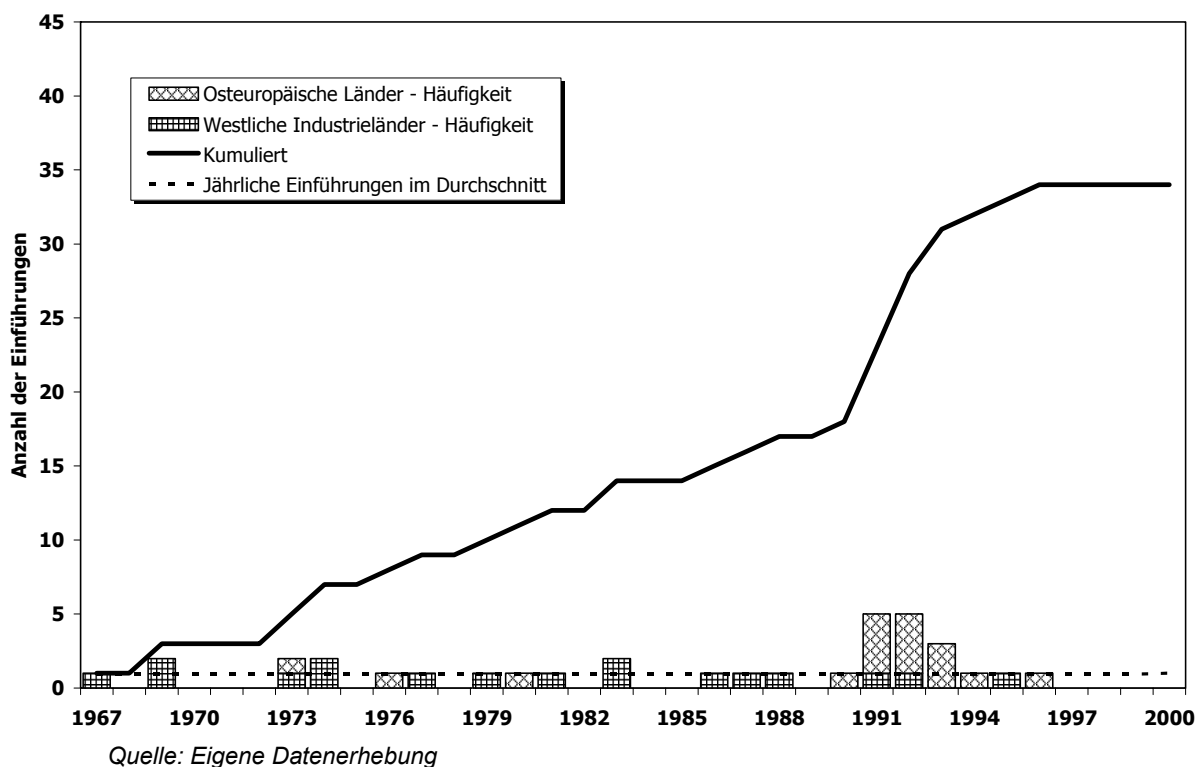
⁴³ Vom Umweltrahmengesetz unterscheidet sich das in Deutschland diskutierte Modell des Umweltgesetzbuchs, das in seiner weitestgehenden Fassung vorsieht, einen Großteil der umweltspezifischen rechtlichen Regelungen zusammenzufassen und zu harmonisieren. Hierzu gehören in erster Linie medienbezogene Gesetze, die die staatlichen Umweltschutzaktivitäten regeln, sowie das Umweltstrafrecht. Die Vorteile eines Umweltgesetzbuchs liegen in der Vereinfachung und größeren Überschaubarkeit der rechtlichen Grundlagen des Umweltschutzes. So können im allgemeinen Teil des Umweltgesetzbuches generelle, in den verschiedenen Umweltgesetzen wirksame Prinzipien und Regelungen zusammengefasst und damit übersichtlicher gestaltet werden (Kloepfer 1989: 26-27). Die Verabschiedung des deutschen Umweltgesetzbuches ist im Jahr 1999 allerdings vorläufig in der Ressortabstimmung gescheitert (SRU 2000: 113).

spezielle Genehmigungspflicht für Emissionen fest, die von Grundstücken, Gebäuden oder Anlagen ausgehen. Auch das dänische Umweltschutzgesetz von 1973 enthält eine Reihe von konkreten umweltspezifischen Regelungen (Kloepfer 1989: 346-347 und 359). Der 1991 in Neuseeland verabschiedete Resource Management Act regelt auf mehr als tausend Seiten nahezu alle Umweltbereiche. In allen Fällen ergänzen weitere medien- oder stoffbezogene Umweltgesetze die Regelungen der Umweltrahmengesetze.

4.2.2 Verlauf der Ausbreitung

Ähnlich wie umweltpolitische Institutionen entstanden die ersten nationalen Umweltrahmengesetze in den späten sechziger Jahren und breiteten sich in den siebziger und achtziger Jahren kontinuierlich aus. Vorreiter in der Gruppe der westlichen Industrieländer waren Japan (1967), die USA und Schweden (beide 1969). Von den hier berücksichtigten osteuropäischen Ländern führte Rumänien im Jahr 1973 das erste Umweltrahmengesetz ein.⁴⁴ In den Jahren 1973 und 1974 lässt sich eine erste leichte, aber vergleichsweise schwache Beschleunigung beobachten. In den achtziger Jahren ist, anders als bei den zuvor untersuchten Umweltministerien, Umweltämtern und Umwelträten, kein nennenswerter Rückgang der Schaffung von Umweltrahmengesetzen zu erkennen (siehe Abb. 17).

Abb. 17 Einführungen von Umweltrahmengesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern

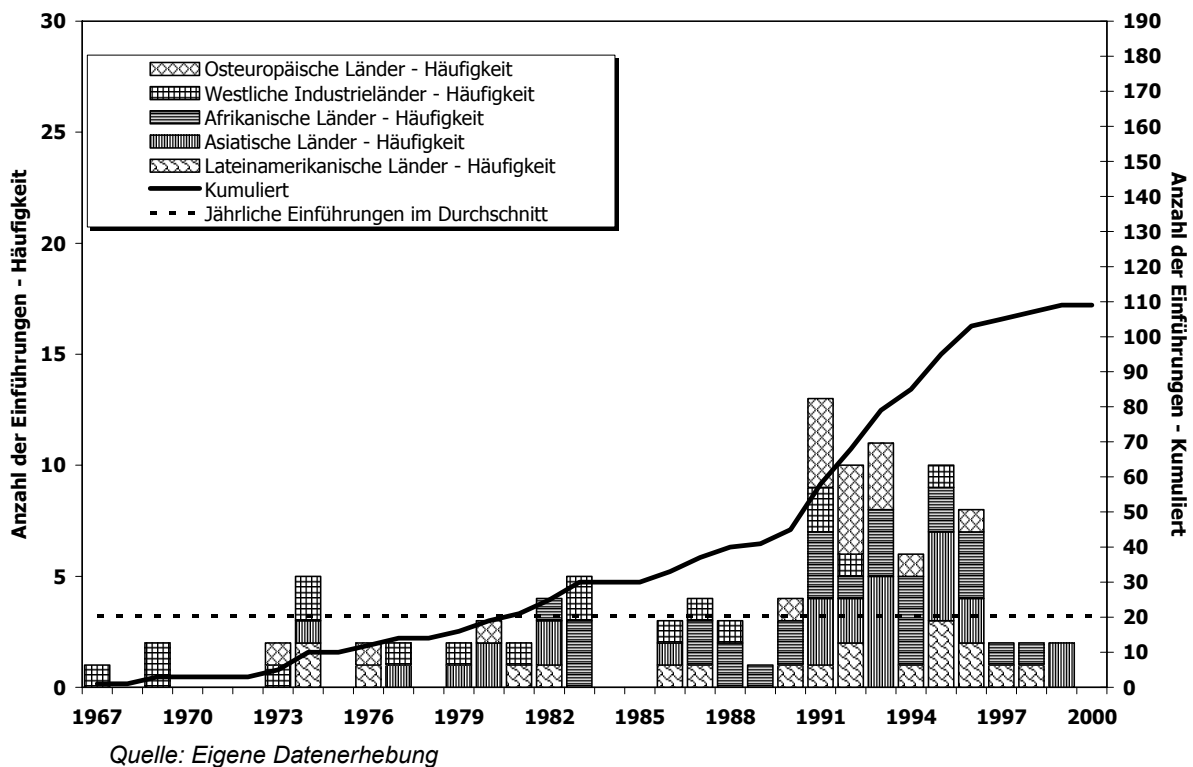


⁴⁴ 1970 bereits hatte die DDR, die diese Studie nicht berücksichtigt, mit dem Landeskulturgesetz ein Umweltrahmengesetz verabschiedet.

Eine deutliche Beschleunigung der Ausbreitung fand – wie auch in allen anderen bisher untersuchten Fällen – erst Anfang der neunziger Jahre statt. So erhöhte sich der Durchschnitt der jährlichen Einführungen zwischen 1990 und 2000 um fast das Doppelte verglichen mit dem Zeitraum von 1967 bis 1989. Diese Beschleunigung wurde nahezu ausschließlich von den osteuropäischen Staaten getragen. Nur zwei der dreizehn Länder, die zwischen 1990 und 1994 ein Umweltrahmengesetz verabschiedeten, gehörten nicht zu dieser Ländergruppe.

Weltweit fällt die Beschleunigung der Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen in der ersten Hälfte der neunziger Jahre noch eindrucksvoller aus als in Osteuropa und den westlichen Industrieländern. So verabschiedeten zwischen 1990 und 1996 weltweit insgesamt 62 Länder ein nationales Umweltrahmengesetz – mehr als die Hälfte aller seit Ende der sechziger Jahre entstandenen Umweltrahmengesetze. Insgesamt erhöhte sich der Durchschnitt der jährlichen Einführungen in den neunziger Jahren um mehr als das Dreifache verglichen mit dem Zeitraum von 1967 bis 1989 und liegt doppelt so hoch wie der Durchschnitt über den gesamten Zeitraum (siehe Abb. 18).

Abb. 18 Einführungen von Umweltrahmengesetzen weltweit



Die deutlichste Zunahme nationaler Umweltrahmengesetze lässt sich in Osteuropa nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime beobachten (siehe Abb. 19). Heute liegt der Anteil der Länder mit Umweltrahmengesetzen in Osteuropa höher als in jeder anderen Region der Welt. Aber auch in Afrika, Asien sowie Süd- und Mittelamerika nimmt die Aus-

breitungsgeschwindigkeit mit Beginn der neunziger Jahre deutlich zu. Der Durchschnitt der jährlichen Einführungen sowohl über den gesamten Ausbreitungszeitraum⁴⁵ als auch in den neunziger Jahren liegt in Afrika am höchsten, gefolgt von Asien, Süd- und Mittelamerika sowie Osteuropa. Die Gruppe der westlichen Industrieländer, in der die Einführung von Umweltrahmengesetzen ihren Ursprung hatte, weist die niedrigsten jährlichen Zuwachsraten auf.

Abb. 19 Vergleich der Einführungen von Umweltrahmengesetzen in ausgewählten Regionen

The graph illustrates the cumulative percentage of countries in five regions that have adopted environmental framework laws over time. The Y-axis represents the percentage of countries with such laws, ranging from 0% to 100%. The X-axis shows the years from 1967 to 2000. The regions are: Western industrialized countries (solid line), Africa (dotted line), Asia (dashed line), Latin America (dash-dot line), and Eastern Europe (long-dashed line). All regions show a significant increase in the number of countries with such laws starting in the early 1990s, with Africa showing the most rapid growth in the late 1990s.

Jahr	Anteil westlicher Industrieländer (%)	Anteil afrikanischer Länder (%)	Anteil asiatischer Länder (%)	Anteil lateinamerikanischer Länder (%)	Anteil osteuropäischer Länder (%)
1967	5	0	0	0	0
1970	12	0	0	0	0
1973	15	0	0	0	0
1976	25	0	0	0	0
1979	30	0	0	0	0
1982	42	0	0	0	0
1985	42	0	0	0	0
1988	55	0	0	0	0
1991	55	0	0	0	0
1994	65	0	0	0	0
1997	65	55	45	50	95
2000	65	55	45	50	95

Quelle: Eigene Datenerhebung

4.2.3 Interpretation

Wie bei den zuvor untersuchten Ausbreitungsprozessen legen auch im Falle von Umweltrahmengesetzen das Zusammenfallen einer Vielzahl von Einführungen in einem vergleichsweise kurzen Zeitraum sowie die Beschleunigung der Ausbreitung in den neunziger Jahren einen starken Zusammenhang zwischen den einzelnen Einführungen nahe. Wie in den zuvor untersuchten Fällen kann allerdings auch hier die Umsetzung bindender völkerrechtlicher Verpflichtungen als gemeinsame Ursache der nationalen Einführungen von Umweltrahmengesetzen ausgeschlossen werden. Die nähere Betrachtung des Ausbreitungsprozesses legt vielmehr die Vermutung nahe, dass Diffusion eine wichtige Rolle bei der weltweiten Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen spielte.

⁴⁵ Gemeint ist hier der jeweilige *ländergruppenspezifische* Ausbreitungszeitraum. Er beginnt mit dem Jahr der ersten Einführung der untersuchten Politikinnovation durch ein Mitglied dieser Ländergruppe und reicht bis zum Ende des Untersuchungszeitraums bzw. bis zur vollständigen Ausbreitung einer Politikinnovation in der betreffenden Ländergruppe.

Im Zeitraum bis 1989 lässt sich die Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen zumindest teilweise als Ergebnis direkter Politikdiffusion oder einseitigen „lesson-drawings“ interpretieren (zum Begriff des „lesson-drawing“ siehe Rose 1991), bei dem nationale politische Akteure in konkreten Entscheidungssituationen nach Modellen suchen, die andere Länder bereits erfolgreich anwenden. So entwickelte sich vor allem der US-amerikanische National Environmental Protection Act (NEPA) von 1969 zu einem in den Industrieländern viel beachteten Modellgesetz (CEQ 1997: 3), das beispielsweise bei der Konzeption des Australischen Environmental Protection (Impact of Proposals) Act von 1974 Pate stand.⁴⁶

Dagegen spielte die internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion bis in die neunziger Jahre kaum eine Rolle. Die Institution des medien- und problemübergreifenden Umweltrahmengesetzes wurde zunächst kaum von internationalen Organisationen thematisiert (für die OECD Long 2000). Allerdings führen Beobachter die Verabschiedung des Ungarischen Act on the Protection of the Human Environment auf den Einfluss internationaler Faktoren, insbesondere der Stockholmer Umweltkonferenz zurück (Caddy und Vari 2002: 221).

Erst in den neunziger Jahren gewannen Einflüsse aus dem internationalen System sichtbar an Bedeutung für die Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen. So drängten internationale Organisationen wie die Weltbank oder deren Tochter die IDA Entwicklungsländer in zunehmendem Maße, Umweltrahmengesetze zu erarbeiten. Die IDA finanzierte in einigen Ländern die Formulierung und Implementation von nationalen Umweltrahmengesetzen als Folgeprojekte Nationaler Umweltaktionspläne (z.B. Kenia, Zimbabwe, Aserbaidshan, siehe IDA 2001: 37, 40 und 42). Weitere internationale Organisationen legten Programme auf mit dem Ziel, Länder durch Angebote finanzieller Unterstützung und rechtlicher sowie politischer Beratung dazu zu bewegen, Umweltrahmengesetze zu formulieren und umzusetzen. Im Rahmen des Partnership for the Development of Environmental Laws and Institutions in Africa (<http://www.unep.org/padelia/index.html>) – ein gemeinsames Programm der UNEP, weiterer internationaler Organisationen⁴⁷ sowie einzelner Industrieländer⁴⁸ – berieten internationale Experten die Regierungen afrikanischer Länder vor allem bei der Formulierung und Umsetzung von Umweltrahmengesetzen aber auch bei problemfeldspezifischen Umweltregelungen. Ähnliche Unterstützung bietet die International Union for Conservation of Nature (IUCN) Entwicklungsländern innerhalb ihres Environmental Law Programme (<http://www.iucn.org/themes/law/elp01.html>) sowie durch die weltweite Vernetzung im Rahmen der Commission on Environmental Law.

⁴⁶ Ähnlich wie der amerikanische National Environmental Policy Act (NEPA) legte auch das australische Gesetz vor allem die Grundprinzipien der nationalen Umweltpolitik fest und verpflichtete alle Ministerien und Behörden, Umweltaspekte in ihren Entscheidungsprozessen angemessen zu berücksichtigen (Papadakis 2000: 26).

⁴⁷ United Nations Development Programme, International Union for Conservation of Nature (IUCN), Food and Agriculture Organization (FAO), World Health Organization (WHO), World Bank.

⁴⁸ Niederlande und Deutschland.

Wie der regionale Vergleich der Ausbreitungsverläufe zeigte (siehe Abb. 19), beschleunigte sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit mit Beginn der neunziger Jahre in allen Regionen mit Ausnahme der westlichen Industrieländer deutlich; legt man den Durchschnitt der jährlichen Einführungen zugrunde am deutlichsten in Afrika. Die Beobachtung, dass sich die eben beschriebenen Programme und Aktivitäten internationaler Organisationen insbesondere auf den afrikanischen Kontinent konzentrierten, legt die Vermutung nahe, dass diese internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion dort zur deutlichen Erhöhung der Ausbreitungsgeschwindigkeit beitrug. Dass diese Beschleunigung in allen anderen Ländergruppen, nicht aber in der Gruppe der westlichen Industrieländer auftritt, lässt sich darauf zurückführen, dass die westlichen Industrieländern bereits über ein ausgereiftes System medien-spezifischer Regelungen und teilweise konfligierender medien- oder schadstoffbezogener Steuerungsansätze verfügten, dessen Zusammenführung mit einem außerordentlichen Koordinationsaufwand verbunden war. Dagegen fiel es den Mitgliedern der anderen Ländergruppen, die entweder erst am Beginn ihrer umweltrechtlichen Entwicklung standen oder sich mitten in einem grundlegenden politischen und rechtlichen Transformationsprozess befanden, deutlich leichter, medienübergreifende Umweltrahmengesetze einzuführen.⁴⁹

4.3 Umweltinformationsgesetze

4.3.1 Charakteristika der Politikinnovation

Umweltinformationsgesetze sind rechtliche Regelungen, die den Bürgern Informationsansprüche gegenüber den jeweiligen Umweltbehörden gewähren und ihnen damit Zugang zu vorher nicht öffentlichen umweltrelevanten Informationen eröffnen (SRU 2002b: 104-106). Während in einigen Ländern spezifische Umweltinformationsgesetze den Zugang zu umweltrelevanten Informationen regeln, wird diese Funktion in anderen Ländern durch allgemeine, politikfeldübergreifende Informationszugangsregeln gewährleistet. Ziel solcher Regelungen ist es, die Beteiligungsmöglichkeiten der Bürger zu verbessern, die Transparenz des Regierungs- und Verwaltungshandelns zu vergrößern, und die Verantwortlichkeit staatlicher Entscheidungsträger für die von ihnen getroffenen Maßnahmen und Entscheidungen zu erhöhen. Dabei verpflichten Informationszugangsgesetze staatliche Behörden sowohl zur regelmäßigen Erhebung und Bereitstellung umweltrelevanter Informationen (aktive Verpflichtung) als auch zur Beantwortung konkreter Anfragen aus der Bevölkerung (passive Verpflichtung). Unterschiede zwischen nationalen Regelungen betreffen insbesondere die Festlegung der Kosten und Fristen für die Bereitstellung umweltrelevanter Informationen, das Spektrum der

⁴⁹ Wie schwierig sich die Zusammenführung bereits bestehender umweltspezifischer Regelungen in ein Umweltrahmengesetz gestaltet, zeigt das Beispiel Deutschlands, wo über einen Zeitraum von nunmehr mehr als zehn Jahren die Verabschiedung eines Umweltgesetzbuches diskutiert wird, ohne dass es bisher zu einer erfolgreichen Umsetzung dieses Vorhabens gekommen ist (SRU 1998: 128-130). Ein Beispiel für die erfolgreiche Zusammenführung einzelner Umweltgesetze in ein integrierendes Umweltrahmengesetz ist die Verabschiedung des schweizerischen Umweltgesetzes 1983 (Giannella, Mohr und Stadler 1985: 99-103; Kloepfer 1989: 366-368).

zur Bereitstellung von Informationen verpflichteten Behörden und Ausnahmen von der Informationspflicht (Tews, Busch und Jörgens 2003: 25; Bennett 1997: 217).

4.3.2 Verlauf der Ausbreitung

Ein Recht auf freien Zugang zu Informationen fand sich erstmals in der schwedischen Verfassung aus dem 18. Jahrhundert (Bennett 1997: 218-219). Bis zum Ende der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts – dem Beginn des Untersuchungszeitraums dieser Studie – blieb Schweden das einzige Land der Welt mit einer solchen Regelung. Im Jahr 1949 konkretisierte Schweden die Verfassungsbestimmung mit dem Act on Free Public Access to Government and Official Files within the frame of the Freedom of Press Law in einem nationalen Informationszugangsgesetz. Dieser Schritt markierte den Beginn der ersten Phase der Ausbreitung nationaler Bestimmungen über den freien Informationszugang. Als nächstes Land richtete Finnland 1951 ein vergleichbares Gesetz ein. Nach einer langen Unterbrechung setzte sich die Ausbreitung erst im Jahr 1966 mit Inkrafttreten des US-amerikanischen Freedom of Information Act fort. Zwischen 1967 und 1990 nahm die Anzahl nationaler Informationszugangsgesetze nur zögerlich zu. Lediglich sieben Länder (Dänemark, Norwegen, Frankreich, Niederlande, Australien, Kanada und Griechenland) führten in diesem Zeitraum ein nationales Gesetz zum freien Zugang zu Informationen ein – die im Vergleich mit den bisherigen Ausbreitungsprozessen langsamste Ausbreitung einer Innovation (siehe Abb. 20). Wie bei den vorhergegangenen Einführungen handelte es sich auch hier ausschließlich um allgemeine, nicht umweltspezifische Regelungen.

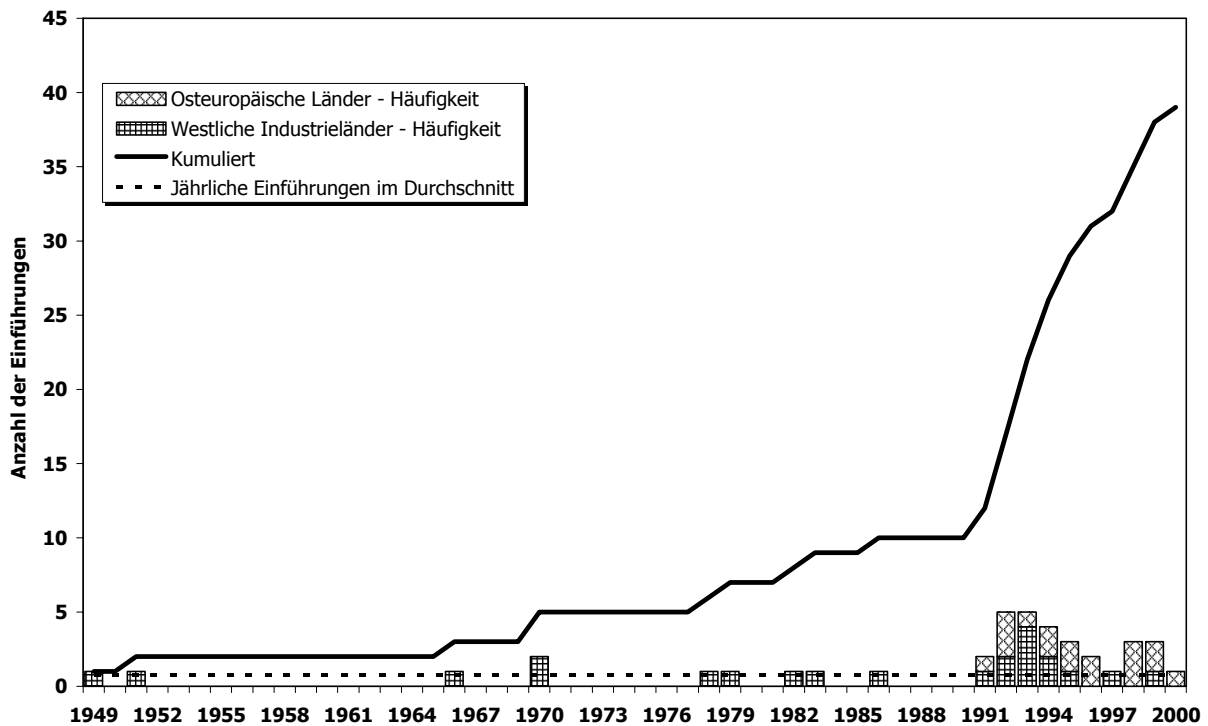
In der zweiten Phase, die im Jahr 1991 beginnt, beschleunigte sich die Ausbreitung schlagartig. Alleine im Jahr 1992 verabschiedeten drei Länder ein nationales Umweltinformationsgesetz (Großbritannien, Luxemburg und Bulgarien). Zwei weitere beschlossen ein allgemeines Informationszugangsgesetz (Ungarn und Ukraine). Zwischen 1991 und 2000 führten insgesamt 29 Länder Regelungen über den freien Zugang zu Umweltinformationen ein – fast dreimal so viele wie in den 40 Jahren zuvor. Den weitaus größten Teil dieser neuen Regelungen bildeten dabei spezifische Umweltinformationsgesetze.⁵⁰ Lediglich in fünf Fällen wurde der Zugang zu Umweltinformationen in dieser Phase zuerst über allgemeine Informationszugangsgesetze geregelt.⁵¹ Bis zum Jahr 2000 hatten rund 88 Prozent der westlichen

⁵⁰ Die erste speziell für den Umweltbereich konzipierte nationale Informationszugsregelung wurde 1991 in Neuseeland als Teil des neuen Resource Management Act eingeführt. Im selben Jahr verabschiedete auch Lettland als erstes osteuropäisches Land ein Umweltinformationsgesetz. Noch vor diesen nationalen Regelungen hatte die EU im Jahr 1990 mit der Umweltinformationsrichtlinie ein supranationales Gesetz über den Zugang zu behördlichen Umweltinformationen beschlossen (Tews, Busch und Jörgens 2003: 590).

⁵¹ Viele Länder verfügen inzwischen sowohl über spezifische Umweltinformationsgesetze wie auch über allgemeine Regelungen über den Zugang zu staatlichen Informationen. Diese Studie betrachtet jedoch nur die jeweils erste nationale Regelung. Das deutliche Übergewicht umweltspezifischer Regelungen seit Anfang der neunziger Jahre schließt daher eine gleichzeitige Beschleunigung der Ausbreitung allgemeiner und politikfeldübergreifender Informationszugangsgesetze in den neunziger Jahren nicht aus.

Industrielländer und 94 Prozent der osteuropäischen Länder gesetzliche Regelungen über den Zugang zu (Umwelt-)Informationen getroffen. Während sich die Ausbreitung dieser Gesetze bis 1990 ausschließlich auf die westlichen Industrieländer beschränkte, entfiel die Mehrheit dieser Regelungen in den neunziger Jahren auf die osteuropäischen Länder (siebzehn Einführungen gegenüber zwölf in den westlichen Industrieländern).

Abb. 20 Einführungen von Umweltinformationsgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

4.3.3 Interpretation

In der ersten Phase der Ausbreitung Informationszugangsgesetzen spielte die direkte Politikdiffusion zwischen Nationalstaaten offenbar eine signifikante Rolle. So kann gezeigt werden, dass die Debatte in den USA um die Verabschiedung des Freedom of Information Act im Jahr 1965 dazu führte, dass auch in Kanada das Thema des freien Zugangs zu Regierungs- und Verwaltungsinformationen auf die politische Agenda gesetzt wurde (Bennett 1991a: 41).⁵² Im Verlauf des langandauernden kanadischen Entscheidungsprozesses, der erst 1983 zur Verabschiedung des kanadischen Access to Information Act führte, nutzten Befürworter einer solchen Regelung wiederholt das US-amerikanische, teilweise auch das schwedische Beispiel zur Stärkung und Legitimierung ihrer Forderungen. Zwar kopiert das kanadische Gesetz nicht den Freedom of Information Act der USA, der erste Gesetzentwurf

⁵² Später entwickelte sich der Freedom of Information Act zu einem Modell und Referenzpunkt für eine Vielzahl weiterer Regelungen (Tews, Busch und Jörgens 2003: 589).

von 1974 orientierte sich jedoch stark am amerikanischen Vorbild. Auch das 1983 verabschiedete Gesetz, das im Laufe des langen Gesetzgebungsverfahrens in vielen Punkten an die politisch-institutionellen Bedingungen Kanadas angepasst wurde, lässt seinen Ursprung im amerikanischen Freedom of Information Act noch deutlich erkennen (Bennett 1991a: 43-49).

Diese Beobachtung unterstützt die Annahme aus der Diffusionsforschung, dass die kulturelle und räumliche Nähe von Staaten die Diffusion von Politiken begünstigt (für einen Überblick dieser Ansätze siehe Berry und Berry 1999; Lutz 1987). Auch die historische, geografische und kulturelle Nähe Finnlands zum Vorreiter Schweden die Vermutung nahe, dass die Verabschiedung des Act on Publicity of Official Documents im Jahre 1951 von der langjährigen schwedischen Praxis des freien Informationszugangs beeinflusst war. Die gleichzeitige Einführung eines Informationszugangsgesetzes in den skandinavischen Ländern Dänemark und Norwegen im Jahr 1970 deuten auf einen ähnlichen Zusammenhang hin.

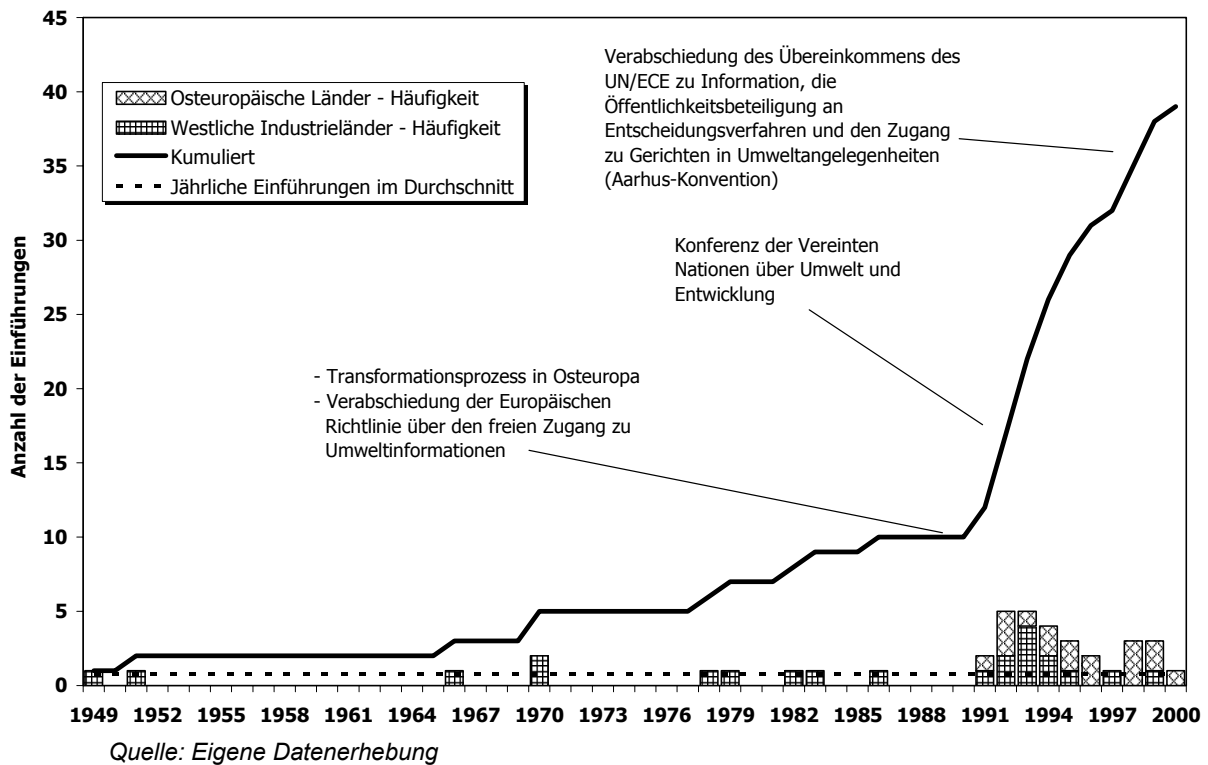
Zu Beginn der neunziger Jahre kam es zu einer explosionsartigen Beschleunigung der Ausbreitung von Informationszugangsregeln. Gleichzeitig gingen die meisten Länder dazu über, anstelle von allgemeinen Bestimmungen über den Zugang zu behördlichen Informationen spezifische Umweltinformationsgesetze zu entwickeln. Mehrere internationale Entwicklungen trugen zu dieser Beschleunigung und zum gleichzeitigen relativen Bedeutungsgewinn spezifischer Umweltinformationsgesetze bei (siehe Abb. 21).

1990 verabschiedete die Europäische Gemeinschaft (EG) die Richtlinie über freien Zugang zu Umweltinformationen (90/313/EWG), die alle Mitgliedstaaten dazu verpflichtete, den Zugang zu umweltrelevanten Informationen öffentlicher Behörden bis 1992 gesetzlich zu regeln. Allerdings lassen sich nur insgesamt acht der 29 Einführungen in den neunziger Jahren direkt auf die Umsetzung dieser völkerrechtlich bindenden supranationalen Regelung zurückführen (Großbritannien, Luxemburg, Irland, Portugal, Belgien, Deutschland, Spanien und Italien). Zusätzlich stehen sowohl die Einführungen in Österreich und Island in indirekten Zusammenhang mit der Verabschiedung der europäischen Richtlinie. Österreich trat 1995 der Europäischen Union (EU) bei und musste die Richtlinie hierfür in nationales Recht umsetzen. Island orientierte sich in Folge seiner Assoziation mit der EU in der European Free Trade Association (EFTA) zunehmend an der europäischen Gesetzgebung. Die Richtlinie selbst wurde auf der Grundlage verschiedener Modellgesetze aus den skandinavischen Ländern, den Niederlanden, Frankreichs und den USA, entworfen, so dass hier eine Politikdiffusion von der nationalen auf die supranationale Ebene stattfand. In Anlehnung an Kern (2000) kann dieser Prozess als vertikale Politikdiffusion bezeichnet werden.

Aber auch die Einführungen in neun osteuropäischen Ländern (Lettland, Bulgarien, Ungarn, Slowenien, Rumänien, Litauen, der Slowakischen Republik, der Tschechischen Republik und Estland) lassen sich auf die Verabschiedung der Richtlinie über freien Zugang zu Umweltin-

formationen zurückführen. Spätestens die Entscheidung des Europäischen Rates in Kopenhagen im Jahr 1993, die osteuropäische EU-Beitrittskandidaten zur Übernahme des gesamten rechtlichen Besitzstandes der EU ("acquis communautaire") zu verpflichten, entfaltete einen erheblichen Einfluss auf rechtliche und politische Entscheidungen in diesen Ländern.

Abb. 21 Einführungen von Umweltinformationsgesetzen und internationale Ereignisse



Im Unterschied zu den Mitgliedstaaten der EU, die durch das europäische Gesetzgebungsverfahren und insbesondere ihr Stimmrecht im Ministerrat der EU einen erheblichen Einfluss auf die Gesetzgebung besitzen, waren die osteuropäischen Beitrittskandidaten an der Formulierung und Ausgestaltung der Umweltinformationsrichtlinie nicht beteiligt. Dennoch waren sie gezwungen, diese Richtlinie umzusetzen, wollten sie Mitglied der EU werden. Somit erfolgte die Ausbreitung in den neunziger Jahren in der Gruppe der damaligen EU-Mitgliedstaaten über den Mechanismus der Harmonisierung, in den damaligen EU-Beitrittskandidaten hingegen über den Mechanismus des Zwangs.

Allerdings schließt der im Rahmen der EU-Osterweiterung ausgeübte Zwang zur Einführung nicht aus, dass auch andere Motive für die Entscheidung osteuropäischer Staaten, eigene Umweltinformationsgesetze zu verabschieden, ursächlich gewesen sein könnten. In vielen Staaten Osteuropas entsprach die Erleichterung des Zugangs zu behördlichen Informationen der allgemeinen Tendenz zu mehr Offenheit und Transparenz im politischen Prozess. Die Beobachtung, dass insgesamt sechs osteuropäische Länder nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime anstelle des von der EU geforderten Umweltinformationsgesetz-

zes ein allgemeines Gesetz über den freien Zugang zu Informationen verabschiedeten (Litauen, Moldawien, Polen, Russland, Ukraine und Ungarn), bekräftigt diese Annahme. Vor 1990 existierte kein einziges derartiges Gesetz in Osteuropa.

Neben der EG-Richtlinie spielten weitere internationale Faktoren bei der Ausbreitung von Umweltinformationsgesetzen eine Rolle. So wurde die Bedeutung des freien Zugangs zu Umweltinformationen 1992 auch auf der Umweltkonferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro hervorgehoben. Prinzip 10 der Rio-Deklaration fordert den angemessenen Zugang aller Menschen zu umweltrelevanten Informationen.⁵³ Auch Kapitel 8 der Agenda 21 fordert, den Zugang der Öffentlichkeit zu relevanten Informationen sicher zu stellen (RN 8.4, f). Mit dem OSPAR-Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks aus dem Jahr 1992 wurde der freie Zugang zu Umweltinformationen erstmals auch in einem problembezogenen internationalen Umweltschutzübereinkommen festgeschrieben, wobei die entsprechenden Bestimmungen eindeutig an der EG-Richtlinie von 1990 ausgerichtet sind (Sands 2003: 856). Ebenfalls von der EG-Richtlinie geprägt waren die Bestimmungen über den Zugang zu Umweltinformationen in Kapitel III der 1993 beschlossenen Civil Liability Convention (Lugano Konvention) (Sands 2003: 858). 1998 verabschiedeten die Teilnehmer des vierten Ministertreffens des Umwelt für Europa-Prozesses die Aarhus-Konvention⁵⁴, die am 30. Oktober 2001 in Kraft trat. Die Aarhus-Konvention geht zurück auf eine Entscheidung der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) aus dem Jahre 1993 zur Einrichtung einer Arbeitsgruppe zu umweltbezogenen Bürgerrechten und –pflichten. Sie verpflichtet ihre Unterzeichnerstaaten dazu, gesetzliche Regelungen über den Zugang zu umweltrelevanten Informationen zu treffen.

Nicht zuletzt wurde die Ausbreitung von Umweltinformationsgesetzen auch durch die spezifischen Eigenschaften dieser Politikinnovation erleichtert:

"Freedom of information law is relatively simple, in that it does not require the expenditure of vast sums of public money, nor the transmittal of resources through different layers of administration to multiple clients." (Bennett 1991a: 51)

Zwar stieß die Erleichterung des Zugangs zu (umweltrelevanten) Regierungs- und Verwaltungsinformationen in vielen Ländern zunächst auf entschiedenen Widerstand der staatlichen Behörden (für Deutschland siehe SRU 2002b: 102-106). Dieser Widerstand konnte jedoch zunehmend durch den Hinweis auf bereits erfolgreich praktizierte Gesetze in anderen vergleichbaren Ländern, oder später durch den von der EG-Umweltinformationsrichtlinie,

⁵³ "At the national level, each individual shall have appropriate access to information concerning the environment that is held by public authorities, including information on hazardous materials and activities in their communities, and the opportunity to participate in decision-making processes. States shall facilitate and encourage public awareness and participation by making information widely available. Effective access to judicial and administrative proceedings, including redress and remedy, shall be provided" (Prinzip 10 der Rio-Deklaration).

⁵⁴ Übereinkommen der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten.

dem "Umwelt für Europa" Prozess und der Aarhus Konvention oder auch von der weniger verbindlichen Forderung in der Rio-Deklaration ausgehenden internationalen Druck zur Verabschiedung von Umweltinformationsgesetzen überwunden werden.

Die relativ einfache Handhabbarkeit von Informationszugangsbestimmungen, insbesondere die Möglichkeit, sie ohne umfassenden Reformbedarf zu den bestehenden Gesetzen hinzuzufügen, verbunden mit einem starken internationalen Druck und dem Vorhandensein eines frühen allgemeinen Modellgesetzes erklärt dann die rasante Ausbreitung dieser Politikinnovation insbesondere seit Anfang der neunziger Jahre.

4.4 Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung allgemeiner Umweltgesetze

Die Untersuchung der Ausbreitungsprozesse allgemeiner Umweltgesetze unterstreicht im Großen und Ganzen die bereits bei der Analyse der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen gewonnenen Ergebnisse, fügt ihnen aber in einigen Fällen neue Aspekte hinzu.

In allen drei Fällen ließen sich Hinweise auf die Bedeutung von zwischenstaatlicher Diffusion als Ausbreitungsmechanismus ausmachen. Während die Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen vor allem mittels vertikal institutionalisierter Politikdiffusion erfolgte, konnten bei der Untersuchung der Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen und Umweltinformationsgesetzen mehrere Beispiele direkter, bilateraler Politikdiffusion identifiziert werden. In der Regel orientierten sich Länder dabei an Modellgesetzen, die in einem anderen Land Anwendung fanden, und passten diese an die nationalen Bedingungen an. Dabei orientieren sich Länder oft an Modellen aus Staaten, die ihnen räumlich, politisch und kulturell nahe stehen.

International institutionalisierte Politikdiffusion spielte in allen drei Fällen eine Rolle. Vergleichbar mit der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen bildete die von internationalen Organisationen, Weltumweltkonferenzen und transnationalen Akteursnetzwerken vorangetriebene Herausbildung einer allgemeinen internationalen Umweltschutznorm (siehe Abschnitt 3.6) die normative Grundlage für die konstitutionelle Verankerung des Umweltschutzes in einer Vielzahl nationaler Verfassungen. Das Beispiel der Umweltrahmengesetze zeigte zudem, dass sich mit zunehmender Institutionalisierung der Politikdiffusion auch die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Politikinnovationen erhöhen kann, insbesondere dann wenn sie nicht auf bereits etablierte nationale Strukturen treffen, wie das Beispiel der Umweltrahmengesetze veranschaulichte (siehe unten). Als Akteure der Institutionalisierung von Politikdiffusion traten – wiederum ähnlich wie bei der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen – internationale Organisationen und transnationale Netzwerke auf.

Alle drei in diesem Kapitel untersuchten Ausbreitungsprozesse verdeutlichen den Einfluss situativer Faktoren. Ohne den Zusammenbruch der sozialistischen Regime in Osteuropa wäre die umfassende Einführung von Umweltinformationsgesetzen oder die deutliche Zu-

nahme von Umweltrahmengesetzen und Umweltschutzartikeln in nationalen Verfassungen nicht in diesem Ausmaß zu beobachten gewesen.

Weiterhin unterstreicht die Ausbreitung von Umweltschutzartikeln in der Verfassung noch einmal die Bedeutung der Eigenschaften der Politikinnovationen für die Ausbreitung. Verfassungsänderungen eignen sich nicht für schnelles politisches Handeln. Andere umweltpolitische Maßnahmen, die nicht dieselben institutionellen Hürden überwinden müssen, breiten sich unter den gleichen Rahmenbedingungen deutlich schneller aus.

Die Ausbreitung von Umweltrahmengesetzen zeigt, dass auch länderspezifische Unterschiede die Übernahme von Politikinnovationen beeinflussen können. Wie der Vergleich verschiedener regionaler Ausbreitungsverläufe zeigte, fiel die Einführung von Umweltrahmengesetzen insbesondere denjenigen westlichen Industrieländern schwer, die bereits über eine Reihe fest etablierter umweltmedialer Einzelgesetze verfügten. Eine Zusammenführung dieser unterschiedlichen Regelungen in einem einheitlichen Umweltrahmengesetz erwies sich als sehr schwierig. In Ländergruppen, die bis zur Einführung eines Umweltrahmengesetzes nur über wenige mediale Einzelregelungen verfügten – wie im Falle der Entwicklungsländer – oder deren gesamtes bestehendes Gesetzeswerk aufgrund eines grundlegenden gesellschaftlichen und politischen Umbruchs reformiert werden musste – wie im Falle der osteuropäischen Staaten –, breiteten sich medienübergreifende Umweltrahmengesetze hingegen deutlich schneller aus.

Mehr als die bisher untersuchten Fälle wirft das Beispiel der Umweltinformationsgesetze Licht auf das vielfältige Zusammenwirken der drei internationalen Ausbreitungsmechanismen Diffusion, Harmonisierung und Zwang. Während in der frühen Ausbreitung allgemeiner Informationsgesetze die zwischenstaatliche Diffusion eine signifikante Rolle spielte, führte die regionale Harmonisierung durch die rechtlich bindende Umweltinformationsrichtlinie der EG und durch die zunehmende Betonung des Zugangs zu Umweltinformationen im internationalen Recht (Rio-Deklaration, OSPAR-Übereinkommen, Lugano-Konvention, Aarhus-Konvention) in den neunziger Jahren zu einer schlagartigen Beschleunigung des Ausbreitungsprozesses. Dabei beendete der Mechanismus der internationalen Harmonisierung jedoch nicht etwa die weitere "weiche" Diffusion von Umweltinformationsbestimmungen zwischen Staaten, aber auch zwischen der EU und weiteren internationalen Organisationen. Vielmehr lassen sich unterhalb der offensichtlichen Ebene EG- und völkerrechtlicher Harmonisierung immer wieder Hinweise auf freiwillige Übernahmen dieser Politikinnovation beobachten. Dies kann nicht zuletzt damit erklärt werden, dass sich das Instrument des freien Zugangs zu Behördeninformationen und die damit verbundene höhere Transparenz des Regierungshandelns im Verlauf der neunziger Jahre zu einem elementaren Bestandteil von Konzepten des "good governance" entwickelt hat und damit zusätzlich zur eigentlichen Problemlösungsdimension auch eine ausgeprägte legitimatorische Dimension annahm.

Ebenso zeigt die Fallstudie, dass auch die Ausübung von Zwang – wie insbesondere im Zuge der europäischen Erweiterung und der damit verbundenen Verpflichtung der Beitrittskandidaten zur Übernahme des gesamten sekundären Gemeinschaftsrechts – nicht notwendigerweise andere Ursachen für die Einführung von Politikinnovation in den betroffenen Ländern ausschließt. Vielmehr können sich die Ziele des Akteurs, der Zwang ausübt, mit den Zielen der Akteure, die gezwungen werden, in Übereinstimmung befinden. So traf in vielen osteuropäischen Ländern in den neunziger Jahren das normative Anliegen, die Transparenz des politischen Prozesses im allgemeinen und der Umweltpolitik im besonderen zu erhöhen, auf das insbesondere von der EU propagierte Modell eines allgemeinen Rechts auf Zugang zu Umweltinformationen. Auch ohne die vertragliche Verpflichtung der osteuropäischen EU-Beitrittskandidaten auf die Umsetzung dieser Richtlinie hätten einige dieser Länder sicherlich vergleichbare Informationszugangsregelungen beschlossen.

Schließlich zeigt das Beispiel wie eine in mehreren Ländern praktizierte Politik von internationalen oder supranationalen Organisationen aufgegriffen und damit von der nationalen zur internationalen Ebene diffundieren kann. Im Falle einer EG- oder völkerrechtlichen verbindlichen Harmonisierung kann die vertikale Diffusion dann zu einer schlagartigen Beschleunigung des Ausbreitungsprozesses führen. Diffusion ist dann zwar nicht mehr der vorherrschende Ausbreitungsmechanismus. Sie ist jedoch Ausgangspunkt und Auslöser einer weitreichenden rechtlichen Harmonisierung.

5 Mediale und schadstoffbezogene Umweltgesetze

Luftreinhaltung, Naturschutz, Gewässerschutz und Abfallbeseitigung gehören zu den ältesten Teilbereichen des Umweltschutzes. Im Gegensatz zu den in den vorangegangenen Abschnitten betrachteten umweltpolitischen Institutionen und allgemeinen Umweltgesetzen, die erst entstanden, als sich Ende der sechziger Jahre Umweltschutz als einheitliches Politikfeld herauszubilden begann, liegt die Einführung erster medialer Umweltschutzgesetze deutlich länger zurück. So beschloss Großbritannien mit dem *Smoke Nuisance Abatement (Metropolis) Act* bereits 1853 ein erstes Luftreinhaltegesetz (McCormick 1995: 5). In Deutschland wurden Teilaspekte der Luftreinhaltung schon lange vor Verabschiedung des Bundesimmissionsschutzgesetzes von 1974 in der deutschen Gewerbeordnung geregelt. Auch die Ausweisung von Naturschutzgebieten und die Entsorgung von Siedlungsabfällen waren bereits frühzeitig Gegenstand umweltpolitischer Regelungen. Die weit zurückreichende Tradition medialer Umweltregelungen hängt insbesondere damit zusammen, dass diese ökologische Probleme angehen, die in direkten Zusammenhang mit der fortschreitenden Industrialisierung und dem wachsenden Wohlstand der meisten hier untersuchten Länder stehen.

Die frühen Vorreiterregelungen werden in dieser Studie nicht systematisch berücksichtigt. Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln beginnt der Beobachtungszeitraum mit dem

Jahr 1945. Erfasst werden sämtliche nach 1945 verabschiedeten nationalen Umweltschutzgesetze in den Bereichen Luftreinhaltung, Gewässerschutz, Abfallbeseitigung, Bodenschutz, Naturschutz und Verpackungsabfälle.

In einigen Fällen ergeben sich Überschneidungen zwischen medialen und medienübergreifenden Umweltgesetzen. Nicht in allen Ländern regeln separate Umweltschutzgesetze die Bereiche Luftreinhaltung, Gewässerschutz, Abfallentsorgung, Bodenschutz und Naturschutz. Vielmehr ist es einigen Ländern gelungen, mehrere Teilbereiche des Umweltschutzes in einem übergreifenden Umweltrahmengesetz zu regeln. Dies ist insbesondere in solchen Ländern der Fall, die den Umweltschutz erst spät auf nationaler Ebene zu regulieren begannen (Entwicklungs- und Schwellenländer, aber auch föderalistische Staaten) oder die in den neunziger Jahren ihre Umweltschutzgesetze grundlegend reformiert haben (osteuropäische Staaten; siehe auch Abschnitt 4.2). Beispiele für allgemeine nationale Umweltschutzgesetze, die mehr als einen Bereich des Umweltschutzes abdecken sind das bulgarische Law on Protection of Air, Water and Soil from Pollution (1963), der norwegische Pollution Control Act (1981), das Schweizerische Umweltschutzgesetz (1983) oder der neuseeländische Resource Management Act (1991). Insofern als diese Gesetze substantielle Regelungen in mehr als einem der hier untersuchten Regelungsbereichen enthalten, können diese Gesetze mehrfach gezählt werden.

5.1 Luftreinhaltengesetze

5.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

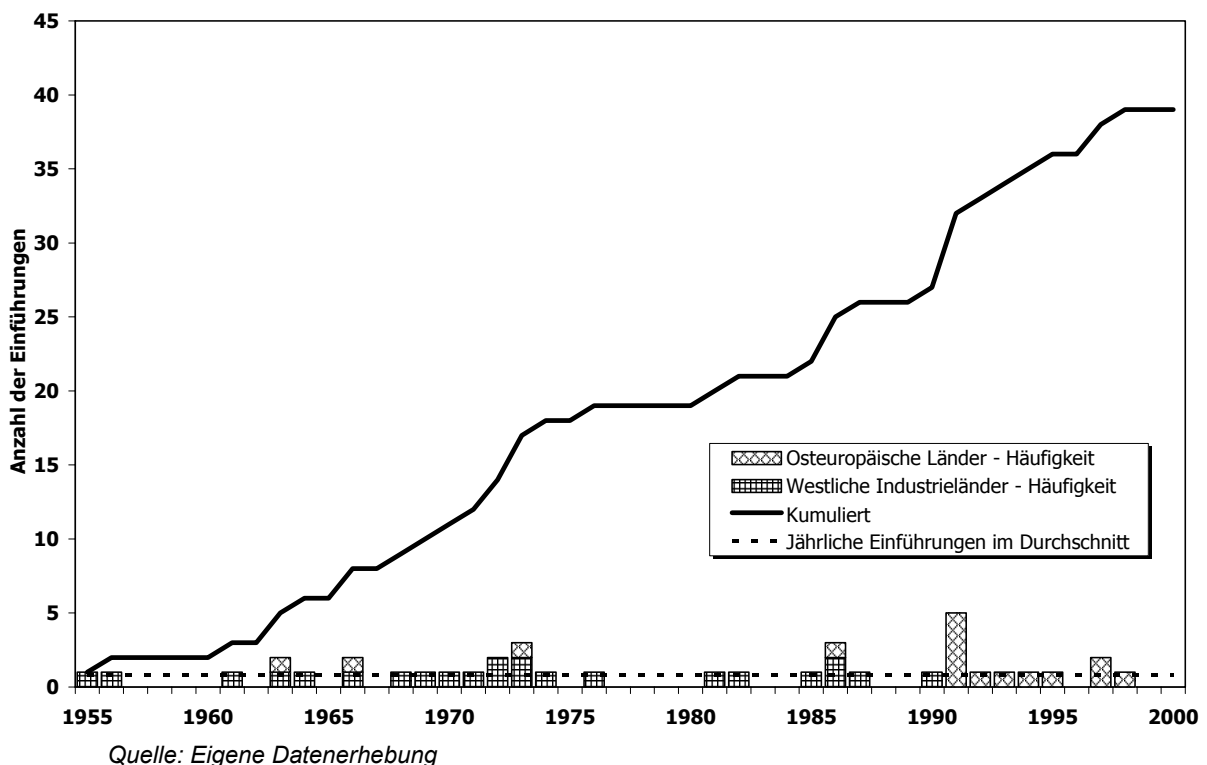
Nationale Luftreinhaltengesetze regeln und begrenzen die Einleitung von Schadstoffen in die Atmosphäre. Nicht zuletzt wegen der unmittelbaren Wahrnehmbarkeit und der gesundheitlichen Relevanz von Luftverschmutzungen gehörten Luftreinhaltengesetze wie die britischen Alkali and Works Regulation Acts aus den Jahren 1863 und 1872 zu den ersten modernen Umweltschutzgesetzen, die die negativen Auswirkungen industrieller Aktivitäten auf die menschliche Gesundheit begrenzen sollten (Tolba et al. 1995: 701). Aufgrund der langen Tradition lokaler, regionaler und nationaler Regelungen zur Luftreinhaltung existiert in diesem Politikbereich kein einheitliches Regelungsmodell. Vielmehr weisen Luftreinhaltengesetze sowohl im Zeitverlauf als auch im zwischenstaatlichen Vergleich deutliche Unterschiede hinsichtlich ihres Gegenstandes, Regelungsansatzes und Anwendungsbereichs auf (Knoepfel und Weidner 1985). Dies gilt auch für die in dieser Studie erfassten nationalen Luftreinhaltengesetze. Allerdings werden in dieser Studie nur übergreifende Luftreinhaltengesetze, d.h. Gesetze, die mehrere Teilaspekte der Luftreinhaltung umfassen (etwa die Beschränkung von Emissionen unterschiedlicher Schadstoffe aus stationären und mobilen Quellen). Nicht erfasst werden hingegen Regelungen, die ausdrücklich nur enge Teilbereiche der Luftreinhaltung

tung betreffen, wie beispielsweise Emissionsstandards für Kraftfahrzeuge oder Großfeuerungsanlagen. Ebenfalls nicht erfasst werden subnationale Gesetze.

5.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Die ersten nationalen Luftreinhaltegesetze nach 1945 verabschiedeten die USA 1955 (Air Pollution Control Act) und Großbritannien 1956 (Clean Air Act). In den sechziger Jahren und in der ersten Hälfte der siebziger Jahre stieg die Zahl der Luftreinhaltegesetze gleichmäßig an. Lediglich in den Jahren 1972 und 1973 lässt sich eine leichte Beschleunigung der Ausbreitung beobachten. Insgesamt verabschiedeten zwischen 1961 und 1974 sechzehn Länder nationale Regelungen in diesem Problemfeld. Nach 1974 verlangsamte sich die Zunahme nationaler Luftreinhaltegesetze deutlich. Zwischen 1975 und 1985 unternahmen lediglich vier Länder einen solchen Schritt. Erst in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre und insbesondere Anfang der neunziger Jahre nahm die Zahl der nationalen Luftreinhaltegesetze wieder deutlich zu. Alleine im Jahr 1991 beschlossen mit Lettland, Russland, Litauen, der Tschechischen Republik und der Slowakei fünf Länder ein neues Luftreinhaltegesetz (siehe Abb. 22).

Abb. 22 Einführungen von Luftreinhaltegesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern

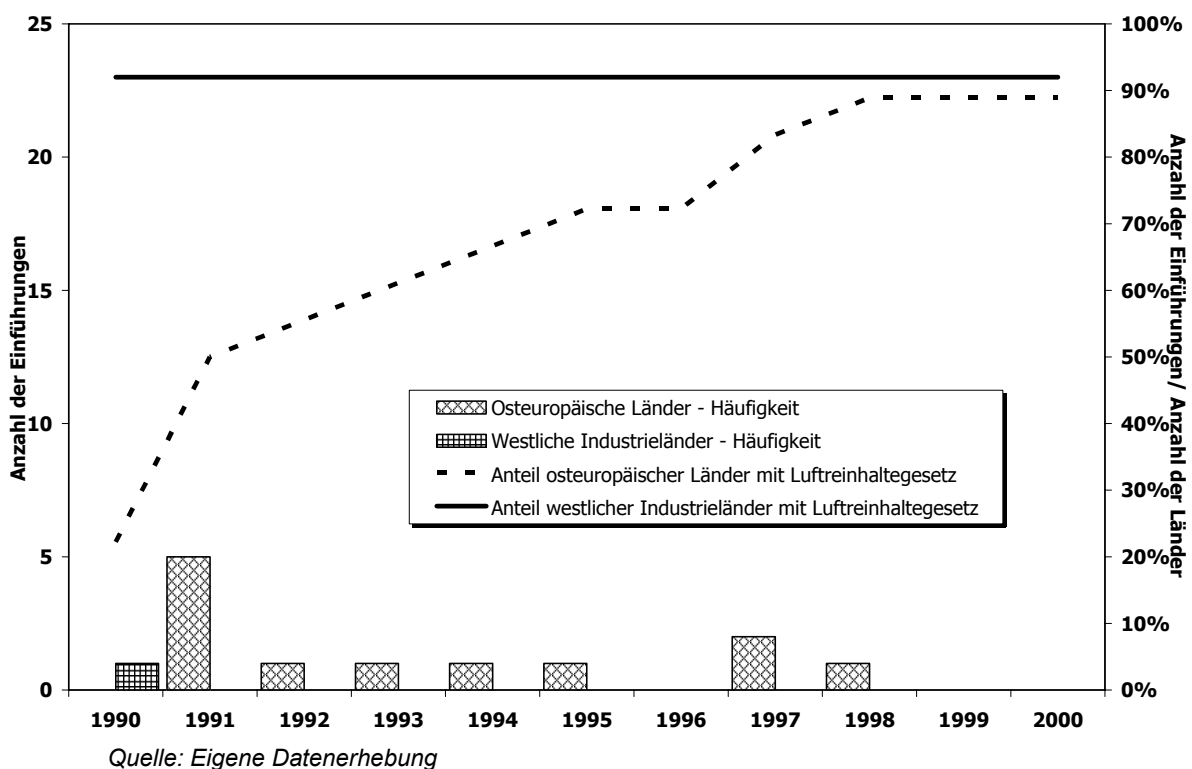


Der Vergleich der Ausbreitung von Luftreinhaltegesetzen in den westlichen Industrieländern und in Osteuropa legt auf den ersten Blick den Schluss nahe, dass auch diese Umweltpolitikinnovation zunächst vorwiegend in den westlichen Industrieländern eingeführt wurde. So hatten im Jahr 1990 bereits rund 92 Prozent der westlichen Industrieländer aber nur rund 22

Prozent der Staaten Osteuropas ein nationales Gesetz in diesem Politikbereich eingeführt (siehe Abb. 23). Bei genauerer Betrachtung zeigt sich allerdings, dass die niedrigen prozentualen Werte für Osteuropa fast ausschließlich durch die Einbeziehung der „neuen“ Staaten Osteuropas, die erst in den neunziger Jahren ihre nationale Unabhängigkeit erlangt hatten, zustande kommen. Die „alten“ Staaten Bulgarien (1963), Polen (1966), Rumänien (1973) und Ungarn (1986) hatten demgegenüber schon früh eigene Luftreinhaltegesetze verabschiedet.⁵⁵

Nach 1990 führten die neuen osteuropäischen Staaten, die in der Mehrheit im Jahr 1991 ihre nationale Unabhängigkeit erlangten, innerhalb kürzester Zeit nationale Luftreinhaltegesetze ein. Ausnahmen bildeten lediglich Albanien und Bosnien-Herzegowina. In nur acht Jahren, von 1991 bis 1998, verabschiedeten insgesamt zwölf osteuropäische Staaten nationale Regelungen in diesem Umweltschutzbereich. Der Anteil der Länder in dieser Region, die ein solches Gesetz eingeführt hatten, stieg damit bis zum Jahr 1998 auf rund 89 Prozent.

Abb. 23 Vergleich der Einführungen von Luftreinhaltegesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



⁵⁵ Auch die hier nicht berücksichtigten Staaten Jugoslawien (1965), die Tschechoslowakische Republik (1967), die UdSSR (1981) sowie die DDR (1987) hatten nationale Luftreinhaltegesetze verabschiedet.

5.1.3 Interpretation

Bis weit in die sechziger Jahre hinein entstanden nationale Regelungen zur Luftreinhaltung vor allem als Reaktion auf konkrete Problemlagen. Internationale Faktoren wie beispielsweise die Vorbildwirkung nationaler Pioniergesetze oder die Aktivitäten internationaler Organisationen spielten in dieser ersten Phase der Schaffung von Luftreinhaltegesetzen keine erkennbare Rolle. Mit dem Air Pollution Control Act von 1955 beispielsweise reagierte die amerikanische Regierung auf die wachsende Anzahl lokaler und bundesstaatlicher Regelungen in diesem Problembereich. Mit dem Gesetz, das kaum substanzielle Bestimmungen zur Luftreinhaltung enthielt, signalisierte sie, dass die Bekämpfung der Luftverschmutzung künftig auf der nationalen Ebene koordiniert und vereinheitlicht werden sollte. Der britische Clean Air Act von 1956 entstand als direkte Reaktion auf den großen Londoner Smog vom Dezember 1952. In seinem Kern schrieb das Gesetz privaten Haushalten, die in ausgewiesenen Belastungsgebieten lagen, die Verwendung sauberer Brennstoffe (Strom, Gas, saubere Kohle) vor.

Seit Ende der sechziger Jahre nahmen die internationalen Aktivitäten im Bereich der Luftreinhaltung dann stark zu. So gehörte die Luftreinhaltung – und hier insbesondere die grenzüberschreitende Luftverschmutzung – auf der Stockholmer UNCHE zu den zentralen Themen (Tolba et al. 1995: 18, 772). Auch in der OECD nahm das Thema mit der Einrichtung einer Arbeitsgruppe Luftreinhaltung (Sector Group on Air Management) im neu geschaffenen Umweltkomitee im Jahr 1971 einen zentralen Platz auf der umweltpolitischen Agenda ein (Long 2000: 38-40). Eine sechsjährige, länderübergreifende Untersuchung dieser Arbeitsgruppe über das Ausmaß und die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftverunreinigungen bildete die wissenschaftliche Grundlage für das 1979 im Rahmen der UNECE verabschiedete Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on Long-Range Transport of Air Pollutants) (Semb 2001; Tolba et al. 1995: 772-773; Long 2000: 46-47). Während bei dieser Rahmenkonvention zunächst das Monitoring der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung, die wissenschaftliche Erforschung der Saurere-Regen Problematik und der zwischenstaatliche Austausch von Daten und Informationen zur Luftverschmutzung im Vordergrund stand, wurden im Verlaufe der achtziger Jahre eine Reihe von Protokollen zur Verringerung nationaler Emissionen verschiedener Luftschadstoffe wie SO₂ (Helsinki Protokoll 1985) und NO_x (Sofia Protokoll 1988) verabschiedet, die auch auf der nationalstaatlichen Ebene der west- und osteuropäischen Unterzeichnerstaaten konkrete Luftreinhaltemaßnahmen erforderten. Spätestens seit Mitte der achtziger Jahre war das Gebot zur Vermeidung von grenzüberschreitenden Umwelt- und Gesundheitsschäden somit fester Bestandteil des internationalen Gewohnheitsrechts (Sands 2003: 321-322).

Auch auf der Ebene der EU begann die Luftreinhaltung frühzeitig, eine Rolle zu spielen. So beschloss die EU seit 1980 eine Reihe umfassender Richtlinien in der Luftreinhaltepolitik,

darunter die Richtlinie über Grenzwerte und Leitwerte der Luftqualität für Schwefeldioxid und Schwebestaub, die Richtlinie zur Bekämpfung der Luftverunreinigung durch Industrieanlagen von 1984 und die Großfeuerungsanlagen Richtlinie von 1988. Schließlich wurde auch 1992 auf der UNCED in Rio de Janeiro die Bedeutung der Luftreinhaltung noch einmal ausdrücklich betont (insbesondere Kapitel 9 der Agenda 21).

Anders als in den bisherigen Fällen lassen sich jedoch keine deutlichen Beschleunigungen der Ausbreitung beobachten, die mit den vielfältigen internationalen Aktivitäten im Bereich der Luftreinhaltung zusammenfallen. Die Zahl der nationalen Luftreinhaltegesetze nahm mit Ausnahme des Zeitraums zwischen 1975 und 1985 im Zeitverlauf gleichmäßig zu. Geringfügige Beschleunigungen der Ausbreitung lassen sich lediglich im Umfeld der Weltumweltkonferenzen von Stockholm und Rio de Janeiro sowie im Jahr der Tschernobyl-Katastrophe beobachten. International institutionalisierte Politikdiffusion als dominierende Einflussvariable erscheint aufgrund des eher langsamen und gleichmäßigen Ausbreitungsverlaufs daher als eher unwahrscheinlich. Allerdings weisen Länderstudien darauf hin, dass zumindest in einer Reihe von Einzelfällen die Thematisierung von Luftverschmutzungen auf der internationalen Ebene oder die Kenntnis über die Praxis anderer Staaten Aktivitäten auf der nationalen Ebene ausgelöst oder beeinflusst haben. So wird das spanische Luftreinhaltegesetz von 1972, das den Beginn der modernen Umweltpolitik in Spanien einläutete, als direkte Antwort auf die im selben Jahr stattfindende Stockholmer Konferenz interpretiert. Seine Verabschiedung erfolgte zu einer Zeit als der ökologische Problemdruck gering sowie das Umweltbewusstsein in der spanischen Bevölkerung schwach ausgeprägt war und die Umweltbewegung kaum politischen Einfluss hatte (Morata und Font 1998: 211-213). Ähnlich orientierte sich das erste deutsche Regierungsprogramm zum Schutz der Umwelt aus dem Jahr 1971 mit einer Reihe angekündigter Gesetzesinitiativen stark an amerikanischen und internationalen umweltpolitischen Entwicklungen wie der Novellierung des amerikanischen Clean Air Acts von 1970, den Initiativen des Council of Europe im Bereich der Luftreinhaltung oder der Stockholmer UNCHE (Pehle und Jansen 1998: 86; Jänicke und Weidner 1997a: 136). Schließlich hat auch Japan seine Luftreinhaltepolitik teilweise in Folge der auf der Stockholmer Konferenz geäußerten internationalen Kritik an angeblichem Öko-Dumping und der breiten Berichterstattung über das Yokkaichi-Asthma und andere Umweltkrankheiten deutlich intensiviert (Weidner 1995: 169).

Auch bedeutet der gleichmäßige Ausbreitungsverlauf nicht, dass internationale Modelle oder die internationale „Sozialisierung“ von Nationalstaaten in einzelnen Phasen des Ausbreitungsprozesses oder in Untergruppen der untersuchten Staaten bedeutungslos waren. Die interessante und erklärungsbedürftige, schnelle Verabschiedung von Luftreinhaltegesetzen in nahezu allen „neuen“ osteuropäischen Staaten in den neunziger Jahren belegt eindrucksvoll die Wirkung der sich herausbildenden internationalen Norm über die Vermeidung grenzüberschreitender Umweltschäden und wirft Licht auf das Zusammenwirken von rechtlich bin-

dender Harmonisierung und normgeleiteter Politikdiffusion. Trotz der prioritären und kapazitätsintensiven Aufgabe des Aufbaus demokratischer und marktwirtschaftlicher Strukturen haben nahezu alle „neuen“ Staaten Osteuropas unmittelbar nach ihrer Unabhängigkeit damit begonnen, den grundlegenden rechtlichen Rahmen einer nationalen Luftreinhaltepolitik zu schaffen. Angesichts des Zusammenbruchs weiter Teile der luftverschmutzenden Industrie in diesen Ländern und des damit einhergehenden tendenziellen Rückgangs der Belastungen, müssen die Ursachen für die schnelle Ausbreitung von Luftreinhaltegesetzen in Osteuropa nach 1990 zumindest teilweise auch auf der internationalen Ebene gesucht werden. Die beschriebene Verankerung des Gebots der Vermeidung von grenzüberschreitenden Umwelt- und Gesundheitsschäden im internationalen Gewohnheitsrecht und seine Umsetzung durch verschiedene Luftreinhalteprotokolle und EG-Richtlinien machten eine aktive und flächendeckende nationale Luftreinhaltepolitik für alle europäischen Staaten zur Pflicht und zur umweltpolitischen Normalität. In dieser Situation stand bei den gerade in die Unabhängigkeit entlassenen Staaten Osteuropas weniger die Frage nach dem *ob* nationaler Luftreinhaltegesetze im Vordergrund, als vielmehr die Frage, *wie* diese Gesetze auszusehen hatten. Interessanterweise setzten sich hier in vielen Fällen politische Pfadabhängigkeiten durch. So beschlossen die baltischen Staaten Estland, Lettland und Litauen Luftreinhaltegesetze, die in großen Teilen auf dem alten Luftreinhaltegesetz der Sowjetunion von 1981 basierten. Auch Russland übernahm im Jahr 1991 das sowjetische Vorgängergesetz. In der Tschechischen Republik und in der Slowakei galt auch nach der Teilung in zwei unabhängige Staaten im Jahr 1993 das gemeinsame Luftreinhaltegesetz von 1991 weiter, das seinerseits wiederum nur das alte Luftreinhaltegesetz der Tschechoslowakei von 1967 fortführte. Insbesondere im Fall der baltischen Staaten überrascht es, dass die alten legislativen Strukturen der Sowjetunion nach der Unabhängigkeit einfach übernommen werden konnten. Diese Tatsache deutet darauf hin, dass die Luftreinhaltung als elementarer Bestandteil nationaler Umweltpolitik spätestens seit Anfang der neunziger Jahre über ideologische, nationale und parteipolitische Grenzen hinaus in ihrem Grundsatz unumstritten war und auch neu entstandene Staaten sie nahezu automatisch als zentrale umweltpolitische Staatsaufgabe festschrieben.

Dass Diffusionsprozesse bei der Einführung nationaler Luftreinhaltegesetze jedoch offenbar eine weniger zentrale Rolle einnehmen als beispielsweise bei der Schaffung umweltpolitischer Institutionen oder bei der Verabschiedung medienübergreifender Umweltgesetze hat vor allem zwei Gründe: Zum einen spielt der tatsächliche ökologische Problemdruck bei der Einführung früher nationaler Luftreinhalteregulungen eine größere Rolle als bei anderen Umweltpolitikinnovationen. Zum anderen führt die lange Tradition umweltpolitischer Regelungen im Bereich der Luftreinhaltung und deren meist inkrementalistische Fortentwicklung (für die USA siehe Fiorino 1995: 33-34) dazu, dass sich die durchaus vorhandenen Vorbildeffekte einzelner nationaler Regelungen wie etwa der sukzessiven Novellierungen des amerikanischen Clean Air Acts in den Jahren 1970, 1977 und 1990, der deutschen Technischen

Anleitung Luft aus dem Jahr 1974, die Aktivitäten internationaler Organisationen wie der UNECE oder der EU in anderen Ländern weniger in neuen Gesetzen als vielmehr in der – in dieser Untersuchung nicht erfassten – Fortentwicklung bestehender Regelungen niederschlagen.⁵⁶ Es wäre daher zu vermuten, dass eine tiefer gehende Analyse unterhalb der Ebene allgemeiner nationaler Luftreinhaltegesetze zusätzliche Hinweise auf Prozesse der Politikdiffusion bringen könnte.⁵⁷

5.2 Gewässerschutzgesetze

5.2.1 Charakteristika der Politikinnovation

Nationale Gewässerschutzgesetze regeln die Einleitung von Stoffen – insbesondere von Abwässern – in Oberflächengewässer. Darüber hinaus können sie auch Vorschriften zur Nutzung von Gewässern – etwa zur Entnahme von Wasser aus Flüssen oder Seen – enthalten. Im Folgenden wird die internationale Ausbreitung nationaler Gesetze zum Schutz der Oberflächengewässer in westlichen Industrieländern und in Osteuropa dargestellt. Nicht erfasst werden Regelungen unterhalb der zentralstaatlichen Ebene sowie Vorschriften, die sich explizit nur auf kleine Teilbereiche des Gewässerschutzes beziehen (z.B. Regelungen zur Qualität von Badegewässern) oder die sich nur an einzelne, eng begrenzte Verursachergruppen richten (etwa an Papier- oder Aluminiumfabriken).

Ähnlich wie in den Bereichen der Luftreinhaltung und der Abfallentsorgung verfügen auch Maßnahmen zum Gewässerschutz über eine lange Tradition. So führten beispielsweise viele deutsche Städte bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts erste Reinigungsverfahren für Abwässer ein, nachdem die städtischen und gewerblichen Abwässer bis dahin in der Regel unbehandelt in Flüsse und Seen eingeleitet worden waren (Wey 1982: 33-37). Da die Zuständigkeiten für den Gewässerschutz bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts hinein in den meisten Ländern unterhalb der nationalstaatlichen Ebene angesiedelt waren, entstanden die ersten wichtigen nationalen Gewässerschutzgesetze erst in den vierziger und fünfziger Jahren.

5.2.2 Verlauf der Ausbreitung

Mit dem ersten nationalen Gewässerschutzgesetz in der zweiten Hälfte der vierziger Jahre begann die Ausbreitung dieser Umweltpolitikinnovation bereits relativ früh. Als erstes Land

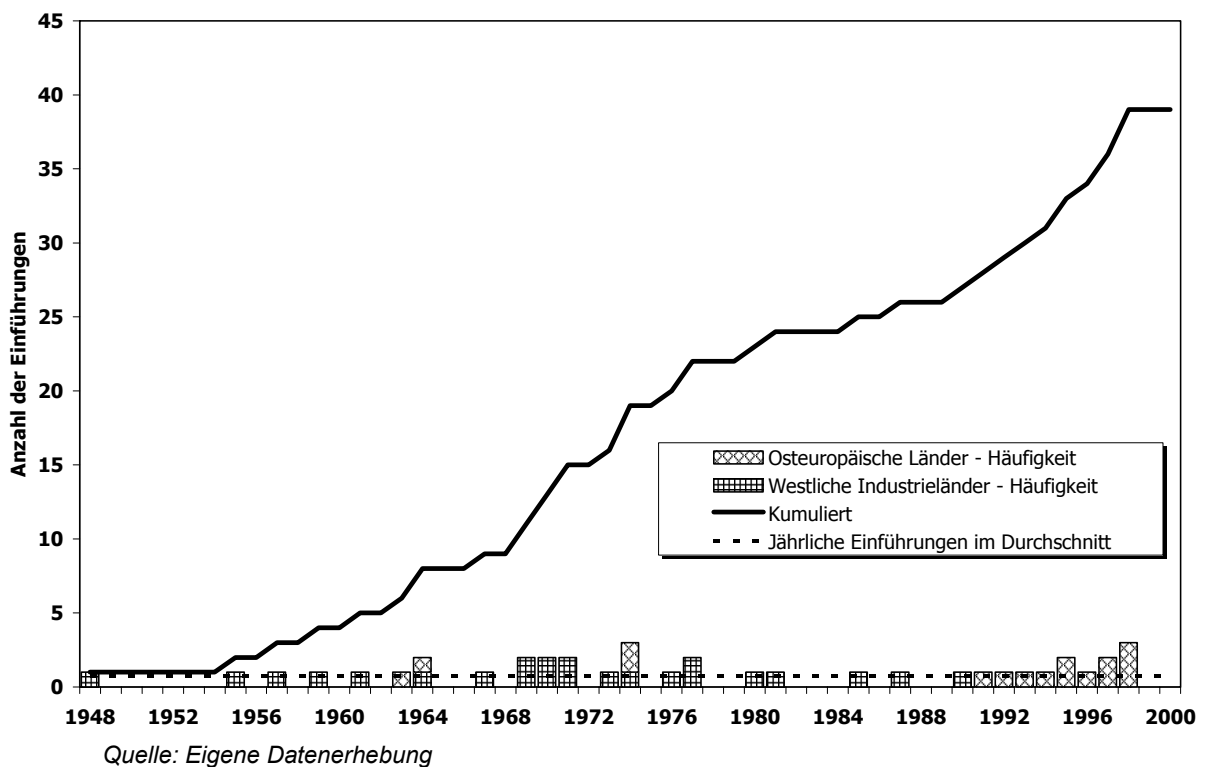
⁵⁶ Immerhin galt der amerikanische Clean Air Act von 1970 aufgrund seiner weitreichenden Umweltqualitätsziele weithin als Modell einer anspruchsvollen Luftreinhaltepolitik (Semb 2001: 101-102). Ähnlich wurde die deutsche Technische Anleitung Luft von 1974 in den Luftreinhaltebehörden verschiedener europäischer Länder aufmerksam zur Kenntnis genommen (Helmut Weidner, persönliche Mitteilung).

⁵⁷ Ein Beispiel für verursacherspezifische Regelungen im Bereich der Luftreinhaltung, die schnell von anderen Ländern bzw. von supranationalen Organisationen wie der EU aufgegriffen wurden, ist die deutsche Großfeuerungsanlagenverordnung von 1983 (Mez 1995), die sich schnell zu einem internationalen Modellgesetz entwickelt hat und maßgeblich zur Entstehung der Großfeuerungsanlagenrichtlinie der EG von 1988 beigetragen hat (Liberatore 1997: 194-195).

nach 1945 verabschiedete die USA im Jahr 1948 mit dem Federal Water Pollution Control Act ein nationales Gewässerschutzgesetz. Zwischen 1955 und 1968 nahm die Zahl der nationalen Gewässerschutzregelungen dann zunächst langsam zu. 1955 führte die Schweiz ihr Gewässerschutzgesetz ein, gefolgt von der Bundesrepublik Deutschland, wo 1957 das Wasserhaushaltsgesetz verabschiedet wurde, aber erst drei Jahre später in Kraft trat. In der Zwischenzeit hatte auch Österreich im Jahr 1959 ein Gewässerschutzgesetz beschlossen.

Im Jahr 1969 nahm die Ausbreitungsgeschwindigkeit dann zu. Erst nach 1977 flachte die Ausbreitungskurve wieder ab. Nach einem Gesetz in den vierziger Jahren und drei Gesetzen in den fünfziger Jahren verabschiedeten in den sechziger Jahren bereits sieben Länder ein nationales Regelwerk zum Schutz der Oberflächengewässer. Die siebziger Jahre sahen dann den Höhepunkt der Ausbreitung dieser Politikinnovation. Insgesamt elf Länder beschlossen in diesem Jahrzehnt ein nationales Wassergesetz (siehe Abb. 24).

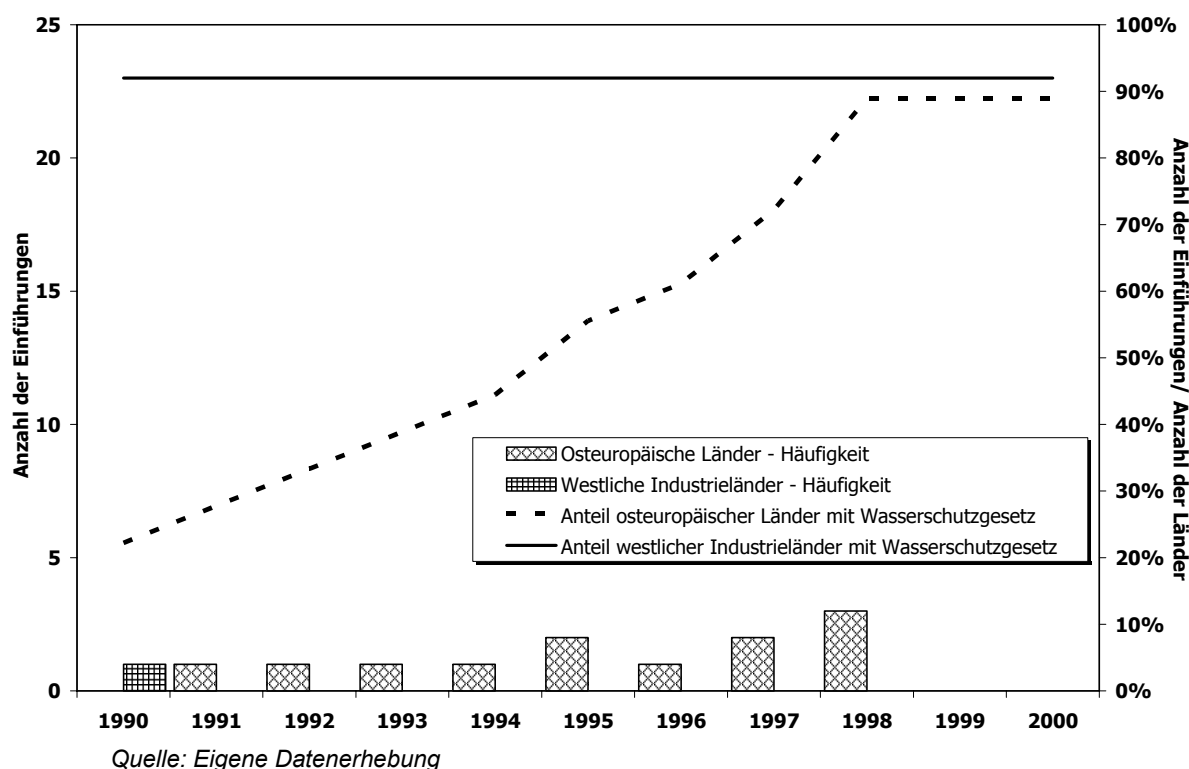
Abb. 24 Einführungen von Gewässerschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Ende der siebziger Jahre verringerte sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit wieder deutlich. Von 1978 bis 1989 verabschiedeten lediglich vier westliche Industrieländer ein Gewässerschutzgesetz. Diese Phase der relativen Stagnation endet erst Anfang der neunziger Jahre. Während nach 1991 kein zusätzliches westliches Industrieland ein Gewässerschutzgesetz verabschiedete – lediglich Australien und Island verfügten Anfang der neunziger Jahren noch

nicht über ein nationales Gewässerschutzgesetz⁵⁸ – stieg der Anteil der osteuropäischen Länder, die ein solches Gesetz eingeführt hatten, gemessen an der Gesamtheit der nach 1991 existierenden osteuropäischen Staaten, von rund 28 Prozent 1991 auf rund 89 Prozent im Jahr 2000 (siehe Abb. 25).

Abb. 25 Vergleich der Einführungen von Gewässerschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Zu den Ländern, die in dieser letzten Phase ein Gewässerschutzgesetz eingeführt haben, gehören – wie bereits bei den Luftreinhaltegesetzen – mit der Ukraine, Kroatien, Lettland, Litauen, Mazedonien, der Tschechischen Republik und Bosnien-Herzegowina fast ausschließlich Staaten, die erst nach 1990 ihre nationale Unabhängigkeit erlangten. Als einzige osteuropäische Länder führten Bulgarien (1963), Polen und Rumänien (beide 1974) bereits vor 1990 ein nationales Gewässerschutzgesetz ein.⁵⁹

⁵⁸ In Australien ist die Gesetzgebungskompetenz weitgehend auf der bundesstaatlichen Ebene angesiedelt (Painter 2001), weshalb ein nationales Gewässerschutzgesetz nicht zu erwarten ist.

⁵⁹ Auch alle hier nicht berücksichtigten osteuropäischen Länder verfügten schon früh über ein nationales Gewässerschutzgesetz. Entsprechende Regelungen ergingen 1970 in der DDR und UdSSR, 1973 in der Tschechoslowakischen Republik und 1974 in Jugoslawien. Rechnet man diese Einführungen hinzu, fielen die Beschleunigung der Ausbreitung in den siebziger Jahren mit insgesamt fünfzehn Einführungen noch deutlicher aus.

5.2.3 Interpretation

Die langsame aber stetige Ausbreitung von Gewässerschutzgesetzen in den fünfziger und sechziger Jahren lässt sich aus dem Vorhandensein eines spürbaren nationalen Problemdrucks in diesem Bereich des Umweltschutzes erklären. So entstand der amerikanische Water Protection Act von 1948 als Reaktion auf die öffentliche Besorgnis über Krankheitsepidemien, die durch Gewässerbakterien ausgelöst worden waren. In Deutschland kam die Bundesregierung in den frühen fünfziger Jahren stark unter Druck, ein nationales Gewässerschutzgesetz zu erlassen. Die Qualität der Oberflächengewässer war so schlecht, dass oft selbst eine industrielle Nutzung unmöglich war. Gleichzeitig war das bestehende Wasserrecht der Länder und Gemeinden aufgrund seiner starken Zersplitterung – 1949 waren in der Bundesrepublik insgesamt 119 Gesetze und Verordnungen zur Wasserreinhaltung gültig – nicht in der Lage, die weitere Verschmutzung zu verhindern (Wey 1982: 173-177).

Die Beschleunigung der Ausbreitung von Gewässerschutzregelungen zu Beginn der siebziger Jahre kann nicht auf rechtlich bindende internationale Übereinkommen, also auf Prozesse der internationalen rechtlichen Harmonisierung, zurückgeführt werden. Noch Mitte der achtziger Jahre wurde ein weitgehendes Fehlen eines verbindlichen internationalen Gewässerschutzrechts konstatiert: „there are no rules of global application and, in particular, there is no rule of customary international law prohibiting pollution of international rivers“ (Sette-Camara 1984: 198, zit. nach Sands 2003: 461).⁶⁰ Der grenzübergreifende Schutz von Oberflächengewässern bildete entweder lediglich den Gegenstand völkerrechtlich nicht bindender programmatischer Aussagen oder aber konkreter, auf einzelne Flüsse oder Wassereinzugsgebiete bezogener und jeweils ad-hoc ausgehandelter zwischenstaatlicher Übereinkommen wie beispielsweise der sukzessiven Abkommen zum Schutz des Rheins vor Verschmutzungen (Sands 2003: 478-482).⁶¹ Gleichzeitig erscheint es aber auch unwahrscheinlich, dass wie in der ersten Phase ausschließlich isolierte nationale Reaktionen auf einen steigenden Problemdruck für die Beschleunigung verantwortlich sind. Da die Verschmutzung von Oberflächengewässern insbesondere in Städten und Industriegebieten bereits im 19. Jahrhundert zu einem Problem geworden war, ist es sehr unwahrscheinlich, dass dieser Problemdruck ausgerechnet Anfang der siebziger Jahre in einer großen Zahl von Industrie- und Schwellenländern zur Schaffung nationaler Gewässerschutzregelungen geführt hat. Vielmehr deutet die Beschleunigung darauf hin, dass sich in den siebziger Jahren die Wahrnehmung des Problemdrucks oder das Wissen über praktikable Problemlösungsansätze verändert hat.

⁶⁰ Erst in den neunziger Jahren wurden verstärkt universelle Prinzipien, Ziele und Maßnahmen einer internationalen Gewässerschutzpolitik formuliert. Meilensteine waren die UNECE Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes aus dem Jahr 1992, die ebenfalls 1992 verabschiedete Agenda 21, in deren Kapitel achtzehn übergreifende Ziele formuliert werden, sowie die internationale Watercourse Convention aus dem Jahr 1997 (Sands 2003: 466-468).

⁶¹ Allgemein zum ad-hoc und fragmentierten Zustand des internationalen Gewässerschutzrechts siehe (Sands 2003: 461).

So erfolgte seit Ende der sechziger Jahre eine Neuinterpretation des Gewässerschutzes, die diesen in den Mittelpunkt der nationalstaatlichen Verantwortung im Umweltschutz gerückt hat. Dabei erfanden die meisten Länder den Gewässerschutz nicht neu. Vielmehr vollzog sich eine Reallokation der politisch-institutionellen Verantwortung für den Gewässerschutz von der sub-nationalen zur nationalen Ebene. Die breite geografische Streuung der Länder, die in diesem Zeitraum nationale Gewässerschutzgesetze einführten⁶², deutet darüber hinaus darauf hin, dass diese Neuinterpretation des Gewässerschutzes auf globaler Ebene erfolgt ist. Zeitgleich zu der Transformation bereits bestehender sub-nationaler Bestimmungen in nationale Regelungen, begannen in den siebziger Jahren eine Vielzahl internationaler Organisationen und einige wichtige internationale Konferenzen den Wasserschutz als umweltpolitische Herausforderung zu thematisieren und zu angemessenen nationalen Reaktionen auf die Belastung von Oberflächengewässern aufzurufen.

Wie bereits bei anderen Umweltpolitikinnovationen stellte auch im Bereich des Gewässerschutzes die Stockholmer Konferenz von 1972 ein zentrales internationales Ereignis dar. So weist der bereits im Vorfeld der Konferenz ausgehandelte Stockholmer Aktionsplan in seiner 53. Empfehlung ausdrücklich auf den Schutz der Oberflächengewässer und auf die Notwendigkeit der Entwicklung nationaler Gewässerschutzgesetze hin:

"It is recommended that the Secretary-General take steps to ensure that the United Nations system is prepared to provide technical and financial assistance to Governments when requested in the different functions of water resources management:

- (a) Surveys and inventories;
- (b) Water resources administration and policies, including:
 - (i) The establishment of institutional frameworks;
 - (ii) Economic structures of water resources management and development;
 - (iii) *Water resources law and legislation*;
- (c) Planning and management techniques, including:
 - (i) The assignment of water quality standards;
 - (ii) The implementation of appropriate technology;
 - (iii) More efficient use and re-use of limited water supplies; (...)
- (e) Transfer of existing knowledge" (UNCHE, 1972; eigene Hervorhebung).

Da viele der hier untersuchten Länder bereits früh über sub-nationale Regelungen zum Gewässerschutz verfügten, ist es unwahrscheinlich, dass die Konferenz wie in anderen Fällen überhaupt erst zur Thematisierung und Kommunikation der umweltpolitischen Innovation beitrug. Vielmehr kann die explizite Erwähnung des Gewässerschutzrechts und das Angebot

⁶² Dies sind abgesehen von den hier nicht berücksichtigten Ländern (DDR, Jugoslawien, der Tschechoslowakischen Republik und der UdSSR) Belgien, Dänemark, Großbritannien, Japan, Kanada, die Niederlande, Polen, Rumänien, Schweden und die Türkei.

technischer und finanzieller Unterstützung die die Entscheidungen einiger Nationalstaaten beeinflusst haben, in diesem Zeitraum die Regelungen zum Gewässerschutz auf nationaler Ebene zu vereinheitlichen. Zumindest erscheint es angesichts der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion, die im Stockholmer Aktionsplan ihren Ausdruck findet, unwahrscheinlich, dass die Häufung der nationalen Entscheidungen im Umfeld dieser Konferenz durch voneinander vollständig unabhängige Entscheidungen zustande kam.

Schon vor der Stockholmer Konferenz hatte die OECD den Umweltschutz als eigenständiges Thema ihrer Arbeit entdeckt. Neben Luftverschmutzung und Verkehrslärm gehörte die Belastung von Oberflächengewässern dabei seit Mitte der sechziger Jahre zu den Prioritäten (Long 2000: 10, 30). Mit der 1970 erfolgten Einsetzung einer Sector Group on Water Management durch das Umweltkomitee der OECD wurde die Bedeutung dieses Themas für die frühe umweltpolitische Arbeit der Organisation noch weiter hervorgehoben. Als Ergebnis ihrer Arbeit im Bereich des Gewässerschutzes verabschiedete die OECD 1978 die Council Recommendation C(78)4(Final) on Water Management Policies and Instruments. Auf europäischer Ebene entstand seit Mitte der siebziger Jahre eine Reihe von Richtlinien zur Reinhaltung der Oberflächengewässer, die zunächst allerdings meist an einzelnen Nutzungen orientiert und nur wenig aufeinander abgestimmt waren. Hierzu gehörten die Richtlinie über Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (75/440/EWG), die Badegewässerrichtlinie (76/160/EWG), die Süßwasserrichtlinie (78/659/EWG), die Richtlinie über die Einleitung gefährlicher Stoffe (76/464/EWG), die Abwasserrichtlinie (91/271/EWG) und die Nitratrichtlinie (91/676/EWG). Die VN veranstalteten 1977 eine große Gewässerschutzkonferenz im argentinischen Mar del Plata, die zur Verabschiedung eines umfassenden Aktionsplans führte.

Allerdings beeinflussten diese Aktivitäten kaum die Ausbreitung nationaler Wasserschutzgesetze. Im Gegenteil nach 1977 verringerte sich die Anzahl der Einführungen deutlich, um noch einmal Mitte der neunziger Jahre zuzunehmen. Während in den OECD Staaten ab Ende der siebziger Jahre die Verabschiedungen allgemeiner nationaler Regelungen deutlich abnahmen, beschlossen die Staaten Osteuropas zwischen 1975 und 1990 überhaupt kein Gewässerschutzgesetz. Die Verringerung der Ausbreitungsgeschwindigkeit überrascht jedoch kaum, da 1977 bereits mehr als drei Viertel der westlichen Industrieländer und mit Ausnahme Albaniens alle zu diesem Zeitpunkt existierenden osteuropäischen Staaten entsprechende nationale Regelungen eingeführt hatten. Der letzte Gesetzgebungsschub betraf vor allem Staaten, die erst in den neunziger Jahren ihre nationale Unabhängigkeit (wieder)gewonnen hatten und daher auch noch über kein eigenes Umweltrecht verfügten. Wie im Falle der Luftreinhaltegesetze handelt es sich bei dieser jüngsten Beschleunigungsphase somit um die „nachholende“ Gesetzgebung neu entstandener Nationalstaaten.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Gewässerreinigung bereits frühzeitig auf der regionalen und kommunalen Ebene begann, dann in den fünfziger und sechziger Jahren als nationalstaatliche Aufgabe erkannt wurde und seit Ende der sechziger Jahre zunehmend von internationalen Akteuren aufgegriffen wurde. Die Entwicklung nationaler Gewässerschutzgesetze ging somit der Entstehung eines kohärenten internationalen Gewässerschutzregimes voraus. Die internationale Thematisierung des Gewässerschutzes führte zu einer schnellen Verbreitung nationaler Gewässerschutzgesetze in den siebziger Jahren. Aufgrund des hohen „Sättigungsgrades“ stagnierte die Ausbreitung dann in den achtziger Jahren in den westlichen Industrieländern und noch deutlicher in den osteuropäischen Staaten, um dann in den neunziger Jahren insbesondere durch die nachholende Gesetzgebung in Osteuropa noch einmal signifikant zu steigen. Am Ende dieses Prozesses steht eine nahezu vollständige Verbreitung von Gewässerschutzgesetzen auf der nationalen Ebene.

5.3 Abfallgesetze

5.3.1 Charakteristika der Politikinnovation

Nationale Abfallgesetze regeln die Grundzüge der Abfallentsorgung, indem sie Kriterien für die Bestimmung von Abfällen aufstellen und Zuständigkeiten und Verfahren für die umweltgerechte Entsorgung von Abfällen festlegen. Unterschiede zwischen nationalen Abfallgesetzen bestehen insbesondere hinsichtlich der vorgeschriebenen Entsorgungswege und -verfahren (Deponierung, Verbrennung, energetische Verwertung, stoffliche Verwertung), des Regelungsniveaus (Emissionsstandards, Deponiesicherheit) und des Geltungsbereiches (Haus-, Gewerbe- und/oder Industrieabfall).

Die folgende Untersuchung der Ausbreitung nationaler Abfallgesetze erfasst Bestimmungen, die zumindest die Entsorgung von Hausmüll umfassend regeln. Nicht berücksichtigt werden hingegen Gesetze, die sich nur auf kleinere Teilfraktionen des Hausmülls wie beispielsweise Batterien oder Verpackungen (zu Verpackungen siehe Abschnitt 5.6) oder einzelne Produktabfälle (Altautos, Elektroschrott) beziehen, oder die ausschließlich die Entsorgung von Industrieabfällen regeln. Ebenfalls nicht erfasst werden Regelungen unterhalb der nationalstaatlichen Ebene in föderal organisierten Ländern.

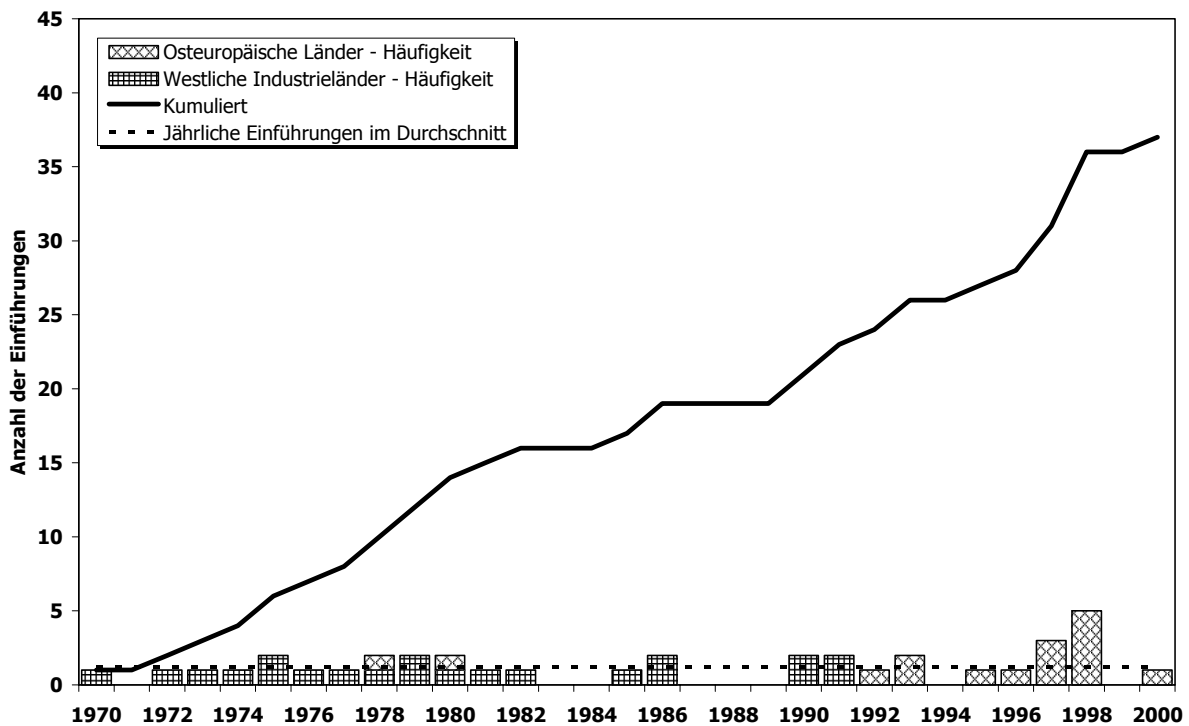
5.3.2 Verlauf der Ausbreitung

Die ersten modernen nationalen Abfallgesetze verabschiedeten Japan 1970 (Waste Disposal and Public Cleansing Law) und Deutschland 1970 (Abfallgesetz).⁶³ In den Folgejahren stieg die Zahl der nationalen Abfallgesetze gleichmäßig an. In den zwanzig Jahren von 1970 bis

⁶³ Zuvor hatte noch die DDR, die in dieser Studie nicht berücksichtigt wird, mit dem Landeskulturgesetz und seiner dritten Durchführungsverordnung Sauberhaltung der Städte und Gemeinden und Verwertung von Siedlungsabfällen aus demselben Jahr ein nationales Abfallgesetz eingeführt.

1989 wurde in der untersuchten Ländergruppe im Durchschnitt jährlich ein neues Abfallgesetz eingeführt. In keinem Jahr wurden dabei mehr als zwei Gesetze beschlossen, so dass sich lediglich im Zeitraum von 1978 bis 1980 die Ausbreitung schwach beschleunigte, wohingegen sich in den Jahren von 1981 bis 1989 eine leichte Verlangsamung der Ausbreitung beobachtet lässt (siehe Abb. 26).

Abb. 26 Einführungen von Abfallgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern

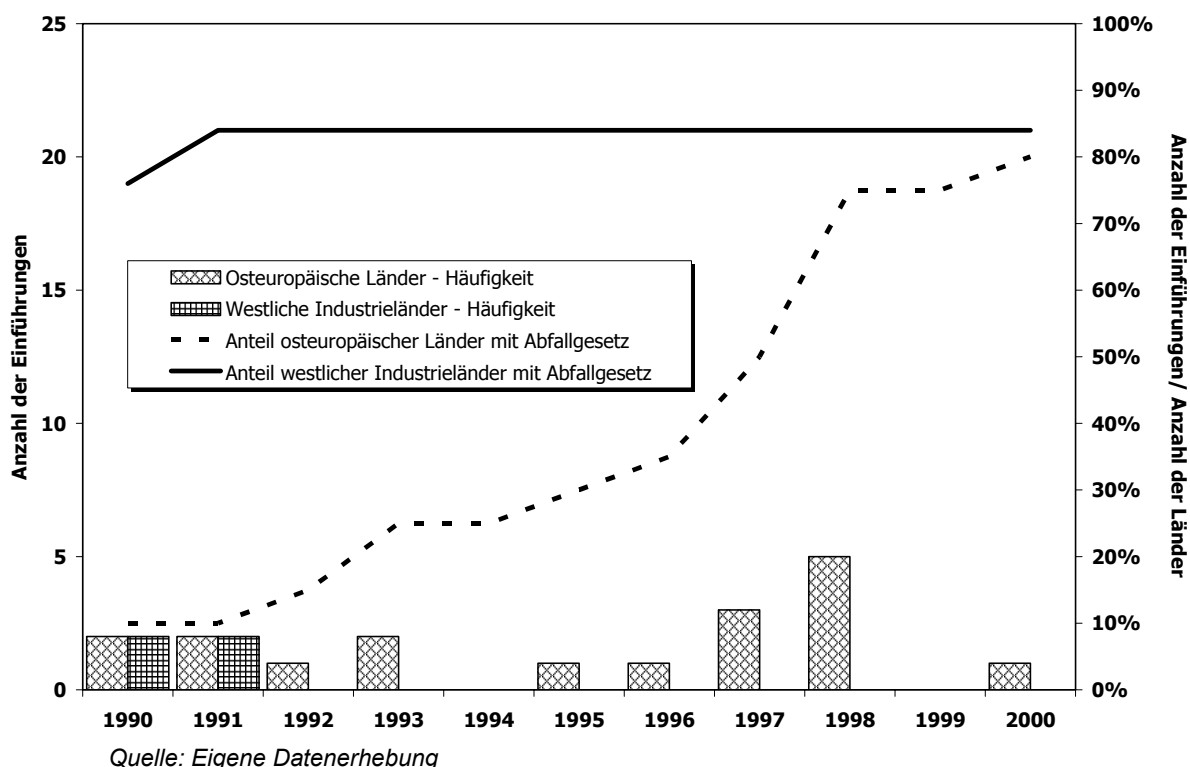


Quelle: Eigene Datenerhebung

Wie bei anderen umweltpolitischen Innovationen trat dann auch bei der Entstehung nationaler Abfallgesetze zu Beginn der neunziger Jahre wieder eine Beschleunigung ein, die größtenteils von den neuen Staaten Osteuropas getragen wurde (siehe Abb. 27). So gehörten vierzehn von achtzehn Ländern, die zwischen 1990 und 2000 ein Abfallgesetz verabschiedeten zur Gruppe der osteuropäischen Staaten. In der Gruppe der westlichen Industrieländer verfügten hingegen bis 1991 nahezu alle Länder über ein solches Gesetz. Neben Australien, Belgien und Kanada, die aufgrund ihrer föderalen Struktur die Abfallentsorgung ausschließlich auf der Ebene der Bundesstaaten bzw. der Regionen regeln, hat lediglich Island bislang kein umfassendes nationales Abfallgesetz verabschiedet.⁶⁴ Im Jahr 2000 hatten 84 Prozent der westlichen Industrieländer und achtzig Prozent der osteuropäischen Staaten die umweltgerechte Abfallentsorgung umfassend auf nationaler Ebene geregelt (siehe Abb. 27).

⁶⁴ Das Fehlen eines umfassenden Abfallgesetzes in Island wurde von der OECD in ihrem Environmental Performance Review aus dem Jahr 2001 ausdrücklich kritisiert (OECD 2001: 39, 46).

Abb. 27 Vergleich der Einführungen von Abfallgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



5.3.3 Interpretation

Die seit Beginn der siebziger Jahre sehr gleichmäßig verlaufende Ausbreitung nationaler Abfallgesetze lässt keinen direkten Schluss auf eine signifikante Rolle einer auf der internationalen Ebene institutionalisierten Politikdiffusion zu. Die einzige deutliche Beschleunigung in den Jahren 1997 und 1998 lässt sich wie im Falle der anderen bisher untersuchten medialen Umweltgesetze auf die Ablösung der staatssozialistischen Regime und der damit einhergehenden grundlegenden Reformen der nationalen Umweltpolitik zurückführen. Die Abfolge der Länder, die eigene Abfallgesetze beschlossen haben, weist darüber hinaus kaum Anzeichen für eine direkte Politikdiffusion zwischen Nachbarstaaten auf.

Anders als in den bisherigen Fällen fehlt in der Abfallpolitik ein allgemeines abfallpolitisches Regime. „Except for rules on international trade in wastes, this is not a well-developed area of international law ... [international law] has to date played a limited role in preventing the generation of waste” (Sands 2003: 675). Die Gründe für das Fehlen allgemeiner abfallpolitischer Leitlinien und Ziele im internationalen Recht sind zumindest teilweise institutioneller Natur: „at the global level, no UN or other body has overall responsibility for waste, which has led to a fragmented, *ad hoc* and piecemeal international response. The Stockholm Conference did not focus on the issue of waste as such” (Sands 2003: 675). Vor diesem Hintergrund lässt sich nicht mit Sicherheit ausschließen, dass die im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Innovationen geringfügigen Beschleunigungen durch voneinander unabhängige

Reaktionen auf nationalen Problemdruck entstanden. Allerdings scheinen internationale Faktoren für die Entstehung nationaler Abfallgesetze auch nicht vollkommen irrelevant zu sein. Ihre Auswirkungen bleiben aber insgesamt eher schwach und lassen keine Schlussfolgerungen über das Vorliegen von Diffusion vor.

Umfassende Programme für eine umweltgerechte Abfallpolitik entwickelten auf der internationalen Ebene nur die OECD und die EU. In der OECD wurde mit der Einrichtung einer Joint Policy Issues Group on Waste Management im Jahr 1973 und deren Umwandlung in eine ständige Waste Management Policy Group 1974 die Abfallpolitik erstmals als eigener Tätigkeitsbereich etabliert. Basierend auf einem Bericht dieser Arbeitsgruppe zur Situation der Abfallwirtschaft in OECD-Mitgliedsstaaten⁶⁵ verabschiedete der OECD Ministerrat 1976 eine Empfehlung für eine umfassende nationale Abfallpolitik (OECD Council Recommendation C(76)155(Final) on A Comprehensive Waste Management Policy). Darin forderte die OECD "that Member countries develop and implement, where appropriate, comprehensive waste management policies which fully satisfy the objectives of environmental protection and rational use of energy". Dabei zielten die OECD-Empfehlungen auf eine Verringerung der Umweltbelastungen in allen Phasen der Produktkette – vom Produktdesign bis zur Verwertung von Abfallprodukten – und formulierten konkrete Vorschläge für die administrative Organisation der Abfallwirtschaft. Als "soft law" waren die OECD-Empfehlungen für die Mitgliedsstaaten zwar nicht direkt bindend. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass sie zu einer Schärfung des Problembewusstseins der abfallpolitischen Akteure in OECD-Staaten beigetragen haben, und dass einige ihrer Grundprinzipien in der Folgezeit Eingang in nationale abfallpolitische Regelungen gefunden haben. Mehr als ein "diffuser" Einfluss der OECD Aktivitäten auf nationale abfallpolitische Maßnahmen und Programme erscheint aber nicht wahrscheinlich (Seeliger 2001: 31).

Deutlich konkreter als die frühen OECD Aktivitäten beeinflusste die Abfallrichtlinie der EG aus dem Jahr 1975 (75/442/EWG) die nationale Politikformulierung. Sie argumentierte in ihrer Begründung, dass unterschiedliche nationale Abfallgesetze eine Behinderung des freien Warenverkehrs darstellten und somit gemäß Artikel 100 des EWG Vertrages anzugleichen seien. Sie forderte dementsprechend, die nationalen Regelungen zu harmonisieren und gleichzeitig die geordnete Verwertung oder Beseitigung von Abfällen sicherzustellen. Sie verpflichtete die EU-Mitgliedstaaten dazu, Abfallwirtschaftspläne zu erarbeiten und alle abfallwirtschaftlichen Aktivitäten einer Genehmigungspflicht zu unterwerfen (Seeliger 2001: 39-40). Eine direkte Umsetzung dieser Richtlinie erfolgte beispielsweise in Irland mit der 1979 verabschiedeten European Community (Waste) Regulation⁶⁶. Andere Mitgliedstaaten der EU

⁶⁵ OECD Dokument C(76)154).

⁶⁶ Diese Regelung basierte auf dem irischen European Communities Act von 1972, der das bestehende und zukünftige EG-Recht zu geltendem nationalen Recht erklärt und die Regierung zum Erlass ergänzender Verordnungen zur nationalen Umsetzung von EG-Rechtsakten ermächtigt.

novellierten bestehende Abfallgesetze, um die Anforderungen der Abfallrichtlinie umzusetzen.⁶⁷

Insgesamt zeigt sich bei der internationalen Ausbreitung von Abfallgesetzen ein gemischtes Bild. Die Harmonisierungsbestrebungen der OECD und der EU seit Anfang der siebziger Jahre gaben nationalen Politiken nicht viel mehr als einen allgemeinen Orientierungsrahmen. Die Abwesenheit anerkannter Modellgesetze, die lange Tradition subnationaler Regelungen in diesem Politikbereich und die Vielfalt möglicher Maßnahmen und Steuerungsansätze in der Abfallpolitik haben allerdings dazu geführt, dass eine direkte zwischenstaatliche oder durch internationale Organisationen vermittelte Diffusion vollständiger Abfallgesetze nur in detaillierten Fallstudien festzustellen wäre. Vielmehr liegt die Annahme nahe, dass die nationalen Abfallgesetze eine heterogene Sammlung von Zielen, Steuerungsansätzen, Instrumenten und Standards darstellen, die als Ganzes kaum "diffusionsfähig" sind. Einzelne Bestandteile können jedoch durchaus zwischen Staaten und/oder internationalen Organisationen transferiert werden. Beispiele hierfür sind die Ausbreitung des Steuerungsansatzes der Produktverantwortung innerhalb der OECD (OECD 1996, 1998b, 2001b) oder die in Abschnitt 5.6 beschriebene Ausbreitung nationaler Verpackungsregelungen.

5.4 Bodenschutzgesetze

5.4.1 Charakteristika der Politikinnovation und Verlauf der Ausbreitung

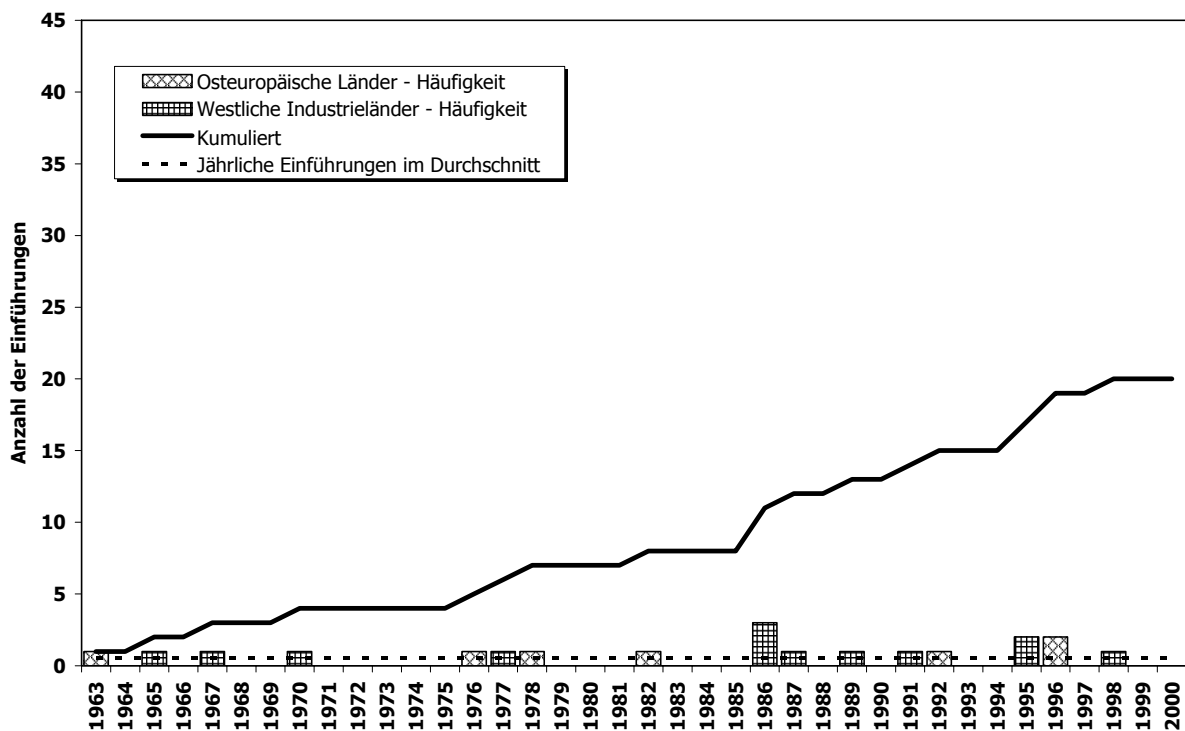
Während die Umweltbereiche Wasser und Luft seit Ende der sechziger Jahre in einer großen Zahl von Industrieländern durch spezifische nationale Gesetze geregelt werden, existieren bis heute nur in wenigen Ländern eigenständige Bodenschutzgesetze.⁶⁸ Zentrale Aspekte nationaler Bodenschutzgesetze sind dabei die Begrenzung direkter Schadstoffeinträge, etwa von Pestiziden und Düngemitteln durch die Landwirtschaft, die Vermeidung von Erosion, die Sanierung kontaminierter Böden (Altlastensanierung) und teilweise die wirtschaftliche Nutzung von Flächen (etwa als Bauland).

⁶⁷ Eine ähnliche Entwicklung ist bei der Ausbreitung nationaler Verpackungsregelungen zu beobachten. Im Gegensatz zur Ausbreitung von Abfallgesetzen führte die Notwendigkeit einer EU-weiten Harmonisierung nationaler Regelungen hier allerdings zu einem offenen Wettbewerb verschiedener nationaler Modelle und daran anschließend zu einer effektiven europaweiten Harmonisierung durch die EG-Verpackungsrichtlinie (siehe Abschnitt 5.6).

⁶⁸ Auch Weale (1992: 15-16) hat auf diese zeitliche Abfolge der Ausbreitung verschiedener medialer Umweltgesetze hingewiesen, ohne sie jedoch umfassend zu erklären: "Legislative innovation begins with the topics of air and surface water pollution (...) where in some cases it was possible to build on existing policies and structures of pollution control. Then control of toxic chemicals emerges on the legislative agenda (...) followed by control of waste disposal facilities (...). However, it is worth underlining how extensive is the selective perception embedded in these policy developments. One way of highlighting this is to note how some important topics have come only very late on the agenda of pollution politics. One of these is soil pollution".

Obwohl erste Bodenschutzgesetze bereits in den sechziger Jahren in Bulgarien, Island und Neuseeland verabschiedet wurden⁶⁹ und die „Bodenhygiene“ wie etwa in Deutschland eine lange wissenschaftliche Tradition hat, breitete sich diese Politikinnovation nur langsam aus. Bis 1985 führten Länder nur vereinzelt Bodenschutzgesetze ein. Teilweise über Zeiträume von fünf Jahren entschied sich kein einziges Land, die Belastung der Böden gesetzlich zu regeln. Im Durchschnitt führte nur jedes zweite Jahr ein Land ein nationales Bodenschutzgesetz ein.

Abb. 28 Einführungen von Bodenschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Bis zum Jahr 2000 hatte weniger als die Hälfte der westlichen Industrieländer und der osteuropäischen Staaten ein Bodenschutzgesetz verabschiedet. Aber nicht nur die Ausbreitungsgeschwindigkeit dieser Innovation unterscheidet sich grundlegend von anderen umweltpolitischen Innovationen. Auch die Reihenfolge der Länder, die ein nationales Bodenschutzgesetz verabschiedet haben, weicht von dem für viele Politikinnovationen typischen Muster – westliche Industrieländer in den siebziger und osteuropäische Staaten in den neunziger Jahren – ab. Osteuropäische und westliche Industrieländer sind in allen Phasen der Ausbreitung nahezu gleich stark vertreten.

⁶⁹ Das bulgarische Gesetz von 1963 war kein reines Bodenschutzgesetz. Es regelte die Verschmutzung von Luft, Wasser und Böden.

5.4.2 Interpretation

Der Ausbreitungsverlauf von Bodenschutzgesetzen ähnelt dem der Abfallgesetze mit der Ausnahme, dass sich Bodenschutzgesetze noch langsamer und zu einem geringeren Grad als Abfallgesetze ausbreiten. Allerdings kann bei einigen Einführungen von Bodenschutzgesetzen gezeigt werden, dass Diffusionsprozesse, d.h. die direkte Orientierung an den Gesetzen anderer Staaten, eine Rolle spielten. So verwiesen Befürworter eines deutschen Bodenschutzgesetzes wiederholt auf das niederländische Gesetz von 1986, um ihrer Forderung Nachdruck zu verleihen. Der erste Entwurf des deutschen Bodenschutzgesetzes wiederum diente als direkte Vorlage für das entsprechende koreanische Gesetz und wurde dort sogar drei Jahre vor dem deutschen Gesetzesbeschluss verabschiedet.

Angesichts der langsamen Ausbreitungsgeschwindigkeit überrascht es jedoch kaum, dass internationale Institutionen in diesem Problembereich bisher keine oder nur eine untergeordnete Bedeutung einnehmen (Sands 2003: 555-558). Eine rechtliche Harmonisierung oder die eine auf internationaler Ebene koordinierte Politikdiffusion – etwa durch die OECD – kann bei den Abfallgesetzen zu keinem Zeitpunkt festgestellt werden. Darüber hinaus fehlte in diesem Bereich ein frühes Modellgesetz. Sowohl das bulgarische als auch das isländische Gesetz waren keine reinen Bodenschutzgesetze, sondern verbanden Boden- mit Gewässerschutzregelungen. Im bulgarischen Gesetz kam darüber hinaus noch die Luftreinhaltung hinzu. Allerdings erklärt das Fehlen früher Modellgesetze und institutioneller Ausbreitungsmechanismen noch nicht den außergewöhnlich langsamen Ausbreitungsverlauf in den letzten drei Jahrzehnten.

Die Hauptursache für das Ausbleiben einer schnellen Verbreitung von Bodenschutzgesetzen dürfte in der Struktur des zugrunde liegenden Umweltproblems liegen (siehe hierzu Jänicke und Weidner 1997b; Tews 2002a).

Das Politikum „Bodenschutz“ weist eine Reihe problemstruktureller Besonderheiten auf:

- eine geringe Sichtbarkeit der Problemlage verbunden mit einer hohen Komplexität der Verursacherstruktur;
- eine geringe Anzahl akut Betroffener und deren schwache Koalitions- und Strategiefähigkeit;
- unzulängliche und stark fragmentierte staatliche Zuständigkeiten (die Regelungskompetenz für landwirtschaftliche Bodeneinträge etwa liegt in keinem Industrieland beim Umweltministerium);
- eine hohe Verflechtung politisch und wirtschaftlich bedeutsamer Verursacher (z.B. durch die Universalität privater wie staatlicher Bauinteressen oder einen starken agroindustriellen Komplex); und schließlich

- das weitgehende Fehlen technischer Standardlösungen, die zumindest teilweise Interessenkonflikte in Win-Win-Lösungen auflösen und potenzielle Gewinner umweltpolitischer Regulierungen ins Spiel bringen könnten.

Dass sich Bodenschutzgesetze dennoch – wenn auch sehr langsam – international ausbreiten, muss auf den zumindest in einigen Ländern sehr hohen Problemdruck (insbesondere Bodenerosion und Altlasten) und die damit einhergehende Notwendigkeit einer gesetzlichen Regelung der Verantwortlichkeiten in diesem Problembereich zurückgeführt werden.

5.5 Naturschutzgesetze

5.5.1 Charakteristika der Politikinnovation

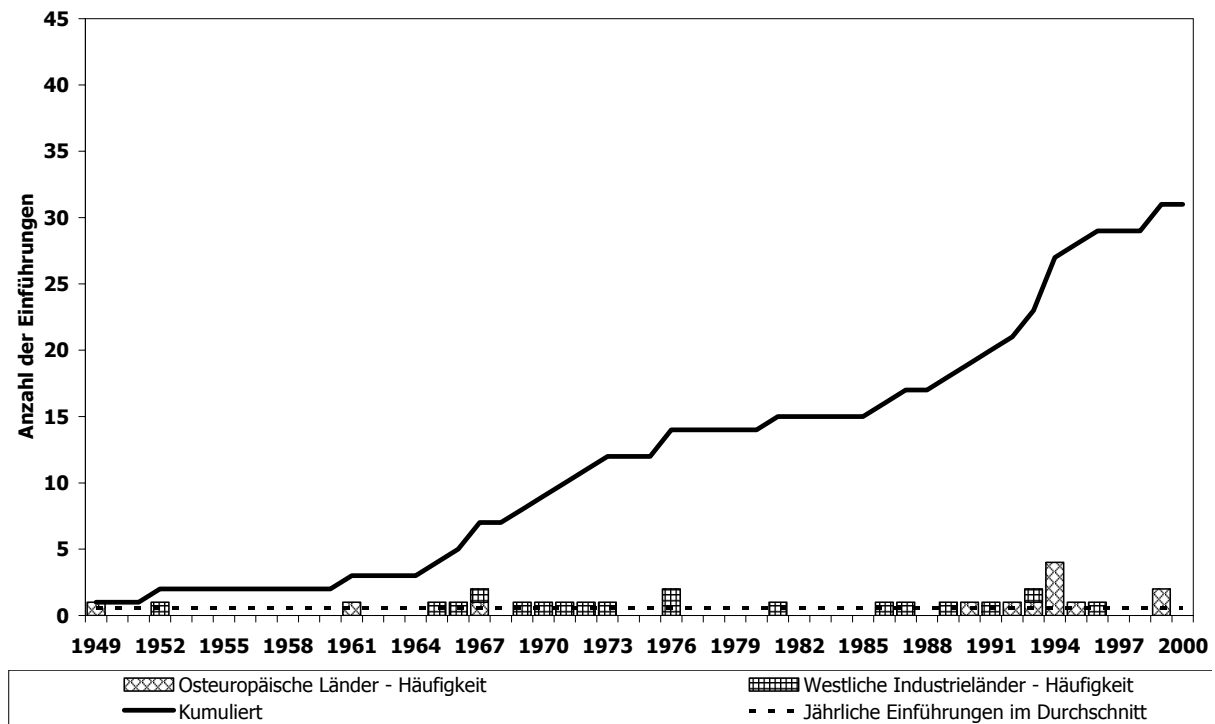
Nationale Naturschutzgesetze enthalten Regelungen zum Schutz von Tier- und Pflanzenarten und zur Ausweisung und Pflege von geschützten Gebieten. In jüngerer Zeit regeln Naturschutzgesetze darüber hinaus zunehmend die Zulässigkeit von Eingriffen in die Natur und mögliche Kompensationsanforderungen für solche Eingriffe (SRU 2002a). Ähnlich wie die anderen in dieser Studie untersuchten medialen Umweltgesetze blicken auch Naturschutzregelungen auf eine lange Tradition zurück. Naturschutzgesetze, die vor 1948 entstanden – wie z.B. das deutsche Reichsnaturschutzgesetz von 1935 – erfasst diese Studie allerdings nicht, ebenso wenig wie einzelne Beschlüsse zur Ausweisung individueller Naturschutzgebiete oder Naturschutzgesetze auf der subnationalen Ebene.

5.5.2 Verlauf der Ausbreitung

Das erste Land, das im Untersuchungszeitraum ein nationales Naturschutzgesetz verabschiedete, war Polen (1949). Als zweites Land folgte Schweden im Jahr 1952. Bis 1964 verabschiedete nur noch Ungarn (1961) ein nationales Naturschutzgesetz.⁷⁰ Eine Verstetigung der Ausbreitung ist erst seit der zweiten Hälfte der sechziger Jahre zu verzeichnen, wobei der Anstieg mit durchschnittlich etwa einem neuen Naturschutzgesetz pro Jahr auch im Zeitraum zwischen 1965 und 1975 vergleichsweise schwach blieb. Ähnlich wie bei den anderen medialen Umweltschutzgesetzen verlangsamte sich die Ausbreitung in der zweiten Hälfte der siebziger Jahre und der ersten Hälfte der achtziger Jahre deutlich, um sich dann ab 1986 erst verhalten, in der ersten Hälfte der neunziger Jahre dann deutlich zu beschleunigen (siehe Abb. 29). Insgesamt verläuft die Ausbreitung von Naturschutzgesetzen im Vergleich zu den meisten anderen Politikinnovationen langsam. Nach fünf Jahrzehnten haben lediglich rund 72 Prozent der westlichen Industrieländer und osteuropäischen Staaten ein nationales Naturschutzgesetz beschlossen.

⁷⁰ Mit Ausnahme des in dieser Studie nicht berücksichtigten Staatsnaturschutzgesetzes der Tschechoslowakischen Republik aus dem Jahr 1955.

Abb. 29 Einführungen von Naturschutzgesetzen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



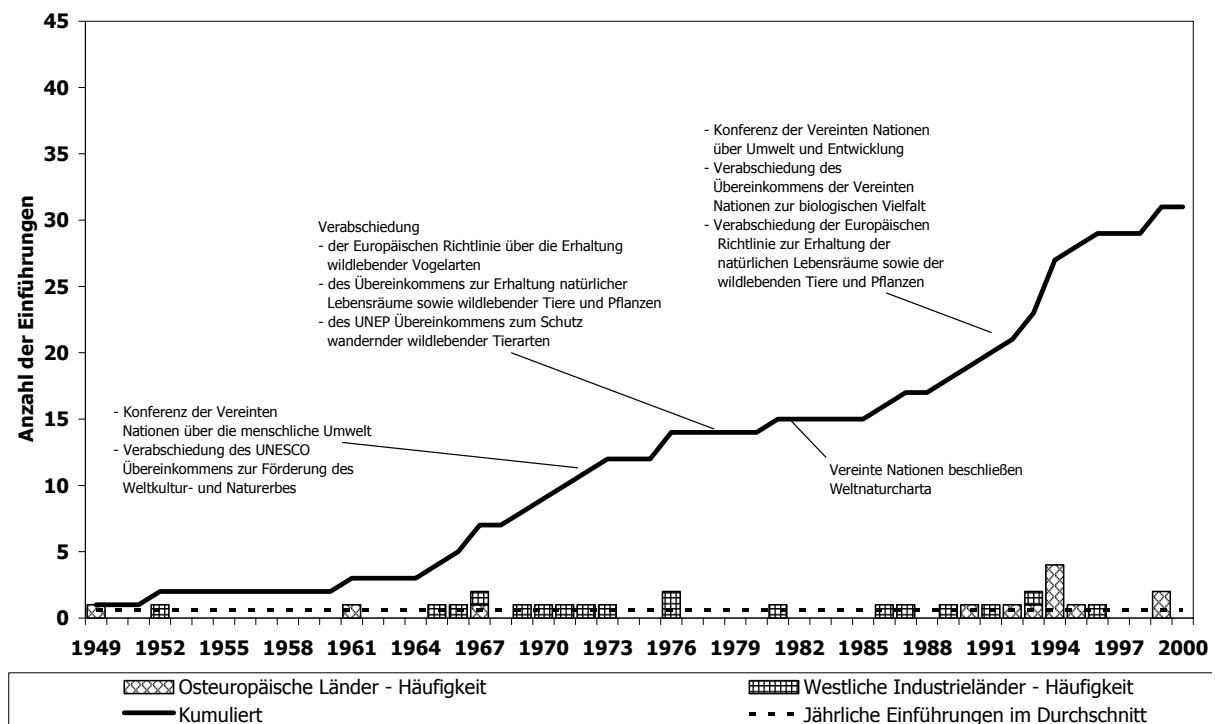
Quelle: Eigene Datenerhebung

5.5.3 Interpretation

Die Ausbreitung nationaler Naturschutzgesetze erweist sich als ein interessanter Fall, der dazu zwingt, die bisherigen Erkenntnisse über den Einfluss international institutionalisierter und koordinierter Diffusionsprozesse zu modifizieren. Trotz der Beobachtung, dass Naturschutzthemen schon frühzeitig erhebliche Aufmerksamkeit auf der internationalen Ebene erhielten, insbesondere die Ausweisung von Naturschutzgebieten und der Schutz wildlebender Tier- und Pflanzenarten, schlug sich diese im Gegensatz zu den meisten anderen bisher untersuchten Fällen nur überraschend geringfügig im Verlauf der Ausbreitung nieder (siehe Abb. 30). Lediglich die Vielzahl der Einführungen von Naturschutzgesetzen in den osteuropäischen Staaten in der ersten Hälfte der neunziger Jahre deutet auf eine mögliche Interdependenz von nationalen Entscheidungen hin. In diesem Zeitraum verabschiedeten die VN die Biodiversitäts-Konvention (1992) und die EG ihre Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (auch 1992). Zwar verpflichten diese internationale Vereinbarung und supranationale Regulierung die Länder nicht dazu, Naturschutzgesetze zu verabschieden. Sie können aber einen Anreiz für einige Länder geschaffen haben, die Maßnahmen zur Umsetzung der Konvention und der Richtlinie in eigenen Naturschutzgesetzen zu formulieren. Andere internationale Entwicklungen fallen jedoch nicht mit Beschleunigungen in der Ausbreitung von Naturschutzgesetzen zusammen.

Bereits der auf der Stockholmer Konferenz verabschiedete Action Plan for the Human Environment enthielt die Empfehlung "that Governments take steps to set aside areas representing ecosystems of international significance for protection under international agreement" (Empfehlung 38) und "that the Secretary-General take steps to ensure that an appropriate mechanism shall exist for the exchange of information on national parks legislation and planning and management techniques developed in some countries which could serve as guidelines to be made available to any interested country" (Empfehlung 35). Einen weiteren konkreten Schritt zur internationalen Koordination der Ausweisung und Vernetzung von Naturschutzgebieten bildete das ebenfalls 1972 im Rahmen der Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur (UNESCO) verabschiedete Übereinkommen zur Förderung des Weltkultur- und Naturerbes (World Heritage Convention). 1979 folgten mit der Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG), der Convention on Conservation of European Wildlife and Natural Habitats des Council of Europe und dem Übereinkommen zum Schutz wandernder wildlebender Tierarten im Rahmen der UNEP gleich drei wichtige internationale Regelungen in diesem Politikbereich. 1980 startete die IUCN die World Conservation Strategy und 1982 beschlossen die VN die Weltnaturcharta. 1992 verabschiedeten die Teilnehmer der UNCED das Übereinkommen der Vereinten Nationen zum Schutz der biologischen Vielfalt und die EG beschloss die Richtlinie der zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (92/43/EWG).

Abb. 30 Einführungen von Naturschutzgesetzen und internationale Ereignisse



Erklären lässt sich die offensichtlich geringe Auswirkung der Vielzahl internationaler Naturschutzabkommen auf die Entstehung nationaler Naturschutzgesetze zumindest teilweise aus den besonderen Eigenschaften der bislang vorherrschenden Naturschutzmaßnahmen: der Ausweisung von Naturschutzgebieten und des Schutzes bedrohter Tier- und Pflanzenarten. Als vorwiegend punktuelle Maßnahmen, die meist Gebiete ohne nennenswerte wirtschaftliche Aktivität betreffen und die sich nur selten auf den freien Verkehr von Waren auswirken, besteht bei Ausweisungen von Naturschutzgebieten oder Maßnahmen zur Erhaltung bedrohter Tier- und Pflanzenarten oft kein zwingender Grund für eine Zentralisierung auf der nationalen Ebene.⁷¹ Weiterreichende Regelungen, die in die ökonomischen Tätigkeiten insbesondere der Landwirtschaft eingreifen, haben sich hingegen in der Vergangenheit als sehr schwer durchsetzbar erwiesen. Auch dies hat sicherlich zu der nur langsamen Ausbreitung von Naturschutzgesetzen beigetragen.

Die Frage, welche Mechanismen bei der Ausbreitung von Naturschutzgesetzen eine Rolle gespielt haben, kann auf der Basis der aggregierten Daten nicht beantwortet werden. Wie bei Luftreinhalte-, Gewässerschutz- und Abfallgesetzen ist auch bei Naturschutzgesetzen der Nachweis konkreter Politikdiffusion auf der Ebene solch allgemeiner, umfassender Regelungen schwieriger als auf der Ebene konkreter Instrumente oder Standards. Beispiele für solche Standards im Naturschutzbereich wären Import- und Exportverbote für gefährdete Tier- und Pflanzenarten, die von Vorreiterländern insbesondere auf Druck von Naturschutzverbänden eingeführt wurden und dann durch das Übereinkommen über den Handel mit gefährdeten Arten (CITES) internationalisiert wurden, oder naturschutzrechtliche Eingriffsregelungen wie sie erstmals im Jahr 2002 im deutschen Naturschutzgesetz eingeführt wurden (SRU 2002a).

5.6 Verpackungsregelungen

5.6.1 Charakteristika der Politikinnovation

Mit der Einführung von Verpackungsregelungen verfolgen nationale Regierungen das Ziel, Abfälle aus Produktverpackungen zu vermeiden und einen umweltverträglichen Umgang mit diesen anzuregen. Erste nationale Maßnahmen zur Vermeidung oder Verwertung von Verpackungsabfällen entstanden bereits in den siebziger Jahren, als zunehmend deutlich wurde, dass insbesondere in dicht besiedelten Regionen der vorhandene Deponieraum an seine Grenzen stieß, und neue Abfalldeponien nur zu hohen Kosten und gegen teilweise vehementen Widerstand der Anwohner eingerichtet werden konnten. Vor dem Hintergrund, dass eine Stabilisierung der bestehenden Mehrwegsysteme im Getränkebereich weithin als aus-

⁷¹ Dies gilt natürlich nicht für Beschränkungen des internationalen Handels mit bestimmten geschützten Tier- oder Pflanzenarten. Da solche Regelungen aber notwendigerweise in internationalen Übereinkommen getroffen werden müssen, erfordern auch sie nicht unbedingt die Verabschiedung allgemeiner nationaler Naturschutzgesetze.

reichend betrachtet wurde (Bongaerts und Kemp 2000: 3), betrafen die frühen Regelungen der siebziger und achtziger Jahre zunächst nicht alle Produktverpackungen, sondern waren auf Getränkeverpackungen beschränkt. So einigten sich bereits 1977 in Deutschland das Bundesinnenministerium und die Verbände der Getränkehersteller und –abfüller auf eine freiwillige Vereinbarung zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen aus Getränkeverpackungen (SRU 1998: 199).⁷² Ebenfalls 1977 verbot Dänemark in einem deutlich weiter reichenden Schritt die Vermarktung von Erfrischungsgetränken in Dosen und Einwegflaschen. 1982 weitete die dänische Regierung dieses Verbot auch auf Bierflaschen aus. Schließlich begann auch die Europäische Kommission im Jahr 1975 mit der Arbeit am Entwurf einer Richtlinie über Getränkeverpackungen, die allerdings erst zehn Jahre später verabschiedet wurde (85/339/EWG) (Gehring 1997: 346-347). Seit Anfang der neunziger Jahre dehnte eine Reihe von Industrieländern diesen Ansatz auf das gesamte Spektrum von Produktverpackungen aus, insbesondere auch auf die bis dahin größtenteils ausgenommenen Kunststoffverpackungen.

Im Folgenden wird die Ausbreitung solcher nationaler Regelungen dargestellt, die nicht nur einzelne Verpackungsarten wie etwa Getränkebehälter betreffen, sondern alle wichtigen Arten von Verbrauchsverpackungen. Im Gegensatz zur bisherigen Vorgehensweise, nur gesetzliche Regelungen zu berücksichtigen, erfasst die folgende Untersuchung auch freiwillige Vereinbarungen, sofern diese für das ganze Land gelten sowie offiziell von der Regierung ausgehandelt und anerkannt worden sind. Diese Kriterien schließen einseitige, nicht mit der Regierung abgestimmte Selbstverpflichtungen einzelner Unternehmen oder Wirtschaftsverbände von der Berücksichtigung aus.

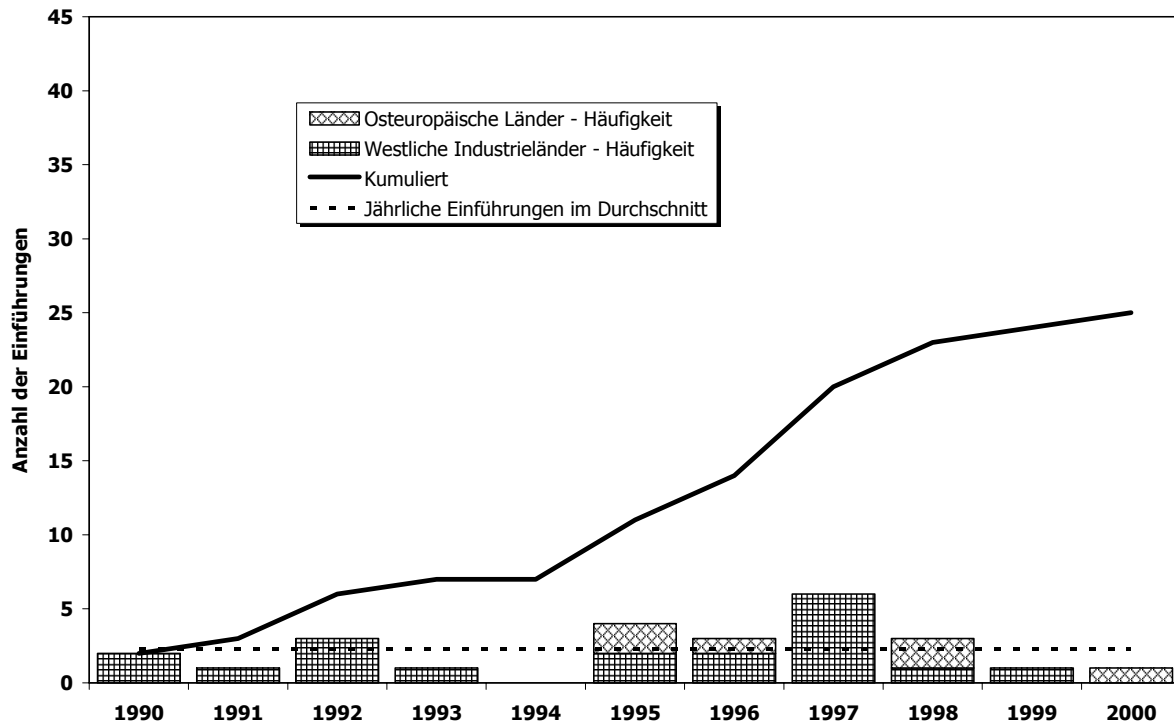
5.6.2 Verlauf der Ausbreitung

1990 beschloss der Canadian Council of Environmental Ministers die erste umfassende Verpackungsregelung auf nationaler Ebene, das kanadische National Packaging Protocol. Diese freiwillige Vereinbarung formulierte als Ziel, die Menge des auf Deponien zu beseitigenden Verpackungsabfalls bis zum Jahr 2000 zu halbieren (CCME 1998). Im selben Jahr einigte sich die niederländische Regierung mit den betroffenen Wirtschaftsverbänden auf das Packaging Covenant – ebenfalls eine freiwillige Vereinbarung. Als drittes Land folgte 1991 Deutschland mit der Verpackungsverordnung, die sehr weit reichende Ziele für die Verwertung gebrauchter Verpackungen festsetzte. 1992 entschieden sich mit Frankreich und Österreich zwei weitere europäische Länder für eine Verpackungsregelung. In den Jahren 1993

⁷² Die Vereinbarung sah u.a. eine Stützung der Mehrwegsysteme bei Getränkeverpackungen vor und setzte Ziele für die Rücknahme und Verwertung von Glas und Weißblech. Sie stützte sich auf die bereits im Jahr 1972 im deutschen Abfallgesetz verankerte Ermächtigung zum Erlass von Rechtsverordnungen im Verpackungsbereich (Paragraph 14 AbfG). Darüber hinaus hatte die Bundesregierung in ihrem ersten Abfallwirtschaftsprogramm von 1975 dem Verpackungsproblem "besondere Priorität in der Abfallwirtschaft" beigemessen und die Erarbeitung von Lösungsvorschlägen "insbesondere auf dem Gebiet der Rationalisierung und weiteren Verwertung von Verpackungen" angekündigt BTDruks 10/2885.

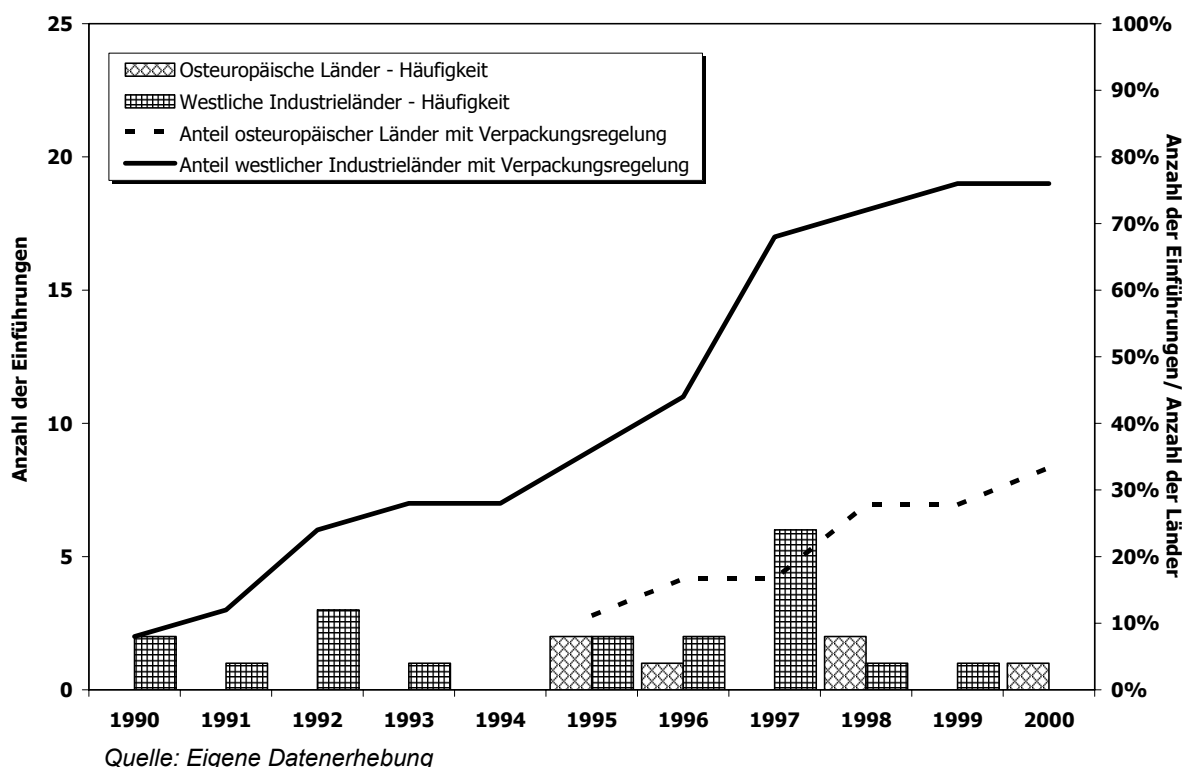
und 1994 flacht die Ausbreitung kurzfristig ab, um dann in den Folgejahren rapide anzusteigen. In den vier Jahren von 1995 bis 1998 führten insgesamt sechzehn Länder nationale Verpackungsregelungen ein (siehe Abb. 31).

Abb. 31 Einführungen von Verpackungsregelungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Bis zum Jahr 2000 hatten insgesamt 25 Länder nationale Verpackungsregeln eingeführt, darunter allerdings nur sechs osteuropäische Staaten. Nach nur elf Jahren der Ausbreitung verfügen bereits rund 76 Prozent der westlichen Industrieländer über Programme zum umweltgerechten Umgang mit Produktverpackungen gegenüber rund 33 Prozent der osteuropäischen Länder (siehe Abb. 32).

Abb. 32 Vergleich der Einführungen von Verpackungsregelungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



5.6.3 Interpretation

Die internationale Ausbreitung von Regelungen zur Vermeidung und umweltgerechten Entsorgung von Verpackungen ist eng mit der politischen Dynamik des europäischen Binnenmarktes verbunden.

Bereits die dänischen Verbote von Einweggetränkeverpackungen aus den Jahren 1977 und 1982 stellten ein offensichtliches nicht-tarifäres Hemmnis für den freien Warenverkehr im europäischen Binnenmarkt dar, da der Aufbau von Mehrwegsystemen für ausländische Getränkehersteller mit deutlich höheren Kosten verbunden war als für inländische Produzenten. In einem von der Europäischen Kommission eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren entschied der Europäische Gerichtshof (EuGH), dass die dänische Mehrwegbestimmung obwohl sie die europäische Warenverkehrsfreiheit einschränke, als Umweltschutzregelung grundsätzlich zulässig sei. Bis zur Verabschiedung einer EG-weiten Regelung eröffnete dieses Urteil den Mitgliedstaaten der EU einen weiten Spielraum für nationale Regelungen zur Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen (Gehring 1997: 341-342, 346-347). Im Jahr 1991 machte Deutschland als erster Mitgliedstaat mit der Verabschiedung der Verpackungsverordnung hiervon Gebrauch. Die deutsche Verordnung sah eine vom restlichen Abfall getrennte Sammlung und Verwertung von Produktverpackungen vor und legte hierfür weit reichende materialspezifische Verwertungsquoten fest. Sowohl ihre Bestimmungen zur separaten Sammlung und Sortierung sämtlicher Verpackungsabfälle durch eine privatwirt-

schaftliche Gesellschaft (Duales System Deutschland GmbH) als auch ihre Festsetzung der Verwertungsquoten gingen weit über die bestehenden nationalen Regelungen in anderen Mitgliedstaaten der EU hinaus (Gehring 1997: 347; Golub 1996: 318-319). Österreich und später auch Spanien übernahmen den grundlegenden Regelungsansatz der deutschen Verpackungsverordnung (Bailey 1999: 561-562).

Die deutsche Verpackungsverordnung wirkte sich direkt auf die Verpackungspolitiken anderer Mitgliedsstaaten der EU bzw. auf die Warenverkehrsfreiheit im europäischen Binnenmarkt aus. Zum einen drängten deutsche Handelsketten die Hersteller von Verbrauchsgütern zur Teilnahme am Dualen System und drohten, Produkte ohne den Grünen Punkt aus ihrem Sortiment zu nehmen (OECD 1998b: 19). Ausländische Hersteller sahen hierin ein technisches Hemmnis für den freien Warenverkehr (Haverland 2000). Zum anderen führte die separate Sammlung enormer Mengen von Verpackungsabfällen und der zeitweise Mangel an inländischen Verwertungskapazitäten zu umfangreichen Exporten von Sekundärrohstoffen in andere Mitgliedsstaaten der EU. Dies erschwerte den Aufbau eigener Systeme für die getrennte Erfassung von Verpackungsabfällen in den europäischen Nachbarstaaten, da die dortigen Recyclinganlagen mit hoch subventionierten deutschen Verpackungsabfällen ausgelastet waren (Golub 1996; Haverland 2000). Angesichts der externen Effekte der deutschen Regelung stieg die Notwendigkeit einer europaweiten Harmonisierung nationaler Verpackungspolitiken. So begann die Europäische Kommission, die zuvor separate Regelungen für verschiedene Verpackungsmaterialien vorbereitet hatte, unter dem Eindruck der deutschen Initiative frühzeitig mit der Erarbeitung einer umfassenden, alle Verpackungsarten betreffenden Richtlinie.

Frankreich, das befürchtete, dass der mit der bisherigen französischen Abfallpolitik weitgehend inkompatible deutsche Ansatz sich in der anstehenden europäischen Regelung durchsetzen und dadurch auch Frankreich aufgezwungen werden könnte (Bongaerts und Kemp 2000: 9), begann gleichzeitig eine eigene Verpackungsverordnung als alternativen Gegenentwurf zur deutschen Regelung zu entwickeln, um eine Übernahme des deutschen Modells zu verhindern. Dieser Entwurf schwächte das deutsche Modell in entscheidenden Punkten ab (Zulässigkeit thermischer Verwertung, Verzicht auf getrennte Erfassung von Verpackungsabfällen).⁷³ Im Herbst 1992 legte dann die Europäische Kommission einen ersten offiziellen und vergleichsweise anspruchsvollen Entwurf für eine europäische Verpackungsrichtlinie vor. Im Dezember 1994 wurde die EG-Verpackungsrichtlinie schließlich vom Europäi-

⁷³ Der französische Ansatz unterschied sich vom deutschen in mehrfacher Hinsicht. So erfolgt die Erfassung der Verpackungsabfälle grundsätzlich weiterhin mit der kommunalen Hausmüllentsorgung. Teile des kommunalen Hausmülls werden dann von der neugegründeten privatwirtschaftlichen Verwertungsgesellschaft Eco-Emballages einer Verwertung zugeführt. Dabei ist die energetische Verwertung, die in der französischen Abfallwirtschaft traditionell eine zentrale Rolle einnimmt, anders als in Deutschland ausdrücklich zugelassen. Schließlich legt die französische Verordnung eine materialübergreifende Verwertungsquote fest, während in Deutschland für jede Materialfraktion individuelle Verwertungsziele gesetzt werden (OECD 1996: 68; Golub 1996: 319).

schen Rat beschlossen (94/62/EG). Dabei gelang es den Vorreiterstaaten Deutschland, Dänemark und den Niederlanden nicht, die von ihnen auf nationaler Ebene bereits eingeführten hohen Verwertungsziele für Verpackungsabfälle auch auf europäischer Ebene durchzusetzen (Golub 1996; Gehring 1997). Sie durften lediglich auf der nationalen Ebene weiter reichende Standards für die Verwertung von Verpackungsabfällen festlegen.

In den Jahren nach Verabschiedung der EG-Verpackungsrichtlinie kam es zu einer rasanten Ausbreitung nationaler Verpackungspolitiken innerhalb der EU sowie unter den osteuropäischen Beitrittskandidaten. Alleine im Jahr 1997 verabschiedeten sechs Staaten der EU neue Verpackungsregelungen.⁷⁴ Vor dem Hintergrund der Osterweiterung der EU und der damit verbundenen Verpflichtung der Beitrittsstaaten zur vollständigen Umsetzung des *acquis communautaire* begann schließlich in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre auch eine Reihe osteuropäischer Staaten mit der Entwicklung nationaler Verpackungsregelungen (etwa Litauen und Slowenien). Achtzehn der insgesamt 25 Einführungen lassen sich direkt oder indirekt auf die Verabschiedung der europäischen Richtlinie über Verpackungen und Verpackungsabfälle zurückführen. Neben den Mitgliedstaaten der EU und den damaligen osteuropäischen Beitrittskandidaten reagierten aber auch einige Staaten außerhalb Europas wie beispielsweise Japan mit der Einführung nationaler Verpackungsregelungen.

Insgesamt erklärt sich die internationale Ausbreitung von Maßnahmen zur Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen aus einem komplexen Zusammenspiel von Politikdiffusion, supranationaler Harmonisierung und erzwungener Politikübernahme. In einer ersten Phase, die bis in die frühen achtziger Jahre reichte, reagierten die Regierungen mit der Einführung von nationalen Regelungen zur Eindämmung von Einweggetränkeverpackungen vor allem auf knapper werdende Deponiekapazitäten in diesen Ländern. Diese Maßnahmen lassen sich vor allem auf nationalen Problemdruck zurückführen. Vor dem Hintergrund der Konkurrenz umwelt- und binnenmarktpolitischer Ziele innerhalb des institutionellen Rahmens der EG lösten diese frühen Regelungen jedoch politische und wirtschaftliche Dynamiken aus, die schließlich zur europäischen Harmonisierung der nationalen Verpackungspolitiken führten und die Ausbreitung umfassender Verpackungsregelungen deutlich beschleunigten.

5.7 Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung medialer Umweltgesetze

Die Untersuchung der internationalen Ausbreitung medialer Umweltgesetze bekräftigt die bisherigen Ergebnisse und Erkenntnisse aus der Analyse der Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen und allgemeiner Umweltgesetze. Sie bringt aber auch neue Erkenntnisse her-

⁷⁴ Offiziell musste die Richtlinie bis zum 30. Juni 1996 von allen Mitgliedsstaaten formal umgesetzt werden. Deutschland, die Niederlande, Frankreich, Österreich und Schweden hatten schon vor der Verabschiedung der Europäischen Richtlinie Verpackungsregelungen erlassen. Dänemark verfügt über keine einzelne alle Verpackungsabfälle umfassende Bestimmung, sondern regelt den Umgang mit einzelnen Verpackungsabfällen in separaten Verordnungen und Gesetzen. Nur Griechenland hatte bis zum Jahr 2000 die Richtlinie nicht umgesetzt. Norwegen und Island setzten als Mitglieder der European Economic Area (EEA) die Richtlinie in nationales Recht um.

vor, die es notwendig erscheinen lassen, einige der bisherigen Aussagen anzupassen und zu spezifizieren.

Während in den meisten der bisher untersuchten Ausbreitungsprozesse Diffusion einen zentralen Mechanismus bildete, der bereits am Anfang der Ausbreitung eine wichtige Rolle spielte, ergibt sich bei der Betrachtung der Ausbreitung medialer Umweltgesetze mit Ausnahme der Verpackungsregelungen ein anderes Bild. Die Ausbreitung von Abfall-, Bodenschutz-, Luftreinhalte-, Natur- und Gewässerschutzgesetzen fußte in der Frühphase vor allem auf voneinander unabhängigen nationalen Reaktionen auf einen ähnlichen oder identischen Problemdruck. Eine zwischenstaatliche oder über internationale Institutionen vermittelte Diffusion von nationalen Modellgesetzen lässt sich in diesem Zeitraum nicht beobachten. Insbesondere in den drei zentralen Bereichen Gewässerschutz, Luftreinhaltung und Abfallentsorgung zeichneten sich frühe gesetzliche Umweltschutzregelungen bis Mitte des 20. Jahrhunderts durch die folgenden Merkmale aus: sie bezogen sich auf konkrete Probleme und zielten primär auf Abwehr direkter Gefahren für die menschliche Gesundheit, ihr Geltungsbereich erstreckte sich auf die lokale oder regionale Ebene und sie wurden in der Regel nicht als eigenständige Umweltschutzgesetze konzipiert, sondern ergänzten Bestimmungen bereits bestehender Gesetze – wie etwa dem Gewerberecht. Erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts führten die zunehmenden Forderungen nach einer Zentralisierung der politischen Verantwortlichkeiten zur Verabschiedung nationaler Luftreinhalte- und Gewässerschutzgesetze. Wie bei den früheren lokalen und regionalen Umweltschutzbestimmungen stand aber auch bei den nationalen Gesetzen zunächst die konkrete Gefahrenabwehr im Vordergrund. Die Gründe für das weitgehende Ausbleiben von Diffusions- oder Harmonisierungsprozessen in dieser Frühphase der Schaffung nationaler Umweltschutzgesetze könnten darin liegen, dass sich der Umweltschutz erst Ende der sechziger Jahre als eigenständiges Politikfeld etablierte. Erst mit der Herausbildung "einer vereinheitlichten, systemaren Sicht von vorab bereits bekannten Teilproblemen" (Küppers, Lundgreen und Weingart 1978: 125), die sich in dem neuen Begriff Umwelt ausdrückte, konnten umweltpolitische Maßnahmen von konkreten und regional begrenzten Problemlagen abstrahiert werden und auf andere Länder oder Problemkonstellationen übertragen werden.

Erst später mit dem Beginn der siebziger Jahre lassen sich Hinweise auf direkte und international institutionalisierte Diffusionsprozesse finden. Im Gegensatz zur Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen oder neuer Instrumente der Umweltpolitik (Tews, Busch und Jörgens 2003) fallen die Hinweise auf eine zwischenstaatliche Politikdiffusion bei medien- oder schadstoffbezogenen Umweltschutzgesetzen jedoch weniger eindeutig aus. Ebenso schlug sich die zumindest teilweise erfolgte internationale Institutionalisierung und Koordination von Diffusionsprozessen nicht so deutlich in den Ausbreitungsverläufen nieder, wie in den Fällen der allgemeinen Umweltgesetze und der umweltpolitischen Institutionen.

Diese Beobachtungen lassen sich vor allem auf Pfadabhängigkeiten und regulative Traditionen zurückführen. Die hier untersuchten medialen Umweltschutzgesetze sind nicht erst mit der Herausbildung eines eigenständigen Politikfeldes Umweltschutz entstanden, sondern haben sich über lange Zeiträume hinweg entwickelt. Die dabei entstandenen Pfadabhängigkeiten konnten auch im Zuge des umweltpolitischen Aufbruchs der späten sechziger und frühen siebziger Jahre nicht ohne Schwierigkeiten überwunden werden. Die meist bis ins 19. Jahrhundert, zumindest aber bis in frühe 20. Jahrhundert zurückreichende Tradition in der Regulierung insbesondere von Abfall-, Gewässerschutz-, Luftreinhalte- und Naturschutzgesetzen schwächte die direkten Auswirkungen einer Verstetigung von Informationsflüssen auf der internationalen Ebene und verhinderte vielfach auch eine direkte, horizontale Politikdiffusion zwischen regional oder politisch-kulturell ähnlichen Staaten. Die über viele Jahrzehnte entstandenen medien- und schadstoffbezogenen Umweltgesetze enthalten eine Vielzahl von Zielen, Steuerungsansätzen, Instrumenten und Standards, die im Einzelnen durchaus von Staaten nachgeahmt oder von internationalen Organisationen aufgegriffen und nationalen Regierungen anempfohlen werden können, die jedoch in der Regel nicht als „Gesamtpaket“ von einem Staat auf einen anderen übertragen oder international harmonisiert werden. Bei der konkreten Ausgestaltung nationaler Regelungen spielten frühere nationale oder subnationale Regelungen meist eine größere Rolle als ausländische Vorbilder. Mit der Einführung medialer Umweltgesetze fassten viele Länder bereits bestehende Bestimmungen auf der subnationalen Ebene zusammen und vereinheitlichten diese. Anstatt sich an Modellgesetzen orientieren zu können, mussten die politischen Entscheidungsträger vor allem versuchen, die bestehenden Regelungen auf der subnationalen Ebene zu berücksichtigen, um diese in einem nationalen Gesetz zusammenführen und vereinheitlichen zu können. Die auf mediale Umweltgesetze bezogenen Aktivitäten internationaler Akteure boten hier eher einen Orientierungsrahmen für nationale Entscheidungen, als dass sie sich direkt auf den Ausbreitungsprozess auswirkten.

Die Einführungen umweltpolitischer Institutionen und allgemeiner Umweltgesetze, in deren Ausbreitungsverlauf sich die internationale Institutionalisierung von Informationsflüssen und Diffusionsprozessen wesentlich deutlicher niederschlug, trafen dagegen in den meisten Ländern nicht auf bereits bestehende Traditionen, sondern betraten administratives Neuland.⁷⁵ Bei ihrer Ausbreitung setzte eine internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion zudem in der Regel bereits zu Beginn der Ausbreitung ein, während sich mediale Umweltgesetze schon auszubreiten begannen, bevor internationale Akteure und Prozesse die Umweltpolitik überhaupt als Thema transportierten und kommunizierten.

⁷⁵ Eine Ausnahme bilden hier in manchen Ländern die Umweltrahmengesetze, während deren Ausbreitung, wie ihre detaillierte Untersuchung zeigte, sich auch bereits bestehende Regelwerke oft als hinderlich, das Fehlen einer solchen regulativen Tradition als förderlich für eine schnelle Übernahme erwiesen.

Diese Beobachtungen legen die Schlussfolgerung nahe, dass bei solchen umweltpolitischen Innovationen, bei denen in der Frühphase voneinander unabhängige nationale oder sogar subnationale Reaktionen die Ausbreitung prägen, bei denen eine Vielzahl von Ländern auf eine weit zurückreichende und gefestigte Tradition zurückblicken kann und bei denen die internationale Institutionalisierung von Informationsflüssen erst in einer späteren Phase der Ausbreitung einsetzt, sich international institutionalisierte Politikdiffusion gar nicht oder nur geringfügig auf den Ausbreitungsverlauf niederschlägt. Wohingegen bei solchen umweltpolitischen Innovationen, deren Ausbreitung mehr oder weniger mit der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion beginnt und die nicht oder nur auf schwach ausgeprägte, bereits bestehende regulative Traditionen treffen, sich die international institutionalisierte Politikdiffusion wesentlich deutlicher niederschlagen kann.

Die anderen Mechanismen Harmonisierung und Zwang beeinflussten lediglich im Falle der Verpackungsregelungen die Ausbreitung. Wie nicht anders zu erwarten, führt Harmonisierung zu einer rapiden Beschleunigung der internationalen Ausbreitung von Politikinnovationen. Das Beispiel der Verpackungsregelungen zeigt zudem, dass die unilaterale Einführung einer umweltpolitischen Innovation, die externe Effekte in anderen Ländern verursacht, sowohl Diffusionsprozesse als auch Harmonisierungsprozesse auslösen kann. Insbesondere Standards, die als nichttarifäre Handelshemmnisse Auswirkungen auf den freien Warenverkehr haben, können dann institutionelle Mehrebenendynamiken innerhalb der EU oder der OECD in Gang setzen, die über einen politischen Wettbewerb zwischen Nationalstaaten zu einer supra- oder internationalen Harmonisierung führen.

Auch die Eigenschaften der umweltpolitischen Innovationen erwiesen sich als ein wichtiger Aspekt in der Interpretation unterschiedlicher Ausbreitungsverläufe. Verhindert die zugrunde liegende Problemstruktur eine leichte Politisierbarkeit, breiten sich umweltpolitische Innovationen zum einen langsamer und zum anderen in einem geringeren Ausmaß aus – wie das Beispiel der Bodenschutzgesetze zeigte. Im Unterschied hierzu breiteten sich diejenigen medialen Umweltgesetze, die auf Belastungen abzielen, deren Problemstruktur ihre Politisierung erleichtert, schneller und in einem höheren Ausmaß aus. Fehlt zudem ein nachahmbares Modellgesetz und eine internationale Institutionalisierung von politikrelevanten Informations- und Kommunikationsflüssen, so verhindert dies eine Beschleunigung des Ausbreitungsprozesses.

6 Umweltpolitikintegration

6.1 Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien⁷⁶

6.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

Nationale Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien sind unter Beteiligung gesellschaftlicher Akteure erstellte staatliche Handlungsentwürfe, die medien- und sektorübergreifend Ziele und Prioritäten einer wirtschafts- und sozialverträglichen Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik festlegen (Jänicke, Jörgens und Koll 2001). Sie stellen einen der wichtigsten Versuche dar, das in der Agenda 21 festgeschriebene Leitbild der nachhaltigen Entwicklung auf der nationalen Ebene umzusetzen (Meadowcroft 2000). Sowohl Umweltpläne als auch Nachhaltigkeitsstrategien können als strategische Ansätze einer langfristigen und integrierten Politiksteuerung angesehen werden. Während jedoch bei *Umweltplänen* die Formulierung ökologischer Ziele und Maßnahmen klar im Vordergrund steht, verfolgen *Nachhaltigkeitsstrategien* einen stärker holistischen Ansatz, der neben Umweltschutzziele auch wirtschaftliche und soziale Ziele verfolgt und der Integration dieser unterschiedlichen Zielsetzungen eine höhere Bedeutung beimisst. Zentrale Merkmale nationaler Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien sind (OECD 2001c; Jänicke und Jörgens 1998; IIED 2002):

- die Formulierung langfristiger Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele (Zielorientierung);
- die Ableitung dieser Ziele aus einer detaillierten Analyse des gesamten Spektrums nationaler Umwelt- und Nachhaltigkeitsprobleme (Problemorientierung);
- die Zusammenarbeit der jeweils relevanten Ministerien und Behörden bei der Aufstellung von Zielen und Maßnahmen (Politikintegration);
- die Beteiligung von Verursachern und betroffenen gesellschaftlichen Gruppen an der Ziel- und Willensbildung (Verursacherbezug und Partizipation);
- die verbindliche Berichterstattung über die Umsetzung der geplanten Maßnahmen und die regelmäßige Evaluation der Politikergebnisse (Monitoring und Evaluation); sowie
- die kontinuierliche Fortführung des Strategieprozesses (Prozessorientierung).

In der Praxis weisen verschiedene nationale Strategien allerdings in einigen Aspekten – insbesondere im Ausmaß der Beteiligung gesellschaftlicher Gruppen, in der Qualität der aufgestellten Ziele und Maßnahmen, im Grad der Politikintegration und in der Qualität des Monitoring – oft deutliche Unterschiede auf (Jänicke und Jörgens 1998). Im Folgenden werden – nach einer knappen Darstellung ihrer weltweiten Ausbreitung – die Ausbreitungsprozesse von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien für die Gruppe der westlichen Industrieländer und für die Gruppe der Transformationsländer Osteuropas und der Entwicklungsländer

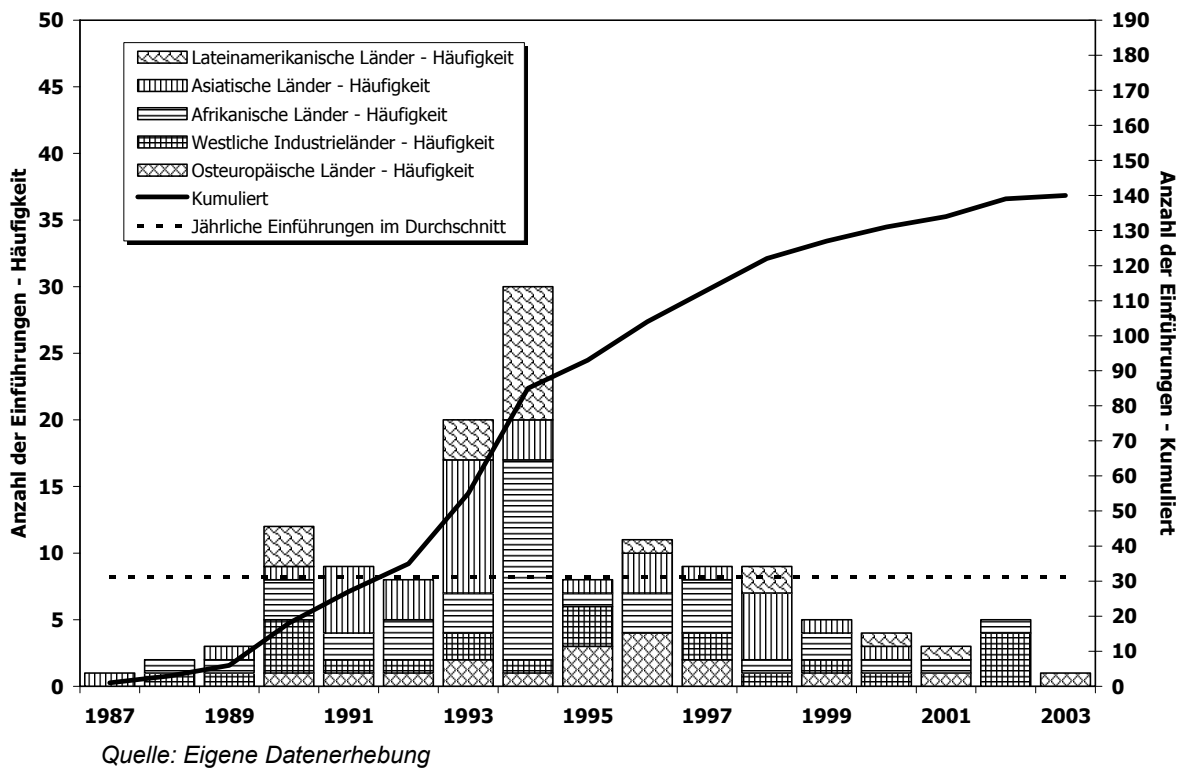
⁷⁶ Dieser Abschnitt basiert auf der Analyse der Ausbreitung nationaler Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien in Jörgens (2004).

getrennt dargestellt und interpretiert. Durch diese getrennte Betrachtung wird deutlich, dass in unterschiedlichen Ländergruppen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten unterschiedliche Mechanismen der globalen Politikkoordination für die Ausbreitung von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien verantwortlich waren.

6.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Seit den späten achtziger Jahren haben weltweit 140 Länder einen nationalen Umweltplan oder eine Nachhaltigkeitsstrategie formal verabschiedet (siehe Abb. 33). Damit hat sich der Ansatz der strategischen und integrativen Umweltplanung innerhalb von nur fünfzehn Jahren nahezu weltweit ausgebreitet. Die beeindruckende weltweite Ausbreitung dieses neuen Politikansatzes beginnt in den späten achtziger Jahren zunächst langsam in einer kleinen Zahl von Industrieländern, gewinnt in den frühen neunziger Jahren dann sowohl in Industrieländern als auch in Entwicklungsländern schnell an Geschwindigkeit, und erreicht in den Jahren 1993 und 1994 ihren Höhepunkt. Alleine im Jahr 1994 haben dreißig Länder weltweit einen nationalen Umweltplan oder eine Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen, wobei die afrikanischen Länder mit fünfzehn Einführungen und die süd- und mittelamerikanischen Länder mit zehn Einführungen den Hauptanteil hatten.

Abb. 33 Einführungen von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien weltweit



6.1.3 Interpretation

6.1.3.1 *Strategische Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung in Industrieländern: Problemdruck, Diffusion und internationale Harmonisierung*

In den westlichen Industrieländern waren zwei Faktoren für die Entwicklung erster nationaler Umweltpläne in den späten achtziger Jahren und Anfang der neunziger Jahre ausschlaggebend. Auf der einen Seite hatte in den achtziger Jahren der ökologische Problemdruck in vielen Industrieländern spürbar zugenommen. Verstärkt durch weithin sichtbare Umweltkatastrophen wie das Waldsterben in Deutschland oder den Unfall im Atomkraftwerk von Tschernobyl hatte das Umweltthema zudem in der öffentlichen Debatte kontinuierlich an Bedeutung gewonnen. Auf der anderen Seite legte das 1987 im Brundtland Bericht vorgestellte Konzept der nachhaltigen Entwicklung mit seiner Betonung einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise, einer integrierten Behandlung ökologischer, sozialer und ökonomischer Probleme und eines partizipativeren Politikmodells die konzeptionelle Grundlage für einen strategischen Ansatz in der Umweltpolitik (Jänicke, Carius und Jörgens 1997: 24). Vor diesem Hintergrund waren Dänemark und die Niederlande die ersten westlichen Industrieländer, die einen nationalen Umweltplan verabschiedeten. Der dänische Aktionsplan für Umwelt und Entwicklung aus dem Jahr 1988 und der 1989 beschlossene niederländische Nationale Umweltpolitikplan (NEPP) waren beide sowohl von einem wachsenden nationalen Problemdruck wie auch von der im Brundtland Bericht entwickelten Idee der nachhaltigen Entwicklung geprägt. Allerdings blieb der dänische Aktionsplan international weitgehend unbeachtet, während der niederländische NEPP schnell zu einem international anerkannten Modell strategischer Umwelt- und Nachhaltigkeitsplanung wurde (Lieverink 1999). Kurz nach der Veröffentlichung des Brundtland Berichts hatte die niederländische Regierung die nachhaltige Entwicklung zur politikfeldübergreifenden Leitlinie ihrer nationalen Politik erklärt (Bressers und Plettenburg 1997: 125). Im nationalen Umweltpolitikplan von 1989 konkretisierte die niederländische Regierung diesen Beschluss mit dem anspruchsvollen Ziel, das Konzept der nachhaltigen Entwicklung bis zum Jahr 2010 auf der nationalen Ebene umzusetzen. Mit seinem stark auf technischen Umweltschutz setzenden Nachhaltigkeitsverständnis (Bennett 1997: 81) wurde der NEPP in der Folgezeit zum Vorbild für eine erste Generation von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien, bei denen die ökologische Dimension nachhaltiger Entwicklung eindeutig im Vordergrund stand.

Im Laufe der neunziger Jahre wurden der niederländische Umweltpolitikplan oder zentrale Elemente dieser Strategie von einer Reihe von Industrieländern und von der Europäischen Kommission imitiert. Anderen Ländern diente die Kenntnis des NEPP als wesentlicher Anreiz zur Entwicklung eigener Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstrategien. So orientierte sich die Europäische Kommission bei der Entwicklung des Fünften Umweltaktionsprogramms von 1992 weitgehend am niederländischen Vorbild. Beide Strategien sind nach prioritären Umwelt-

problemen und Zielgruppen strukturiert und streben auf der Maßnahmenebene einen Wandel von einer vorrangig hierarchischen Steuerung zu einer stärkeren Beteiligung gesellschaftlicher Akteure und einer verstärkten Berücksichtigung kooperativer Steuerungsformen oder Elementen der gesellschaftlichen Selbststeuerung an (Donkers 2000). Die weitgehende Übereinstimmung zwischen den beiden Strategien war in erster Linie das Ergebnis einer aktiven Propagierung des NEPP-Ansatzes durch die holländische Regierung, u.a. durch den Wechsel von Regierungsbeamten, die an der Erarbeitung des NEPP beteiligt waren, zur Europäischen Kommission. So kam es, dass mehrere der für die Erarbeitung des Fünften EU Umweltaktionsprogramms verantwortlichen Kommissionsbeamten, darunter der damalige Umweltgeneraldirektor sowie einer der Hauptautoren des Aktionsprogramms, Niederländer waren (Donkers 2000: 273). Auch die 1995 verabschiedeten Umweltpläne Portugals und Lettlands und die irische Nachhaltigkeitsstrategie von 1997 weisen deutliche Ähnlichkeiten mit dem niederländischen Umweltpolitikplan und dem Fünften Umweltaktionsprogramm der EU auf. So hat beispielsweise die irische Nachhaltigkeitsstrategie den charakteristischen Zielgruppenansatz des NEPP übernommen und sieht zur Implementation der sektorbezogenen Vorgaben den Einsatz so genannter "task manager" vor, die eine starke Ähnlichkeit mit den niederländischen "target group managers" (Bressers und Plettenburg 1997: 116) aufweisen.

Neben dem holländischen Umweltplan diente nach 1992 auch das von diesem geprägte Fünfte Umweltaktionsprogramm der EU einer Reihe weiterer Staaten in der EU aber auch in Osteuropa als Vorbild und Anregung für die Entwicklung ihrer eigenen Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien. So imitierte die österreichische Regierung mit dem 1995 verabschiedeten Nationalen Umweltplan das Fünfte Umweltaktionsprogramm der EU mit dem offensichtlichen Ziel, ihr internationales Ansehen als moderner und ökologisch verantwortlicher Staat zu festigen und damit ihre interne und externe Legitimation zu stärken. In einer Analyse des österreichischen Umweltplans kommt Pleschberger zu folgendem Ergebnis: "the Austrian plan is the imitation and adoption of 'higher' environmentally related policy developments. Old and new documents of the global and European environmental policy are repeatedly mentioned as reference sources in the national plan. In addition, the target sectors selected as areas for policy involvement are drawn from the Fifth Environmental Action Programme of the EU. This shows that the new Austrian environmental policy places itself demonstratively within the context of supranational and global environmental policy which serves as the legitimizing source for national policy efforts" (Pleschberger 1999: 222).

Die Entstehung des kanadischen Green Plan von 1990 wiederum war zu einem wesentlichen Teil von dem in der Brundtland Kommission entwickelten Konzept der nachhaltigen Entwicklung beeinflusst. Nicht zuletzt aufgrund der direkten Mitarbeit zweier einflussreicher kanadischer Umweltpolitiker als Mitglied bzw. Generalsekretär der Brundtland Kommission

wurden deren Arbeiten in Kanada früher und auf höherer Regierungsebene wahrgenommen als dies in vielen anderen Industrieländern der Fall war (Gale 1997: 100-101).

Während die Ausbreitung von Umweltplänen in den späten achtziger und frühen neunziger Jahren deutlich von der direkten zwischenstaatlichen Politikdiffusion geprägt war, nahm im Laufe der neunziger Jahre die internationale Koordinierung der Politikdiffusion deutlich zu. Der wichtigste Schritt hierbei war die 1992 auf der Rio-Konferenz verabschiedete Agenda 21 und insbesondere die darin enthaltene und an alle Unterzeichnerstaaten gerichtete Empfehlung zur Erarbeitung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien. Demnach

"sollen die Regierungen (...) eine nationale Strategie zur Erzielung einer nachhaltigen Entwicklung verabschieden. Diese Strategie soll sich auf die verschiedenen sektoralen wirtschafts-, sozial- und umweltpolitischen Leitlinien und Planungen eines Landes stützen und sie in Einklang bringen. Die im Rahmen gegenwärtiger Planungsaufgaben – wie etwa die der Konferenz vorzulegenden nationalen Berichte, nationalen Naturschutzstrategien und Umweltaktionspläne – gewonnenen Erfahrungen sollen umfassend genutzt und in eine von der Länderebene aus gesteuerte Nachhaltigkeitsstrategie eingebunden werden. Zu den Zielen dieser Strategie gehört die Gewährleistung einer sozial ausgewogenen wirtschaftlichen Entwicklung bei gleichzeitiger Schonung der Ressourcenbasis und der Umwelt zum Wohle künftiger Generationen. Sie soll mit möglichst großer Beteiligung entwickelt werden" (Agenda 21, Kap. 8).

Obwohl diese Empfehlung der Agenda 21 keine unmittelbar bindende Rechtswirkung für die Unterzeichnerstaaten hatte und auch keine konkrete Frist für ihre Umsetzung genannt war, führte sie doch zu einer grundlegenden Veränderung der politisch-institutionellen Rahmenbedingungen nationaler Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik. So nutzte schon bald nach der Rio Konferenz ein breites Spektrum von nationalen und transnationalen Akteuren die Agenda 21 als Argumentationshilfe für ihre eigene Forderung nach der Entwicklung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien. Die OECD nahm die Existenz einer nationalen Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstrategie in den Kriterienkatalog für ihre nationalen Umweltprüfberichte auf. Diese Umweltprüfberichte stellen den zentralen Baustein eines hochrangigen "peer reviews" dar, in dem die Umweltpolitiken aller OECD-Mitgliedsländer reihum von Umweltpolitikexperten aus jeweils anderen OECD Staaten bewertet werden. Die Ergebnisse dieser Evaluationen werden einer breiten Fachöffentlichkeit in Buchform zugänglich gemacht.

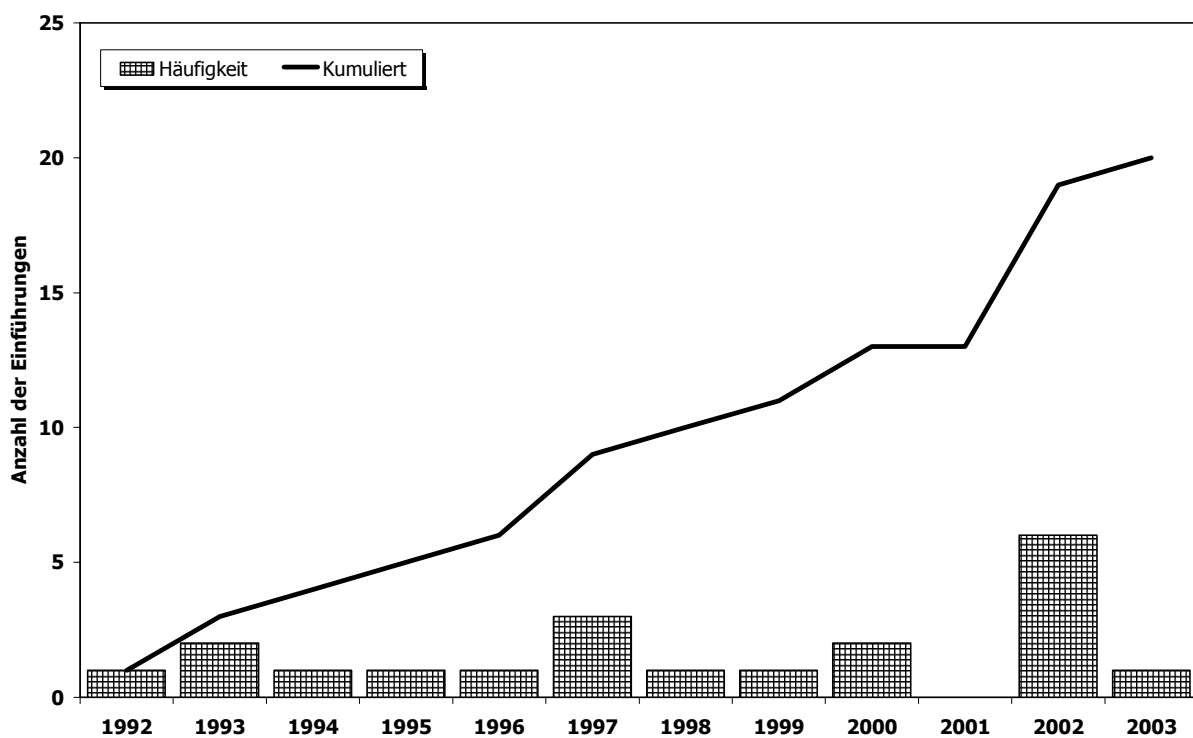
Ebenfalls mit Bezug auf die Agenda 21 hat der internationale Umweltverband Friends of the Earth für Deutschland, die Niederlande und die EU eigene detaillierte Entwürfe einer Nachhaltigkeitsstrategie vorgelegt und mit Hilfe öffentlicher Kampagnen die jeweiligen Regierungen zum Handeln gedrängt (Jänicke, Jörgens und Koll 2000: 222). Auch das 1992 in direkter Folge der Agenda 21 Empfehlung zur Entwicklung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien gegründete International Network of Green Planners (INGP) hat als Diskussionsforum und Informationsbörse die Verbreitung strategischer Umweltplanung entscheidend mitgeprägt.⁷⁷

⁷⁷ Die Entstehungsgeschichte des INGP, seine Mitglieder, Ziele und Aktivitäten sind auf der INGP-Homepage ausführlich dargestellt (<http://www.ingp.org>).

Schließlich haben in vielen Ländern nationale Oppositionsparteien wie auch Umwelt- und andere gesellschaftliche Interessenverbände die Empfehlung der Agenda 21 genutzt, um eigene Forderungen nach einer langfristigen und zielorientierten Umweltplanung zu legitimieren.

In den Jahren nach der Rio Konferenz stieg die Zahl der westlichen Industrieländer, die eine offizielle Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstrategie verabschiedet hatten von sieben im Jahr 1991 auf 16 im Jahr 1997 (siehe Abb. 34). Nahezu alle dieser nationalen Pläne und Strategien verwiesen auf die Bedeutung der Rio Konferenz und Agenda 21 als Anstoß des nationalen Planungsprozesses. Viele der europäischen Strategien verwiesen zudem auf die Bedeutung des Fünften EU Umweltaktionsprogramms. Diese vielfältigen Querverweise zeigen eindrücklich, dass die zunehmende internationale Verankerung des Nachhaltigkeitskonzepts und die damit verbundene Forderung nach nationalen Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien trotz ihres völkerrechtlich unverbindlichen Charakters auch unter nationalen Politikern und Regierungsbeamten schnell eine hohe Bedeutung gewinnen konnte.

Abb. 34 Einführungen von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien in westlichen Industrieländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Die angeführten Beispiele in Verbindung mit der in Abbildung 34 dargestellten Ausbreitungskurve zeigen, dass sowohl Prozesse der horizontalen, d.h. zwischenstaatlichen, als auch der vertikalen, d.h. über internationale Organisationen vermittelten, Diffusion eine entscheidende Rolle bei der Ausbreitung nationaler Umweltpläne und Nachhaltigkeitsstrategien in den west-

lichen Industrieländern gespielt haben. Allerdings zeigt die Untersuchung auch, dass die freiwillige Übernahme von Politikinnovationen anderer Länder oder internationaler Organisationen nicht die alleinige Ursache für die Ausbreitung dieser Politikinnovation darstellt. Auf der einen Seite wurden einige der hier erfassten Strategieprozesse in erster Linie von nationalen Faktoren wie etwa einem hohen ökologischen Problemdruck im Falle von Großbritanniens Weißbuch *This Common Inheritance* aus dem Jahr 1990 (Wilkinson 1997) oder internen strategischen Motivationen nationaler Verwaltungen wie im Falle des französischen *Plan Vert* aus dem selben Jahr angetrieben.

Auf der anderen Seite vollzog sich im Laufe der neunziger Jahre ein gradueller Wandel des vorherrschenden Ausbreitungsmechanismus von Diffusion zu weicher Harmonisierung. War die Empfehlung der Agenda 21 zunächst nur ein erster Schritt auf dem Weg zu einer bindenden internationalen Verpflichtung zur Erstellung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien, so wurde der Verbindlichkeitsgrad dieser Empfehlung in den Folgejahren sukzessive erhöht. Auf ihrer 19. Sondersitzung (dem so genannten *Earth Summit plus 5*) setzte die Generalversammlung der VN eine definitive Frist, das Jahr 2002, für die Fertigstellung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategien (United Nations 1997). Obwohl Deklarationen der Vereinten Nationen, allgemeine Aktionsprogramme und Beschlüsse der Generalversammlung in der Regel keine völkerrechtlich bindende Wirkung entfalten, so enthielten sowohl die Agenda 21 als auch insbesondere der VN-Beschluss von 1997 bereits eine Reihe von Kontroll- und Überwachungsmechanismen, die denen des so genannten „hard law“ entsprechen. Bereits 1992 wurde die CSD gegründet, um die Implementation der Agenda 21 zu überwachen. 1997 wurde dann nicht nur eine abschließende Frist für die Fertigstellung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien gesetzt, sondern zudem beschlossen, dass die Nachhaltigkeitsstrategien auf dem VN-Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung im Juni 2002 in Johannesburg einer breiten internationalen politischen und gesellschaftlichen Öffentlichkeit vorgestellt werden mussten. Staaten, die ohne nationale Nachhaltigkeitsstrategie an der UN Konferenz teilnahmen, riskierten somit einen nicht unerheblichen Image-Verlust sowohl gegenüber anderen Staaten als auch gegenüber Nichtregierungsorganisationen. Der Beschluss einer festen Umsetzungsfrist für die Erstellung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien und die gleichzeitige deutliche Verschärfung der damit verbundenen Compliance-Mechanismen markiert den Übergang von einer primär durch dezentrale Diffusionsprozesse geprägten internationalen Steuerungsstruktur zu einer weichen, auf internationalem "soft-law" basierenden Harmonisierung.

Ermöglicht wurde dieser Wandel nicht zuletzt dadurch, dass im Jahr 1997 bereits 113 Länder weltweit einen Umweltplan oder eine Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen hatten (siehe Abb. 34). Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien galten spätestens seit Mitte der neunziger Jahre weltweit als maßgeblicher Bestandteil einer anspruchsvollen nationalen Umweltpolitik. Damit wurde es für einzelne Länder zunehmend schwieriger, Forderungen nach der Erstellung einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zurückzuweisen oder entsprechende internati-

onale Verpflichtungen abzulehnen.⁷⁸ Die weiche Harmonisierung der späten neunziger Jahre war zumindest teilweise durch die vorangegangene Diffusion von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien ermöglicht worden.

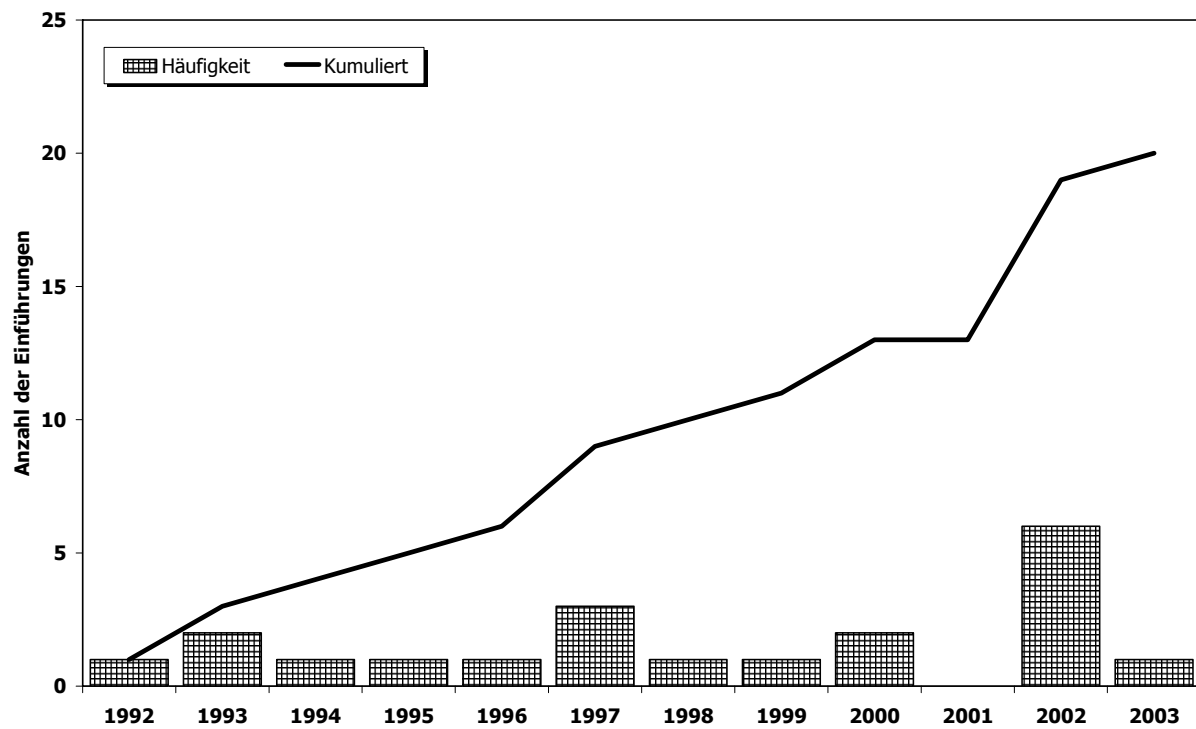
Auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit hatte der Wandel des primären Ausbreitungsmechanismus allerdings zunächst keine unmittelbar sichtbare Auswirkung. In der Gruppe der westlichen Industrieländer blieb die Ausbreitungsgeschwindigkeit relativ konstant, weltweit verlangsamte sie sich nach 1998 sogar (siehe Abb. 34). Sichtbar werden die Ergebnisse des Wandels von Diffusion zu weicher Harmonisierung erst, wenn man zwischen den bislang gemeinsam betrachteten Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien unterscheidet. Während sich in den achtziger und den frühen neunziger Jahren vor allem der Typus des nationalen Umweltplans mit seinem engeren Fokus auf *ökologische* Nachhaltigkeit international ausbreitete, begannen nach 1997 viele westliche Industrieländer Strategien zu entwickeln, die auch *ökonomische* und *soziale* Ziele und Maßnahmen beinhalteten. Nachhaltigkeitsstrategien lösten Umweltpläne als vorherrschendes Instrument zur nationalen Umsetzung des internationalen Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung ab. Zwischen 1997 und 2003 haben elf der hier berücksichtigten 25 westlichen Industrieländer eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie verabschiedet. Alleine im Jahr 2002, dem Jahr, in dem alle Länder ihre Nachhaltigkeitsstrategien auf dem Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg präsentieren mussten, haben sechs OECD Regierungen eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen. Drei weitere – Portugal, Spanien und die Niederlande – legten in diesem Jahr einen kompletten, jedoch nicht offiziell verabschiedeten, Entwurf vor. Bis Ende 2003 hatten nur drei OECD Länder – Neuseeland, die USA und die Türkei – keine Nachhaltigkeitsstrategie vorgelegt oder für die nahe Zukunft angekündigt.

Da viele dieser Länder zuvor bereits einen nationalen Umweltplan beschlossen hatten (z.B. Dänemark, Frankreich, Österreich, Portugal, die Niederlande oder Großbritannien) und in der gemeinsamen Darstellung von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien nur die jeweils erste Politikübernahme erfasst wird, sind diese jüngsten Strategiebildungsprozesse in den Abbildungen 33 und 34 jedoch nicht berücksichtigt. Die volle Auswirkung des Beschlusses der UN-Generalversammlung von 1997 wird erst deutlich, wenn man die Ausbreitung von Nachhaltigkeitsstrategien isoliert betrachtet (siehe Abb. 35). Nach einer zunächst noch langsamen Ausbreitung in der ersten Hälfte der neunziger Jahre nimmt die Geschwindigkeit ab 1997 zu, um im Jahr 2002 dann gleichsam zu explodieren. Zählt man die Strategieentwürfe der Niederlande, Spaniens und Portugals noch hinzu, so hat alleine im Jahr 2002, dem Ziel-

⁷⁸ So sah sich beispielsweise die deutsche Umweltministerin Angela Merkel trotz ihrer mehrfach öffentlich geäußerten kategorischen Ablehnung eines deutschen Umweltplans im Jahr 1998 gezwungen, einen Entwurf für ein nationales umweltpolitisches Schwerpunktprogramm vorzulegen, das weit reichende nationale Umweltschutzziele enthielt, aufgrund des kurz darauf erfolgten Regierungswechsels jedoch nicht mehr offiziell verabschiedet werden konnte (Jänicke, Jörgens und Koll 2000; Schuster 2000).

jahr des UN Beschlusses von 1997, ein Drittel der hier untersuchten westlichen Industrieländer eine Nachhaltigkeitsstrategie veröffentlicht. Alle neueren Strategiedokumente und ein Großteil der älteren nennen Agenda 21 oder den Beschluss der UN-Generalversammlung von 1997 als wichtigen Anstoß für ihre Erstellung.

Abb. 35 Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien in westlichen Industrieländern



6.1.3.2 Nationale Umweltaktionspläne und Nachhaltigkeitsstrategien in Entwicklungs- und Transitionsländern: Zwang durch ökonomische und politische Konditionalität

Viele der Einflussfaktoren für die Ausbreitung von Umweltstrategien in westlichen Industrieländern spielten auch in Entwicklungsländern und in den ehemals sozialistischen Staaten Osteuropas eine Rolle. Der vorherrschende Ausbreitungsmechanismus in diesen Ländern war jedoch weder Diffusion noch Harmonisierung, sondern die Ausübung direkten ökonomischen oder politischen Zwanges. Wichtigste Akteure waren die Weltbank und weitere internationale Kreditgeberorganisationen sowie – für Osteuropa – die EU.

Bereits im Jahr 1987 begann die Weltbank die Erstellung von NEAPs zu fördern. NEAPs sollen "die grundlegenden Umweltzusammenhänge [eines] Landes beschreiben, die wichtigsten Ursachen von Umweltproblemen identifizieren und eine Strategie entwerfen, um die als prioritär eingestufteten Umweltprobleme zu bekämpfen. NEAPs sollen als zyklischer Prozess angelegt sein, bei dem nicht das Planungsdokument im Vordergrund steht, sondern der Prozess als solcher. Es soll erreicht werden, dass eine sektorübergreifende Umweltstrategie

in die allgemeine Entwicklungsplanung einbezogen wird" (Heidbrink und Paulus 2000: 16). Erste NEAPs entstanden in Madagaskar, Lesotho, Mauritius und den Seychellen.

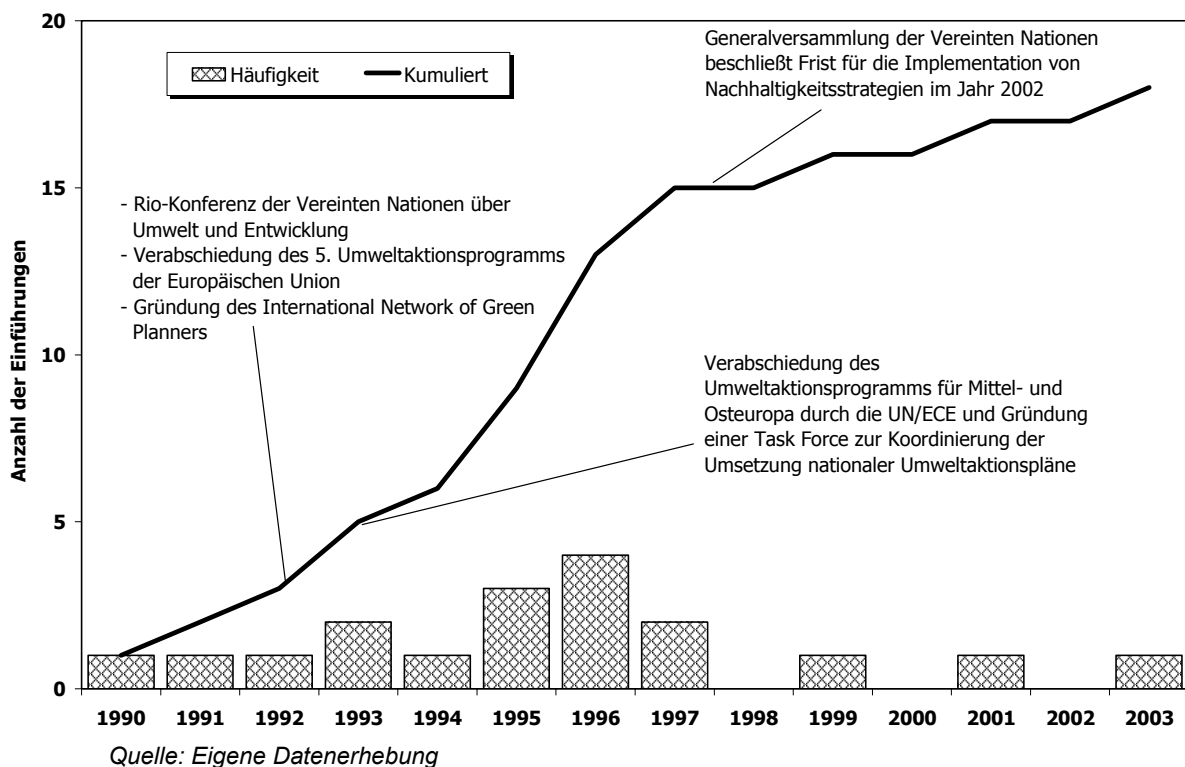
Im Jahr 1990 begann die IDA – eine Tochterorganisation der Weltbank, die niedrig verzinsten Kredite an die weltweit ärmsten Länder vergibt – ihre Kreditnehmer regelmäßig zur Erstellung von NEAPs zu drängen. Zwei Jahre später wurde diese bereits gängige Praxis mit der Operational Directive OD 4.02 über Umweltaktionspläne auch formal verankert. "Mit der OD 4.02 wurden NEAP (...) faktisch zur Auflage für IDA-Länder. Den übrigen Ländern wurde die Erarbeitung von NEAP nahe gelegt. Hintergrund war politischer Druck auf die Weltbank, ihre Investitionsprogramme in umweltorientierte Entwicklungspläne einzubetten" (Heidbrink und Paulus 2000: 19). Die ökonomische Konditionalität veränderte auch die Motivationsstruktur für die Erstellung von Umweltplänen grundsätzlich. Anstelle von Legitimation und Überzeugung, die in den westlichen Industrieländern die wichtigsten Motivationen darstellten, trat in den IDA-Ländern die ökonomische Konditionalität. "NEAP sind deshalb heute für viele Entwicklungsländer in erster Linie eine Vorbedingung für den Zugang zu Finanzmitteln und nur in zweiter Linie ein Instrument zum Umweltmanagement" (Heidbrink und Paulus 2000: 19).

Der von internationalen Organisationen wie insbesondere der Weltbank ausgeübte externe Zwang durch finanzielle Konditionalität war somit der bei weitem wichtigste Auslöser für die Erarbeitung von NEAPs in der Gruppe der Entwicklungsländer. Ohne diesen externen Zwang hätte höchstwahrscheinlich eine weitaus geringere Anzahl von Entwicklungsländern einen solchen Plan in den neunziger Jahren erstellt. Das Beispiel der von der IUCN in Zusammenarbeit mit dem Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen (UNDP) und dem World Wide Fund for Nature (WWF) geförderten National Conservation Strategies – einem frühen Vorläufer der NEAPs – zeigt, dass die Ausbreitung umweltpolitischer Strategien ohne direkten Zwang deutlich langsamer verläuft.

Auch in Osteuropa und den Nachfolgestaaten der Sowjetunion waren internationale Organisationen die wichtigsten Triebkräfte der Ausbreitung von Umweltstrategien. Neben der Weltbank als wichtigstem Förderer von NEAPs in den ehemals sowjetischen Republiken, spielten die UNECE und die OECD eine zentrale Rolle. Während bei der Weltbank, wie oben dargestellt, vor allem die finanzielle Konditionalität als Druckmittel im Vordergrund stand, setzten die UNECE und die OECD auf eine Kombination von finanzieller Unterstützung und Zwang sowie informationsbasierter Diffusion. So trafen sich die Umweltminister der UNECE Mitgliedstaaten seit 1991 regelmäßig auf hochrangigen Konferenzen des Environment for Europe Netzwerkes. Auf dem zweiten Treffen 1993 in Luzern wurde ein Umweltaktionsprogramm für Mittel- und Osteuropa (EAP) verabschiedet. Unter anderem empfahl dieses Programm allen osteuropäischen Staaten die Entwicklung von „new environmental policies adapted to the emerging market economies and democratic societies“. Zentrale Elemente dieses Ansatzes waren "priority-setting, cost-effective use of resources and a balance of policies,

institutional and investment actions" (OECD 1998a: 6). Zur Umsetzung des EAP sollten die Unterzeichnerstaaten nationale Umweltaktionsprogramme entwickeln. Zur Koordination der nationalen Umweltaktionsprogramme wurde eine besondere NEAP-Task-Force bei der OECD eingerichtet (Connolly und Gutner 2002; OECD 1998a). Sie bildete den Kern eines transnationalen Akteursnetzwerks, innerhalb dessen sowohl Informationen über nationale „best practice“ bei der strategischen Umweltplanung ausgetauscht wurden, als auch finanzielle Unterstützung für nationale Planungsprozesse vermittelt wurde. Dieses NEAP-Netzwerk "brought together national environmental officials from all CEECs and the NIS who had the primary responsibility for developing environmental policies and preparing NEAPs. The main function of the Network was to support a mutual effort in 'learning by doing' – exchanging experience, identifying 'best practices', and stimulating co-operation and support among network members" (OECD 1998a: 20). Gleichzeitig umfasste dieses Netzwerk aber auch mehrere bilaterale oder multilaterale Organisationen, die die Existenz von NEAPs in den Staaten Osteuropas zur Voraussetzung für finanzielle Hilfen oder Investitionen machten und deren Erarbeitung unterstützten (OECD 1998a: 20). Connolly und Gutner kommen daher zu dem Schluss, dass die Ausbreitung von NEAPs in Osteuropa in erster Linie durch den direkten Druck internationaler Kreditgeber erfolgte. NEAPs entstanden "primarily at the direct instigation of aid donors who have insisted on such planning exercises as a necessary prerequisite to cost-effective environmental investments" (Connolly und Gutner 2002).

Abb. 36 Einführungen von Nationalen Umweltaktionsplänen in osteuropäischen Ländern

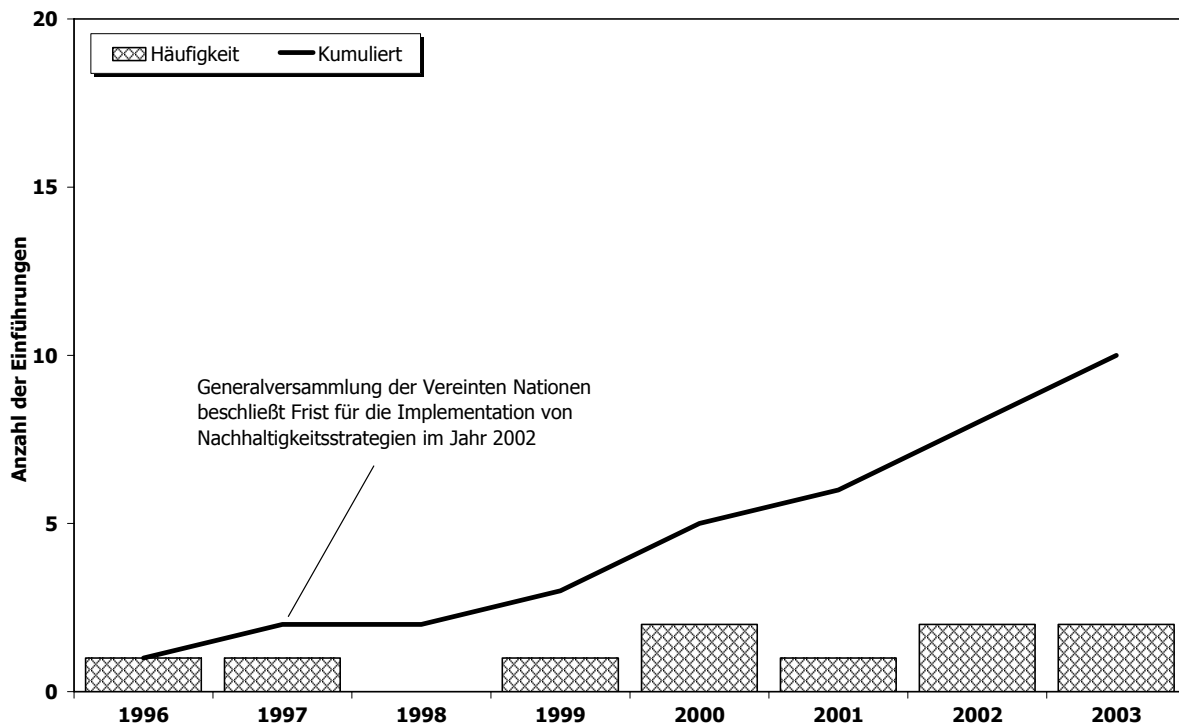


Zwischen 1990 und 2003 beschlossen alle achtzehn hier untersuchten osteuropäischen Länder eine nationale Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstrategie (siehe Abb. 36). In den Nachfolgestaaten der Sowjetunion begann die Ausbreitung zwar später als in den osteuropäischen Staaten, verlief dann aber in den späten neunziger Jahren ebenso schnell. Während die Ausbreitung nationaler Umweltpläne in den osteuropäischen Staaten meist durch Informationsaustausch sowie technische und finanzielle Hilfe vorangetrieben wurde, dominierte in den Nachfolgestaaten der Sowjetunion die Ausübung direkten finanziellen Drucks durch die Weltbank (OECD 1998a: 49).

Ein Vergleich der osteuropäischen Ausbreitungskurve mit den vorangegangenen zeigt, dass – zumindest hinsichtlich des Outputs – die Kombination von direktem finanziellem Zwang und begleitender Informationsverbreitung einen wirksamen internationalen Steuerungsmechanismus darstellt. In wenig mehr als zehn Jahren haben alle hier untersuchten osteuropäischen Staaten einen nationalen Umweltplan verabschiedet. Wie aber interagiert die externe Auferlegung von Politikinnovationen (Zwang) mit den anderen internationalen Steuerungsmechanismen der Diffusion und der Harmonisierung? Um diese Frage zu beantworten, ist es hilfreich, zwischen traditionellen, auf Fragen des Umweltschutzes beschränkten Umweltplänen auf der einen Seite und umfassenderen, ökonomische und soziale Aspekte miteinbeziehenden Nachhaltigkeitsstrategien auf der anderen Seite zu unterscheiden.

Während nahezu alle OECD Länder bis zum Nachhaltigkeitsgipfel in Johannesburg im Sommer 2002 eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie verabschiedet oder zumindest einen fertigen Entwurf vorgestellt hatten, kamen in der Gruppe der osteuropäischen Staaten deutlich weniger Länder dem UN-Beschluss von 1997 nach. Bis zum Jahr 2002 hatten nur zehn von achtzehn osteuropäischen Ländern eine eigene Nachhaltigkeitsstrategie beschlossen (siehe Abb. 37). Noch langsamer war die Ausbreitung von Nachhaltigkeitsstrategien in den Nachfolgestaaten der Sowjetunion.

Abb. 37 Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien in osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Dieser Unterschied zwischen westlichen Industrieländern und osteuropäischen Transformationsländern erklärt sich aus dem Zusammenspiel zweier zentraler Einflussfaktoren: dem vorherrschenden Ausbreitungsmodus auf der einen Seite und den nationalen politisch-institutionellen Handlungskapazitäten in der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik auf der anderen. Während in den westlichen Industrieländern Diffusion und graduelle Harmonisierung als Ausbreitungsmodi vorherrschten, spielte in den osteuropäischen Staaten Imposition die entscheidende Rolle. Gleichzeitig zeichneten sich die Ländergruppen aber auch durch große Unterschiede in ihren nationalen politisch-institutionellen und technischen Kapazitäten aus. Wie wirken sich nun diese beiden Faktoren auf die Ausbreitung zweier oder mehrerer vergleichbarer, sich jedoch nicht gegenseitig ausschließender Politikinnovationen aus? Die nationalen politisch-institutionellen und technischen Kapazitäten entscheiden darüber, *wie viele* dieser parallelen Handlungsoptionen ein Land überhaupt verwirklichen kann. So sind Staaten, die über umfangreiche nationale Handlungskapazitäten verfügen, durchaus in der Lage sowohl einen nationalen Umweltplan wie auch eine zusätzliche Nachhaltigkeitsstrategie zu erarbeiten. Industrieländer wie Schweden, Frankreich oder Dänemark veranschaulichen dies. Staaten, die über geringere Handlungskapazitäten verfügen, können hingegen oft nur einen Teil der Handlungsoptionen realisieren. Insbesondere die osteuropäischen Staaten, aber auch die hier nicht im Detail untersuchten Entwicklungsländer, verdeutlichen dies. In diesen Fällen, in denen nicht alle vorhandenen Handlungsoptionen verwirklicht werden können, entscheidet schließlich der jeweils vorherrschende Ausbreitungsmodus darüber, *welche*

der parallelen Handlungsoptionen vorrangig umgesetzt werden. Zuerst werden die erzwungenen Maßnahmen umgesetzt, im Falle der osteuropäischen Staaten also die NEAPs. Nur wenn danach noch ausreichende nationale Kapazitäten vorhanden sind, können noch weitere, nicht direkt erzwungene Maßnahmen umgesetzt werden. Dabei trifft diese Beobachtung sogar für den Zeitraum unmittelbar vor und nach dem Weltnachhaltigkeitsgipfel in Johannesburg im Jahr 2002 zu, obwohl sich in dieser Phase das umfassendere Modell der Nachhaltigkeitsstrategie bereits eindeutig gegenüber dem Modell des auf ökologische Aspekte beschränkten Umweltplans durchgesetzt hatte. So beschlossen selbst im unmittelbaren zeitlichen Umfeld der Johannesburg Konferenz mit Slowenien (1999), Kroatien (2001) und Bosnien-Herzegowina (2003) noch drei osteuropäische Staaten einen Nationalen Umweltaktionsplan anstelle einer zu diesem Zeitpunkt bereits international geforderten Nachhaltigkeitsstrategie. Ein Blick in die nationalen Berichte zum Weltnachhaltigkeitsgipfel zeigt dann auch, dass viele der osteuropäischen Länder das Fehlen einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie mit der Knappheit politischer, technischer und wissenschaftlicher Kapazitäten begründen.⁷⁹

Die großen Kapazitätsunterschiede zwischen westlichen Industrienationen und osteuropäischen Transformationsländern erklären somit, warum vor allem die Industrieländer in der Lage waren, sowohl einen Umweltplan als auch eine Nachhaltigkeitsstrategie zu entwickeln. Der jeweils vorherrschende Ausbreitungsmodus hingegen erklärt, warum – trotz des weltweiten Bedeutungsgewinns des breiteren, über den engen Umweltschutz hinausreichenden, Konzepts der Nachhaltigkeit – in den Staaten Osteuropas bis heute vorrangig nationale Umweltaktionspläne verabschiedet wurden.

6.1.3.3 Zusammenfassung

Die vorangegangene Analyse zeigt, dass alle drei Ausbreitungsmodi – Diffusion, Harmonisierung und Imposition – bei der internationalen Verbreitung von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien eine wichtige Rolle spielten. Alle drei Ausbreitungsmodi können somit als wichtige Mechanismen der globalen Politikkoordination identifiziert werden (Jörgens 2004; Busch und Jörgens 2004). Neben dem jeweils individuellen Beitrag dieser drei Mechanismen zum globalen Umweltpolitikwandel interessiert aus politikwissenschaftlicher Sicht jedoch vor allem das wechselseitige Zusammenspiel von Diffusion, Harmonisierung und Imposition. Das Beispiel der internationalen Ausbreitung von Umweltplänen und Nachhaltigkeitsstrategien zeigt in besonderer Weise, wie sich diese Mechanismen gegenseitig verstärken aber auch abschwächen können.

Diffusionsprozesse spielen typischerweise im Anfangsstadium der globalen Ausbreitung von Politikinnovationen eine wichtige Rolle. Dabei werden innovative Politiken einzelner Staaten

⁷⁹ Die nationalen Berichte stehen im Internet unter:

- http://www.johannesburgsummit.org/html/prep_process/natlassessrep.html
- <http://www.earthsummit2002.org/es/national-resources/nssd.htm>.

zunächst dezentral von anderen Staaten nachgeahmt. Insbesondere in Problembereichen, in denen eine Harmonisierung durch internationale Übereinkommen nicht auf Anhieb erreichbar ist, können dezentrale und nur schwach koordinierte Nachahmungs- und Lernprozesse bestimmte politische Programme auf die globale Politikagenda setzen, indem sie eine kritische Masse von Befürwortern dieser Politik schaffen und die Akzeptanz in den zurückhaltenderen Staaten schrittweise erhöhen. Erfolgreiche Diffusionsprozesse können auf diese Weise einer anschließenden Harmonisierung den Weg bereiten.

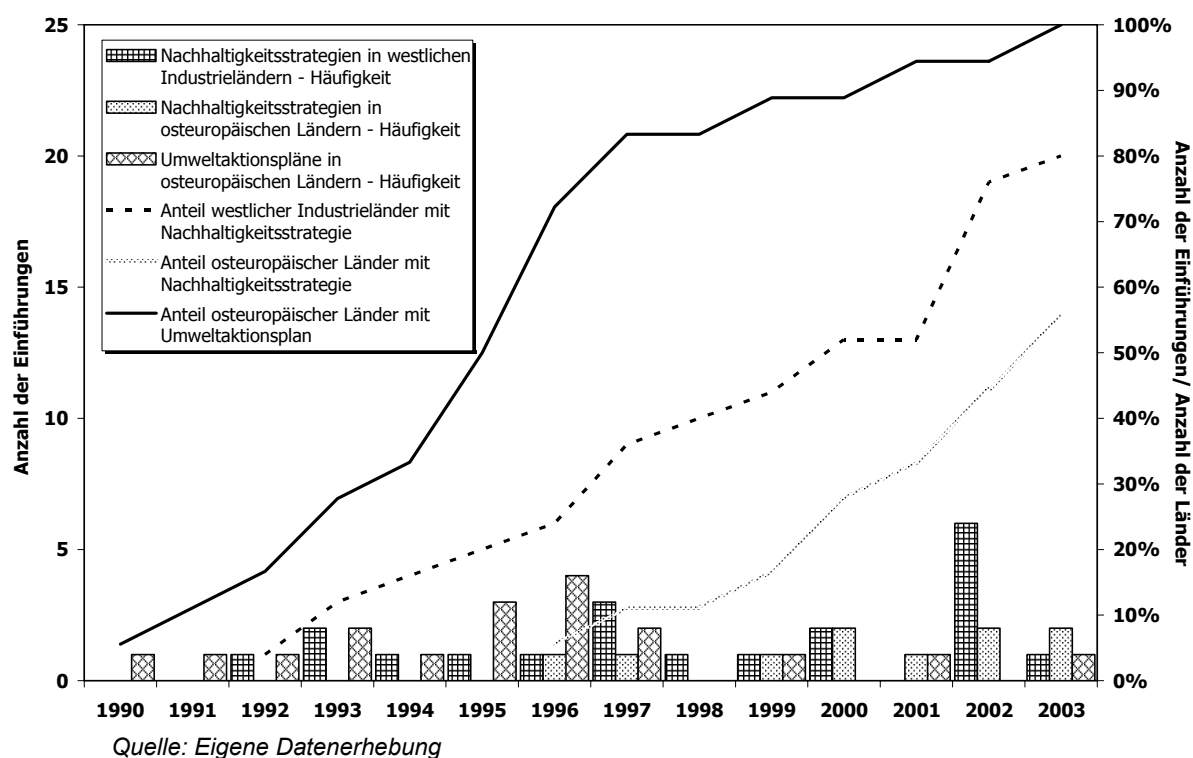
Allerdings hören Diffusionsprozesse nicht mit der erfolgreichen Harmonisierung auf. Auch bei der Umsetzung internationaler rechtlicher Vorgaben orientieren sich Staaten an einzelnen nationalen Vorbildern. Auch hier beeinflussen Informationen über nationale „best practice“ und deren Verbreitung im Rahmen transnationaler Akteursnetzwerke die Art und Weise, in der einzelne Staaten internationale Vorgaben umsetzen. Gerade bei relativ weit gefassten Vorgaben, wie beispielsweise der Forderung nach der Erarbeitung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien hat der direkte und indirekte Erfahrungsaustausch im Rahmen internationaler und transnationaler Netzwerke weiterhin große Bedeutung. Bei diesem Zusammenspiel von Harmonisierung und Diffusion gibt die Harmonisierung die generelle Richtung nationalen Politikwandels vor, während informelle Nachahmungs- und Lernprozesse die Geschwindigkeit und die Details der nationalen Umsetzung beeinflussen.

Als Mechanismus der internationalen Ausbreitung von Politikinnovationen beeinflusste Diffusion somit in zweifacher Hinsicht den globalen Umweltpolitikwandel und trägt damit zur globalen Umweltpolitiksteuerung bei. Zum kann dezentrale Diffusion politische Maßnahmen überhaupt erst auf der internationalen umweltpolitischen Agenda platzieren. Zum anderen kann Diffusion die Umsetzung internationaler rechtlicher Vorgaben erleichtern und beschleunigen. Diese zweifache Steuerungswirkung dezentraler und nicht-obligatorischer Diffusion wird in der internationalen Governance-Debatte bislang weitgehend vernachlässigt.

Anders als Harmonisierung und Diffusion beruht der Mechanismus des Zwangs primär auf der Ausnutzung asymmetrischer Machtverhältnisse. Weder die Attraktivität eines bestimmten, in einem anderen Land praktizierten politischen Programms, noch der Wunsch nach der gemeinsamen Lösung grenzüberschreitender Probleme bringen Staaten dazu, aus freien Stücken eine bestimmte Politikinnovation zu übernehmen. Vielmehr wird die Übernahme eines politischen Programms, an dem die betroffenen Länder häufig keinerlei eigenes Interesse haben, zur Vorbedingung für eine wichtige politische oder finanzielle Leistung gemacht. Die Ausbreitung von NEAPs in Osteuropa zeigt, dass Zwang, und hierbei insbesondere der Submechanismus der finanziellen Konditionalität, ein hochwirksamer Ausbreitungsmechanismus ist. In rund einem Jahrzehnt haben alle Staaten Osteuropas einen solchen Umweltplan verabschiedet. Es ist kaum anzunehmen, dass ohne externen Zwang auch nur ein annähernd großer Anteil dieser Länder, die sich allesamt mitten in einer schwierigen

und langwierigen Phase der politischen und ökonomischen Transition befinden, knappe politische, finanzielle und wissenschaftliche Kapazitäten für die Erstellung nationaler Umweltpläne verwendet hätte. Zudem zeigt der Vergleich mit der Ausbreitung von Nachhaltigkeitsstrategien in Osteuropa, dass der Mechanismus des Zwangs andere Ausbreitungsmechanismen wie die internationale Diffusion und Harmonisierung überlagert und möglicherweise hemmt (siehe Abb. 38).

Abb. 38 Vergleich der Einführungen von Nachhaltigkeitsstrategien und Nationalen Umweltaktionsplänen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Insbesondere im Falle knapper nationaler Handlungskapazitäten kann externer Zwang die erfolgreiche Umsetzung internationaler Übereinkommen in verwandten Problembereichen erschweren und das Experimentieren mit neuen Lösungen – etwa im Rahmen von dezentralen Diffusionsprozessen – unterbinden.

6.2 Umweltverträglichkeitsprüfung

6.2.1 Charakteristika der Politikinnovation

Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) sind systematische Prüfverfahren, die die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen öffentlicher und privater Vorhaben auf die Umwelt bereits im Planungsstadium feststellen und bewerten. Umweltverträglichkeitsprüfungen verfolgen das Ziel, Umweltbelangen bei der Konzeption von öffentlichen und privaten Projekten einen höheren Stellenwert einzuräumen und dadurch bereits im Vorfeld ihrer Realisierung

Umweltschäden soweit wie möglich zu vermeiden. Darüber hinaus tragen Umweltverträglichkeitsprüfungen dazu bei, die Transparenz von Genehmigungsverfahren zu erhöhen.⁸⁰ Gegenstand der Prüfung bilden neben den Auswirkungen eines Projektes auf die Schutzgüter Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft, Kultur- und sonstige Sachgüter auch ihre voraussichtlich zu erwartenden Wechselwirkungen (Helberg 2002: 101-102). Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist somit ein Instrument, das sich mit der Umwelt als ganzheitlichem Ökosystem beschäftigt und nicht ausschließlich Einzelkomponenten betrachtet.

Nationale Regelungen zur Umweltverträglichkeitsprüfung unterscheiden sich insbesondere hinsichtlich ihrer Anwendungsbereiche. Das weltweit erste Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung, der amerikanische NEPA von 1969, sah Umweltverträglichkeitsprüfungen für alle "größeren Bundesvorhaben" ("all major federal actions") und alle von Bundesbehörden eingebrachten umweltrelevanten Gesetzesvorschläge vor. Dagegen beschränkten die meisten europäischen Gesetze den Anwendungsbereich der Umweltverträglichkeitsprüfung auf umweltrelevante öffentliche und private Projekte, während umfassendere Pläne oder Gesetzesvorhaben zunächst von der Pflicht, eine Umweltverträglichkeitsprüfung zu erstellen, ausgenommen waren. Erst in den neunziger Jahren wurde in der EU – und damit auch in den EU-Mitgliedsstaaten – eine Ausweitung der Pflicht zur Umweltverträglichkeitsprüfung auch auf Politiken, Pläne und Programme verstärkt diskutiert. Diese „Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung“ wurde 2001 in der Richtlinie der EG über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (2001/42/EG) festgeschrieben (Niestroy 2000: 5-30).

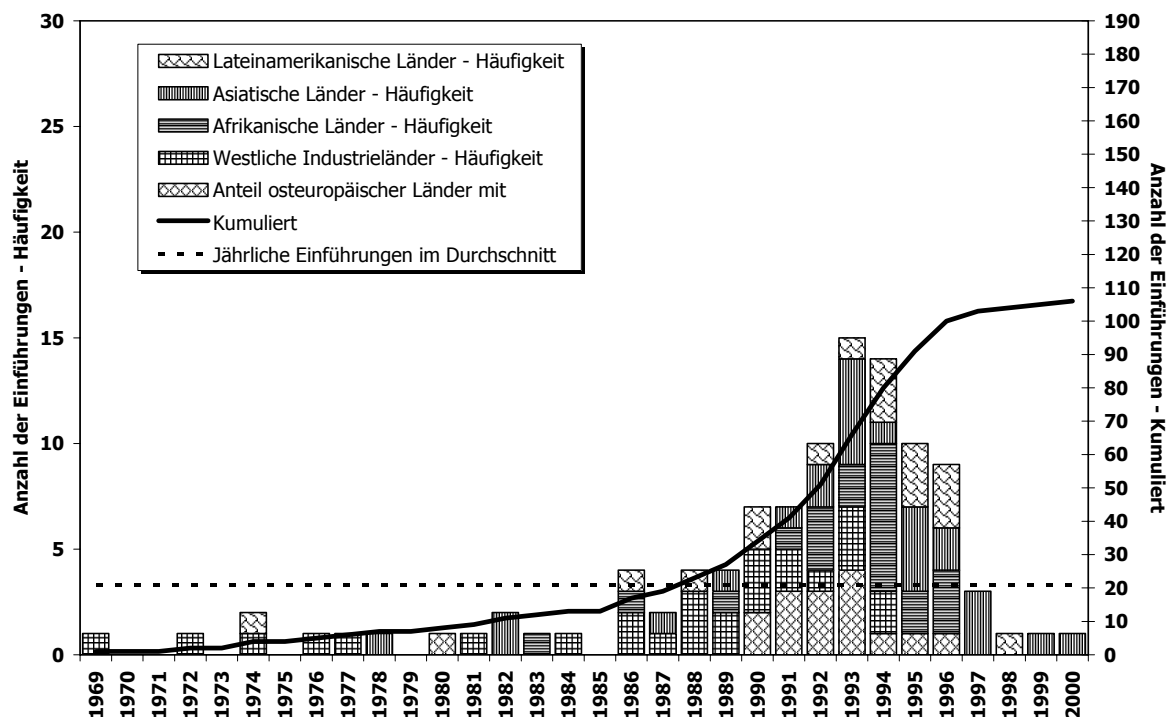
6.2.2 Verlauf der Ausbreitung

Die Idee der Umweltverträglichkeitsprüfung ist erstmals in den USA mit dem NEPA von 1969 umfassend in nationales Recht umgesetzt worden. Bis Ende der siebziger Jahre breitete sich das Instrument der Umweltverträglichkeitsprüfung zunächst nur langsam aus (siehe Abb. 39). In dieser ersten Phase beschlossen mit Japan (1972), Kolumbien, Australien (beide 1974), Frankreich (1976), Südkorea (1977) und den Philippinen (1978) insgesamt nur sechs weitere Länder nationale Regeln zur systematischen Berücksichtigung von Umweltaspekten in Planungsprozessen. Während die Ausbreitung in der ersten Hälfte der achtziger Jahre ähnlich schwach wie in den siebziger Jahren blieb, verzeichnete sie in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre eine erste deutliche Beschleunigung. In den Jahren 1986, 1988 und 1989 lag die Zahl der nationalen Neueinführungen dieses Instruments erstmals über dem langfristigen Durchschnitt von drei Einführungen pro Jahr. In den neunziger Jahren kam es dann zu einer explosionsartigen Beschleunigung der Ausbreitung, wobei die Jahre 1993 (fünfzehn Einfüh-

⁸⁰ Diesen Punkt betonen u.a. Kraft und Vig (1997: 16) in ihrer Bewertung des amerikanischen NEPA.

rungen), 1994 (vierzehn Einführungen), 1995 (elf Einführungen) und 1996 (neun Einführungen) die bisherigen Höhepunkte bildeten.

Abb. 39 Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen weltweit



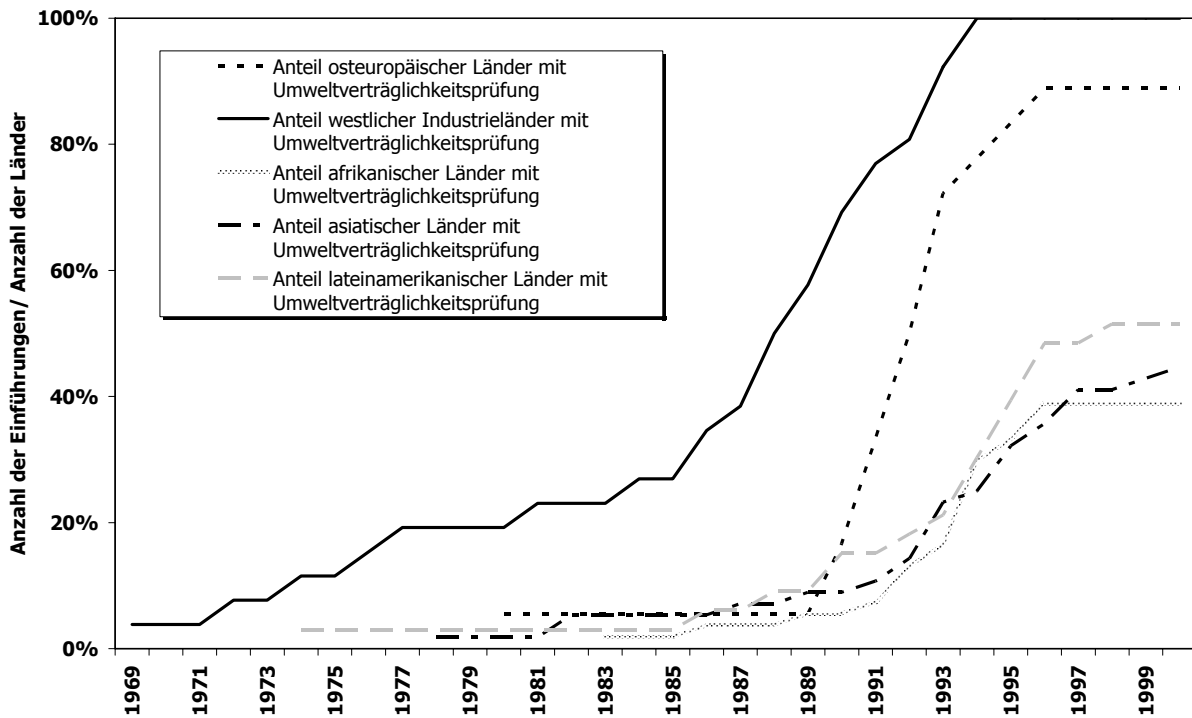
Quelle: Eigene Datenerhebung

Ähnlich wie bei der Ausbreitung der umweltpolitischen Institutionen der ersten Generation (Umweltministerien oder Umweltämter) lässt sich auch bei der Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen ein regionales Muster erkennen. So breiten sich Umweltverträglichkeitsprüfungen in den westlichen Industrieländern von Beginn an schneller und umfassender aus als in den anderen Regionen. Zwar verteilen sich die frühen Vorreiter über nahezu alle Kontinente (Nordamerika, Südamerika, Asien, Australien und Europa), spätestens in den neunziger Jahren zeigt sich jedoch ein deutlicher Vorsprung der westlichen Industrieländer und – in etwas geringerem Maße – auch der osteuropäischen Staaten (siehe Abb. 39).

Im Jahr 2000 verfügten alle westlichen Industrieländer über nationale UVP-Bestimmungen. In Osteuropa hatten – mit Ausnahme Mazedoniens und Bosnien-Herzegowinas – immerhin 89 Prozent der Länder eine Umweltverträglichkeitsprüfung eingeführt. Im Gegensatz dazu hatten nur 52 Prozent der Länder Süd- und Mittelamerikas, 45 Prozent der Länder Asiens und 39 Prozent der Länder Afrikas bis zum Jahr 2000 nationale UVP-Regelungen eingeführt. Während sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit und der Ausbreitungsgrad von UVP-Bestimmungen in den verschiedenen Ländergruppen deutlich unterscheiden, ist das Muster der Ausbreitung in allen Fällen ähnlich. In allen Ländergruppen kann zunächst eine längere Phase der langsamen Ausbreitung beobachtet werden, auf die dann ein rapider Anstieg der

Ausbreitungskurve folgt. In den westlichen Industrieländern beginnt diese charakteristische Beschleunigungsphase bereits im Jahr 1986, in Osteuropa hingegen erst im Jahr 1990 und in den restlichen Regionen erst zwischen 1992 und 1994 (siehe Abb. 40).

Abb. 40 Vergleich der Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen in ausgewählten Regionen



Quelle: Eigene Datenerhebung

6.2.3 Interpretation

Kennzeichnend für die weltweite wie auch für die ländergruppenspezifische Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen ist die Abfolge einer relativ lang andauernden Latenzphase und einer daran anschließenden Phase der plötzlichen deutlichen Beschleunigung.

Während der langsamen Ausbreitung zeigt der Verlauf weder auffällige Anhäufungen von Einführungen noch deutet er auf regionale Zusammenhänge der Politikübernahmen hin. Zwar führten zu Beginn der Ausbreitung vor allem westliche Industrieländer Umweltverträglichkeitsprüfungen ein, aber die Abfolge der Länder deutet nicht auf darauf hin, dass Faktoren wie geografische, kulturelle oder politische Nähe eine Rolle spielten. Erst die nähere Betrachtung der einzelnen Übernahmeentscheidungen deutet darauf hin, dass Diffusionsprozesse eine Rolle in der ersten Phase der internationalen Verbreitung von UVP-Regelungen gespielt haben könnten. So stellte der amerikanische NEPA bereits frühzeitig ein Modellgesetz für Umweltverträglichkeitsprüfungen dar, das schnell große internationale Aufmerksamkeit erhielt, und das zumindest auf lange Sicht möglicherweise als Vorbild für viele andere Staaten wie auch für internationale Organisationen gedient haben könnte. In einer Studie

zum 25-jährigen Bestehen des NEPA schrieb der US-amerikanische Council on Environmental Quality:

„Worldwide, the United States has been recognized as a leader in environmental management in large part because of NEPA. NEPA has been emulated by more than 25 states and over 80 countries around the world, and serves as a model for environmental impact assessments for such global institutions as the World Bank.“ (CEQ 1997: 3)

Eine Reihe von Länderstudien bestätigt diese Beobachtung. So bezeichnet beispielsweise Hoberg (1991: 124) die kanadische Verabschiedung der Umweltverträglichkeitsprüfung im Jahr 1984 als „a classic case of partial emulation“, bei der sich Kanada am amerikanischen NEPA orientierte. Ebenso nutzte Australien den NEPA und seine Bestimmungen als Vorlage für den Environmental Protection Impact of Proposals Act. Mit diesem Gesetz führte die australische Regierung 1974 nicht nur die Umweltverträglichkeitsprüfung ein, sondern integrierte diese Bestimmungen genauso wie in den USA in ein allgemeines Umweltrahmengesetz (siehe Abschnitt 4.2 und Papadakis 2000). Auch in Südkorea (1977) und Norwegen (1981) bildete die Umweltverträglichkeitsprüfung einen integralen Bestandteil der Umweltrahmengesetze, mit deren Verabschiedung diese Länder die Umweltverträglichkeitsprüfung einführten.

Dass sich die Umweltverträglichkeitsprüfungen in den anderen ausgewählten Ländergruppen langsamer und weniger umfassend ausbreiteten, mag vor allem daran liegen, dass vielen Ländern in diesen Regionen zu diesem frühen Zeitpunkt die administrative und wissenschaftliche Kapazität fehlte, Umweltverträglichkeitsprüfungen durchzuführen. Im Gegensatz zu vielen anderen umweltpolitischen Innovationen setzt die Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen umfangreiche politische und wissenschaftliche Kapazitäten voraus. Insbesondere erfordert sie die politisch-institutionelle Fähigkeit zur integrierten Betrachtung der Auswirkungen von Projekten auf die verschiedenen Umweltmedien. Angesichts der Begrenzung der Modellwirkung des NEPA auf die westlichen Industrieländer kann von einer generellen Erleichterung der Ausbreitung durch die Verfügbarkeit eines Modellgesetzes, wie sie andere Studien aus der Diffusionsforschung und verwandter Ansätze annehmen (DiMaggio und Powell 1991) jedoch nur begrenzt die Rede sein.

In den Zeitraum bis Mitte der achtziger Jahre fallen auch die ersten Bemühungen internationaler Organisationen, Umweltverträglichkeitsprüfungen international zu thematisieren. Allerdings schlugen sich diese frühen Bemühungen zunächst kaum direkt auf den Ausbreitungsverlauf nieder. So griff die OECD das Thema bereits im November 1974 auf ihrem ersten Umweltministertreffen auf und verabschiedete schon damals eine Empfehlung zur Analyse der Umweltwirkungen bedeutender öffentlicher und privater Objekte (Long 2000: 49-51).⁸¹ Zu einem Schwerpunkt ihrer Arbeit avancierten die Umweltverträglichkeitsprüfungen allerdings erst in Folge der zweiten Ministerkonferenz über Umweltpolitik im Mai 1979, bei der der Vor-

⁸¹ OECD Council Recommendation C(74)216 on the Analysis of the Environmental Consequences of Significant Public and Private Projects.

sorgegedanke und insbesondere die Integration von Umweltaspekten in die politische Entscheidungsfindung einen zentralen Rang einnahmen. Die Minister formulierten damals eine erweiterte Empfehlung⁸², die den verstärkten Einsatz von Umweltverträglichkeitsprüfungen – insbesondere bei grenzüberschreitenden Umweltwirkungen – und den gegenseitigen Austausch der Ergebnisse zwischen den betroffenen Ländern forderte (Long 2000: 57-59). 1980 wurde die internationale Vernetzung im Bereich der Umweltverträglichkeitsprüfung durch die Gründung der International Association for Impact Assessment (www.iaia.org) intensiviert. Ziel dieses Netzwerkes ist es, Ansätze und Verfahren der Umweltverträglichkeitsprüfung zu entwickeln, Beispiele für „best practice“ international zu verbreiten und nationale Ansätze zur Umweltverträglichkeitsprüfung u.a. durch „peer reviews“ zu bewerten (IAIA 1999).

Erst 1986 lässt sich eine deutliche Beschleunigung beobachten, die vor allem auf den Mechanismus der Harmonisierung zurückzuführen ist. Im Juli 1985 hatte die EG die Richtlinie des Rates der EG zur Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG) verabschiedet. Bis 1988 musste die Richtlinie von den EU-Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden.⁸³ Alleine zwischen 1986 und 1990 beschlossen mit neun damaligen Mitgliedsstaaten der EU (Niederlande, Spanien, Großbritannien, Italien, Dänemark, Irland, Deutschland, Griechenland und Portugal), einem zukünftigen Mitgliedstaat (Schweden) und einem mit der EU assoziierten Land (Schweiz) insgesamt elf westliche Industrieländer ein nationales Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung.⁸⁴ Dem standen jeweils zwei Einführungen in Asien, Afrika sowie Süd- und Mittelamerika und vier in Osteuropa gegenüber. Die Beschleunigung der Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre lässt sich damit zunächst größtenteils auf die internationale Harmonisierung durch die EU zurückführen.

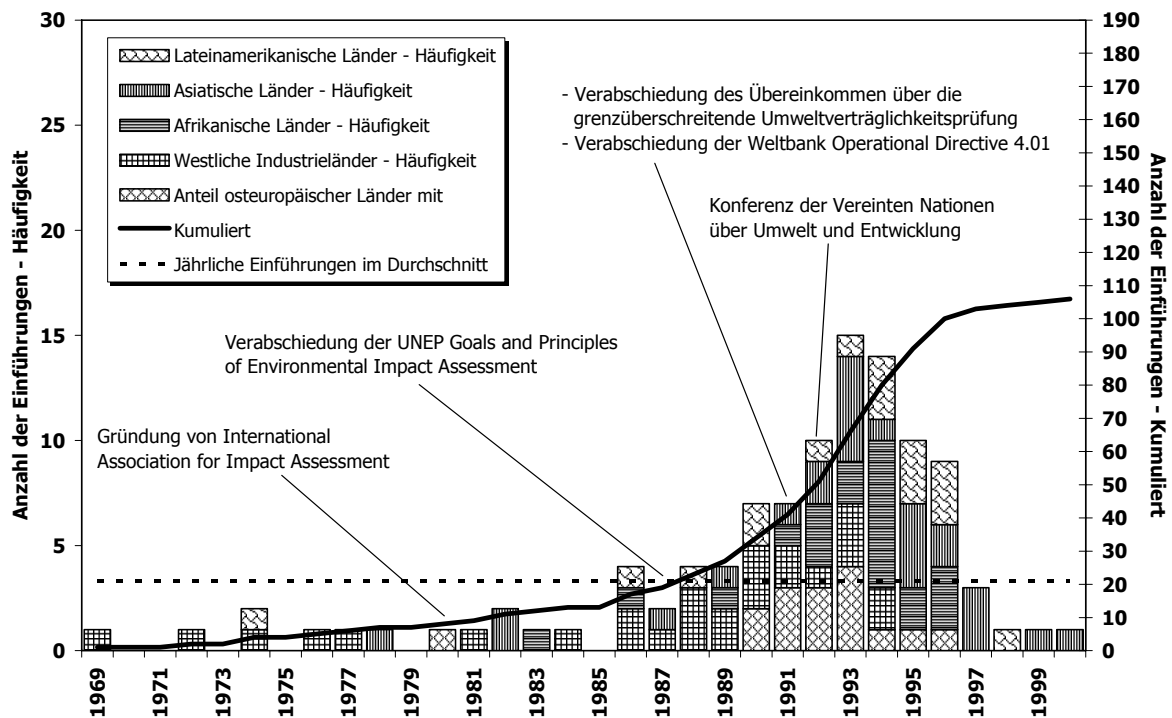
Mit dem Beginn der neunziger Jahre beschleunigte sich dann aber auch die Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen in den Ländergruppen Asien, Afrika, Süd- und Mittelamerika sowie am deutlichsten in Osteuropa. Diese Beschleunigungen fallen mit einer Reihe von internationalen Bemühungen zusammen, die direkt oder indirekt die Schaffung nationaler Systeme von Umweltverträglichkeitsprüfungen beeinflussten (siehe Abb. 41).

⁸² OECD Council Recommendation C(79)116 on The Assessment of Projects With Significant Impact on the Environment.

⁸³ Schon 1976 hatte die Europäische Kommission damit begonnen, diese Richtlinie vorzubereiten, scheiterte aber zunächst an den Befürchtungen der Mitgliedstaaten der EU, dass eine integrierte Betrachtung der Umweltwirkungen größerer Projekte mit der medial organisierten Behördenstruktur kollidieren würde (Albert 1995). Ähnlich wie bei den Verpackungsregelungen lässt sich auch hier der Versuch von Mitgliedstaaten der EU beobachten, den Inhalt der Richtlinie entsprechend der eigenen nationalen Regelung zu beeinflussen. Frankreich, das als einziges europäisches Land bis 1976 eine Umweltverträglichkeitsprüfung verankert hatte, bemühte sich seine Regelung als Modell für die Richtlinie in die europäische Diskussion einzubringen. Schließlich entschied sich die EU für eine weniger rigide und flexiblere Richtlinie, als dies die Orientierung am französischen Modell zugelassen hätte (Glasson und Bellanger 2003: 607; ausführlich zur Geschichte der europäischen Richtlinie siehe Sheate 1984).

⁸⁴ In einigen Fällen – etwa bei der deutschen Umsetzung der Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG) durch das Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 12. Februar 1990 – musste die EU die Umsetzung der Richtlinie mit Hilfe eines Vertragsverletzungsverfahrens erzwingen (Glasson und Bellanger 2003: 609).

Abb. 41 Einführungen von Umweltverträglichkeitsprüfungen weltweit und internationale Ereignisse



Quelle: Eigene Datenerhebung

So begannen bereits in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre internationale Organisationen wie die VN oder die Weltbank sich verstärkt an die Staaten Osteuropas und die südlichen Entwicklungsländer zu wenden, um dort den Aufbau nationaler Systeme zur Umweltverträglichkeitsprüfung zu veranlassen und zu unterstützen. Zunächst beschloss die UNEP im Jahr 1987 einen Katalog von Zielen und Prinzipien der Umweltverträglichkeitsprüfung, der zwar keine völkerrechtlich bindende Wirkung hatte, der aber dennoch den politischen Druck auf die Mitglieder der internationalen Gemeinschaft erhöhte, nationale Umweltverträglichkeitsprüfungen einzuführen. Gleichzeitig stellten die VN erste Handlungsanleitungen für die Entwicklung nationaler Umweltverträglichkeitsprüfungen bereit. 1992 auf der Weltumweltkonferenz in Rio de Janeiro wurde das Bekenntnis der VN zur Förderung nationaler UVP-Systeme sowohl in der Rio-Deklaration als auch in der Agenda 21 eindrucksvoll bekräftigt:

"Environmental impact assessment, as a national instrument, shall be undertaken for proposed activities that are likely to have a significant adverse impact on the environment and are subject to a decision of a competent national authority." (Prinzip 17 der Rio-Deklaration)⁸⁵

Bereits ein Jahr zuvor (1991) flossen die Leitlinien aus dem Katalog von Zielen und Prinzipien der UNEP in das Übereinkommen über die grenzüberschreitende Umweltverträglich-

⁸⁵ Siehe auch Kapitel 8, RN 8.5 (b) der Agenda 21, das u.a. eine Ausweitung der Umweltverträglichkeitsprüfung auf Pläne und Programme fordert.

keitsprüfung (Espoo-Konvention) ein (Tolba und Rummel-Bulska 1998: 26-27), das Regierungsvertreter im Rahmen der UNECE entwickelt hatten.⁸⁶ Es verpflichtet die Vertragsstaaten dazu, bei der Planung von Anlagen, die voraussichtlich erhebliche grenzüberschreitende Umweltauswirkungen mit sich bringen, eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen und die betroffenen Nachbarstaaten zu informieren und zu konsultieren. Diese internationale Harmonisierung verpflichtet die Vertragsparteien zwar nicht direkt zur Einführung nationaler Umweltverträglichkeitsprüfungen für alle großen öffentlichen und privaten Projekte. Dennoch lässt sich die Verabschiedung dieses Übereinkommens als weiterer internationaler Stimulus interpretieren, der Nationalstaaten dazu veranlassen kann, nationale Umweltverträglichkeitsprüfungen auch für Projekte einzuführen, die keine grenzüberschreitenden Umweltauswirkungen erwarten lassen.

Weitaus direkter wirkten sich hingegen die Aktivitäten der Weltbank auf die Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen insbesondere in den Entwicklungsländern Afrikas und Asiens, aber auch Süd- und Mittelamerikas aus. Auf der Grundlage der eben beschriebenen Vorgaben der VN verabschiedete sie im Jahr 1991 die Operational Directive 4.01, die Kreditnehmerländer zur Durchführung projektbezogener, regionaler oder sektoraler Umweltverträglichkeitsprüfungen verpflichtete. Um die Kreditnehmerländer in die Lage zu versetzen, diese obligatorischen Umweltverträglichkeitsprüfungen durchzuführen, finanzierte die IDA die Entwicklung von Systemen zur Umweltverträglichkeitsprüfung, Richtlinien und Institutionen in Staaten wie Eritrea, Äthiopien, Kenia, Madagaskar, Malawi, Nigeria, Togo oder Bangladesh (IDA 2001: 36-46). Während sich in dem Zeitraum bis 1991 gerade mal jeweils fünf süd- und mittelamerikanische sowie asiatische und drei afrikanische Länder für die Einführung nationaler Umweltverträglichkeitsprüfungen entschieden, verabschiedeten von 1991 bis 2000 achtzehn afrikanische, zwanzig asiatische sowie zwölf süd- und mittelamerikanische Länder diese umweltpolitische Maßnahme. Ein Großteil dieser Einführungen lässt sich angesichts der Operational Directive 4.01 der Weltbank und der finanziellen Unterstützung der Internationalen Entwicklungsorganisation auf die Auswirkungen der damit verbundenen politischen und ökonomischen Konditionalitäten zurückführen. Ähnlich verhält es sich mit den meisten osteuropäischen Ländern, bei denen in den neunziger Jahren auch der Zwang zur Einführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen auf der Grundlage politischer und ökonomischer Konditionalitäten den Ausbreitungsverlauf und die Beschleunigung der Ausbreitungsgeschwindigkeit maßgeblich beeinflusste. Zusätzlich zu den indirekten Auswirkungen des Übereinkommen über die grenzüberschreitende Umweltverträglichkeitsprüfung (Espoo-Konvention) wirkte sich der Erweiterungsprozess der EU und die damit verbundene Verpflichtung der Beitrittskandidaten, europäische Richtlinien zu übernehmen, auf die Einführungen in Osteuropa aus. Neun von insgesamt fünfzehn Ländern, die von 1990 bis 2000

⁸⁶ 1997 trat dieses Übereinkommen in Kraft und bis zum Jahr 2002 ratifizierten es 39 Staaten und die EU.

Umweltverträglichkeitsprüfungen einführen, bewarben sich gleichzeitig um die Mitgliedschaft in der EU.

Zusammenfassend zeichnet sich die weltweite Ausbreitung von Umweltverträglichkeitsprüfungen durch ein komplexes Zusammenspiel mehrerer Einflüsse aus. Obwohl schon frühzeitig ein nationales Modellgesetz zur Verfügung stand, breiteten sich nationale UVP-Bestimmungen im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Innovationen zunächst eher langsam aus. Erst im Zeichen einer deutlichen Intensivierung der Anstrengungen internationaler Organisationen wie der OECD und der EU zur internationalen Verbreitung des Instruments der Umweltverträglichkeitsprüfung kam es zu einer deutlichen Beschleunigung der Ausbreitung dieser Politikinnovation in der Gruppe der westlichen Industrieländer. Die zunächst unverbindlich in Form von „soft law“ formulierten Empfehlungen zur Einführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen bildeten dabei die Basis für eine zunehmende internationale Formalisierung und Verrechtlichung des Instruments der Umweltverträglichkeitsprüfung.

7 Ökonomische Instrumente

7.1 Energie-/CO₂-Steuern⁸⁷

7.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

Energiesteuern existieren in vielen Industrieländern bereits seit den siebziger Jahren in Form von Mineralölsteuern auf Benzin und Heizöl. Während Energiesteuern in den siebziger und frühen achtziger Jahren jedoch in erster Linie fiskalisch motiviert waren und ökologische Motivationen zunächst keine Rolle spielten, verfolgen Energie-/CO₂-Steuern heute neben diesen fiskalischen auch umwelt- und klimapolitische Ziele. Wichtigstes Ziel von Energie-/CO₂-Steuern ist es, die durch Energieerzeugung und Energieverbrauch verursachten externen Kosten zumindest teilweise zu internalisieren und damit die energiebedingten CO₂-Emissionen zu reduzieren. Mit der Erhöhung der Energiekosten beabsichtigt der Gesetzgeber, marktwirtschaftliche Anreize zu setzen, den Energieverbrauch zu verringern, die Energieeffizienz zu steigern und die relativen Kosten alternativer, CO₂-freier Energieträger zu senken, um so eine Steigerung ihres Anteils an der Energieproduktion zu bewirken.

Für die konkrete Ausgestaltung von Energie-/CO₂-Steuern besteht eine Vielzahl von Möglichkeiten, die jeweils unterschiedliche Lenkungswirkungen entfalten (OECD 2001a: 59). Die Besteuerung kann an verschiedenen Stufen der Energieverarbeitung ansetzen mit jeweils unterschiedlichen Berechnungsmodi. Die unterschiedlichen Ansätze reichen von einer Besteuerung des Primärenergieträgereinsatzes, orientiert am Kohlenstoff- oder Energiegehalt

⁸⁷ Dieser Abschnitt basiert weitgehend auf der ausführlicheren Fallstudie von Tews (2002b).

des jeweiligen Energieträgers, bis zu einer allgemeinen Besteuerung des Endverbrauchs von Energie, orientiert an der Menge und unabhängig vom eingesetzten Energieträger.

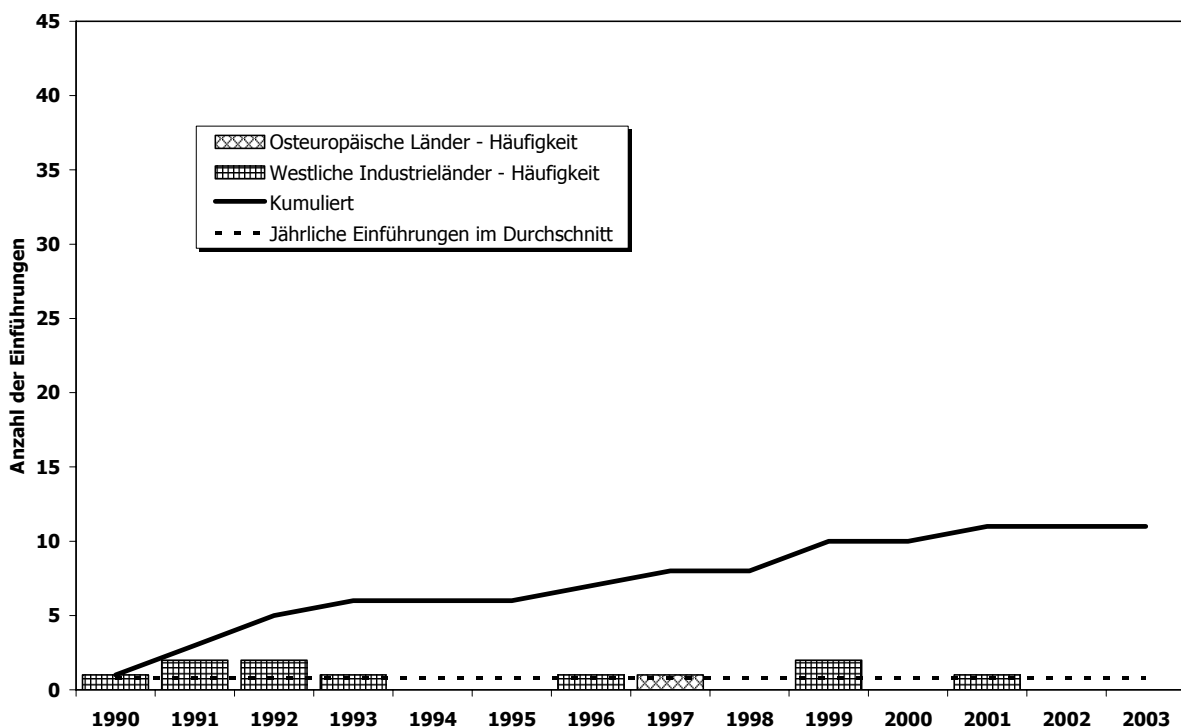
Die in dieser Untersuchung erfassten nationalen Regelungen zeichnen sich dadurch aus, dass

- sie den Kohlenstoffgehalt oder Energiegehalt fossiler Primärenergieträger (Kohle, Öl und Gas) oder den Endverbrauch von Sekundärenergieträgern (Elektrizität und Wärme) besteuern,
- ihnen eine explizit ökologische Motivation zugrunde liegt, und
- sie als klimapolitisches Instrument auf die Reduzierung von CO₂-Emissionen abzielen.

7.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Innovationen breiteten sich Energie-/CO₂-Steuern langsam aus. Seit der ersten Einführung in Finnland im Jahr 1990 entschieden sich in einem Zeitraum von vierzehn Jahren nur zehn weitere Länder zur Einführung dieser Maßnahme. Im Jahr 2003 hatten insgesamt elf Länder eine umweltpolitisch motivierte Energie-/CO₂-Steuer eingeführt (siehe Abb. 42).

Abb. 42 Einführungen von Energie-/CO₂-Steuern in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Auffallend ist bei der Ausbreitung von Energie-/CO₂-Steuern zunächst die regionale Konzentration. Mit der Ausnahme Sloweniens, dem einzigen osteuropäischen Land, das eine Ener-

gie-/CO₂-Steuer einführt, blieb die Ausbreitung bislang auf die westlichen Industrieländer beschränkt. Innerhalb der Gruppe der westlichen Industrieländer entschieden sich bisher wiederum ausschließlich europäische Staaten für die Einführung von Energie-/CO₂-Steuern. Innerhalb dieser Gruppe konzentrierte sich die Ausbreitung in den ersten Jahren auf die kleinen Staaten Skandinaviens und zwei der Benelux-Länder. So führten innerhalb von nur vier Jahren alle vier skandinavischen Länder (Finnland im Jahr 1990, Norwegen und Schweden 1991, Dänemark 1992) sowie die Benelux-Staaten Niederlande (1992) und Belgien (1993) eine Energie-/CO₂-Steuer ein.

Nachdem sich bis 1999 nur vergleichsweise kleine Länder für die Einführung von Energie-/CO₂-Steuern entschlossen hatten, folgten nach 1999 mit Deutschland, Italien und Großbritannien auch große und wirtschaftlich bedeutsame EU-Staaten diesem Beispiel.⁸⁸

7.1.3 Interpretation

Das regionale Ausbreitungsmuster von Energie-/CO₂-Steuern lässt einen engen Zusammenhang zwischen den einzelnen nationalen Einführungen vermuten. Eine genauere Betrachtung internationaler Aktivitäten in diesem Handlungsfeld bestätigt diese Vermutung und gibt zugleich Hinweise auf die Art und Weise, in der internationale und zwischenstaatliche Prozesse die Einführung nationaler Energie-/CO₂-Steuern beeinflussten. Dabei zeigt sich, dass insbesondere ein innereuropäischer, teilweise formalisierter, Austausch von Informationen über Optionen der Energie-/CO₂-Besteuerung sowie über nationale „best practice“ in diesem Bereich der – insgesamt vergleichsweise langsamen – Ausbreitung dieses Instruments innerhalb der EU zugrunde lag. Eine europaweite und rechtlich verbindliche Harmonisierung nationaler Energie-/CO₂-Steuern konnte trotz wiederholter Versuche bisher nicht erreicht werden.

Bereits zu Beginn der neunziger Jahre begann die Europäische Kommission, über eine europaweite Einführung von Energie-/CO₂-Steuern zu diskutieren. Dies führte im Jahr 1992 zur Verabschiedung eines ersten Richtlinienentwurfes über die Harmonisierung bestehender Regelungen zur Energiebesteuerung einschließlich der in wenigen Vorreiterländern bereits eingeführten Energie-/CO₂-Steuern, der jedoch nicht verabschiedet wurde. Erst rund zehn Jahre später, im März 2003, gelang es den Mitgliedstaaten der EU allerdings, sich auf allgemeine und rechtsverbindliche Grundzüge einer Harmonisierung der nationalen Energiebesteuerung zu einigen.⁸⁹ Auch ohne einen formalen Richtlinienbeschluss beeinflusste die Debatte über eine europaweite Einführung von Energie-/CO₂-Steuern in einigen Ländern die

⁸⁸ Auch die französische Regierung beabsichtigte eine Energie-/CO₂-Steuer einzuführen. Sie scheiterte aber im letzten Moment am Einspruch des französischen Verfassungsgerichtes, das eine fehlende Gleichbehandlung der Steuersubjekte beklagte, und den Ansatz Strom zu besteuern, um CO₂-Emissionen zu reduzieren, generell hinterfragte, da der französische Strom überwiegend aus Atomkraftwerken stamme.

⁸⁹ Richtlinie über die gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen (2003/96/EG).

Entscheidung über die Einführung einer solchen Steuer (Tews 2002b: 15-19). So verband die dänische Regierung mit der frühen Einführung der Energie-/CO₂-Steuer explizit die Absicht, den europäischen Entscheidungsprozess zu beeinflussen (Andersen und Lieferink 1997). Auch die schwedische Regierung beabsichtigte mit der Einführung einer nationalen Energie-/CO₂-Steuer ein Beispiel zu setzen, das auf der internationalen Ebene nachgeahmt werden sollte.⁹⁰ Die Niederlande orientierten ihre Energie-/CO₂-Steuern direkt an dem von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Modell, um auf diese Weise spätere Anpassungskosten an eine europaweite Regelung zu minimieren (Schlegelmilch 1999). Während diese Länder mit der frühzeitigen Einführung von Energie-/CO₂-Steuern versuchten, eine mögliche europäische Vereinheitlichung der Energiebesteuerung zu beeinflussen und sich als Innovateure einer gemeinsamen europäischen Umweltpolitik zu profilieren, verwiesen andere Länder auf die europäische Debatte und Entwicklungen, um ihre – im Falle von neuen Steuern naturgemäß heftig umstrittenen – Entscheidungen gegenüber der nationalen Öffentlichkeit zu legitimieren. So führte die deutsche Bundesregierung bei der Einführung der Ökosteuern die Beispiele aus den Nachbarländern Dänemark, Niederlande und Österreich zur Rechtfertigung der eigenen Entscheidung an (Schröder 1999).

Innerhalb der Gruppe der skandinavischen Länder spielte neben den von der europäischen Ebene ausgehenden Signalen insbesondere auch die lange Tradition der Politikkoordination im Nordischen Rat eine Rolle. So wurde auch die Einführung nationaler Energie-/CO₂-Steuern zumindest in Ansätzen innerhalb dieses Gremiums, in dem Regierungsvertreter der skandinavischen Staaten ihre Erfahrungen austauschen und Politiken abstimmen, koordiniert (persönliche Mitteilung, Martin Jänicke).

Spätestens Ende der achtziger Jahre gelangte das Instrument der Energie-/CO₂-Steuer gemeinsam mit den durch Menschen verursachten Klimaveränderungen und ihren möglichen Folgen auch über die Länder Europas hinaus auf die internationale Agenda.⁹¹ Eine Reihe internationaler Organisationen begann in dieser Zeit, das Thema der Energiebesteuerung im Rahmen klimapolitischer Maßnahmen zur Reduzierung energiebedingter CO₂-Emissionen aufzugreifen. Diese internationale wissenschaftliche und öffentliche Problematisierung des Klimawandels führte in den neunziger Jahren zur Formulierung von nationalen und internationalen Zielen zur Reduktion der CO₂-Emissionen sowie zur Verabschiedung internationaler Übereinkommen und erhöhte somit den Handlungsdruck auf die Regierungen insbesondere

⁹⁰ Die Strategie, frühzeitig politische Innovationen zu übernehmen und dies mit einer internationalen Vorbildfunktion zu verknüpfen, bezeichnen Andersen und Lieferink als typisch für Schweden (1997: 22).

⁹¹ Bereits in den siebziger Jahren begannen Experten aus den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften, intensiv über allgemeine Umweltsteuern zu diskutieren. Seit Anfang der achtziger Jahre verläuft diese Debatte innerhalb einer breiteren Diskussion über einen grundlegenden ökologischen Umbau nationaler Steuersysteme. Obwohl die Experten Umweltsteuern in diesem theoretischen Diskurs grundsätzlich ein hohes Steuerungspotenzial attestieren, spielten sie in der umweltpolitischen Praxis der meisten Nationalstaaten bis in die achtziger Jahre hinein kaum eine Rolle (Baumol und Oates 1989; Hohmeyer 1995).

der Industrieländer, konkrete klimapolitische Maßnahmen zu ergreifen. So formulierte bereits 1988 die abschließende Resolution der Toronto-Konferenz *Our Changing Atmosphere* für die Gruppe der Industrieländer das Ziel, die nationalen CO₂-Emissionen bis 2005 um zwanzig Prozent (gegenüber 1988) zu reduzieren. In der Folge verabschiedeten mehrere Industriestaaten nationale Reduktionsziele, die sich wie beispielsweise in Deutschland auf das Toronto-Ziel beriefen oder wie in Dänemark dem Toronto-Ziel entsprachen. Finnland, Schweden und Norwegen kündigten in der Folgezeit der Konferenz an, ihre CO₂-Emissionen bis 2000 stabilisieren zu wollen. Diese Länder beriefen sich später bei der Einführung ihrer Energie-/CO₂-Steuern auf die Reduktionsverpflichtungen, die sich aus dem Toronto-Ziel ergaben (Tews 2002b: 4-9). Die Jahre 1992 – das Jahr der Verabschiedung der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen – und 1997, als das Kyoto Protokoll beschlossen wurde, markieren weitere Meilensteine in der Entwicklung einer globalen Klimaschutzpolitik. Die internationalen und globalen Anstrengungen, einen möglichen Klimawandel zu verhindern, bewogen ohne Zweifel einige Länder dazu, ihre Bemühungen in der Umsetzung nationaler Klimapolitiken zu intensivieren, und verstärkten die Anreize für die nationale Einführung von Energie-/CO₂-Steuern (Tews 2002b: 4-9; Oberthür und Tänzler 2002). So begründete Slowenien die Einführung seiner Steuer 1997 mit den Verpflichtungen, die sich für das Land aus der Unterzeichnung des Kyoto Protokolls ergaben (Tomsic und Urbancic 1999).

Die Auswirkungen dieser internationalen Entwicklungen auf die Ausbreitung nationaler Energie-/CO₂-Steuern waren allerdings eher indirekter Natur, da keine klaren instrumentellen Vorgaben formuliert wurden, sondern lediglich quantitative Ziele zur Verringerung klimaschädigender Emissionen gesetzt wurden. Dagegen unternahmen die OECD und die International Energy Agency (IEA) konkrete Anstrengungen, Nationalstaaten von den Vorteilen, der Wirksamkeit und dem Nutzen von Energie-/CO₂-Steuern zu überzeugen. Beide Organisationen veröffentlichten eine Reihe vergleichender Berichte und intensivierten den Informationstransfer zu Energie-/CO₂-Steuern. Die OECD entwarf darüber hinaus allgemeine Leitlinien für das Design nationaler Energie-/CO₂-Steuern. Grundsätzlich empfahl sie ihren Mitgliedstaaten, koordiniert vorzugehen und zu versuchen eine OECD-weite Regelung herbeizuführen, ohne jedoch von nationalen Alleingängen prinzipiell abzuraten (OECD 2001a, 1999, 1995c, 1993; EEA 2000, 1996; ausführlich Tews 2002b).⁹²

Politische Prozesse auf der internationalen Ebene erwiesen sich somit auch im Falle der Ausbreitung von Energie-/CO₂-Steuern als wichtige Antriebskräfte. Zu Einführungen kam es insbesondere im Schatten internationaler Verhandlungsprozesse oder in der Folge internationaler Vereinbarungen wie etwa der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto Protokoll oder

⁹² Der konkrete Niederschlag dieser Aktivitäten in nationalen Entscheidungen lässt sich nur schwer nachweisen. Allerdings beziehen sich die Politikempfehlungen im nationalen sowie europäischen Kontext explizit und häufig auf einschlägige Studien der OECD.

europäischer Harmonisierungsversuche. Dieses Verhalten deutet darauf hin, dass einige Länder versucht haben, internationale Entwicklungen durch ihr strategisches Pionierverhalten zu antizipieren und zu beeinflussen. Das Beispiel wirft somit Licht auf die Wechselwirkungen zwischen Diffusions- und Harmonisierungsprozessen. Ähnlich wie die Beispiele der Verpackungsregelungen (siehe Abschnitt 5.6), der Umweltverträglichkeitsprüfungen (Abschnitt 6.2) und der Förderung erneuerbarer Energien durch Quotenmodelle (siehe Abschnitt 7.2) zeigt auch die Ausbreitung von Energie-/CO₂-Steuern, dass im Schatten internationaler Harmonisierungsbemühungen Diffusionsprozesse an Dynamik gewinnen können (Tews 2002b: 4-19). Umgekehrt tragen Diffusionsprozesse aber auch zu einem langsamen Aufbau der zunächst fehlenden politischen Mehrheiten für eine völkerrechtlich verbindliche Regelung bei und können somit einer späteren Harmonisierung den Weg bereiten.

Angesichts der fortgeschrittenen internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion stellt sich jedoch die Frage, warum sich die Energie-/CO₂-Steuern im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Innovationen mit einem vergleichbaren Grad der internationalen Institutionalisierung von Informations- und Kommunikationsflüssen nur sehr langsam ausbreiten. Erklärungsbedürftig ist auch das Ausbleiben der für die Ausbreitung der meisten Umweltpolitikinnovationen typischen Beschleunigungsphase zu Beginn der neunziger Jahre.

Zunächst ist festzuhalten, dass zur Umsetzung der Klimarahmenkonvention und des Kyoto Protokolls den Nationalstaaten grundsätzlich eine Vielzahl von instrumentellen Optionen zur Verfügung steht und Energie-/CO₂-Steuern daher nicht alternativlos sind. So lassen sich die nationalen CO₂-Emissionen z.B. durch Energiesparmaßnahmen oder der Förderung des Einsatzes regenerativer Energieträger verringern. Darüber hinaus führt das Kyoto Protokoll neue Instrumente und Mechanismen ein, vor allem den Emissionshandel, aber auch die „Clean Development Mechanisms“ und „Joint Implementation“, die mit Energie-/CO₂-Steuern konkurrieren (ausführlich Tews 2002b: 8-9). So erwog beispielsweise Schweden, seine Energie-/CO₂-Steuer durch die Einführung des Emissionshandels vollständig zu ersetzen. In Dänemark kündigte die rechts-konservative Regierung 2002 an, auf weitere ursprünglich geplante Stufen der Energie-/CO₂-Steuer zu verzichten und anstatt dessen durch den Kauf von Emissionsrechten im Ausland ihre Verpflichtungen aus dem Kyoto Protokoll erfüllen zu wollen. Norwegen beabsichtigt, seine Energie-/CO₂-Steuer nur noch bis zur Einführung einer nationalen Quote für erneuerbare Energien und eines Emissionshandelssystems fortzusetzen. Schließlich sieht sich auch die britische Regierung angesichts der Einführung eines europaweiten obligatorischen Emissionshandels gezwungen, ihre Energie-/CO₂-Steuer anzupassen (ENDS 09.01.2003). Auch der Einfluss der europäischen Debatte erwies sich als ambivalent. Zwar animierte die Ankündigung einer europaweiten Energie-/CO₂-Steuer einige Länder dazu, mit eigenen Steuersystemen voranzugehen. Gleichzeitig hielt die Unsicherheit über die Ausgestaltung einer künftigen europäischen Energiesteuer andere Länder jedoch

davon ab, sich frühzeitig auf ein bestimmtes System der Energiebesteuerung festzulegen (Reiche und Krebs 1999).

Der entscheidende Unterschied zu anderen Politikinnovationen, die sich bei einem vergleichbaren Grad der Institutionalisierung der Politikdiffusion deutlich schneller ausbreiteten, liegt jedoch in den spezifischen Eigenschaften dieser Politikinnovation. Als re-distributive Instrumente stoßen Energie-/CO₂-Steuern auf vehementen Widerstand derjenigen gesellschaftlichen Gruppen, die befürchten, durch die Einführung mit hohen Kosten belastet zu werden. Bei Steuern – wie auch bei anderen ökonomischen Instrumenten – kommt hinzu, dass die durch sie verursachten Verluste für die betroffenen Akteure sofort sichtbar werden. Sie unterscheiden sich damit von regulativen Programmen, die ein geringeres Maß an Transparenz aufweisen und deren finanzielle Auswirkungen häufig nur schwer absehbar sind. Der Widerstand und damit auch die Schwierigkeit für die Politik ein solches Instrument durchzusetzen, steigt mit der Macht der von einer solchen Regelung negativ Betroffenen Wirtschaftssektoren. Gerade der Energie- und Transportsektor, der von Energie-/CO₂-Steuern am stärksten betroffen wäre, zeichnet sich in den meisten Industriestaaten durch eine mächtige und einflussreiche Interessenorganisation aus, gegen deren Widerstand sich eine solche Maßnahme nur schwer durchsetzen lässt (Mez 1998).

Die Befürchtung vieler Staaten, dass die Einführung von Energie-/CO₂-Steuern im nationalen Alleingang die internationale Wettbewerbsfähigkeit der von ihr am stärksten betroffenen energieintensiven Industriesektoren beeinträchtigen könnte, erwies sich in den meisten Ländern als größtes Hindernis ihrer Einführung (Tews 2002b: 29-34; OECD 2001a). So scheiterten die Versuche der amerikanischen (1993), australischen (1994) und neuseeländischen (1997) Regierungen, eine nationale Energie-/CO₂-Steuer einzuführen, an den Widerständen der energieintensiven Industrien, die vor allem Wettbewerbsnachteile auf den globalen Märkten als Argumente gegen die Verabschiedung ins Feld führten (Tews 2002b: 29-34). Auch die vielen Ausnahmen für energieintensive Industrien bei der Umsetzung von Energie-/CO₂-Steuern unterstützen die Annahme, dass insbesondere die ablehnende Haltung einflussreicher Interessen und die Befürchtung, an Wettbewerbsfähigkeit einzubüßen, die zentralen Hemmnisse in der Ausbreitung von Energie-/CO₂-Steuern sind. Ihr Konfliktpotenzial sowie die politischen und ökonomischen Ressourcen, über die ihre Gegner verfügten, wirkten sich insgesamt hemmend auf die Ausbreitung aus (OECD 2001a, 1999, 1995c, 1993; EEA 2000, 1996; ausführlich Tews 2002b: 4-19).

7.2 Markteinführungsprogramme für erneuerbare Energien: Einspeisevergütungen und Quotenmodelle⁹³

7.2.1 Charakteristika der Politikinnovationen

Einspeisevergütungen oder Quotenmodelle für erneuerbare Energiequellen teilen ein- und dasselbe Ziel. Sie versuchen dazu beitragen, den Anteil aus erneuerbaren Energieträgern an der Bruttostromerzeugung zu erhöhen. Dazu schaffen sie auf jeweils unterschiedliche Art und Weise einen geschützten Markt für Strom aus Sonne, Wind, Wasser und Erdwärme.

Die gesetzliche Festlegung von Mindestpreisen für Strom aus erneuerbaren Energien sowie eine allgemeine Abnahme- bzw. Kaufpflicht bilden die Kernelemente von Einspeisevergütungen. Die Einspeisevergütung bietet über einen garantierten Preis einen ökonomischen Anreiz, der in Verbindung mit der Abnahmepflicht den Markt für Strom aus erneuerbaren Energieträgern vor der Konkurrenz konventioneller Energieträger schützt. Produzenten können unabhängig von der Nachfrage Strom aus erneuerbaren Energien verkaufen und der Preis unterliegt weder dem Ausgleich von Angebot und Nachfrage noch muss er mit anderen Preisen konkurrieren.

Quotenmodelle hingegen legen einen Mindestanteil von Strom aus erneuerbaren Energien fest. Den Nachweis erbringen die von der Verpflichtung betroffenen Akteure mit Zertifikaten, die ihnen für die Produktion oder den Verbrauch von Strom aus erneuerbaren Energien ausgestellt werden und die sie an einem hierfür eingerichteten Markt handeln können. Die betroffenen Akteure können ihre Verpflichtung erfüllen, indem sie entweder selbst ausreichend Strom aus erneuerbaren Energien produzieren bzw. verbrauchen oder Zertifikate von Akteuren kaufen, die die Quote bereits erfüllt haben und ihre überschüssigen Zertifikate zum Kauf anbieten. Das Quotenmodell nutzt das Marktsignal einer steigenden Nachfrage zur Erhöhung des Angebots von Elektrizität aus erneuerbaren Energien. Die obligatorisch festgelegte und damit stabile, nicht den Marktkräften unterliegende Nachfrage sichert einen Markt für Strom aus erneuerbaren Energien, der nicht der Konkurrenz mit konventionellen Energieträgern ausgesetzt ist und keine Einbrüche aufgrund veränderter Nachfragebedingungen befürchten muss.

7.2.2 Verlauf der Ausbreitung

7.2.2.1 *Einspeisevergütungen*

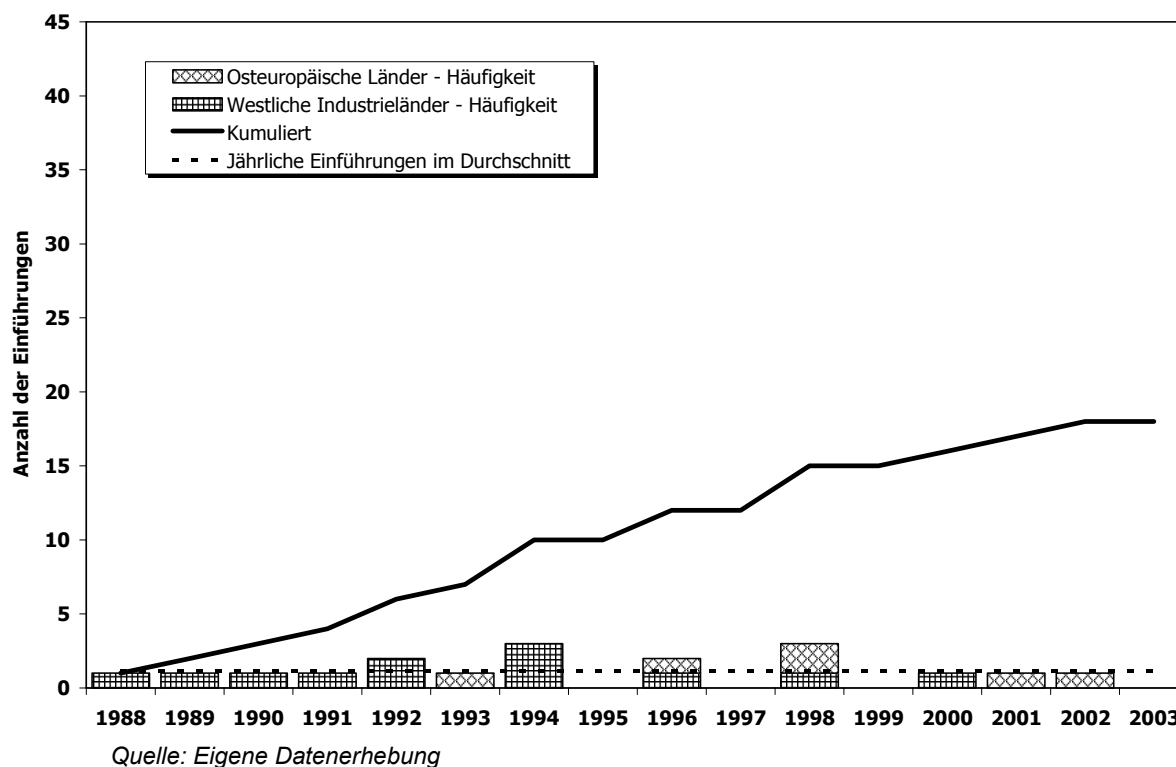
Zwischen 1988, als Portugal als erstes Land eine Einspeisevergütung für Strom aus erneuerbaren Energien verabschiedete, und 2003 führten insgesamt achtzehn Länder eine Ein-

⁹³ Dieser Abschnitt basiert auf einer ausführlichen Fallstudie, welche die Ausbreitung und die maßgeblichen Einflussfaktoren im Detail analysiert (Busch 2003).

speisevergütung ein, um die Stromproduktion auf der Basis erneuerbarer Energieträger zu erhöhen. Ihre internationale Ausbreitung lässt sich in zwei Phase einteilen.

Während der ersten Phase breiteten sich Einspeisevergütungen mehr oder weniger regelmäßig in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Staaten aus. Nur in zwei Zeiträumen, zwischen 1992 und 1994 als insgesamt sechs Länder (1992: Italien und Dänemark; 1993: Polen; 1994: Griechenland, Luxemburg und Spanien) und 1998 als drei Länder (Österreich, Lettland und Estland) Einspeisevergütungen einführten, beschleunigt sich ihre Ausbreitung leicht. In den anderen Jahren, abgesehen von 1996, als Schweden und Ungarn sich für dieses Instrument entschieden, sowie 1995 und 1997, als keine Einspeisevergütungen verabschiedet wurden, implementierte jedes Jahr jeweils ein Land dieses Instrument (1989: die Niederlanden; 1990; Deutschland; und 1991: die Schweiz) (siehe Abb. 43).

Abb. 43 Einführungen von Einspeisevergütungen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Im Vergleich zu der ersten Phase verlangsamt sich die Ausbreitung von Einspeisevergütungen nach 1998. Durchschnittlich führten in der ersten Phase mehr als ein Land jährlich eine Einspeisevergütung ein (genau: 1,4 Einführungen pro Jahr), wohingegen der Durchschnitt der jährlichen Einführungen im Zeitraum von 1999 bis 2003 unter den Durchschnitt von 1,1 Einführungen pro Jahr über den gesamten Zeitraum hinweg sank und sich, verglichen mit der ersten Phase, auf weniger als eine Einführung pro Jahr halbierte (genau: 0,6 Einführungen pro Jahr) (Abb. 44). In keinem anderen vergleichbaren Zeitraum kam es zu weniger Ein-

führungen. Von 1999 bis 2003 entschieden sich nur drei Länder für dieses Instrument (2000: Frankreich; 2001: die Tschechische Republik; und 2002: die Slowakische Republik) (siehe Abb. 43).

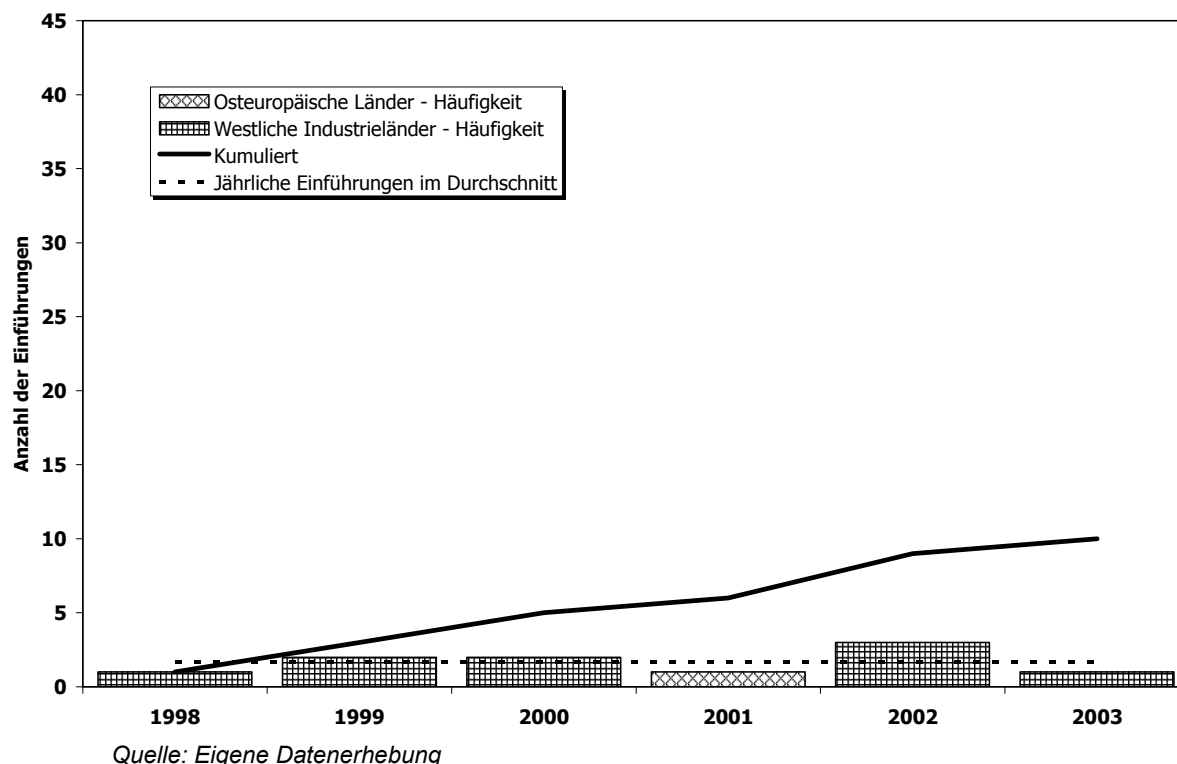
Die internationale Ausbreitung von Einspeisevergütungen blieb auf europäische Länder beschränkt. Bis 1997 hatten sogar fast ausschließlich Mitgliedstaaten der EU Einspeisevergütungen eingeführt. Nur drei von zwölf Ländern, die in diesem Zeitraum eine Einspeisevergütung einführen, waren nicht Mitglied der EU. Nach 1997 verlagert sich dieser geografische Schwerpunkt nach Osteuropa. Von 1998 bis 2003 verabschiedeten vier osteuropäische Länder eine Einspeisevergütung, aber nur zwei Mitgliedstaaten der EU entschieden sich für diesen Schritt.

7.2.2.2 Quotenmodelle

Die internationale Ausbreitung von Quotenmodellen begann im Jahr 1998, als die Niederlande als erster Nationalstaat weltweit eine Quote für Strom aus erneuerbaren Energien einführt.⁹⁴ Seitdem entschieden sich weitere neun Länder, erneuerbare Energien in der Stromproduktion durch Quoten zu fördern. Quoten breiteten sich über den gesamten Zeitraum ihrer bisherigen Ausbreitung stetig aus. Die durchschnittliche Ausbreitungsgeschwindigkeit lag bei 1,7 Einführungen pro Jahr. Besondere Auffälligkeiten oder Beschleunigungen lassen sich im Ausbreitungsverlauf nicht erkennen (siehe Abb. 44). Die Zahl der jährlichen Einführungen fluktuierte im Untersuchungszeitraum meist zwischen einer (1998: die Niederlande; 2001: Polen; und 2003: Schweden) und zwei (1999: Dänemark und Italien; und 2000: Österreich und Australien) Quoten. Den Höhepunkt der Ausbreitung bildete das Jahr 2002, in dem mit Belgien, Japan und Großbritannien drei Länder eine Quote verabschiedeten. Auch bei den Quotenmodellen beschränkte sich die internationale Ausbreitung überwiegend auf Mitgliedstaaten der EU. Sieben der zehn Länder, die Strom aus erneuerbaren Energien mit Quoten fördern, sind Mitglieder der EU, ein Land bewarb sich damals noch um die Mitgliedschaft in der EU (Polen) und nur zwei Länder liegen außerhalb Europas (Australien und Japan).

⁹⁴ Dabei handelt es sich zwar um eine freiwillige Regelung der niederländischen Energiewirtschaft. Jedoch kam diese nur vor dem Hintergrund von Kompetenzen zustande, welche das neue Elektrizitätsgesetz dem für die Energiepolitik zuständigen Wirtschaftsministerium verlieh, so dass das niederländische Quotenmodell trotz der fehlenden gesetzlichen Verpflichtung hier berücksichtigt wird. Dieses Gesetz ermächtigte den Wirtschaftsminister, ein Quotenmodell einzuführen. Als direkte Reaktion auf diese neu eröffnete regulative Möglichkeit und die Absicht des Wirtschaftsministers, diese auch zu nutzen, entschloss sich die niederländische Energiewirtschaft, ein solches Modell für drei Jahre auf freiwilliger Basis einzuführen.

Abb. 44 Einführungen von Quotenmodellen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



7.2.3 Politikdiffusion zwischen Staaten

Während sich deutliche Anzeichen für direkte, zwischenstaatliche Politikdiffusion im Verlauf der Ausbreitung von Einspeisevergütungen finden lassen, fehlt diese Form der Diffusion weitestgehend im Verlauf der internationalen Ausbreitung von Quotenmodellen.

Bei der Einführung der deutschen Einspeisevergütung verwies die damals amtierende Bundesregierung im Vorfeld auf Erfahrungen anderer Länder mit diesem Instrument (*Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage zur Förderung und Nutzung Erneuerbarer Energiequellen in der Bundesrepublik Deutschland* 1988: 35). Auch zur Begründung des Nachfolgegesetzes, dem Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG), nutzte der deutsche Gesetzgeber ausländische Erfolgsgeschichten als argumentative Unterstützung, um die bestehende Einspeisevergütung modifiziert beizubehalten:

„Allein drei europäischen Stromeinspeisegesetzen mit ihren Mindestpreisregelungen für Erneuerbare Energien – neben dem deutschen auch dem dänischen und spanischen – ist es zu verdanken, dass in der Europäischen Union eine Windkraftanlagenindustrie in den 90er Jahren entstand, die auf dem Weltmarkt die technologische Spitzenstellung einnimmt.“ (*Gesetz über den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG)* 1998, Begründung A. Allgemeiner Teil: 8)

In einer Studie aus dem Jahr 2003 bezeichnen Bechberger, Körner und Reiche Deutschland als ein Modellland für die Anwendung von Einspeisevergütungen zur Förderung erneuerbarer Energien:

"Orientiert haben sich dabei inner- wie außereuropäische Länder v.a. auch an der aktuellen deutschen Regelung, dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) (...), das aus dem Stromeinspeisegesetz von 1991 hervorgegangen ist (...)." (Bechberger, Körner und Reiche 2003: 7-8)⁹⁵

Zum Beispiel diente das deutsche Modell in der Tschechischen Republik als Vorlage. Der tschechische Verband für erneuerbare Energien ließ zunächst das deutsche Erneuerbare-Energien-Gesetz übersetzen und verteilte es an alle Mitglieder des tschechischen Parlaments und der tschechischen Regierung. Damit initiierte der Verband die Diskussion über die Förderung erneuerbarer Energien durch eine Einspeisevergütung, die schließlich zur Verabschiedung der entsprechenden Verordnung führte (Interview mit Martin Bursik, ehemaliger tschechischer Umweltminister, am 6. März 2002). Griechenland modellierte seine Einspeisevergütung, die es 1994 verabschiedete, nach dem deutschen Stromeinspeisungsgesetz (Ministry of Development 2003: 2). Die Schweiz orientierte sich zudem explizit am deutschen Modell (Eco-news 2002). Während der Debatte über die Förderung erneuerbarer Energien in Österreich bezogen sich dessen Befürworter wiederholt auf das deutsche Modell, an dem sich Österreich orientieren könne und solle (Nationalrat der Republik Österreich 1996). Auch die spanische Regelung weist Parallelen zum deutschen Gesetz auf.

Zwei Länder bereiteten zudem ihre Entscheidungen über das einzuführende Instrument zur Förderung erneuerbarer Energien durch systematische, international vergleichende Analysen vor. Vor der Verabschiedung der österreichischen Einspeisevergütung hatte das österreichische Umweltministerium die Energieverwertungsagentur (e.v.a.) mit einer international vergleichenden Studie beauftragt, welche die bisher bestehenden Einspeisevergütungen in allen Mitgliedstaaten der EU, Norwegen und der Schweiz analysierte (Cerveny und Resch 1998).

In Frankreich beauftragte der damalige Ministerpräsident Lionel Jospin das Mitglied der französischen Nationalversammlung Yves Cochet mit einer Studie, in der er eine nationale Strategie zur Förderung erneuerbarer Energien entwickeln sollte (Cochet 2000). Der Abschlussbericht analysierte verschiedene Modelle zur Förderung erneuerbarer Energien im europäischen Ausland⁹⁶ mit dem Ziel, einen Überblick über bedeutsame Erfahrungen zu geben.

⁹⁵ Außerhalb Europas entfaltete das deutsche Gesetz seine Modellwirkung z.B. in Taiwan. Dort bildete das Erneuerbare-Energien-Gesetz das Vorbild für die Förderung erneuerbarer Energien (Bräutigam 2000). Die Deutsche Energie Agentur (*dena*) berät die chinesische und brasilianische Regierung bei der Übernahme und Anpassung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (Stefan Kohler, Geschäftsführer der *dena*, auf dem World Renewable Energy Forum am 13.07.2002 in Berlin).

⁹⁶ Insbesondere Großbritannien (Quotenmodell), Deutschland (Einspeisevergütung), Dänemark (Einspeisevergütung), Spanien (Einspeisevergütung), Schweden, Niederlande (Quotenmodell) und als einziges außereuropäisches „Land“ Kalifornien.

Daraus soll der französische Gesetzgeber Anregungen gewinnen, die im französischen Kontext legislativ umgesetzt werden können, nachdem sie an die soziokulturellen und ökonomischen Besonderheiten Frankreichs angepasst wurden (Cochet 2000: 36). Schließlich empfiehlt der Bericht die Einführung einer Einspeisevergütung zur Förderung erneuerbarer Energien. Begründet wird diese Empfehlung mit dem zu beobachtenden Erfolg der Einspeisevergütung insbesondere in Deutschland, aber auch in Spanien. Dagegen weist er mit Blick auf die Niederlande, Großbritannien und Italien auf die Schwierigkeiten der Einführung eines Quotenmodells hin, die es insgesamt erschweren, in kurzer Zeit ehrgeizige Ziele zur Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien an der Energieversorgung zu realisieren (Cochet 2000: 40-43). Die konkreten Vorschläge zur Ausgestaltung der Einspeisevergütung synthetisierten schließlich verschiedene Modelle, die in einem oder mehreren Mitgliedstaaten der EU Anwendung fanden (Cochet 2000: 20-23).

Im Gegensatz zu den Einspeisevergütungen lassen sich im Verlauf der Ausbreitung von Quotenmodellen kaum Hinweise darauf finden, dass sich Länder an einem bestimmten im Ausland bereits implementierten Vorbild orientierten. Allerdings bereiteten die nationalen Entscheidungsträger auch hier wieder wie im Falle der Einspeisevergütungen ihre Entscheidungen vor, indem sie systematisch ausländische Erfahrungen in der Förderung von erneuerbaren Energien allgemein und mit Quotenmodellen im Besonderen verglichen.

So beauftragte das niederländische Wirtschaftsministerium im Vorfeld der Verabschiedung des neuen Elektrizitätsgesetzes, das die niederländische Regierung dazu ermächtigte, ein Quotenmodell einzuführen, ein niederländisches Energieberatungsunternehmen mit einer international vergleichenden Studie zu den unterschiedlichen Politikansätzen bei der Förderung erneuerbarer Energien (van Beek und Benner 1998). Diese Studie untersuchte insgesamt achtzehn Länder (die Mitgliedstaaten der EU, Norwegen, Japan und die USA). Für jedes einzelne Land betrachteten die Autoren Ausgangssituation der Energieversorgung, die Energiepolitik, energiepolitische Institutionen, Optionen zur Entwicklung erneuerbarer Energien, technische Potenziale, Ziele und Kosten sowie die eingesetzten Instrumente. In den Schlussfolgerungen konstatieren die Autoren zwar das Verdienst der Einspeisevergütungen in Deutschland und Dänemark, den Ausbau erneuerbarer Energien effektiv vorangetrieben zu haben (van Beek/Benner 1998: 89). Sie betrachten aber gleichzeitig die Einführung eines Zertifikathandels und ehrgeizigen quantifizierten Ziels für die Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien an der niederländischen Stromproduktion als eine Möglichkeit, die Niederlande an die Spitze der internationalen (europäischen) Entwicklung zu setzen (van Beek und Benner 1998: 88).

Der britischen Regierung standen bei ihrer Entscheidung zur Einführung der Renewables Obligation zwei Studien zur Verfügung. In der Studie des für die Förderung erneuerbarer Energien zuständigen Department of Trade and Industry verweisen die Autoren auf Erfah-

rungen im europäischen Ausland mit Quotenmodellen bzw. Einspeisevergütungen (Department of Industry and Trade 1999). Eine andere Studie aus dem Jahr 2000 berücksichtigte viele Entwicklungen vorwiegend aus dem europäischen Ausland – Niederlande, Dänemark, Belgien, Italien und Deutschland – aber auch den USA (Mitchell und Anderson 2000).

Auch Australien ließ im Vorfeld seiner Entscheidung, eine nationale Quote für erneuerbare Energien einzuführen, eine international vergleichende Studie durchführen (Parliament of Australia 2000).

7.2.4 Institutionalisation der Politikdiffusion

7.2.4.1 *Quote: Modell für Europa?*

Eine Institutionalisation der Politikdiffusion ließ sich nur im Falle der Quoten beobachten. Internationale Akteure, allen voran die Europäische Kommission, unterstützten mit Stellungnahmen oder Politikentwürfen vor allem die Einführung dieses Instruments zur Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien an der Stromproduktion.

1998 veröffentlichte die Europäische Kommission einen Harmonisierungsbericht und versprach, so schnell wie möglich eine Richtlinie vorzulegen, die sich auf ein europaweites Modell festlegt (European Commission 1998b).⁹⁷ Noch im selben Jahr konkretisierte ein Arbeitspapier die Position der Europäischen Kommission. Aufgrund handels- und wettbewerbsrechtlicher sowie marktwirtschaftlicher Überlegungen kam sie zu folgender Schlussfolgerung: „[T]he move from a fixed tariff approach towards one based on trade and competition is at some stage inevitable.“ (European Commission 1998a: 17)⁹⁸ Ähnlich betrachtet es die OECD:

„Moves to introduce a system of tradable green certificates, ..., promise a more cost-effective implementation than earlier approaches – which still exist in most countries – involving direct subsidies to renewables producers.“ (OECD 2001d:196)

Die wettbewerbsrechtlichen Bedenken gegenüber Einspeisevergütungen, die in der Position der Europäischen Kommission zum Ausdruck kommen, gewannen vor allem seit 1996 an Bedeutung, als die EU die Richtlinie 96/92/EG betreffend gemeinsamer Vorschriften für den Elektrizitätsbinnenmarkt verabschiedete. Diese Richtlinie öffnete den europäischen Elektrizitätsbinnenmarkt für den Wettbewerb. Lauber stellt die Liberalisierung des Elektrizitätsbin-

⁹⁷ Schon 1995 im Weißbuch zur europäischen Energiepolitik beabsichtigte die Europäische Kommission, die nationalen Politiken zur Förderung erneuerbarer Energien zu harmonisieren (European Commission 1995: 18-19, 27 und 36). Die Europäische Kommission begründete dies mit Wettbewerbsverzerrungen und Handelshindernissen, die durch das Bestehen verschiedener nationaler Fördermaßnahmen entstehen könnten oder bereits entstanden waren (European Commission 1998b: 3 und 5).

⁹⁸ Die Betonung marktwirtschaftlicher und wettbewerbsrechtlicher Kriterien in der Beurteilung energiepolitischer Instrumente deutete bereits das 1995 veröffentlichte Weißbuch der EU zur europäischen Energiepolitik an (European Commission 1995: 14-18).

nenmarktes in direkten Zusammenhang mit den Bestrebungen der Europäischen Kommission zur europaweiten Einführung des Quotenmodells:

„Reflexion on a new regime of market competition for renewables started in the context of electricity liberalisation. Soon after the adoption of the liberalisation directive, the Commission favoured a system of tradable renewable energy credits.” (Lauber 2001: 6).

Die von der Europäischen Kommission geförderten Forschungsprojekte unterstreichen die Bevorzugung von Quoten. Sie beschäftigten sich überwiegend mit den Implikationen der europaweiten Einführung eines Quotenmodells. Viele der Projekte⁹⁹ untersuchen die Funktionsweise und Erfolgsbedingungen von Quotenmodellen sowie einem europäischen Zertifikatshandel mit dem expliziten Ziel, Empfehlungen für deren erfolgreiche europaweite Implementation formulieren zu können. Diese Forschungsprojekte intensivieren den internationalen Informationsaustausch in diesen Bereich und tragen damit indirekt zur internationalen Kommunikation des Quotenmodells bei. Einige Forschungsprojekte setzten sich explizit das Ziel den Informationsaustausch zwischen politischen Entscheidungsträgern der Mitgliedstaaten zu verbessern.

Folgerichtig legte die Europäische Kommission Ende Oktober 1998 einen Richtlinienentwurf vor, der vorsah, eine europäische Quote und einen Handel mit Zertifikaten einzuführen. Der Entwurf forderte weiter, Einspeisevergütungen bis 2005 zu verbieten (Hinsch 1999). Allerdings setzte sich dieser Entwurf nicht durch.¹⁰⁰ Die im September 2001 schließlich verabschiedete Richtlinie zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt (2001/77/EG) überlässt es zunächst den Nationalstaaten, welches Modell sie bevorzugen. Erst 2012 soll eine europaweit einheitliche Regelung gefunden sein. Die nationalen Regelungen müssen allerdings auch den handels- und wettbewerbsrechtlichen sowie marktwirtschaftlichen Kriterien der Europäischen Kommission Rechnung tragen, die zuvor schon zur Ablehnung der Einspeisevergütung zugunsten der Quotenmodelle geführt hatten.

Im selben Jahr, in dem die Europäische Kommission ihre Absicht bekundete, europaweit ein Quotenmodell einführen zu wollen und Einspeisevergütungen zu verbieten, gründete sich das Renewable Energy Certificate System (RECS, www.recs.org) – eine internationale Organisation bestehend aus Vertretern nationaler Regierungen und Unternehmen aus zwanzig Ländern (darunter alle Mitgliedstaaten der EU). RECS unterstützt die Implementation nationaler Quoten. Die Organisation verfolgt das Ziel, nationale Quoten und Zertifizierungsverfahren zunächst innerhalb Europas und später darüber hinaus international aufeinander abzu-

⁹⁹ Einen Überblick der Forschungsprogramme sowie deren einzelnen, untergeordneten Forschungsprojekte bietet die Homepage *A global overview of renewable energy sources* (www.agores.org) von der Generaldirektion Energie und Transport der Europäischen Kommission (siehe auch Busch 2003).

¹⁰⁰ Dies lag wohl zum einen an dem starken Widerstand insbesondere der deutschen und spanischen Verbände für erneuerbare Energien (Hinsch 1999: 56). Zum anderen aber auch an der ablehnenden Haltung des Europäischen Parlaments.

stimmen, um einen internationalen Markt für den Handel von Zertifikaten zu etablieren, ohne auf eine entsprechende Harmonisierungsrichtlinie der Europäischen Kommission zu warten (Bliem 2001: 99-100).¹⁰¹ Diese Organisation erhielt finanzielle Unterstützung durch die Europäische Kommission, die insbesondere die Erprobung eines internationalen Zertifikathandels von Anfang 2001 bis Ende 2002 ermöglichte (www.recs.org).

7.2.4.2 Einspeisevergütungen: Auslaufmodell in Europa?

Parallel zur stärkeren Institutionalisierung des internationalen Transfers von Quoten durch die Harmonisierungsabsicht der Europäischen Kommission und des RECS fanden auf der europäischen Ebene weitere Entwicklungen statt, die dazu geeignet waren, die Ausbreitung von Einspeisevergütungen und Quoten weiter zu beeinflussen.

So forderten 1996 die sozialdemokratische und grüne Fraktion im Europäischen Parlament in einer Resolution, eine Richtlinie zur Einführung einer europaweiten Einspeisevergütung (European Parliament 1996). 1998 lehnte das Europäische Parlament diesen Vorschlag jedoch ab (*Neue Energie*, 1998). Während also die Europäische Kommission mit dem Harmonisierungsvorschlag ihre deutliche Präferenz für eine europaweite Quote zum Ausdruck brachte, scheiterte gleichzeitig der Versuch im Europäischen Parlament, Einspeisevergütungen als europaweites Modell zur Förderung erneuerbarer Energien auf die politische Agenda der europäischen Institutionen zu bringen.

Wiederum im selben Jahr 1998 reichte PreussenElektra vor dem Landgericht Kiel Klage gegen das novellierte Stromeinspeisungsgesetz ein, das diesen Fall zur Entscheidung an den EuGH in Luxemburg weiterleitete. Die Klage gründete sich auf einen möglichen Verstoß von Einspeisevergütungen gegen europäische Wettbewerbsregeln und argumentierte, dass Einspeisevergütungen unzulässige Beihilfen darstellten. Erst im März 2001 entschied der EuGH, dass nach europäischem Recht die deutsche Einspeisevergütung keine Subvention sei, da weder direkt noch indirekt Ressourcen des Staates transferiert würden. Allerdings kommt der EuGH auch zu dem Schluss "that those rules were capable, at least potentially, of hindering intra-Community trade" (Court of Justice of the European Communities 2001). Dennoch genieße das Ziel der Einspeisevergütungen, die Umwelt zu schützen, auch Priorität unter den Zielen der EU, so dass von einem Verbot abgesehen werden müsse (Court of Justice of the European Communities 2001). Im Mai 2002 folgte der europäische Wettbewerbskommissar Mario Monti der Vorgabe des EuGH und stellte abschließend fest, dass Einspeisevergütungen im Sinne der Europäischen Verträge keine Subvention darstellten (European Commission 2002).

¹⁰¹ Die Grundlage für die internationale Abstimmung bildete das niederländische Modell (Mez und Piening 2001).

7.2.5 Interpretation

7.2.5.1 Auswirkungen der internationalen Institutionalisierung des freiwilligen Politiktransfers auf die Ausbreitungsverläufe von Einspeisevergütungen und Quotenmodellen

Die internationalen Bestrebungen zur Koordination von Diffusionsprozessen und weitere internationale Entwicklungen beeinflussten zum einen einzelne nationale Überlegungen zur Einführung eines der Instrumente. Zum anderen deutet vieles darauf hin, dass sie die Ausbreitungsverläufe beider Instrumente insgesamt beeinflussten. So geht die vom britischen Department of Trade and Industry vor der Verabschiedung der Renewables Obligation in Auftrag gegebene Studie explizit auf die europäischen Entwicklungen ein und hebt die Notwendigkeit hervor, dass mögliche Maßnahmen, den handels- und wettbewerbsrechtlichen Bedenken der EU gegenüber Einspeisevergütungen Rechnung tragen müssen:

“The extent to which the EU is able to promote their policies within Member States is crucial. From the publication of the White Paper in 1997 to the current debates over the merits of a Directive on Fair Access for Renewables to the Electricity Grid, a fundamental shift has occurred within the European renewable energy policy world. (...) As the time table of the Single Market (SEM) moves closer, it has become clear that renewable energy policy is expected to be complementary to the principle of a SEM.” (Mitchell und Anderson 2000: 25-26)¹⁰²

Die Autoren identifizierten die Publikationen und Stellungnahmen der Europäischen Kommission aus dem Jahr 1998 als „key driver“ für die Auswahl des Instruments zur Förderung erneuerbarer Energien in Großbritannien, aber auch in anderen Ländern (Mitchell und Anderson 2000: 26). Einen ähnlichen expliziten Bezug auf die Koordinationsbemühungen der Europäischen Kommission enthält die von der niederländischen Regierung in Auftrag gegebene Studie. Ihre Empfehlung eine Quote einzuführen begründen die Autoren mit den politischen und wirtschaftlichen Entwicklungen auf der europäischen Ebene:

“An internal EU energy market will generate demand for trade in renewable energy. The experience currently being gained with the trade in green labels and ultimately perhaps also with renewable certificates will give the Netherlands a head start within the European Union.” (van Beek und Benner 1998: 88)

Auch die dänischen Akteure antizipierten die mögliche Entwicklung auf europäischer Ebene – selbst wenn sie diese nicht unbedingt begrüßten und sich eher der europäischen Entwicklung notgedrungen fügten. So erwartete der dänische Verband der Windkraftanlagenhersteller, dass

„es in den nächsten fünf bis zehn Jahren zu einer weiteren Liberalisierung des europäischen Elektrizitätsmarktes kommen wird. Mit Instrumenten wie Zertifikatshandel oder Ausschreibungsrunden wird sich der Trend zu marktkonformen Mechanismen dann fort-

¹⁰² Zu einer ähnlichen Schlussfolgerung gelangt die irische Regierung. Die Renewable Energy Strategy Group der Regierung Irlands, die bisher zwar noch keines der Modelle verabschiedete, forderte die Einbeziehung internationaler Entwicklungen - insbesondere die Vorstellungen der Europäischen Kommission zur Harmonisierung nationaler Fördersysteme (Ireland 2000: 29).

setzen.“ (Christian Kjaer, Sprecher des dänischen Verbandes der Windkraftanlagenhersteller, zitiert in Ruby 2001)

Übereinstimmend mit diesen Erwartungen entschied sich die dänische Regierung, eine Quote einzuführen: “The Danish government expressed its desire to go in front in order to influence the operational rules of the model that it believed would be the future choice for the EU.” (Meyer 2003: 604)

Diese Einzelbeispiele unterstützen die Interpretation Laubers, der mit Blick auf die Entwicklungen auf der europäischen Ebene und ihrem Einfluss auf nationale Entscheidungen zur Einführung von Quoten insgesamt schlussfolgert:

„Parallel to the discussions of RECs in the preparation of the EU directive, several states prepared such systems at the domestic level, on the assumption that this was the best market approach and with the expectation that a European market for RECs would develop in near future (sic!).“ (Lauber 2001: 8)

Neben diesen Einzelbeispielen deutet auch der Ausbreitungsverlauf auf einen engen Zusammenhang zwischen den einzelnen nationalen Entscheidungen hin. So begann die Ausbreitung der Quotenmodelle im selben Jahr, in dem verschiedene Akteure auf internationaler und insbesondere europäischer Ebene sich zum einen eindeutig zugunsten der Einführung und der Anwendung dieses Steuerungsmechanismus positionierten und zum anderen anfangen, direkt oder indirekt die Überlegenheit dieses Modells im Vergleich zu den bestehenden Alternativen in die Nationalstaaten zu kommunizieren. 1998 entschied das Europäische Parlament, die Einführung einer europaweiten Einspeisevergütung abzulehnen. Zugleich schlug die Europäische Kommission vor, die nationalen Politiken auf der Grundlage eines europaweiten Quotenmodells zu harmonisieren. Zusammen sendeten die Entscheidung des Europäischen Parlaments und der Vorschlag der Europäischen Kommission zunächst das politische Signal an Mitgliedstaaten der EU, dass wichtige europäische Institutionen Quoten und nicht Einspeisevergütungen als das Modell der Zukunft und der europäischen Harmonisierung betrachteten.

Die Verhandlungen über eine Richtlinie, die 1998 mit der Veröffentlichung des ersten Richtlinienentwurfes begannen, trugen zu einer politischen Unsicherheit unter denjenigen Ländern bei, die eine Einspeisevergütung verabschiedet hatten oder planten dieses Instrument anzuwenden. Bis zur Verabschiedung der Richtlinie im Jahr 2001 blieb es unklar, ob sich die Europäische Kommission mit ihrer Position durchsetzen könnte, Einspeisevergütungen zu verbieten und ein europaweites Quotenmodell einzuführen. Hätte sich die Europäische Kommission mit diesem Vorschlag durchgesetzt, hätten die Länder, die dieses Instrument zur Förderung erneuerbarer Energien einsetzten, es mittelfristig durch eine Quote ersetzen müssen.¹⁰³ Darüber hinaus bestand in den Mitgliedstaaten der EU rechtliche Unsicherheit über

¹⁰³ Auch die schließlich verabschiedete Richtlinie hält an den zentralen Bewertungskriterien der Markt- und Wettbewerbskonformität fest, die bereits 1998 dazu führten, Quotenmodelle anstatt Einspeisevergütungen als Modell der europäischen Harmonisierung zu betrachten. Auf der Grundlage dieser Kriterien sollen die nationalen Fördersysteme 2005 evaluiert

die Zukunft dieses Instruments, solange der EuGH kein Urteil über die Zulässigkeit von Einspeisevergütungen gefällt hatte, mit der er sich von 1998 bis 2001 beschäftigte. Diese Unsicherheit hielt Länder möglicherweise davon ab, Einspeisevergütungen einzuführen. Denn bei einem Urteil, das Einspeisevergütungen als Subventionen und einen Verstoß gegen europäisches Wettbewerbsrecht eingestuft hätte, müssten vor oder nach Beginn des Prozesses eingeführte Einspeisevergütungen möglicherweise grundlegend modifiziert oder ganz abgeschafft werden.

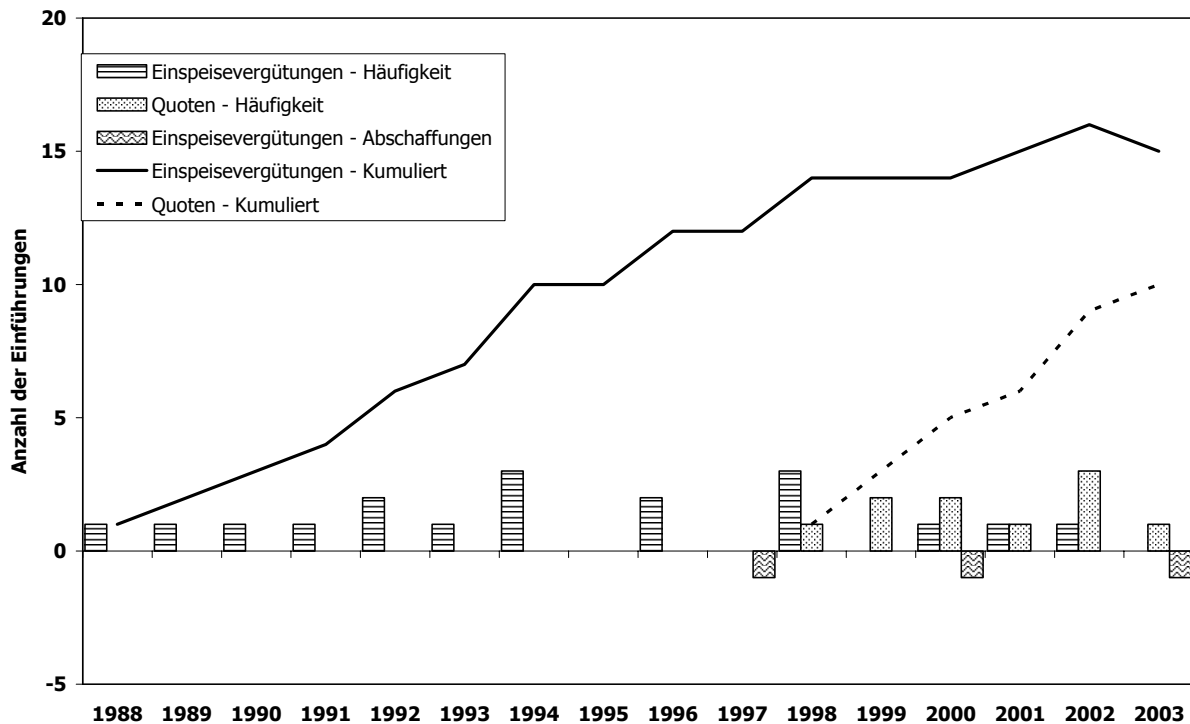
Während also eine zunehmende internationale Institutionalisierung der Politikkoordination zunächst die Ausbreitung von Quotenmodellen begünstigte, trug die weiterhin bestehende Konkurrenz zwischen dem Modell der Einspeisevergütung und dem Quotenmodell und die Unsicherheit über die Entscheidung des EuGH zur Verunsicherung nationaler Entscheidungsträger über die Zukunft von Einspeisevergütungen als Instrument zur Förderung erneuerbarer Energien in der EU bei. Insgesamt legt der Vergleich beider Ausbreitungsprozesse die Vermutung nahe, dass die Kombination aus politischer und rechtlicher Unsicherheit über die Zukunft von Einspeisevergütungen und die internationale Favorisierung von Quoten beide Ausbreitungsprozesse beeinflussten (siehe Abb. 46). Quoten breiteten sich im Zeitraum von 1999 bis 2003 schneller aus als die Einspeisevergütungen. So entschieden sich acht, davon sechs europäische Länder (1,7 Einführungen pro Jahr) für Quoten. Nur drei Länder (0,6 Einführungen pro Jahr) entschieden sich in diesem Zeitraum für eine Einspeisevergütung. Gleichzeitig verlangsamte sich, wie bereits erwähnt, die Ausbreitung von Einspeisevergütungen auch im Vergleich zu früheren Phasen ihrer internationalen Ausbreitung. Der Unterschied zwischen beiden Ausbreitungsverläufen fällt noch deutlicher aus, berücksichtigt man geplante bzw. angekündigte Einführungen von Quoten und umgesetzte bzw. angekündigte Abschaffungen von Einspeisevergütungen (siehe Abb. 45).

Einige Länder ersetzten Einspeisevergütungen durch Quoten. Bereits 1998 ließ Italien die Verordnung, die Einspeisevergütungen vorschrieb, ohne Verlängerung auslaufen und führte zwei Jahre später dann eine Quote ein. Die schwedische Regierung ersetzte 2003 entsprechend ihrer Ankündigung aus dem Jahr 2000 ihre Einspeisevergütung mit einer Quote. Polen ersetzte im Jahr 2000 seine Einspeisevergütung durch eine Quote. Dänemark wendet zwar immer noch die Einspeisevergütung an, nahm aber bereits im Jahr 2000 die Quote in das neue Stromgesetz auf, setzte sie allerdings bisher noch nicht in Kraft. Bislang scheiterte dieses Vorhaben an Schwierigkeiten bei der Implementation der Quote. Ausschlaggebend für diese Entscheidung waren die europäischen Entwicklungen: "The Danish government was inspired to make this shift by an expectation that the certificates trading model would be the standard at the EU level." (Meyer 2003: 600) Im Oktober 2002 kündigte die spanische Regie-

werden, um die Entscheidung vorzubereiten, welches Modell schließlich 2012 europaweit eingeführt werden soll (2001/77/EG).

rung an, die Einspeisevergütungen für Strom aus erneuerbaren Energien auslaufen zu lassen und durch ein Quotenmodell mit Zertifikathandel zu ersetzen, das ähnlich den britischen Regelungen gestaltet werden soll. Mittlerweile hat Spanien allerdings die bestehende Einspeisevergütung novelliert. Nachdem Flandern (2000) und Wallonien (2001) in Belgien auf der regionalen Ebene Quotenmodelle einführten, begann die belgische Regierung 2001, Verordnungen für die Einführung einer nationalen Quote zu entwerfen (Palmers 2001: 18 und 21). Irland arbeitet ebenso an einem Entwurf zur Einführung einer Quote (IntraCert 2000: 97). Das norwegische Ministerium für Energie bereitet eine Quote und Zertifikatenhandel vor, nachdem es dazu vom norwegischen Parlament aufgefordert wurde (Presseerklärung des norwegischen Energieministeriums, Press release 121/02, 01.11.02).

Abb. 45 Vergleich der Einführungen von Einspeisevergütungen und Quotenmodellen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



Quelle: Eigene Datenerhebung

Angesichts dieser Parallelen in den Ausbreitungsverläufen, der Institutionalisierung des Politiktransfers zugunsten von Quotenmodellen und den anderen europäischen Entwicklungen zuungunsten der Einspeisevergütungen, erscheint es plausibel, einen Zusammenhang zwischen diesen Entwicklungen und den Besonderheiten in der Ausbreitung der Einspeisevergütung sowie den Unterschieden in der Ausbreitung von Quoten und Einspeisevergütungen anzunehmen. Nichtsdestotrotz bestehen alternative Erklärungen, die im Folgenden diskutiert werden sollen, um die Relevanz der vorangegangenen Interpretation besser einschätzen zu können.

7.2.5.2 Alternative Erklärungen

Problemdruck und nationaler Kontext

Einspeisevergütungen und Quoten wenden sich ein und denselben Problembereichen zu. Auf der einen Seite soll die Anwendung dieser Instrumente dazu beitragen, die Emissionen von klimaschädlichen Treibhausgasen zu reduzieren, die bei der Umwandlung fossiler Energieträger entstehen. Auf der anderen Seite versuchen nationale Regierungen durch einen Ausbau der erneuerbaren Energieträger die Abhängigkeit ihrer Wirtschaft von Rohstoffimporten zu reduzieren und die Verlässlichkeit der Energieversorgung zu erhöhen.

Der diesbezügliche Problemdruck variiert von Land zu Land. So bestehen in einigen Ländern bessere Chancen, diese energie- und umweltpolitischen Herausforderungen zu thematisieren und auf die nationale politische Agenda zu bringen. Zudem beeinflussen natürlich die Strukturen der nationalen Energieversorgung die Entscheidungen, ob erneuerbare Energien gefördert werden oder nicht. Länder mit einem geringen Anteil erneuerbarer Energieträger an der nationalen Stromversorgung und einer hohen Abhängigkeit von Rohstoffimporten versuchen sicherlich eher, einen Ausbau erneuerbarer Energieträger durch geeignete Maßnahmen zu fördern, als Länder, die schon eine große Menge Strom mit erneuerbaren Energieträgern produzieren bzw. deren Abhängigkeit von Rohstoffimporten zur Energieproduktion relativ gering ist. Genauso ist es wahrscheinlicher, dass Länder mit ehrgeizigen klimapolitischen Zielen, z.B. einer deutlichen Reduktion klimaschädlicher Treibhausgase, politische Maßnahmen zur Förderung erneuerbarer Energieträger verabschieden, als Länder, die dem Schutz des Klimas und der Reduktion von Treibhausgasen weniger Bedeutung beimessen.

Während diese Unterschiede zwar Aussagen zulassen über die grundsätzliche Neigung von Staaten, erneuerbare Energieträger zu fördern, erlauben sie keine Schlussfolgerungen darüber, welches Instrument die nationalen Entscheidungsträger schließlich auswählen, um ihre Ziele zu verwirklichen. Demzufolge können sie auch nicht die unterschiedlichen Ausbreitungsverläufe von Quoten und Einspeisevergütungen oder die Verlangsamung der internationalen Ausbreitung von Einspeisevergütungen nach 1998 erklären.

Politische Machbarkeit

Die politische Machbarkeit hängt zum einen von der Macht der Steuerungsadressaten ab, die sich für oder gegen die Einführung eines bestimmten Instruments richten kann, und zum anderen von der Konfliktrichtigkeit der Instrumente.

Das Ziel der Einspeisevergütungen und Quoten, den Anteil erneuerbarer Energieträger an der Stromproduktion zu erhöhen, löst zwei grundlegende Prozesse aus, die zu politischen Konflikten führen können. Zum einen reduziert eine Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger den Anteil konventioneller Energieträger, die zur Stromproduktion eingesetzt

werden. Zum anderen geht mit einem Ausbau der erneuerbaren Energieträger meistens eine Umstrukturierung der Energieversorgung insgesamt einher. Bisher prägte eine vergleichsweise zentrale Struktur – gekennzeichnet durch große Kraftwerke und ein zentralisiertes, flächendeckendes Netz zur Stromversorgung – die Energieversorgung der hier untersuchten Länder. Die breite Einführung erneuerbarer Energien kann diese Struktur verändern – hin zu einer dezentralen Stromversorgung durch viele kleine Anlagen zur Energieerzeugung ohne ein flächendeckendes und zusammenhängendes Netz zur Stromversorgung.

Das Ausmaß der Verdrängung konventioneller Energieträger und des Strukturwandels und damit auch das Ausmaß des zu erwartenden politischen Widerstands der Betroffenen hängen von der Reichweite der Ziele in der Förderung erneuerbarer Energien ab. Keines der beiden Instrumente weist per se eine größere oder geringere Reichweite bzw. ein größeres Ausmaß an Verdrängung und Umstrukturierung auf. Je nach Höhe der festgelegten Quote bzw. des Mindestpreises variiert auch die Intensität des daraus resultierenden Verdrängungsprozesses und Strukturwandels. Formuliert die nationale Regierung etwa für das Quotenmodell moderate oder geringfügige Ziele zur Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien oder legt sie bei Einspeisevergütungen eher niedrige Mindestpreise fest, resultiert daraus ein geringerer Druck zur Umstrukturierung der Energieversorgung und verstärkter Nutzung erneuerbarer Energieträger als mit ehrgeizigeren Zielen und höheren Mindestpreisen. Keines der beiden Instrumente kann daher pauschal ein höheres Konfliktpotenzial zugeordnet werden, das sich auf die Geschwindigkeit der Ausbreitung auswirken könnte.

Von einer Einspeisevergütung bzw. einer Quote ist vor allem die Energiewirtschaft betroffen, die sich hier in zwei Gruppen aufteilen lässt. Auf der einen Seite die konventionelle Energiewirtschaft bestehend aus großen Unternehmen, die kein spezifisches Interesse an der Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger an der Stromproduktion haben, da sie eine breite Palette an anderen, überwiegend konventionellen Energieträgern zur Produktion von Strom einsetzen. Auf der anderen Seite kleine bis mittelständische Energieunternehmen und -produzenten, die in der Stromproduktion ausschließlich erneuerbare Energieträger einsetzen und daher an einer Förderung der Stromproduktion aus erneuerbaren Energieträgern grundsätzlich mehr interessiert sind als die konventionelle Energiewirtschaft.

Negativ betroffen von dem Strukturwandel und einem erhöhten Anteil erneuerbarer Energieträger an der Stromproduktion wären in erster Linie die konventionellen Energieunternehmen, von denen in der Konsequenz politischer Widerstand gegen die eine oder andere Maßnahme zu erwarten ist. In den meisten Ländern verfügt die konventionelle Energiewirtschaft über einen beträchtlichen Einfluss auf (energie-)politische Entscheidungen. Staat und konventionelle Energiewirtschaft sind oder waren in den meisten Ländern stark miteinander verflochten, befanden sich die großen Energieversorgungsunternehmen doch oft in Besitz der öffentlichen Hand oder verfügten über nationale Monopole oder zumindest Gebietsmo-

nopole. Energiepolitische Studien identifizierten den daraus resultierenden Einfluss der konventionellen Energiewirtschaft und ihrer Verbände als einen maßgeblichen Faktor, der es den politischen Entscheidungsträgern erschwerte, von diesen abgelehnte Maßnahmen gegen ihren Widerstand umzusetzen (Mez 1998; Reiche 2003: 123ff).

Grundsätzlich könnte eine derartige Umstrukturierung der Energieversorgung zunächst die Marktstellung konventioneller Energieunternehmen schwächen, da der Wettbewerb mit kleinen und mittleren Stromproduzenten sowie die Bedeutung erneuerbarer Energieträger gegenüber konventionellen Energieträgern zunehmen. Im Zuge dieser Entwicklung könnten die konventionellen Energieunternehmen Marktanteile an neue Akteure in der Energiewirtschaft oder ihre Konkurrenten verlieren, sofern sie nicht selbst erfolgreich im Marktsegment der erneuerbaren Energien expandieren.

Dennoch richtet sich der politische Widerstand der konventionellen Energieunternehmen nicht grundsätzlich gegen jede Art der Förderung erneuerbarer Energieträger. Ein Ausbau der Stromproduktion durch erneuerbare Energieträger wird in der Regel auch von der traditionellen Energiewirtschaft als wichtiger Beitrag zur notwendigen Diversifizierung der Energiequellen und Verbesserung der Energieversorgungssicherheit betrachtet. Vielmehr richtet sich der Widerstand gegen bestimmte Fördermechanismen – insbesondere solche, die wie die Einspeisevergütungen aus der Sicht der konventionellen Energiewirtschaft zu steigenden Kosten führen und von denen sie nicht profitieren.

Konventionelle Energieunternehmen lehnen in der Regel deswegen die Einführung von Einspeisevergütungen ab. Zunächst begründen sie dies mit aus ihrer Sicht nicht akzeptablen und ungerechtfertigten Kostensteigerungen durch Einspeisevergütungen und ihrer mangelnden Marktkonformität.¹⁰⁴ Der Einführung eines Quotenmodells stehen sie weniger skeptisch gegenüber. Eine solche Maßnahme biete der Energiewirtschaft die Flexibilität und den Handlungsspielraum, nach den kostengünstigsten Alternativen zur Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien an der Stromproduktion zu suchen und diese umzusetzen, anstatt Preise zu bezahlen, auf deren Entstehung sie so gut wie keinen Einfluss haben.

Potenzielle Gewinner einer Umstrukturierung und der Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger an der Stromproduktion sind insbesondere Energieunternehmen und -produzenten von Strom aus erneuerbaren Energieträgern. Diese Akteure begannen in den meisten Ländern erst seit Anfang der neunziger Jahre, am Markt aufzutreten und sich in

¹⁰⁴ So beispielsweise der Verband der Europäischen Elektrizitätsindustrie in einer Stellungnahme (EURELECTRIC 1999: 4-5). Die deutsche Energiewirtschaft versuchte auf verschiedenen Wegen, das Stromeinspeisungsgesetz, das Mindestpreise für Strom aus erneuerbaren Energien festlegte, und dessen Nachfolger das Erneuerbare-Energien-Gesetz zu verhindern. Schon im April 1987 – drei Jahre vor seiner Verabschiedung – mobilisierte die Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (VDEW), ein Interessenverband der Energiewirtschaft, gegen das Stromeinspeisungsgesetz mit der Begründung, das Ende der Zahlungsbereitschaft sei erreicht (Bechberger 2000: 5; REALM 1999: 67). Gegen das Erneuerbare-Energien-Gesetz reichte ein Unternehmen der deutschen Energiewirtschaft Klage am Europäischen Gerichtshof (EuGH) ein (siehe Abschnitt 7.2.4.2).

Verbänden zu organisieren. Die heterogene Struktur, die diesen Wirtschaftssektor charakterisiert, verhindert bzw. erschwert eine ähnlich effektive und politische einflussreiche Interessenorganisation und -vertretung wie die der konventionellen Energiewirtschaft. Zudem ist die Einstellung dieser Akteure zu Quotenmodellen oder Einspeisevergütungen uneinheitlich. In einigen Ländern favorisieren entsprechende Interessenverbände die Einführung der Quotenmodelle, in anderen bevorzugen sie die Gewährleistung eines Mindestpreises über die Einspeisevergütung.¹⁰⁵

Die Konflikthaftigkeit der Förderung erneuerbarer Energieträger entzündet sich also insgesamt weniger an der grundsätzlichen Frage, *ob* erneuerbare Energien gefördert werden sollen. Vielmehr konzentriert sich die politische Auseinandersetzung zwischen Befürwortern und Gegnern auf die Frage, *wie*, d.h. mit welchem Instrument bzw. welchen Instrumenten und mit welcher Intensität bzw. Reichweite, der Anteil erneuerbarer Energieträger an der Stromproduktion gesteigert werden soll und kann. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die Einführung einer Einspeisevergütung auf vergleichsweise mehr politischen Widerstand aus der einflussreichen konventionellen Energiewirtschaft trifft als die Verabschiedung eines Quotenmodells.

Insgesamt könnte sich dies zwar negativ auf die Ausbreitung von Einspeisevergütungen auswirken. Allerdings hängt der Widerstand eben nicht nur von der Wahl des Instruments ab, sondern auch von der Reichweite der Umstrukturierung, die damit induziert werden soll. Zudem tragen diese Unterschiede nicht dazu bei, die Gründe für die Verlangsamung der Ausbreitung von Einspeisevergütungen nach 1998 zu erhellen. Schließlich bleibt die politische Machbarkeit (beider Instrumente) über den Zeitraum der Ausbreitung konstant, so dass keine Unterschiede zu erwarten sind, die die Verlangsamung erklären könnten.

The problem of fit: Wettbewerb, internationaler Handel und Marktkonformität

Im Zuge der Liberalisierung des europäischen Elektrizitätsmarktes gewannen Kriterien wie die Gewährleistung eines fairen und gleichberechtigten Wettbewerbs zwischen unterschiedlichen Energieträgern, die Möglichkeit des internationalen Handels sowie die Konformität mit marktwirtschaftlichen Prinzipien bei der Beurteilung energiepolitischer Instrumente an Bedeutung. Bis zur Liberalisierung war Energiepolitik eine nationale Angelegenheit, bei der grenzüberschreitender Handel und Wettbewerb kaum eine Rolle spielte. Die Liberalisierung des europäischen Elektrizitätsmarktes führte jedoch zu einer Europäisierung der Energiepolitik, die eine stärkere Berücksichtigung von Implikationen energiepolitischer Instrumente für den Wettbewerb und den internationalen Handel beinhaltete.

¹⁰⁵ Dies zeigen deutlich die Auseinandersetzungen innerhalb der European Wind Energy Association (EWEA), dem europäischen Verband für erneuerbare Energien, der im Zuge der europäischen Debatte zur Förderung erneuerbarer Energien auf Drängen der britischen Interessenverbände das Quotenmodell und später, als sich die spanischen, deutschen und dänischen Interessenverbände durchgesetzt hatten, Einspeisevergütungen favorisierte.

Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Eigenschaften von Quoten und Einspeisevergütungen im Hinblick auf diese drei Dimensionen sowie ihre Folgen für den Wettbewerb und internationalen Handel in zunehmenden Maße in nationale Entscheidungen zumindest in europäischen Nationalstaaten einfließen, welches der beiden Modelle eingeführt werden soll (für einen generellen Überblick zu den diesbezüglichen Eigenschaften beider Instrumente siehe Haas, Wohlgemuth und Huber 2001; Ackermann, Andersson und Soder 2001). Die Bewertung der Europäischen Kommission, inwieweit Einspeisevergütungen und Quoten kompatibel mit diesen Kriterien sind, kann als besonders einflussreich betrachtet werden, da mit der Liberalisierung des europäischen Binnenelektrizitätsmarktes die Europäische Kommission als energiepolitischer Akteur auf der europäischen Ebene zunehmend an Bedeutung gewann. Und selbst wenn ihre Einschätzungen nicht von allen beteiligten Akteuren geteilt werden (zur Kritik siehe Hvelplund 2001a; Meyer 2003; Schaeffer et al. 1999), so dominierten sie doch den europäischen Diskurs über das geeignete Instrument zur Förderung erneuerbarer Energien (Hvelplund 2001b).

Insbesondere Einspeisevergütungen steht die Europäische Kommission ablehnend gegenüber. Im Einzelnen richtet sich die Kritik der Europäischen Kommission an Einspeisevergütungen auf den fehlenden Anreiz zum Wettbewerb zwischen den Energieerzeugern, der Preissenkungen und Innovationen verhindere. Zudem könnten durch unterschiedliche nationale Tarife Schwierigkeiten entstehen, Strom aus erneuerbaren Energien international zu handeln. Schließlich bestünde die Gefahr, dass Einspeisevergütungen gegen europäisches Wettbewerbs- und Handelsrecht verstoßen, so dass sie möglicherweise vor europäischen Gerichten angefochten würden (European Commission 1998a: 15-16).

Quotenmodelle hingegen schätzt die Europäische Kommission grundsätzlich als wettbewerbs- und marktkonform ein. Sie gewährleisten Wettbewerb zwischen Energieerzeugern, der Innovationen und Preissenkungen auslösen kann und somit auch dazu beiträgt, dass die Stromproduktion durch erneuerbare Energieträger früher die Konkurrenzfähigkeit gegenüber der Stromproduktion durch konventionelle Energieträger erlangt (European Commission 1998a: 8-9). Und Zertifikate für Strom aus erneuerbaren Energien können international gehandelt werden. Folgerichtig unterstützte die Europäische Kommission die dänische Regierung bei der Entwicklung ihres Quotenmodells (Lauber 2001: 11).

Folgt man dieser dominierenden Argumentation, begünstigt die Liberalisierung des europäischen Elektrizitätsmarktes eher die Einführung von Quoten als die von Einspeisevergütungen. Die Liberalisierung verstärkte also noch die günstigen Bedingungen für die Ausbreitung von Quoten und die ungünstigen Bedingungen für die Ausbreitung von Einspeisevergütungen, die schon durch die internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion der Quoten entstanden waren.

7.2.6 Zusammenfassung: Institutionalisierung mit Nebenwirkungen

Insgesamt lassen sich die Politikeinführungen weder der Quoten noch der Einspeisevergütungen ausschließlich auf zufällige und unkoordinierte, aber identische Reaktionen auf ähnlich wahrgenommene Handlungsnotwendigkeiten und Problemwahrnehmungen zurückführen. Ebenso wenig ist die Ausbreitung das Resultat koordinierten Verhaltens, sprich der Umsetzung einer multilateralen Vereinbarung. Beide Prozesse weisen ohne Zweifel Merkmale auf, die Diffusionsprozesse auszeichnen und sie von anderen Prozessen abgrenzen, die zur Ausbreitung von Politiken beitragen können.

Die Ausbreitung der Einspeisevergütungen lässt sich am besten als direkte Politikdiffusion beschreiben, geprägt durch Informationsaustausch zwischen den Nationalstaaten. Für einen beträchtlichen Anteil der Länder, die eine Einspeisevergütung einführten, ließ sich zeigen, dass die Entscheidungsträger bzw. die zuständigen Administrationen oft im Vorfeld der Einführung des einen oder anderen Modells

- die in anderen Ländern implementierten Modelle untersuchten, um ihre eigenen Maßnahmen daran zu orientieren; und/oder
- sich in ihren Entscheidungen explizit auf Erfahrungen im Ausland bezogen.

Während der Ausbreitung von Quoten dominierte die institutionalisierte Politikdiffusion, die sich auch in den nationalen Entscheidungen niederschlug. Die Einführungen der Quotenmodelle fielen in einen Zeitraum,

- in der sich der Informationsaustausch über Quoten intensivierte,
- in dem die Rahmenbedingungen des und die dominierenden, vor allem wirtschaftspolitischen Paradigmen im internationalen System die Einführung von Quoten begünstigten, und
- in dem sich insbesondere die Europäische Kommission und RECS im europäischen Raum für die Einführung von Quoten einsetzten.

Zwischen beiden Ausbreitungsprozessen konnten Wechselwirkungen festgestellt werden. So verlangsamt sich der Ausbreitungsprozess von Einspeisevergütungen erst mit dem Beginn der Umsetzung und der Institutionalisierung der Politikdiffusion des alternativen Modells der Quoten. In anderen Worten, der Ausbreitungsprozess der Quoten, der überwiegend auf einer internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion beruhte, verdrängte den Ausbreitungsprozess der Einspeisevergütungen, den vor allem die direkte Politikdiffusion kennzeichnete.

Die Auffälligkeiten und Unterschiede in der Ausbreitung von Einspeisevergütungen und Quotenmodellen lassen sich zwar vor allem auf die Institutionalisierung der Politikdiffusion zurückführen. Allerdings beeinflussten auch die anderen europäischen oder internationalen Entwicklungen beide Ausbreitungsverläufe. Die Diskussion verschiedener Erklärungen zeigt

te, dass sich die Verlangsamung der Ausbreitung der Einspeisevergütungen und die gleichzeitig schnellere Ausbreitung von Quoten aus einem Zusammenspiel der Liberalisierung des europäischen Binnenmarktes für Elektrizität, der vorherrschenden Marktideologie, der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion und den ungünstigen Rahmenbedingungen für die Ausbreitung von Einspeisevergütungen erklären lassen. Insgesamt bildeten die politischen und rechtlichen Unsicherheiten, die angesichts der Entwicklungen auf der europäischen Ebene entstanden, das entscheidende Hemmnis zur Ausbreitung von Einspeisevergütungen und begünstigten gleichzeitig die Ausbreitung der Quoten.

Diese Auswirkungen der Institutionalisierung der Politikdiffusion und der anderen internationalen Entwicklungen stehen in engem Zusammenhang mit den unterschiedlichen Eigenschaften der Quoten und Einspeisevergütungen. Zusätzlich zu der Institutionalisierung der Politikdiffusion spielte die Kompatibilität der Politiken mit den vorherrschenden (wirtschafts-)politischen Beurteilungskriterien eine entscheidende Rolle in der Ausbreitung von Einspeisevergütungen und Quoten. Angesichts der Liberalisierung des europäischen Elektrizitätsmarktes gewannen insbesondere die Implikationen der Instrumente für den internationalen Handel, ihre Eignung Wettbewerb auszulösen und ihre Konformität mit marktwirtschaftlichen Prinzipien an Bedeutung. Die Quoten, die als kompatibler mit den vorherrschenden Paradigmen wahrgenommen werden, breiteten sich schneller aus als das alternative Modell der Einspeisevergütungen, deren Kompatibilität von entscheidenden Akteuren kritischer gesehen wurde. Zudem müssen nationale Entscheidungsträger bei der Einführung von Einspeisevergütungen mit mehr Widerstand der einflussreichen konventionellen Energiewirtschaft rechnen als bei der Einführung von Quoten.

Unter bestimmten Bedingungen beeinflusst demzufolge die Ausbreitung einer Politik in ein- und demselben Politikfeld die Ausbreitung einer anderen Politik, die zwar das gleiche Ziel aber auf unterschiedliche Art und Weise verfolgt. Kurzum, Ausbreitungsprozesse können miteinander interagieren und konkurrieren.

8 Umweltlabels und Umweltstandards

8.1 Umweltzeichen¹⁰⁶

8.1.1 Charakteristika der Politikinnovation

Die amerikanische EPA definiert Umweltzeichen als „the practice of labelling products based on a wide range of environmental considerations in order to make relevant information available to consumers“ (EPA 1998: 5). Mit der Einführung von Umweltzeichen versuchen Län-

¹⁰⁶ Dieser Abschnitt basiert weitgehend auf den Studien von Kern et al. (2001), Landmann (1998) und Tews, Busch und Jörgens (2003).

der, umweltbewusstes Verbraucherverhalten zu ermöglichen und gleichzeitig das Nachfrageverhalten zu nutzen, um den Anteil umweltverträglicher Produkte auf den Märkten zu erhöhen. Umweltzeichen stellen Verbrauchern Informationen über umweltrelevante Eigenschaften von Produkten zur Verfügung, die diese in ihren Kaufentscheidungen berücksichtigen können. Wirkungen entfalten Umweltzeichen also nur im Zusammenspiel mit umweltbewusstem Kaufverhalten. Steigt die Nachfrage nach Produkten, die sich durch ihre Umweltverträglichkeit auszeichnen, kann dies zu Veränderungen in der Angebotsstruktur führen (Sitarz 1998: 40). Hersteller konkurrieren dann nicht mehr nur über den Preis und die Qualität. In zunehmendem Maße müssen sie ihre Produkte den ökologischen Präferenzen der Verbraucher anpassen, um sich im Wettbewerb gegenüber anderen Produkten durchzusetzen (siehe ausführlich zu den Zielen und Wirkungsmechanismen von Umweltzeichen Landmann 1998: 36-51; EPA 1998: 9-14).

Umweltzeichen können auf verschiedene Art und Weise über die umweltrelevanten Eigenschaften von Produkten informieren. Sie können eine Warnung enthalten, d.h. sie richten die Aufmerksamkeit des Verbrauchers auf die negativen ökologischen Eigenschaften eines Produktes, sie können die positiven Merkmale des Produktes hervorheben oder die Informationen neutral bereitstellen, ohne eine Bewertung oder Beurteilung vorzunehmen, so dass die Interpretation dem Verbraucher obliegt (EPA 1998: 9).

Unterschiede zwischen Umweltzeichen bestehen einerseits in der Art des Zertifizierungsverfahrens und andererseits in der Offenheit des Umweltzeichensystems für unterschiedliche Produktgruppen. So existieren neben den staatlich organisierten Umweltzeichen, die von unabhängigen Dritten nach vorher festgelegten Kriterien vergeben werden, auch private Umweltzeichen einzelner Hersteller oder Herstellerverbände, bei denen die Zertifizierung und Auswahl der bereitgestellten Information alleine dem Hersteller obliegt (Landmann 1998). Ebenso existieren neben allgemeinen Umweltzeichensystemen, die grundsätzlich für eine Vielzahl von Produktgruppen offen sind, auch Umweltzeichen, die ausschließlich auf die Zertifizierung einer bestimmten Umwelteigenschaft einzelner Produkte abzielen. Ein Beispiel für solche produktspezifischen Labels ist die Energieverbrauchskennzeichnung für Kühlschränke und Tiefkühltruhen (siehe Abschnitt 8.2).

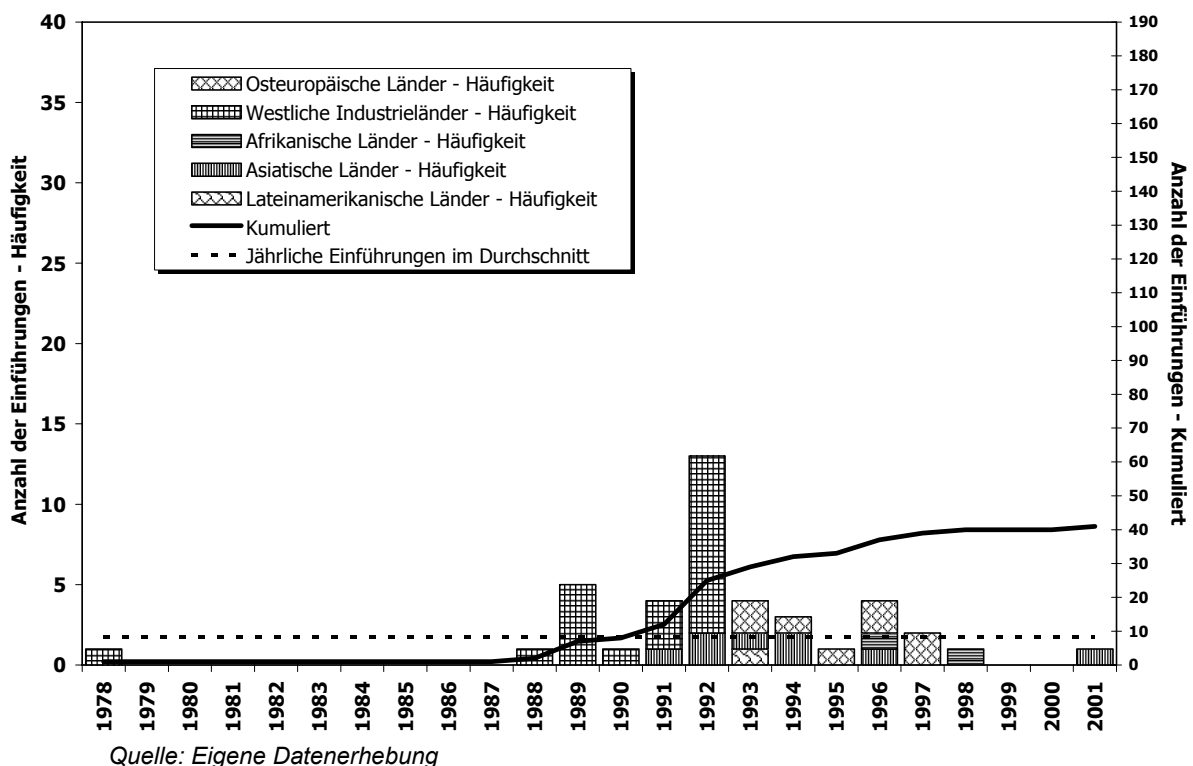
Diese Studie erfasst ausschließlich produktgruppenübergreifende Umweltzeichensysteme, bei denen die Zertifizierung von einer unabhängigen Institution nach gesetzlich festgelegten Kriterien vorgenommen wird.

8.1.2 Verlauf der Ausbreitung

Das erste nationale Umweltzeichensystem wurde 1978 in Deutschland eingeführt. Obwohl der Blaue Engel in einigen Produktgruppen große Akzeptanz sowohl bei den Herstellern als auch bei den Konsumenten fand, folgte zunächst kein Land dem deutschen Beispiel. Erst

1988 beschloss Kanada als weltweit zweites Land die Einführung eines produktübergreifenden Umweltzeichens. Bereits im Jahr 1989 beschleunigte sich jedoch die Ausbreitung und lag mit fünf Einführungen (Japan, Finnland, Island, Norwegen und Schweden) erstmals über dem langjährigen Durchschnitt. Am deutlichsten nahm die Geschwindigkeit der Ausbreitung jedoch in den Jahren 1991 bis 1994 zu. In diesem kurzen Zeitraum wurden mit insgesamt 24 Einführungen mehr als die Hälfte aller 41 im Jahr 2001 existierenden nationalen Umweltzeichensysteme beschlossen. Der Höhepunkt der Beschleunigung fällt mit insgesamt dreizehn Einführungen auf das Jahr 1992. In der zweiten Hälfte der neunziger Jahre verlangsamte sich die Ausbreitung dann deutlich (siehe Abb. 46).

Abb. 46 Einführungen von Umweltzeichen weltweit



8.1.3 Interpretation

Bei der Betrachtung des Ausbreitungsverlaufs fällt insbesondere die explosionsartige Beschleunigung zu Beginn der neunziger Jahre auf, die zu Beginn fast ausschließlich von den Mitgliedstaaten der EU getragen wurde. Erst in den Jahren nach 1992 breiteten sich nationale Umweltzeichensysteme auch außerhalb der EU und dort vor allem in Osteuropa und Asien aus.

Die beiden auffälligsten Beschleunigungen der Ausbreitung von Umweltzeichen in den Jahren 1989 und 1992 lassen sich jeweils auf Prozesse der internationalen Politikharmonisie-

zung zurückführen (siehe Abb. 47). So beschloss der Nordische Rat¹⁰⁷ im Jahr 1989 das Umweltzeichen Nordic Swan, das im selben Jahr vier der fünf skandinavischen Länder (Finnland, Island, Norwegen und Schweden) in die Praxis umsetzten. 1992 beschloss der Europäische Rat die Verordnung 880/92/EWG über ein gemeinschaftliches System zur Vergabe eines Umweltzeichens. Die Verordnung, die die so genannte European Flower einführt und Kriterien für die Vergabe dieses Umweltzeichens aufstellte, musste von den EU-Mitgliedstaaten umgehend in nationales Recht umgesetzt werden. Bereits bestehende Umweltzeichen blieben von dieser Richtlinie insofern unberührt, als dass nationale Umweltzeichen parallel zum europäischen Label weiterexistieren konnten.¹⁰⁸

Ähnlich wie in den anderen Fällen, in denen Richtlinien oder Verordnungen der EU vorlagen, entfaltete die Verabschiedung des europäischen Umweltzeichens auch Wirkungen in osteuropäischen Ländern. Im Rahmen ihrer Verpflichtung, bis zu ihrem Beitritt im Mai 2004 das gesamte geltende Sekundärrecht der Europäischen Gemeinschaft in nationales Recht umgesetzt zu haben, zwang die Einführung der European Flower auch in diesem Fall die osteuropäischen Beitrittskandidaten entsprechende Ausführungsbestimmungen zu erlassen. So lassen sich auch die Einführungen von Umweltzeichen in Ungarn, der Tschechischen Republik, Litauen, der Slowakischen Republik, Lettland und Estland auf die Einführung des europäischen Umweltzeichens zurückführen (Kern et al. 2001: 16). Die Ursache für mehr als die Hälfte der Einführungen (fünfzehn von 29) zwischen 1992 und 2001 liegt somit in der supranationalen Regelung der EU.

Harmonisierung innerhalb der EU und Zwang gegenüber den osteuropäischen Beitrittskandidaten waren somit die vorherrschenden Mechanismen bei der internationalen Ausbreitung von Umweltzeichen. Dennoch beeinflusste auch Diffusion und hier vor allem die direkte Politikdiffusion diesen Prozess. Insbesondere das deutsche Umweltzeichen diente vielen Ländern als Modell (Kern et al. 2001: 17 und 22; OECD 1997: 25). So orientierten sich Indien¹⁰⁹, Japan, Kanada¹¹⁰, Österreich¹¹¹ und Thailand¹¹² am deutschen Umweltzeichen (Sand 1990:

¹⁰⁷ Im NORDISCHEN RAT koordinieren die Länder Dänemark, Island, Finnland, Norwegen und Schweden einige ihrer Politiken.

¹⁰⁸ So führten die Niederlande (1992) und Spanien (1993) zusätzlich zu dem europäischen Umweltzeichen noch ein nationales ein. Darüber hinaus verfügen Deutschland, Dänemark, Finnland, Frankreich, Österreich und Schweden über eigene nationale Umweltzeichen.

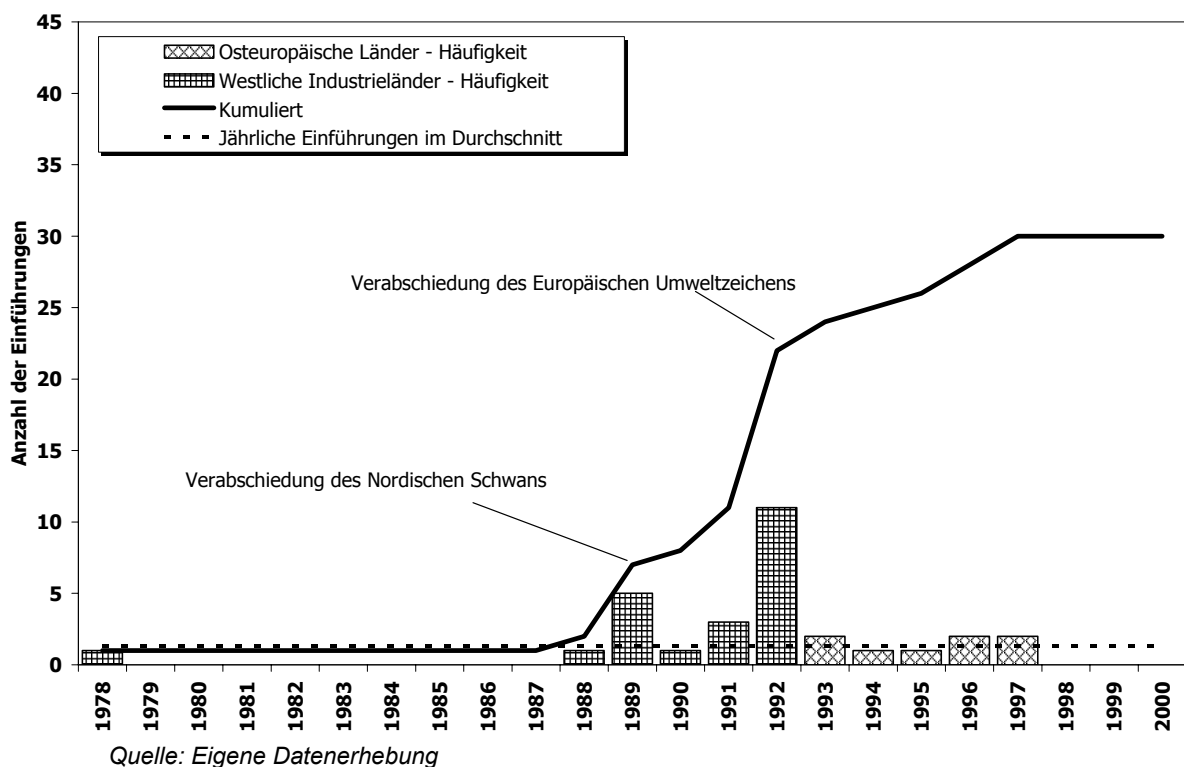
¹⁰⁹ In Indien berieten neben deutschen noch kanadische und britische Experten die indische Regierung in der Entwicklung ihres nationalen Umweltzeichens (Kern et al. 2001: 21-22; Landmann 1998: 99). Elemente des kanadischen und des deutschen Umweltzeichens finden sich dementsprechend in den indischen Regelungen wieder (Landmann 1998: 99 und 201-202).

¹¹⁰ Die Verabschiedung des kanadischen Umweltzeichens wiederum beeinflusste die Entwicklung des US-amerikanischen Umweltzeichens Green Seal (Landmann 1998: 97), das diese Studie nicht berücksichtigt, da es sich um ein freiwilliges und privates Programm handelt.

¹¹¹ Österreich übernahm dabei Teile der deutschen Regelungen zum Umweltzeichen direkt, ohne sie anzupassen (Landmann 1998: 98).

26; Kern et al. 2001: 15; Landmann 1998: 98-101). Auch in Osteuropa diente das deutsche Modell einigen Ländern als Vorbild. Nach dem Zusammenbruch der sozialistischen Regime beeinflusste das deutsche Umweltbundesamt durch die Organisation von verschiedenen Veranstaltungen, auf denen es über Umweltzeichen informierte und den Blauen Engel als Modell anpries, in verschiedenen Ländern die Einführung von Umweltzeichen (Landmann 1998: 101). Einige der osteuropäischen Länder orientierten sich aber auch am europäischen Umweltzeichen¹¹³, was einmal mehr die Annahme unterstützt, dass sich die Einführungen von Umweltzeichen in Osteuropa primär auf den Wunsch dieser Länder zurückführen lassen, der EU beizutreten. Landmann kommt zu der Schlussfolgerung, dass der Erfolg des deutschen Umweltzeichens, der sich erst nach mehreren Jahren zeigte, ursächlich für seine Modellfunktion war (1998: 103). In der Regel kopierten die Länder dabei nicht einfach das deutsche Umweltzeichen, sondern passten es an die nationalen Bedingungen an oder kombinierten es mit Elementen aus anderen bereits bestehenden Umweltzeichen (Landmann 1998: 105 und 110).

Abb. 47 Einführungen von Umweltzeichen in westlichen Industrieländern und osteuropäischen Ländern



¹¹² Grundlage hierfür bildete ein Austauschprogramm zwischen der deutschen und thailändischen Regierung, in dessen Rahmen eine Vertreterin des Thai Environment Institute das deutsche Umweltbundesamt besuchte und sich ausgiebig über das deutsche Umweltzeichen informierte (Landmann 1998: 101).

¹¹³ So übersetzte beispielsweise die litauische Regierung die relevanten Dokumente der EU (Kern et al. 2001: 16).

Das deutsche Modell beeinflusste zudem die internationale Harmonisierung von Umweltzeichen. In diesem Zusammenhang sprechen Kern et al. (2001) und Landmann (1998) von „vertikaler Diffusion“ (andere Beispiele hierfür bietet die Ausbreitung von Energieeffizienzlabels und -standards, siehe Abschnitt 8.2). So griff beispielsweise der Nordische Rat in der Entwicklung des Nordic Swan auf die Erfahrungen mit dem Blauen Engel zurück, wie Ähnlichkeiten in den Kriterien und den Produktgruppen nahe legen (Kern et al. 2001: 18; Landmann 1998: 97). Das europäische Umweltzeichen – ebenfalls inspiriert von und angelehnt an den Blauen Engel – weist in einigen Bestimmungen deutliche Parallelen zum deutschen Umweltzeichen auf (Kern et al. 2001: 19), entstand aber auch unter dem Einfluss von Erfahrungen mit bereits bestehenden Umweltzeichen in Mitgliedstaaten der EU (Landmann 1998: 141 und 194-196), insbesondere Frankreichs (Kern et al. 2001: 19-20).

In den neunziger Jahren trugen zudem verschiedene internationale Organisationen zur internationalen Institutionalisierung des freiwilligen Politiktransfers bei. Die OECD veröffentlichte zwei Studien, welche die unterschiedlichen Umweltzeichen in ihren Mitgliedstaaten und ihre Wirkungen miteinander verglichen (OECD 1991, 1997). Die International Organisation for Standardisation (ISO) entwickelte im Rahmen allgemeinerer Richtlinien auch Vorschläge zur internationalen Harmonisierung von nationalen Umweltzeichen, konnte sich aber nicht durchsetzen (Kern et al. 2001: 13-14; Landmann 1998: 110). 1994 schlossen sich verschiedene nationale und transnationale Zertifizierungsinstitutionen zum Global Ecolabelling Network (GEN) zusammen. Das Netzwerk verbreitet Informationen über Umweltzeichen und versucht, Potenziale für eine weiterreichende internationale Harmonisierung zu identifizieren und entsprechende Schritte einzuleiten (Landmann 1998: 111).¹¹⁴

Allerdings wirkte sich die internationale Institutionalisierung der Politikdiffusion insbesondere seit der zweiten Hälfte der neunziger Jahre bisher kaum sichtbar auf die Ausbreitung von Umweltzeichen aus (Kern et al. 2001: 13 und 23). Eine der Ursachen für den geringen Einfluss der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion mag darin liegen, dass sich bis Mitte der neunziger Jahre bereits mehrere, im Hinblick auf ihre Vergabekriterien nicht kompatible, nationale Modelle von Umweltzeichen herausgebildet hatten (Kern et al. 2001: 15). Eine Konkurrenz unterschiedlicher Modelle führt häufig zu einer Verlangsamung von Diffusionsprozessen (DiMaggio und Powell 1991; Strang und Meyer 1993). Hinzu kommt im Falle der Umweltzeichen, dass nach 1992 nahezu alle westlichen Industrieländer bereits ein nationales Ökolabel eingeführt hatten. Da sich die Ausbreitung von Umweltzeichen aufgrund

¹¹⁴ Das Global Ecolabelling Network verfolgt folgende Ziele: “serve its members, other ecolabelling programs, other stakeholders, and the public by improving, promoting and developing the ecolabelling of products, the credibility of ecolabelling programs worldwide, and the availability of information regarding ecolabelling standards from around the world; foster cooperation, information exchange and harmonization among its members, associates, and other ecolabelling programs with regard to ecolabelling; facilitate access to information regarding ecolabelling standards from around the world; participate in certain international organizations in order to promote ecolabelling generally; and encourage the demand for, and supply of, more environmentally responsible goods and services.” (Global Ecolabelling Network 2003)

der damit verbundenen hohen Kapazitätserfordernisse in erster Linie auf die Gruppe der westlichen Industrieländer beschränkte (Landmann 1998: 94), existierten nach der EU-weiten Harmonisierung im Jahr 1992 nur noch wenige potenzielle Übernehmer dieser Politikinnovationen. In Entwicklungsländern scheitert die Einführung eines nationalen Umweltzeichens hingegen meist am Fehlen notwendiger wissenschaftlicher, technischer und administrativer Kapazitäten und finanzieller Ressourcen. Eine weitere Ursache für die geringe Ausbreitung dieser Politikinnovation über Europa und die westlichen Industrieländer hinaus könnte im regional begrenzten Fokus der Aktivitäten der internationalen Organisationen liegen, die sich mit Umweltzeichen beschäftigen. Im Zentrum ihrer Arbeit steht die internationale Angleichung bestehender nationaler Umweltzeichensysteme mit dem Ziel, Handelsbarrieren abzubauen und Handelskonflikte zu vermeiden. Die Diffusion von Umweltzeichen von Industrieländern in Entwicklungsländer spielt hingegen eine untergeordnete Rolle. Im Ergebnis verhinderte die Kombination einer weit vorgeschrittenen internationalen Harmonisierung, die Erfordernis umfangreicher nationaler Handlungskapazitäten und das Fehlen eines starken internationalen Akteurs, der versucht Umweltzeichen international zu verbreiten, eine breitere Ausbreitung von Umweltzeichen auch über die Mitgliedstaaten der OECD und die Länder Osteuropas hinaus.

8.2 Energieeffizienzlabels und -standards

8.2.1 Charakteristika der Politikinnovationen

Mit der Verpflichtung für die Hersteller, ihre Produkte mit Energielabels auszuzeichnen oder bestimmte Energiestandards zu erfüllen, versuchen nationale Regierungen auf unterschiedliche Art und Weise, die Energieeffizienz dieser Produkte zu verbessern und den Marktanteil energieeffizienter Produkte zu erhöhen.

Energielabels verpflichten die Hersteller, auf ihren Produkten über den Energieverbrauch zu informieren. Im Gegensatz zu den sog. Gütesiegeln ermöglichen es die hier untersuchten Energielabels den Verbrauchern, die Energieeffizienz verschiedener Produkte miteinander zu vergleichen. Sie gelten für Kühlschränke und Tiefkühltruhen, und verpflichten alle Hersteller (d.h. in- und ausländische Produzenten), die ihre Produkte auf einem nationalen Markt verkaufen wollen, das Energielabel deutlich sichtbar für den Käufer auf ihrem Produkt anzubringen.¹¹⁵ Mit der Einführung von Energielabels verfolgen die Länder eine sog. „push-strategy“, d.h. sie versuchen den Marktanteil energieeffizienter Produkte zu erhöhen, indem sie die Nachfragestruktur verändern. Damit ein Energielabel überhaupt Wirkung entfaltet,

¹¹⁵ Die Erwähnung des letzten Punktes mag überflüssig erscheinen, aber als die französische Regierung ein erstes gesetzliches Energielabel einführt, verzichtete sie darauf, die Händler dazu zu verpflichten, das Label für den Käufer deutlich sichtbar anzubringen, so dass dieser oft erst nach dem Kauf die Information über die Energieeffizienz des Gerätes bekam, und er sie nicht mehr in seine Kaufentscheidung mit einbeziehen konnte (CTI 2002: 9; Duffy 1996: 6).

muss – wie bei den Umweltzeichen – der Konsument die Informationen über den Energieverbrauch in seine Präferenzen und die Kaufentscheidung mit einbeziehen können und wollen. Die Steuerungswirkung der Energielabels beruht in erster Linie auf einer indirekten Beeinflussung der Marktmechanismen, denen die Hersteller eines Produktes ohnehin in ihren Unternehmungen Rechnung tragen müssen. Das Energielabel bewegt sie aber nicht zwangsläufig dazu, ihre Produktpalette zu verändern.

Energiestandards definieren Mindeststandards für die Energieeffizienz von bestimmten Produkten. Es lassen sich drei verschiedene Typen von Energiestandards unterscheiden (Wiel, McGroary und Lloyd 2002: 3). Manche Energiestandards – sog. „prescriptive standards“ – schreiben ein bestimmtes, die Energieeffizienz steigerndes Bauelement in den betroffenen Produkten vor. Andere – sog. „class-average standards“ – legen einen durchschnittlichen Wert für eine ganze Produktpalette fest, die es den Herstellern erlaubt, für jedes Produkt ein unterschiedliches Niveau der Energieeffizienz festzulegen, solange die ganze Produktpalette den festgelegten Durchschnittswert für die Energieeffizienz einhält. Der international am weitesten verbreitete Energiestandard – der sog. „minimum energy performance standard“ (MEPS) –, dessen Ausbreitung dieser Abschnitt untersucht, bestimmt einen Mindestwert für die Energieeffizienz der betroffenen Produkte, der nicht unterschritten werden darf, und überlässt es den Herstellern, mit welcher Technologie sie diesen Wert erreichen. In dieser Untersuchung finden nur diejenigen MEPS Berücksichtigung, die für alle Hersteller (d.h. in- und ausländische Produzenten) gelten, die einen Kühlschrank oder eine Tiefkühltruhe auf einem nationalen Markt verkaufen wollen. Im Gegensatz zu den Energielabels verfolgen die Länder mit der Einführung von Energiestandards eine sog. „pull-strategy“ und versuchen, die Angebotsstruktur zu verändern. Sie beeinflussen die Märkte über die Verpflichtung der Produzenten und können die Hersteller dazu zwingen, bestimmte Produkte vom Markt zu nehmen und deren Produktion einzustellen, sofern sie keine anderen Märkte für ihre Produkte finden. Energiestandards greifen also direkt in Marktmechanismen und vor allem in unternehmerisches Handeln ein.

8.2.2 Verlauf der Ausbreitung von Energieeffizienzlabels und -standards

Seit Kanada 1978 sich als erstes Land weltweit dazu entschied, Produzenten von Kühlschränken und Tiefkühltruhen dazu zu verpflichten, auf ihren Produkten über deren Energieeffizienz zu informieren, führten bis 2003 weitere 51 Länder Energielabels ein.¹¹⁶

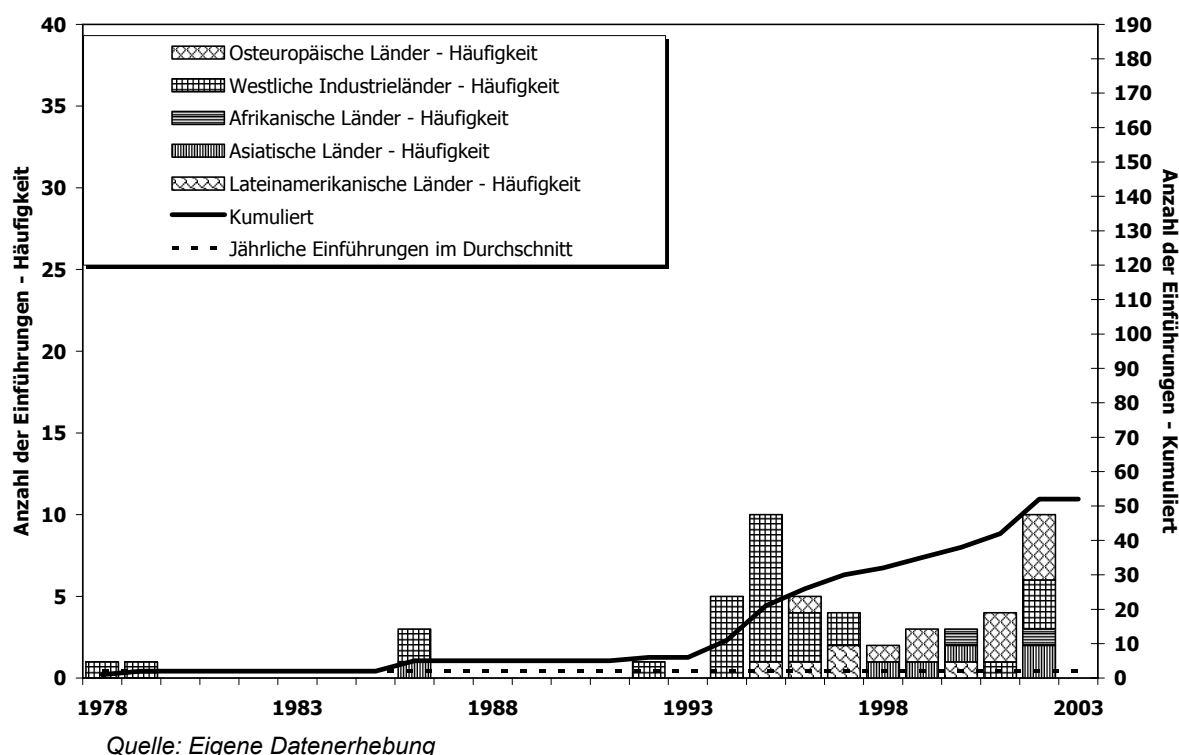
Der weltweite Ausbreitungsprozess von Energielabels lässt sich grob in zwei Phasen einteilen. Während der ersten Phase von 1978 bis 1993 breiteten sich Energieeffizienzlabels sehr langsam aus. Nur sechs Länder führten in diesem Zeitraum Energielabels ein (Kanada, USA,

¹¹⁶ Frankreich hatte zwar bereits zuvor (1976) ein Energielabel eingeführt. Dies entspricht aber nicht den weiter oben dargelegten Mindestkriterien und wurde daher in der Datenerhebung nicht berücksichtigt.

Australien, Japan, Israel und Südkorea). Außer 1986, als Australien, Japan und Israel ihre Energielabels verabschiedeten, führten jedes Jahr entweder nur ein einziges Land oder kein Land ein Energielabel ein (siehe Abb. 48).¹¹⁷

In der zweiten Phase der Ausbreitung, die 1994 beginnt, nimmt die Ausbreitungsgeschwindigkeit explosionsartig zu. Während in der ersten Phase durchschnittlich jedes zweite Jahr ein Land ein Energielabel einführte (genau 0,4 Einführungen pro Jahr), stieg der Durchschnitt der Einführungen in der zweiten Phase auf fast fünf Labels jährlich (genau: 4,6 Einführungen pro Jahr). Die Jahre 1994, 1995 und 1996 mit insgesamt zwanzig Einführungen bildeten dabei den entscheidenden Wendepunkt in der globalen Ausbreitung von Energielabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen. Danach sinkt die Ausbreitungsgeschwindigkeit wieder leicht. Von 1997 bis 2001 führen rund drei Länder jedes Jahr diese Maßnahme ein. Nur im Jahr 2002 entschieden sich noch einmal deutlich mehr Länder (zehn) für die Einführung eines Energieeffizienzlabels (siehe Abb. 48). Insgesamt stieg die Anzahl der Länder mit Energieeffizienzlabels in nur zehn Jahren um mehr als das Achtfache von sechs 1993 auf 52 Länder 2002.

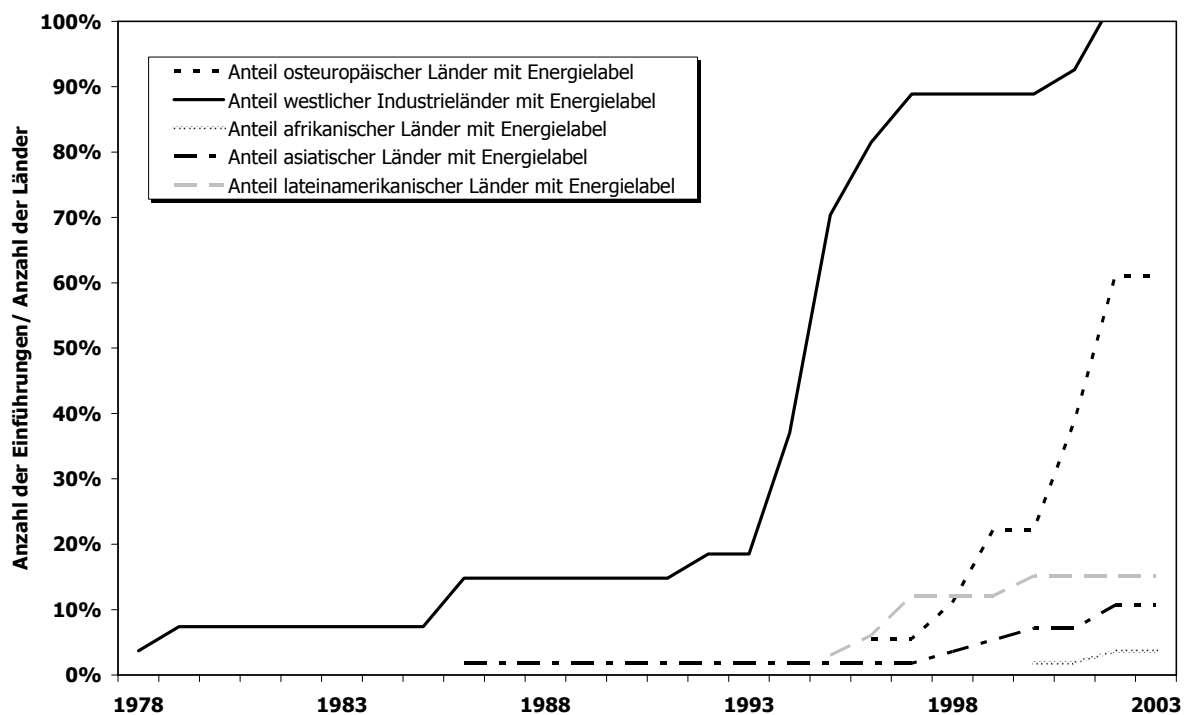
Abb. 48 Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen weltweit



¹¹⁷ 1991 verpflichtete sich die Stromwirtschaft in Dänemark, freiwillig Haushaltsgeräte mit Energielabels auszuzeichnen. Diese freiwillige Selbstverpflichtung wird hier allerdings nicht berücksichtigt, das nur die Ausbreitung gesetzlicher Energielabels untersucht wird.

Bis 1995 breiteten sich Energielabels nur in westlichen Industrieländern aus. Erst in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre änderte sich dieses geografische Muster der Ausbreitung. Führten 1997 noch genauso viele westliche Industrieländer ein Energielabel ein wie Länder außerhalb dieser Gruppe, so ändert sich dieses Verhältnis 1998. In diesem Jahr verabschiedeten erstmals weniger westliche Industrieländer als andere Länder ein Energieeffizienzlabel. Von 1998 entschied sich keine einzige Regierung eines westlichen Industrielandes dazu, ein obligatorisches Energielabel zu implementieren. In den anderen Ländern kam es dagegen zu zwölf Einführungen. 2002 hatten alle westlichen Industrieländer ein Energielabel verabschiedet, 61 Prozent der osteuropäischen Länder verfügten über dieses Instrument, während in Afrika (vier Prozent), Asien (dreizehn Prozent) und Süd- und Mittelamerika (fünfzehn Prozent) der Anteil der Länder mit Energieeffizienzlabels gering blieb (siehe Abb. 49).

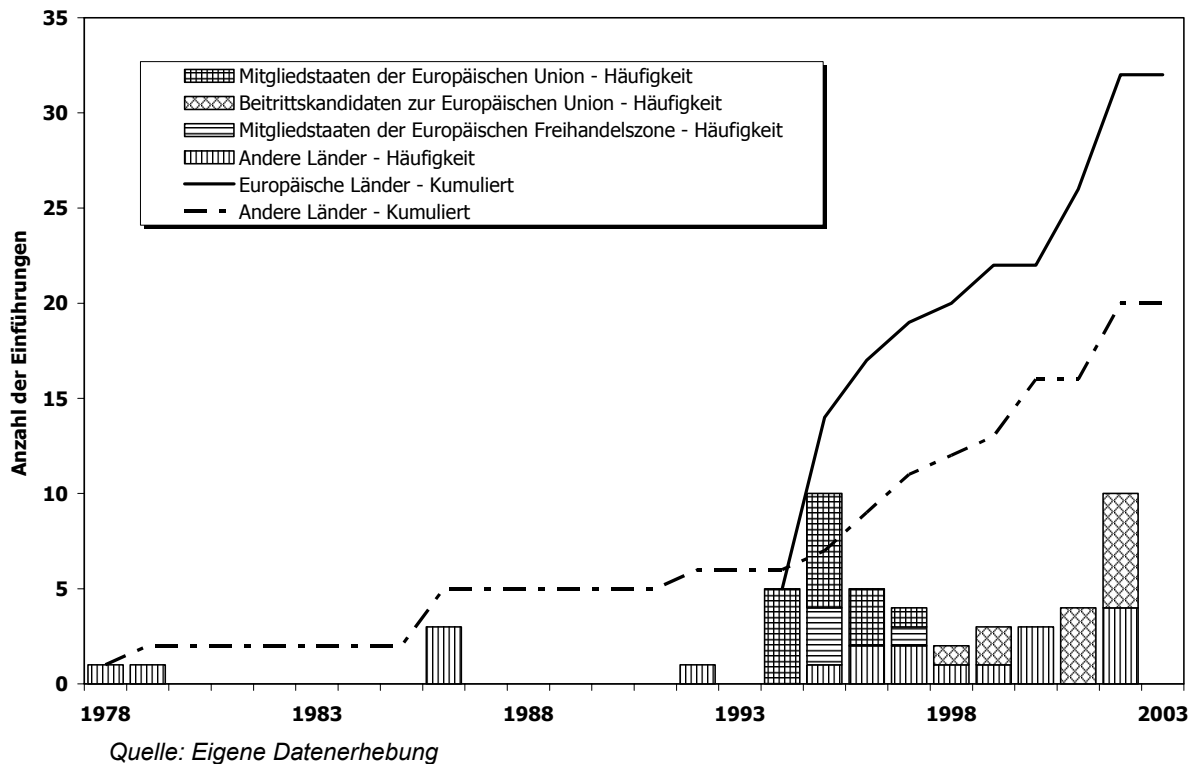
Abb. 49 Vergleich der Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in ausgewählten Regionen



Interessanterweise hatte allerdings bis 1994 kein einziges europäisches Land ein Energieeffizienzlabel verabschiedet. Danach dominieren die Einführungen in europäischen Ländern jedoch die globale Ausbreitung von Energieeffizienzlabels. Nur vierzehn nicht-europäische Länder befinden sich unter den insgesamt 46 Einführungen von 1994 bis 2003, d.h. 32 der Einführungen (oder rund 70 Prozent) entfallen auf europäische Länder. 1997 hatten alle damaligen Mitgliedstaaten der EU ein Energielabel eingeführt, 2002 alle Mitgliedstaaten, die im Mai 2004 der EU beitraten sowie die drei weiteren Beitrittskandidaten und alle Mitgliedstaat-

ten der EFTA. Von 1998 bis 2002 trugen vor allem osteuropäische Länder die internationale Ausbreitung von Energieeffizienzlabels (dreizehn von 22 Einführungen). Schließlich schrieben 2003 32 europäische Länder gegenüber zwanzig nicht-europäischen Ländern ein Energielabel vor (siehe Abb. 50).

Abb. 50 Einführungen von Energieeffizienzlabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in europäischen und nicht-europäischen Ländern

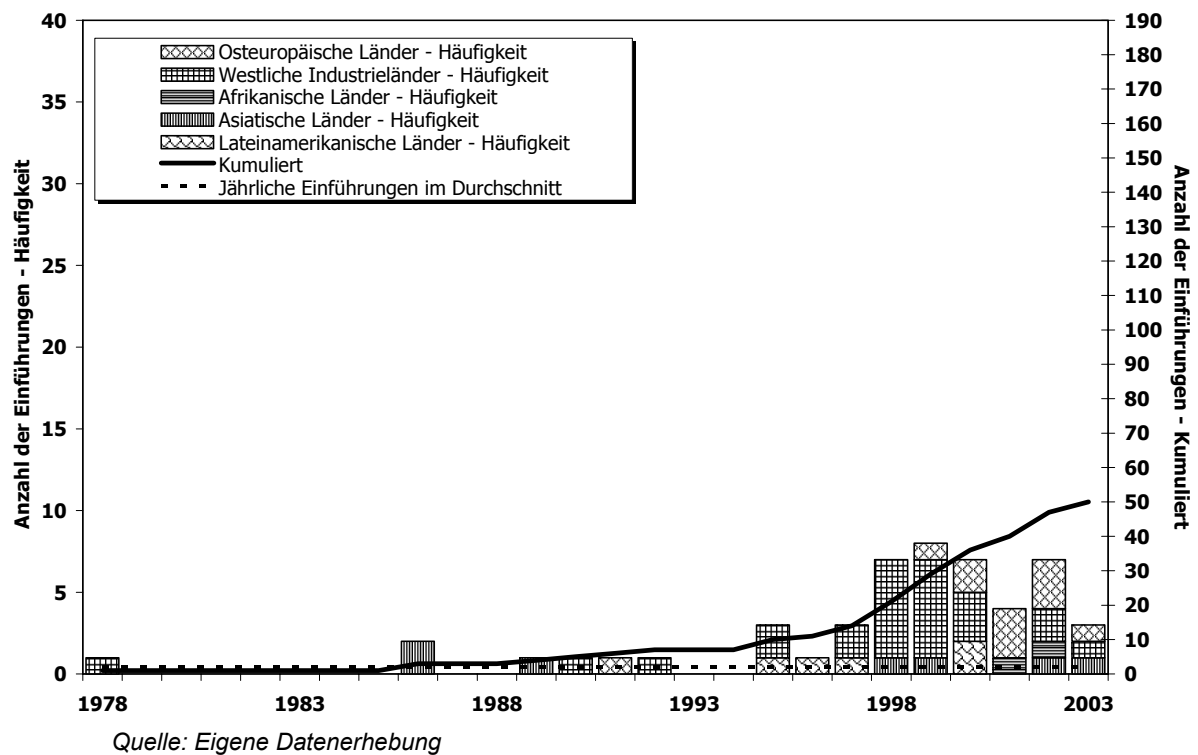


Die globale Ausbreitung von Energiestandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen verläuft sehr ähnlich wie die der Energieeffizienzlabels. Seit Frankreich 1978 den ersten Energiestandard einführt, folgten weitere 49 Einführungen, so dass 2003 genau fünfzig Länder Energiestandards anwenden. Auch hier lässt sich die globale Ausbreitung grob in zwei Phasen einteilen.

Während der ersten Phase von 1978 bis 1996 breiten sich Energiestandards sehr langsam aus. Bis 1996, d.h. zwanzig Jahre nach der Ersteinführung in Frankreich, entschieden sich gerade mal elf weitere Länder für einen Energiestandard. Mehr als die Hälfte der Zeit verstrich ohne eine einzige Einführung. In den übrigen Jahren führten jeweils entweder ein oder höchstens zwei Länder dieses Instrument ein. Nur 1995 verabschiedeten auf einen Schlag drei Länder einen Energiestandard. Im Durchschnitt entschied sich rund jedes zweite Jahr ein Land dazu, einen Mindestwert für die Energieeffizienz von Kühlschränken und Tiefkühltruhen festzulegen (genau: 0,6 Einführungen pro Jahr) (siehe Abb. 51).

Während der zweiten Phase, die mit dem Jahr 1997 beginnt, nimmt die Anzahl der Einführungen von Energiestandards rapide zu. Alleine in den Jahren 1998, 1999 und 2000 führen insgesamt 22 Länder einen Energiestandard ein. In den übrigen Jahren entschieden sich jeweils entweder drei oder vier Länder dafür, die Energieeffizienz in Haushalten durch einen Energiestandard für Kühlschränke und Tiefkühltruhen zu steigern. Nur 2002 führen mit sieben Ländern noch einmal mehr Länder dieses Instrument ein. Insgesamt beträgt der Durchschnitt in dieser Phase mehr als fünf Einführungen jährlich (genau: 5,6 Einführungen pro Jahr). Innerhalb von nur sieben Jahren vervierfacht sich somit die Zahl der Länder mit Energiestandards von elf 1996 auf fünfzig 2003 (siehe Abb. 51).

Abb. 51 Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen weltweit

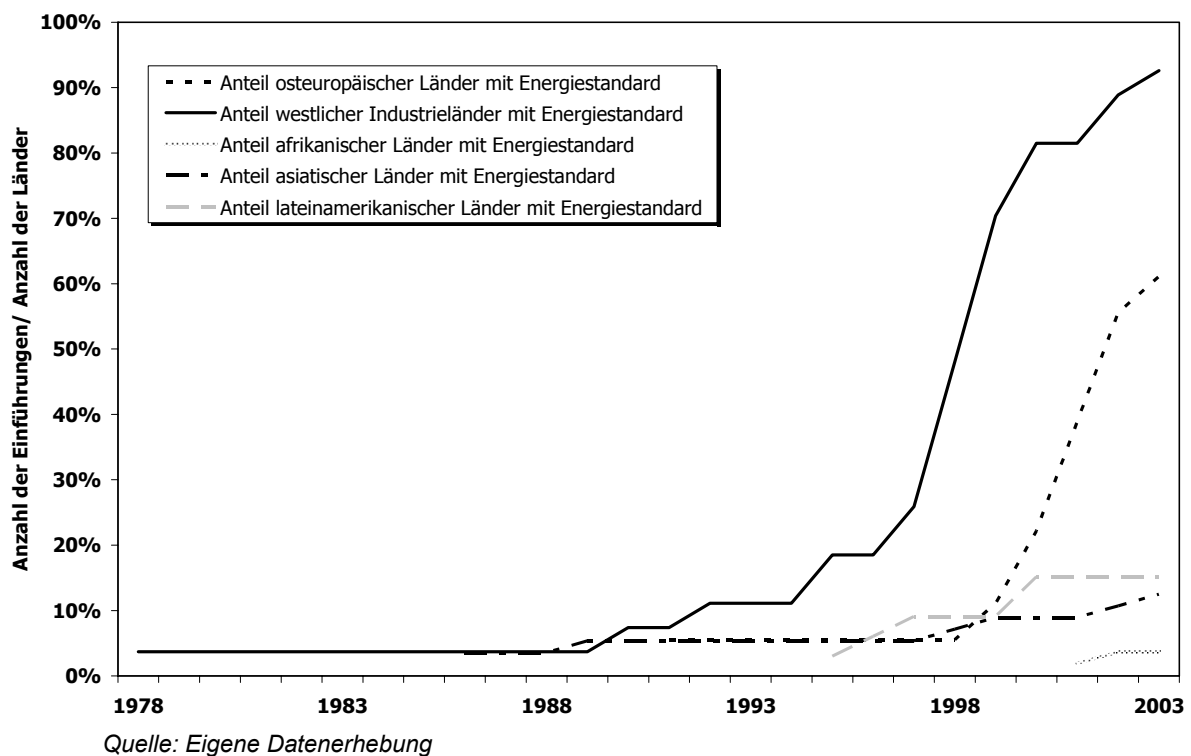


Hinsichtlich der geografischen Verteilung ließen sich bis 1996 keine großen Unterschiede zwischen der Anzahl der Einführungen in westlichen Industrieländern und anderen Ländern feststellen. Beide Gruppen von Ländern lagen in der Anzahl nahezu gleichauf mit einem leichten Übergewicht der westlichen Industrieländer, von denen fünf Energiestandards einführten (siehe Abb. 52). Die sechs Einführungen außerhalb der industrialisierten Welt verteilten sich auf Asien (drei), Süd- und Mittelamerika (zwei) und Osteuropa (eine).

Das geografische Muster der Ausbreitung änderte sich schließlich 1997. Bis 1999 führten vierzehn westliche Industrieländer Energiestandards ein und lagen damit weit vor allen anderen Ländergruppen, die es zusammen auf vier Energiestandards brachten (siehe Abb. 52).

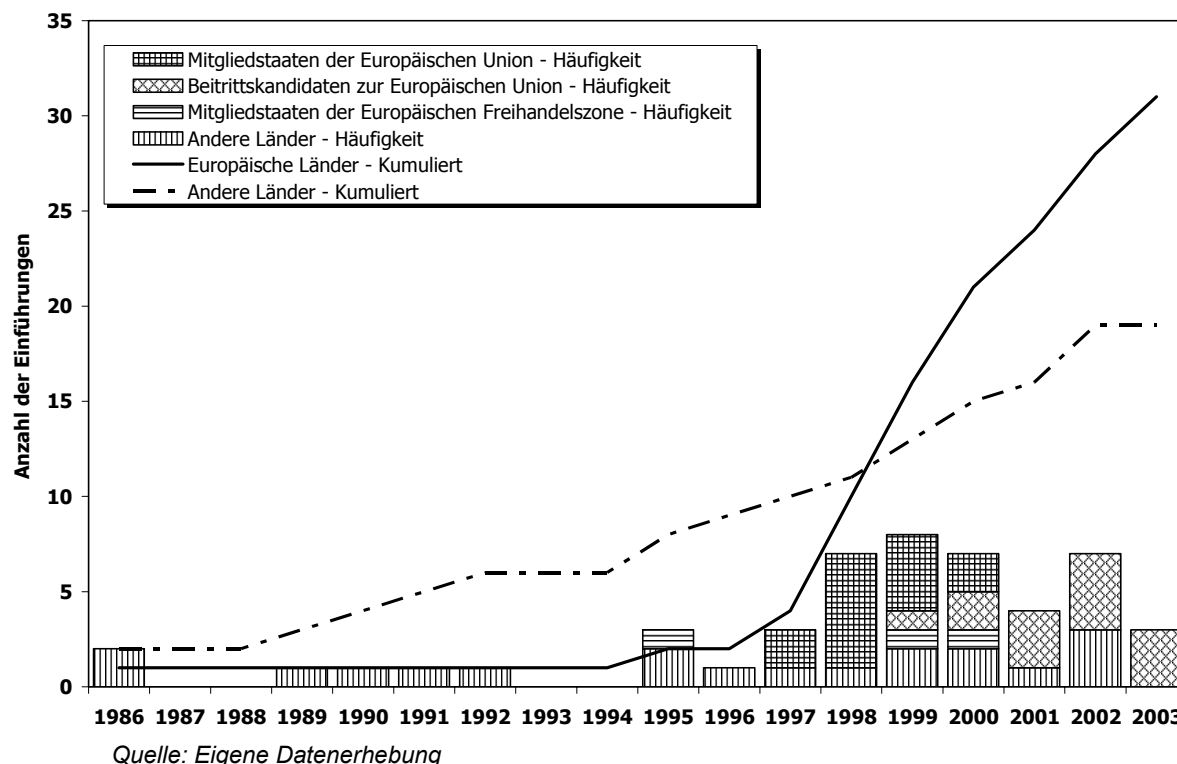
Von 2000 bis 2003 kehrte sich dieses Verhältnis um. Nur sechs westliche Industrieländer führten Energiestandards ein. Dem standen fünfzehn Einführungen in den andern Ländergruppen gegenüber. 2003 wendeten 83 Prozent der westlichen Industrieländer Energiestandards an. Die osteuropäischen Länder folgen mit 61 Prozent auf dem zweiten Platz. Weit abgeschlagen verfügen gerade mal fünfzehn Prozent aller süd- und mittelamerikanischen, dreizehn Prozent aller asiatischen und vier Prozent aller afrikanischen Länder über dieses Instrument (siehe Abb. 52).

Abb. 52 Vergleich der Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in ausgewählten Regionen



Vergleichbar mit der geografischen Verteilung der Einführungen während der globalen Ausbreitung der Energieeffizienzlabels trugen die signifikante Beschleunigung der Ausbreitung in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre vor allem europäische Länder. Innerhalb von nur vier Jahren, von 1997 bis 2000, verabschiedeten alle Mitgliedstaaten der EU sowie alle neuen Mitglieder, die 2004 der EU beitraten, Energiestandards. Zusammen mit drei Einführungen der Mitglieder der EFTA, und zwei osteuropäischen Beitrittskandidaten summiert sich die Anzahl der Einführungen in europäischen Ländern auf 29, wohingegen nur zehn nicht-europäische Länder diesen Schritt in diesem Zeitraum vollzogen (siehe Abb. 53). Dreizehn dieser Einführungen vollzogen osteuropäische Länder. 2003 verfügten 31 europäische Länder über einen Energiestandard gegenüber neunzehn nicht-europäischen Ländern.

Abb. 53 Einführungen von Energieeffizienzstandards für Kühlschränke und Tiefkühltruhen in europäischen und nicht-europäischen Ländern



8.2.3 Interpretation: Harmonisierung und Zwang verdrängen Diffusion

8.2.3.1 Harmonisierung und Zwang

Die Ähnlichkeiten im Verlauf der globalen Ausbreitung von Energiestandards und –labels, d.h. die vergleichsweise langsame Ausbreitung in den achtziger Jahren, die plötzliche Beschleunigung seit Mitte der neunziger Jahre und der Schwerpunkt der Ausbreitung auf Europa, lassen sich in beiden Fällen auch auf ähnliche Ursachen zurückführen. Sowohl bei Energielabels als auch bei Energiestandards lösten die Harmonisierung nationaler Politiken auf europäischer Ebene und ihre weiteren Implikationen über die Mitgliedstaaten der EU hinaus die bemerkenswerte Beschleunigung der Ausbreitung in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre aus.

1994 verabschiedete die EU eine Richtlinie zu Energielabels auf Kühlschränken und Tiefkühltruhen¹¹⁸, die eine Rahmenrichtlinie¹¹⁹ von 1992 umsetzte. Sie schreibt allen Herstellern von Kühlschränken und Tiefkühltruhen vor, auf ihren Produkten, die sie in einem oder meh-

¹¹⁸ Richtlinie zur Durchführung der Richtlinie des Rates betreffend die Energieetikettierung für elektrische Haushaltskühl- und -gefriergeräte sowie entsprechender Kombinationsgeräte (94/2/EWG)

¹¹⁹ Diese Richtlinie über die Angabe des Verbrauchs an Energie und anderen Ressourcen von Haushaltsgeräten mittels einheitlicher Etiketten und Produktinformationen (92/75/EWG) enthält allgemeine Bestimmungen zur Information über den Energieverbrauch auf Haushaltsgeräten und ersetzt eine andere Rahmenrichtlinie aus dem Jahr 1979.

rerer Mitgliedstaaten der EU verkaufen wollen, mit einem Energielabel über deren Energieverbrauch im Vergleich mit anderen Kühlschränken und Tiefkühltruhen zu informieren. Bis 1995 mussten alle Mitgliedstaaten entsprechende nationale Regelungen verabschiedet haben. 1994 setzten Österreich, Dänemark, Italien, Portugal und Griechenland die Richtlinie in nationales Recht um, 1995 folgten Frankreich, Großbritannien, Irland, Spanien, Finnland und Schweden, 1996 Belgien, die Niederlande, Luxemburg und Österreich sowie schließlich 1997 als letzter Mitgliedstaat der EU Deutschland.

Aber die Richtlinie entfaltete innerhalb Europas auch Wirkungen über die Mitgliedstaaten hinaus. So zwang sie diejenigen Länder, die sich um einen Beitritt zur EU bewarben, im Rahmen der Verpflichtung bis zu ihrem Beitritt den sog. *acquis communautaire*, d.h. die bestehende europäische Gesetzgebung, in nationales Recht umzusetzen, auch dazu Energielabels für Kühlschränke und Tiefkühltruhen einzuführen. So führten 1998 Ungarn, 1999 Polen und Bulgarien, 2001 Estland, Lettland und die Tschechische Republik sowie schließlich 2002 Rumänien, Litauen, Slowenien, die Slowakische Republik, Malta und die Türkei Energielabels in Folge der Verabschiedung der europäischen Richtlinie ein. Zudem setzten die in der EFTA mit der EU assoziierten Länder die Richtlinie in nationales Recht um (Island, Liechtenstein und Norwegen 1995 sowie die Schweiz 1997). Zusammen lassen sich von den insgesamt 46 Einführungen seit der Verabschiedung der europäischen Richtlinie 1994 31 Einführungen (rund 67 Prozent) direkt oder indirekt auf diese Richtlinie zurückführen. An den Einführungen insgesamt beträgt der Anteil rund sechzig Prozent (31 von 52 Einführungen). Achtzehn dieser Einführungen lassen sich auf Harmonisierung zurückführen, dreizehn auf Zwang.

Zwei Jahre später 1996 verabschiedete die EU die Richtlinie über Anforderungen im Hinblick auf die Energieeffizienz von elektrischen Haushaltskühl- und -gefriergeräten und entsprechenden Kombinationen (96/57/EG). Diese Richtlinie legt ein Mindestmaß an Energieeffizienz fest, das Kühlschränke und Tiefkühltruhen erfüllen müssen, sollen sie in einem oder mehreren Mitgliedstaaten der EU verkauft werden. Sie verpflichtete die Mitgliedstaaten bis 1999 entsprechende Regelungen zu erlassen, welche die Bestimmungen der Richtlinie in nationales Recht umsetzen. Die Umsetzung begann 1997 in Österreich sowie Irland und setzte sich fort 1998 in Schweden, Belgien, Spanien, Portugal, Luxemburg und Deutschland, sowie 1999 in Dänemark, Großbritannien, Griechenland und den Niederlanden. Schließlich war die Richtlinie nach der Verabschiedung von Energiestandards in Italien und Finnland 2000 in allen Mitgliedstaaten der EU umgesetzt.

Auch hier entfaltete die Richtlinie über die Mitgliedstaaten der EU hinaus ihre Wirkung auf die Beitrittsländer bzw. die mit der EU assoziierten Länder. Von den Beitrittsländern setzten 1999 Polen, 2000 Lettland und die Slowakische Republik, 2001 Estland, Slowenien und die Tschechische Republik, 2002 Litauen, Ungarn, Bulgarien und Malta sowie schließlich 2003

Rumänien die Richtlinie um. Auch hier lassen sich die Einführungen im Zuge des Erweiterungsprozesses der EU auf Zwang zurückführen. Von den mit der EU assoziierten Staaten führten Liechtenstein 1995, Norwegen 1999 und Island 2000 einen Energiestandard ein. Zusammen lassen sich von den insgesamt 28 Einführungen seit der Verabschiedung der europäischen Richtlinie 1994 achtzehn Einführungen (rund 64 Prozent) direkt oder indirekt auf diese Richtlinie zurückführen.

Beide Ausbreitungsprozesse zeigen deutlich, dass Harmonisierung und Zwang den Ausbreitungsprozess von umweltpolitischen Instrumenten erheblich beschleunigen können. Eine genauere Betrachtung der Vorgeschichte der Harmonisierung von Energielabels in der EU zeigt allerdings auch, dass Harmonisierung durchaus hemmende Auswirkungen auf die internationale Ausbreitung von umweltpolitischen Instrumenten haben kann. Ein erster Versuch, Energielabels in der EU zu harmonisieren, verhinderte zunächst ihre Ausbreitung, anstatt sie wie später 1994 zu beschleunigen.

Bereits 1979 hatte die Europäische Kommission eine Rahmenrichtlinie¹²⁰ verabschiedet, worin sie ihre allgemeine Absicht bekundete, die Etikettierung von Haushaltsgeräten aufgrund handelsrechtlicher Überlegungen europaweit zu harmonisieren. Aus Sicht der Europäischen Kommission könnten Mitgliedstaaten uneinheitliche Regelungen zur Kennzeichnung der Energieeffizienz als nichttarifäre Handelsbeschränkungen missbrauchen, was es zu verhindern gelte. Allerdings blieb es bei dieser Rahmenrichtlinie, die eine Harmonisierung der Verfahren zur Berechnung der Energieeffizienz und der Etikettierung lediglich ankündigte. Nationale Regelungen, die vor der eigentlichen Harmonisierung verabschiedet würden, müssten dann gegebenenfalls an die konkreten Regelungen der europäischen Harmonisierung angepasst werden. Es folgten allerdings weder konkretisierende Umsetzungsrichtlinien noch löste die Verabschiedung einen europäischen Ausbreitungsprozess aus. Bis 1994 scheiterten entsprechende Versuche an technischen Unstimmigkeiten oder dem Widerstand einzelner Mitgliedstaaten (Duffy 1996: 46).

Im Gegenteil, die nicht weiter konkretisierte Ankündigung der Europäischen Kommission, Regelungen zur Energieeffizienz von Produkten zu harmonisieren und zum Zeitpunkt der Harmonisierung bereits bestehende nationale Regelungen dann an die europäische Regelung anzupassen zu wollen, hemmte und untergrub den Ausbreitungsprozess von nationalen Regelungen zur Energieeffizienz in der EU. Die Mitgliedstaaten der EU sahen von nationalen Alleingängen vor der Verabschiedung einer Umsetzungsrichtlinie ab, da sie die Kosten einer möglicherweise später notwendigen Anpassung an eine europäische Regelung scheuten (CTI 2002: 7).

¹²⁰ Richtlinie zur Unterrichtung über den Energieverbrauch von Haushaltsgeräten durch Etikettierung (79/530/EWG)

8.2.3.2 Diffusion

Vor dem Hintergrund dass vor allem Harmonisierung und Zwang die globale Ausbreitung von Energielabels und -standards vorantrieben, überrascht es kaum, dass Diffusion vergleichsweise weniger Einfluss hatte. Dennoch lassen sich einige eindeutige Hinweise dafür finden, dass auch Diffusion zur Ausbreitung dieser beiden Instrumente beitrug.

Direkte Politikdiffusion

Ein besonderer Typ von Diffusion, der sich bereits in bei Verpackungsregelungen und Umweltzeichen (siehe Abschnitte 5.6 und 8.1) beobachten ließ, kennzeichnet die Ausbreitung von Energielabels und -standards innerhalb Europas. Bei der Harmonisierung innerhalb der EU bildeten nationale Modelle, die vertikal auf die europäische Ebene transferiert wurden, das Vorbild zu den europaweiten Regelungen.

Die Absicht Dänemarks, ein Energielabel für Kühlschränke und Tiefkühltruhen zu verabschieden, hatte die Harmonisierung von Energielabels in Europa ausgelöst. Dieser nationale Alleingang griff einem gemeinsamen Vorschlag der nordischen Länder vor.¹²¹ Die notwendige Notifizierung dieser Maßnahme bei der Europäischen Kommission mündete schließlich in die Verabschiedung der entsprechenden Richtlinie von 1994 auf der Grundlage des dänischen Modells: "In fact, it was Denmark's desire to introduce a mandatory energy labelling scheme that led to the introduction of a common mandatory EU label." (Harrington und Damnic 2001: 12; Østergaard und van der Sluis 1993)¹²² Ähnlich wie bei der Harmonisierung der Energielabels bildete auch bei den Energiestandards ein nationaler Alleingang den entscheidenden Auslöser für die Verabschiedung einer einheitlichen Regelung für die Mitgliedstaaten der EU. Ende 1991 teilte die niederländische Regierung der Europäischen Kommission mit, dass sie beabsichtige, eine gesetzliche Regelung einzuführen, die den Verkauf von Kühlschränken und Tiefkühltruhen verbietet, die nicht bestimmten Mindestanforderungen bei der Energieeffizienz genügen. Damit initiierte sie Verhandlungen über eine entsprechende europäische Richtlinie (Østergaard und van der Sluis 1993; Duffy 1996; Bertoldi 1999). Die Europäische Kommission blockierte diese Maßnahme zunächst und beauftragte eine Gruppe nationaler Energiebehörden damit, eine Untersuchung durchzuführen und Empfehlungen für einen europaweiten Energiestandard zu formulieren. Auf der Grundlage dieser Studie der Group of Energy Efficient Appliances unterbreitete die Europäische Kommission im November 1994 einen Richtlinienentwurf für die Einführung eines europaweiten Energiestandards,

¹²¹ Unter dänischer Federführung legte die NORDNORM Kommission 1991 einen ausgearbeiteten und detaillierten Vorschlag zur Einführung eines Energielabels vor, zu dessen Entwurf sie zuvor die skandinavischen Energieminister aufgefordert hatten (Østergaard und van der Sluis 1993).

¹²² Auch Frankreich, die Niederlande und Großbritannien überlegten damals, Energielabels im nationalen Alleingang einzuführen, und nährten damit die Befürchtungen der Europäischen Kommission, dass die Einführung dieser Labels den freien Handel innerhalb des europäischen Binnenmarktes beeinträchtigen könne (Winward, Schiellerup und Boardman 1998: 16).

der sich am niederländischen Entwurf orientierte und der nach erheblichem Widerstand einiger nationaler Regierungen und Hersteller schließlich 1996 verabschiedet wurde (Bertoldi 1999).

Die besonderen Eigenschaften von Energielabels und -standards bilden einen entscheidenden Aspekt für die Entstehung dieser vertikalen Diffusionsprozesse. Energielabels und -standards sind produktbezogene Regelungen, sie betreffen inländische und ausländische Produzenten, die ihre Produkte auf den regulierten Markt exportieren und dort verkaufen wollen, gleichermaßen. Das bedeutet, dass unilaterale Einführungen dieser Instrumente nichttarifäre Handelshindernisse schaffen, die den freien Warenverkehr behindern können (OECD 1995b: 35). Ergebnis dieser Entwicklung könnten Handelskonflikte oder -beschränkungen sein, die in Zeiten der wirtschaftlichen Globalisierung und des Primates des Freihandels zunehmend kritisch betrachtet werden und oft dazu führen, dass Staaten versuchen, derartige Handelsbarrieren abzubauen bzw. von vornherein zu vermeiden. Vor diesem Hintergrund kommt die OECD zu der Schlussfolgerung, dass: "Unilateral action to implement standards, although it differentiates the market and can create a barrier to trade, can spur multi-lateral agreements." (OECD 1995b: 33) Die Ankündigung Dänemarks, ein Energieeffizienzlabel einführen zu wollen, und die Absicht der Niederlande, einen Energiestandard zu verabschieden, hatten genau diesen Effekt. Die Europäische Kommission befürchtete, dass die nationalen Alleingänge Dänemarks und der Niederlande zu Handelshemmnissen im europäischen Binnenmarkt führen könnten. Aus diesem Grund sah sich die Europäische Kommission veranlasst, die unilaterale Verabschiedung dieser Maßnahmen in Dänemark bzw. den Niederlanden zunächst zu blockieren und jeweils eine europaweite Regelung vorzuschlagen. Die besondere Kompetenz der Europäischen Kommission, nationale Regelungen zu blockieren, die gegen europäisches Wettbewerbs- und Handelsrecht verstoßen könnten, in Verbindung mit den besonderen Eigenschaften von Energielabels und -standards führten gemeinsam zu einer Verlagerung der politischen Entscheidung von der nationalen auf die internationale Ebene und der damit verbundenen Harmonisierung.

Auch in den außereuropäischen Regionen bildeten einzelne nationale Modelle das Vorbild für andere Länder, wenn diese sich entschieden einen Energiestandard oder ein Energielabel einzuführen. Interessanterweise lassen sich hier deutliche regionale Muster erkennen. Neuseeland kopierte das australische Energielabel und den Energiestandard (EECA 2001; Harrington und Damnic 2001). Das australische Energielabel bildete auch die Vorlage für das thailändische, das sich selbst zu einer Modellregelung für viele Länder in der asiatischen Region entwickelte:

„[An] example of regional leadership is the successful energy labelling program in Thailand. Countries from across Asia have recognized the success of the Thai program. (...) A number of countries have sent their energy officials and program managers to Thailand to study the design and operation of the Thai program so that they can adapt the experience in their own country." (Della Cava et al. 2000: 4-5)

In Nord-, Süd- und Mittelamerika diente insbesondere der US-amerikanische Energiestandard als Vorlage für andere nationale Regelungen. So beobachtet McLeod: "Canada has worked hard to ensure that its standards and labeling programs are closely aligned with those of its trading partners." (McLeod 2001: 10) Die kanadische Regierung orientierte sich bei der Einführung ihres Energiestandards an dem Modell ihres direkten Nachbarn USA (Harrington 2000: 35; Duffy 1996: 18; IEA 2000: 148). Später bildete das US-amerikanische Modell die Vorlage beispielsweise bei der Einführung von Energielabels und -standards in Mexiko sowie beim Energielabel in Jamaika und Brasilien (Della Cava et al. 2000: 4; Wiel, McGrory und Lloyd 2002: 11; Owen 2001: 2 und 7; Duffy 1996: 27; Green und da Costa 2000).¹²³

Die besonderen Eigenschaften von Energielabels und -standards bilden auch hier wiederum eine wichtige Ursache für die Herausbildung regionaler Modellregelungen. Wie bereits erwähnt entfalten Energielabels und -standards Wirkungen, die nationale Grenzen überschreiten. Das Beispiel der europäischen Harmonisierung zeigte, dass diese Regelungen politische und wirtschaftliche Dynamiken auslösen, die zu einer raschen internationalen Harmonisierung führen können. Allerdings können sie auch ökonomische und politische Prozesse auslösen, die nationale Regierungen aus verschiedenen Überlegungen hinaus dazu veranlassen, *freiwillig* ihre nationalen Regelungen an ausländischen Bestimmungen zu orientieren, ohne sich international auf eine formale Harmonisierung zu einigen.

So versuchen einige nationale Regierungen aus umweltpolitischen Überlegungen heraus mit der Einführung von Energielabels oder -standards zu verhindern, dass weniger energieeffiziente Produkte, die die nationalen Produktregelungen auf anderen Märkten nicht erfüllen, auf ihre Märkte umgeleitet werden und dadurch ihr Anteil auf diesen Märkten unverhältnismäßig zunimmt (Wilkenfeld 1996: 24; OECD 1995b: 70). Die Wahrscheinlichkeit einer solchen Entscheidung wächst, wenn sich zu dieser umweltpolitischen Motivation, ökonomische Überlegungen gesellen. In der Regel werden weniger energieeffiziente Produkte auch zu niedrigeren Preisen verkauft. Mit der Einführung von Energielabels und -standards reagierten Regierungen häufig auf den Druck einheimischer Produzenten, sie vor dieser kostengünstigeren und weniger energieeffizienten Konkurrenz zu schützen:

"In the Philippines, the Association of Home Appliance Manufacturers has been one of the main drivers behind the mandatory national standards and labelling program. The local manufacturers believe that their products can compete more effectively domestically if cheap, low-quality products are prevented from being sold. The parallel Indonesian or-

¹²³ Chile und Peru denken zudem über die Einführung eines Energielabels nach, haben diese Überlegungen aber bisher noch nicht umgesetzt. Chile kündigte im Vorfeld an, seine nationale Regelungen an ausländischen Modellen – insbesondere dem mexikanischen und damit indirekt am US-amerikanischen – zu orientieren. Peru verfolgt einen ähnlichen Ansatz, in dem es beabsichtigt in systematischer Weise auf entweder bereits international harmonisierte oder in anderen Ländern eingeführte Labels zurückzugreifen. Zunächst sollen international harmonisierte Labels auf ihre Eignung untersucht werden, anschließend regional harmonisierte, um dann in einem letzten Schritt aus nationalen Erfahrungen Anregungen zu gewinnen.

ganization indicated that standards and labelling would be welcomed in Indonesia, for the same reasons." (Egan und du Pont 1998: 10; für mehr Beispiele siehe Varone und Aebischer 2001; World Energy Council 2001b)

Auch der kanadische Bundesstaat Ontario sah sich beispielsweise durch die Verabschiedung des amerikanischen Energiestandards veranlasst, einen eigenen Standard einzuführen, um seinen Markt vor weniger energieeffizienten und kostengünstigeren Produkten zu schützen (Varone und Aebischer 2001: 624). Damit löste Ontario den Prozess aus, der schließlich zur Verabschiedung des kanadischen Energiestandards 1995 führte (Harrington 2000: 35; Duffy 1996: 18; IEA 2000: 148).

Diese Dynamiken erklären aber nicht, warum Regierungen sich bei der Einführung nationaler Energieeffizienzlabels und -standards an ausländischen Modellen orientieren und diese übernehmen. Ähnlich wie in Europa spielte hier das Ziel, Handelskonflikte zu vermeiden, bei der Einführung ähnlicher Energielabels und -standards zum Beispiel in der asiatischen Region eine wesentliche Rolle (Steering Group on Energy Standards 2000).

Darüber hinaus reagierten viele nationale Regierungen auf den politischen Druck heimischer Produzenten, in deren wirtschaftlichem Interesse es liegt, international möglichst einheitliche Produktregelungen befolgen zu müssen. Denn die Einhaltung der Bestimmungen zur Energieeffizienz oder zur Produktkennzeichnung verursachen Kosten. Gilt in jedem Land, das im Geschäftsfeld des Unternehmens liegt, ein anderes Energielabel oder ein anderer Energiestandard, steigen die Kosten für den Hersteller im Vergleich zu der Situation, in der die jeweiligen Länder identische oder zumindest vergleichbare Regelungen anwenden (IEA 2000: 121; OECD 1995b: 32). In der Konsequenz versuchen Hersteller dann, ihre nationalen Regierungen oder internationale Institutionen zu einer Harmonisierung zu bewegen. So unterstützten in den USA und in einigen asiatischen Ländern die Hersteller von Kühlschränken und Tiefkühltruhen die Einführung von Energiestandards, um eine Vielzahl unterschiedlicher Regelungen zu vermeiden (World Energy Council 2001b: 100; Varone und Aebischer 2001: 623-624).

In Neuseeland bildeten die bisher erwähnten wirtschafts-, umwelt- und handelspolitischen Überlegungen gemeinsam die zentrale Motivation bei der Entscheidung, einen Energiestandard einzuführen, der die Regelungen des australischen Nachbarn kopierte (EECA 2001: 9):

"Adopting mandatory MEPS and energy labelling regimes will prevent New Zealand from becoming a dumping ground for energy-inefficient stock than can no longer be sold in other countries as their energy efficiency standards are tightened. (...) New Zealand decisions to apply MEPS and energy labelling regimes along similar lines to those in Australia are expected to facilitate trade."

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass nationale Regierungen mit der freiwilligen Einführung von Energieeffizienzlabels und -standards, die sich an ausländischen Regelungen orientieren und diese oftmals kopieren, versuchen, negative ökonomische und ökologische Externalitäten von Regelungen in anderen Ländern zu vermeiden:

“[I]f economies of two countries are interdependent and if the instrument implementation by one of these countries causes negative externalities on the other country market (e.g. United States and Canada), the other country is incited to adopt, in its turn, the same instrument to decrease costs.” (Varone und Aebischer 1999: 9; IEA 2000: 149)

Schließlich bietet das Vorgehen der australischen Regierung bei der Neudefinition ihres Energiestandards noch ein weiteres, interessantes Beispiel, wie Länder versuchen, systematisch die Erfahrungen anderer Länder in ihre Politiken zu integrieren, auch wenn es sich dabei nicht um eine Ersteinführung handelt. Australien imitierte bei dieser Neudefinition die US-amerikanischen Regelungen. Zuvor hatte es als Strategie dieser Anpassung angekündigt, sich an der internationalen „best practice“ zu orientieren: “For internationally traded products that contribute significantly to Australia’s growth in greenhouse gas emissions, consideration will be given to developing MEPS for Australia that match best practice levels imposed by our major trading partners.” (NAEEEC 2001: 9) Dieser Ansatz manifestierte sich in einem systematischen Vergleich aller weltweit existierender Standards, der die Grundlage für die Entscheidung bildete, die Energiestandards auf US-amerikanisches Niveau festzulegen (NAEEEC 2001; Harrington 2000; Harrington und Damnic 2001). Den Auftrag zu der Studie gab das National Appliance & Equipment Energy Efficiency Committee (NAEEEC) 1999 vor dem Hintergrund, dass „Australian governments were keen to learn what was happening overseas to improve the Australian domestic labeling scheme.” (Harrington und Damnic 2001: iv). Die Studie analysierte insgesamt 29 vergleichende Energielabels und 23 Energiestandards (Harrington und Damnic 2001).

Institutionalisierte Politikdiffusion

Neben diesen Einzelbeispielen trugen internationale Organisationen zu einer Institutionalisierung der Politikdiffusion bei. Auch wenn sich diese Internationalisierung nicht sichtbar in den beiden Ausbreitungsverläufen niederschlug, da Zwang und Harmonisierung die Ausbreitung dominierten, intensivierten die dezentralen und unkoordinierten Aktivitäten internationaler Akteure die Kommunikation und Verbreitung von Politikmodellen und nationalen Erfahrungen erheblich. Nicht zuletzt trugen sie dazu bei, dass Informationen über nationale Erfahrungen mit der Implementation von Energiestandards und -labels zur Verfügung standen, auf die nationale Entscheidungsträger zurückgreifen konnten, wenn sie eigene nationale Maßnahmen entwarfen.

So veranstalteten verschiedene internationale Organisationen internationale Konferenzen und Workshops, auf denen sich Entscheidungsträger aus einer Vielzahl von Ländern trafen, um Erfahrungen mit der Implementation dieser Instrumente auszutauschen sowie Potenziale und Herausforderungen bei der Implementation von Energielabels und -standards zu disku-

tieren. Die Climate Technology Initiative (CTI, www.climatetech.net)¹²⁴ beispielsweise veranstaltete eine Vielzahl solcher Treffen, die den Zweck hatten, nationale Entscheidungsträger vom Nutzen der Energielabels und -standards zu überzeugen sowie sie politisch und technisch bei der Implementation zu unterstützen.¹²⁵ Der regionale Schwerpunkt dieser Workshops und Konferenzen lag in Osteuropa und hier insbesondere auf den damaligen EU-Beitrittskandidaten. Ein anderer einflussreicher Akteur in der internationalen Institutionalisierung der Politikdiffusion ist Collaborative Labelling and Appliance Standards Program (CLASP, www.clasponline.org).¹²⁶ Auch CLASP organisierte eine Reihe von Veranstaltungen, bei denen sich politische Entscheidungsträger und technische Experten, Nichtregierungsorganisationen, Hersteller, Forschungseinrichtungen und Universitäten treffen konnten, um ihre Erfahrungen und ihr Wissen auszutauschen.¹²⁷

Zudem veröffentlichten verschiedene internationale Organisationen Handbücher sowie vergleichende Länderstudien, die konkrete Politikempfehlungen formulierten sowie die notwendigen Schritte zur Einführung eines Energielabels oder -standards erläuterten. So veröffentlichte CLASP im Jahr 2001 ein Handbuch, das die analytischen, technischen, politischen, legalen und regulativen Voraussetzungen darlegt und erläutert, die eine erfolgreiche Entwicklung und Implementation von Energielabels und -standards erfordern (Wiel und McMahon 2001). Ein ähnliches Handbuch, auf das interessierte Länder zurückgreifen können, wenn sie planen, Energielabels und -standards einzuführen, liegt von der IEA vor. Es beschreibt in einzelnen Schritten die Entwicklung und Einführung von Energielabels und -standards (IEA 2000). Schließlich veröffentlichte der World Energy Council (WEC) 2001 eine Studie, die Politiken zur Steigerung der Energieeffizienz in fünfzig Ländern mit dem expliziten Ziel untersucht und vergleicht, Maßnahmen zu identifizieren, „which have proven to be most effective, so as to make recommendations for countries that are newly embarked in energy demand management policies“ (World Energy Council 2001a).

¹²⁴ CTI wurde 1995 von 23 Mitgliedstaaten der OECD und der Europäischen Kommission auf der ersten Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention der VN 1995 in Berlin ins Leben gerufen. Ziel der Initiative ist es, den Transfer umweltverträglicher Technologien in Entwicklungs- und Transformationsländer zu fördern sowie die Kapazitäten in diesen Ländern für einen solchen Technologietransfer zu stärken.

¹²⁵ Zum Beispiel *CTI Capacity Building Seminar for CEE/FSU Countries Climate Technology and Energy Efficiency - From Best Practice Experiences to Policy Diffusion*, *Joint IEA/CTI-China Workshop on Appliance Energy Efficiency Standards, Labelling & Standby Power Reduction*, *Latin America and Caribbean Training Course on Standards and Labelling Buenos Aires* oder *CTI Latin America Regional Workshop on Energy Efficiency Standards and Labels*.

¹²⁶ CLASP wurde 1999 von drei unabhängigen Forschungsinstitutionen gegründet und hat sich zum Ziel gesetzt, Energielabels und -standards international zu verbreiten: „Our mission is to promote efficiency standards and labels in developing and transitional countries through partnerships with agencies, stakeholders and relevant institutions in those countries. CLASP will invite representatives of countries that have successfully adopted standards to join the program in reaching out to neighbouring countries.“ (CLASP 2000)

¹²⁷ Zum Beispiel organisierte CLASP ein Symposium in Bangkok *The Lesson Learned in Asia: Regional Symposium on Energy Efficiency Standards and Labelling* das nationale Entscheidungsträger aus 29 asiatischen Ländern versammelte (http://www.clasponline.org/download/Standards_Labeling/2001/236/index.php3). Ähnliche Veranstaltungen fanden in Mexiko und Argentinien statt, um Energielabels und -standards in Süd- und Mittelamerika zu verbreiten.

Insbesondere CTI und CLASP berieten einige nationale Regierungen darüber hinaus direkt bei der Vorbereitung und Implementation von Energielabels und -standards. In Ghana begleitete CLASP die Regierung bei der Entwicklung von Energielabels und -standards, die schließlich 2002 verabschiedet wurden. In Kooperation mit der mexikanischen Energiebehörde versucht CLASP, Energielabels und -standards in mittel- und südamerikanischen Ländern zu verbreiten. Im Jahr 2000 lagen CLASP Anfragen aus mehreren Ländern vor, die um Beratung und Unterstützung bei der Entwicklung und Implementation von Energielabels und -standards baten (Della Cava et al. 2000), z.B. Ägypten, Bahrain, China, Ghana, Indien, Indonesien, Iran, Jemen, Libanon, Malaysia, Russland, Saudi-Arabien, Sri Lanka, Tunesien, Ukraine und Vietnam. Insbesondere bei der Implementation der Energielabels und -standards in Osteuropa hilft CTI im Rahmen des sog. Early Adoption Projects den Ländern, die Verpflichtungen zu erfüllen, die sich aus dem *acquis communautaire* und den europäischen Richtlinien zu Energielabels und -standards für die Beitrittskandidaten ergeben, und diese frühzeitig umzusetzen (CTI 2002).

Andere regionale Organisationen schafften besondere Arbeitsgruppen, die eine freiwillige Anpassung unterschiedlicher nationaler Regelungen erleichtern und unterstützen sollten. 1996 gründeten die Mitgliedstaaten der Asian Pacific Economic Co-operation (APEC) die Steering Group on Energy Standards, die das Ziel verfolgte Handelsbarrieren abzubauen und Handelskonflikte zu vermeiden, die aufgrund unterschiedlichen Energielabels und -standards entstanden oder entstehen könnten (Steering Group on Energy Standards 2000). Eine ähnliche Institution schafften im Frühjahr 2001 die drei Mitgliedstaaten des North American Free Trade Agreements (NAFTA) Kanada, Mexiko und die USA. Die North American Energy Working Group verfolgt das Ziel, Harmonisierungspotenziale zu identifizieren (NAEWG 2002). Heute verwenden die USA, Kanada und Mexiko dieselben technischen Verfahren zur Bestimmung der Energieeffizienz, Kanada und die USA verwenden auch identische Designs ihrer Energielabels und -standards (NAEWG 2002; Wiel, McGrory und Lloyd 2002). Grundlage bildet hier nicht eine formale Harmonisierung, sondern die freiwillige Anpassung der Labels und Standards aufgrund von Informationsaustausch zwischen den beteiligten Ländern (NAEWG 2002).

8.2.3.3 *Produkteigenschaften: Determinanten der Ausbreitungsmuster*

Die Beschreibung des Verlaufs der Ausbreitung und der Rolle von Diffusion und Harmonisierung während der Ausbreitung ließen bestimmte regionale Muster der Ausbreitung erkennen, d.h. bestimmte Modelle breiten sich in abgrenzbaren Regionen aus. Die Muster beziehen sich weniger auf die zeitliche Abfolge der Einführungen, sondern vielmehr auf die inhaltliche Ausgestaltung der Energielabels und -standards, die sich ausbreiten. So bildete das dänische Modell die Vorlage für die europäische Harmonisierung der Energielabels und die niederländische Regelung für die europäische Harmonisierung der Energiestandards. Am thai-

ländischen Energielabel orientierten sich viele Staaten in der südostasiatischen Region und die US-amerikanischen Energielabels und -standards dienten einigen Ländern im mittel- und südamerikanischen Raum als Vorbild.

Zusammen mit den oben ausführlich diskutierten politischen und wirtschaftlichen Dynamiken produktbezogener Regelungen beeinflussten die Eigenschaften der regulierten Produkte die Ausbreitungsmuster. Die Hersteller von Kühlschränken und Tiefkühltruhen produzieren in der Regel für regionale und nicht für globale Märkte. Zwar lassen sich internationale Handelsströme beobachten, aber sie bleiben größtenteils auf regionale Märkte beschränkt (Harrington 2000: 21; OECD 1995b: 77). Diese Beschränkung lässt sich auf unterschiedliche klimatische Bedingungen sowie unterschiedliche Konsumgewohnheiten und -präferenzen (etwa bezogen auf die Größe und das Design) in den Weltregionen zurückführen, aufgrund derer Kühlschränke und Tiefkühltruhen unterschiedliche Produkteigenschaften aufweisen (müssen), welche die Möglichkeit, sie auf anderen regionalen Märkten zu verkaufen, erheblich einschränken (IEA 2000: 125; Varone und Aebischer 1999: 12). Angesichts dieser Eigenschaften betrachtet die OECD und die IEA (IEA 2000: 125) eine internationale und regionenübergreifende Harmonisierung in Ländern des Annex I¹²⁸ der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen als wenig wahrscheinlich und sinnvoll:

“[W]hile trade benefits would occur from regional common action, Annex-I wide common action would add little additional benefit and make the negotiations on test protocols and energy efficiency unnecessarily complex.” (OECD 1995b: 77)

In anderen Worten begrenzten die Produkteigenschaften die Bemühungen, Energielabels und -standards zu harmonisieren oder freiwillig an bereits bestehende Regelungen anzupassen, auf bestimmte Regionen. Die Auswirkungen der durch beide Instrumente ausgelösten wirtschaftlichen und politischen Dynamiken blieben auf diejenigen Regionen begrenzt, in denen vergleichbare Anforderungen an die Eigenschaften von Kühlschränken und Tiefkühltruhen bestehen und der Handel mit diesen Produkten ein signifikantes Ausmaß erreicht.

8.3 Zwischenfazit: Internationale Ausbreitung von Umweltzeichen und -standards

Die auffallendste Beobachtung, die sich aus der Betrachtung der Ausbreitung von Umweltzeichen und -standards ergibt, bildet das Zusammenspiel von nationalem Vorreiterverhalten, Diffusion und internationaler Harmonisierung. In allen drei Ausbreitungsprozessen lösten nationale Alleingänge (Energielabels und -standards) oder Diffusionsprozesse (Umweltzeichen) Entwicklungen aus, die schließlich früher oder später über den Mechanismus des „regulativen Wettbewerbs“ zur internationalen (überwiegend regionalen) Harmonisierung der nationalen Regelungen führten. Die Entwicklung des europäischen Umweltzeichens, aber

¹²⁸ Australien, Österreich, Weißrussland, Belgien, Bulgarien, Kanada, Tschechische Republik, Slowakische Republik, Dänemark, EU, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Ungarn, Island, Irland, Italien, Japan, Lettland, Litauen, Luxemburg, Niederlanden, Neuseeland, Norwegen, Polen, Portugal, Rumänien, Russland, Spanien, Schweden, Schweiz, Türkei, Ukraine, Großbritannien und Vereinigte Staaten von Amerika.

auch der Energielabels und -standards unterstreicht, dass nicht nur direkte Politikdiffusion zwischen einzelnen Ländern oder international institutionalisierte Politikdiffusion Elemente eines Diffusionsprozess im internationalen System bilden. Vielmehr zeigt sich in der Analyse der Ausbreitung dieser Politikinnovationen, dass in Systemen der Mehrebenenregulierung, wie dem der EU, Politikinnovationen von der nationalen Regulierungsebene auf die nächst höhere internationale Regulierungsebene vertikal diffundieren können – insbesondere dann, wenn diese Innovationen das Potenzial haben den internationalen Handel zu behindern und es sich um produktbezogene Regelungen handelt. Antizipieren Nationalstaaten diese Möglichkeit der vertikalen Diffusion, ergibt sich daraus für sie die Möglichkeit durch strategisches Vorreiterverhalten internationale Politikentwicklungen zu beeinflussen. Zudem ließ sich beobachten, dass sich umgekehrt die Absicht der nächst höheren Regulierungsebene, bestimmte Politiken zu harmonisieren, der aber keine konkreten Schritte folgen, hinderlich auf internationale Ausbreitungsprozesse auswirken kann.

Dieselben politischen und wirtschaftlichen Dynamiken, die produktbezogene Regelungen auslösen, trugen in Kombination mit den spezifischen Produkteigenschaften von Kühlschränken und Tiefkühltruhen zur Herausbildung regionaler Muster bei der Ausbreitung der Energieeffizienzlabels und -standards bei. Interessanterweise bildeten sich diese regionalen Muster nicht nur durch Harmonisierung heraus, sondern sind auch das Resultat freiwilliger Orientierung oder Anpassung an bereits bestehenden Energielabels oder -standards. Auch wenn diese Angleichung in einigen Fällen durch die Gründung von besonderen regionalen Arbeitsgruppen internationaler Organisationen koordiniert oder durch den systematischen und zentralisierten Austausch von Erfahrungen erleichtert wurde, blieben die einzelnen nationalen Entscheidungen, sich an einer bestimmten nationalen Regelung zu orientieren oder die eigenen Regelungen an diese anzupassen freiwillig. Sie lassen sich demzufolge am besten mit dem Begriff der Diffusion oder der international institutionalisierten Politikdiffusion beschreiben.

Schließlich zeigten die Ausführungen, dass Diffusion (sei es direkter oder international institutionalisierte Politikdiffusion), Harmonisierung und Zwang internationale Ausbreitungsprozesse umweltpolitischer Innovationen parallel beeinflussen können.

9 Schlussfolgerungen

Ein zentrales Ergebnis dieser Studie liegt in der Erkenntnis, dass internationale Akteure, Prozesse und Ereignisse oft einen entscheidenden Einfluss auf die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen ausübten, in vielen Fällen nationalen Politikwandel anregten und somit maßgeblich zur beobachteten, über den Untersuchungszeitraum zunehmenden internationalen Konvergenz von Umweltpolitiken beitrugen. Die Untersuchung zeigte aber auch, dass diejenigen internationalen Mechanismen, mit denen die überwiegende

Mehrheit der politikwissenschaftlichen Ansätze versucht diese Phänomene zu erklären, in vielen Fällen nicht ausreichen, die Einflüsse internationaler Akteure, Prozesse und Ereignisse auf die verschiedenen Ausbreitungsprozesse zu verstehen und konzeptionell zu erfassen. Weder die internationale Harmonisierung von Politiken durch völkerrechtlich bindende internationale Vereinbarungen noch die Ausübung von Zwang durch externe Akteure, die politische und ökonomische Abhängigkeiten nutzen, bieten für alle Fälle ausreichende und zufrieden stellende Ansätze zur Erklärung und zum Verständnis der internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen und der daraus resultierenden internationalen Konvergenz nationaler Umweltpolitiken – auch wenn sie in einigen Ausbreitungsprozessen ohne Zweifel eine entscheidende und zentrale Rolle spielten.

Vielmehr beeinflusste der direkte zwischenstaatliche Austausch von Erfahrungen und Informationen über umweltpolitische Innovationen sowie die Kommunikation umweltpolitischer Innovationen im internationalen System durch internationale Akteure die Entscheidungen nationaler Regierungen, freiwillig, d.h. ohne Zwang oder völkerrechtlich bindende internationale Vereinbarungen, umweltpolitische Institutionen zu gründen, Gesetze zu verabschieden und bestimmte Instrumente anzuwenden. Dabei orientierten sich nationale Regierungen oft an umweltpolitischen Innovationen, die andere Länder bereits anwenden, kopierten diese unverändert, passten sie an die jeweiligen nationalen Bedingungen an oder ließen sich von diesen inspirieren. Entweder kommunizierten internationale Organisationen, spezialisierte Netzwerke oder andere Nationalstaaten die Informationen über bereits bestehende umweltpolitische Innovationen. Oder die relevanten nationalstaatlichen Entscheidungsträger, die planten eine umweltpolitische Innovation einzuführen, suchten selbst systematisch im internationalen System nach Ansätzen und Modellen, die sie auf ihren nationalen Kontext übertragen könnten. Das Motiv, eine umweltpolitische Innovation aus anderen Ländern zu übernehmen, lag nicht immer nur darin, effektive Lösungen für ein bestehendes Problem einzuführen. Oft verbanden die Entscheidungsträger damit das Ziel, ihre Maßnahme innenpolitisch besser rechtfertigen zu können, internationale Anerkennung zu erreichen oder internationale Entwicklungen zu antizipieren und strategisch zu beeinflussen.

Die Beobachtung, dass Staaten umweltpolitische Innovationen aus dem Ausland nachahmen und von bereits bestehenden Erfahrungen im internationalen System lernen, blieben nicht nur auf einzelne Fälle beschränkt, sondern erstreckte sich über eine Vielzahl unterschiedlicher Länder und umweltpolitischer Innovationen. Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse lässt sich Diffusion als ein grundsätzlicher internationaler Mechanismus bezeichnen, der zusätzlich zu den beiden anderen internationalen Mechanismen Harmonisierung und Zwang die Einführung umweltpolitischer Innovationen auf der nationalen Ebene beeinflusst und sich somit auf die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen, Gesetze und Instrumente auswirkt sowie zum nationalen Wandel und zur internationalen Konvergenz von staatlicher Umweltpolitik beiträgt.

In einigen Fällen reichten diese drei internationalen Mechanismen aus, um Auffälligkeiten in den Ausbreitungsmustern einzelner umweltpolitischer Innovationen, aber auch Gemeinsamkeiten und Unterschiede im Vergleich mehrerer Ausbreitungsprozesse zu interpretieren. Nicht gerade überraschend beschleunigte sich die Ausbreitung der jeweiligen umweltpolitischen Innovation deutlich sobald völkerrechtlich bindende, internationale Vereinbarungen zur Harmonisierung umweltpolitischer Regelungen vorlagen – sowohl innerhalb des Ausbreitungsprozesses selber als auch im Vergleich mit anderen Ausbreitungsprozessen, bei denen keine internationale Harmonisierung erfolgte. Die selbe Wirkung ließ sich beobachten, wenn Akteure – in der Regel internationale Organisationen – außerhalb des betroffenen Landes oder der betroffenen Ländergruppe politische und ökonomische Abhängigkeiten nutzten, um die Regierungen dieser Länder dazu zu zwingen, eine bestimmte von ihnen bevorzugte umweltpolitische Innovation einzuführen.

Aber auch wenn der Diffusionsmechanismus zur internationalen Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen beitrug, nahm die Ausbreitungsgeschwindigkeit oft spürbar zu, obwohl Diffusion nicht auf denselben rechtlichen, politischen oder ökonomischen Prozessen beruht, die Staaten wenig Freiraum für eigene Entscheidungen lassen und sich direkt und meist unverändert in nationalen Entscheidungen niederschlagen. Im Falle von Diffusion entscheiden sich Staaten weitgehend freiwillig dazu, bestimmte umweltpolitische Innovationen zu übernehmen. In diesen Fällen beschleunigte sich die internationale Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen insbesondere dann, wenn ein weithin anerkanntes Modell zur Verfügung stand und die Diffusion der jeweiligen Politikinnovation auf internationaler Ebene institutionalisiert und koordiniert wurde. In denjenigen Fällen, in denen der Diffusionsmechanismus auf direktem und horizontalem Austausch von Erfahrungen zwischen einzelnen oder mehreren Staaten beruhte, verlief die Ausbreitung hingegen in der Regel langsamer. Diffusion trat somit insbesondere dann als dominanter Ausbreitungsmechanismus in Erscheinung, wenn wichtige internationale Ereignisse, Prozesse oder Akteure zur internationalen Kommunikation und Verbreitung eines mehr oder weniger unumstrittenen Modells der umweltpolitischen Innovation beitrugen, indem sie Länder über dessen Vorzüge informierten oder sie konkret in dessen Entwicklung und Umsetzung berieten. Allgemeine internationale Rahmenbedingungen, die sich nicht auf konkrete umweltpolitische Innovationen beziehen, wie etwa die Herausbildung des Umweltschutzes als internationale Norm und Zeichen der Modernität nationalen Regierens, oder situative Ereignisse, wie der Zusammenbruch der sozialistischen Regime in Osteuropa ergänzten oft die grundsätzlich beschleunigende Wirkung der internationalen Institutionalisation der Politikdiffusion und begünstigten somit die Ausbreitung umweltpolitischer Innovationen insgesamt.

Das Vorliegen von international institutionalisierter Politikdiffusion, Harmonisierung oder Zwang alleine reicht jedoch nicht aus, um Unterschiede in den Ausbreitungsmustern zu erklären. In einigen Fällen beschleunigte sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit der umweltpoli-

tischen Innovation trotz internationaler Koordination von Informationsflüssen nicht oder nur sehr geringfügig. Als einen weiteren entscheidenden Einfluss auf die Geschwindigkeit und das Ausmaß internationaler Ausbreitungsprozesse identifizierte die Studie in Übereinstimmung mit Annahmen aus der Diffusionsforschung und anderen politikwissenschaftlichen Ansätzen die Eigenschaften der politischen Innovationen. Diese Eigenschaften entfalteten ihre Wirkung insbesondere dann, wenn Diffusion den grundlegenden internationalen Mechanismus bildete, welcher der Ausbreitung zugrunde lag.

Grundsätzlich zeichneten sich die internationalen Ausbreitungsprozesse derjenigen umweltpolitischen Innovationen, die über das Potenzial verfügen, ernsthafte politische Konflikte auszulösen, durch eine langsamere Ausbreitungsgeschwindigkeit und einen geringeren Ausbreitungsgrad aus als die Ausbreitung von umweltpolitischen Innovationen, die nur über ein geringes Konfliktpotenzial verfügen. In anderen Worten, die Ausbreitungsgeschwindigkeit und der Ausbreitungsgrad blieben in der Regel niedrig, wenn die umweltpolitischen Innovationen weit reichend in politische und wirtschaftliche Interessen wichtiger und einflussreicher nationaler Akteure eingriffen und damit auf entsprechenden Widerstand dieser Interessen trafen sowie wenn sie im Widerspruch zu nationalen regulativen Stilen und administrativen Traditionen standen und sich daher nur schwer zu den bestehenden Institutionen und gesetzlichen Regelwerken hinzufügen ließen. Zudem breiteten sich diejenigen umweltpolitischen Innovationen oft schneller aus, die auf die Bewältigung ökologischer Probleme abzielten, die sich in ihrer Struktur dadurch auszeichneten, dass sich die Notwendigkeit bzw. die Dringlichkeit ihrer Bewältigung aufgrund ihrer hohen Sichtbarkeit und unmittelbaren Auswirkungen leicht politisieren ließ und für deren Bewältigung technische Standardlösungen zur Verfügung standen.

Die Eigenschaften der umweltpolitischen Innovationen beeinflussten aber nicht nur die Ausbreitungsgeschwindigkeit und den Ausbreitungsgrad sondern auch die regionalen Muster der Ausbreitung. Diejenigen umweltpolitischen Innovationen, deren Einführung relativ hohe nationale wissenschaftliche, technische und ökonomische Kapazitäten erforderten, breiteten sich zuerst in denjenigen Ländern aus, die über entsprechende Kapazitäten verfügten – im Falle dieser Studie also zunächst in den westlichen Industrieländern. Erst mit der Bildung entsprechender Kapazitäten – in Entwicklungs- und Schwellenländern oft unterstützt durch andere Nationalstaaten oder internationale Organisationen – dehnte sich die Ausbreitung auch über die Ländergruppe der westlichen Industriestaaten hinaus aus.

Die Ausführungen zu den Auswirkungen der Eigenschaften der umweltpolitischen Innovationen auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit und den Ausbreitungsgrad deuten bereits an, dass sich ihr Einfluss auf die Ausbreitungsmuster oft nur im direkten Zusammenhang mit länderspezifischen Bedingungen umfassend verstehen lässt. Um belastbare Aussagen darüber treffen zu können, warum bestimmte Länder eine umweltpolitische Innovation einführten und

andere nicht oder warum Länder umweltpolitische Innovationen zu einem bestimmten Zeitpunkt einführen, müssen die jeweiligen länderspezifischen Bedingungen in Betracht gezogen werden. Um die offensichtlichsten und grundlegenden Auffälligkeiten im Verlauf der Ausbreitung zu verstehen und zu erklären, reichte es aber oft aus, sich auf die Eigenschaften der umweltpolitischen Innovationen als eine zentrale Variable zu beziehen.

Schließlich erwiesen sich Wechselwirkungen zwischen den drei internationalen Mechanismen innerhalb eines Ausbreitungsprozesses, aber auch zwischen mehreren Ausbreitungsprozessen als besonders interessant. Konkurrierten in ein- und demselben Problemfeld mehrere umweltpolitische Innovationen miteinander, so verliefen beide Ausbreitungsprozesse in der Regel langsamer, als wenn nur ein Modell zur Verfügung stand. Oft setzte sich früher oder später einer der umweltpolitischen Innovationen als Modell durch und breitete sich dann schneller und in einem höheren Maße international aus als die andere umweltpolitische Innovation, die sich nicht als Modell durchsetzen konnte.

Innerhalb eines internationalen Ausbreitungsprozesses ließen sich in einigen Fällen Wechselwirkungen insbesondere zwischen den beiden internationalen Mechanismen der Diffusion und der internationalen Harmonisierung von Politiken beobachten. So bildete die Diffusion umweltpolitischer Innovationen einerseits oft eine entscheidende Vorstufe zur internationalen Harmonisierung von nationalen Umweltpolitiken. Insbesondere dann, wenn die Diffusion einer umweltpolitischen Innovation in mehreren Ländern negative Externalitäten in anderen Ländern verursachte, initiierte dieser Prozess nach einem relativ kurzen Zeitraum Verhandlungen zwischen Staaten, die das Ziel verfolgten, diese umweltpolitische Innovation international zu harmonisieren. Vor allem im politisch-institutionellen Kontext der EU ließen sich diese Wechselwirkungen beobachten. Dabei versuchten die Nationalstaaten mit unterschiedlichem Erfolg, ihr nationales Modell auf die europäische Ebene zu übertragen bzw. durch strategische nationale Alleingänge den Gegenstand und die inhaltliche Gestaltung der Harmonisierung zu beeinflussen. Auch hier spielen die Eigenschaften der umweltpolitischen Innovation eine wichtige Rolle, ließen sich solche Prozesse insbesondere im Falle von umweltpolitischen Innovationen beobachten, welche die Eigenschaften von Produkten regeln.

Andererseits irritierten in einigen Fällen die internationale Harmonisierung oder nur die Ankündigung, eine bestimmte Politik international harmonisieren zu wollen, den internationalen Ausbreitungsprozess. Solange Unsicherheit darüber bestand, auf der Grundlage welchen Modells die internationale Harmonisierung erfolgen sollte, zögerten viele Nationalstaaten, eine bestimmte umweltpolitische Innovation einzuführen, so dass sich umweltpolitische Innovationen in diesem Problemfeld nur schwerfällig oder gar nicht ausbreiteten, da die Nationalstaaten spätere Anpassungskosten scheuten, sollten sie voreilig das „falsche“ Modell eingeführt haben und sie dieses dann an die internationale Regelung anpassen müssen. Diese Beobachtung gilt insbesondere für solche Problemfelder, in denen zwei oder mehrere alter-

native Modelle miteinander konkurrierten. Bildete ein anderes Modell die Grundlage der internationalen Harmonisierung als die umweltpolitische Innovation, die sich bis dahin international ausbreitete, verlangsamte sich ihre Ausbreitung oder führte gar dazu, dass Länder diese umweltpolitische Innovation abschafften und durch das Modell der internationalen Harmonisierung ersetzen.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass sich nationaler Politikwandel und die internationale Konvergenz von Umweltpolitiken, aber auch die Entwicklung, Formulierung und Umsetzung internationaler Umweltpolitik nicht ausreichend verstehen lassen, betrachtet man nur die herkömmlichen Ansätze, die diese Phänomene mit parallelen nationalen Problemdruck, internationaler Harmonisierung, negativen Externalitäten oder der Ausübung von Zwang zu erklären und zu verstehen versuchen. Diffusion, d.h. das Nachahmen umweltpolitischer Innovationen aus dem Ausland und der Prozess zwischenstaatlichen Lernens, bildet einen ebenso wichtigen internationalen Mechanismus, ohne dessen Berücksichtigung sich nur ein unvollständiges Bild der Entstehung nationaler und internationaler Umweltpolitik zeichnen lässt.

Literaturverzeichnis

- Ackermann, T., G. Andersson, und L. Soder. 2001. Overview of government and market driven programs for the promotion of renewable power generation. *Renewable Energy* 22 (1):197-204.
- Albert, Detlev. 1995. Die UVP-Richtlinie - das ungewollte Kind? Ein Rückblick auf die europäische Umweltpolitik. *UVP-Report* 1995 (3):132-133.
- Andersen, Mikael Skou, und Duncan Liefferink. 1997. Introduction: the impact of pioneers on EU environmental policy. In *European environmental policy. The pioneers*, herausgegeben von M. S. Andersen und D. Liefferink. Manchester und New York: Manchester University Press.
- Deutscher Bundestag. 1988. *Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage zur Förderung und Nutzung Erneuerbarer Energiequellen in der Bundesrepublik Deutschland*. July 20.
- Bailey, Ian. 1999. Flexibility, Harmonization and the Single Market in EU Environmental Policy: The Packaging Waste Directive. *Journal of Common Market Studies* 37 (4):549-571.
- Baumol, William J., und Wallace E. Oates. 1989. *The theory of environmental policy*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Bechberger, Mischa, Stefan Körner, und Danyel T. Reiche. 2003. Erfolgsbedingungen von Instrumenten zur Förderung Erneuerbarer Energien im Strommarkt. FFU-Report 03-2003. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- Bennett, Colin J. 1988. Different processes, one result: the convergence of data protection policies in Europe and the United States. *Governance: An International Journal of Policy and Administration* 1 (4):162-183.
- . 1991a. How states utilize foreign evidence. *Journal of Public Policy* 11 (1):31-54.
- . 1991b. What is policy convergence and what causes it? *British Journal of Political Science* 21 (2):215-233.
- . 1997. Understanding ripple effects: the cross-national adoption of policy instruments for bureaucratic accountability. *Governance: An International Journal of Policy and Administration* 10 (3):213-233.
- Berry, Frances S., und William D. Berry. 1999. Innovation and diffusion models in policy research. In *Theories of the policy process*, herausgegeben von P. A. Sabatier. Boulder, Colo./Oxford: Westview Press.
- Bertoldi, Paolo. 1999. Energy efficiency equipment within SAVE: activities, strategies, success and barriers. Paper read at SAVE Conference for an Energy Efficient Millennium, November 8 - 10, at Graz.
- Betsill, Michele M. 1999. Changing the climate: international norms and the politics of global climate change. Paper read at Annual Meeting of the American Political Science Association, September 1-5, 1999, at Atlanta, Ga.
- Beyme, Klaus von. 1994. *Systemwechsel in Osteuropa*. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- Binder, Manfred (mit einem Beitrag von Per-Olof Busch). 2002. Umweltpolitische Basisinnovationen im Industrieländervergleich. Ein grafisch-statistischer Überblick. FFU-Report 02-06. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- Bliem, Markus. 2001. Wirtschaftspolitische Optionen für erneuerbare Energieträger im liberalisierten europäischen Energiemarkt, Institut für Volkswirtschaftslehre und Volkswirtschaftspolitik, Karl-Franzens-Universität, Graz.
- Blinzler, Max. 1992. Umweltbundesamt. In *Umwelt Handwörterbuch. Umweltmanagement in der Praxis der Führungskräfte in Wirtschaft, Politik und Verwaltung*, herausgegeben von F. J. Dreyhaupt, F.-J. Peine und G. W. Wittkämper. Berlin, Bonn, Regensburg: Walhalla.
- Bongaerts, Jan, und René Kemp. 2000. The implementation and technological impact of the Packaging and Packaging Waste Directive (94/62/EC) in France, Germany and Finland. Synthesis Report for TEP European Commission Framework Programme IV (1994-1998). Maastricht: MERIT.

- Botcheva, Lilian, und Lisa L. Martin. 2001. Institutional effects on state behaviour: convergence and divergence. *International Studies Quarterly* 45 (1):1-26.
- Bräutigam, Volker. 2000. Taiwan entdeckt das deutsche EEG. *Neue Energie*, 11.
- Bressers, Hans Th. A., und Loret A. Plettenburg. 1997. The Netherlands. In *National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity Building*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Bundesregierung. 1971. Umweltprogramm der Bundesregierung. BT Drucksache VI 2710. Bonn: Bundesregierung.
- Busch, Per-Olof. 2003. Die Diffusion von Einspeisevergütungen und Quotenmodellen: Konkurrenz der Modelle in Europa. FFU-Report 03-2003. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- Busch, Per-Olof, und Helge Jörgens. 2004. Governance by diffusion? An analytical distinction of three international governance mechanisms. Paper read at 45th Annual Convention of the International Studies Association, March 17-20, at Montreal, Canada.
- Caddy, Joanne, und Anna Vari. 2002. Hungary. In *Capacity Building in National Environmental Policy. A Comparative Study of 17 Countries*, herausgegeben von H. Weidner und M. Jänicke. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Carter, Neil, und Philip Lowe. 1994. Environmental politics and administrative reform. *The Political Quarterly* 65 (3):263-274.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. National Packaging Protocol. 1996 Milestone Report. Winnipeg: CCME.
- CEQ (Council on Environmental Quality). 1997. The National Environmental Policy Act. A study of its effectiveness after twenty-five years. Washington: CEQ.
- Cerny, Philip G. 2000. Political agency in a globalizing world: toward a structural approach. *European Journal of International Relations* 6 (4):435-463.
- Cervený, Michael, und Gustav Resch. 1998. Feed-In Tariffs and Regulations Concerning Renewable Energy Electricity Generation in European Countries. Wien: Energieverwertungsagentur.
- Checkel, Jeffrey T. 1999. Norms, institutions, and national identity in contemporary Europe. *International Studies Quarterly* 43 (1):83-114.
- CTI (Climate Technology Initiative). 2002. Energy efficient appliances early adoption project. Report on implementing EU appliance energy efficiency policy in Central and Eastern European countries. Paris: CTI.
- CLASP (Collaborative Labelling and Appliance Standards Program). 2004. *CLASP objectives*. CLASP 2000 [cited May 24, 2004]. Available from <http://www.clasponline.org/about-clasp/partners.php3>.
- Cochet, Yves. 2000. Rapport au Premier ministre: Stratégie et moyens de développement de l'efficacité énergétique et des sources d'énergie renouvelables en France. Paris.
- Collier, David, und Richard E. Messick. 1975. Prerequisites versus diffusion: testing alternative explanations for social security adoption. *American Political Science Review* 69:1299-1315.
- Connolly, Barbara, und Tamar Gutner. 2002. Policy networks and process diffusion: organizational innovation within the 'Europe for Environment' network. Unpublished manuscript.
- Court of Justice of the European Communities. 2001. An obligation to purchase at minimum prices does not constitute state aid merely because it is imposed by statute, Presse release No 10/2001, 13 March 2001.
- CSD (Commission on Sustainable Development). 2003. *Guidelines for national reporting to CSD-12 2003* [cited 17 December 2003]. Available from http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/csd12_natlinfo/csd12_natlinfo_guidelines.pdf.
- Della Cava, Mirka F., Stephen Wiel, Peter du Pont, Sood R. Na Phuket, Sachu Constantine, und James E. McMahon. 2000. Supporting a network for energy efficiency labels and standards programs in developing countries. Paper read at 2nd International Conference on Energy Efficiency in Household Appliances and Lighting, September 27-29, at Neapel.
- Department of Industry and Trade. 1999. New & Renewable Energy - Prospects for the 21st Century. London.
- DiMaggio, Paul J., und Walter W. Powell. 1983. The iron cage revisited: institutional isomorphism and collective rationality in organizational fields. *American Sociological Review* 48 (2):147-160.

- . 1991. The iron cage revisited: institutional isomorphism and collective rationality in organizational fields. In *The new institutionalism in organizational analysis*, herausgegeben von W. W. Powell. Chicago: Chicago University Press.
- Dolowitz, David. 2000. *Policy transfer and British social policy*. Basingstoke, England: Open University Press.
- Dolowitz, David, und David Marsh. 1996. Who learns what from whom: a review of the policy transfer literature. *Political Studies* 44 (2):343-357.
- . 2000. Learning from abroad: the role of policy transfer in contemporary policy making. *Governance: An International Journal of Policy and Administration* 13 (1):5-24.
- Donkers, Robert. 2000. Umweltpolitik in der Europäischen Union: Ein neuer Weg. In *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Duffy, John. 1996. Energy labeling, standards and building codes: a global survey and assessment for selected developing countries. Washington: International Institute for Energy Conservation.
- Eco-news. 2003. *Die Schweiz orientiert sich am deutschen EEG*. Förderverein Ökologische Steurreform 2002 [cited 6 June 2003]. Available from <http://www.foes-ev.de/news11/3artikel9.html>.
- EEA (European Environment Agency). 1996. Environmental taxes. Implementation and environmental effectiveness. Environmental Issue Series No. 1. Copenhagen: EEA.
- . 2000. Environmental taxes: recent developments and tools for integration. Environmental Issue Series No. 18. Copenhagen: European Environment Agency.
- EECA (Energy Efficiency and Conservation Authority). 2003. *Proposed Implementation of Mandatory Energy Performance Standards and Labeling. Discussion document for consultation under the Energy Efficiency and Conservation Act 2000*. EECA 2001 [cited 14 September 2003]. Available from <http://www.mfe.govt.nz/publications/energy/energy-performance-standards-labelling-apr02.pdf>.
- Egan, Kristina, und Peter du Pont. 1998. Asia's new standards for success: Energy efficiency standards and labeling programs in 12 Asian countries. Washington, D.C.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1998. Environmental labelling: issues, policies and practices worldwide. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency.
- EURELECTRIC. 1999. Promotion of renewables in the EU and possible harmonisation. EURELECTRIC view. EURELECTRIC.
- European Commission. 1995. White paper: an energy policy for the European Union. COM (95)682. Brussels: European Commission.
- . 1998a. Electricity from renewable energy sources and the internal electricity market. Brussels: European Commission.
- . 1998b. Report to the Council and the European Parliament on harmonisation requirements Directive 96/92/EC concerning common rules for the internal market in electricity. Brussels: European Commission.
- . 2002. Commission raises no objections to German feed-in laws for electricity from renewable sources and combined heat and power, Press release IP/02/739, 22 May 2002.
- European Parliament. 1996. Resolution on a Community action plan for renewable energy sources, A4-0188/1996. Brussels: European Parliament.
- Evans, M, und J Davies. 1999. Understanding policy transfer: a multi-level, multidisciplinary perspective. *Public Administration* 77 (2):361-385.
- Exner, Martin. 1993. Umweltschutz als Grundrecht in der norwegischen Verfassung. *Natur + Recht* 15:16-17.
- Finnemore, Martha. 1996. *National interests and international society*. Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Finnemore, Martha, und Kathryn Sikkink. 1998. International norm dynamics and political change. *International Organization* 52 (4):887-917.
- Fiorino, Daniel J. 1995. *Making Environmental Policy*. Berkeley, Los Angeles, London: University of California Press.
- Gale, Robert J.P. 1997. Canada's Green Plan. In *Nationale Umweltpläne in ausgewählten Industrieländern*, herausgegeben von M. Jänicke, A. Carius und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

- Gehring, Thomas. 1997. Governing in nested institutions: environmental policy in the European Union and the case of packaging waste. *Journal of European Public Policy* 4 (3):337-354.
- Deutscher Bundestag. 1998. *Gesetz über den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz, EEG)*.
- Gianella, Vincenzo P., Arthur Mohr, und Thomas Stadler. 1985. Das neue Umweltschutzgesetz: Ein wichtiger Schritt im Rahmen der schweizerischen Umweltpolitik. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 8 (1):97-117.
- Gillwald, Katrin. 2000. Konzepte sozialer Innovation. Discussion Papers P00-519. Berlin: Social Science Research Centre.
- Glasson, John, und Caroline Bellanger. 2003. Divergent practice in a converging system? The case of EIA in France and the UK. *Environmental Impact Assessment Review* 23 (5):605-624.
- Global Ecolabelling Network. 2004. *What is GEN?* Global Ecolabelling Network 2003 [cited 12 January 2004]. Available from <http://www.gen.gr.jp/whats.html>.
- Golub, Jonathan. 1996. State Power and Institutional Influence in European Integration: Lessons from the Packaging Waste Directive. *Journal of Common Market Studies* 34 (3):313-339.
- Gourevitch, Peter. 1978. The second image reversed: the international sources of domestic politics. *International Organization* 32 (4):881-911.
- Grabbe, Heather. 1999. The transfer of policy models from the EU to Central and Eastern Europe: Europeanisation by design? Paper read at 1999 Annual Meeting of the American Political Science Association, at Atlanta, Ga., September 1-5.
- Gray, Virginia. 1973. Innovations in the state: a diffusion study. *American Political Science Review* 67 (4):1174-1185.
- . 1994. Competition, emulation, and policy innovation. In *New perspectives on American politics*, herausgegeben von L. C. Dodd und C. Jillson. Washington, D.C.: Congressional Quarterly.
- Green, Earl, und Roosevelt da Costa. 2000. Energy efficiency development - the Jamaican experience. Paper read at CTI Energy Efficiency Workshop: Latin American Regional Workshop on Energy Efficiency Standards & Labelling, August 10-11, at Mexico City.
- Gurowitz, A. 1999. Mobilizing international norms: domestic actors, immigrants and the Japanese state. *World Politics* 51 (April):413-445.
- Haas, Peter M. 2002. UN conferences and constructivist governance of the environment. *Global Governance: A Review of Multilateralism and International Organizations* 8 (1):73-91.
- Haas, Reinhard, Norbert Wohlgemuth, und Claus Huber. 2001. Financial Incentives to Promote Renewable Energy systems in European Electricity Markets: A Survey. *International Journal Global Energy Issues* 15 (1/2):5-24.
- Hall, Peter A. 1993. Policy paradigms, social learning and the state: the case of economic policy-making in Britain. *Comparative Politics* 25 (3):275-296.
- Harrington, Lloyd. 2000. Background discussion paper - minimum energy performance standards, energy labeling and test procedures. Paper read at Symposium on Domestic Refrigeration Appliances, March 6 - 8, at Wellington.
- Harrington, Lloyd, und Melissa Damnics. 2001. Energy labeling and standards programs throughout the world. Report to The National Appliance and Equipment Energy Efficiency Committee.
- Hasenclever, Andreas, Peter Mayer, und Volker Rittberger. 1997. *Theories of international regimes*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Hauff, Volker. 1987. *Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*. Greven: Eggenkamp Verlag.
- Haverland, Markus. 2000. National Adaptation to European Integration: The Importance of Institutional Veto Points. *Journal of Public Policy* 20 (1):83-103.
- Heidbrink, Kathrin, und Stephan Paulus. 2000. Strategies for sustainable development in the thicket of national planning processes. From convergent concepts to coherent actions in the development co-operation. Bonn und Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit.

- Helberg, Andreas. 2002. Allgemeines Umweltverwaltungsrecht. In *Umweltrecht*, herausgegeben von H.-J. Koch. Neuwied und Kriftel: Luchterhand.
- Héritier, Adrienne. 1996. The accomodation of diversity in European policy-making and its outcomes: regulatory policy as a patchwork. *Journal of European Public Policy* 3 (2):149-167.
- Hinsch, Christian. 1999. Aufgeschoben ist nicht aufgehoben. Europäische Einspeiserichtlinie wird hinter den Kulissen weiter diskutiert. *Neue Energie*, Heft 3, 56-58.
- Hoberg, George. 1991. Sleeping with an elephant: the American influence on Canadian environmental regulation. *Policy Sciences* 23:107-132.
- Hohmeyer, Olav. 1995. *Ökologische Steuerreform*. Baden-Baden: Nomos Verlag.
- Howlett, Michael. 2000. Beyond legalism? Policy ideas, implementation styles and emulation based convergence in Canadian and U.S. environmental policy. *Journal of Public Policy* 20 (3):305-329.
- Hvelplund, Frede. 2001a. Political prices or political quantities? A comparison of renewable energy support systems. *New Energy*, 5, 18-23.
- . 2001b. Renewable energy governance systems. A comparison of the 'political price-/amount market' model with the 'political quota-/certificate model'. Aalborg: Aalborg University.
- IAIA (International Association for Impact Assessment). 1999. Principles of environmental impact assessment best practice. Fargo: IAIA.
- IDA (International Development Association). 2001. How far into mainstream? A review of environmental issues in IDA activities. Washington: IDA.
- IEA (International Energy Agency). 2000. *Energy labels & standards. Energy efficiency policy profiles*. Paris: IEA.
- IIED (International Institute for Environment). 2002. *Sustainable Development Strategies: A Resource Book*. Herausgegeben von I. I. f. E. a. Development. London: Earthscan.
- Ikenberry, G. John. 1990. The international spread of privatization policies: inducement, learning, and policy-bandwaggoning. In *The political economy of public sector reform and privatization*, herausgegeben von E. N. Suleiman und J. Waterbury. Boulder, Colo.: Westview Press.
- Imura, Hidefuni. 1997. Japan. In *National environmental policies: a comparative study of capacity-building*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- InTraCert (2000), Inception Report. The role of an integrated tradable green certificate system in a liberalising market, ECN-C- - 00-085.
- Ireland, Government of. 2000. Strategy for Intensifying Wind Energy Deployment. Dublin: Renewable Energy Strategy Group.
- Jacobson, Harold K., und Edith Brown Weiss. 2000. *Engaging Countries. Strengthening Compliance with International Environmental Accords*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Jänicke, Martin. 1990. Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik im internationalen Vergleich. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 13 (3):213-232.
- . 1997. The Political System's Capacity for Environmental Policy. In *National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity Building*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Jänicke, Martin, Alexander Carius, und Helge Jörgens. 1997. *Nationale Umweltpläne in ausgewählten Industrieländern*. Berlin: Springer.
- Jänicke, Martin, und Helge Jörgens. 1998. National environmental policy planning in OECD countries: preliminary lessons from cross-national comparisons. *Environmental Politics* 7 (2):27-54.
- Jänicke, Martin, Helge Jörgens, und Claudia Koll. 2000. Elemente einer deutschen Nachhaltigkeitsstrategie: Einige Schlussfolgerungen aus dem internationalen Vergleich. In *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- . 2001. Nationale Umweltplanung. In *Studium der Umweltwissenschaften - Sozialwissenschaften*, herausgegeben von F. Müller-Rommel. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

- Jänicke, Martin, und Helmut Weidner. 1997a. Germany. In *National environmental policies: a comparative study of capacity-building*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- , eds. 1997b. *National environmental policies: a comparative study of capacity building*. Berlin: Springer.
- Jörgens, Helge. 1996. Die Institutionalisierung von Umweltpolitik im internationalen Vergleich. In *Die Umweltpolitik der Industrieländer. Entwicklung - Bilanz - Erfolgsbedingungen*, herausgegeben von M. Jänicke. Berlin: Edition Sigma.
- . 2004. Governance by diffusion - Implementing global norms through cross-national imitation and learning. In *Governance for sustainable development. The challenge of adapting form to function*, herausgegeben von W. M. Lafferty. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Keck, Margaret E., und Kathryn Sikkink. 1998. *Activists beyond borders*. Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Keohane, Robert O. 1984. The world political economy and the crisis of embedded liberalism. In *Order and conflict in contemporary capitalism*, herausgegeben von J. H. Goldthorpe. Oxford: Clarendon Press.
- Keohane, Robert O., und Marc A. Levy, eds. 1996. *Institutions for environmental aid: pitfalls and promise*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Kern, Kristine. 2000. *Die Diffusion von Politikinnovationen. Umweltpolitische Innovationen im Mehrebenensystem der USA*. Opladen: Leske + Budrich.
- Kern, Kristine, Helge Jörgens, und Martin Jänicke. 2000. Die Diffusion umweltpolitischer Innovationen. Ein Beitrag zur Globalisierung von Umweltpolitik. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 23 (4):507-546.
- . 2001. The diffusion of environmental policy innovations: a contribution to the globalization of environmental policy. Discussion Paper FS II 01-302. Berlin: Social Science Research Centre.
- Kern, Kristine, Ingrid Kissling-Näf, Ute Landmann, Corine Mauch, und in collaboration with Tina Löffelsend. 2001. Policy Convergence and Policy Diffusion by Governmental and Non-Governmental Institutions. An International Comparison of Eco-labeling Systems. Discussion Paper FS II 01-305. Berlin: Social Science Research Centre.
- Kimmel, Adolf. 1992. Verfassungsrechtliche Rahmenbedingungen: Grundrechte, Staatszielbestimmungen und Verfassungsstrukturen. In *Die EG-Staaten im Vergleich. Strukturen, Prozesse, Politikinhalt*, herausgegeben von O. W. Gabriel. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Kloepfer, Michael. 1989. *Umweltrecht*. München: Beck.
- Knill, Christoph. 1998. European policies: the impact of national administrative systems. *Journal of Public Policy* 18 (1):1-28.
- Knill, Christoph, und Andrea Lenschow. 1998. Change as "appropriate adaptation": administrative adjustment to European environmental policy in Britain and Germany. *European Integration Online Papers* 2 (1).
- , eds. 2000. *Implementing EU environmental policy. New directions and old problems*. Manchester: Manchester University Press.
- Knoepfel, Peter, und Helmut Weidner. 1985. *Luftreinhaltepolitik (stationäre Quellen) im internationalen Vergleich*. Vol. I: Methodik und Ergebnisse. Berlin: Edition Sigma.
- Kohler-Koch, Beate, ed. forthcoming. *Linking EU and national governance*. Oxford: Oxford University Press.
- Kohler-Koch, Beate, und Rainer Eising, eds. 1999. *The transformation of governance in the European Union*. London: Routledge.
- Kraft, Michael E., und Norman J. Vig. 1997. Environmental policy from the 1970s to the 1990s: an overview. In *Environmental policies in the 1990s. Reform or reaction?*, herausgegeben von N. J. Vig und M. E. Kraft. Washington, D.C.: CQ Press.
- Krasner, Stephan D. 1983a. Structural causes and regime consequences: regimes as intervening variables. In *International regimes*, herausgegeben von S. D. Krasner. Ithaca und London: Cornell University Press.
- , ed. 1983b. *International regimes*. London: Cornell University Press.

- Küppers, Günter, Peter Lundgreen, und Peter Weingart. 1978. *Umweltforschung - die gesteuerte Wissenschaft? Eine empirische Studie zum Verhältnis von Wissenschaftsentwicklung und Wissenschaftspolitik*. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- Lafferty, William M., und Meadowcroft. 2000. *Implementing sustainable development. Strategies and initiatives in high consumption societies*. Oxford: Oxford University Press.
- Landmann, Ute. 1998. Nationale Umweltzeichen im Zuge der Globalisierung von Wirtschafts-, Umwelt- und Sozialpolitik. Analyse und Perspektiven von Umweltzeichenprogrammen, Department of Social and Political Sciences, Freie Universität Berlin, Berlin.
- Lauber, Volkmar. 2001. The different concepts of promoting RES-electricity and their political careers. Paper read at 2001 Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Change - Global Environmental Change and the Nation State, at Berlin, December 7-8.
- Leichter, Howard M. 1983. The patterns and origins of policy diffusion: The case of the Commonwealth. *Comparative Politics* 15:223-233.
- Levy, Marc A., Oran R. Young, und Michael Zürn. 1995. The study of international regimes. *European Journal of International Relations* 1 (3):267-330.
- Liberatore, Angela. 1997. The European Union: bridging domestic and international environmental policy-making. In *The internationalization of environmental policy*, herausgegeben von M. Schreurs und E. Economy. Cambridge: Cambridge University Press.
- Liefferink, Duncan. 1999. The Dutch national plan for sustainable society. In *The global environment. Institutions, law, and policy*, herausgegeben von N. J. Vig und R. S. Axelrod. Washington, D.C.: CQ Press.
- Long, Bill L. 2000. *International environmental issues and the OECD 1950-2000*. Paris: OECD.
- Lowi, Theodore J. 1964. American business, public policy, case studies and political theory. *World Politics* 16 (July):677-715.
- . 1974. Four systems of policy, politics and choice. *Public Administration Review* 32 (July/August):298-310.
- Lutz, J. 1987. Regional leadership: patterns in the diffusion of public policies. *American Politics Quarterly* 15 (3):387-398.
- Mahajan, Vijay, und Robert A. Peterson. 1985. *Models for innovation diffusion*. Newbury Park: Sage Publications.
- Majone, Giandomenico. 1991. Cross-national sources of regulatory policy-making in Europe and the United States. *Journal of Public Policy* 11 (1):79-106.
- March, James G., und Johan P. Olsen. 1989. *Rediscovering institutions. The organizational basis for politics*. New York: Free Press.
- Markus, M. L. 1987. Towards a 'critical mass' theory of interactive media: universal access, interdependence and diffusion. *Communication Research* 14:491-511.
- McCormick, John. 1995. *The global environmental movement*. Chichester: Wiley.
- . 1999. The role of environmental NGOs in international regimes. In *The global environment: institutions, law and policy*, herausgegeben von N. J. Vig und R. S. Axelrod. Washington, D.C.: CQ Press.
- McLeod, Neil. 2001. Canada's Energy Efficiency Standards and Labelling Program. Paper read at International Energy Agency Seminar: Energy Efficiency Standards & Labelling, November 6- 7, at Peking.
- Meadowcroft, James. 2000. Nationale Pläne und Strategien zur nachhaltigen Entwicklung in Industrieländern. In *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Mensch, Gerhard. 1971. Zur Dynamik des technischen Fortschritts. *Zeitschrift für Betriebswirtschaft* 41 (5):293-314.
- . 1972. Basisinnovationen und Verbesserungsinnovationen. Eine Erwiderung. *Zeitschrift für Betriebswirtschaft* 42 (4):291-297.
- . 1975. *Das technologische Patt. Innovationen überwinden die Depression*. Frankfurt am Main: Umschau.
- Meyer, John W., David John Frank, Ann Hironaka, Evan Schofer, und Nancy Brandon Tuma. 1997. The structuring of a world environment regime, 1870 - 1990. *International Organization* 51 (4):623-651.

- Meyer, Niels I. 2003. European schemes for promoting renewables in liberalised markets. *Energy Policy* 31 (7):665-676.
- Mez, Lutz. 1995. Reduction of exhaust gases at large combustion plants in the Federal Republic of Germany. In *Successful environmental policy. A critical evaluation of 24 cases*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin: Edition Sigma.
- . 1998. Die Verflechtung von Umwelt- und Energiepolitik in Deutschland. In *Neue Wege in der Umweltpolitik*, herausgegeben von G. Breit. Schwalbach/Taunus: Wochenschau Verlag.
- Mez, Lutz, und Anette Piening. 2001. Ansätze und Erfahrungen mit Mengensteuersystemen in der Energie- und Umweltpolitik in den USA, den Niederlanden, Dänemark und Großbritannien. FFU-Report 04-2001. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- Miles, Edward L., Arild Underdal, Steinar Andresen, Jørgen Wettstad, Jon Birger Skaereth, und Elaine M. Carlin, eds. 2002. *Environmental regime effectiveness. Confronting theory with evidence*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Ministry of Development. 2004. *National report regarding penetration level of renewable energy sources in the year 2010*. Ministry of Development 2003 [cited 23 February 2004].
- Mintrom, Michael. 1997. Policy entrepreneurs and the diffusion of innovation. *American Journal of Political Science* 41 (3):738-770.
- Mitchell, Ronald B. 2002. International environmental politics. In *Handbook of International Relations*, herausgegeben von T. Risse, W. Carlsnaes und B. Simmons. London: Sage Publications.
- Mitchell, Catherine, und Theresa Anderson. 2000. The Implications of Tradable Green Certificates for the UK. ETSU Project Number: TG (K/BD/00218). London.
- Morata, Francesc, und Nuria Font. 1998. Spain: environmental policy and public administration. In *Governance and environment in Western Europe. Politics, policy and administration*, herausgegeben von K. Hanf und A.-I. Jansen. Harlow: Addison Wesley Longman.
- Müller, Edda. 1986. *Innenwelt der Umweltpolitik*. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- NAEEEC (National Appliance Equipment Energy Efficiency Program). 2001. Future directions 2002 to 2004 - A discussion paper. Canberra: NAEEEC.
- NAEWG (North American Energy Working Group). 2003. *North American Energy Efficiency Standards and Labeling*. NAEWG 2002 [cited 16 March 2003]. Available from http://oee.nrcan.gc.ca/NAenergyefficiency/NAEWG_Standards-Labels.pdf.
- Nationalrat der Republik Österreich. 1996. Stenographisches Protokoll. 38. Sitzung des Nationalrates der Republik Österreich, XX. Gesetzgebungsperiode, Freitag 20. September 1996.
- Neue Energie*, Heft 7, Konkreter Vorschlag im Herbst. MdEP Mechthild Rothe zum EU-Weißbuch 'Erneuerbare Energien'. 1998. 14-15.
- Niestroy, Ingeborg. 2000. *Die strategische UVP als Instrument zur Integration von Umweltbelangen in andere Politikbereiche. Fallstudien im Bereich der Wasserstraßenplanung an Elbe und San Francisco Bay*. Berlin: Verlag für Wissenschaft und Forschung.
- Niestroy, Ingeborg. 2005. *Sustaining Sustainability. A benchmark study on national strategies towards sustainable development and the impact of councils in nine EU member states*. EEAC series. Background study no. 2. Utrecht: Lemma.
- Oberthuer, Sebastian, und Dennis Tänzler. 2002. International regimes as a trigger of policy diffusion: the development of climate policies in the European Union. Paper read at 2001 Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change: Global Environmental Change and the Nation-State, at Berlin.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1991. Environmental labeling in OECD countries. Paris: OECD.
- . 1993. A comparison of carbon taxes in selected OECD countries. OECD Environmental Monographs No. 78 OECD/GD(93)120. Paris: OECD.
- . 1994. *Capacity development in environment*. Paris: OECD.
- . 1995a. *Developing environmental capacity. A framework for donor involvement*. Paris: OECD.
- . 1995b. Energy efficiency standards for traded products. Working Paper No. 5. Paris: OECD.
- . 1995c. *Environmental taxes in OECD countries*. Paris: OECD.

- . 1996. Pollution prevention and control. Extended producer responsibility in the OECD area. Phase 1 Report. Legal and administrative approaches in Member countries and policy options for EPR programmes. Paris: OECD.
- . 1997. Eco-labelling: actual effects of selected programmes. OCDE/GD(97)105. Paris: OECD.
- . 1998a. Evaluation of progress in developing and implementing national environmental action programmes (NEAPs) in Central and Eastern Europe and the New Independent States. Final Report by the OECD Task Force for the Implementation of the Environmental Action Programme in Central and Eastern Europe (EAP) CCNM/ENV/EAP(98)23/REV1. Paris: OECD.
- . 1998b. Extended and shared producer responsibility. Phase 2. Case Study on the German Packaging Ordinance. ENV/EPOC/PPC(97)21/REV2. Paris: OECD.
- . 1999. *Environmental taxes. Recent developments in China and OECD countries*. Paris: OECD.
- . 2001a. *Environmentally related taxes in OECD countries. Issues and strategies*. Paris: OECD.
- . 2001b. *Extended producer responsibility. A guidance manual for governments*. Paris: OECD.
- . 2001c. Strategies for sustainable development: practical guidance for development co-operation. Paris: OECD.
- . 2001d. Sustainable development: Critical issues. Paris: OECD.
- Østergaard, Vibeke, und Sietze van der Sluis. 1993. Efficiency standards in EC and Europe. Paper read at European Council for an Energy Efficient Economy Summer Study.
- Owen, Elisa. 2001. Overview of existing legislation in the region. Paper read at CTI Capacity Building Seminar: Regional Workshop on Energy Efficiency Standards & Labels, March 22-23, at Buenos Aires.
- Painter, Martin. 2001. Multi-Level governance and the emergence of collaborative federal institutions in Australia. *Policy & Politics* 29 (2):137-150.
- Palmers, Geert, Country Review Belgium, in Meyer, Niels I./Nielsen, Vilhjálmur (2001), Synthesis of RECerT country reports, European Renewable Electricity Certificate Trading Project Contract No. NNE5/1999/00051.
- Papadakis, Elim. 2000. Australia: ecological sustainable development in the national interest. In *Implementing sustainable development. strategies and initiatives in high consumption societies*, herausgegeben von W. M. Lafferty und J. Meadowcroft. Oxford: Oxford University Press.
- Parliament of Australia. 2000. Renewable Energy (Electricity) Bill 2000 - Renewable Energy (Electricity) (Charge) Bill 2000. Report of the Senate Environment, Communications, Information Technology and the Arts References Committee. Canberra: Senate Environment, Communications, Information Technology and the Arts References Committee.
- Pehle, Heinrich, und Alf-Inge Jansen. 1998. Germany: the engine in European environmental policy? In *Governance and environment in Western Europe. Politics, policy and administration*, herausgegeben von K. Hanf und A.-I. Jansen. Harlow: Addison Wesley Longman.
- Peters, Heinz. 1987. Praktische Auswirkungen eines im Grundgesetz verankerten Staatsziels Umweltschutz. *Natur + Recht* 9:293-296.
- Pleschberger, Werner. 1999. The national environmental plan of Austria - A lesson to learn in environmental policy? In *Formulation and implementation of national forest programmes: theoretical aspects*, herausgegeben von P. Glück, G. Oesten, H. Schanz und K.-R. Volz. Joensuu: European Forest Institute.
- Polsby, Nelson W. 1984. *Political Innovation in America. The Politics of Policy Initiation*. New Haven: Yale University Press.
- Prittitz, Volker v. 1994. *Politikanalyse*. Opladen: Leske + Budrich.
- Radaelli, Claudio M. 2000. Policy transfer in the European Union: institutional isomorphism as a source of legitimacy. *Governance: An International Journal of Policy and Administration* 13 (1):25-43.
- Rehbinder, Eckhard, Armin Sandhövel, und Hubert Wiggering. 1999. The role of European Environmental Advisory Councils in the different EU Member states. *Environmental Politics* 8 (2):165-172.

- Reiche, Danyel T., und Carsten Krebs. 1999. *Der Einstieg in die Ökologische Steuerreform. Aufstieg, Restriktionen und Durchsetzung eines umweltpolitischen Themas*. Frankfurt am Main: Peter Lang Verlag.
- Reiche, Danyel. 2003. Restriktionen und Erfolgsbedingungen erneuerbarer Energien in Polen. Frankfurt am Main
- Ringquist, Evan J. 1993. *Environmental protection at the state level. Politics and progress in controlling pollution*. Armon und London: Sharpe.
- Risse, Thomas. 2000. 'Let's argue!': communicative action in world politics. *International Organization* 54 (1):1-40.
- Risse, Thomas, Stephen C. Ropp, und Kathryn Sikkink, eds. 1999. *The power of human rights. International norms and domestic change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rogers, Everett. 1995. *Diffusion of innovations*. New York: Free Press.
- . 2003. *Diffusion of innovations*. New York: Free Press.
- Rose, Richard. 1991. What is lesson-drawing. *Journal of Public Policy* 11 (1):3-30.
- . 1993. *Lesson-drawing in public policy. A guide to learning across time and space*. Chatham, NJ: Chatham House.
- Ruby, Jorn. 2001. Zweifelhafte Zertifikate. Nach heftigen Kontroversen warten die Dänen weiter auf ihr neues Ökostrom-Gesetz. *Neue Energie*, Heft 8, 74-76.
- Sand, Peter H. 1990. *Lessons learned in global environmental governance*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Sands, Philippe. 2003. *Principles of International Environmental Law. Second Edition*. Second Edition ed. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Schaeffer, G.J., G.M. Bots, T. Anderson, C. Mitchell, C. Timpe, und M. Cames. 1999. The Implications of Tradable Green Certificate for the Deployment of Renewable Electricity. Mid-Term Report ECN-C-99-072, Altener Contract XVII/4.1030/Z/98-037. Öko-Institut/ Science and Technology Policy Research (SPRU).
- Scharpf, Fritz W. 1999. *Governing in Europe*. Oxford: Oxford University Press.
- Schlegelmilch, Kai. 1999. Energiesteuern in Europa. In *Blick nach Vorn. Anforderungen an die weiteren Stufen der Ökologischen Steuerreform*, herausgegeben von B. B. D. Grünen. Bonn: Bundestagsfraktion Bündnis90/Die Grünen.
- Schröder, Gerhard. 1999. Regierungserklärung des Bundeskanzlers. *Das Parlament* 1999 (48):2-4.
- Schuster, Barbara. 2000. Strategien nachhaltiger Entwicklung in Deutschland. In *Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Seeliger, Robert. 2001. Konvergenz oder Divergenz? Sonderabfallpolitik in Deutschland, Kanada und den USA 1970 bis 1996, Fakultät für Sozial- und Verhaltenswissenschaften, Eberhard-Karls-Universität, Tübingen.
- Semb, Arne. 2001. Sulphur dioxide: from protection of human lungs to remote lake restoration. In *Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000*, herausgegeben von European Environment Agency (EEA). Environmental Issue Report No. 22. Brussels: Office for official publications of the European Communities.
- Sheate, W. 1984. The EEC Draft Directive on the Environmental Assessment of Projects: its history, development and implications. MSc Dissertation, Imperial College London, London.
- Sitarz, Daniel, ed. 1998. *Sustainable America. America's environment, economy and society in the 21st century*. Carbondale, Il.: Earthpress.
- Sooros, Marvin S. 1999. Global institutions and the environment: an evolutionary perspective. In *The global environment. Institutions, law and policy*, herausgegeben von N. J. Vig und R. S. Axelrod. Washington, D.C.: CQ Press.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen). 1998. *Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- . 2000. *Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- . 2002a. *Sondergutachten Naturschutz*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- . 2002b. *Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

- Steering Group on Energy Standards. 2003. *Cooperation on energy standards in APEC. Report of the Steering Group on Energy Standards to the APEC Energy Working Group*. Steering Group on Energy Standards, 2000 [cited 17 November 2003]. Available from Cooperation on energy standards in APEC.
- Stone, Diana. 1999. Learning lessons and transferring policy across time, space and disciplines. *Politics* 19 (1):51-59.
- . 2001. Learning lessons, policy transfer and the international diffusion of policy ideas. CSGR Working Paper 69/01. Coventry: Center for the Study of the Globalisation and Regionalisation, CSGR.
- Strang, David, und John W. Meyer. 1993. Institutional conditions for diffusion. *Theory and Society* 22 (4):487-511.
- Strang, David, und Sarah A. Soule. 1998. Diffusion in organizations and social movements: from hybrid corn to poison pills. *Annual Review of Sociology* 24:265-290.
- Tews, Kerstin. 2002a. Der Diffusionsansatz für die vergleichende Politikanalyse. Wurzeln und Potenziale eines Konzepts. Eine Literaturstudie. FFU-Report 2002-02. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- . 2002b. Die Ausbreitung von Energie/CO₂-Steuern. Internationale Stimuli und nationale Restriktionen. FFU-Report 08-2002. Berlin: Environmental Policy Research Centre.
- . 2002c. Politiktransfer: Phänomen zwischen Policy-Lernen und Oktroi. Überlegungen zu unfreiwilligen Umweltpolitikimporten am Beispiel der EU-Osterweiterung. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 25 (2):173-201.
- Tews, Kerstin, Per-Olof Busch, und Helge Jörgens. 2003. The diffusion of new environmental policy instruments. *European Journal of Political Research* 42 (2):569-600.
- Timm, Gerhard I. 1989. *Die wissenschaftliche Beratung der Umweltpolitik. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen*. Wiesbaden: Deutscher Universitäts Verlag.
- Tolba, Mostafa, Osama A. El-Kholy, E. El-Hinnawi, M.W. Hldgate, D.F. McMichael, und R.E. Munn. 1995. *The world environment 1972-1992. Two decades of challenges*. London: Chapman & Hall.
- Tolba, Mostafa K., und Iwona Rummel-Bulska. 1998. *Global environmental diplomacy: Negotiating environmental agreements for the world, 1973-1992*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Tomsic, G. Mihael , und Andreja Urbancic. 1999. Design of a CO₂ Tax in Slovenia. Paper read at 1st Austrian-Czech Conference on Energy Market liberalization in Central and Eastern Europe, September 6-8, at Prague.
- United Nations. 1997. Programme for the further implementation of Agenda 21. Resolution adopted by the General Assembly at its 19th Special Session (13-28 June 1997). New York: United Nations General Assembly.
- Uppenbrink, Martin. 1974. Organisation der Umweltplanung in den USA. Umweltgestaltung Heft A 25. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Valente, Thomas W. 1993. Diffusion of innovation and policy-decision-making. *Journal of Communication* 43 (1):30-44.
- Valente, Thomas W., und Rebecca L. Davis. 1999. Accelerating the diffusion of innovations using opinion leaders. *Annals of the American Academy of Political Science* 566:55-67.
- van Beek, A., und J.H.B. Benner. 1998. International Benchmark Study on Renewable Energy. Final Report to the Dutch Ministry of Economic Affairs. Rotterdam: Consultants on Energy and Environment, CEA.
- Varone, Frédéric, und Bernard Aebischer. 1999. From national policies to global market transformations: the challenges of (international) policy design. Paper read at European Council for an Energy Efficient Economy Summer Study.
- . 2001. Energy efficiency: the challenges of policy design. *Energy Policy* 29 (8):615-629.
- Walker, Jack L. 1969. The diffusion of innovations among American states. *American Political Science Review* 63:880-899.
- Weale, Albert. 1992. *The new politics of pollution*. Manchester/New York: Manchester University Press.
- . 1997. United Kingdom. In *National environmental policies: a comparative study of capacity building*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

- Weidner, Helmut. 1995. Reduction in SO₂ and NO₂ Emissions from Stationary Sources in Japan. In *Successful Environmental Policy - A Critical Evaluation of 24 Cases*, herausgegeben von M. Jänicke und H. Weidner. Berlin: Edition Sigma.
- . 2002. Pioneers. Paper read at International Symposium on Pioneers in Environmental Policy Making, 18-19 October, at Berlin, Freie Universität Berlin.
- Weidner, Helmut, und Martin Jänicke. 2002. Summary: Environmental capacity building in a converging world. In *Capacity building in national environmental policy. A comparative study of 17 countries*, herausgegeben von H. Weidner und M. Jänicke. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Wey, Klaus-Georg. 1982. *Umweltpolitik in Deutschland. Kurze Geschichte des Umweltschutzes in Deutschland seit 1900*. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Wiel, Stephen, Laura Van Wie McGrory, und Harrington Lloyd. 2002. Energy efficiency standards and labels in North America: opportunities for harmonization. Paper read at American Council for an Energy-Efficient Economy Summer Study, August 18-23, at Pacific Grove.
- Wiel, Stephen, und James McMahon. 2001. *Energy efficiency labels and standards. A guidebook for appliances, equipment and lightning*. Washington, D.C.: Collaborative Labelling and Appliance Standards Program (CLASP).
- Wiggering, Hubert, und Armin Sandhövel (Hrsg.). 1995. *European Environmental Advisory Councils. Agenda 21 – Implementation Issues in the European Union*. London: Kluwer Law International.
- Wilensky, Harold, Gregory M. Luebbert, Susanne Reed Hahn, und Adrienne M. Jamieson. 1987. Comparative social policy: theories, methods, findings. In *Comparative policy research: learning from experience*, herausgegeben von M. Dierkes, H. N. Weiler und A. B. Antal. Aldershot: Gower.
- Wilkenfeld, George. 1996. Electrical appliance energy labelling and minimum energy performance standards for Pacific Island nations: baseline study. Report to the Forum Secretariat Energy Division. Sydney: George Wilkenfeld and Associates.
- Wilkinson, David. 1997. The Drafting of National Environmental Policy Plans: The UK Experience. In *Nationale Umweltpläne in ausgewählten Industrieländern*, herausgegeben von M. Jänicke, A. Carius und H. Jörgens. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Windhoff-Héritier, Adrienne. 1987. *Policy-Analyse. Eine Einführung*. Frankfurt a. M., New York: Campus.
- Winward, John, Pernille Schiellerup, und Brenda Boardman. 1998. Cool labels. The first three years of the European Energy Label. Oxford: University of Oxford.
- World Bank. 1991. Environmental assessment. Operational Directive 4.01. Washington, D.C.: World Bank.
- World Energy Council. 2001a. *Energy efficiency policies and indicators. A report by the World Energy Council*. 2 vols. London: World Energy Council.
- . 2001b. *Energy efficiency policies and indicators. A report by the World Energy Council*. 2 vols. Vol. 1. London: World Energy Council.